

**UNIVERSITA DEGLI STUDI DI NAPOLI
FEDERICO II**

**Dottorato in
Ambiente, Prevenzione e Medicina Pubblica**

Indirizzo:

**Igiene Ambientale
XVII ciclo**

**Programma di indagini per il rilevamento preliminare relativo
alle caratteristiche delle acque profonde e all'impatto esercitato
dalle attività antropiche nell'area di pertinenza del bacino
Destra- Sinistra Sele**

**DOTTORANDA:
DOT.SSA MARIA LUISA MATTEI**

**COORDINATORE.
PROF. C. BUCCELLI**

**TUTORI:
PROF. M. TRIASSI
PROF. G. MELLUSO**

ANNO ACCADEMICO 2004/2005

INDICE

1. INTRODUZIONE	2
2. SCOPO DEL LAVORO	9
3. ORGANIZZAZIONE DEL LAVORO	14
3.1 Individuazione dei siti di campionamento	14
3.2. Il bacino del fiume tusciano	17
3.3. Il bacino del fiume bussento	19
4. MATERIALI E METODI	21
5. RISULTATI	26
7. CONCLUSIONI	48

1. INTRODUZIONE

Le risorse idriche nazionali sono soggette a forti pressioni, derivanti dall'elevata antropizzazione del territorio. I tre fattori maggiormente condizionanti sono costituiti dal sistema produttivo, da quello industriale e dal settore agricolo.

A questi si va ad aggiungere, oltre all'alta densità di popolazione residente, anche la rilevante presenza turistica, certamente distribuita lungo tutto l'arco dell'anno, ma che ovviamente raggiunge punte elevatissime nella stagione estiva. Non a caso i dati dell'APAT dimostrano che il Mediterraneo si rivela essere oggi l'area del pianeta a più elevata pressione turistica. (APAT, 2004)

Negli ultimi decenni si è assistito ad un crescente sfruttamento delle risorse idriche sotterranee, indotto dal costante aumento dei consumi e della sempre minore disponibilità di acque superficiali di adeguata qualità.

In questo contesto, un ruolo di primo piano come fonte di approvvigionamento è ricoperto dalle acque sotterranee, tanto che sono ormai indicate come la risorsa idrica del futuro., ma che hanno già conosciuto un notevole sfruttamento.

Le acque sotterranee sono una preziosa risorsa naturale. Esse costituiscono un serbatoio da cui prelevare acqua potabile di buona qualità, ma anche risorse da destinare agli usi industriali ed agricoli.

Alcuni rapporti recenti, però, mostrano che l'inquinamento dovuto a fonti domestiche, agricole industriali è ormai in progressivo aumento (OECD, 2003; EEA, 2003). Ciò accade perché il flusso delle acque sotterranee e il loro trasporto dalla fonte sono processi in genere molto lenti. Pertanto, l'inquinamento provocato da attività agricole, industriali o di altro tipo verificatesi anche decenni addietro può tuttora minacciare fortemente la qualità delle acque sotterranee. E' del tutto evidente, quindi, che la prevenzione dell'inquinamento delle acque sotterranee è oggi più che mai di straordinaria importanza e deve costituire un obiettivo essenziale della legislazione europea.

L'attuale normativa presente in Italia, in materia di acque, è rappresentata dal D. Lgs. 152/99 e la sua integrazione 258/00 *“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".

Normativa

Nel D.Lgs.152 /99 vengono introdotti, per la prima volta nella legislazione italiana, gli importanti concetti di "obiettivo minimo di qualità ambientale" ed "obiettivo minimo di qualità per specifica destinazione".

Il primo è definito in relazione alla "capacità dei corpi idrici di mantenere processi naturali di autodepurazione e di supportare comunità animali e vegetali ampie e diversificate". Esso deve essere raggiunto entro il 2016, limitatamente ai corpi idrici significativi (allegato 1), mediante un apposito "piano di tutela delle acque" (art. 44); in particolare, dovrà essere conseguito lo stato di "buono" (allegato1), per i corpi idrici che oggi sono di qualità peggiore, e dovrà essere mantenuto lo stato di "elevato" (allegato1), per quel che sono attualmente costituiti da acqua di ottima qualità. Il secondo obiettivo riconosce "lo stato dei corpi idrici idoneo ad una particolare utilizzazione da parte dell'uomo alla vita dei pesci e dei molluschi", individuando, cioè, alcune destinazioni d'uso della risorsa, compatibili con le relative caratteristiche qualitative e quantitative; tale obiettivo è da perseguire su "tutto il territorio nazionale", con riferimento esclusivo, però, ad alcuni corpi idrici superficiali (art.6), anch'essi da inserire nel "piano di tutela delle acque".

Un obiettivo questo, che avrà una prima verifica a metà strada, nel 2008, anno entro il quale almeno le acque superficiali dovranno presentarsi con una qualità ambientale definita "sufficiente", per arrivare al 2016 anno in cui tutti i corpi idrici «significativi» dovranno raggiungere uno stato ambientale "buono". Il raggiungimento di queste finalità è affidato ad una molteplicità di strumenti e, tra questi, ai Programmi di Qualità Ambientale ed ai Piani di Tutela delle Acque (PTA).

La definizione del "Piano di Tutela" (art. 44 del D. L.vo 152/99) richiede la preventiva elaborazione e realizzazione di programmi mirati alla conoscenza dello

stato qualitativo e quantitativo dei corpi idrici e all'acquisizione delle necessarie informazioni sulle caratteristiche fisiche, naturali e socio-economiche dei bacini, al fine di valutare le pressioni e gli impatti antropici da essi subiti (artt.42 e 43).

Si concretizza quindi un importante concetto secondo il quale il problema della tutela delle acque dall'inquinamento non può essere posto nei termini di un'utopica protezione totale, ma piuttosto, in un ambito di monitoraggio della qualità e di limitazione delle fonti di inquinamento, operando una scelta razionale tra risorse da salvaguardare in ogni caso ed altre per le quali si considera accettabile, invece, un tasso di inquinamento controllato. Infatti l'intento di risanare tutti i corpi idrici è estremamente difficile da perseguire.

Risorse idriche

Le risorse idriche in Italia sono ripartite in modo molto disomogeneo nei compartimenti idrografici delle macroregioni del territorio nazionale (tabella 2) con un 65% nel Nord, 15% nel Centro, 12% nel Sud e 8% nelle Isole maggiori. (APAT, 2004). La richiesta di risorse nell'ambito degli stessi compartimenti invece è descritta nella tabella 1.

Tabella 1: intensità di utilizzo della risorsa rispetto alla disponibilità

<i>Compartimenti idrografici</i>	<i>Disponibilità nell'area (milioni di m3)</i>	<i>Risorse totali utilizzabili rispetto alle risorse disponibili (%)</i>
NORD 33.925 65 (Bacino Po, Triveneto, Liguria)	33.925	75
CENTRO 7.825 15 (Romagna, Marche, Toscana, Lazio, Abruzzo, Molise)	7.825	15
SUD-ISOLE 10.058 20 (Puglia, Campania, Calabria, Lucania, Sicilia, Sardegna)	10.058	20
ITALIA	51.808	100

(Fonte: Relazione sullo Stato dell'Ambiente, 2001 (Elaborazione ANPA su dati CNA 1971 e 1989 e CNR-IRSA, 1999, Quaderno n.109)

La possibilità di utilizzare queste risorse è, però, legata alla qualità ambientale del corpo idrico. Qualità, tuttavia, che non è più valutabile esclusivamente sulla base di standard qualitativi (concentrazioni e livelli limite) fissati per singolo parametro, ma è definita dalla nuova normativa in funzione della capacità dei corpi idrici di mantenere i processi naturali di autodepurazione e di supportare le comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate tipiche della specifica tipologia di corpo idrico quando è in condizioni non alterate dalle pressioni antropiche. In tal senso la qualità di un corpo idrico deve risultare dalla combinazione dei valori assunti da parametri chimici e fisici (quantità e portate) integrati da indici di qualità biologica e trofica e dalla presenza/assenza di microinquinanti tossici e nocivi di sintesi naturalmente non presenti nelle acque, nei sedimenti e nel biota (comunità animali e vegetali).

Lo stato delle risorse idriche è, infine, determinato dall'insieme delle condizioni chimico-fisiche, biologiche e idromorfologiche relative a tutti i comparti costituenti il corpo idrico e agli ecosistemi ad esso associati, sia in termini di qualità che di quantità.

La normativa italiana specifica diversi parametri chimici e biologici per definire la qualità degli acquiferi, indicate nell' allegato 1.

Acque sotterranee

Discorso a parte meritano le acque sotterranee che possono essere contaminate con modalità particolari, essendo più o meno protette da uno strato di suolo che viene superato soltanto da molecole con determinate caratteristiche chimico-fisiche e/o in concomitanza di una loro suscettibilità alla contaminazione. Poiché i corpi idrici sotterranei rappresentano fonti importanti di approvvigionamento idropotabile, la loro contaminazione ha implicazioni soprattutto per quanto riguarda la salute umana. Pertanto un criterio di valutazione fondamentale per lo stato dei bacini idrici sotterranei dovrebbe essere rappresentato proprio dalla presenza, e quindi dalla concentrazione, di quelle sostanze che, in determinate quantità, costituiscono un rischio soprattutto per l'uomo. che le consuma a scopo potabile.

Tra i diversi parametri chimici utilizzati per stabilire lo stato di inquinamento delle acque un posto di primo piano è occupato dalla concentrazione dei nitrati, immessi nell'ambiente dall'intensa attività agricola e possibile fonte di inquinamento delle acque superficiali come anche delle acque sotterranee, dove giunge per percolamento (Cinnirella S., 2005). Diversi sono i fattori che possono influenzare il raggiungimento delle acque sotterranee da parte degli inquinanti, in questo senso contribuiscono alla mobilità delle sostanze nel suolo le caratteristiche e la pendenza del terreno e la profondità della falda (Brookes J. D., 2004; Pollock D.W., 2005).

Anche l'attività zootecnica costituisce una fonte di inquinamento delle acque sotterranee da non sottovalutare, poiché ne influenza le caratteristiche chimiche ma ancor di più quelle microbiologiche (Edwards D.R., 1992; Mallin M.A., 2000). Diversi sono i fattori che influiscono sull'inquinamento microbiologico degli acquiferi, e includono la percolazione attraverso il terreno il dilavamento superficiale e l'applicazione dei reflui zootecnici direttamente sul suolo (Mallin M.A., 2003). Quando acque contaminate microbiologicamente sono sparse sul terreno, una parte di patogeni in esse contenuta viene inattivata dalla radiazione ultravioletta e da fenomeni di predazione e competizione (Crane et al., 1983); tuttavia una parte di batteri sopravvive comunque e può attraversare il terreno e giungere nelle acque sotterranee contaminandole. Organismi come *Escherichia coli* possono trovare condizioni ambientali idonee e sopravvivere anche per mesi (Davies C.M., 1995). La presenza quindi di patogeni nell'ambiente dipende dalla capacità di sopravvivenza delle singole specie nell'acqua e nel suolo. Per quanto riguarda i batteri la loro sopravvivenza è condizionata dalla temperatura, dalla presenza di agenti antagonisti e dalla intensità della radiazione solare. I virus, d'altro canto, pur essendo incapaci di moltiplicarsi al di fuori di un ospite, possono resistere a lungo nell'ambiente, restando vitali per mesi. Protozoi ed elminti sono invece meno frequenti, hanno tempi di resistenza nell'ambiente diversi a seconda delle specie, come indicato in tabella 2 (Giardini L., 1993)

Tabella 2: tempi di sopravvivenza per alcuni patogeni in diversi ambienti

patogeno	tempo di sopravvivenza in giorni					
	nel terreno		sulle colture		in acqua dolce	
	medio	max	medio	max	medio	max
virus enterici	20	100	15	60	50	120
batteri:						
coliformi fecali	20	70	15	30	30	60
<i>Salmonella spp.</i>	20	70	70	30	30	60
<i>Shigella spp.</i>	-	-	5	10	10	30
<i>Vibrio comma</i>	10	20	2	5	10	30
protozoi						
<i>Entoameba histolitica</i> (cisti)	10	20	2	10	15	30
Elminti:						
<i>Ascaris lumbricoides</i> (uova)	alcuni mesi	alcuni mesi	30	60	alcuni mesi	alcuni mesi

La presenza di patogeni è solitamente accompagnata dalla presenza degli indicatori classici di contaminazione come *Escherichia coli* enterococchi, coliformi totali e fecali (Karapinar M,1991). Diversi studi mostrano come questi indicatori sono considerati efficienti nell'evidenziare la presenza di patogeni (Schaffter N., 2002; Baghel V.S., 2005). Anche quando gli inquinanti inorganici non indicano uno stato di contaminazione tale da rappresentare un danno alla salute umana, la presenza di indicatori microbiologici di contaminazione fa sì che la risorsa venga considerata inadatta ad un uso diretto (Krapac I.G., 2002).

Appare evidente come sia necessario, per determinare la qualità di un acquifero, valutare i parametri chimici così come indicato dalla normativa, ma soprattutto i parametri microbiologici.

Nel caso delle acque superficiali la normativa tiene conto del parametro *Escherichia coli* che essendo un batterio esclusivamente di origine fecale è legato alla presenza di apporti fecali sia umani che animali (Senders B.F., 2005); la normativa ne fissa il limite a 5.000 UFC/100 ml. Per quanto riguarda invece le acque sotterranee i parametri microbiologici non sono affatto presi in considerazione dalla normativa che dà risalto solo ai parametri chimici rappresentati da temperatura, durezza totale, conducibilità elettrica, bicarbonati,

calcio, cloruri, magnesio, potassio, sodio, solfati, ione ammonio, ferro, manganese, nitrati (D.lgs. 152/99 e agg.).

In collaborazione con l'Autorità Di Bacino Destra Sele e Sinistra Sele nell'ambito della realizzazione dei Piani Di Tutela Delle Acque è stato effettuato il monitoraggio delle acque sotterranee dei bacini pilota del Fiume Tusciano e del Fiume Bussento. Oltre ai parametri chimici macrodescrittori indicati dalla normativa per definire lo stato chimico, sono stati valutati anche i parametri microbiologici considerati evidenza di inquinamento fecale e di presenza di patogeni: *Escherichia coli*, conta batterica totale a 22°C, conta batterica totale a 37°C, Coliformi totali, Coliformi fecali, Streptococchi fecali, Spore di Clostridi solfito riduttori, e per la ricerca dei patogeni sono stati scelti i seguenti parametri: *Aeromonas hydrophila*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus*, (Thomann R.V., 1987; Solo-Gabriele H.M., 2000; Grant S.B., 2001; Sanders B.F., 2005)

2. SCOPO DEL LAVORO

Il concetto di “qualità ambientale” introdotto attraverso gli attuali dispositivi legislativi (D.Lgs. 152/99; D.Lgs. 258/00) ha ridisegnato le reti finalizzate al controllo dello stato delle acque impostando la tutela dei corpi idrici attraverso il loro monitoraggio, indispensabile strumento per la classificazione dello stato ambientale degli stessi ed il raggiungimento di specifici obiettivi di qualità.

Il lavoro si è svolto nell’ambito di tre anni in cui si è andato a valutare lo stato quali-quantitativo delle acque sotterranee di due bacini pilota siti nel territorio di competenza dell’Autorità Di Bacino Destra e dell’Autorità Di Bacino Sinistra Sele. (figura 1).

Autorità di bacino

Le Autorità di Bacino provvedono alla elaborazione ed attuazione degli strumenti di pianificazione e protezione del territorio nell’ambito della politica di tutela della risorsa idrica. Sono attribuiti alle Autorità di Bacino le competenze in materia di conservazione e difesa del suolo e dei corpi idrici e la tutela delle zone di interesse naturale, forestale e paesaggistico. Nella regione Campania i bacini idrografici regionali sono

raggruppati in quattro complessi territoriali:

- 1) Bacino Nord Occidentale della Campania;
- 2) Bacino del Sarno;
- 3) Bacino in Destra Sele;
- 4) Bacino in Sinistra Sele.

Per quanto riguarda il territorio di interesse dei bacini di interesse è così suddiviso:

- Bacino in destra Sele, comprendente i bacini idrografici della Penisola Amalfitana, Irno, Picentino, Tusciano e Minori Costieri in destra Sele;
- Bacino in sinistra Sele, comprendente i bacini idrografici Minori, Costieri in sinistra Sele, Alento, Lambro, Mingardo, Bussento, Minori Costieri del Cilento.

L'istituzione di tali Enti ha creato i presupposti per una visione più ampia ed integrata dei problemi dell'assetto del territorio a scala di bacino

Figura 1: Autorità di Bacino Nazionali ed Autorità di Bacino Regionali



Bacino idrografico

L'individuazione del bacino idrografico, unità fisica inscindibile, quale area funzionale ed ottimale per la disamina delle risorse esistenti, assume una connotazione geo-politica e costituisce così il migliore quadro di riferimento per una unitaria e razionale pianificazione e programmazione fisico ambientale. Il bacino idrografico è così definito “ territorio dal quale le acque pluviali o di fusione delle nevi o dei ghiacciai, defluendo in superficie o a mezzo di affluenti, nonché il territorio che può essere allagato dalle acque del medesimo corso d'acqua, ivi compresi i suoi rami terminali con le foci in mare ed il litorale marittimo prospiciente (...)” (Legge 183/89).

I bacini presi in considerazione in questo lavoro sono considerati “significativi” ai sensi della normativa vigente (allegato 3 D.l.vo 258/2000)

Il progetto è stato condotto concentrando le azioni dapprima nell'ambito di un bacino – pilota andando a rilevare le condizioni sia chimiche che microbiologiche delle acque del bacino idrografico del Fiume Tusciano sito in Campania che nasce

dai Monti Picentini e sfocia dopo circa trenta chilometri nel Golfo di Salerno presso Battipaglia (SA) (figura 2).

L'attenzione è stata focalizzata, in seguito, sull'area del fiume Bussento, sito in Campania, nel Cilento meridionale del Massiccio del Cervati (provincia di Salerno). Una porzione di tale area rientra nel parco nazionale del Cilento- Vallo Di Diano e un'altra porzione è rappresentata da un Oasi Grotte Del Bussento Morigerati. La complessa storia geologica dell'area, la sua natura carsica, a cui si sovrappone in alcuni versanti una coltre di depositi terrigeni, l'azione incessante dell'acqua, condizionata dalla peculiare situazione morfotettonica, hanno modellato quest'area rendendola interessante sia dal punto di vista paesaggistico che ambientale.

Il territorio presenta caratteristiche geologiche, geomorfologiche e idrogeologiche con dinamiche complesse che lo rendono "particolare" e una varietà di ambienti che favoriscono un'elevata biodiversità floristica e faunistica.

Al fine di determinare la qualità chimica degli acquiferi sono stati scelti opportuni siti di campionamento lungo tutto il bacino idrografico considerato e sono stati valutati i parametri indicati nell' all. 1 tab. 19 e 20: temperatura, conducibilità elettrica, bicarbonati, calcio, cloruri, magnesio, potassio, sodio, solfati, ione ammonio, ferro, manganese, nitrati, ed è stata poi valutata la classe di qualità in base ai "parametri di base" secondo quanto indicato dal D. L.vo 258/2000.

Sono stati valutati inoltre i parametri microbiologici, scelti in base a dati ritrovati in letteratura: *Escherichia coli* conta totale a 22°C, conta totale a 37°C, Coliformi totali, Coliformi fecali, Streptococchi fecali, Clostridi solfito riduttori, *Aeromonas hydrophila*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus*, (Matthess G. e Pekdeger A, 1981, Tranter J. et al., 1996; Baghela V.S., 2005).

È da sottolineare che la normativa pur introducendo questi concetti innovativi in materia di protezione degli acquiferi, attribuisce ai parametri chimici notevole importanza a discapito di quelli microbiologici che non vengono affatto considerati per individuare le classi di qualità dei corpi idrici sotterranei. Si trova

solo menzione del parametro *Escherichia coli* per quanto riguarda la classificazione di qualità delle acque superficiali.

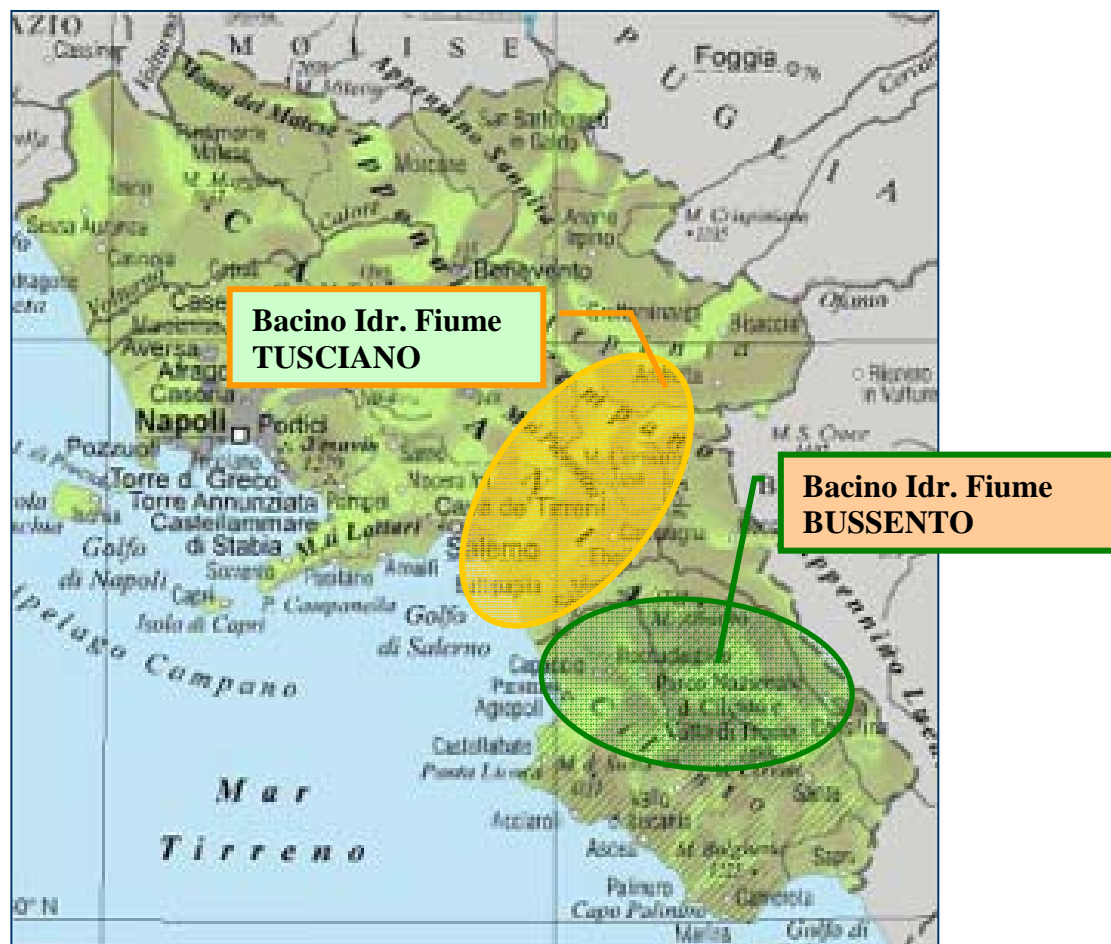
A tal proposito si è andati a valutare anche lo stato qualità delle acque superficiali andando a valutare il valore dei macrodescrittori (ossigeno disciolto, BOD₅, COD, ione ammonio, nitrati, fosforo totale, *Escherichia coli*, I.B.E.).

A causa di motivi tecnico –logistici, è stato possibile effettuare questo studio solo per il fiume Tusciano e per sole 3 stazioni di campionamento rispettivamente nella parte sorgentizia nella parte mediana e alla foce del fiume.

Intento di questo progetto di ricerca è quello di valutare il ruolo dei parametri microbiologici in relazione all'inquinamento degli acquiferi, e in relazione alla “Qualità” delle acque sotterranee.

In diversi luoghi gli indicatori microbiologici di inquinamento sono stati considerati per valutare la contaminazione delle acque superficiali (Scott T.M., 2003). Con questo progetto ci si propone di utilizzare gli stessi indicatori anche per le acque sotterranee che in molte regioni e soprattutto nella nostra Regione costituiscono una fonte di approvvigionamento importante, sia per un uso potabile, ma e soprattutto per un uso irriguo delle risorse. Basti pensare che la stima dei fabbisogni irrigui, relativi all'area del consorzio Destra Sele ammonta a 32,17 Mm³ annui (INEA – rapporto irrigazione).

Figura 2: inquadramento geografico dei bacini considerati (in giallo: Bacino del fiume Tusciano; in verde: bacino del fiume Busseto)



3. ORGANIZZAZIONE DEL LAVORO

Le attuali politiche di tutela delle acque e gli strumenti organizzativi, gestionali e normativi ad esse connessi, mirando al raggiungimento degli obiettivi di qualità, imposti dal Testo Unico sulle Acque, attraverso la protezione e il miglioramento dell'insieme degli elementi che costituiscono il corpo idrico, intendono tutelare o ripristinare uno stato qualitativo e quantitativo tale da garantire una buona capacità di autodepurazione e di sostegno agli ecosistemi associati (APAT, 2004).

Alla luce dell'attuale normativa il sistema fluviale viene concepito come elemento centrale (corpo idrico recettore) di un contesto ambientale più ampio, costituito dall'intero bacino idrografico e comprendente tutti gli elementi socio-economici di rilevanza ambientale. Tra questi, particolare importanza ricoprono gli insediamenti abitativi e industriali, in quanto produttori di scarichi e i sistemi di depurazione, la rete idrica con le sue diverse componenti, sia naturale che artificiale. Si comprende allora come la complessità di un tale sistema richieda l'uso di strumenti di analisi e di gestione di tipo avanzato. Tali strumenti, oggi disponibili con un alto grado di affidabilità ed una discreta facilità d'uso, comprendono anche i modelli matematici del sistema fluviale, utilizzabili non solo per quanto riguarda il regime idraulico, ma anche per valutare la qualità delle acque (ANPA, 2000).

Con questo progetto si è inteso, perciò, porre le basi di un lavoro più ampio che ha lo scopo di sancire lo stato di qualità del bacino del fiume Tusciano di competenza dell'Autorità di Bacino Destra Sele e del bacino del fiume Bussento di competenza dell'Autorità di Bacino Sinistra Sele.

3.1 Individuazione dei siti di campionamento

Il lavoro preliminare è consistito nell'individuare i siti di campionamento: 21 stazioni di acque profonde lungo il territorio del fiume Tusciano, la cui denominazione è riportata nelle tabelle 3 e 4. Sono invece 3 i siti di

campionamento per le acque superficiali, la cui denominazione è riportata in tabella 5.

Tabella 3:denominazione dei siti campionati nel Bacino del Fiume Tusciano

STAZIONE	DENOMINAZIONE
Stazione 1	Via Pescara (Bellizzi)
Stazione 2	Molini Pizzuti s.r.l. (Bellizzi)
Stazione 3	Volta Vigna (Bellizzi)
Stazione 4	Via Masacci (Macchia)
Stazione 5	Cooperativa Serroni Alto (Battipaglia)
Stazione 6	Laghetto (Battipaglia)
Stazione 7	Kartodromo (Battipaglia)
Stazione 8	Cooperativa Agricola Bellizzi
Stazione 9	Caseificio “Colle Bianco” Bellizzi
Stazione 10	Acqua Olevano
Stazione 11	Ausino

Tabella 4: denominazione dei siti campionati nel Bacino del Fiume Tusciano

STAZIONE	DENOMINAZIONE
Stazione 12	Località Taverna delle Rose
Stazione 13	Località Aversana
Stazione 14	Località Via Fosso di Pioppo
Stazione 15	Località Ospedale
Stazione 16	Località Cavallaio
Stazione 17	Località Marano
Stazione 18	Località Fasanarella
Stazione 19	Località Spineta (scuderia)
Stazione 20	Foce destra Tusciano (masseria)
Stazione 21	Azienda Agricola Consalvo

Tabella 5: denominazione dei siti di acque superficiali campionati nel Bacino del Fiume Tusciano

STAZIONE	DENOMINAZIONE
Stazione 1S	Frantoio Troisi
Stazione 2S	Battipaglia
Stazione 3S	Laghetto di Tiberio (Acerno)

Per quanto riguarda il secondo bacino pilota preso in considerazione, ovvero il Bacino del Fiume Bussento di pertinenza dell' Autorità di Bacino sinistra Sele, sono stati individuati 11 siti di campionamento, indicati nella tabella 5.

Data la presenza di un massiccio carbonatico, la scelta delle stazioni di campionamento si è rivelata particolarmente complessa. E' stato infatti necessario ricercare i siti con attenzione, affinché essi potessero risultare omogenei, per la quasi totalità del bacino imbrifero del Bussento, nelle loro caratteristiche.

Successivamente gli 11 siti di campionamento scelti sono stati nuovamente monitorati un una seconda campagna di campionamento. I punti sono stati

campionati a distanza di un anno con cadenza stagionale. Per ogni punto sono stati rilevati i parametri considerati nella tabella 19 allegato 1 (D.lgs. 152/99) allo scopo di individuare variazioni nello stato di qualità precedentemente attribuito.

Tabella 6:denominazione dei siti campionati nel bacino del Fiume Bussento

STAZIONE	DENOMINAZIONE
P1	Sorgente Vallone Del Persico
P2	Sorgente Del Vallone Dell'inferno
P3	Sorgente Varco Del Carro
P4	Sorgente Alto Bussento
P5	Sorgente Alto Bussentino
P6	Sorgente Capello
P7	Sorgente Morigerati Alta
P8	Sorgente Grotta Del Bussento
P9	Sorgente Basso Bussentino
P10	Pozzo 1
P11	Pozzo 2

3.2. Il bacino del fiume tusciano

Il fiume Tusciano nasce dal gruppo orografico dei Monti Picentini e precisamente nei Monti Acellica – Licini – Mai, a circa 1600 metri di quota.

Ha una estensione nell'asta fluviale principale di km 37 ed un bacino di Km² 237,83. suoi affluenti di destra sono il Torrente Lama (Km 16 – Km² 22), il torrente Rialto (Km 13 – Km² 11), il F.sso Vallimonio (Km 8 – Km² 10,7), il torrente Cornea (Km 8 – Km² 31,3) Il Vallone Isca della Serra (Km 8 – Km² 22); affluente di sinistra è il canale principale del Sele, con un'estensione di Km 14. Sfocia nel Mar Tirreno, in prossimità del comune di Battipaglia (SA).

Nel suo percorso montano e pedemontano attraversa territori di notevole bellezza dal punto di vista paesaggistico e speleologico.

Il fiume Tusciano fa parte del bacino “destra Sele”, il cui territorio ha inizio dallo spartiacque morfologico ubicato in corrispondenza di Punta campanella, estremo lembo della Penisola Sorrentino-Amalfitana, e, passando per la dorsale carbonatica dei Monti Lattari, prosegue in direzione nord-est fino a comprendere il bacino del fiume Irno e le propaggini meridionali del massiccio Terminio-Cervialto, dove si raggiungono le maggiori altitudini.

Partendo dalla vetta dei Monti Mai (1618 m s.l.m.) lo spartiacque prosegue secondo la linea ideale che congiunge i monti Acellica (1600 m s.l.m.), Ramaigra (1667 m s.l.m.) e Cervialto (1809 m s.l.m.), per poi piegare direttamente a sud, dove si ricongiunge con il Monte Polveracchio (1790 m s.l.m.) e con il Monte Ripalta (1014 m s.l.m.), sperone calcareo posto a monte dell’abitato di Eboli. A valle di tale abitato la delimitazione si affianca a quella approvata per il bacino interregionale del fiume Sele (D.P.C.M. 22.12.1977), la cui sponda destra, mantenendosi pressoché parallela, avanza seguendo l’andamento del canale principale di bonifica ivi presente.

Sotto il profilo amministrativo il Bacino in destra del fiume Sele, comprende sei Comuni della provincia di Napoli e, anche se solo in parte, ventisette Comuni della Provincia di Salerno ed un Comune della Provincia di Avellino, proprio all’altezza dello sperone calcareo di cui sopra, che vengono toccati marginalmente.

Ricadono nel Bacino cinque Comunità Montane e precisamente:

- Comunità Montana Penisola Amalfitana
- Comunità Montana Penisola Sorrentina
- Comunità Montana Terminio Cervialto
- Comunità Montana dell’Irno
- Comunità Montana dei Monti Picentini ed il consorzio di Bonifica destra Sele, relativamente alle aree poste in destra orografica del fiume.

Per quanto concerne gli schemi idrici principali dal PRGA, nel Bacino in parola sono presenti Consorzi acquedottistici di un certo rilievo, quali l'Acquedotto dell'Ausino e l'Acquedotto Basso Sele ed Alto Sele. Per quanto invece concerne le tematiche ambientali nel comprensorio anzidetto sono molte le aree ad essere interessate dal vincolo idrogeologico, di cui al R.D. 3267/23 ed alla L.R. n.11/96, che però appare notevolmente più esteso su tutta la parte montana e pedemontana dell'area Amalfitana, investita quasi interamente.

In detto comprensorio ricadono inoltre le seguenti aree protette, di cui alla L.R. n. 33/93:

- ✓ parco regionale dei Monti Picentini, con due oasi: Fisciano ed Acellica;
- ✓ riserve naturali individuate in corrispondenza dei Comuni di Battipaglia, Eboli e Pontecagnano.

Vanno ricordate ancora le aree naturali protette, di cui alla Legge n. 394/91, fra le quali quella sorta nella "penisola della Campanella". In tale contesto territoriale si rinvengono cinque settori nettamente tipizzati in relazione agli accennati profili:

- Area Sorrentino Amalfitana;
- Bacino Del Fiume Irno;
- Bacino del Fiume Tusciano;
- Bacino del Fiume Picentino;
- Comprensorio di bonifica in destra Sele;

Sul Tusciano è installato un nucleo comprendente 8 centrali idroelettriche della potenza di 96 Mw. Tale impianto è tra i più antichi realizzati in Italia.

3.3. Il bacino del fiume bussento

Il fiume Bussento, con un bacino di circa 315 Km, attraversa un territorio prevalentemente calcareo, ricco di fenomeni carsici. Nasce dalle falde del

monte Cervati, per gettarsi nel Golfo di Sapri poco ad Ovest di Policastro. I corpi idrici significativi che alimentano il corso del fiume Bussento sono rappresentati da:

- il corpo idrico dei Monti Cervati – Vesole costituito essenzialmente da una dorsale calcarea e calcareo – dolomitica;
- il corpo idrico dei Monti Forcella – Salice – Coccovello costituito essenzialmente da un massiccio prevalentemente calcareo e calcareo-dolomitico;
- il corpo idrico del Monte Bulgheria costituito in modo preponderante da calcari selciferi e calcari dolomitici e marnosi e, subordinatamente, da dolomie;
- il corpo idrico del Monte Centaurino costituito da una successione conglomeratico-arenacea poggiate stratigraficamente su depositi terrigeni “impermeabili”;
- il corpo idrico della Piana del Bussento costituito in prevalenza da depositi alluvionali (sabbie, ghiaie, limi e conglomerati).

La falda di base del massiccio del Cervati è condizionata da importanti discontinuità tettoniche che fungono da spartiacque sotterranei “aperti”, dividendo il deflusso idrico sotterraneo: in una parte orientale, verso le sorgenti del Vallo di Diano ubicate all’interno del territorio di competenza dell’Autorità di Bacino Interregionale del Sele e in una parte occidentale, verso le sorgenti Gruppo Fistole - Varco la Peta e Fistole del Faraone ubicate all’interno del territorio di competenza dell’Autorità di Bacino Sinistra Sele, e verso i gruppi sorgivi Sant’Elena e Laurino, ubicati all’interno del citato territorio dell’Autorità di Bacino del Sele.

Nella idrostruttura di Morigerati la falda trova recapito in un importante fronte acquifero ubicato a valle dell’abitato omonimo; mentre la struttura dei Monti Salice - Coccovello presenta un deflusso preferenziale da Nord verso Sud, con recapito soprattutto nella sorgente sottomarina Ruotolo e nelle altre emergenze diffuse presenti lungo la costa.

Il fondovalle del fiume stesso coincide con la Piana del Bussento, inciso nei depositi terrigeni “impermeabili” delle Unità Silentine. Il recapito principale della falda idrica, in questo caso, è rappresentato dal medesimo corso d’acqua con perdite relativamente modeste verso il mare.

4. MATERIALI E METODI

Le metodiche di analisi sono quelle indicate da manuale IRSA-CNR (1994) Quaderno n.100

Parametri microbiologici

Le analisi microbiologiche sono state effettuate secondo due metodi: il metodo delle membrane filtranti e il metodo Pour Plate o semina per inclusione i terreni utilizzati per individuare i parametri microbiologici indicati sono riassunti nella tabella 7. I terreni di coltura sono stati scelti in base alle indicazioni del manuale IRSA-CNR (1994) sopra citato, e ai riferimenti citati in letteratura.

Membrane filtranti:

- ❑ Coliformi totali
- ❑ Coliformi fecali
- ❑ Streptococchi fecali
- ❑ *Escherichia coli*
- ❑ Spore di Clostridi solfito-riduttori
- ❑ *Pseudomonas aeruginosa*
- ❑ *Staphylococcus aureus*
- ❑ *Aeromonas spp.*

Procedura

Si filtra un’aliquota del campione o un volume di una sua diluizione attraverso una membrana di estere di cellulosa con porosità di 0,45 µm di diametro. Si pone la membrana sulla superficie del substrato di isolamento e si procede all’incubazione. Trascorso l’opportuno tempo di incubazione si procede al conteggio delle colonie presenti sulla membrana.

Terreni utilizzati

Per la ricerca dei coliformi totali è stato utilizzato il terreno selettivo M-ENDO-AGAR che sfrutta la capacità di fermentare il lattosio da parte dei coliformi (Shirey JJ, 1991 McFeters

GA, 1986). I coliformi fecali sono stati identificati mediante il terreno di coltura MFC-AGAR mentre gli streptococchi fecali sono stati isolati su KF-AGAR (Qualls RG, 1984; Hijnen W.A.M, 2000; Barbetta C., 2005). La ricerca di *Escherichia coli* è stata effettuata scegliendo il terreno T.B.X. che ha dimostrato di avere una eguale selettività rispetto al TTC ma ha il vantaggio di essere più economico (Yáñez M.A., 2005;). Il terreno selettivo S.P.S è stato utilizzato per la ricerca delle spore di Clostridi solfito-riduttori che si è dimostrato adatto allo sviluppo di questi microrganismi, i campioni sono stati protrattati a 80°C per 10 minuti e successivamente incubati in anaerobiosi (Araujo M., 2004). Per la ricerca dei patogeni *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus* e *Aeromonas* spp. sono stati utilizzati rispettivamente i terreni *Pseudomonas* CN, Baird Parker e *Aeromonas* Agar Base (Ribas F., 1991; Neyts K., 2000; Niemi R.M, 2001), sono terreni agarizzati che richiedono l'aggiunta di supplementi durante la preparazione per renderli più selettivi.

Pour Plate technique:

- Carica batterica totale a 37°C
- Carica batterica totale a 22° C

Pour Plate technique (inclusione nella massa)

La procedura analitica si basa sulla semina di aliquote del campione in capsule Petri alle quali viene aggiunto terreno agarizzato liquido (APHA, AWWA, WEF, 1995).

Terreno utilizzato

PCA: (Plate Count Agar) conta microbica totale. Incubare 36 ± 1°C per 48 ore e a 22°C per 72 ore (Allen M.J., 2004; Stine S. W., 2005; Messi P., 2005). Vengono contate tutte le colonie presenti al termine dell'incubazione con idoneo sistema di ingrandimento.

Procedura

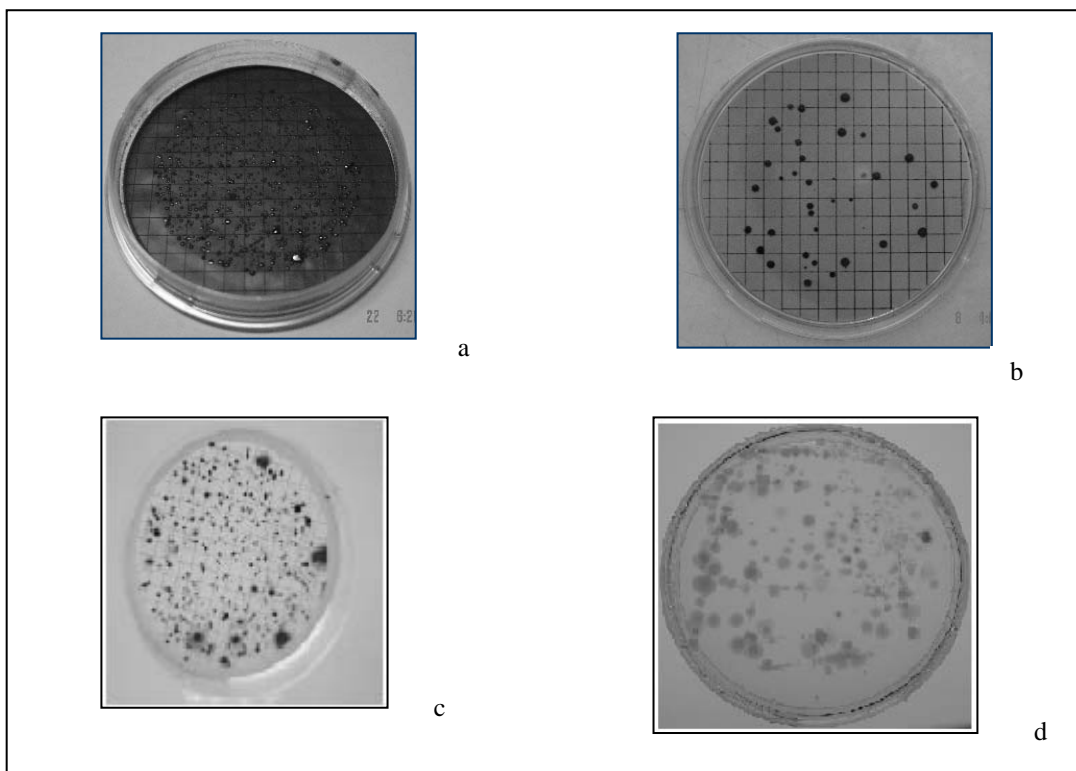
Aliquote generalmente di 1 ml di campione sono seminate in capsule petri alle quali viene aggiunto terreno agarizzato mantenuto liquido a 45°C in ragione di 10-15 ml per piastra. Una volta versato il terreno le piastre vengono immediatamente mescolate mediante movimenti lenti ed uniformi movimenti rotativi della piastra sul piano di lavoro, ripetuti per almeno 5 volte, così da ottenere una distribuzione omogenea dei microrganismi nel terreno. Dopo completa solidificazione del terreno le capsule di Petri vengono incubate alle temperature su indicate. Per campioni contenenti elevate cariche microbiche si opera per diluizioni 3 piastre a scalari e il numero di batteri del campione si ricava con la formula di Poisson: $\Sigma n/m * d$

dove n=numero di U.F.C.; m=numero di repliche; d=fattore di diluizione

Tabella 7: schema dei terreni di coltura utilizzati

Parametri Microbiologici	Terreni di coltura	Condizioni di incubazione	Identificazione
carica batterica totale	Plate Count Agar (PCA)	36° C per 48 h 22° C per 72 ore	Conteggio di tutte le colonie presenti
Coliformi totali	M-ENDO Agar	36±1° C per 24 h	conteggio delle colonie di colore rosse
Coliformi fecali	MFC-AGAR	44±1 °C per 48 h	conteggio delle colonie di colore blu
Streptococchi fecali	Slanetz-Bartley	36±1 °C per 48 h	conteggio delle colonie di colore rosso
<i>Escherichia coli</i>	T.B.X.	44±1 °C per 24 h	conteggio delle colonie di colore blu di 1.2 mm di diametro
<i>Spore di Clostridi sofito riduttori</i>	S.P.S.	36±1 °C per 24h in anaerobiosi	conteggio delle colonie di colore nero
<i>Aeromonas hydrophila</i>	Aeromonas agar base	36±1 °C per 24 h	conteggio delle colonie di colore verde con centro scuro
<i>Pseudomonas spp.</i>	Pseudomonas C.N.	36±1 °C per 48 h	conteggio delle colonie di colore verde-blu
<i>Staphylococcus aureus</i>	Baird Parker	36±1 °C per 48 h	conteggio colonie grigio nere convesse di -1.5mm diametro e con aloni trasparenti.

Figura 3: capsule di petri di alcuni terreni utilizzati: a: endo agar les, b: MFC agar,c:Slanetz Bartley, d: nutrient agar



Parametri biologici

- Valutazione dell'IBE

Procedura

L'I.B.E. consente di classificare le acque secondo una scala di valori compresi tra 1 (indice di estremo inquinamento) a 12 (indice di acque non inquinate). Questi valori sono stati suddivisi in 5 classi di qualità delle acque come indicato nella tabella in appendice . La definizione del valore dell'indice da assegnare ad una determinata sezione di corso d'acqua si basa su di una tabella a due entrate che tiene conto dei gruppi faunistici e del numero di individui ritrovato per ogni raggruppamento. La tabella consente quindi di tradurre in un indice numerico la stato di qualità biologica di un ambiente sulla base di due tipi di indicatori: la diversa sensibilità di alcuni gruppi di organismi alle alterazioni della qualità dell'ambiente, e l'effetto prodotto da questa alterazione sulla ricchezza in "taxa" della comunità (Campaioli S., 1994).

Parametri chimici

- conducibilità
- elettrica,
- cloruri,
- solfati,
- ione ammonio,
- ferro,
- manganese,
- nitrati

I parametri chimici sono stati indagati mediante le metodologie IRSA CNR (1994) Quaderno n.100. I parametri ione ammonio e nitrati sono stati determinati con l'apparecchio MicrochemNutriens. È un analizzatore chimico automatico basato sulla tecnologia LFA (loop flow analysis) che consente di effettuare analisi sequenziali, sfruttando il principio della colorimetria. Lo strumento è costituito da due colorimetri che lavorano a differenti lunghezze d'onda; per consentire la determinazione dei suddetti parametri, ha una sensibilità: N-NH₃ 3-300 ppb; N-NO₂ 0.8-150 ppb; N-NO₃ 3-300 ppb.

5. RISULTATI

I risultati sono stati raggruppati per bacino idrografico e riassunti nelle tabelle in appendice. Dai dati ottenuti è stata effettuata una elaborazione grafica mettendo in relazione i parametri microbiologici indicatori di inquinamento ritrovati per ogni stazione di campionamento indagata, nelle figure 4-12. E mettendo a confronto i valori osservati per i parametri Coliformi totali e fecali con i valori osservati per i parametri chimici ammoniaca nitriti e nitrati considerati indicatori chimici di inquinamento. Nelle tabelle in appendice sono riportati i dati medi relativi ai soli parametri chimici macrodescrittori.

Figura 4: confronto dati microbiologici acque sotterranee fiume Tusciano

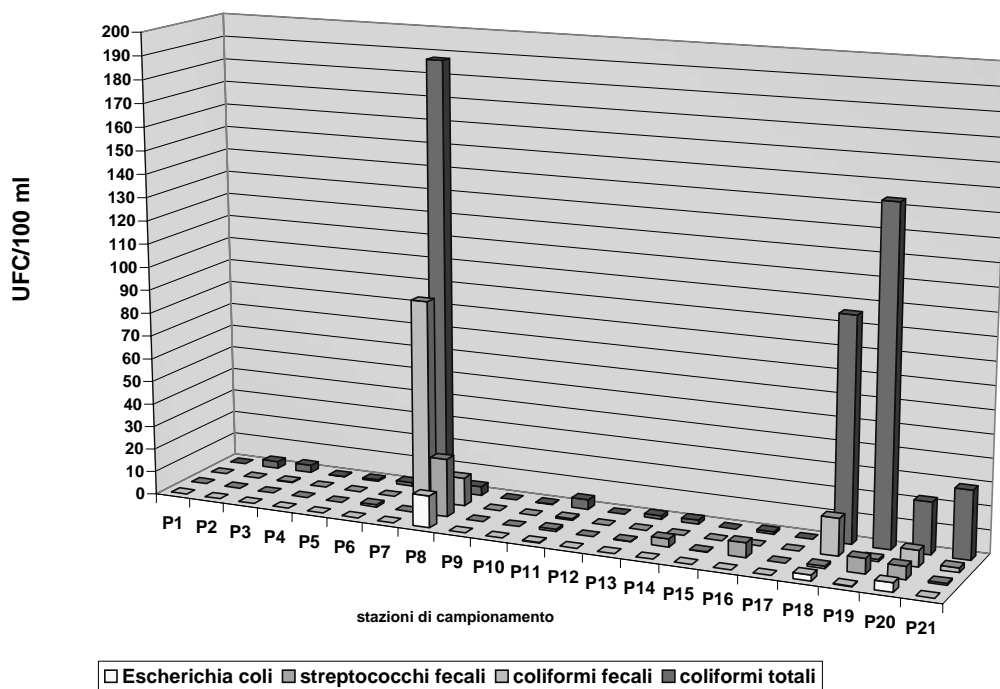


Figura 5: confronto dati microbiologici acque sotterranee fiume Tusciano e andamento del Nitrato

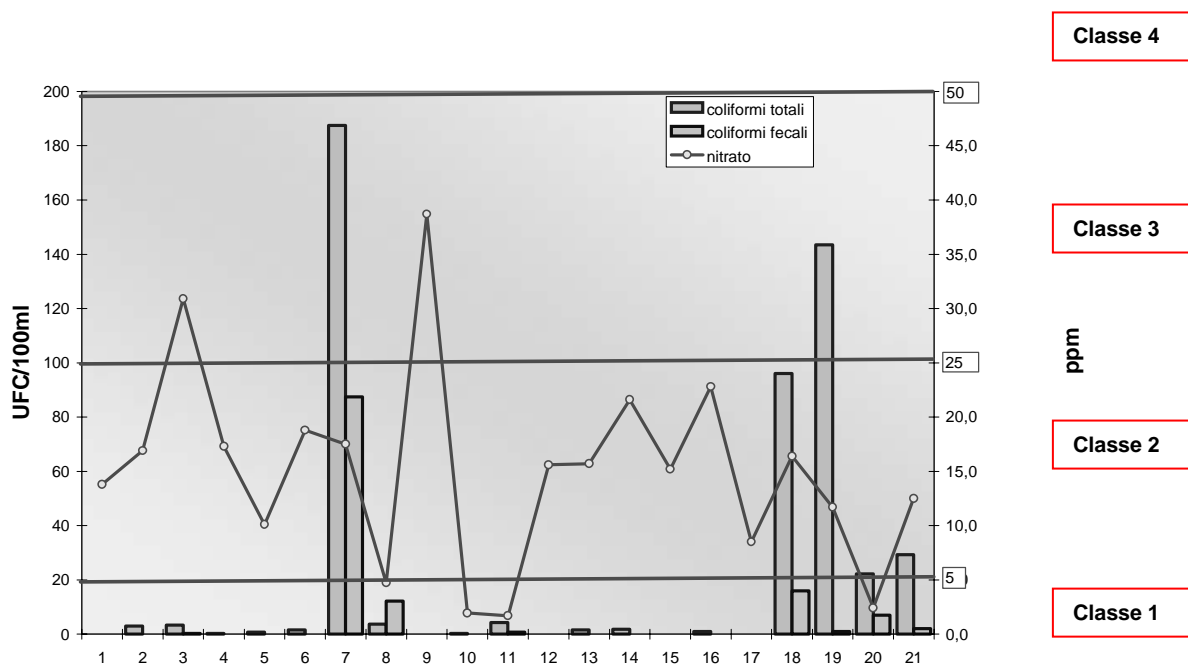
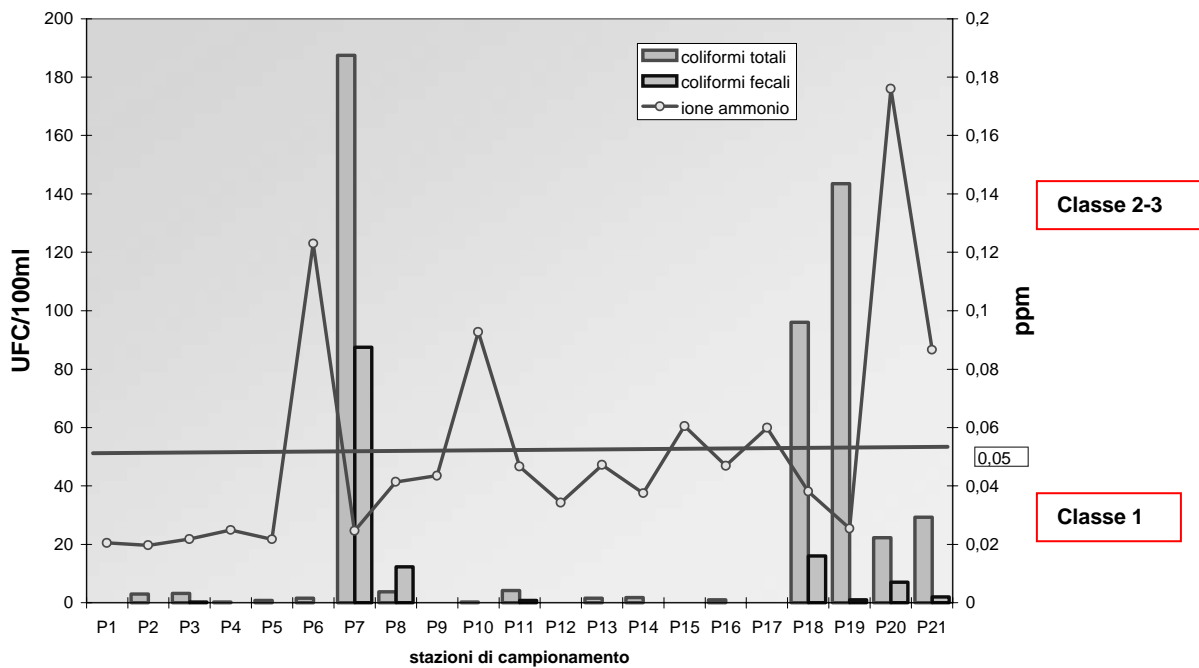


Figura 6: confronto dati microbiologici acque sotterranee e ione ammonio fiume Tusciano con 'andamento dello ione ammonio



Fiume Bussento

Figura 7: confronto dati microbiologici acque sotterranee fiume Bussento prima campagna

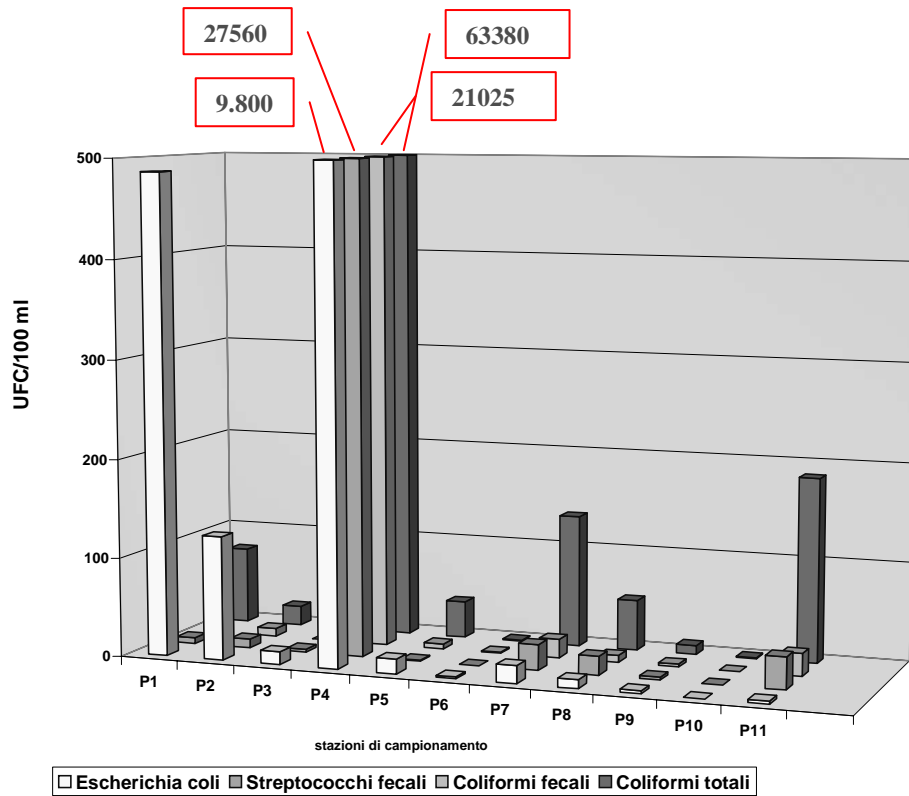


Figura 8: confronto dati microbiologici e andamento del nitrato fiume Bussento prima campagna

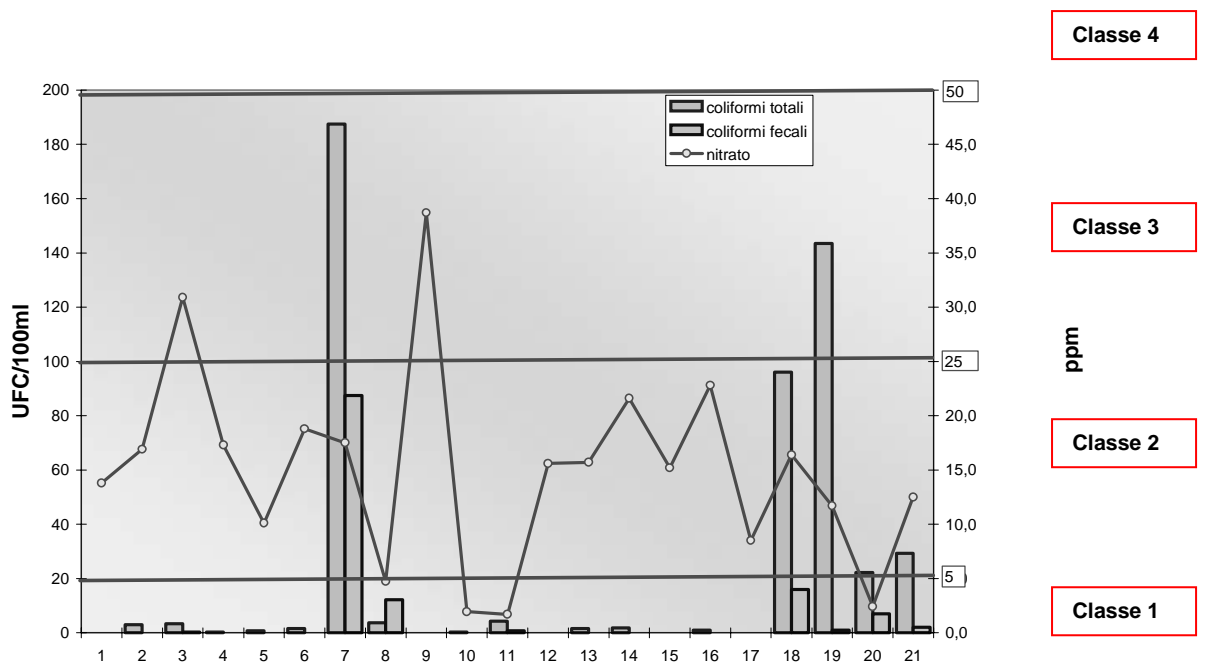


Figura 9: confronto dati microbiologici e andamento dello ione ammonio fiume Bussento prima campagna

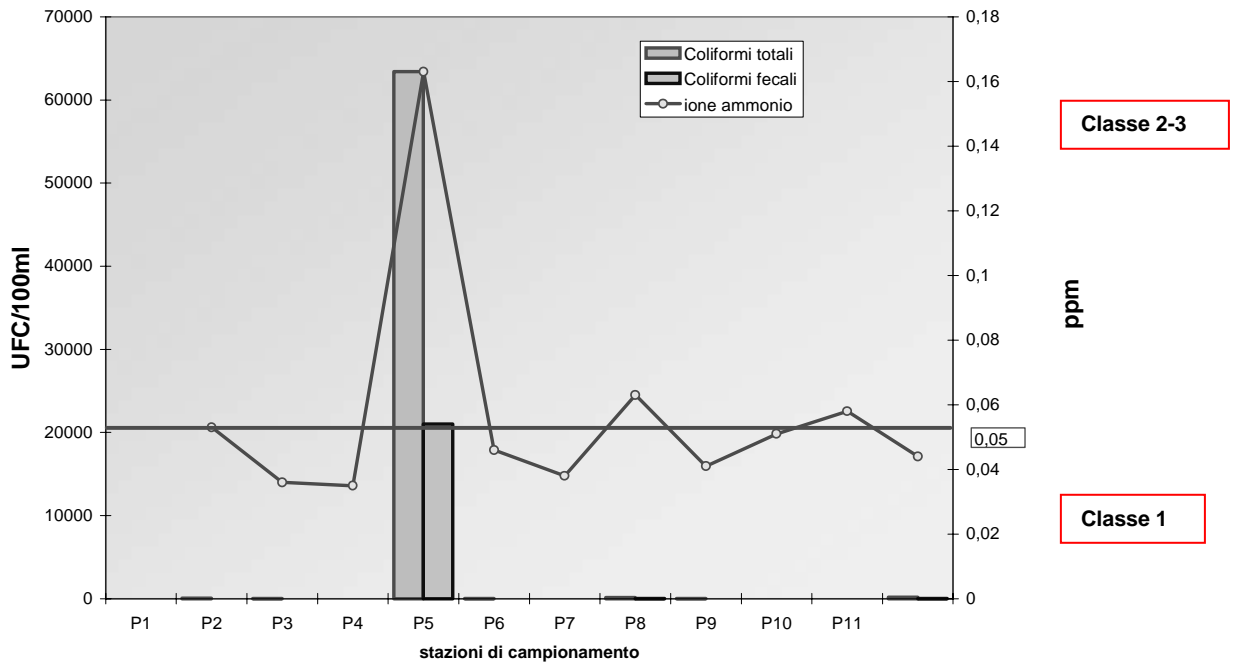


Figura 10: confronto dati microbiologici acque sotterranee fiume Bussento seconda campagna

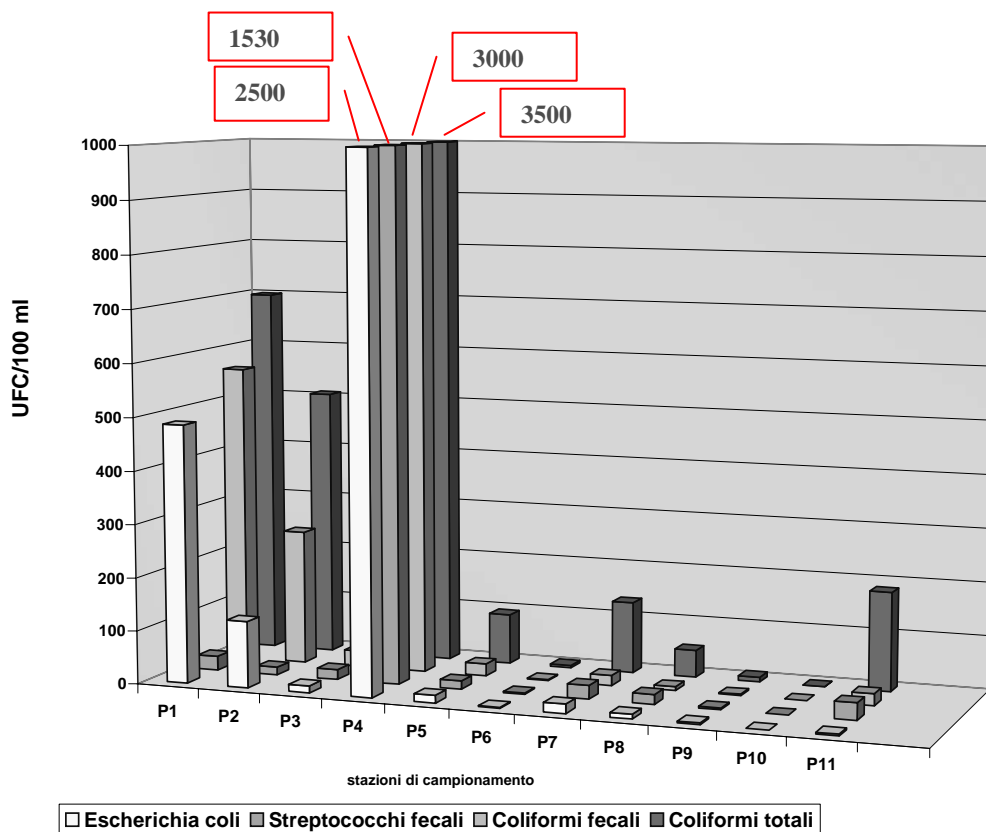


Figura 11: confronto dati microbiologici e andamento dei nitrati fiume Bussento seconda campagna

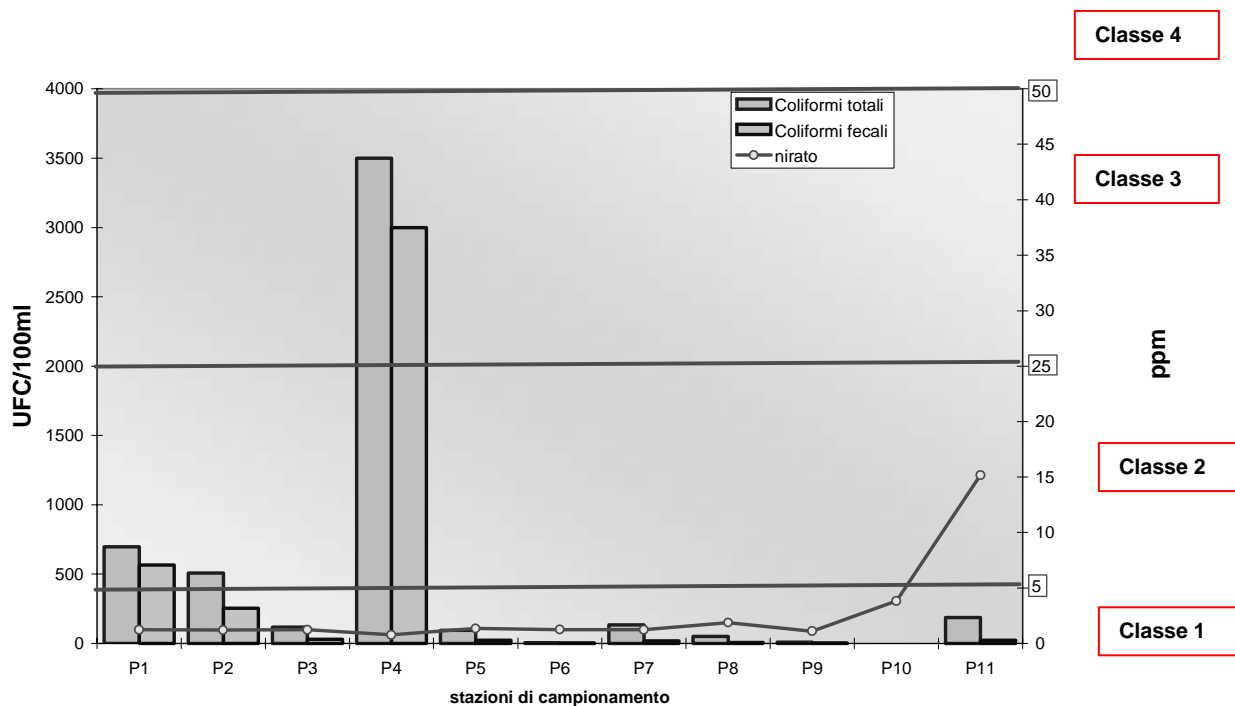
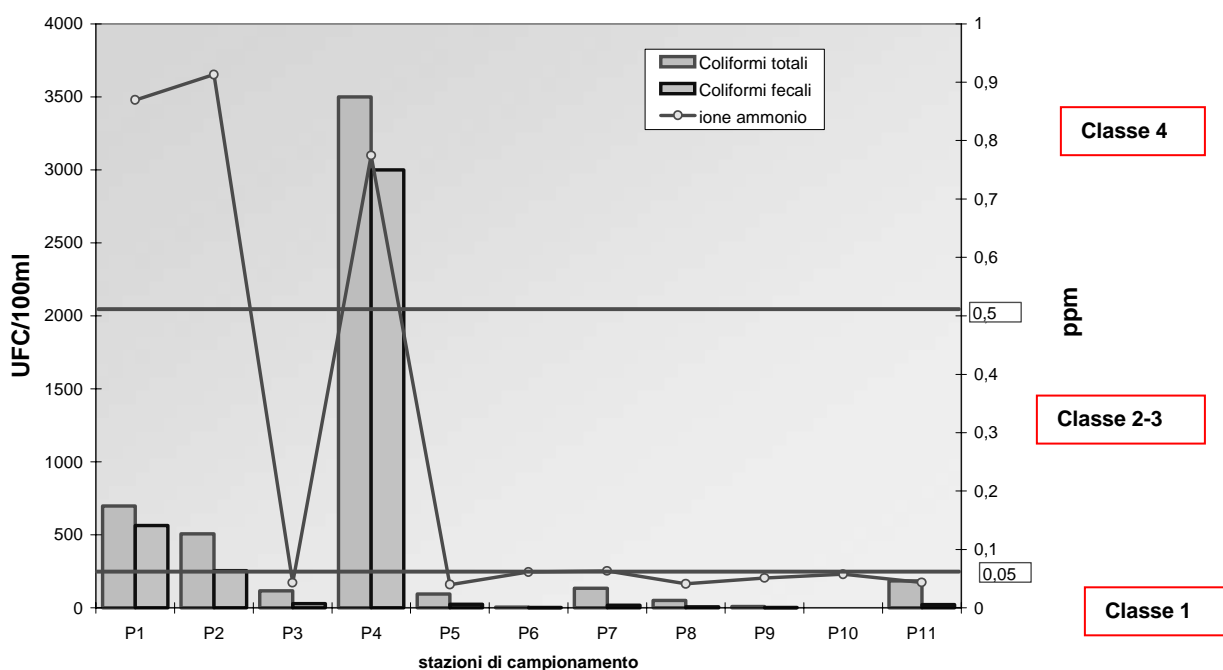


Figura 12: confronto dati microbiologici e andamento dello ione ammonio fiume Bussento seconda campagna



Stato chimico

I valori medi dei parametri macrodescrittori ottenuti nel periodo di monitoraggio, hanno consentito di definire lo stato chimico per ogni stazione di campionamento considerata. Nella tabella 8 sono riportate le classi di appartenenza per le differenti campagne di studio.

Tabella 8: schema riassuntiva stato chimico

stazioni di camp.	classe	stazioni di camp.	classe	I periodo campionamento		II periodo campionamento*	
				stazioni di camp.	classe	stazioni di camp.	classe
P1	2	P12	2	P1	2	P1	4
P2	2	P13	2	P2	1	P2	4
P3	3	P14	2	P3	1	P3	1
P4	2	P15	2	P4	2	P4	4
P5	2	P16	2	P5	1	P5	1
P6	4	P17	2	P6	1	P6	2
P7	2	P18	2	P7	2	P7	2
P8	2	P19	2	P8	2	P8	1
P9	3	P20	4	P9	2	P9	1
P10	2	P21	2	P10	2	P10	2
P11	1			P11	2	P11	2

*le classi non sono ricavate da tutti i parametri della tab. 19 all.1 D.Lgs. 152/99 e agg.

6. DISCUSSIONE

I dati ottenuti in questo lavoro possono fornire diverse informazioni sullo stato di qualità delle acque prese in considerazione. Le prime conclusioni che si possono trarre riguardano lo stato ambientale dei due bacini idrografici presi in considerazione (all. 1 artt. 4.4.1 e 4.4.3), mediante la sovrapposizione delle classi chimiche (tab 20 all. 1 D.Lgs 152/99 e agg.) e quelle quantitative con la tabella 22 all 1 D.Lgs 152/99 e agg..

Bacino del fiume Tusciano

Acque profonde

Nel settore medio alto la circolazione idrica sotterranea è quasi ovunque molto profonda e le attività antropiche sono limitate e complessivamente poco inquinanti.

Per detti motivi, anche se la vulnerabilità dell'acquifero varia quasi esclusivamente da elevata a molto elevata, nella maggior parte del territorio non sembrano sussistere importanti problemi di inquinamento. A differenza di quanto accade nel settore medio alto, sia nel bacino medio inferiore che nel tratto fluviale prossimo alla costa, le attività antropiche sono molteplici (con preminenza di un'agricoltura intensiva e dell'industria): sono quindi presenti fenomeni di inquinamento diffuso (di origine agricola) e fenomeni di inquinamento localizzati a valle, rispetto alle direttrici di flusso idrico sotterraneo, imputabili agli insediamenti industriali.

In definitiva il corpo idrico carbonatico dei Monti Acellica Licinici-Mai può essere classificato con uno stato ambientale da buono ad elevato. Infatti l'impatto antropico è quasi ovunque nullo o trascurabile sulla qualità della risorsa.

Il corpo idrico alluvionale della piana del Sele può essere classificato con uno stato ambientale da scadente a sufficiente per la falda superficiale, può essere classificato con uno stato ambientale da sufficiente a buono per la falda profonda del settore medio- alto e con uno stato ambientale buono per la falda profonda della fascia medio bassa. E' stato riscontrato, infatti, che l'impatto antropico risulta ovunque rilevante sulla qualità della risorsa idrica del settore medio alto della falda profonda; esso è nullo o trascurabile sulla qualità della risorsa idrica del settore medio basso della falda profonda, mentre appare poco incisivo sulla falda profonda medio alta.

Acque superficiali

Per quanto riguarda le acque superficiali i dati indicano un progressivo peggioramento procedendo dalla zona sorgentizia (S1) verso la foce (S2, S3), come indicato nella tabella 9. Lungo questa direttrice, inoltre, si constata un aumento graduale della pressione antropica, con conseguente deperimento della qualità del corpo idrico.

L'area in destra Sele ha subito nel corso degli ultimi dieci anni modifiche sostanziali per quanto riguarda l'uso del suolo e nell'occupazione del territorio. Nella parte nord dell'area soprattutto lungo la direttrice Pontecagnano, Battipaglia, Eboli lo sviluppo urbano a carattere abitativo ed industriale ha occupato tutta la fascia ai piedi delle colline giungendo ad occupare anche la parte nord-orientale della pianura sottostante.

Anche in agricoltura negli ultimi anni si sono verificate modificazioni sostanziali negli ordinamenti produttivi: in tutta la fascia orientale, in particolare, il pieno campo è stato quasi completamente dallo sviluppo delle colture protette e la zona risulta tuttora in continua evoluzione: i frutteti, in particolare i pescheti, specializzati ad irrigazione localizzata, occupano una buona porzione del territorio.

Sotto serra si coltivano soprattutto ortive, ma ultimamente si va notevolmente diffondendo la floricoltura. Lungo la fascia costiera fin quasi al mare le colture maggiormente diffuse sono le ortive di pieno campo, soprattutto carciofo e pomodoro sempre in irriguo, mentre aree marginali sono lasciate a seminativo asciutto o ad erbai per il bestiame. La totalità della superficie agricola utilizzata (SAU) è di 21.396,54 ettari, a fronte di una superficie territoriale totale di 28.933,53 ettari (dati ISTAT).

Tabella 9: stato ecologico fiume Tusciano

stato ecologico fiume Tusciano				
stazioni di campionamento		macrodescrittori	I.B.E.	stato ecologico
S1	Frantoio Troisi	livello 3	classe IV	classe IV
S2	Battipaglia	livello 2	classe III	classe III
S3	Laghetto Tiberio	livello 2	classe II	classe II

Bacino del

Bussento

Acque sotterranee

Nel settore medio-alto, caratterizzato dai massici carbonatici, sembra evidente una circolazione idrica superficiale molto veloce, probabilmente legata a falde sospese o a canali carsici. L'eventuale introduzione degli inquinanti è qui agevolata dall'alta permeabilità della roccia e, molto spesso ulteriormente favorita dalla presenza di inghiottitoi posti in diretta comunicazione con le sorgenti in tramontane. Esse risultano quindi vulnerabili sia ad apporti naturali e di origine agricola che a qualche fenomeno di inquinamento fecale localizzato a valle dell'agglomerato urbano.

In definitiva, il corpo idrico carbonatico del M. Cervati - M. Raia del Pedale – M. Rotondo presenta uno stato ambientale da sufficiente a buono.

Nel settore medio, sempre costituito in prevalenza da massici carbonatici esiste una falda superiore più direttamente collegata alla circolazione di tipo carsico e una falda di fondo più profonda. La migliore qualità riscontrata in questa zona può essere motivata considerando che l'acqua della falda superficiale viene recapitata negli starti più profondi dando origine alla falda profonda dove la movimentazione dell'acqua è più lenta e si possono avere tutti quei processi di filtrazione e diluizione naturali che depurano l'acqua stessa.

L'impatto antropico sulla qualità della risorsa idrica appare qui, pertanto, trascurabile.

Quindi il corpo idrico della dorsale carbonatica di M. S. Michele, M. Pannelle, M. Zeppara e M. Valicorvo presenta stato ambientale da buono ad elevato.

Nel settore basso, costituito da depositi alluvionali posti su depositi terrigeni impermeabili, il recapito principale della circolazione idrica sotterranea è rappresentata dal medesimo corso d'acqua.

L'impatto antropico è, in questa zona, prevalentemente rappresentato dalle attività agricole, ciò nonostante il corpo idrico detritico - alluvionale della piana del Bussento presenta uno stato ambientale che varia da sufficiente a buono.

Tuttavia, dalle evidenze analitiche è stato possibile constatare nel secondo periodo di monitoraggio un generale scadimento della qualità delle acque considerate.

Acque superficiali

I dati relativi alle acque superficiali sono stati estratti dai rapporti APAT. Lungo il corso del fiume sono state posizionate cinque stazioni di monitoraggio di cui quattro attive anche per il monitoraggio biologico, Tutto il bacino idrografico del Bussento è compreso nel territorio del Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano ed è caratterizzato da un impatto antropico decisamente moderato, nonostante l'acqua del fiume sia destinata a diversi usi. L'andamento spaziale del LIM è pressoché omogeneo e si configura nella classe buono, ad eccezione della stazione Bu1 che si configura nella classe sufficiente. I valori relativamente più bassi registrati nella prima stazione sono da attribuire alla confluenza dei reflui del Comune di Sanza e agli apporti zootecnici. Successivamente la qualità delle acque migliora, soprattutto quando esse riemergono dopo aver percorso, a partire da Caselle in Pittari, un tratto non superficiale di circa 9 km. Oscillano poi su valori mediamente alti, nonostante il recapito di acque provenienti da alcuni depuratori al servizio dei Comuni cilentani e l'apporto di alcuni torrenti a tempo. Il monitoraggio della qualità biologica conferma il buono stato di conservazione dell'ecosistema fluviale lungo buona parte del corso e, nonostante la presenza dei reflui e l'artificializzazione prodotta dallo sbarramento di una diga alterino gli equilibri nella stazione a monte, influenzando oltre alla qualità anche la portata del fiume fino a valori da deflusso minimo vitale. La comunità macrobentonica si presenta sempre abbastanza ricca e ben diversificata. I numerosi taxa presenti fanno sì che la qualità biologica oscilli sempre tra le Classi I e II. Benché in quasi tutte le stazioni lo Stato Ecologico sia

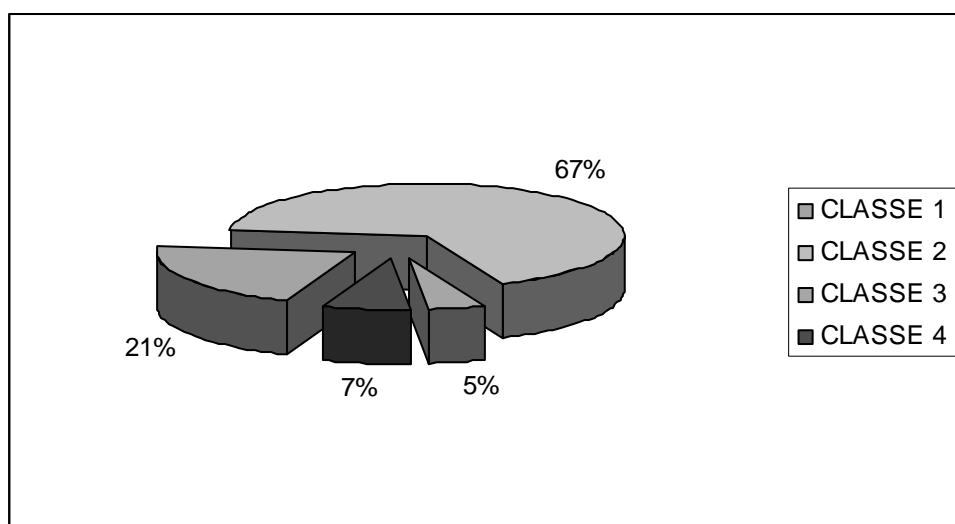
influenzato dal LIM in misura considerevolmente maggiore rispetto all'IBE, esso si mantiene complessivamente in Classe 2 e lo Stato Ambientale risulta buono (tabella 10) (APAT, 2000).

Tabella 10: Monitoraggio della qualità biologica delle acque superficiali del Bussento

FIUME BUSSENTO		ANNO 2002																
		INVERNO				PRIMAVERA				ESTATE				AUTUNNO				MEDIA PER SECA
		IBE		C. Q.		IBE		C. Q.		IBE		C. Q.		IBE		C. Q.		
Bu 1	Sanza	10-9	I/II	█	█	9	II	█	9	II	█	9	II	█	9	II	█	9
Bu 3	Sicili - P.te Bussento	10	I	█	█	10	I	█	10	I	█	10	I	█	10	I	█	10
Bu 4	Morigerati	11	I	█	█	10	I	█	11	I	█	11	I	█	11	I	█	11
Bu 5	S. Marina di Lavavorate Policastro	8	II	█	█	11	I	█	8-9	II	█	8-9	II	█	8-9	II	█	9
		CLASSE I				CLASSE II				CLASSE III				CLASSE IV				CLASSE V

Riassumendo i dati raccolti si evidenzia che, in generale per entrambi i bacini considerati si ritrova una situazione piuttosto buona. Se si considerano tutte le stazioni analizzate, come acque sotterranee, in questa campagna di monitoraggio si osserva che la maggior parte dei siti ricade nella classe 2, come risulta evidente nella figura 13.

Figura 13: grafico riassuntivo delle classi individuate



Microorganismi indagati

La classificazione sopra descritta per le acque sotterranee è stata ottenuta sulla scorta dei soli parametri chimici di base e senza tener conto dei valori ottenuti per i parametri microbiologici.

I parametri microbiologici indagati, sono stati scelti, in parte, considerando i batteri patogeni (*Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus*) che più spesso sono ritrovati nelle acque (Shirvastava R., 2004) e la cui presenza rende la risorsa inutilizzabile per un uso diretto (D.lgs. 31/01) e in parte, valutando la presenza e la quantità di altri microrganismi non sempre patogeni ma che, in determinate condizioni, possono diventarlo (*Aeromonas spp.*) (Ko W.C.; 2005).

Numerosi studi epidemiologici sono stati condotti su disturbi gastrointestinali presentati da bagnanti in acque marine e dolci, che stabiliscono un'associazione con la presenza dei batteri considerati indicatori di inquinamento fecale. In particolare alcuni soggetti risultano essere i più colpiti: bambini, donne in stato interessante, anziani e soggetti immunocompromessi (Nwachuku N., 2004)

Gli altri parametri microbiologici indagati, considerati indicatori di contaminazione, possono fornire utili indicazioni sulla presenza o assenza di patogeni. La probabilità di trovare patogeni in assenza di indicatori è molto bassa, gli indicatori come *Escherichia coli*, e Enterococchi sono risultati adeguati nel segnalare la presenza dei patogeni nel 90% dei casi (Shaffter N., 2002).

Tutti i batteri patogeni e patogeni opportunisti sono batteri eterotrofi molti dei quali crescono su terreni di coltura agarizzati solitamente utilizzati per la determinazione della conta batterica totale.

Con il termine batteri eterotrofi (HPC) si indicano i batteri capaci di utilizzare la materia organica e sono presenti in diverse fonti come indicato in tabella e sono noti anche con i termini "conta totale", "conta batterica totale", "flora autoctona" ecc.. tutti questi termini descrivono una popolazione di batteri in grado di crescere su terreni di coltura nutritivi in condizioni di tempo e temperatura di incubazioni definite (Allen M. J., 2004). Elevate temperature (35° - 37°C) e brevi tempi di incubazione (34 - 48 h) favoriscono la crescita di batteri che

derivano dall'uomo o da animali; basse temperature (20-28°C) e tempi lunghi di incubazione (5-7 gg.) favoriscono la crescita dei batteri naturalmente presenti nell'acqua (Reasoner D.R., 1990).

Tra i patogeni che possono far parte degli HPC vi sono *Aeromonas*, *Pseudomonas*, *Klebsiella* e proprio per questo motivo diversi studiosi suggeriscono di considerare l'HPC un parametro da ricercare nell'acqua potabile al fine di salvaguardare la salute della comunità (Ashbolt N.J, et al. 2001). L'Agenzia per la protezione dell'ambiente statunitense, infatti propone la ricerca di questo parametro nell'acqua potabile e indica come limite il valore di 500 UFC/ml, per evitare anche interferenze nel conteggio dei coliformi fecali e di *Escherichia coli* ricercati con metodi che utilizzano terreni di coltura a base di lattosio, in particolare il metodo delle membrane filtranti (Allen M.J, 2004). Diversi studi epidemiologici (Calderon , 1988, 1991, Payment, 1991) hanno valutato una eventuale relazione tra la presenza di HPC nell'acqua potabile e le ripercussioni sulla salute dell'uomo. In nessun caso si è trovata una associazione tra patologie e concentrazione di HPC. Anche studi più recenti condotti in Australia non hanno dimostrato una correlazione tra elevate concentrazioni di HPC e stati patologici (Hellard, 2001). Alcuni autori però individuano delle categorie a rischio come gli immunocompromessi, che potrebbero essere suscettibili alla presenza di HPC. Anche se non ci sono a tutt'oggi evidenze che indichino rischioso per la salute il consumo di acqua potabile con un elevata presenza di HPC, la determinazione di questo parametro ha valore come mezzo per assicurare la potabilità di un acqua (tabella 11).

Non avendo una diretta influenza sulla salute umana , può essere utile valutare il parametro HPC per verificare l'efficienza dei sistemi di trattamento delle acque, ad esempio la disinfezione. Il monitoraggio di questo parametro, inoltre, può mettere in evidenza cambiamenti nella qualità microbiologica dell'acqua nelle fasi di stoccaggio e distribuzione (Allen M.J., 2004)

Tabella 11: Concentrazione dei batteri eterotrofi in differenti campioni di acqua (Geldereich, 2000)

<i>campioni di acqua</i>	<i>concentrazione eterotrofi (UFC/ml)</i>
acquedotto pubblico	$< 1- 6.0 \times 10^2$
pozzi rurali	$10-1.9 \times 10^4$
rubinetti	$< 10-1.7 \times 10^5$
bottiglie	$< 10-3.9 \times 10^5$
fontanili	$35-2.7 \times 10^4$
cisterne	$< 10-2.3 \times 10^7$

Microrganismi patogeni

Pseudomonas aeruginosa è un patogeno opportunista conosciuto come causa di infezioni dell'apparato urinario, respiratorio, dermatiti, infezioni dei tessuti molli, e diverse infezioni sistemiche, in particolare in soggetti con bruciature profonde, e in soggetti malati di cancro e AIDS che sono immunocompromessi. Questo microrganismo cresce bene a temperature tra i 25-37 °C ma può sopravvivere e crescere lentamente anche ad alte e basse temperature. Proprio la capacità di crescere a temperatura di 42°C, ad esempio, distingue *Pseudomonas aeruginosa* dalle altre specie di *Pseudomonas*. Inoltre esso presenta una notevole versatilità nell'utilizzare il substrato ed è resistente ad elevate concentrazioni di sale, coloranti, ad una blanda asepsi e a molti antibiotici comunemente usati. Queste caratteristiche contribuiscono a spiegare la sua natura ubiquitaria (Chastre J., 2000). Questa specie normalmente si trovano nel suolo, nell'acqua, e sulla vegetazione e può essere isolata dalla pelle, dal cavo orale e dalle feci di soggetti infetti. Spesso questi batteri colonizzano gli equipaggiamenti e persino il cibo negli ambienti ospedalieri. Il contagio può avvenire da paziente a paziente, dal contatto con materiale infetto o dall'ingestione di cibo ed acqua contaminata (Stewart P.S., 2001; Sherman N.E., 2001; Shirtliff M., 2002; Tacconelli E., 2002).

Aeromonas hydrophila è uno dei più comuni batteri associati all'ambiente acquatico (Turutoglu H., 2005). Non solo è presente nelle acque superficiali ma è stato ritrovato anche nelle acque profonde e nelle acque marine (Burke V., 1984; Noonburg G.E., 2005). È un organismo acquatico che può produrre molti differenti fattori di virulenza associati ad acute gastroenteriti e diffuse infezioni negli uomini e

in diversi animali (Rose J., 1989). La maggior parte dei ceppi isolati dall'uomo sono citolitici, emolitici e proteolitici (Janda et al., 1994)

La patogenicità di questo batterio è dovuta alla produzione di tossine extracellulari, citotossine e enterotossine. E' stata individuata una citossina emolitica ma rimane controversa l'ipotesi che l'azione enterotossica e citotossica sia dovuta alla medesima proteina (Houston C.W., 1991). E' stata evidenziata però la presenza di una enterotossina citotonica che causa una ipersecrezione di acqua ed elettroliti nell'intestino tenue senza creare un danno vero e proprio ai tessuti (Chakraborty T., 1984; Chopra A. K., 1989; Chopra A. K., 1994). Negli ultimi anni. è aumentato il numero di indagini per la ricerca di *Aeromonas spp* riconosciuti come patogeni emergenti. Possono causare diarrea acuta nei bambini e sono una importante causa della diarrea del viaggiatore (Joseph S.W., 1996).

Le specie maggiormente patogene sono *Aeromonas hydrophila*, *Aeromonas caviae* *Aeromonas veronii* (Altwegg et al., 1990; Inger K., 1997) *Aeromonas spp.* sono stati trovati in acqua di pozzo (Massa S., 2001) e in impianti di distribuzione dell'acqua potabile (Huys G, 1995), ma sono state isolate anche da diversi cibi inclusi i vegetali freschi, pesci, gamberi, carni rosse e di pollo (Palumbo, 1996, Villari et al., 2000 and Isonhood and Drake, 2002). La natura psicotropa di *Aeromonas hydrophila* ne permette la sopravvivenza e la crescita anche a temperature di refrigerazione, dato importante se si considera il ruolo svolto da *Aeromonas hydrophila* nel deterioramento dei cibi e come potenziale agente velenoso dei cibi. (Beuchat L.R., 1991; Kirov S.M., 1993; Isonhood J.H., 2002). In letteratura sono riportati casi di ritrovamento di *Aeromonas hydrophila* in prodotti ortofrutticoli semilavorati, anche se in basse concentrazioni (Tapia da Daza MS, 1994).

La presenza di *Aeromonas spp.* è da tempo stata correlata alla "qualità" dell'acqua potabile, tuttavia la normativa di molti paesi, fra cui l'Italia? , non la include nei parametri utilizzabili per valutare la qualità dell'acqua potabile stessa. La sua presenza, invece, non andrebbe sottovalutata perché si sono verificati casi in cui un acqua pur risultando priva di coliformi e di *Escherichia coli* presentava una elevata presenza di *Aeromonas spp.* (Burke V., 1984).

Andando a confrontare i dati chimici per i parametri ione ammonio e nitrati, considerati indicatori chimici di inquinamento fecale (Krapac I.G., 2002), con i dati microbiologici, si evidenzia che diverse volte non c'è corrispondenza tra lo stato chimico e il valore dei parametri microbiologici, come indicato nelle figure 6-7-9-10-12-13. Ne abbiamo un esempio proprio nel caso del fiume Tusciano, dove il punto 7 (stazione Kartrodomo - Battipaglia) mostra una contaminazione microbica mentre i parametri chimici corrispondenti hanno valori molto bassi e attribuiscono al sito classe 1-2.

Diversa è la situazione nel bacino del fiume Bussento dove si osserva una più generale contaminazione microbica di tutte le stazioni considerate, in particolare di quelle che si trovano nella parte superiore del bacino, il che fa pensare ad una minore protezione delle falde. Tra tutti i punti presi in considerazione il punto 4 (sorgente Alto Bussento) si distingue per una elevatissima contaminazione: qui infatti si riscontra la massiccia presenza di coliformi totali, fecali, streptococchi fecali ed *Escherichia coli*, segno inequivocabile di contaminazione da scarichi fognari incontrollati. A sostegno di questa tesi interviene anche la particolare ubicazione del sito posto proprio a valle del centro abitato.

Per quanto riguarda i batteri *Pseudomonas aeruginosa* e *Staphylococcus aureus* non se ne è mai stata riscontrata la presenza, diversamente da quanto accade per *Aeromonas spp.*, che compare nella maggioranza delle stazioni campionate di entrambi i bacini con una concentrazione pari sempre di 1-2 log₁₀, ad eccezione della stazione 4 (sorgente Alto Bussento) del bacino del Fiume Bussento dove la concentrazione raggiunge valori elevatissimi, come accade, del resto, per tutti gli altri parametri microbiologici.

Uso della risorsa

Un'acqua che risulti contaminata da batteri quali coliformi totali, coliformi fecali e streptococchi fecali, può essere comunque destinata all'irrigazione (Asano T., 1996).

La possibilità di irrigare i campi con un'acqua contaminata ovviamente dipende dalla consistenza della contaminazione. La tabella 12 consente di illustrare con

chiarezza le quantità si fa riferimento alla quantità di microrganismi che possono essere tollerati in un'acqua irrigua. A seconda dell'entità della contaminazione l'acqua potrà essere destinata all'irrigazione di colture diverse in relazione alle modalità di consumo successivo. Solitamente infatti vengono indicate 3 classi di qualità delle acque irrigue: classe A, acque destinate ad essere impiegate senza limitazioni, classe B, acque per le quali è da evitare il contatto con prodotti destinati ad essere successivamente consumati crudi, Classe C, acque soggette alle medesime limitazioni della classe B ma la cui distribuzione, inoltre, deve avvenire con metodi che evitino il contatto con la vegetazione (Giardini L., 1993).

Tabella 12: Limiti di accettabilità per i parametri microbiologici fondamentali

parametri	unità di misura	classe A	classe B	classe C
coliformi totali	MPN/100 ml	<5000	5000-12000	>12000
coliformi fecali	MPN/100 ml	<1000	1000-12000	>12000
streptococchi fecali	MPN/100 ml	<1000	1000-2000	>2000
uova di elminti	n. uova vitali/l	assenti	0-1	>1

La qualità dei prodotti coltivati dipende, quindi, anche dalla “qualità” delle acque utilizzate per coltivarle.

Le acque sotterranee sono una importante fonte di “acqua potabile”. La trasmissione di patogeni con l'acqua potabile è, però, un problema diffuso che affligge non solo i paesi con standard igienici bassi ma anche i paesi industrializzati. Questi patogeni sono rilasciati con le feci umane o animali e vengono introdotti per via orale. I patogeni a trasmissione oro-fecale sono solitamente capaci di sopravvivere nell'ambiente ma non di moltiplicarsi al di fuori dell'organismo umano o animale (Schoenen D., 2002).

I reflui domestici contengono sia microrganismi innocui che infettivi. I patogeni ritrovati nei reflui domestici includono *Salmonella spp.*, *Escherichia coli*, *Streptococcus spp.*, *Staphylococcus aureus*, *Pseudomonas aeruginosa*, funghi quali *Candida*, e virus come enterovirus, herpes virus, poliovirus, virus dell'influenza e dell'epatite (Islam Md. S., 2004). E' possibile, pertanto, utilizzare efficacemente questi microrganismi come spie della qualità delle acque.

Anche se una lieve contaminazione batterica delle acque stesse può non costituire un problema per l'uso di quella risorsa, l'uso dei batteri come indicatori di qualità può avere due vantaggi: la presenza di questi batteri può essere indicativa, in particolare, della presenza di materiale fecale nell'acqua e quindi determinare la causa e l'entità della contaminazione in modo da poter poi valutare il metodo più opportuno per poterla eliminare. La presenza di questi microrganismi, inoltre, sta ad indicare un potenziale rischio per la salute umana dovuto proprio alla presenza di eventuali patogeni (Vinay S., 2005). In questo contesto il gruppo degli streptococchi fecali sembra essere il più adatto a sottolineare l'eventuale presenza di patogeni a circuitazione oro-fecale, come ad esempio *Salmonella* (Ottoson J., 2003).

Numerosi sono, infatti, i sistemi di potabilizzazione delle acque che tendono ad abbattere la carica microbica potenzialmente dannosa per la salute dell'uomo. Il più diffuso è l'uso di composti del cloro che, disciolti in acqua, rapidamente inattivano i coliformi fecali ed *Escherichia coli*; poiché, però, essi hanno un effetto tardivo su diversi altri patogeni, possono indurre un falso senso di sicurezza (Araujo M., 2004) di cui bisogna tener conto. Non a caso, infatti, è stato possibile isolare da campioni di acqua clorata batteri quali *Pseudomonas aeruginosa* e *Aeromonas hydrophila* (Fernández M.C., 2000), mettendo così in evidenza una particolare resistenza alla clorazione dei due microrganismi stessi. Questa caratteristica è probabilmente legata alla produzione di uno strato protettivo che impedisce il contatto della cellula batterica con il cloro. È stato osservato che le colonie cloro resistenti di *Pseudomonas aeruginosa* si presentano mucose per una iperproduzione di alginati extracellulari, il che suggerisce un ruolo attivo di questo strato protettivo nella protezione dall'azione del cloro (Grobe S., 2001; Dussart L., 2003). Per quanto riguarda *Aeromonas spp.* la resistenza al cloro può essere indotta da un biofilm protettivo simile a quello osservato per *Pseudomonas aeruginosa* (Fernandez M.C., 2000).

Anche se la clorazione è da tempo il metodo più comunemente utilizzato per la disinfezione dell'acqua potabile, in molti casi il potere germicida del cloro non si è rivelato sufficiente (Shrivastava R., 2004). La stabilità del cloro libero nell'acqua dipende, infatti da diversi fattori: la concentrazione del cloro, la presenza di

fenomeni di catalisi, il pH della soluzione, la temperatura, la presenza di materiale organico e la radiazione ultravioletta (Block S. S., 1997).

Uno dei sistemi alternativi alla clorazione, conosciuto da molto tempo è costituito dalla filtrazione su substrati quali carbone, sassi porosi, materiali ceramici. Questo metodo è risultato efficace nell'eliminare i batteri patogeni dall'acqua (Baker M.N.,1981)

Sono diversi gli studi condotti per cercare delle tecnologie alternative di disinfezione dell'acqua destinata al consumo umano, in quanto la clorazione e l'ozonizzazione non sono efficienti per l'inattivazione di alcuni patogeni (Szewzyk U., 2000). È stato, infatti, dimostrato che batteri produttori di spore come *Clostridium perfringens* sono molto poco sensibili al cloro residuo presente nell'acqua (Payment P.,1993; Payment P.,1999).

Numerosi sono i casi di cryptosporidiosi associati al consumo di acqua potabile (Finch G.R., 2001). È ben nota la resistenza alla clorazione di alcuni protozoi e di diversi virus enterici così come la notevole sopravvivenza delle oocisti di *Cryptosporidium parvum* nell'ambiente (Hambidge, 2001;Li et al., 2002; Mazoua S., 2005).

Inoltre l'uso di questi disinfettanti comporta la produzione di prodotti inquinanti secondari.: il cloro, per esempio, in presenza di materiale organico dà luogo alla formazione di composti quali i trialometani che hanno azione mutagena (Dunlop P.S.M., 2002).

Differenti sistemi di trattamento dell'acqua potabile basati sulla radiazione solare sono stati messi a punto a partire dagli anni '90 (Goswami, 1995,1997; Cooper and Goswami, 1998a,b). In particolare l'uso della radiazione solare per disinfettare l'acqua potabile è stato studiato utilizzando dei sistemi discontinui dove l'acqua è immagazzinata in piccoli contenitori trasparenti esposti alla luce solare: purtroppo, però, il volume di acqua disinfettata con questo metodo in ogni contenitore è limitato (Conroy et al., 1996; Sommer et al.,1997). Il processo fotocatalitico può essere aiutato introducendo additivi chimici come il blu di metilene (Cooper and Goswami, 1999) o il biossido di titanio in sospensione o fissato su substrati (Block et al., 1997; Cooper et al., 1997; Salih, 2002). La fotocatalisi, infatti, è, ad oggi, un

possibile metodo alternativo per trattare l'acqua potabile. Diversi studi hanno indicato che la fotocatalisi è efficiente nel rimuovere inquinanti organici, inorganici e i microrganismi (Blake D.M., 1999; Mills A., 1997; Vidal A., 1999; Vidal A., 2000). Come si è detto, gli organismi patogeni veicolati dall'acqua potabile sono prevalentemente di origine fecale (Ashbolt et al., 2001; Hunter et al., 2002; Paneth et al., 1998). Molti di questi causano diarrea e altre patologie strettamente collegate all'acqua potabile (Hunter et al., 2002). Perciò l'efficacia dei trattamenti sull'acqua potabile per rimuovere i batteri patogeni, ad esempio quelli responsabili del colera (*Vibrio cholerae*), o di vari tipi di febbri tifoidi (*Salmonella typhi* and *S. paratyphi*), è solitamente evidenziata dal comune indicatore fecale *Escherichia coli* che è escreto nelle feci degli animali a sangue caldo e di alcuni rettili (Edberg et al., 2000; Enriquez et al., 2001)

Ci sono diversi patogeni enterici che hanno, però, un comportamento differente rispetto a *Escherichia coli*, soprattutto per quanto riguarda la resistenza alla disinfezione e la sopravvivenza nell'ambiente (Ashbolt N.J., 2004). È fortemente sentita quindi l'esigenza di utilizzare nuovi sistemi che prevedano l'uso di più agenti contemporaneamente. Alcuni studi hanno dimostrato l'efficacia di sistemi combinati a raggi U.V.A. ed ossido di titanio che consentono di abbattere la carica batterica di *Escherichia coli* e di altri patogeni quali *Pseudomonas aeruginosa* di almeno 6 logaritmi (Kühn K.P., 2003).

In definitiva risulta evidente che gli indicatori fecali solitamente utilizzati, non sono sufficienti ad assicurare la potabilità dell'acqua, e dovrebbero essere accompagnati anche da altri parametri microbiologici come i batterofagi, i virus (Gordon C., 2003) e alcuni protozoi (Magari-Hiriart M., 1999).

Contaminazione della risorsa

Le acque sotterranee possono essere contaminate da differenti fonti. L'eccessivo sfruttamento, l'incauto uso del suolo, l'inquinamento atmosferico e la presenza di scarichi (Demirel Z., 2005) sono tutti fattori che hanno un'influenza fortemente negativa sulla qualità delle acque sotterranee. L'utilizzo del suolo riveste un ruolo importante nel determinare la contaminazione delle acque; la presenza di zone

adibite all'allevamento o coltivate aumenta la probabilità che le falde siano contaminate dai residui di queste attività (Karr J.D., 2001).

La presenza di microrganismi nelle acque sotterranee è dovuta a due fattori in particolare: alle caratteristiche idrogeologiche dell'acquifero (Magari-Hiriart M., 2000) ed alla resistenza dei microrganismi nell'ambiente esterno. Le zone dove è presente una maggiore quota di terreno permeabile sono le zone maggiormente soggette a possibili contaminazioni. È questo il caso, ad esempio, del settore medio alto del fiume Bussento, dove sono presenti i massici cartonatici. Qui si constata l'esistenza di una circolazione idrica superficiale molto veloce, probabilmente legata a falde sospese o a canali carsici. L'eventuale introduzione degli inquinanti è agevolata, quindi, dall'alta permeabilità della roccia e, molto spesso, anche dalla presenza di inghiottitoi posti in diretta comunicazione con le sorgenti in tramontane, che risultano quindi vulnerabili ad apporti naturali e di origine agricola e qualche fenomeno di inquinamento fecale localizzato a valle dell'agglomerato urbano.

Nel settore basso del fiume Bussento, costituito da depositi alluvionali posti su depositi terrigeni impermeabili, si osserva uno stato ambientale che varia da sufficiente a buono, nonostante la presenza di attività antropiche, ad indicare una più difficile penetrazione dei contaminanti..

7. CONCLUSIONI

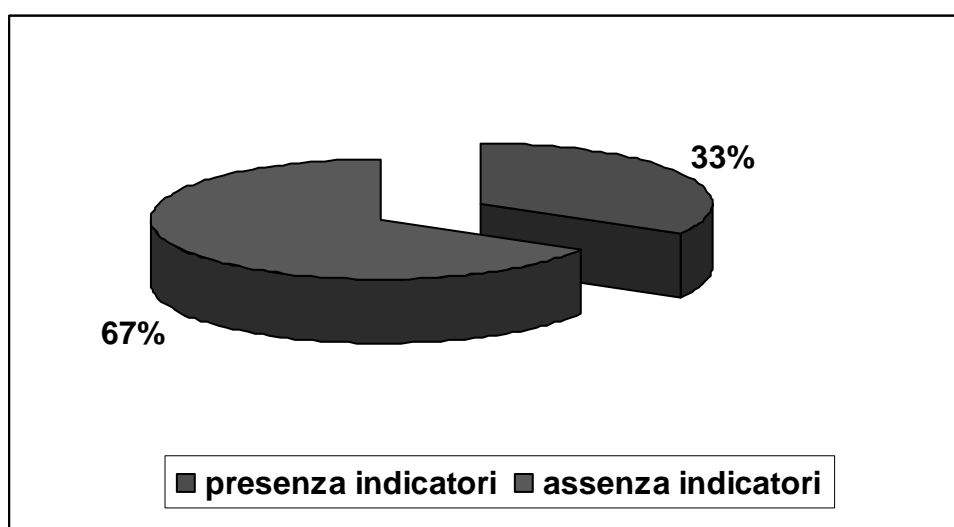
I risultati ottenuti in questo lavoro di monitoraggio hanno prodotto i dati necessari all'individuazione dello stato di qualità delle acque sotterranee dei bacini idrici del fiume Tusciano e del fiume Bussento, così come previsto dai Piani Di Tutela Delle Acque, secondo la vigente normativa. Prendendo in considerazione tutti i siti di campionamento scelti, il dato che emerge evidente è una generale discreta "qualità" delle acque analizzate. Infatti la maggior parte delle stazioni di campionamento rientrano nella classe 2, come meglio evidenziato in figura 13.

I dati relativi ai parametri microbiologici appaiono, invece, per lo più discordanti da quelli chimici. Anche se non è mai stata osservata una presenza significativa dei patogeni scelti nell'ambito di questo monitoraggio, si riscontra una generale contaminazione in molte stazioni di campionamento.

Rilevante appare, invece, la presenza di *Aeromonas spp.* nella maggior parte delle stazioni campionate.

Nel caso del fiume Tusciano si è osservata una bassa contaminazione microbica. Se andiamo a confrontare i siti di indagine ove è stata osservata la presenza di contaminazione, si vede che questi costituiscono il 33% dei siti campionati, come indicato nella figura 14.

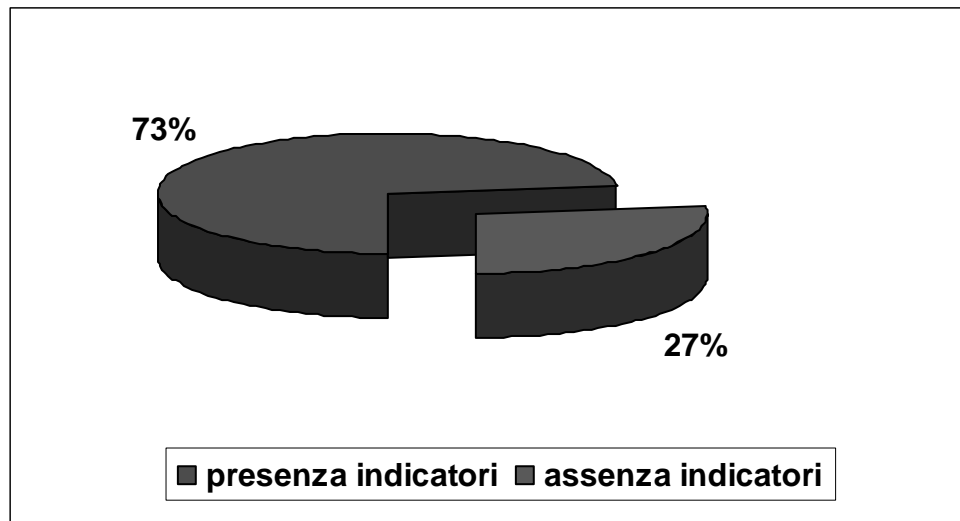
Figura 14: percentuale dei siti di campionamento dove è stata riscontrata contaminazione microbica; Fiume Tusciano



La situazione è differente per il Fiume Bussento, dove, probabilmente a causa della natura più permeabile del territorio, si osserva una contaminazione molto elevata. La figura 15 mostra infatti come solo il 27% dei siti indagati risulta non

contaminato (dati ottenuti considerando solo alla prima campagna di campionamento).

Figura 15: percentuale dei siti di campionamento dove è stata riscontrata contaminazione microbica; Fiume Bussento



Questi risultati sottolineano una carenza della normativa italiana in cui i parametri microbiologici non vengono presi in considerazione come elementi per valutare la qualità delle acque sotterranee. A tal proposito va invece evidenziato che diversi studi in letteratura sottolineano l'importanza dei parametri microbiologici come indicatori di contaminazione (Magari-Hiriart M., 1999; Ottoson J., 2003; McLellan S.L., 2001; Steet B.M, 2003), poiché essi, insieme agli indicatori chimici, possono fornire un quadro più completo della reale situazione della risorsa in esame.

Salvaguardare la qualità delle fonti di approvvigionamento è oggi un obiettivo prioritario. Le misure preventive acquistano perciò tanta più importanza quanto più sono destinate alla gestione delle acque destinate al consumo umano. Nuove tendenze nell'ambito della prevenzione e della salvaguardia della salute umana tentano di trasferire la metodologia dell'H.A.C.C.P. (Hazard Analysis and Critical Control Point) al sistema di distribuzione dell'acqua "potabile". Questo è un sistema di controllo fondato sulla gestione del rischio. Il metodo è preso in prestito dal campo alimentare, basandosi sul fatto che, in fondo anche l'acqua può essere considerata un alimento (Havelaar A.H.,1994). L'applicazione del sistema di autocontrollo è costituita dall'identificazione e dalla valutazione del rischio relativo

alla materia acqua nel suo complesso, pertanto se ne deve seguire tutto il ciclo di utilizzazione a partire dal bacino idrografico di approvvigionamento per passare poi ai trattamenti, all’stoccaggio e alla distribuzione (Corlett D.A., 1998). Il piano H.A.C.C.P. prevede l’individuazione iniziale dei punti della filiera, per poi identificare i rischi e le relative misure preventiv. Si stabiliscono successivamente i punti critici di controllo, i limiti critici, le misure di monitoraggio da effettuarsi e le eventuali azioni azioni correttive (Legnani P., 2004). Le azioni di monitoraggio previste per il bacino idrografico sono scelte in base alla natura del bacino e comprendono il monitoraggio microbiologico degli indicatori fecali e di alcuni specifici patogeni veicolati dall’acqua, e i parametri chimici necessari per la potabilizzazione (Derlet RW, 2004; Damikouka I., 2005).

L’inquinamento delle acque sotterranee ha conseguenze più durature rispetto a quello delle acque superficiali poiché, come si è detto, le acque sotterranee nella maggior parte dei casi si muovono più lentamente.

L’impatto delle attività umane può durare molto a lungo e le acque sotterranee possono essere difficilmente risanate anche dopo aver rimosso la fonte di inquinamento; di qui la necessità di concentrare gli sforzi a livello della prevenzione (WFD, 2003).In questo contesto acquista pertanto un peso rilevante lo sfruttamento del territorio facente parte del bacino idrico.

Nuove tecnologie si stanno evolvendo in questo senso. Poiché gli inquinanti raggiungono gli acquiferi a causa delle normali attività antropiche (agricoltura, allevamento, industria), un utile strumento nella prevenzione e gestione del rischio delle risorse viene dalla stesura delle carte di uso del suolo, messe a punto con tecniche GIS ovvero Geographical Infomation System, che possono essere validamente utilizzate per valutare il rischio di contaminazione delle acque sotterranee (Ducci D.,1999).

In questa prospettiva di innovazioni tecnologiche a tutela dell’ambiente, non possiamo che auspicarci una maggiore sensibilità anche nei territori di molte regioni meridionali, nelle quali la scarsità di risorsa rappresenta un vero e proprio fattore limitante dello sviluppo economico.

In particolare, ciò è vero soprattutto in Campania, ove peraltro le risorse idriche sono assai cospicue e sono sufficienti non solo a soddisfare la richiesta interna, ma anche, adeguatamente valorizzate, a divenire vero e proprio fattore di sviluppo per l'economia meridionale.

Diversamente, la scarsa sensibilità verso il problema impedisce di rilevare che i fenomeni di degrado qualitativo delle acque, in molti significativi casi, possono avere impatti negativi, a breve e a lungo termine, sulle produzioni agricole e sulle caratteristiche pedologiche del terreno coltivato.

Infine, una sistematica politica ambientale dovrà concentrarsi altresì sulla tutela e sulla preservazione non solo dei corsi superficiali, ma anche delle acque sotterranee, le quali, tra l'altro, forniscono il flusso di base per quei sistemi acquatici di superficie che sono destinati al rifornimento idrico.

Tali acque devono, quindi, essere preservate dall'inquinamento e conservate come riserva strategica e, in definitiva, come "elemento di sviluppo".

BIBLIOGRAFIA

1. Allen M. J., Edberg S. C., Reasoner D.J. (2004) *Heterotrophic plate count bacteria- what is their significance in drinking water?* International Journal of Food Microbiology 92: 265-27
2. Altwegg M., A.G. Steigerwalt, R. Altwegg-Bissig, J. Lüthy-Hottenstein and D.J. Brenner, (1990). *Biochemical identification of Aeromonas genospecies isolated from humans*. J. Clin. Microbiol. 28 pp. 258–264.
3. Altwegg M., Steigerwalt A.G, Altwegg-Bissig R, J. Lüthy-Hottenstein and D.J. Brenner, (1990) *Biochemical identification of Aeromonas genospecies isolated from humans*. J. Clin. Microbiol. **28** (1990), pp. 258–264
4. Amato A. , Ascione A., Cinque A. Lama A. (1992), *Morfoevoluzione, sedimentazione e tettonica recente dell'antica Piana del Sele e delle sue valli tributarie (Campania)*. Comitato Glaciologico italiano.
5. ANPA 2000, Modellistica fluviale rti aim 2/2000
6. APAT-SINANET (2004) *Annuario dei dati ambientali /2004* ISBN 88-448-0147-7
7. APHA, AWWA, WEF, (1995), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* APHA, AWWA, WEF, Washington, DC n. 8: 43 - 46.
8. Araujo M., Sueiro R.A., Gomez M.J., Garido M. J. (2004) *Enumeration of Clostridium perfringens spores in groundwater samples: comparison of six culture media*. Journal of Microb. Methods 57:175-180
9. Asano T., Levine A. (1996), *Wastewater reclamation, recycling and reuse: past, present and future*. Wat. Sci Technol 33 (10-11):1-14
10. Ashbolt N. J(2004) *Microbial contamination of drinking water and disease outcomes in developing regions* Toxicology 198 229–238
11. Ashbolt, N.J., Grabow, W.O.K., Snozzi, M., (2001). *Indicators of microbial water quality*. In: Fewtrell, L., Bartram, J. (Eds.), *Water Quality: Guidelines, Standards and Health. Risk assessment and management for water-related infectious disease*. IWA Publishing, London (Chapter 13), pp. 289–315
12. Baghel V.S., Gopal K., Dwivedi S., Tripathi R. D. (2005), *Bacterial indicator of fecal contamination of the Gangetic river system right at its source*. Ecological Indicators 5: 49-56
13. Baghela V.S., Gopalb K., Dwivedia S., Tripathia R.D. (2005) *Bacterial indicators of faecal contamination of the Gangetic river system right at its source*. Ecological Indicators 5: 49-56

14. Baker MN (1981.). *The quest for pure water. The history of water purification; from the earliest records to the twentieth century* 2. Aufl. Denver, CO, USA: American Water Works Association
15. Barbetta C., Manganello R., Medori D., (2005). *Approvvigionamento idropotabile, controllo microbiologico e qualità dell'acqua erogata nel territorio dell'alto viterbese negli anni 2000-2003*. *biologi Italiani* (10): 49-57
16. Beuchat L.R., (1991). *Behavior of Aeromonas species at refrigeration temperatures*. *Int. J. Food Microbiol.* 13 pp. 217–224
17. Blake D.M., Maness P.C., Huang Z., Wolfrum E.J., Huang J., Jacoby W.A., (1999) *Application of the photocatalytic chemistry of titanium dioxide to disinfection and the killing of cancer cells*. *Sep. Purif. Meth.* 28 1–50
18. Block S.S., (1991). *Chlorine and chlorine compounds*, pp. 135 in *Disinfection, Sterilization, and Preservation*, edited by Lea and Febiger. Malvern, Pennsylvania
19. Block, S.S., Seng, V.P., Goswami, D.Y., (1997). *Chemically enhanced sunlight for killing bacteria*. *J. Solar Energy Eng.* 119, 85–91
20. Brookes J. D., Antenucci J., Hipsey M., Burch M.D., Ashbolt N.J., Ferguson C. (2004) *Fate and transport of pathogens in lakes and reservoirs* *Env. Intern.* 30:741-759
21. Brown, A., (2001), *Generation of enterococci bacteria in a coastal wetland and its impact on surf zone water quality*, *Environmental Science and Technology* 35 (12): 2407–2416
22. Burke V., Robinson J., Gracey M., Peterson D., and Partridge K. (1984). *Isolation of Aeromonas hydrophila from a metropolitan water supply: seasonal correlation with clinical isolates* *Appl. Environ. Microbiol* 48(2): 361–366
23. Calderon R.L., Mood E.W. (1988) *Bacterial colonizing point-of-use, granular activated carbon filters and their relationship to human health*. U.S. Environmental Protection Agency. CR-811904-01-0
24. Calderon R.L., Mood E.W. (1991) *Bacterial colonizing point-of-use, granular activated carbon filters and their relationship to human health*. U.S. Environmental Protection Agency. CR-813978-01-0
25. Campaioli S., Ghetti P.F., Minelli A., Ruffo S. (1994). “*Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiani*” voll. I – II Ed. Provincia Autonoma di Trento
26. Chakraborty, T., Montenegro M.A., Sanyal S.C., Helmuth R., Bulling E. & Timmis K.N., (1984). *Cloning of enterotoxin gene from Aeromonas hydrophila provides conclusive evidence of production of a cytotoxic enterotoxin*. *Infect. Immun.* 46: 435–441
27. Chastre, J., Trouillet, J.L., (2000). *Problem pathogens (Pseudomonas aeruginosa and Acinetobacter)*. *Semin. Respir. Infect.* 15: 287–298

28. Chopra, A. K., Pham, R. & Houston, C. W. (1994). Cloning and expression of putative cytotoxic enterotoxin-encoding genes from *Aeromonas hydrophila*. *Gene* 139: 87–91.
29. Chopra, A.K. & Houston C.W., (1989). *Purification and partial characterization of a cytotoxic enterotoxin produced by Aeromonas hydrophila*. *Can. J. Microbiol.* 35: 719–725
30. Cinnerella S., Buttafuoco G., Pirrone N., (2005). *Stochastic analysis to assess the spatial distribution of groundwater nitrate concentrations in the Po catchment (Italy)* *Environ. Poll.* 133: 569-580
31. Codony F., Morat J., Mas J. (2005) role of discontinuous chlorination on microbial product by drinking water biofilms. *Water Res.* 39 (9): 1896-906
32. Conroy R.M., Elmore-Meegan, M., Joyce T.M., McGuigan J., Barnes J., (1996). *Solar disinfection of drinking water and incidence of diarrhoea in maasai children: a controlled field trial*. *The Lancet* 348, 1695–1697
33. Cooper, A.T., Goswami, D.Y., (1998a). *A Survey of Solar Based Drinking Water Treatment*, *Solar Engineering 1998*, In: *Proceedings of the ASME International Solar Energy Conference*, Albuquerque, New Mexico, June 1998, pp. 265–275
34. Cooper, A.T., Goswami, D.Y., (1998b). *Solar photochemical detoxification and disinfection for water treatment in tropical developing countries*. *J. Adv. Oxid. Technol.* 3 (2): 151–154
35. Cooper, A.T., Goswami, D.Y., (1999). *Evaluation of Solar Photosensitization of Benzene, Toluene and Escherichia coli with Methylene Blue and Rose Bengal*, *Renewable and Advanced Energy Systems for the 21st Century*. In: *Proceedings of the 1999 ASME Conference*, Maui, Hawaii, April.
36. Cooper, A.T., Goswami, D.Y., Block, S.S., (1997). *Simultaneous Detoxification and Disinfection of Water by Solar Photocatalytic Treatment*, *Solar Engineering 1997*. In: *Proceedings of the ASME International Solar Energy Conference*, Washington, DC, April.
37. Corlett D.A. Jr. (1998). *HACCP User's Manual*. An Aspen Publication – Maryland
38. Crane S.R., Moore J.A., Grismer M.E., Miner J.R. (1983). *Bacterial pollution from agricultural sources: A review*. *Transaction of American Society of Agricultural Engineers* 26: 858-872
39. D.Lgs 18 agosto 2000, n. 258 (correzioni ed integrazioni del Dlgs 152/1999 G. U. suppl. ord. n. 218 18 settembre 2000)
40. D.Lgs 11 maggio 1999 n. 152, *Disposizione sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento delle direttive 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione dai nitrati provenienti da fonti agricole* G.U. 124, 29/5/999, suppl. ord. n.101/L.

41. Damikouka I., Katsiri A., Tzia K. (2005). *Application of HACCP principles in drinking water*. Proceeding of the 9th International Conference on Environmental Science and Tecnology- Rhodes island, Greece, 1-3 Sept.
42. Davies C. M., Long J.A.H., Donald M. Ashbolt N.J. (1995). *Survival of fecal microoganism in marine and freshwater sediments*. Appl. Environ. Microbiol. 61: 1888-1896
43. Demirel Z., Külege K. (2005). *Monitoring of spatial and temporal hydrochemical changes in groundwater under the contaminating effects of anthropogenic activities in Mersion region, Turkey*. . Env. Monit. Asses. 101:129-145
44. Derlet R.W., Carlson J.R., Noponen M.N. (2004) *Coliform and pathologic bacteria in Sierra Nevada national forest wilderness area lakes and streams*. Wilderness Environ Med. Winter. 15(4):245-9
45. Ducci D., (1999). *GIS techniques for mapping grounwater contamination risk*. Natural Hazards 20:279-294
46. Dunlop P.S.M., J.A. Byrne, N. Manga, B.R. Eggins (2002) *The photocatalytic removal of bacterial pollutants from drinking water*. J. Photochem. Photobiol A: Chemistry 148: 355–363
47. Dussart L., Dupont J-P., Zinmerlin I., Lacroix M., Saiter J.M., Junter G.A., Jouenne T., (2003). *Occurrence of sessile Pseudomonas oryzihabitans from a karstified chalk aquifer*. Water Res. 37: 1593–1600
48. 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*. J. Appl. Microbiol. Symp. Suppl. 88 (Suppl. S): 106S–116S
49. Edwards D.R., Daniel T.C. (1992) *Environmental impacts of on-farm poultry waste disposal- a review*. . Bioresource Tecnol. 41: 9-33
50. Enriquez C., Nwachuku N., Gerba C.P., (2001). *Direct exposure to animal enteric pathogens*. Rev. Environ. Health 16 (2): 117– 131
51. Europe's environment: the third assessment, EEA, 2003
52. Fernández M. C., Giampaolo B. N., Ibañez S. B., Guagliardo M. V., Esnaola M. M., Conca L., Valdivia P., Stagnaro S. M. & H. Frade C. C. (2000) *Aeromonas hydrophila and its relation with drinking water indicators of microbiological quality in Argentine* Genetica 108:35-40
53. Finch GR, Belosevic, M. (2001) *Controlling Giardia spp. and Cryptosporidium spp. In drinking waste by microbial reduction processes*. Can. J. Civ Eng 28:67-80

54. Geldreich E.E., (2002). *Heterotrophic bacteria as indicators of water quality*. In: Bitton, G. (Ed.), *Encyclopedia of Environmental Microbiology*, vol. 3. Wiley, New York, pp. 1540–1552
55. Giardini L., Borin M., Grigolo U. (1993) *La qualità delle acque per l'irrigazione*. Ed. L'informatore agrario- Verona
56. Gordon C., Toze S. (2003) *Influence of groundwater characteristics on the survival of enteric viruses*. *J. Appl. Microbiol.* 95 (3):536-544
57. Goswami, D.Y., (1995). *Engineering of Solar Photocatalytic Detoxification and Disinfection*. In: Karl, W. Boer (Ed.), *Advances in Solar Energy*, vol. 10. ASES, pp. 165–210, September, Chapter 3
58. Goswami, D.Y., (1997). *A review of engineering developments of aqueous phase solar photocatalytic detoxification and disinfection processes*. *J. Solar Energy Eng.* 119 (2): 101–107
59. Grant S.B., Sanders B.F., Boehm A.B., Redman J.A., Kim J.H., Mrse R., Chu A.K., Gouldin M., McGee C., Gardiner N., Jones B.H., Svejkovsky J., Leipzig V., (2001). *Generation of enterococci bacteria in a coastal wetland and its impact on surf zone water quality*. *Environmental Science and Technology* 35 (12): 2407-2416
60. Grobe, S., Wingender, J., Flemming, H.C., 2001. *Capability of muroid Pseudomonas aeruginosa to survive in chlorinated water*. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 204, 139–142
61. Hambidge A., (2001). *Reviewing efficacy of alternative water treatment techniques*. *Health Estate* 55 (6): 23–25
62. Havelaar A.H., (1994). *Application of HACCP to drinking water supply*. *Food Control* vol.5 n.3
63. Hellard M.E., Stewart M.I., Forbes A.B., Fairley C.K., (2001) *A randomized, blinded, controlled trial investigation of the gastrointestinal health effects of drinking water quality*. *Environ. Health Perspect.* 109 (8): 773-778
64. Hijnen W.A.M., Van Veenendaal D.A., Van Der Speld W.M.H. (2000) *Enumeration of fecal indicator bacteria in large water volumes using on site membrane filtration to assess water treatment efficiency*. *Water. Res.* 34 (5):1659-1665
65. Houston C.W., Chopra A.K., Rose J.M. & Kurosky A. (1991). *Review of Aeromonas enterotoxins*. *Experientia* 47: 424–426
66. Howell J.M., Coyne M.S., Cornelius P. (1995) *Fecal bacteria in agricultural waters of the bluegrass region of Kentucky*. *J. Environ. Qual.* 24:411–9
67. Hunter P.R., Waite M., Ronchi E. (2002). *Drinking Water and Infectious Disease: Establishing the Links*. IWA Publishing, London

68. Huys G., Coopman R., Janssen P. and Kersters K. (1996). *High resolution genotypic analysis of the genus Aeromonas*. Int. J. Syst. Bacteriol. 46 pp. 572–580
69. Huys G., Kersters I., Vancanneyt M., Coopman R., Janssen P. and Kersters K. (1995). *Diversity of Aeromonas sp. in Flemish drinking water production plants as determined by gas liquid chromatographic analysis of cellular fatty acid methyl esters (FAMES)*. J. Appl. Bacteriol. 78, pp. 445–455
70. INEA (2000) *Stato dell'irrigazione in Campania- parte prima- rapporto irrigazione*
71. IRSA-CNR, (1994) *Metodi analitici per le acque*. Quaderno n.100. Roma: Istituto poligrafico e Zecca dello Stato
72. Islam Md. Shahidul, Masaru Tanaka (2004) *Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis* Marine Pollution Bulletin 48 624–649
73. Isonhood J.H., Drake M. (2002) *Aeromonas species in foods*. J. Food Prot. 65 pp. 575–582
74. Janda J.M., Guhertz L.S., Kokka R.P. and Shimada T. (1994) *Aeromonas species in septicemia: laboratory characteristics and clinical observations*. Clin. Infect. Dis. 19: pp. 77–83
75. Joanne R., Clifford W.H., Dorian H.C., James D.D. and Alexander K. (1989) *Purification and characterization of a cholera toxin cross-reactive cytolytic enterotoxin produced by a human isolate of Aeromonas hydrophila*. Infect. Immunity 57(4): 1165–1169
76. Joseph S.W. (1996). *Aeromonas gastrointestinal disease: a case study in causation?*. In: B. Austin, M. Altwegg, P.J. Gosling and S.W. Joseph, Editors, The Genus Aeromonas, John Wiley & Sons Ltd, Chichester, UK, pp. 311–336
77. Karapinar M., Gonul S.A. (1991) *Survival of Yersinia enterocolitica and Escherichia coli in spring water*. Int J Food Microbiol 13(4): 315–9.
78. Karr J.D., Showers W.J., Gilliam J. W., Andres A.S., (2001) *Tracing nitrate transport and environmental impact from intensive swine farming using Delta nitrogen-15*. J. Environ. Qual. 30:, 1163-1175
79. Kirov S.M, (1993) *The public health significance of Aeromonas spp. in foods*. Int. J. Food Microbiol. 20: pp. 179–198
80. Ko WC, Chiang SR, Yan JJ, Chuang YC (2005). *Comparative pathogenicity of bacteraemic isolates of Aeromonas hydrophila and Klebsiella pneumoniae* Clin Microbiol Infect. Jul. 11(7):553-8
81. Krapac I.G., Dey W.S., Roy W.R., Smyth C.A., Storment E., Sargent S.L., Steele J.D. (2002) *Impacts of swine manure pits on groundwater quality*. Environ. Pollution 120: 475-492

82. Kühn I., Allestam G., Huys G., Janssen P., Kersters K., Krovacek K. and Stenstrom T.A. (1997) *Diversity, persistence, and virulence of Aeromonas strains isolated from drinking distribution systems in Sweden*. Appl. Environ. Microbiol. 63N(7): 2708–2715
83. Kühn K.P., Chaberny I.F., Massholder K., Stickler M., Benz W. V., Sonntag H., Erdinger L. (2003) *Disinfection of surfaces by photocatalytic oxidation with titanium dioxide and UVA light*. Chemosphere 53:71-77
84. Legge 18 maggio n. 183 “*Norme per il riassetto organizzativo e funzionale della difesa del suolo*”
85. Legnani P., Leono E., Bervegleri M., Miralo G., Alvaro N. (2004) *Hygienic control of mass catering establishments, microbiological monitoring of food and equipment*. Food Control. 15: 205-211
86. Li J.W., Xin Z.T., Wang X.W., Zheng J.L., Chao F.H. (2002) *Mechanisms of inactivation of hepatitis A virus by chlorine*. Appl. Environ. Microbiol. 68 (10): 4951–4955
87. Magari-Hiriart M., Cifuentes E., Velasquez E., Calva J.J. (2000) *Microbiological groundwater quality and health indicators in Mexico City*. Urban Ecosystem, 4: 91-103
88. Magari-Hiriart M., Torres-Beristain B., Velasquez E., Calva J.J. (1999), *Bacterial and viral indicators of fecal pollution in Mexico City's southern aquifer*. Env: Sci Health A34: 1715-1735
89. Mallin M.A. (2000) *Impacts of industrial-scale swine and poultry production on rivers and estuaries*. American Scientist 88: 26-37
90. Mallin Michael A., Lawrence B. Cahoon (2003) *Industrialized Animal Production—A Major Source of Nutrient and Microbial Pollution to Aquatic Ecosystems*. Population and Environment, 24 (5):369-385
91. Massa S., Alitiera C. and d'Angela A., (2001) *The occurrence of Aeromonas spp. in natural mineral water and well water*. Int. J. Food Microbiol. 63 pp. 169–173
92. Matthess G., Pekdeger A. (1981) *Concepts of survival and transport model of pathogenic bacteria and viruses in groundwater*. Sci. Total Environ 21: 149-59
93. Mazoua S., Chauveheid E. (2005) *Aerobic spore-forming bacteria for assessment quality of drinking water produced from surface water*. Water Res. in press
94. McFeters G.A., LeChevallier M.W., Singh A., Kippin J.S (1986) *Health significance and occurrence of injured bacteria in drinking water* Wat. Sci Tech. 18(10): 227-31
95. McLellan S.L., Daniels A.D., Salmore A.K. (2001) *Clonal populations of thermotolerant enterobacteriaceae in recreational water and their potential interference with faecal Escherichia coli counts*. Appl. Environ. Microbiol. 67: 4934-4938

96. Messi P., Guerrieri E., Bondi M., (2004). *Antibiotic resistance and antibacterial activity in heterotrophic bacteria of mineral water origin*. Science of the total Envir. 346(1-3):213-9
97. Mills A., LeHunte S., (1997) *An overview of semiconductor photocatalysis*. J.Photochem. Photobiol. A 108: 1–35.
98. Niemi R.M., Heikkilä M.P., Lahti K., Kalso S. and Niemel S.I. (2001) *Comparison of methods for determining the numbers and species distribution of coliform bacteria in well water samples*. J. Appl. Microbiol. 90(6): 850
99. Noonburg G.E. (2005) *Management of extremity trauma and related infections occurring in the aquatic environment*. J. Am. Acad. Orthop. Surg. 13(4): 243-53
100. Nwachuku N., Charles P Gerba (2004) *Microbial risk assessment: don't forget the children* Current Opin. Microbiol. 7:206–209
101. OECD Review, 2003
102. Ottoson J., Stenström T. A. (2003) *Faecal contamination of greywater and associated microbial risks*. Water Res. 37: 645-655
103. Palumbo S.A. (1996). *The Aeromonas hydrophila group in food*. In: B. Austin, M. Altwegg, P.J. Gosling and S. Joseph, Editors, The Genus Aeromonas, Wiley, Chichester, UK pp. 287–310
104. Paneth N., Viten-Johansen P., Brody H., Al E. (1998) *A rivalry of foulness: official and unofficial investigations of the London cholera epidemic of 1854*. Am. J. Pub. Health 88(10): 1545–1553
105. Pasquarell G.C., Boyer D.G. (1995) *Agricultural impacts on bacterial water quality in karst groundwater*. J. Environ. Qual. 24: 959–69
106. Patrizia Messi, Elisa Guerrieri and Moreno Bondi (2005). *Antibiotic resistance and antibacterial activity in heterotrophic bacteria of mineral water origin* Science of The Total Environment Volume 346, Issues 1-3 , 15 pp. 213-219
107. Payment P. (1999), *Poor efficacy of residual chlorine disinfectant in drinking water to inactivate waterborne pathogens in distribution system*. Can. J. Microbiol. 45: 709-715
108. Payment P. Franco E., Richardson L., Siemiatycki J, (1991) *Gastrointestinal health effects associated with the consumption of drinking water produced by point-of-use domestic reverse-osmosis filtration units*. Journal of Applied and Environmental Microbiology 57 : 945-948
109. Payment P., Franco E. (1993), *Clostridium Perfringens and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking water treatment for viruses and protozoan cysts*. Appl. Environ. Microbiol. 59: 2418-2424

110. Pollock D.W., Kookana R.S., Corell R.L. (2005) *Integration of the pesticide impact rating index with a geographic information system for the assesment of pesticide impact on water quality*. Water Air Soil Poll.:5:67-88
111. Qualls R.G., Chang J.C., Ossoff S.F., Johnson J.D. (1984) *Comparison of methods of enumerating coliforms after UV disinfection*. Appl. Environ. Microbiol. 48(4): 699-701
112. Reasoner D. R. (1990) Monitorino heterotrophic bacteria in potable water in: Mc Feters, G.A. (Ed), *Drinking water Microbiology-Progress and Recent Developments*. Springer-Verlag, New York, pp. 452-477
113. Reasoner P., Franco E., Richardson L. Siemiatycki J. (1991) *Gastrointestinal health effects associated with the consumption of drinking water produced by point-of-use domestic reverse-osmosis fitration units*. Journal of J. Appl. Environ. Microbiol. 57: 57, 945-948
114. Ribas F., Araujo R., Frias J., Huguet J.M., Ribas F.R., Lucena F. (1991) *Comparison of different media for the identification and quantification of Aeromonas spp*. Water Antonie Van Leeuwenhoek 59(4): 225-8.
115. Rose Joanne, M., W. Houston Clifford, H. Coppenhaver Dorian, D. Dixon James & Kurosky Alexander, (1989). *Purification and characterization of a cholera toxin cross-reactive cytolytic enterotoxin produced by a human isolate of Aeromonas hydrophila*. Infect. Immunity 57(4): 1165–1169.
116. Salih, F.M. (2002). *Enhancement of solar inactivation of Escherichia coli by titanium dioxide photocatalytic oxidation*. J. Appl. Microbiol. 92 (5): 920–926
117. Sanders B.F., Arega F., Sutula M. (2005) *Modeling the dry-weather tidal cycling of fecal indicator bacteria in surface waters of an intertidal wetland*. Water Res. 39: 3394-3408
118. Schoenen D. (2002) *Role of disinfection in suppressing the spread of pathogens with drinking water: possibilities and limitations* Water Res. 36: 3874–3888
119. Scoglio M.E., Grillo O.C., Munao F., Di Pietro A., Squeri L. (1989) *Water quality and microbiological status of distribution system: traditional parameters and emerging parameters*. Ann. Ig. 1 (5): 1243-54
120. Scott T.M., Salina P., Portier K.M., Rose J.B., Tamplin M.L., Farrah S.R., Koo A., Lukasik J. (2003) *Geographical variation in rirotype profiles of Escherichia coli isolates from human, swim, poultry, beef and dairy cattle in Florida*. Appl. Environ. Microbiol. 69 (2): 1089-1092
121. Shaffter N., Parriaux A. (2002) *Pathogenic-bacterial water contamination in mountainous catchments*. Water Res. 36: 131-139

122. Shahidul I.Md., Tanaka M. (2004) *Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis* Marine Poll. Bull. 48: 624–649
123. Sherman N.E., Stefansson B., Fox J.W., Goldberg J.B. (2001) *Pseudomonas aeruginosa and a proteomic approach to bacterial pathogenesis*. Dis. Markers 17: 285–293
124. Shirey J.J., Bissonnette G.K. (1991) *Detection and identification of groundwater bacteria capable of escaping entrapment on 0.45-micron-pore-size membrane filters* Appl. Environ. Microbiol. 57(8): 2251-4
125. Shirliff M., Mader J., Camper A. (2002) *Molecular interactions in biofilms*. Chem. Biol. 9: 859.
126. Shrivastava R., Upreti R.K., Jain S.R., Prasad K.N., Seth P.K, Chaturvedia U.C. (2004) *Suboptimal chlorine treatment of drinking water leads to selection of multidrug-resistant Pseudomonas aeruginosa*. Ecotoxil. And Environ. Safety 58: 277-283
127. Solo-Gabriele H.M., Wolfert M.A., Desmarais T. R., Palmer C.A. (2000) *Sources of escherichia coli in a coastal subtropical environment*. Appl. Environ. Microbiol. 66(1): 230 -237
128. Sommer B., Marinõ A., Solarte Y., Salas M.L., Dierolf C., Valiente C., Mora D., Rechsteiner R., Setter P., Wirojanagud W., Ajarmeh H., Al-Hassan A., Wegelin M., (1997) *SODIS—an emerging water treatment process*. Aqua 46 (3): 127–137
129. Steets B.M., Holden P.A. (2003) *A mechanistic model of ruhoff-associated fecal coliform fate and transport through a coastal lagoon*. Water Res. 37: 589-608
130. Stewart P.S., Rayner J., Roe F., Rees W.M. (2001) *Biofilm penetration and disinfection efficacy of alkaline hypochlorite and chlorosulfamates*. J. Appl. Microbiol. 91: 525–532
131. Stine S. W., Pepper I. L., Gerba C.P. (2005) *Contribution of drinking water to the weekly intake of heterotrophic bacteria from diet in the United States* Water Res. 39: 257-263
132. Szewzyk U., Szewzyk R., Manz W., Schleifer K.H., (2000) Ann. Rev. Microbiol. 54 81–127
133. Tacconelli E., Tumbarello M., Bertagnolio S., Citton R., Spanu T., Fadda G., Cauda R. (2002) *Multidrug-resistant Pseudomonas aeruginosa bloodstream infections: analysis of trends in prevalence and epidemiology*. Emerg. Infect. Dis. 8: 220–221
134. Tapia de Daza M.S., Diaz R.V. (1994) *Ecological and food safety considerations about products of vegetable origin*. Arch Latinoam Nutr. 44(4): 232-41

135. Thomann R.V., Muller J.A. (1987) *Principles of surface water quality modeling and control*. Harper Collins.
136. Tranter J., Hunter C., Gunn J., Perkins J. (1996) The bacterial quality of an upland stream. *J CIWEM* 10(4): 273-9
137. Turgutoglu H., Ercelik S., Corlu M.,(2005) *Aeromonas hydrophila-associated skin lesions and septicemia in a Nile crocodile (Crocodylus niloticus)*. *J S Afr Vet Assoc.* 76(1): 40-2
138. Vidal A., Diaz A.I. (2000) *High-performance, low-cost solar collectors for disinfection of contaminated water*. *Water Environ. Res.* 72: 271–276
139. Vidal A., Diaz A.I., El Hraiki A., Romero M., Muguruza I., Senhaji F., Gonzalez J., (1999) *Solar photocatalysis for detoxification and disinfection of contaminated water: pilot plant studies*. *Catal. Today* 54. 283–290
140. Villari P., Crispino M., Montuori P. and Stanzione S. (2000) *Prevalence and molecular characterization of Aeromonas spp. in ready-to-eat foods in Italy*. *J. Food Prot.* 63: 1754–1757
141. Vinay S. B., Gopalb K, Dwivedia S., Tripathia R. D. (2005) *Bacterial indicators of faecal contamination of the Gangetic river system right at its source*, *Ecological Indicator* 5:49-56
142. Yáñez M.A., C. Valor and V. Catalán (2005) *A simple and cost-effective method for the quantification of total coliforms and Escherichia coli in potable water*. *J. of Microb. Methods* in press

INDICE DELLE FIGURE

Figura 1: Autorità di Bacino Nazionali ed Autorità di Bacino Regionali	10
Figura 2: inquadramento geografico dei bacini considerati (in giallo: Bacino del fiume Tusciiano; in verde: bacino del fiume Bussento	13
Figura 3: capsule di petri di alcuni terreni utilizzati: a: endo agar les, b: MFC agar, c: Slanetz Bartley, d: nutrient agar	24
Figura 4: confronto dati microbiologici acque sotterranee fiume Tusciiano	27
Figura 5: confronto dati microbiologici acque sotterranee fiume Tusciiano e andamento del Nitrato	27
Figura 6: confronto dati microbiologici acque sotterranee e ione ammonio fiume Tusciiano con 'andamento dello ione ammonio	28
Figura 7: confronto dati microbiologici acque sotterranee fiume Bussento prima campagna	29
Figura 8: confronto dati microbiologici e andamento del nitrato fiume Bussento prima campagna	29
Figura 9: confronto dati microbiologici e andamento dello ione ammonio fiume Bussento prima campagna	30
Figura 10: confronto dati microbiologici acque sotterranee fiume Bussento seconda campagna	31
Figura 11: confronto dati microbiologici e andamento dei nitrati fiume Bussento seconda campagna	31
Figura 12: confronto dati microbiologici e andamento dello ione ammonio fiume Bussento seconda campagna	31
Figura 13: grafico riassuntivo delle classi individuate	37
Figura 14: percentuale dei siti di campionamento dove è stata riscontrata contaminazione microbica; Fiume Tusciiano	48
Figura 15: percentuale dei siti di campionamento dove è stata riscontrata contaminazione microbica; Fiume Bussento	49

INDICE TABELLE

Tabella 1: intensità di utilizzo della risorsa rispetto alla disponibilità	4
Tabella 2: tempi di sopravvivenza per alcuni patogeni in diversi ambienti	7
Tabella 3: denominazione dei siti campionati nel Bacino del Fiume Tusciano	15
Tabella 4: denominazione dei siti campionati nel Bacino del Fiume Tusciano	16
Tabella 5: denominazione dei siti di acque superficiali campionati nel Bacino del Fiume Tusciano	16
Tabella 6: denominazione dei siti campionati nel bacino del Fiume Bussento	17
Tabella 7: schema dei terreni di coltura utilizzati	23
Tabella 8: schema riassuntiva stato chimico	32
Tabella 9: stato ecologico fiume Tusciano	35
Tabella 10: Monitoraggio della qualità biologica delle acque superficiali del Bussento	37
Tabella 11: Concentrazione dei batteri eterotrofi in differenti campioni di acqua (Geldereich, 2000)	40
Tabella 12: Limiti di accettabilità per i parametri microbiologici fondamentali	43

Appendice

Tabelle di legge

Tabella identificazione I.B.E.

Tavole con i siti di campionamento

RIFERIMENTI LEGISLATIVI RELATIVI

ALL.1 D. L.VO 258/00

Acque profonde

Tabella 19 - Parametri di base (con (o)sono indicati i parametri macrodescrittori utilizzati per la classificazione).

Temperatura (°C)	Potassio (mg/L)
Durezza totale (mg/L CaCO ₃)	Sodio (mg/L)
Conducibilità elettrica (µS/cm (20°C))(o)	Solfati (mg/L)come SO ₄ (o)
Bicarbonati (mg/L)	Ione ammonio (mg/L)come NH ₄ (o)
Calcio (mg/L)	Ferro (mg/L)(o)
Cloruri (mg/L)(o)	Manganese (mg/L)(o)
Magnesio (mg/L)	Nitrati (mg/L)come NO ₃ (o)

STATO QUANTITATIVO

Classe A	L'impatto antropico è nullo o trascurabile con condizioni di equilibrio idrogeologico. Le estrazioni di acqua o alterazioni della velocità naturale di ravvenamento sono sostenibili sul lungo periodo.
Classe B	L'impatto antropico è ridotto, vi sono moderate condizioni di disequilibrio del bilancio idrico, senza che tuttavia ciò produca una condizione di sovrasfruttamento, consentendo un uso della risorsa e sostenibile sul lungo periodo.
Classe C	Impatto antropico significativo con notevole incidenza dell'uso sulla disponibilità della risorsa evidenziata da rilevanti modificazioni agli indicatori generali sopraesposti (1).
Classe D	Impatto antropico nullo o trascurabile, ma con presenza di complessi idrogeologici con intrinseche caratteristiche di scarsa potenzialità idrica.

STATO CHIMICO

Classe 1	Impatto antropico nullo o trascurabile con pregiate caratteristiche idrochimiche;
Classe 2	Impatto antropico ridotto e sostenibile sul lungo periodo e con buone caratteristiche idrochimiche
Classe 3	Impatto antropico significativo e con caratteristiche idrochimiche generalmente buone, ma con alcuni segnali di compromissione;
Classe 4	Impatto antropico rilevante con caratteristiche idrochimiche scadenti;
Classe 0 (*)	Impatto antropico nullo o trascurabile ma con particolari facies idrochimiche naturali in concentrazioni al di sopra del valore della classe 3.

Tabella 20 Classificazione chimica in base ai parametri di base (1)

	Unità di misura	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 0 (*)
Conducibilità elettrica	µS/cm(20°C)	≤400	≤2500	≤2500	>2500	>2500
Cloruri	mg/L	≤25	≤250	≤250	>250	>250
Manganese	µg/L	≤20	≤50	≤50	>50	>50
Ferro	µg/L	<50	<200	≤200	>200	>200
Nitrati	mg/L di NO ₃	≤5	≤25	≤50	>50	
Solfati	mg/L di SO ₄	≤25	≤250	≤250	>250	>250
Ione ammonio	mg/L di NH ₄	≤0,05	≤0,5	≤0,5	>0,5	>0,5

Tabella 22 Stato ambientale (quali-quantitativo) dei corpi idrici sotterranei

Stato elevato	Stato buono	Stato sufficiente	Stato scadente	Stato particolare
1 A	1 - B	3 A	1 C	0 A
	2 - A	3 B	2 C	0 B
	2 - B		3 C	0 C
			4 C	0 D
			4 A	1 D
			4 B	2 D
				3 D
				4 D

Acque superficiali

Tabella2 Definizione dello stato ambientale per i corpi idrici superficiale

ELEVATO	Non si rileva o 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 minime rispetto ai valori normalmente associati allo stesso ecotipo in condizioni indisturbate. La qualità biologica sarà caratterizzata da una composizione e un'abbondanza di specie corrispondente totalmente o quasi alle condizioni normalmente associate allo stesso ecotipo. La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è paragonabile alle concentrazioni di fondo rilevabili dei 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 leggermente da quelli normalmente associati allo stesso ecotipo in condizioni non disturbate. La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è in concentrazioni da non comportare effetti a breve e lungo termine sulle comunità biologiche associate al corpo idrico di riferimento.
SUFFICIENTE	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 segni di alterazione derivanti dall'attività umana e sono sensibilmente più disturbati che nella condizione di "buono stato ". La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è in concentrazioni da non comportare effetti a breve e lungo termine sulle comunità biologiche associate al corpo idrico di riferimento.
SCADENTE	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. La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è in concentrazioni da comportare effetti a medio e lungo termine sulle comunità biologiche associate al corpo idrico di riferimento
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. La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è in concentrazioni da gravi effetti a breve e lungo termine sulle comunità biologiche associate al corpo idrico di riferimento.

Tabella 4 - Parametri di base (con (o)sono indicati i parametri macrodescrittori utilizzati per la classificazione)

Portata (m ³ /s)	Ossigeno disciolto (mg/L)**(o)
pH	BOD5 (O ₂ mg/L)**(o)
Solidi sospesi (mg/L)	COD (O ₂ mg/L)**(o)
Temperatura (°C)	Ortofosfato (P mg/L)*
Conducibilità (mS/cm (20°C))**	Fosforo Totale (P mg/L)**(o)
Durezza (mg/L di CaCO ₃)	Cloruri (Cl ⁻ mg/L)*
Azoto totale (N mg/L)**	Solfati (SO ₄ ²⁻ mg/L)*
Azoto ammoniacale (N mg/L)*(o)	Escherichia coli (UFC/100 mL)(o)
Azoto nitrico (N mg/L)*(o)	

Tabella 7 Livello di inquinamento espresso dai macrodescrittori

Parametro	Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
100-OD (%sat.)(*)	≥10 (#)	≤20	≤30	≤50	>50
BOD ₅ (O ₂ mg/L)	<2,5	≤4	≤8	≤15	>15
COD (O ₂ mg/L)	<5	≤10	≤15	≤25	>25
NH ₄ (N mg/L)	<0,03	≤0,10	≤0,50	≤1,50	>1,50
NO ₃ (N mg/L)	<0,3	≤1,5	≤5,0	≤10,0	>10,0
Fosforo totale (Pmg/L)	<0,07	≤0,15	≤0,30	≤0,60	>0,60
Escherichia coli (UFC/100 mL)	<100	≤1.000	≤5.000	≤20.000	>20.000
Punteggio da attribuire per ogni parametro analizzato (75° percentile del periodo di rilevamento)	80	40	20	10	5
LIVELLO DI INQUINAMENTO DAI MACRODESCRITTORI	480560	240475	120235	60115	<60

Tabella 8 Stato ecologico dei corsi d'acqua (si consideri il risultato peggiore tra I.B.E. e macrodescrittori)

	CLASSE 1	CLASSE 2	CLASSE 3	CLASSE 4	CLASSE 5
I.B.E.	≥10	89	67	45	1,2,3
LIVELLO DI INQUINAMENTO DAI MACRODESCRITTORI	480560	240475	120235	60115	<60

INDICE BIOTICO ESTESO

Classi di qualità	Valore di I.B.E.	Giudizio	Colore di riferimento
Classe I	10-11-12-...	Ambiente non inquinato o comunque non alterato in modo sensibile	
Classe II	8-9	Ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione	
Classe III	6-7	Ambiente inquinato o comunque alterato	
Classe IV	4-5	Ambiente molto inquinato o comunque molto alterato	
Classe V	1-2-3	Ambiente eccezionalmente inquinato o alterato	

*Ad ogni classe è stato attribuito un determinato colore per evidenziare in cartografia la qualità delle acque campionate

Dati medi fiume Tusciano

PARAMETRI CHIMICI E CHIMICO-FISICI

PARAMETRO	U.M.	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
Conducibilità elettrica	μS/cm (20°C)	728 (720-731)	752 (747-757)	931 (925-943)	762 (755-764)	581 (570-605)	592 (584-599)	559 (350-783)
Cloruri	mg/l	21,7 (19,1-22,9)	20,7 (19,1-23,0)	25,1 (22,5-28,2)	26,5 (25,7-27,5)	14,4 (12,2-15,9)	20,3 (11,8-24,2)	14,4 (13,01-16,7)
Manganese	μg/l	1,15 (0,50-1,7)	34,3 (31,5-35,2)	0,625 (0,5-1)	0,625 (0,5-1)	0,9 (0,6-1,2)	61,5 (58-65)	2 (1,2-2,8)
Ferro	μg/l	46 (30-57)	33,3 (25-36)	38,0 (32-48)	32,3 (21-47)	22,3 (0-56)	41,2 (29-56)	43,2 (32-57)
Nitrati	mg/l di NO ₃	13,8 (7,87-20,3)	16,9 (9,68-25,5)	30,9 (15,6-36,7)	17,3 (15,5-20,3)	10,1 (5,79-15,6)	18,8 (0,82-72,6)	17,4 (12,3-21,6)
Solfati	mg/l di SO ₄	20,2 (18,4-20,2)	22,9 (21-24,5)	43,0 (39,3-44,8)	20,8 (16,0-33,1)	18,1 (16,1-21,1)	9,4 (5,4-11,3)	28,8 (25,9-34)
Ione Ammonio	mg/l di NH ₄	0,0205 (0,0120-0,0436)	0,0197 (0,0157-0,0436)	0,0218 (0,0210-0,0448)	0,0249 (0,00186-0,0448)	0,0217 (0,0200-0,0303)	0,123 (0,103-0,181)	0,0246 (0,0198-0,0375)

PARAMETRI MICROBIOLOGICI

PARAMETRO	U.M.	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
Coliformi totali	UFC/100ml	0	5	5	0	0	0	190
Coliformi fecali	UFC/100ml	0	0	0	0	0	0	90
Streptococchi fecali	UFC/100ml	0	0	0	0	0	1	0
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100ml	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aeromonas spp</i>	UFC/100ml	0	0	0	0	0	75	15
Spore Clostridi solfito riduttori	UFC/100ml	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	UFC/100ml	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stylococcus aereus</i>	UFC/100ml	0	0	0	0	0	0	0
Conta batterica totale 37°C	UFC/ml	0	0	0	0	0	0	41
Conta batterica totale 22°C	UFC/ml	10	50	0	0	0	65	45

Dati medi fiume Tusciano

PARAMETRI CHIMICI E CHIMICO-FISICI

PARAMETRO	U.M.	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14
Conducibilità elettrica	μS/cm (20°C)	588 (529-710)	877 (481-1055)	366 (348-399)	365 (285-399)	560 (312-651)	580 (330-667)	557 (312-648)
Cloruri	mg/l	13,2 (11,8-14,9)	33,0 (26-42,5)	7,91 (6,48-10,4)	7,12 (6,47-7,9)	12,09 (6,75-13,1)	16,5 (15,9-17,7)	15,6 (13-18)
Manganese	μg/l	0,625 (0,5-1)	0,625 (0,5-1)	0,625 (0,5-1)	0,625 (0,5-1)	0,625 (0,5-1)	2 (1,8-2,2)	0,625 (0,5-1)
Ferro	μg/l	53 (39-66)	44,2 (30-67)	57,2 (36-90)	43,7 (33-61)	56 (39-91)	39,2 (19-55)	46,3 (41-55)
Nitrati	mg/l di NO ₃	4,73 (2,1-11)	38,7 (17,6-49,1)	1,94 (1,24-3,1)	1,7 (0,844-1,57)	10,4 (11,3-22,5)	17,6 (9,68-30)	21,6 (7,24-52)
Solfati	mg/l di SO ₄	6,02 (5,05-8,1)	49,8 (28,1-67,8)	3,09 (2,65-3,33)	3,94 (3,76-4,02)	18,9 (18,2-18,9)	19,03 (18-19,7)	15,5 (15-15,9)
Ione Ammonio	mg/l di NH ₄	0,0414 (0,0182-0,0784)	0,0436 (0,0127-0,0242)	0,0491 (0,0194-0,0811)	0,0466 (0,0340-0,0569)	0,0327 (0,0157-0,0532)	0,0472 (0,0218-0,0666)	0,0375 (0,0254-0,0605)

PARAMETRI MICROBIOLOGICI

PARAMETRO	U.M.	P8*	P9	P10	P11	P12	P13	P14
Coliformi totali	UFC/100ml	-**	0	0	5	0	0	0
Coliformi fecali	UFC/100ml	10	0	0	0	0	0	0
Streptococchi fecali	UFC/100ml	25	0	0	0	0	0	0
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100ml	15	0	0	0	0	0	0
Aeromonas spp	UFC/100ml	65	10	0	0	5	0	0
Spore Clostridi solfito riduttori	UFC/100ml	5	0	5	0	0	0	0
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	UFC/100ml	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staphylococcus aureus</i>	UFC/100ml	0	0	0	0	0	0	0
Conta batterica totale 37°C	UFC/ml	180	5	0	0	30	0	0
Conta batterica totale 22°C	UFC/ml	675	55	0	100	5	5	0

* dati relativi al primo campionamento **non misurato

Dati medi fiume Tusciano

PARAMETRI CHIMICI E CHIMICO-FISICI

PARAMETRO	U.M.	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21
Conducibilità elettrica	μS/cm (20°C)	603 (572-620)	715 (702-725)	498 (494-503)	523 (330-767)	604 (555-669)	1629 (1412-1803)	738 (697-849)
Cloruri	mg/l	12,6 (4,84-19,9)	20,1 (13,8-25,5)	13,5 (9,9-22,8)	17,3 (15,9-18,6)	17,8 (15,8-22,5)	137 (104-156)	29,2 (22-49)
Manganese	μg/l	0,625 (0,5-1)	0,625 (0,5-1)	0,625 (0,5-1)	0,625 (0,5-1)	0,625 (0,5-1)	73,6 (71-76,4)	1,30 (1-1,6)
Ferro	μg/l	32,5 (10-46)	52 (30-77)	50 (28-78)	46,3 (15-71)	62 (51-90)	86,8 (44-130)	44 (20-62)
Nitrati	mg/l di NO ₃	15,2 (12-24,8)	22,8 (13-45,2)	8,51 (2,51-21,7)	16,4 (6,19-29,9)	11,7 (2,6-23,5)	2,41 (0,801-4,06)	11,6 (6,98-14,8)
Solfati	mg/l di SO ₄	15,5 (7,68-18,8)	17 (16,3-17,5)	11,2 (10,5-12,2)	13,2 (12,3-14)	21,1 (18,8-22,5)	144 (112-166)	22,4 (12,1-51,2)
Ione Ammonio	mg/l di NH ₄	0,0605 (0,0109-0,1392)	0,0469 (0,0206-0,0787)	0,0599 (0,0423-0,1016)	0,0381 (0,0157-0,0545)	0,0254 (0,0157-0,0290)	0,176 (0,0581-0,301)	0,0866 (0,0145-0,247)

PARAMETRI MICROBIOLOGICI

PARAMETRO	U.M.	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21
Coliformi totali	UFC/100ml	0	0	0	95	145	20	30
Coliformi fecali	UFC/100ml	0	0	0	15	0	10	0
Streptococchi fecali	UFC/100ml	0	0	0	5	10	10	0
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100ml	0	0	0	3	0	5	0
Aeromonas spp	UFC/100ml	0	0	5	55	55	20	115
Spore Clostridi solfito riduttori	UFC/100ml	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	UFC/100ml	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staphylococcus aureus</i>	UFC/100ml	0	0	0	0	0	0	0
Conta batterica totale 37°C	UFC/ml	0	0	0	0	0	0	0
Conta batterica totale 22°C	UFC/ml	0	20	5	100	10	20	35

Dati medi fiume Bussento I campagna di campionamento

PARAMETRI CHIMICI E CHIMICO-FISICI

PARAMETRO	U.M.	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Conducibilità elettrica	µS/cm (20°C)	728 (365-994)	325 (322-327)	359 (358-359)	347 (335-359)	352 (345-359)	376 (375-376)
Cloruri	mg/l	8,75 (7,94-9,55)	6,64 (4,98-8,3)	6,53 (5,87-7,18)	6,92 (6,65-7,18)	5,71 (5,16-6,26)	15,4 (7,90-22,9)
Manganese	µg/l	0,75 (0,5-1)	0,75 (0,5-1)	0,75 (0,5-1)	0,75 (0,5-1)	0,75 (0,5-1)	0,75 (0,5-1)
Ferro	µg/l	0,0235 (0,022-0,025)	0,029 (0,030-0,031)	0,029 (0,030-0,031)	0,02 (0-0,04)	0,029 (0,030-0,031)	0,08 (0,07-0,08)
Nitrati	mg/l di NO3	2,26 (1,9-2,62)	2,23 (1,84-2,61)	2,88 (1,73-4,03)	2,95 (1,82-4,08)	2,28 (1,8-2,76)	1,14 (0,5-1,77)
Solfati	mg/l di SO4	8,68 (8,32-9,04)	5,35 (4,30-6,39)	3,36 (3,24-3,47)	6,39 (5,37-7,41)	3,35 (3,32-3,38)	17,6 (3,95-31,20)
Ione Ammonio	mg/l di NH4	0,0532 (0,0266-0,0799)	0,0363 (0,0339-0,0387)	0,0351 (0,0266-0,0436)	0,162 (0,1430-0,1820)	0,0442 (0,0303-0,0581)	0,0375 (0,0278-0,0472)

PARAMETRI MICROBIOLOGICI

PARAMETRO	U.M.	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Coliformi totali	UFC/100ml	80	20	5	63.380	35	0
Coliformi fecali	UFC/100ml	10	8	0	21.025	5	1
Streptococchi fecali	UFC/100ml	6	9	3	27.560	1	0
Escherichia coli	UFC/100ml	5	1	0	9.800	1	0
Aeromonas spp	UFC/100ml	46	25	50	169.500	35	20
Spore Clostridi solfito riduttori	UFC/100ml	1	0	1	193	1	0
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	UFC/100ml	0	0	0	0	0	0
<i>Staphylococcus aureus</i>	UFC/100ml	0	0	0	0	0	0
Conta batterica totale 37°C	UFC/ml	34	7	10	2.409	16	1
Conta batterica totale 22°C	UFC/ml	414	258	185	63.500	326	18

Dati medi fiume Bussento I campagna di campionamento

PARAMETRI CHIMICI E CHIMICO-FISICI

PARAMETRO	U.M.	P7	P8	P9	P10	P11
Conducibilità elettrica	µS/cm (20°C)	384 (383-384)	384 (381-386)	391 (387-394)	547 (546-547)	747 (746-747)
Cloruri	mg/l	8,76 (8,75-8,77)	16,4 (8-22,8)	40 (18,3-77,8)	21,9 (21,0-22,8)	19,3 (18,6-20,0)
Manganese	µg/l	0,75 (0,5-1)	0,75 (0,5-1)	0,75 (0,5-1)	0,75 (0,5-1)	0,75 (0,5-1)
Ferro	µg/l	0,02 (0-0,04)	0,02 (0-0,04)	0,02 (0-0,04)	0,02 (0-0,04)	0,02 (0-0,04)
Nitrati	mg/l di NO ₃	0,26 (0,25-0,26)	1,27 (0,40-2,14)	1,04 (0,4-1,67)	2,04 (0,46-3,62)	2,57 (0,11-5,02)
Solfati	mg/l di SO ₄	8,30 (5,10-11,50)	14,35 (5,8-22,9)	18,7 (4,9-32,6)	16,4 (10,0-22,9)	31,3 (30,0-32,7)
Ione Ammonio	mg/l di NH ₄	0,0242 (0,0242-0,0245)	0,0852 (0,0484-0,1220)	0,0363 (0,0290-0,0436)	0,0266 (0,0265-0,0266)	0,0206 (0,0205-0,0206)

PARAMETRI MICROBIOLOGICI

PARAMETRO	U.M.	P7	P8	P9	P10	P11
Coliformi totali	UFC/100ml	125	2010	30	5	30
Coliformi fecali	UFC/100ml	0	5	5	0	0
Streptococchi fecali	UFC/100ml	0	5	0	0	40
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100ml	0	0	0	0	0
Aeromonas spp	UFC/100ml	55	770	40	0	80
Spore Clostridi solfito riduttori	UFC/100ml	0	0	0	0	0
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	UFC/100ml	0	0	0	0	0
<i>Staphylococcus aureus</i>	UFC/100ml	0	0	0	0	0
Conta batterica totale 37°C	UFC/ml		20	5	0	15
Conta batterica totale 22°C	UFC/ml		250	80	5	135

Dati medi fiume Bussento II campagna di campionamento

PARAMETRI CHIMICI E CHIMICO-FISICI

PARAMETRO	U.M.	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Conducibilità elettrica	μS/cm (20°C)	335 (247-423)	303 (284-321)	361 (353-369)	357 (356-358)	357 (356-558)	380 (376-385)
Nitrati	mg/l di NO ₃	1,23 (0,793-1,66)	1,19 (0,97-1,41)	1,22 (1,21-1,23)	1,35 (1,20-1,5)	1,35 (1,20-1,50)	1,24 (1,22-1,27)
Ione Ammonio	mg/l di NH ₄	0,870 (0,0590-1,68)	0,913 (0,0680-1,76)	0,0430 (0,0290-0,0570)	0,040 (0,031-0,048)	0,0400 (0,0310-0,0480)	0,0620 (0,023-1,00)

PARAMETRI MICROBIOLOGICI

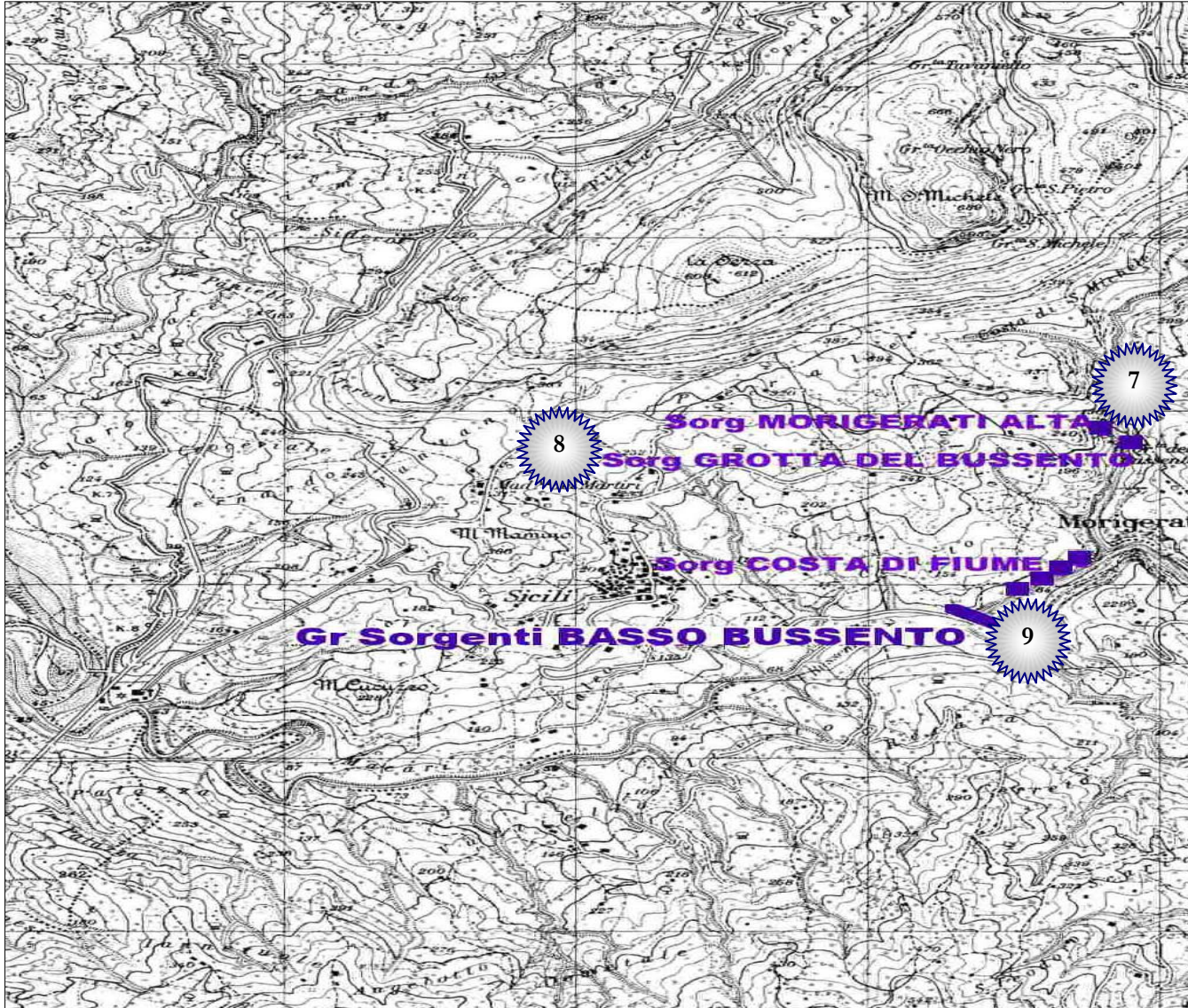
PARAMETRO	U.M.	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Coliformi totali	UFC/100ml	695	505	120	3500	95	5
Coliformi fecali	UFC/100ml	565	255	30	3000	20	0
Streptococchi fecali	UFC/100ml	30	15	20	1530	15	0
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100ml	485	125	10	2500	15	0
Aeromonas spp	UFC/100ml	270	510	90	50	30	0
Spore Clostridi solfito riduttori	UFC/100ml	0	0	0	260	0	0
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	UFC/100ml	0	0	0	0	0	0
<i>Staphylococcus aureus</i>	UFC/100ml	0	0	0	0	0	0
Conta batterica totale 37°C	UFC/ml	2350	2940	220	4475	155	40
Conta batterica totale 22°C	UFC/ml	14425	10410	1620	15455	1875	95

Dati medi fiume Bussento II campagna di campionamento						
PARAMETRI CHIMICI E CHIMICO-FISICI						
PARAMETRO	U.M.	P7	P8	P9	P10	P11
Conducibilità elettrica	µS/cm (20°C)	325 (263-388)	387 (378-397)	386 (382-391)	585 (582-588)	779 (748-811)
Nitrati	mg/l di NO ₃	1,22 (1,21-1,22)	1,87 (1,43-2,32)	1,10 (1,06-1,14)	3,81 (0,90-6,7)	15,1 (12,4-17,9)
Ione Ammonio	mg/l di NH ₄	0,0630 (0,0340-0,0920)	0,041 (0,023-0,0590)	0,0510 (0,0290-0,0730)	0,058 (0,036-0,079)	0,044 (0,0520-0,0350)
PARAMETRI MICROBIOLOGICI						
PARAMETRO	U.M.	P7	P8	P9	P610	P11
Coliformi totali	UFC/100ml	135	50	10	0	185
Coliformi fecali	UFC/100ml	20	10	0	0	25
Streptococchi fecali	UFC/100ml	25	20	0	0	30
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100ml	20	10	0	0	0
Aeromonas spp	UFC/100ml	40	55	40	0	300
Spore Clostridi solfito riduttori	UFC/100ml	0	0	0	0	0
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	UFC/100ml	0	0	0	0	0
<i>Staphylococcus aureus</i>	UFC/100ml	0	0	0	0	0
Conta batterica totale 37°C	UFC/ml	50	55	5	10	1820
Conta batterica totale 22°C	UFC/ml	500	450	50	20	3708

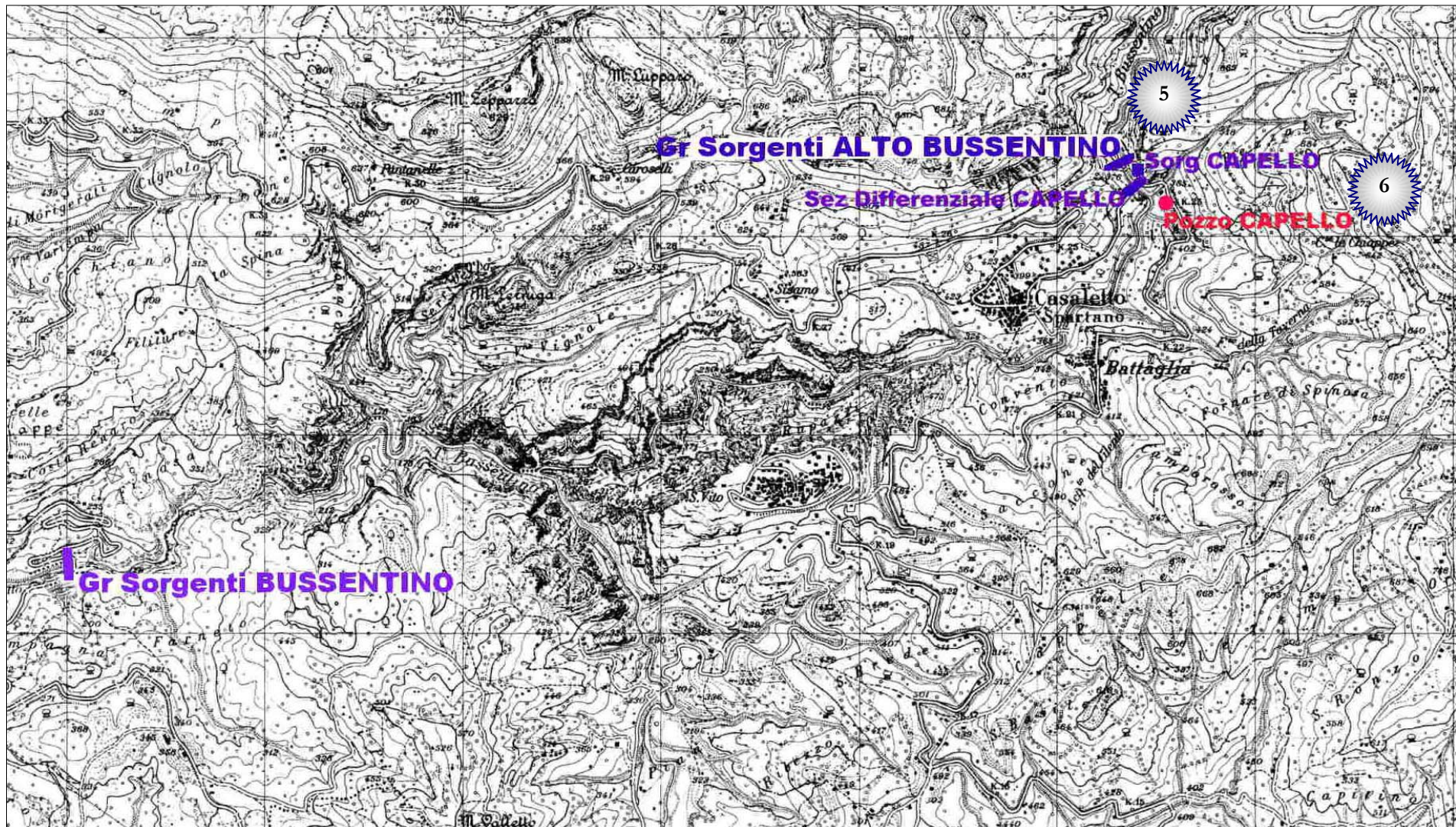
Tavoletta 1: Bacino superiore fiume Bussento



Tavoletta 2: Bacino medio- inferiore fiume Bussento



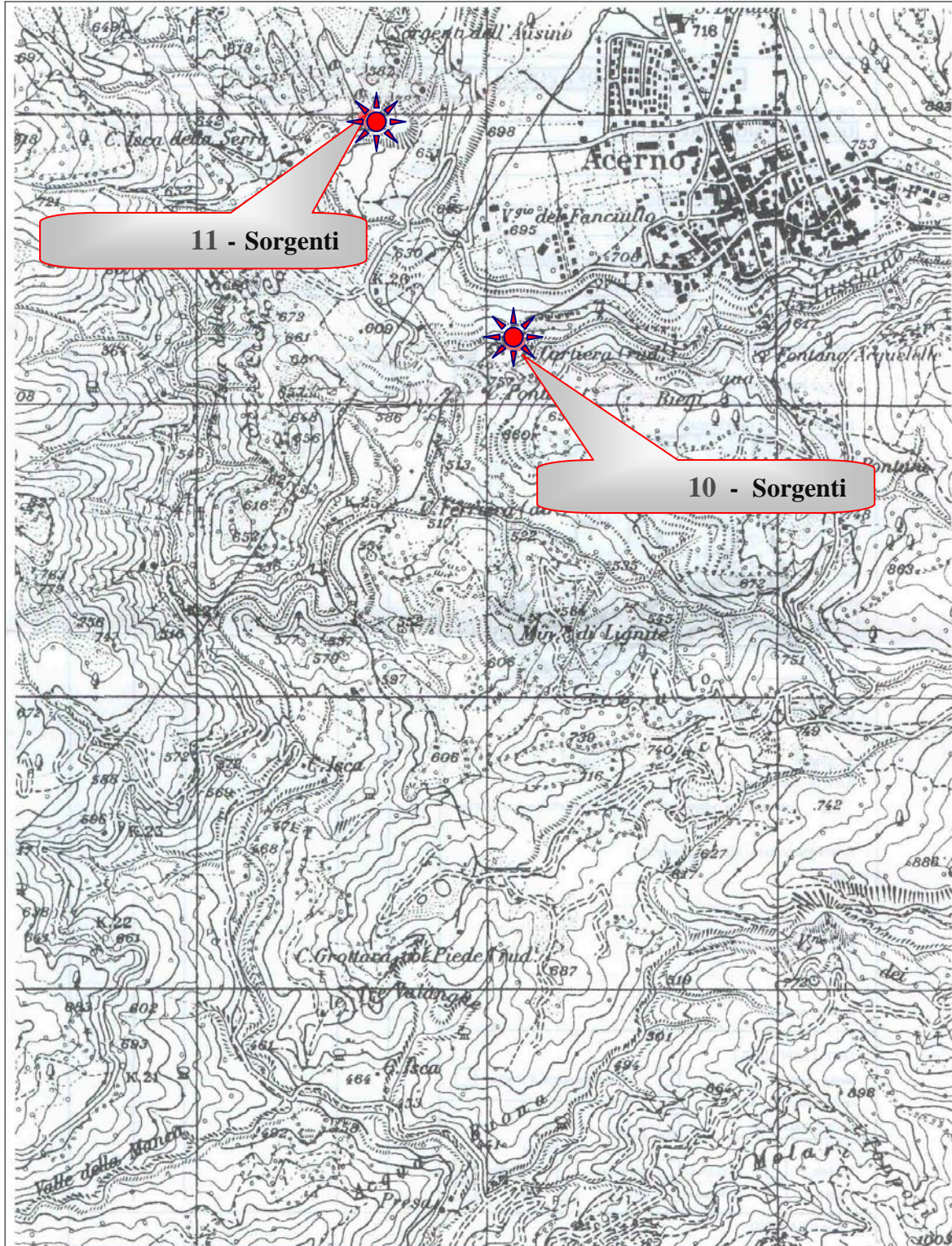
Tavoletta 3: Bacino medio- inferiore fiume Busseto



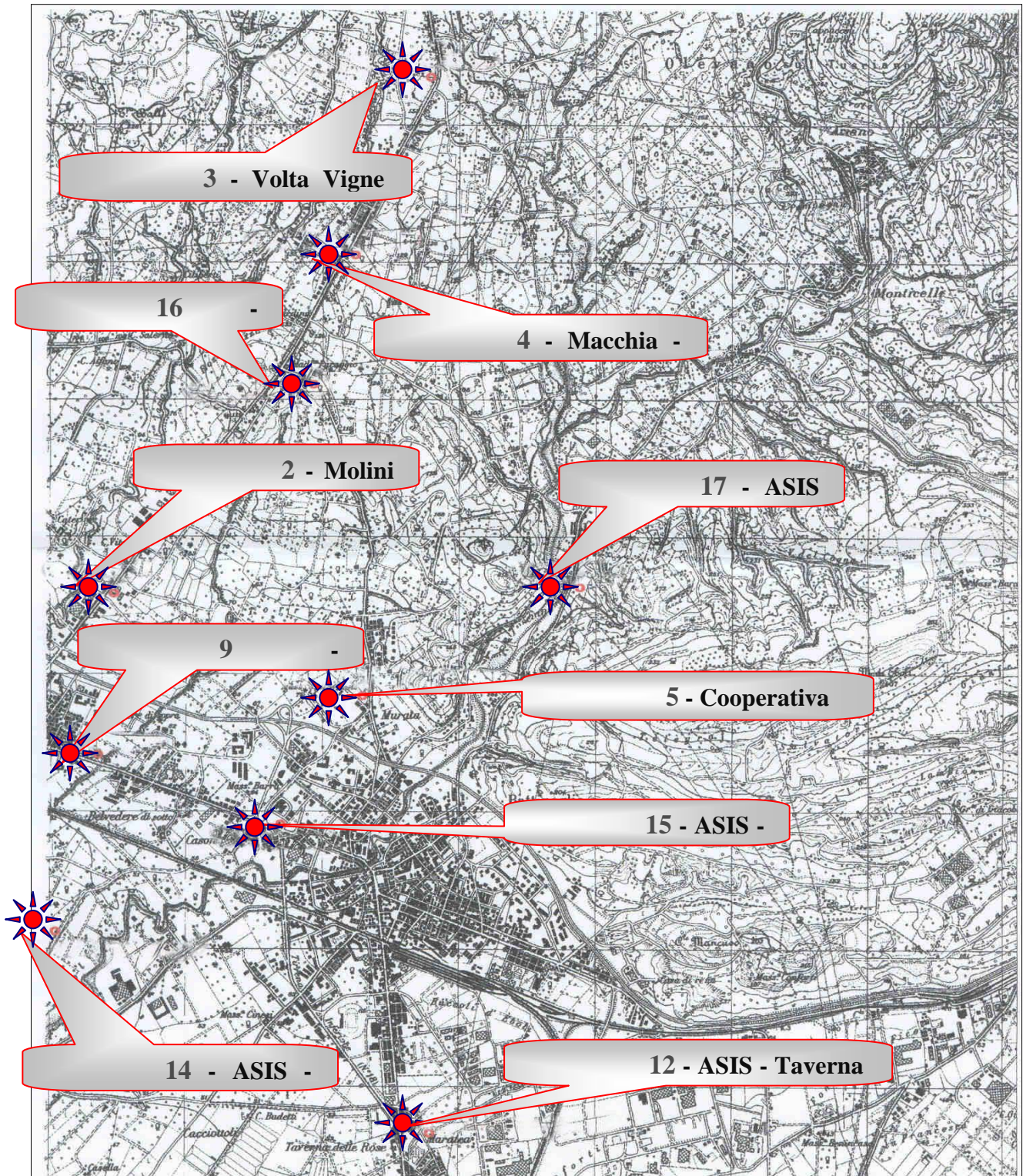
Tavoletta 4: Bacino inferiore fiume Bussento



Tavoletta 1: Bacino superiore fiume Tusciano



Tavoletta 2: Bacino medio-inferiore fiume Tusciano



Tavoletta 3: Bacino medio-inferiore fiume Tusciano

