

ALMA MATER STUDIORUM - UNIVERSITÀ DI BOLOGNA

FACOLTA' DI AGRARIA

CORSO DI LAUREA IN SCIENZE

E TECNOLOGIE AGRARIE

TESI DI LAUREA

in

Economia Agraria

***LA SOSTENIBILITÀ DELL'ACQUA AD USO
ALIMENTARE: L'IMPRONTA ECOLOGICA
DELL'ACQUA DI PORRETTA TERME***

CANDIDATO

FABIO MARCHIONI

RELATORE

Chiar.mo Prof. ANDREA SEGRÈ

CORRELATORE

Dott. GABRIELE MAGLI

Anno Accademico 2009/2010

Sessione I

A mio padre,

con affetto non lenito dal tempo e un rimpianto: non poter sapere cosa ne pensa.

Introduzione	pag.1
---------------------	-------

Parte I Inquadramento Generale

Capitolo 1 Ambiente, Economia e Sviluppo Sostenibile

1.1 Le definizioni di sviluppo sostenibile e sostenibilità	pag. 4
1.2 Sostenibilità forte e sostenibilità debole	pag. 9
1.2.1 Sostenibilità debole	pag. 9
1.2.2 Sostenibilità forte	pag. 10
1.3 Strumenti teorici al servizio dell'economia ambientale	pag. 11
1.3.1 Equazione di Solow applicata all'ambiente	pag. 11
1.3.2 Curva di Kuznets ambientale	pag. 13
1.4 I limiti alla crescita nella storia economica	pag. 14
1.4.1 La bioeconomia	pag. 14
1.4.2 Economia ecologica come scienza della sostenibilità	pag. 17
1.4.3 Lo stato stazionario	pag. 19
1.4.4 L'economia ecologica verso la teoria del valore energia	pag. 20
1.5 Ambiente e contabilità nazionale	pag. 21
1.6 Indici e indicatori di sostenibilità ambientale	pag. 24
1.6.1 Cenni sul modello DPSIR	pag. 28
1.6.2 Analisi Energetica	pag. 29
1.6.3 Spazio ambientale	pag. 30
1.7 La politica integrata di prodotto della Comunità Europea	pag. 31
1.7.1 Premessa	pag. 31
1.7.2 La metodologia LCA	pag. 34
1.7.3 Tipologie di LCA	pag. 41
1.7.4 Certificazioni ed etichettature ambientali	pag. 42
1.8 Origini della responsabilità sociale di impresa	pag. 45
1.9 Approcci alla Responsabilità Sociale di Impresa	pag. 47
1.10 La responsabilità sociale al servizio dello sviluppo e della sostenibilità territoriale	pag. 49
1.11 Gli strumenti della Responsabilità Sociale di Impresa	pag. 52

1.11.1 Accountability e corporate governance	pag. 52
1.11.2 Il Bilancio Sociale	pag. 56
1.11.3 Codice etico	pag. 58

Capitolo 2 Acqua e sostenibilità

2.1 La disponibilità d'acqua	pag. 60
2.1.1 Principali fattori di crisi idrica e possibilità di intervento	pag. 63
2.1.2 Disponibilità idriche e fabbisogno nazionale	pag. 65
2.2 La sostenibilità nella gestione dell'acqua	pag. 68
2.2.1 L'Acqua: bene economico o diritto universale?	pag. 68
2.2.2 La sostenibilità sociale della gestione dell'acqua	pag. 71
2.2.3 La sostenibilità economica della gestione dell'acqua	pag. 74
2.2.4 La sostenibilità ambientale della gestione dell'acqua	pag. 76
2.3 La gestione delle acque	pag. 77
2.3.1 La direttiva quadro 2000/60	pag. 77
2.3.2 Il governo dell'acqua in Italia	pag. 79
2.3.3 L'Emilia Romagna fra piano di tutela delle acque e piani dei distretti idrografici	pag. 82
2.4 Per una definizione di acqua da tavola	pag. 86
2.5 Le acque minerali	pag. 88
2.5.1 Il mercato delle acque minerali	pag. 88
2.5.2 Il processo produttivo delle acque minerali	pag. 96
2.5.3 Acque minerali naturali, di sorgente e normativa di riferimento	pag. 99
2.5.4 La qualità delle acque minerali	pag. 102
2.5.5 I principali parametri di riferimento dell'acqua minerale	pag. 103
2.6 Le acque potabili	pag. 105
2.6.1 Il servizio idrico	pag. 105
2.6.2 La potabilizzazione dell'acqua	pag. 110
2.6.3 Le acque potabili e la normativa di riferimento	pag. 115
2.6.4 Qualità delle acque potabili	pag. 117
2.7 Acque minerali e acque potabili	pag. 119
2.7.1 Parametri chimici nelle acque potabili e minerali	pag. 119

2.7.2 I controlli microbiologici nelle acque potabili e minerali	pag. 123
2.7.3 Elementi di comparazione tra acque minerali e potabili	pag. 125
2.8 Gli obiettivi della sostenibilità nella gestione dell'acqua	pag. 128
2.8.1 Premessa	pag. 128
2.8.2 Sostenibilità sociale delle acque alimentari	pag. 129
2.8.3 Sostenibilità economica delle acque alimentari	pag. 130
2.8.4 Sostenibilità ambientale delle acque alimentari	pag. 132

Capitolo 3 Impronta Ecologica: la metodologia

3.1 Definizione di impronta ecologica	pag. 135
3.2 Fondamenti metodologici	pag. 136
3.2.1 Alle origini del metodo	pag. 136
3.2.2 La biocapacità	pag. 139
3.2.3 Confronto impronta ecologica-biocapacità	pag. 139
3.3 Caratteristiche della metodologia dell'impronta ecologica	pag. 141
3.3.1 Assunti di fondo delle analisi	pag. 141
3.3.2 I rifiuti nelle analisi di impronta ecologica	pag. 142
3.3.3 Normalizzazione dell'area bioproductiva	pag. 142
3.3.4 Le categorie di territorio	pag. 144
3.4 L'analisi dell'impronta ecologica	pag. 145
3.4.1 Il calcolo dell'impronta ecologica	pag. 145
3.4.2 Gli standard dell'impronta ecologica	pag. 146
3.4.3 L'impronta ecologica dei territori: nazioni, province, città	pag. 148
3.5 La metodologia applicata ai prodotti e servizi finali	pag. 149
3.5.1 L'impronta ecologica	pag. 149
3.5.2 L'impronta idrica	pag. 151
3.5.3 L'impronta di carbonio	pag. 153
3.6 Critiche e approfondimenti alla metodologia	pag. 154

Parte II: Il caso di studio

Capitolo 4: L'impronta ecologica dell'acquedotto di Tresana

4.1 Il gruppo Hera	pag. 157
4.2 Le attività del gruppo	pag. 159
4.2.1 Servizi energetici	pag. 159
4.2.2 Servizi Ambientali	pag. 161
4.2.3 Servizi idrici	pag. 162
4.3 Il governo e la struttura organizzativa	pag. 164
4.4 La responsabilità sociale d'impresa nel gruppo Hera	pag. 167
4.5 La gestione della sostenibilità e gli obiettivi bilanciati del gruppo Hera	pag. 168
4.6 Il sistema acquedotto del territorio Bolognese	pag. 172
4.7 Il comprensorio dell'Alto Reno e l'acquedotto del comune di Porretta Terme	pag. 176
4.8 Descrizione dell'acquedotto di Tresana	pag. 178
4.9 L'etichetta dell'acqua di Tresana	pag. 180
4.10 La metodologia dell'impronta applicata all'acquedotto di Tresana	pag. 181
4.10.1 Definizione del sistema	pag. 181
4.10.2 Analisi di inventario e dati utilizzati	pag. 183
4.10.3 La metodologia impiegata	pag. 189
4.10.4 La redazione della stima	pag. 191
4.10.5 Analisi di sensibilità	pag. 201
4.11 L'impronta ecologica sostanziale dell'acqua di Hera Bologna	pag. 204

Capitolo 5 Dall'impronta ecologica alla sostenibilità delle acque alimentari

5.1 L'impronta ecologica nelle valutazioni di sostenibilità delle acque alimentari	pag. 209
5.2 L'impronta dell'acqua di Tresana e delle acque di Hera Bologna	pag. 211
5.2.1 Premessa	pag. 211

5.2.2 L'impronta dell'acqua di Tresana	pag. 212
5.2.3 L'impronta delle altre acque di Hera Bologna	pag. 216
5.3 L'impronta ecologica dell'acqua di Tresana e di altre acque alimentari	pag. 219
5.3.1 L'impronta dell'acqua di Hera e di altre acque potabili	pag. 219
5.3.2 L'impronta dell'acqua di Hera e delle acque minerali	pag. 227
5.4 La sostenibilità dell'acqua di Tresana	pag. 231
5.5 La sostenibilità delle acque alimentari	pag. 234
5.5.1 La sostenibilità dell'acqua da tavola: considerazioni generali	pag. 234
5.5.2 Trattamenti al punto d'uso	pag. 236
5.5.3 Le case dell'acqua	pag. 238
5.5.4 Per la sostenibilità dell'acqua: una proposta economica	pag. 241
Conclusioni	pag. 244
Appendice 1	pag. 247
Bibliografia	pag. 252

Introduzione

La presente ricerca si inserisce nel filone degli studi applicativi dedicati alla prospettiva dello sviluppo sostenibile. In questo lavoro si cercherà di fornire un contributo originale, per quanto parziale, alle numerose iniziative che affrontano il tema della produzione, della distribuzione e del consumo di acqua a scopo alimentare.

Negli ultimi anni in un quadro estremamente confuso in cui le martellanti campagne promozionali delle acque minerali, come riflesse in uno specchio deformante e capovolto, fanno da contraltare ai sempre più diffusi tentativi di sensibilizzazione a favore delle acque potabili, la tendenza alla semplificazione conduce con sempre maggiore frequenza alla fatidica domanda: **è preferibile consumare l'acqua minerale o l'acqua che sgorga dal rubinetto di casa?** La risposta, se non si vuole cadere nella banalizzazione, non può essere univoca. Un'analisi scientificamente fondata non può infatti eludere i vari piani che si intersecano quando si ha a che fare con una risorsa importante e ubiquitaria come l'acqua, ai cui molteplici usi sono collegati valori economici, culturali, biologici e persino simbolici. La generalizzazione non è possibile, se non lasciando decadere i necessari fondamenti scientifici dell'analisi per rifugiarsi nel rassicurante universo delle preferenze soggettive. Il presente lavoro, pur concentrandosi particolarmente sulla dimensione ambientale, cerca di affrontare in modo ampio il tema della sostenibilità dell'acqua approfondendo, per quanto possibile, gli aspetti sociali, qualitativi ed economici connessi alla produzione e consumo dell'acqua ad uso alimentare.

La prima parte del presente lavoro intende fornire una rassegna dei principali elementi teorici e concettuali di contesto all'inquadramento dei problemi connessi alla sostenibilità nella produzione e nell'impiego dell'acqua.

Il primo capitolo prende le mosse da una rassegna dei rapporti esistenti fra ambiente, sviluppo sostenibile ed economia passando dalla tradizionale visione neoclassica o marginalista per arrivare alle più innovative frontiere trans-disciplinari dell'economia ecologica. Dopo aver definito l'evoluzione del ruolo dell'ambiente nella letteratura e nella scienza economica si prosegue con una discesa nella dimensione più concreta

dello sviluppo sostenibile, illustrando le caratteristiche di alcuni indicatori di sostenibilità e passandone in rassegna le caratteristiche salienti fino ad arrivare alla descrizione, per quanto sintetica, del ciclo di vita, uno strumento che agisce a livello di singolo prodotto, e delle varie tipologie di etichettature e certificazioni ambientali. Il primo capitolo si conclude con una rassegna dell'evoluzione della teoria della responsabilità sociale di impresa e delle sue potenziali connessioni con l'attuazione concreta dello sviluppo sostenibile.

Il secondo capitolo parte definendo le principali questioni inerenti la gestione sostenibile dell'acqua, approfondendone le implicazioni economiche, sociali ed ambientali per prendere in esame l'evoluzione e gli obiettivi della normativa italiana e di settore fino alla pubblicazione della direttiva quadro sulle acque 2000/60 e all'approvazione a livello nazionale del cosiddetto "testo unico ambientale". Il capitolo prosegue con una breve guida alle differenze qualitative fra i vari tipi di acque così come definite dalla normativa di settore per proseguire con un esame dei settori che producono le principali tipologie di acque alimentare: il servizio idrico, tutt'ora erogato da un numero prevalente di imprese pubbliche o a maggioranza pubblica e il settore produttivo delle acque minerali. Il secondo capitolo si chiude con un approfondimento specifico relativo alla sostenibilità delle acque alimentari che verrà ripreso nei capitoli finali del presente lavoro. Nella costruzione di tale lavoro si è utilizzato un percorso logico a "cerchi concentrici" che ha permesso un progressivo avvicinamento al caso di studio dopo aver introdotto la vastità del contesto esplorato e chiarito i concetti essenziali alla comprensione dell'analisi applicata al caso di studio. Tale metodo di lavoro, unitamente ai contenuti della ricerca, rappresenta il tentativo di articolare una risposta, per quanto specifica e parziale, agli interrogativi sempre più pressanti che provengono da quanti si approssimano al tema dell'acqua.

Il terzo capitolo descrive la metodologia che si fonda sul concetto di Impronta Ecologica. Tale indicatore di sostenibilità ambientale è diffuso e noto al grande pubblico da anni, ma solo in tempi recenti ha subito i miglioramenti scientifici necessari a permetterne l'applicazione, oltre che come strumento di analisi

territoriale, anche alla scala micro della singola attività economica o del singolo prodotto industriale.

Nel quarto capitolo della ricerca si introduce il caso di studio, a partire da una presentazione generale del gruppo Hera, delle attività economiche gestite e della relativa organizzazione interna fino ad addentrarsi nella struttura che il gruppo si è dato al fine di garantire la propria responsabilità sociale e l'attuazione di politiche di sostenibilità per arrivare di seguito ad una breve descrizione dell'attività acquedottistica e delle caratteristiche complessive del sistema primario bolognese. Il capitolo prosegue con l'applicazione dell'analisi dell'impronta ecologica al caso di studio: l'acquedotto di un comune montano su cui da alcuni anni si sperimenta una potabilizzazione alternativa che esclude il ricorso a prodotti del cloro. Lo scopo dell'analisi consiste nella definizione degli impatti ambientali con il metodo integrato degli indicatori della famiglia dell'impronta ecologica. Vengono presentate le caratteristiche generali del sistema acquedottistico, le principali caratteristiche relative alla qualità dell'acqua erogata per definire successivamente i confini del sistema oggetto di studio, la qualità dei dati utilizzati, i principali aspetti metodologici e presentare infine i risultati della analisi compiuta. Per ragioni di completezza in questo capitolo viene effettuata un'analisi di sensibilità per definire la variabilità dei dati ottenuti in presenza di scenari parzialmente dissimili rispetto a quello emerso direttamente dalla stima. A chiusura del capitolo si estende, avvalendosi della disponibilità di dati energetici affidabili e precisi, l'orizzonte dell'analisi applicata alle principali acque prodotte e distribuite dal sistema primario bolognese di cui si arriva a stimare l'impronta ecologica sostanziale.

Nella parte iniziale del quinto capitolo si analizzano i dati ottenuti al fine di evidenziare gli aspetti utili a valutazioni interne alle realtà impiantistiche direttamente analizzate, per proseguire con la comparazione degli stessi risultati ottenuti con altri derivati da analisi ambientali simili e disponibili in letteratura. Tali comparazioni fra acque ad uso alimentare di diversa origine e provenienza consentono di svolgere valutazioni di sostenibilità fra le varie opzioni illustrate, arrivando così ad introdurre elementi che permettano di estendere la valutazione al di là dei semplici casi di studio per pervenire a considerazioni dalla valenza più

generale. A tale proposito si prendono in rassegna le alternative in grado di produrre acque ad uso alimentare, anche al di là della classica dicotomia acque di rete-acque minerali, per illustrare elementi relativi anche alle più recenti soluzioni proposte dal settore: dai trattamenti al punto d'uso fino ad arrivare alle fontanelle di acqua pubblica recentemente introdotte.

Nelle conclusioni infine si passano in rassegna i limiti del lavoro svolto, le criticità che andrebbero approfondite e, alla luce del risultato ottenuto, alcune suggestioni che permetterebbero una maggiore comprensione degli aspetti connessi alla qualità dell'acqua e, laddove possibile, una valorizzazione dell'acqua di rete.

Parte I inquadramento generale

Capitolo 1 Ambiente, economia e sviluppo sostenibile

1.1 Le definizioni di sviluppo sostenibile e sostenibilità

La commissione ambiente delle nazioni unite, meglio nota come Commissione Brundtland dal nome della sua presidente, al termine dei suoi lavori nel 1987 pubblica un rapporto dal titolo “Our common future” (trad. il futuro di noi tutti), contenente la prima definizione compiuta di sviluppo sostenibile:

“Per sviluppo sostenibile si intende uno sviluppo che soddisfa i bisogni del presente senza compromettere la capacità delle generazioni future di soddisfare i propri.”

(Il futuro di noi tutti, 1988)

Tale definizione, pur non esente da critiche, precisazioni e successive integrazioni, è stata sostanzialmente recepita negli atti ufficiali successivi fino ad arrivare ad oggi sostanzialmente immutata.

Molti autori ascrivono tale successo all'efficacia della sintesi contenuta nella precedente formulazione che renderebbe da subito evidenti le tre dimensioni fondamentali dello sviluppo sostenibile¹:

- la dimensione **economica**, esplicitata dal richiamo al soddisfacimento dei bisogni umani;
- la dimensione **ambientale** è evidenziata dalla connessione stabilita fra generazioni. Tale connessione è infatti possibile solo in presenza dell'equilibrio ambientale, senza il quale è precluso ogni futuro alla specie umana;
- la dimensione **sociale** è infine ascrivibile alla garanzia per ogni individuo, presente e futuro, di vivere nelle medesime condizioni di sicurezza e salute, sancendo così il principio di “pari opportunità”.

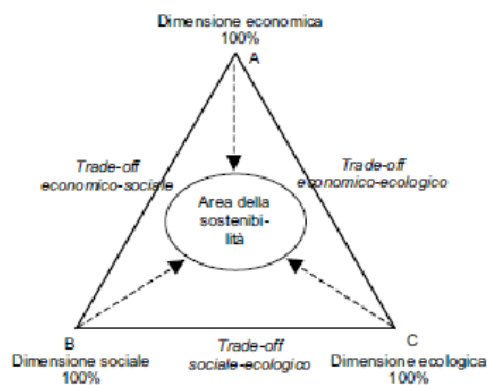


Fig 1.1: il triangolo dello sviluppo sostenibile (Silvestri, 2003)

La figura evidenzia graficamente come il concetto di sviluppo sostenibile risulti dalla composizione delle tre dimensioni, le cui funzioni obiettivo presentano il massimo in corrispondenza dei vertici del triangolo.

¹Giova per maggiore chiarezza ricordare come sia generalmente accettata all'interno dello sviluppo sostenibile la presenza di tre dimensioni fondanti: economica, ambientale e sociale.

Lo sviluppo sostenibile non persegue la massimizzazione di una sola funzione obiettivo, ma si realizza attraverso il dispiegarsi di un compromesso dinamico fra le tre dimensioni.

In modo del tutto analogo possiamo definire il termine sostenibilità, comunemente impiegato come sinonimo di sviluppo sostenibile.

In ecologia la sostenibilità è la caratteristica peculiare di processi che si riproducono indefinitamente. Più in generale tale termine indica la capacità di un fenomeno naturale, indotto o antropico di durare nel tempo. A seconda del punto di vista considerato si parlerà quindi di sostenibilità sociale, di sostenibilità ambientale e di sostenibilità economica.

Per meglio illustrare la centralità e l'importanza di questo concetto si prendono in esame alcune definizioni, scelte per la loro chiarezza fra le molte proposte, così da chiarirne gli aspetti fondamentali e la sostanziale analogia con il concetto di sviluppo sostenibile. La sostenibilità è una strategia di sviluppo che gestisce tutti gli aspetti, le risorse naturali e umane, così come gli aspetti fisici e finanziari, per l'incremento di ricchezza e del benessere di lungo periodo. L'obiettivo dello sviluppo sostenibile respinge le politiche e le pratiche che sostengono gli attuali standard deteriorando la base produttiva, incluse le risorse naturali e lasciano le generazioni future con prospettive più povere e maggiori rischi (Repetto, 1996). La definizione precedente rappresenta la sostenibilità come una strategia finalizzata ad obiettivi di lungo periodo. Nella stessa formulazione si respingono con nettezza le pratiche dissipative della base produttiva estesa alle risorse naturali. Prima della nascita del concetto di sviluppo sostenibile si parlava di carrying capacity del pianeta, ovvero di capacità portante, con riferimento alla capacità della terra di sopportare le modificazioni indotte dall'attività antropica, dal verbo inglese to carry. L'idea di estendere al futuro, alle future generazioni, lo sviluppo appunto indicata dal verbo to sustain che definisce la capacità di portare nel tempo cioè di sostenere lo sviluppo anche per le future generazioni (Tiezzi, 2005).

Alcuni autori preferiscono il termine sostenibilità a quello di sviluppo sostenibile perché esclude ogni possibile confusione terminologica con la crescita economica, che è concetto ben distinto e a sé stante.

La sostenibilità (Costanza in La Camera, 2005) non fa riferimento ad un'economia statica o stagnante, ma dobbiamo stare attenti a distinguere fra "crescita" e "sviluppo". La crescita economica, che è una crescita in quantità, non può essere indefinita in un pianeta finito. Lo sviluppo economico, che è un miglioramento nella qualità della vita, senza necessariamente causare un incremento della quantità di risorse consumate, può essere sostenibile. Il riferimento alle risorse consumate introduce una definizione ancora più esplicita (Tiezzi e Marchettini, 1999):

La sostenibilità è l'ammontare di consumo che può continuare indefinitamente senza degradare lo stock di capitale, incluso il capitale naturale.

L'ultima definizione che si propone evidenzia l'aspetto analitico e dialettico del concetto individuando tre requisiti fondamentali:

La sostenibilità è la relazione tra il dinamico sistema economico e il più ampio, dinamico, ma con cambiamenti più lenti, sistema ecologico, nella quale:

- 1. la vita umana può riprodursi senza fine;*
- 2. l'individuo può esprimere le proprie potenzialità;*
- 3. la cultura può svilupparsi;*

in tale contesto gli effetti dell'attività umana rimangono entro certi limiti, così da non distruggere la diversità, complessità, ed il funzionamento del sistema che consente la vita ecologica (Costanza, Daly e Joy in La Camera, 2005).

Le definizioni riportate sono utili a capire come il concetto di sostenibilità, pur entrando direttamente negli ambiti della disciplina economica, arriva ad occuparne uno spazio al confine con l'ecologia, la fisica e le discipline sociali.

Il termine è particolarmente adatto alla definizione dei processi che calano nella realtà concreta l'astrazione concettuale dello sviluppo sostenibile. La letteratura

sembra preferire il termine *sviluppo sostenibile* per indicare la sostenibilità di sistema in evoluzione dinamica, mentre il termine *sostenibilità* senza ulteriori specificazioni viene diffusamente utilizzato quando ci si voglia introdurre nella materialità dei processi che della realtà sono sottosistemi limitati e parziali.

Tale differenziazione operativa permette di definire al meglio l'ambito entro cui collocare il presente studio che si pone il problema di valutare il contributo di un particolare processo, la produzione di una specifica acqua alimentare, nel tentativo di ottenere indicazioni utili alla realizzazione dello sviluppo sostenibile.

1962	Esce <i>Primavera Silenziosa</i> , di <i>Rachel Carson</i> , libro sui danni prodotti dai pesticidi; nasce la questione ambientale;
1972	Viene dato alle stampe i limiti dello sviluppo , il rapporto commissionato al MIT di Boston dal club di Roma;
1982	A <i>montego Bay</i> l'ONU riunisce la convenzione sul diritto del mare ;
1983	L'ONU istituisce la Commissione Mondiale per lo Sviluppo e l'Ambiente;
1984	Il <i>Worldwatch Institute</i> pubblica <i>State of The World</i> , il primo rapporto sull'ambiente;
1986	Si consuma il Disastro nucleare di Cernobyl ;
1987	Viene pubblicato <i>Rapporto Brundtland</i> dal titolo <i>Our common future</i> : nasce il concetto di Sviluppo sostenibile ;
1992	Dal 3 al 14 giugno ha luogo a Rio de Janeiro la Conferenza Ambiente e Sviluppo delle Nazioni Unite organizza il I summit della terra. I lavori del summit si chiudono con la Dichiarazione sull'ambiente ;
2002	Tra agosto e settembre si svolge a Johannesburg il Summit mondiale per lo sviluppo sostenibile organizzato dalle Nazioni Unite. il Summit restituisce nei suoi documenti finali la "Dichiarazione di Johannesburg";
2005	A seguito della sottoscrizione della Russia, entra in vigore il Protocollo di Kyoto ;

Box 1.1: cronologia sintetica sviluppo sostenibile

1.2 Sostenibilità forte e sostenibilità debole

1.2.1 Sostenibilità debole

Nel presente studio, che si occupa di acqua, notoriamente una delle principali risorse naturali utilizzate dall'uomo, appare pertinente focalizzare l'attenzione sulla dimensione ambientale connessa all'impiego sostenibile dell'acqua.

La cronologia del Box n.1 evidenzia schematicamente le principali tappe storiche dello sviluppo sostenibile. Al suo interno è evidente l'importanza della questione ambientale come fonte storica della sostenibilità, al cui interno ricorre ossessivamente, pur con le declinazioni più varie, il tema della tutela delle risorse comuni.

Di seguito si approfondisce il rapporto economia-ambiente facendo riferimento ai due approcci che per ragioni diverse appaiono i più significativi e connessi agli scopi del presente studio.

Le connessioni esistenti tra le tematiche successivamente introdotte e lo sviluppo sostenibile sono molteplici ed evidenti, dipendendo in buona parte dagli orientamenti assunti dalla scienza economica la possibilità di raggiungere la sostenibilità.

La formulazione originale dello sviluppo sostenibile proposta dalla commissione Brundtland ha registrato nel tempo un accordo generalizzato. Tale generale accettazione è certamente dovuta all'autorevolezza delle fonti istituzionali da cui essa proviene ma è dipesa nel tempo dall'ampiezza dei concetti sottesi.

L'accordo viene infatti meno quando dalla genericità delle definizioni di principio si debba scendere all'operatività dei concetti che implicano una scala ben precisa di valori e teorie di riferimento.

Un'accettazione molto meno unanime riguarda infatti il rapporto gerarchico fra la dimensione ambientale e le altre sfere dello sviluppo sostenibile.

Nella letteratura economica, tale rapporto gerarchico è all'origine della dicotomia sostenibilità forte-sostenibilità debole.

I teorici della **sostenibilità debole** ritengono che, per garantire i bisogni delle generazioni che verranno, sia necessario garantire una dotazione eterogenea di capitale naturale/capitale artificiale in grado di generale livelli di benessere non inferiori a quelli assicurati nel presente.

Tale ipotesi è basata sul trade/off capitale-natura. Il saggio di sostituzione è, secondo l'approccio economico neoclassico, funzione della tecnologia disponibile che evolve nel tempo. Non è pertanto da escludere, almeno in linea teorica, una sostituzione completa natura-capitale per garantire il benessere di coloro che verranno.

Tale concezione, profondamente intrisa di fiducia nei confronti del progresso tecnico, è contraddistinta da uno sguardo ottimistico rivolto al futuro.

Le elaborazioni a favore della sostenibilità debole ipotizzano, ad esempio, la futura totale sostituzione delle fonti fossili con fonti rinnovabili, la cui reale utilizzazione sarà resa possibile da un aggiustamento progressivo del sistema dei prezzi relativi, posti a fondamento di questo approccio economico.

Come già anticipato, i principali assertori della sostenibilità debole si rinvencono all'interno del filone dell'economia ambientale neoclassica.

1.2.2 La sostenibilità forte

La **sostenibilità forte** esclude totalmente il trade-off capitale-natura, almeno al di sotto di determinate dotazioni di risorse naturali, asserendo il mantenimento del capitale naturale a livello costante. A supporto di questa impostazione si evidenzia come la sostenibilità debole non consideri completamente il ruolo svolto dall'ambiente nei confronti del sistema economico. La sostenibilità forte va oltre la visione dell'ambiente come semplice e illimitato produttore naturale, enfatizzandone le funzioni di assorbimento e rigenerazione degli scarti.

Gli assertori di tale approccio teorico dubitano inoltre che lo sviluppo tecnologico muova nella direzione del risparmio di natura e quindi non appare ineluttabile la sostituzione della natura con quote crescenti di capitale artificiale.

La sostenibilità forte teorizza l'esistenza di una soglia di resilienza dei sistemi naturali, i quali per il loro funzionamento corretto hanno necessità di disporre di livelli minimi di natura.

Tale assunto pone quindi il problema della valutazione del capitale naturale di cui si teorizza il mantenimento. Tale costanza può infatti essere intesa come fisica o economica.

La costanza fisica implica la rinuncia, al di sotto di un livello stabilito come indispensabile al funzionamento dell'ecosistema, all'uso di tutte le risorse non rinnovabili ed è evidentemente impraticabile. Per questo motivo si preferisce solitamente mantenere costante il valore economico complessivo del capitale naturale.

Tale valutazione di valore, soprattutto quando si ha a che fare con beni naturali che entrano nel processo economico come fattori produttivi, non mette però al sicuro questi beni dalla progressiva spoliatura.

Ciò avviene quando la dinamica del prezzo è maggiore di quella relativa allo stock residuo del bene considerato. Tale evidente paradosso consiglia quindi di ricorrere ad un approccio integrato che abbinì il valore economico a "quantitativi-soglia" in grado di definire i limiti di irreversibilità oltre i quali non è possibile muoversi (Silvestri, 2003).

1.3 Strumenti teorici al servizio dell'economia ambientale

1.3.1 modello di Solow applicato all'ambiente

I concetti di sostenibilità forte e debole rendono conto delle profonde differenze interpretative riscontrabili nella letteratura economica che si occupa di sostenibilità e sviluppo sostenibile

Tali differenze portano a conclusioni eterogenee e non raramente opposte. Le teorie esistenti, d'altra parte, originano tanti e spesso inconciliabili percorsi verso la sostenibilità, inevitabilmente influenzati dall'impianto originario.

Solitamente gli economisti di impronta neoclassica sono caratterizzati dal riconoscimento della centralità assoluta del consumatore e dalla totale fiducia nell'istituzione mercato, la cui combinata azione determina il valore dei beni.

I prezzi sono, anche in ambito ambientale, il meccanismo esclusivo per stabilire il valore delle risorse naturali e dei beni ambientali. Ciò conduce quindi a considerare economicamente rilevanti solo quei problemi che interagiscono significativamente con il processo economico (Calafati, 1991 in Silvestri, 2003).

Un altro aspetto di assoluto rilievo riguarda la generalizzata inclusione della sostenibilità all'interno del paradigma della crescita la quale, apportate le dovute correzioni ai modelli, può divenire sostenibile.

Le numerose teorie proposte dal paradigma economico principale non arrivano in nessun caso a discutere la necessità della crescita, intesa come accumulazione progressiva della ricchezza disponibile, che rimane l'obiettivo principale della scienza economica.

Infine è utile sottolineare il ruolo decisivo che, all'interno di questo filone di pensiero, è giocato dalla fiducia nel progresso tecnologico che, in un'ottica puramente economico-utilitaristica, diverrà, spinto dalla crescente scarsità del bene-ambiente, sempre più ambientalmente orientato e "natural-saving".

I due contributi che seguono, scelti tra i più celebri dell'intero impianto teorico dell'economia ambientale, sono utili a esplicitare l'approccio concettuale ora descritto.

Solow attraverso lavori successivi produce un'evoluzione ambientale del celebre modello neoclassico di crescita proposto nel 1954 (Silvestri, 2003).

Tale contributo può essere sinteticamente espresso, nell'ipotesi di costanza del progresso tecnologico, nella seguente forma semplificata:

$$\Delta Y/Y = \mu + a\gamma + b\eta$$

L'espressione precedente pone in relazione la crescita economica con l'investimento, la crescita demografica, il tasso di utilizzo delle risorse rinnovabili e il tasso di

utilizzo delle risorse esauribili, teorizzando una sostituibilità totale fra i fattori della crescita sostenibile con particolare riferimento alle categorie capitale/ambiente.

In via puramente teorica la crescita sostenibile potrebbe darsi in totale assenza di capitale naturale a patto di supporre la disponibilità compensativa di adeguate dotazioni di capitali artificiali.

La crescita sostenibile, secondo questo modello, diviene esogena, ovvero indipendente dalle caratteristiche intrinseche del sistema economico considerato.

1.3.2 curva di Kuznets ambientale

Alcuni autori (Silvestri, 2003, Musu, 2003) propongono una relazione tra reddito pro-capite e degrado ambientale, del tutto analoga a quella proposta dal premio nobel Kuznets a metà degli anni '50 per esprimere l'andamento delle ineguaglianze sociali.

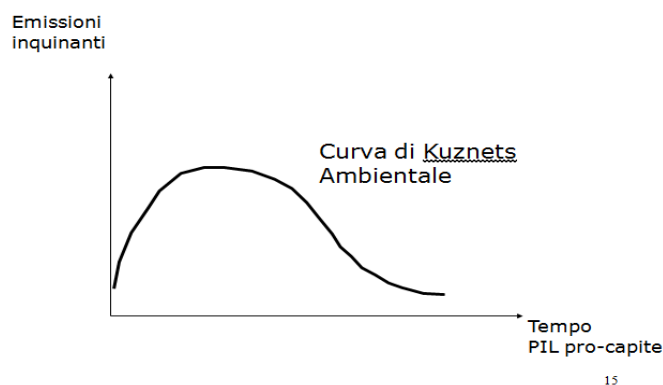


Fig. 1.2: Curva di Kuznets ambientale

Tale andamento grafico a "U rovesciata" è interpretabile grazie a tre ordini di fattori:

1. l'effetto scala del sistema economico fa aumentare la pressione ambientale e conseguentemente il degrado nella fase iniziale della crescita.

2. l'effetto di composizione della struttura produttiva modifica nel tempo l'incidenza dei vari settori economici. Nella prima fase si ha aumento del peso relativo dell'industria a scapito dell'agricoltura e questo fa aumentare il livello di inquinamento; poi all'aumentare del reddito pro-capite si osservano ulteriori modifiche nella composizione economica a vantaggio dei servizi avanzati che esercitano una minore pressione ambientale.
3. l'effetto della tecnologia dipende dalle caratteristiche dei processi produttivi. Nelle prime fasi dello sviluppo il progresso spinge verso tecnologie inquinanti che però divengono più leggere mano a mano che ci si sposta verso la fase postindustriale.

La stessa letteratura economica non è univoca rispetto al riscontro empirico del precedente modello teorico. In generale si sostiene che andamenti coerenti con la curva ambientale di Kuznets siano riscontrabili nella realtà per alcuni indicatori ambientali di carattere locale, mentre nessuna evidenza si riscontra per le questioni e gli aspetti del degrado ambientale su scala globale. (Musu, 2003)

1.4 Limiti alla crescita nella storia economica

1.4.1 La bioeconomia

Pur largamente prevalente, l'approccio neoclassico non è l'unico esistente nella letteratura economica. La crescente diffusione di un certo grado di pluralismo nella scienza economica è senz'altro legato al progressivo degrado ambientale che ha caratterizzato la seconda metà del XX secolo e il principio del XXI e a cui gli approcci economici *mainstream* non hanno saputo porre rimedio.

La ricerca dei limiti di sistema alla crescita dell'economia è un tema che accompagna la scienza economica fin dalle origini. I primi che, in un contesto pre-industriale, si posero il problema furono i fisiocratici che con Quesnay individuarono l'agricoltura come unica attività in grado di generare un "prodotto netto", inteso come surplus rispetto ai fattori di produzione immessi nel processo. Tale assunto, pur abbondantemente superato, individua precisamente il processo foto sintetico vegetale

come l'unico canale possibile per immettere un flusso di energia nobile all'interno del sistema terrestre. Gli assunti di fondo della scuola fisiocratica furono però accantonati ben presto dal sopravvento dell'economia classica che, a partire da A. Smith, ha sempre mostrato un deciso ottimismo sulla disponibilità di risorse naturali supportato dalle evoluzioni scientifico-tecnologiche. Nonostante l'imperante ottimismo l'attenzione verso i limiti fisici del sistema si affacciò anche nel pensiero di altri grandi economisti dei secoli scorsi.

Il contributo più celebre in tal senso è rappresentato dall'opera di Malthus che per primo intravide i limiti posti dall'ambiente alla crescita economica sostenendo la scarsità delle terre coltivabili. L'economista inglese sosteneva che l'agricoltura non sarebbe stata in grado di sostenere la popolazione in crescita esponenziale. A oltre due secoli di distanza dalla riflessione di Malthus il problema dell'aumento della popolazione mondiale continua ad essere di grande attualità. Lo stesso Marx si occupò dei limiti del sistema economico, anche se la sua attenzione fu prevalentemente rivolta ai limiti sociali della crescita. In ultimo è utile citare un altro padre dell'economia del XIX secolo, John Stuart Mill, che per primo sostenne come lo sviluppo dovesse tendere verso un optimum caratterizzato da un livello costante di popolazione e alimentato da una qualità costante di beni e servizi all'interno del quale sarebbe stato possibile per gli uomini dedicarsi agli aspetti educativi, artistici e spirituali della vita.

L'economista inglese fu, in altre parole, un precursore dello "stato stazionario" cui si accennerà di seguito.

Limitandoci alla seconda metà del XX secolo, i contributi principali in tempi recenti sono ascrivibili alla scuola economico-ecologica che ha approfondito la dimensione fisica dei sistemi economici e dello sviluppo sostenibile.

Il primo studioso ad approfondire i confini esistenti fra fisica termodinamica e sistema economico è sicuramente Georgescu-Roegen che, a partire dalla fine degli anni '60, ricorre ampiamente a questa branca della fisica nella sua critica all'approccio marginalista. Fondamentale in questo senso è il famoso saggio "*The entropy law and the economic process*" in cui l'economista dimostra l'irreversibilità

reale delle implicazioni materiali ed energetiche dei processi produttivi (Silvestri, 2003).

Egli rifiuta la rappresentazione del processo economico come separato dall'ambiente in cui si svolge, proponendone il collegamento fisico con il sistema terrestre e come tale sottoposto al progressivo aumento di entropia.

L'energia libera, maggiormente utilizzabile, contenuta nelle materie prime, si trasforma, a seguito del processo economico, nella energia di scarto, meno utilizzabile, dei rifiuti che possono essere rigenerati solo a condizione di un ulteriore aumento di entropia del sistema-universo. Da qui discende la necessità di un paradigma non limitato alla massimizzazione delle variabili economiche ma esteso anche alla base biofisica del suo dispiegarsi.

Lo stesso economista rumeno, per evidenziare i fondamenti di tale nuova teoria, la definì "bioeconomia".

Il contributo di Georgescu-Roegen non è limitato alla trasposizione economica dei noti principi della termodinamica, arrivando a proporre l'idea che, al trascorrere del tempo, non sia solo l'energia a degradarsi ma anche la materia (Bonaiuti, 2000).

Tale asserzione, nota in letteratura come "quarto principio della termodinamica", non ha fondamenti fisici dimostrati ed è conseguentemente stata oggetto di confutazioni notevoli da parte di fisici pur concordi con i fondamenti teorici dell'autore e da economisti i cui studi hanno preso le mosse dalle stesse teorie bioeconomiche.

Georgescu-Roegen, a differenza di questi autori, nel sostenere l'esistenza della degradazione entropica della materia, rifiuta da subito l'idea dello sviluppo sostenibile, sostenendo che non vi possa essere sviluppo senza crescita, ovvero senza aumento quantitativo delle produzioni (Bonaiuti, 2000).

1.4.2 Economia ecologica come scienza della sostenibilità

Lo sviluppo sostenibile è invece posto a fondamento dell'economia ecologica che, pur arrivando a conclusioni parzialmente diverse, al pari della bioeconomia è interessata dallo studio della dimensione fisica dei sistemi economici. L'approccio dell'economia ecologica mira a includere all'interno degli oggetti di interesse della scienza economica le conoscenze derivanti dalle scienze fisiche e biologiche.

Tre sono, secondo l'economia ecologica, le direzioni fondamentali lungo le quali ampliare la disciplina economica in un'ottica di sostenibilità:

1. I limiti fisici del sistema economico in termini di materia ed energia, ignorati dai modelli economici prevalenti, ma la cui fondamentale importanza deriva dalle conoscenze derivanti dalla fisica e dell'ecologia;
2. L'incertezza del processo economico e dei benefici derivanti dal processo tecnologico, il quale potrebbe non bastare ad arginare il degrado ambientale prodotto dalla crescita;
3. La complessità dei sistemi, che rende fallace ogni tentativo di rappresentare la realtà con modelli eccessivamente semplificativi.

L'inclusione dei precedenti aspetti all'interno della dottrina economica dovrebbe, secondo gli intenti dei principali studiosi afferenti a questo filone di studio, contribuire alla nascita della "scienza della sostenibilità", caratterizzata da un approccio fortemente trans-disciplinare e da una visione prescrittiva, rivolta alla risoluzione dei problemi concreti derivanti dagli squilibri ambientali prodotti dalle attività economiche.

Di seguito si riporta una figura che rappresenta schematicamente la visione del sistema ecologico secondo l'approccio tipico degli economisti ecologici.

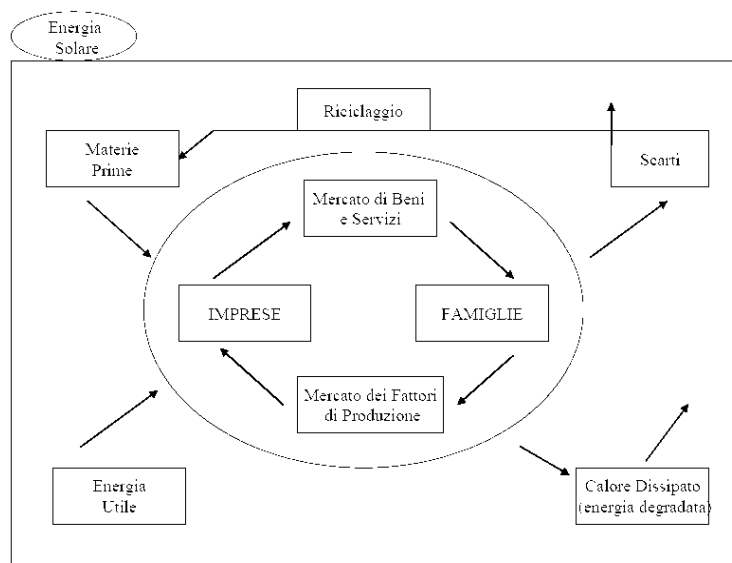


Fig. 1.3: La raffigurazione del sistema economico come sottosistema aperto

La rappresentazione precedente mostra il sistema economico contenuto in uno più ampio e finito, non crescente, chiuso all'ingresso di nuovi materiali, aperto all'energia solare. Il sistema economico viene attraversato in entrata da un flusso di risorse rinnovabili e non e in uscita dalle stesse risorse che, degradate dall'attività umana, tornano al sistema come rifiuti e calore. Tale flusso di materia ed energia è regolato dalla prima legge della termodinamica. In particolare vengono evidenziate tre funzioni fondamentali dell'ambiente:

1. Erogazione di risorse naturali, sottoforma di materia ed energia, necessarie al funzionamento del sistema economico;
2. Assorbimento dei residui non riutilizzabili dal sistema;
3. Supporto generale e diretto alla vita dell'uomo;

Tale ottica permette di evidenziare come il sistema economico in continua crescita sia inserito in un ecosistema stabile e finito. Questi aspetti, ripresi da Daly nell'ultimo ventennio, erano stati precedentemente inquadrati da K. Boulding, nel celebre saggio "l'economia dell'astronave terra". In questo saggio, Boulding descrive le evoluzioni necessarie alla scienza economica che da "economia del cow-boy"

tipica di un “mondo vuoto” in cui la limitatezza delle risorse non è percepita deve evolversi verso l’“economia dell’astronauta” in grado di fare i conti con un “mondo pieno” in cui l’uomo deve individuare il proprio spazio consapevole della limitatezza delle risorse naturali. La principale differenza fra i due modelli economici riguarda la considerazione del consumo che, nel mondo del “cow-boy”, è da intendersi come l’insostituibile motore della ricchezza e della produzione, mentre nel caso dell’“astronauta” va minimizzato. In questo secondo caso la stabilità del sistema è assicurata dalla qualità e quantità del capitale disponibile.

L’obiettivo dell’economia ecologica consiste nel garantire l’equilibrio generale fra gli aspetti descritti. Di seguito si approfondiscono sinteticamente i presupposti teorici da cui dipendono gli orientamenti scientifici appena introdotti.

1.4.3 Lo stato stazionario

L’integrazione degli strumenti dell’economia e scienze applicate è alla base del saggio di H. Daly, *Steady-state economics*, del 1977, il cui merito principale è quello di riportare l’attenzione sui limiti della natura e sottoporre a revisione critica il concetto di crescita indefinita tipico della scienza economica neoclassica.

Nei contributi degli anni successivi l’autore focalizza la sua analisi sulle differenze fra crescita e sviluppo, evidenziando il carattere esclusivamente dimensionale e quantitativo della prima rispetto alla connotazione esclusivamente qualitativa che caratterizza il secondo. Accettando tale distinzione può darsi lo “sviluppo senza crescita”. Tale condizione permette di fare i conti con i limiti biofisici imposti all’uomo dal sistema naturale e per secoli completamente ignorati, per addivenire ad uno sviluppo qualitativo disaccoppiato dalla crescita.

Da qui la proposta di superamento del PIL come metodo di contabilità nazionale perché ritenuto mero indicatore di crescita e non di sviluppo.

L’economia dello stato stazionario o della crescita zero deve agire a tre livelli, secondo quanto proposto da Daly (1981):

1. Il controllo della popolazione, attraverso una sorta di mercato dei permessi di nascita. Tale proposta, pur fondata nell'intento di porre un freno alla crescita demografica, è stata nel tempo oggetto di numerose critiche;
2. La stabilizzazione del *throughput*, ovvero dell'aumento di entropia connessa ai flussi energetici e di materia, la quale deve rimanere al di sotto dei limiti di rigenerazione dei sistemi ecologici;
3. La redistribuzione degli stock costanti di ricchezza all'interno di una popolazione costante.

L'azione congiunta lungo queste tre direttrici offre, secondo Daly (1981), la possibilità di coniugare obiettivi economici, ambientali e sociali così come previsto dallo sviluppo sostenibile.

1.4.4 L'economia ecologica verso la teoria del valore energia

Come già anticipato in precedenza, gli orientamenti più recenti dell'economia ecologica sembrano volti a conferire alla stessa disciplina un inquadramento solido e dei confini ben definiti, tali da trasformarla, dopo oltre tre decenni di ricerca al confine fra più ambiti disciplinari, in una vera e propria scienza della sostenibilità.

Particolare rilievo viene posto negli ultimi anni allo studio degli aspetti energetici dei processi produttivi al fine di valutarne i rendimenti. L'approccio eco-economico ha prodotto approfondite analisi dei singoli processi produttivi. Paradigmatico è il caso dell'agricoltura industriale che evidenzia come, ad elevate produttività del lavoro umano, corrispondano pessimi rendimenti energetici (Martinez-Alier, 1991).

Altri studi propongono una visione dell'evoluzione umana basata sullo sfruttamento dei surplus energetici riprendendo il contributo di Passet risalente alla fine degli anni '70, proponendone la sostituzione con quantità unitarie crescenti di informazione e quindi la "dematerializzazione dell'economia" (Bresso, 1993).

Tali contributi, inseriti nel contesto teorico precedentemente descritto, sono complessivamente orientati alla ricostruzione organica delle relazioni esistenti tra il

sistema economico e il substrato ecologico in cui esso si origina. Appare oggi compito fondamentale dell'economia ecologica giungere a definire una nuova teoria del valore/energia che superi quanto proposto dai preesistenti modelli economici, il cui fulcro era basato sulle teorie del valore/lavoro e del valore/scarsità (Silvestri, 2003).

1.5 Ambiente e contabilità nazionale

Nei paragrafi precedenti si sono passati in rassegna i concetti di sostenibilità, sviluppo sostenibile e le modalità con cui la dimensione ambientale, che più rileva agli scopi del presente studio, sia stata recepita dalla letteratura economica.

L'approccio teorico di riferimento, come già detto, influenza la visione d'insieme della sostenibilità, gli obiettivi finali da raggiungere e, conseguentemente, le misure più appropriate perché tali obiettivi vengano raggiunti. L'esistenza di più visioni, o più precisamente di molti "sentieri di sostenibilità" (Bresso, 1993) non elude il problema di come realizzare nella pratica i risultati previsti nelle teorie di riferimento.

L'individuazione di risultati e obiettivi da raggiungere implica infatti una contestuale riflessione sui parametri economici, ambientali e sociali di riferimento atti a descrivere e ad attuare misure politiche coerenti con gli obiettivi individuati come prioritari. Occorre quindi individuare degli indicatori di sostenibilità in grado di evidenziare lo stato iniziale del sistema considerato e gli eventuali miglioramenti determinati da specifiche azioni. Occorre appunto misurare lo sviluppo sostenibile. D'altro canto la necessaria individuazione di appositi indicatori è stata posta fin dalla conferenza di Rio del 1992, attraverso la redazione dell'Agenda 21 che dedica l'intero capitolo 40 all'importanza degli indicatori per lo sviluppo sostenibile. In particolare il ruolo di monitorare gli sviluppi concreti delle varie conferenze internazionali viene attribuito alla commissione statistica delle Nazioni Unite che deve predisporre in collaborazione con i vari paesi un set di indicatori che devono poi essere adottati dai vari organi intergovernativi. Tali indicatori vengono solitamente suddivisi in due grandi categorie:

1. indicatori in grado di dare una prima risposta al quesito: “il sistema-mondo nel suo complesso si muove verso la sostenibilità?”. Tali indicatori aggregano informazioni di primo livello per addivenire ad una valutazione sintetica e generale, la quale necessita solitamente di ulteriori approfondimenti.
2. indicatori a diretto sostegno delle decisioni relative a singoli progetti, in grado di rispondere alla domanda: “tale progetto è sostenibile?”.

L'accettazione dell'approccio tradizionale alla crescita sostenibile, cui si è accennato in precedenza, implica che i principali indicatori di sostenibilità siano i prezzi delle risorse naturali. La sostenibilità in questo caso viene raggiunta assegnando il giusto prezzo alle risorse naturali e facendo in modo che il mercato prenda atto della limitatezza di tali risorse, così da innescare meccanismi economici di aggiustamento consistenti nel risparmio e nella sostituzione dei beni e servizi ambientali. Gli strumenti atti a correggere eventuali valutazioni distorte sono classicamente le imposte ambientali e il mercato dei cosiddetti “permessi di inquinamento”.

Le considerazioni precedentemente introdotte sull'insufficienza di tale visione pongono con forza la questione della giusta contabilità delle risorse naturali e delle caratteristiche sociali, dalle disuguaglianze di reddito all'accesso ai servizi che la comunità internazionale ha ripetutamente classificato come elementi qualificanti dello sviluppo e del benessere collettivo. Tali istanze hanno fatto sì che si sviluppasse nel tempo alcuni tentativi di andare oltre la tradizionale contabilità economico- finanziaria. Per stare nell'ambito che più rileva agli scopi del presente studio, è nata in tempi piuttosto recenti la contabilità ambientale.

La curva ambientale di Kuznets di cui si è parlato nei paragrafi precedenti implica una relazione inversa tra ricchezza disponibile e degrado ambientale. Pur essendo la validità di tale relazione piuttosto discussa e non universalmente accettata, i sostenitori ritengono inevitabili, almeno nelle fasi iniziali dello sviluppo, politiche orientate alla crescita economica per raggiungere lo sviluppo sostenibile. In altri termini, senza aumenti dimensionali del prodotto interno lordo non sarebbero possibili efficaci tutele ambientali. Tale indicatore, riconosciuto e utilizzato universalmente, rappresenta la semplice sommatoria dei valori aggiunti monetari

prodotti all'interno di una determinata nazione. Il suo utilizzo implica una serie di omissioni e di sottovalutazioni particolarmente rilevanti in ambito ambientale.

Tale computo esclude tutte le transazioni o attività al di fuori dei flussi commerciali che avvengono senza contropartite monetarie. Anche nel caso in cui sia possibile stabilire per un particolare bene ambientale un prezzo determinato dal servizio da esso fornito, come avviene nel caso delle materie prime, il PIL esclude dal proprio valore la positiva attività ecologica garantita dal mantenimento di una adeguata dotazione di quel particolare tipo di capitale naturale. Infine il prodotto interno lordo incorpora come valori aggiunti positivi le spese di ripristino dei danni ambientali causati dall'attività economica, che in realtà rappresentano dei costi a carico dell'ambiente.

Tale constatazione, a scapito di quanto sostenuto dall'approccio neoclassico, impone almeno una parziale revisione e integrazione dei tradizionali metodi di contabilità nazionale in modo da ricomprendere le dinamiche ambientali. Per indicare questa contabilità nazionale allargata si usa solitamente il termine di contabilità verde.

La correzione della contabilità nazionale può sostanzialmente avvenire in due modi:

1. integrando con elementi di carattere ambientale, solitamente espressi e valutati in termini monetari, gli strumenti contabili canonici;
2. realizzando documenti paralleli e aggiuntivi rispetto a quelli economico-finanziari, in cui i flussi osservati e ritenuti significativi sono espressi in termini fisici.

Le differenze esistenti fra questi due raggruppamenti metodologici sono estremamente significative, mentre comuni sono le finalità ultime di entrambi: la realizzazione di strumenti utili a monitorare nel tempo e nello spazio la sostenibilità ambientale.

I tentativi di correzione del PIL verso ipotesi di sostenibilità sociale ed ambientale sono molti anche se scarsamente applicati e diffusi.

Limitandoci alle metodologie più rilevanti si cita il SEEA che dal 1993 è sperimentato dall'ufficio statistico delle Nazioni Unite. La finalità ultima di questo indice è l'ottenimento di un indice ambientalmente corretto, meglio noto come "PIL verde".

Il più famoso tentativo di revisione monetaria del prodotto interno lordo è però rappresentato dall'indice ISEW (Index of Sustainable Economic Welfare), messo a punto da Daly e Cobb nel 1989.

Tale indice introduce correttivi significativi al prodotto interno lordo ricorrendo alla pesatura dei consumi attraverso coefficienti di equità legati alla distribuzione del reddito ed evitando di contabilizzare spese provocate da malfunzionamenti del sistema. In questa seconda categoria di compensazioni rientrano le spese legate agli effetti del degrado ambientale.

Tale indice è stato calcolato per un certo numero di paesi e l'esame in parallelo delle serie storiche esplicita differenze considerevoli rispetto al PIL. Tali differenze sono assolute, essendo l'ISEW ottenuto attraverso la sottrazione di alcune poste ritenute negative per il sistema nel suo complesso, e di tendenza. A partire dal termine degli anni '70 del secolo scorso il Pil ha continuato a crescere mentre l'indice corretto in molte nazioni subisce contrazioni anche significative. Tale divaricazione induce alcuni autori a parlare di effetto soglia oltre il quale la citata curva di Kuznets perderebbe la propria validità, mentre altri studiosi, tra cui gli stessi ideatori del metodo, preferiscono utilizzare, per descrivere questo fenomeno, il termine crescita non economica.

1.6 Indici e indicatori di sostenibilità ambientale

La contabilità fisica dell'ambiente racchiude tutte quelle metodiche che ricorrono, in aggiunta alla redazione dei consueti strumenti economici, ad una contabilità in termini fisici di alcune grandezze significative connesse con l'ambiente e le funzioni ecologiche dello stesso. I conti ambientali, spesso definiti "conti satellite" (Silvestri, 2003), misurano in termini fisici i flussi di risorse ambientali consumate dal sistema

economico nel raggiungimento dei propri obiettivi economici. Tali conti rappresentano ulteriori strumenti cui ricorrere nelle attività di previsione e stima e nella definizione delle politiche. Per contro, essi risultano piuttosto onerosi per essere applicati in modo diffuso. È soprattutto quest'ultimo aspetto che ne ha limitato estremamente l'utilizzo su larga scala.

Le questioni sopra esposte, ovviamente, mantengono intatta la loro validità a varie scale territoriali, anche al di sotto della dimensione nazionale. Così come i parametri economici, anche i valori che definiscono la qualità ambientale possono essere rapportati a vari livelli, dal livello macroregionale fino alla dimensione locale. Le varie scale dell'analisi imporranno logicamente diversi gradi di dettaglio dei dati impiegati.

Il tema degli indicatori di sostenibilità si pone per saldare la conoscenza dei fenomeni alle decisioni in materia di sostenibilità, attraverso opportune valutazioni prestazionali che devono essere coerenti con gli aspetti oggetto di attenzione.

Occorrerà quindi dotarsi di *indicatori* di sostenibilità scientificamente fondati ed efficienti nei monitoraggi.

Tale necessità, come si è già detto in precedenza, è stata esplicitamente richiamata dal testo di Agenda 21 che a tale proposito sottolinea: *“Indicatori di sviluppo sostenibile devono essere elaborati al fine di fornire una solida base ai processi decisionali a tutti i livelli e di contribuire alla valutazione della sostenibilità dei processi di sviluppo”*(Unced, 1992 in La Camera, 2005).

Varie sono le classificazioni degli indicatori proposte in letteratura per definire più precisamente tali strumenti. La prima riguarda l'essere riferiti a fenomeni direttamente quantificabili, come ad esempio l'emissione di CO₂, oppure a fenomeni non facilmente esprimibili con un numero, come ad esempio il valore paesaggistico e la degradazione dei suoli. Nonostante le diverse caratteristiche dei singoli aspetti di sostenibilità, risulta comunque possibile riferire anche fenomeni non direttamente quantificabili a scale di intensità il più possibile oggettive. Un'altra distinzione generalmente accettata è quella che distingue tra *indice*, in grado di esprimere un parametro o un gruppo di parametri aggregati, e *indicatore*, il cui significato va oltre

l'espressione stessa del parametro misurato, assumendo valenze più ampie di quelli strettamente connesse ai fenomeni misurati.

Più significativa è la suddivisione degli indicatori in:

- ✓ indicatori assoluti, che esprimono i livelli assoluti delle variabili assunte come significative;
- ✓ indicatori relativi, definiti dal rapporto tra indicatori assoluti dello stesso tipo o di tipo diverso.

Gli indicatori assoluti esprimono informazioni relative agli stock e flussi che costituiscono le dotazioni dei sistemi studiati, mentre gli indicatori relativi trasmettono informazioni di maggiore complessità, evidenziando rapporti fra le diverse grandezze insite nel sistema e quindi tendenze e andamenti, rendendo possibili le comparazioni dopo opportuni processi di normalizzazione.

La complessità dei problemi cui si è semplicemente accennato rende conto delle difficoltà implicite nella scelta fra diversi indicatori potenzialmente alternativi. Per facilitare tali scelte la ricerca si è concentrata nella definizione di alcuni criteri di riferimento:

- ✓ l'indicatore deve correttamente rappresentare il fenomeno monitorato e disporre di un appropriato livello di sensibilità in grado di segnalare le variazioni del fenomeno adeguate e coerenti con gli scopi del monitoraggio;
- ✓ l'indicatore deve essere efficiente in termini di costi necessari a rendere possibile il monitoraggio. A tale proposito diventa decisivo il ricorso a banche dati precedentemente esistenti e comunque a sistemi di rilevamento dai costi contenuti.

Gli indicatori di sostenibilità possono essere utili in diverse direzioni, ma tutte riconducibili a due settori di intervento:

1. Il monitoraggio dei *sistemi ambientali*, come le province, le regioni e le città, e le *componenti ambientali*, come l'acqua, l'aria il suolo e i settori economici. Nel monitoraggio delle condizioni ambientali, sociali ed economiche diventa

fondamentale la possibilità di effettuare confronti tra diversi territori e aree geografiche. Applicazioni tipiche in questo ambito sono gli indicatori contenuti nei rapporti sullo stato dell'ambiente. All'interno di tali rapporti si tende ad utilizzare pochi indicatori sintetici in grado di rilevare le tendenze dei vari sistemi analizzati.

2. Le *politiche di sviluppo* e di *sostenibilità*. La realizzazione di tali misure non può che basarsi sulla definizione di linee strategiche in materia di sviluppo sostenibile chiare e articolate in processi decisionali innovativi. Gli obiettivi di tali azioni possono essere relativi a scale molto diverse, ma il loro raggiungimento è subordinato all'adozione di comportamenti ecologicamente orientati e all'informazione e alla comunicazione pubblica. Le azioni realizzate, grazie alla messa a punto di appositi indicatori, devono essere valutate al fine di definire oggettivamente il progressivo avvicinamento o scostamento dagli obiettivi di partenza. In queste applicazioni sembra affermarsi la necessità di strumenti maggiormente analitici e sensibili alle variazioni di piccola entità, come ad esempio, le sequenze DPSIR-PT (Determinanti-Pressioni-Stato-Impatto-Risposta-PrestazioniTraguardi).

La difficoltà della scelta e l'importanza dell'adeguatezza degli indicatori sta facendo sì che sempre più raramente la scelta degli indicatori sia lasciata nelle mani del singolo attore della sostenibilità, essendo questa sempre più orientata verso indicatori appartenenti a nuclei essenziali condivisi da tutti i soggetti istituzionali che aderiscono alla strategia di sviluppo sostenibile. Tale prassi determina evidenti vantaggi in termini di uniformità di comportamenti e di comparazione dei dati.

Gli indicatori individuati vengono poi utilizzati all'interno di modelli di analisi ambientale, i quali consentono nello stesso tempo l'ottenimento di informazioni articolate e approfondite e una lettura semplificata dei temi trattati. Il modello di analisi ambientale prescelto fornisce un quadro logico che permette di approfondire i problemi oggetto di analisi. Il modello di analisi è la cornice di riferimento dell'indicatore di sostenibilità individuato come significativo e rilevante.

Di seguito si illustreranno sinteticamente alcuni esempi di strumenti al servizio della sostenibilità che, per le loro caratteristiche di fondo, presentano un elevato grado di connessione con gli scopi e le metodologie assunte dal presente studio. Per ragioni di completezza non ci si limiterà semplicemente all'esame di alcuni fra i molti indicatori di sostenibilità esistenti ma si illustreranno i requisiti di fondo del modello di analisi ambientale DPSIR e le linee di fondo della Politica Integrata di Prodotto messa a punto dalla Comunità Europea in modo da fornire un panorama complessivo, per quanto sommario, degli strumenti al servizio della sostenibilità.

1.6.1 cenni sul modello DPSIR

Uno dei modelli interpretativi maggiormente utilizzati in campo ambientale è il modello PSR (Pressione-Stato-Risposta), elaborato in ambito OCSE, poi evolutosi in DPSIR (Determinanti-Pressione-Stato-Impatto-Risposta). Il Modello PSR inizialmente proposto considera i rapporti causa effetto tra attività economica, ambiente e condizioni sociali esistenti organizzando i dati in modo da rendere evidenti le relazioni tra attività antropica e sistemi naturali. Per ogni ambito individuato si scelgono appositi gruppi di indicatori descrittivi. Gli indicatori di pressione individuano le variabili che influenzano direttamente o indirettamente i processi ambientali, incidendo sul consumo di risorse naturali oppure sul relativo inquinamento. Gli indicatori di stato descrivono la qualità e la quantità complessiva delle risorse ambientali. Infine gli indicatori di risposta descrivono le azioni intraprese per correggere i problemi ambientali. Sono esempi di indicatori di quest'ultimo tipo le spese e le imposte ambientali, la quota di mercato riservata a beni e servizi ecologicamente orientati e la percentuale di riciclaggio dei rifiuti. Negli anni tale modello si è arricchito di due specifiche fasi, per facilitarne l'utilizzo a supporto delle decisioni politiche a seguito della proposta dell'Agenzia Europea per l'Ambiente: I determinanti individuano le attività umane che sono causa di pressioni e l'impatto delle modifiche ambientali e delle soluzioni proposte per attenuarle. Al fine di rendere più semplice l'applicazione di tale impostazione logica EUROSTAT ha proposto una lista di 60 indicatori di pressione per descrivere i maggiori fattori di

alterazione dell'ecosistema causati dalle attività umane, sui quali impostare le analisi ambientali coerentemente con il quadro teorico proposto.

1.6.2 Analisi Emergetica

L'indicatore emergenza valuta il contenuto dei prodotti e servizi in termini di energia solare equivalente. L'emergenza è la quantità di energia solare che viene utilizzata, direttamente o indirettamente, per ottenere un particolare prodotto. Il flusso energetico contenuto in un particolare prodotto, rappresentando la quota di energia solare resa disponibile dall'attività fotosintetica, è una misura del costo ambientale presente e passato a supporto del processo oggetto di analisi.

A tale proposito si nota come l'energia solare "ordinata" disponibile in forma direttamente utilizzabile dagli organismi viventi non è una risorsa illimitata, ma è funzione della quantità e della qualità degli ecosistemi. La limitatezza dell'energia solare implica che ogni utilizzo sia alternativo rispetto ad ogni altro possibile impiego.

L'analisi emergetica è uno strumento utile nelle comparazioni tra sistemi analoghi al fine di valutarne la sostenibilità. A tale scopo è utile introdurre alcune grandezze derivate dall'emergenza.

Il rendimento energetico è dato dal rapporto tra l'emergenza contenuta nell'unità di prodotto e l'emergenza totale contenuta negli input economici, cioè non forniti gratuitamente dalla natura. Tale rendimento è una misura dell'efficienza ambientale di un processo.

Un'altra grandezza significativa è il *rapporto di impatto ambientale* che esprime il rapporto fra unità di emergenza proveniente dal sistema economico e da risorse energetiche non rinnovabili e le unità di emergenza provenienti da risorse locali rinnovabili. Valori molto alti di tale rapporto esprimono la presenza di elevati stress per l'ambiente e scarse attività ambientali a supporto dei processi economici.

La *densità del flusso energetico*, definita come unità di energia per unità di tempo o di area, indica un utilizzo dell'energia molto concentrato rispetto all'ampiezza spaziale o temporale dei sistemi considerati. Valori elevati di densità energetica sono tipici delle regioni molto industrializzate. Una densità del flusso energetico molto elevata può significare che la disponibilità di territorio è un fattore limitante per la crescita economica.

1.6.3 Spazio Ambientale

Tale indicatore, nato a metà degli anni Novanta poi successivamente ripreso dal Wupperrtal Institute, si riferisce alla capacità di carico² degli ecosistemi. Lo scopo dell'indicatore consiste nello stimare i limiti dell'attività antropica, il cui mancato rispetto è causa di depauperamento di capitale naturale. Questi limiti possono variare nel tempo e quindi aumentare o diminuire lo spazio ambientale a disposizione in funzione di interventi di riqualificazione ambientale o di ripristino delle caratteristiche ottimali proprie dell'ecosistema oggetto di studio.

Lo spazio ambientale può essere calcolato per l'intero globo terrestre o per ragioni delimitate e si propone come strumento di supporto alle decisioni inerenti l'attuazione di piani e programmi ai vari livelli. Tale indicatore è stato calcolato per alcuni paesi europei tra cui l'Olanda e la Germania, individuando i limiti nei consumi di acqua, territorio, materiali, energia e nella produzione di emissioni gassose e rifiuti. Tali studi comprendevano anche dei target di consumo intermedi da raggiungere entro determinati lassi temporali. Una stima dello spazio ambientale europeo è contenuta nel rapporto "Towards sustainable Europe" pubblicato nel 1995 a cura del Wuppertal Institute. Anche in questo caso sono previste delle riduzioni dei

² La capacità di carico rappresenta il punto di equilibrio tra il potenziale riproduttivo e la sua capacità di assimilazione di un'area definita ed il massimo della popolazione che può usufruire dei servizi ambientali in maniera sostenibile (Gilpin, A., Dictionary of Environment and Sustainable Development, John Wiley & Sons, Chirchester, 1997 in La Camera, 2005)

consumi entro il 2050 che variano, a seconda della risorsa considerata tra il 3,2% per quanto riguarda il territorio al 30% del terreno agricolo.

La stima dello spazio ambientale tiene conto del cosiddetto zaino ecologico, ovvero la quantità di materiale estratto e trasformato ma non immesso sul mercato perché anche questa quota è necessaria all'ottenimento di un particolare bene o servizio. La quantità di bene disponibile viene ottenuta sottraendo alla quantità totale quella minima necessaria a garantire le funzioni ambientali e assicurando l'equilibrio tra il tasso di rigenerazione del bene naturale considerato e il relativo prelievo. Nonostante lo spazio ambientale si concentri sulla quantità di superficie disponibile, in un dato territorio, per assicurare il sostenibile svolgimento delle attività umane, le similitudini con l'impronta ecologica sono evidenti.

1.7 La politica integrata di prodotto della Comunità Europea

1.7.1 premessa

Nell'ambito degli strumenti al servizio della sostenibilità hanno un ruolo significativo anche le politiche di orientamento della domanda verso un consumo attento e rispettoso dell'ambiente, soprattutto se conciliate con politiche dell'offerta finalizzate agli stessi obiettivi. L'azione lungo tale direzione è incentivata sia dalla possibilità di realizzare risparmi economici privilegiando alcuni prodotti piuttosto che altri, sia da una crescente attenzione ambientale che sembra privilegiare aziende e prodotti ecologicamente orientati. Un fattore chiave nell'affermazione di tali politiche consiste nell'accesso, da parte dei consumatori, a informazioni comprensibili, credibili e congruenti. L'Unione Europea negli ultimi anni è stata molto attiva su questo versante, attraverso la promozione di una serie di misure di Politica Integrata di Prodotto (Integrated Product Policy). Tale insieme di misure è complessivamente orientato all'attuazione pratica dello sviluppo sostenibile ed è stato introdotto come parte innovativa del VI Programma di Azione Ambientale dell'UE, al fine di minimizzare l'impatto di prodotti e servizi. Nella Politica Integrata di Prodotto comunitaria sono ravvisabili cinque fondamentali principi:

1. Life Cycle Thinking (LCT): L'IPP considera come riferimento delle misure da definire e da attuare l'intero ciclo di vita del prodotto dalla culla alla tomba. Tale considerazione di insieme evita, come è spesso successo in passato, di adottare misure che non riducono gli impatti ambientali complessivi ma semplicemente li spostano da una fase all'altra della vita del prodotto. La Politica Integrata di Prodotto può così articolarsi in modo coerente, promuovendo gli interventi nelle fasi in cui questi possono essere più efficaci dal punto di vista della minimizzazione degli impatti e meno costose per le aziende. A tale impianto teorico appartengono, oltre la valutazione LCA, il green public procurement, le etichettature e le certificazioni ambientali, fino ad arrivare alla gestione integrata dei rifiuti.
2. Orientamento al mercato: l'IPP prevede meccanismi di incentivazione della domanda e dell'offerta di prodotti maggiormente sostenibili premiando le soluzioni più innovative in campo ambientale;
3. Coinvolgimento delle parti interessate: le autorità pubbliche hanno il compito di stabilire il quadro giuridico di riferimento ed intervenire direttamente sul mercato limitando i propri acquisti ai prodotti ecologicamente orientati, le aziende produttrici devono valutare la migliore integrazione degli aspetti ambientali nei processi e i consumatori possono premiare i prodotti maggiormente sostenibili ed individuare le migliori pratiche di utilizzo e di smaltimento.
4. Miglioramento continuo: nella maggior parte dei casi è possibile apportare al ciclo di vita di un prodotto vari miglioramenti ambientali dall'estrazione delle materie prime allo smaltimento finale. Le imprese hanno il compito di concentrarsi sui miglioramenti che hanno il miglior rapporto costi-efficacia.
5. Molteplicità degli strumenti di azione: l'approccio IPP ricorre a vari strumenti differenti, sulla base dell'efficacia degli stessi ai fini dello sviluppo sostenibile. A seconda dei casi si va dagli strumenti volontari agli strumenti normativi, dagli interventi globali a quelli effettuati a livello locale.

All'interno di tale impianto di fondo sono evidenti gli intenti di progettazione

ecologica o più correttamente di “ri-progettazione ecologica” dei settori produttivi. In tale contesto appaiono strategici gli strumenti informativi e i meccanismi di incentivazione. La politica integrata di prodotto in generale ha come fulcro del proprio dispiegarsi il prodotto stesso, così da estendere la valutazione degli impatti alle attività a monte e a valle del processo stesso, in forte discontinuità con quanto previsto in precedenza. Il limite degli approcci contenitivi classici è infatti consistito, nella maggior parte dei casi, nello spostare le criticità ambientali da una fase all'altra senza riuscire a diminuire la pressione ambientale complessiva.

Le possibilità di affermazione e successo della Politica Integrata di Prodotto dipendono dalla messa a punto di strumenti dedicati, capaci di misurare i consumi di risorse ed energia e gli impatti associati all'intera esistenza del prodotto oggetto di studio. Tra gli strumenti adottati nell'ambito della Politica Integrata di Prodotto ed illustrati dal Libro Verde della Commissione Europea si elencano i seguenti:

- ✓ imposte e sovvenzioni, al fine di internalizzare benefici e costi connessi a esternalità positive e negative, in modo che il prezzo finale di un prodotto sia una misura rappresentativa degli impatti da esso prodotti;
- ✓ normativa in materia di appalti pubblici ambientalmente orientata;
- ✓ strumenti normativi tradizionali del tipo *command e control* finalizzati al contenimento della diffusione ambientale di sostanze nocive;
- ✓ accesso ad informazioni sul ciclo di vita e sugli strumenti necessari ad interpretare i dati disponibili. Ogni operatore, privato e pubblico, deve essere messo in condizione di comprendere le conseguenze delle proprie azioni;
- ✓ sistemi di gestione ambientale, analoghi a quanto previsto dalla certificazione EMAS la cui recente revisione ne fa uno strumento orientato al ciclo di vita del prodotto;
- ✓ obblighi in materia di progettazione di prodotti, al fine di migliorarne il relativo contenuto ambientale;

- ✓ integrazione delle esigenze ambientali nelle politiche degli acquisti delle imprese, in analogia a quanto fatto in materia di appalti pubblici;
- ✓ marchi ed etichettature ambientali che rendano immediatamente percepibili dal consumatore i contenuti ecologici del prodotto;

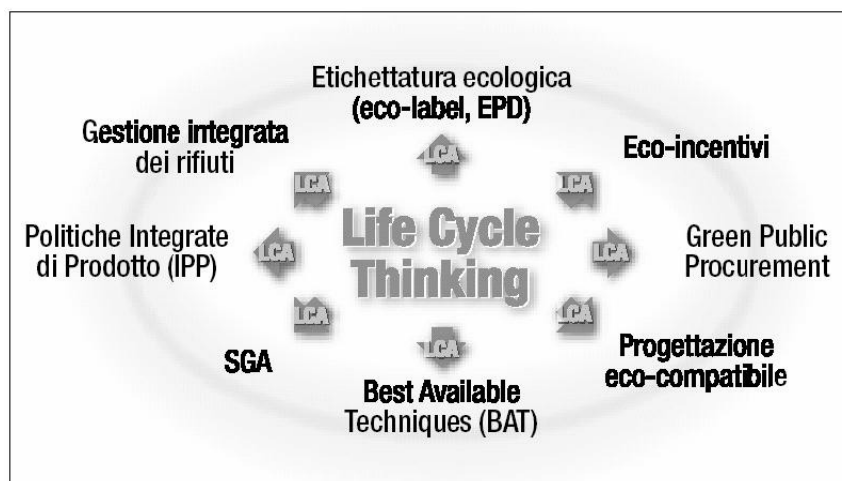


Fig. 1.4: LCT alla base di diverse politiche e strumenti di gestione ambientale (da Nogarino, 2008)

Di seguito vengono velocemente passati in rassegna alcuni di questi strumenti, tra cui la metodologia di valutazione del ciclo di vita (LCA) in quanto preliminare a molti degli strumenti propri della Politica Integrata di Prodotto e alcuni strumenti volontari come le etichettature ambientali.

1.7.2 La metodologia LCA

La metodologia LCA (Life Cycle Assessment) nasce allo scopo di quantificare l'impatto ambientale durante tutto il ciclo di vita di una particolare produzione, attraverso la valutazione dei consumi di materiali e energia associati all'intera esistenza del prodotto che viene valutato "dalla culla alla tomba". Tale procedimento

di valutazione richiede la disponibilità di dati dettagliati ed espressi in modo standardizzato.

La metodologia LCA presenta diversi vantaggi operativi, coerenti con la logica di fondo della politica di prodotto:

- ✓ rende possibili le comparazioni di prodotti e servizi che svolgono la stessa funzione o che soddisfano il medesimo bisogno
- ✓ permette una valutazione complessiva del prodotto/servizio, evitando così il problema del semplice trasferimento degli impatti da una fase all'altra del processo;
- ✓ è adatta all'integrazione con altri strumenti di politica ambientale. L'utilizzo della valutazione del ciclo di vita in abbinamento a marchi ed etichette permette l'immediata riconoscibilità del prodotto ecologicamente orientato.

La metodologia origina da studi risalenti alla fine degli anni '60 nel campo del consumo delle risorse nei processi industriali, ma per giungere all'attuale configurazione ha subito nel tempo successive evoluzioni.

La prima definizione compiuta della metodologia LCA risale ai primi anni Novanta e fu proposta dalla SETAC, the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, allo scopo di tentare una standardizzazione dei modelli all'epoca esistenti. Tale proposta definisce la valutazione del ciclo di vita come segue:

“è un procedimento oggettivo di valutazione di carichi energetici ed ambientali relativi ad un processo o attività, effettuato attraverso l'identificazione dell'energia e dei materiali usati e dei rifiuti rilasciati nell'ambiente. Successivamente esso valuta l'impatto di tali sostanze assorbite dall'ambiente ed infine identifica le opportunità di miglioramento degli impatti ambientali di ogni attività La valutazione include l'intero ciclo di vita del processo o attività, comprendendo l'estrazione e il trattamento delle materie prime, la fabbricazione, il trasporto, la distribuzione, l'uso, il riuso, il riciclo e lo smaltimento finale.”

Tale definizione descrive la struttura fondamentale a cui hanno fatto seguito integrazioni ed evoluzioni. Lo schema di LCA proposto dalla SETAC è stato integrato negli dalle Norme ISO della serie 14040 che regolano le modalità di redazione degli studi LCA.

Dalla precedente formulazione concettuale discendono le caratteristiche fondamentali che hanno determinato la larga diffusione del metodo:

1. **LCA come strumento orientato al prodotto:** la valutazione del ciclo di vita permette il superamento delle politiche orientate alla riduzione delle emissioni tossiche, focalizzando la propria attenzione sul complesso delle conseguenze ambientali generate dalle attività, la cui sequenza costituisce un processo produttivo.
2. **LCA come strumento integrato:** La valutazione del ciclo di vita “integra” tutte le problematiche ambientali che sorgono durante l’intero ciclo di vita di un prodotto o di una funzione, focalizzandosi, a seconda dell’aspetto investigato, sull’uno o sull’altra. Questo approccio integrato evita di spostare nel tempo e nello spazio problemi ambientali e permette di individuare l’effetto netto delle scelte tecnologiche realizzate, provvedendo a fornire elementi utili alle valutazioni di lungo termine;
3. **LCA come strumento scientificamente fondato e quantitativo:** la valutazione del ciclo di vita è basata su solidi dati scientifici e fornisce risposte quantitative, misurabili e, per quanto possibile, oggettive a supporto delle decisioni.

L’organizzazione originaria di una LCA, secondo lo schema proposto dalla SETAC, comprendeva tre fasi principali, la cui attuazione è cronologica e da ripetersi ciclicamente nel tempo:

- ✓ la fase di inventario al fine di determinare tutti i flussi in entrata e in uscita dal sistema;
- ✓ la fase di interpretazione dei risultati ottenuti;

- ✓ la fase di miglioramento finalizzata a registrare evoluzioni positive per quanto riguarda la riduzione degli impatti.

La procedura LCA è basata sulla valutazione quantitativa, riferita a criteri standardizzati, dei flussi di materia ed energia e dei relativi impatti ambientali associati, imputabili ad un particolare prodotto nell'intero arco della propria esistenza

Le norme ISO definiscono per lo studio LCA l'articolazione in quattro principali fasi:

1. **Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione** (*Goal and scope definition*).

La fase preliminare consiste nella definizione dell'Unità Funzionale, cioè il prodotto, il servizio o la funzione che costituisce il processo elementare su cui impostare l'analisi e il confronto con eventuali alternative esistenti o da mettere a punto. L'unità funzionale indica la quantità elementare cui riferire le quantità di materia ed energia in ingresso e in uscita dal processo. Tale riferimento è necessario per consentire la comparabilità dei risultati dell'LCA di cui costituisce una sorta di "denominatore comune". In questa fase vengono inoltre definiti:

- ✓ **Scopi dell'LCA**, che consistono nell'indicazione delle ragioni per cui viene svolto lo studio. Solitamente le LCA vengono svolte per realizzare confronti tra prodotti diversi ma funzionalmente simili e per realizzare miglioramenti di processo nella produzione del bene oggetto di analisi.
- ✓ **Il livello di dettaglio** che è coerente con gli scopi dello studio stesso. A seconda della tipologia dell'utilizzatore finale dell'analisi potremo avere LCA più o meno semplificate.
- ✓ **Affidabilità delle informazioni** impiegate nello studio e coerenti con gli scopi stessi.

2. **Analisi d'Inventario** (*Life Cycle Inventory - LCI*)

L'inventario consiste nella descrizione quantitativa di tutti i flussi di materiali ed energia che attraversano i confini del sistema associati all'unità funzionale individuata. Al termine di tale fase si otterrà una "tabella d'inventario" contenente i consumi di risorse e le emissioni associate alla quantità elementare di prodotto. La realizzazione dell'inventario è articolata in cinque tappe successive:

✓ *Confini del sistema ("System boundaries")*

Il sistema viene studiato a partire dal processo, cercando di individuare i passaggi più rilevanti e i flussi di materiali ed energia a questi associati, nonché le emissioni e i rifiuti rilasciati nell'ambiente. Successivamente si estende l'analisi a monte ed a valle del processo stesso, fino a considerare l'estrazione della materia prima, i trasporti prima e dopo il ciclo produttivo, il consumo dei prodotti, il riciclaggio e lo smaltimento dei rifiuti generati.

✓ *Diagramma di flusso ("Process flowchart")*

Il diagramma di flusso è una modalità schematica di rappresentazione del processo suddiviso in sequenze di operazioni elementari, graficamente rappresentate da riquadri chiusi collegati fra loro da frecce che simboleggiano i flussi di materiali ed energia necessari. Solitamente si ricorre ad un modello che individua e definisce sette diverse sequenze tipiche, a partire ovviamente da quella descrittiva della produzione principale.

✓ *Raccolta dei dati ("Collection of data")*

Una volta schematizzato il processo si passa alla raccolta dei dati. Avremo dati relativi agli input, rappresentati dai flussi in ingresso di materiali, trasporti ed energia e dati relativi agli output rilasciati nell'ambiente. In questa fase diviene fondamentale per la riuscita dell'analisi la qualità del dato che si può ottenere per rilevamento diretto o

ottenere da stime e banche dati.

✓ *Regole/problemi di allocazione degli impatti ("Allocation procedures")*

Spesso i processi industriali hanno come risultato finale l'ottenimento di più di un prodotto e comprendono, almeno parzialmente, riciclaggi e recuperi i prodotti intermedi o di scarto, impiegati come materie prime all'interno di un'altra sequenza produttiva. Da tale constatazione discende la necessità di una corretta allocazione e ponderazione dei flussi di materia ed energia fra i vari prodotti e processi.

✓ *Elaborazione dei dati ("Processing data")*

A questo punto dell'analisi i dati ottenuti e imputati alle varie sequenze vengono riportati in una tabella di inventario, a seguito della trasformazione negli impatti ambientali. Avremo così un elenco di impatti generati dall'unità elementare del prodotto oggetto di studio.

A questo fine ogni dato disponibile precedentemente raccolto viene convertito, attraverso appositi coefficienti, nelle diverse categorie di impatto. Nell'elaborazione dei dati, spesso si ricorre ad appositi strumenti informatici, in grado di facilitare, attraverso il ricorso a database di dati e processi disponibili, il lavoro di ricerca.

3. **Valutazione degli impatti** (*Life Cycle Impact Assessment - LCIA*)

La valutazione è un processo finalizzato alla quantificazione degli effetti degli impatti prodotti sull'ambiente e sull'uomo dalle sostanze identificate nell'inventario. Le categorie di impatto sono riconducibili a tre macroaree:

1. esaurimento delle risorse;
2. salute umana;
3. conservazione dell'ambiente.

Tale classificazione viene poi ulteriormente affinata ad un livello di dettaglio superiore che considera diversi indicatori connessi a fenomeni ambientali,

rendendo così possibile una quantificazione degli effetti categoria per categoria. Di ogni flusso di materia ed energia verranno considerati i contributi ai vari fenomeni considerati (energia primaria, eutrofizzazione, acidificazione, produzione di gas serra) come significativi indicatori di impatto.

Scelte le categorie d'impatto da considerare e i relativi indicatori di categoria, i singoli contributi della tabella di inventario andranno convertiti nell'unità di misura comune dell'indicatore di categoria tramite appositi "fattori di caratterizzazione", che rappresentano il contributo di una singola sostanza al fenomeno di impatto considerato come indicatore. I singoli risultati ottenuti andranno aggregati categoria per categoria, ottenendo così il risultato complessivo dell'indicatore di categoria. L'impatto complessivo del prodotto sarà dato dai contributi relativi ad ogni categoria.

La somma di tutti i contributi relativi ad ogni categoria d'impatto darà il profilo dell'LCIA.

Recenti evoluzioni metodologiche permettono l'ottenimento di un valore globale di impatto, ottenuto dalla somma dei vari valori ponderati da opportuni "valori di peso".

4. Interpretazione dei risultati ed analisi dei miglioramenti (*Interpretation and Improvement analysis*)

È la fase nella quale vengono individuati gli interventi possibili finalizzati alla riduzione degli impatti ambientali dell'unità funzionale in studio.

In questa fase i dati vanno tradotti e interpretati, va verificata la congruità dello studio con gli obiettivi di partenza e realizzata l'analisi di sensitività al fine di verificare la qualità dei dati e i limiti del sistema definito dallo studio.

Infine i risultati tecnico-ambientali forniti dalla LCA vanno integrati con considerazioni ad ampio raggio. Occorrerà infatti, al fine di proporre opzioni di miglioramento valide, acquisire elementi di carattere economico-finanziario, riferirsi al contesto politico-sociale e studiare con attenzione il

mercato del prodotto e la soddisfazione dei consumatori, al fine di definire politica di prodotto e relativi programmi ambientali adeguati alla realtà aziendale.

Dalla medesima analisi LCA, che si configura come un semplice strumento scientifico di analisi, possono scaturire diverse soluzioni alternative, ognuna delle quali si configurerà come ottimale in un dato contesto.

1.7.3 Tipologie di LCA

Come già accennato, una LCA può essere fatta in modo più o meno dettagliato in coerenza con lo scopo e gli obiettivi dello studio. Per ragioni di costi e, conseguentemente, di diffusione del metodo, nel tempo si è cercato, senza compromettere il rigore scientifico, di rendere la metodologia adattabile alle esigenze dell'utente.

Le strategie di semplificazione, possono intervenire:

- a. a livello di metodologia, ad esempio limitando gli obiettivi, restringendo il campo di studio e riducendo così la quantità di dati richiesti. Avremo quindi studi del ciclo di vita:
 - ✓ “*dal cancello al cancello*” (gate - to - gate), limitati unicamente alla realtà aziendale;
 - ✓ “*dalla culla al cancello*” (cradle - to - gate) che ricomprendono l'approvvigionamento delle materie prime e delle fonti di energia e arrivano all'immissione del prodotto finito sul mercato;
- b. a livello di processo, realizzando strumenti software sempre più potenti e utili nella realizzazione di una LCA.

La classificazione attualmente più diffusa, prevede tre tipologie:

- ✓ **LCA semplificata**, da utilizzarsi nel caso di sistemi non troppo complessi, particolarmente adeguata alle valutazioni relative allo sviluppo di nuovi prodotti e processi.
- ✓ **LCA di selezione**, usata più comunemente quando devono essere identificate le azioni chiave per il miglioramento ambientale nel ciclo di vita dei prodotti. La LCA di selezione fa ampio ricorso a dati già disponibili da banche dati o da stime. I risultati ottenuti permettono di focalizzare i processi sui quali è necessario l'utilizzo di dati più affidabili e dettagliati.
- ✓ **LCA dettagliata**, da effettuarsi nei casi che richiedono una valutazione approfondita, come ad esempio, a seguito di LCA per approfondire i risultati con uno studio nel dettaglio. In questo tipo di studi è ampio il ricorso a dati primari, direttamente rilevati nel corso dello studio.

1.7.4 Certificazioni e etichettature ambientali

Le comunicazioni relative alle prestazioni ambientali dei prodotti e servizi possono variare da auto-dichiarazioni di caratteristiche ambientali a sistemi formali di etichettatura aventi rilevanza formale come il sistema ecolabel comunitario. L'organizzazione Internazionale per la normazione, meglio nota come ISO, ha definito norme relative a tre livelli di riconoscimento ambientale:

1. Etichette e dichiarazioni ambientali - etichettatura ambientale di tipo I (norma ISO 14024), basate su criteri definiti da un soggetto terzo, riferite agli impatti relativi all'intero ciclo di vita del prodotto. L'organizzazione che rilascia il riconoscimento può essere un'organizzazione non commerciale privata o governativa. L'ecolabel europeo è ascrivibile a tale tipologia di dichiarazioni ambientali.
2. Asserzioni ambientali auto dichiarate - etichettatura ambientale di tipo II (norma ISO 14021), basate su auto-dichiarazioni degli stessi produttori. Appartengono a questo tipo di certificazione le dichiarazioni relative alla presenza di materiali riciclati o riciclabili nei prodotti;

3. Dichiarazioni ambientali di prodotto - etichettatura ambientale di tipo III (norma ISO 14025), consistenti in informazioni quantificate ottenute dalla valutazione del ciclo di vita del prodotto. Le informazioni vengono presentate in modo da facilitare il confronto con astratti parametri prestazionali. Per ogni gruppo e tipologia di prodotti vengono definiti dei Requisiti Specifici di Prodotto a cui il produttore deve fare riferimento nella redazione della dichiarazione ambientale di prodotto. Tali requisiti comprendono le caratteristiche funzionali e prestazionali dei prodotti, i criteri guida per la redazione della LCA e le informazioni che devono essere riportate nella dichiarazione ambientale di prodotto. I PSR sono stati proposti dalle organizzazioni interessate alla certificazione ambientale e sottoposte ad un processo di consultazione aperta a tutte le parti interessate prima della loro approvazione. L'EPD si configura quindi come uno strumento volontario, che consiste nella redazione di un documento contenente informazioni oggettive, confrontabili e credibili sull'impatto ambientale del prodotto. Tale dichiarazione può essere redatta sia per un prodotto che per un servizio. Avendo carattere esclusivamente informativo non prevede livelli minimi di prestazione ambientale. Come anticipato, la redazione della Dichiarazione Ambientale di Prodotto prevede a monte la redazione un LCA.

Tutti gli strumenti introdotti, anche se con un livello variabile di dettaglio e approfondimento, si basano su valutazioni del ciclo di vita di prodotti e servizi, dall'estrazione delle materie prime allo smaltimento dei rifiuti derivanti dall'utilizzo e dal consumo degli stessi prodotti.

In particolare L'EPD si configura come un valido strumento di comunicazione delle prestazioni ambientali di un prodotto o servizio, grazie alla redazione di un documento in grado di fornire informazioni oggettive e confrontabili, utilizzabili dall'azienda nell'ambito delle proprie strategie di marketing. Tale strumento di marketing è rafforzato dalla crescente sensibilità e consapevolezza ambientale e dell'esportabilità al di fuori dei confini nazionali della dichiarazione ambientale di prodotto, grazie all'esistenza di un'apposita Norma ISO.

I vantaggi per le aziende che aderiscono a tale tipologia di certificazione/

etichettatura ambientale sono essenzialmente di due tipi:

- ✓ interni, in quanto la redazione periodica della dichiarazione ambientale di prodotto rappresenta l'occasione di esaminare in dettaglio il profilo ambientale del proprio prodotto per intraprendere un processo di continuo miglioramento del relativo processo;
- ✓ esterni, comprendendo la possibilità di comunicare al pubblico, in modo trasparente, credibile, oggettivo e confrontabile, i miglioramenti ambientali relativi al proprio prodotto o servizio e le azioni intraprese per raggiungere tali risultati.

L'ecolabel è uno strumento di comunicazione ambientale, conforme alla norma ISO 14024, nato nel 1992 a seguito dell'adozione del Regolamento europeo n. 880/92, poi aggiornato dal regolamento 1800/2000. Il marchio di qualità ecologica comunitario è uno strumento ad adesione volontaria rilasciato a quei prodotti e servizi che rispettano criteri ecologici e prestazionali stabiliti a livello comunitario e periodicamente sottoposti a revisione e resi più restrittivi, in modo da rendere tale strumento selettivo e riservato solo ai prodotti migliori all'interno di ogni categoria merceologica.

L'ottenimento del marchio costituisce, pertanto, un attestato di eccellenza che viene rilasciato solo a quei prodotti/servizi che hanno un impatto ambientale più basso della maggior parte dei prodotti appartenenti alla medesima categoria.

I criteri sono definiti a livello europeo per gruppi di prodotti/servizi, ricorrendo a valutazioni LCA in grado di rilevare gli impatti dei prodotti sull'ambiente durante tutte le fasi del ciclo di vita. Gli aspetti particolarmente approfonditi sono il consumo di energia, l'inquinamento delle acque e dell'aria, la produzione di rifiuti, il risparmio di risorse naturali, la sicurezza ambientale e la protezione dei suoli. Risultano comunque escluse dai processi per cui è richiesto il rilascio del marchio ecologico eco-label sostanze che possono essere dannose per la salute umana.

I vantaggi competitivi legati all'utilizzo di questo marchio sono simili a quelli già visti nel caso della dichiarazione ambientale di prodotto. L'esistenza di un marchio

comunitario dà infatti la possibilità di avvalersi di un elemento riconoscibile sul mercato europeo da parte dei consumatori sensibili all'orientamento ambientale dell'azienda.

1.8 Origini della responsabilità sociale di impresa

Nella visione tradizionale dell'economia l'impresa ha un come unico compito istituzionale la realizzazione del profitto. Attualmente tale visione "canonica" dell'impresa può difficilmente risultare accettabile.

Tra i fattori che maggiormente hanno spinto perché una visione "allargata" delle responsabilità di impresa si affermasse nella società e nella produzione teorica troviamo la globalizzazione e il problema ecologico.

La globalizzazione ha esteso lo scenario di azione e di profitto delle grandi imprese trans-nazionali, riponendo al centro l'importanza di identificare strumenti per la gestione degli impatti prodotti dalle attività delle imprese sui contesti generali e locali. Particolare rilievo ha assunto, già a partire dal principio degli anni Novanta, l'attenzione verso i diritti delle persone e dei lavoratori in particolare. Si sono nel tempo sviluppate alcune certificazioni sociali che si riferiscono proprio alle dichiarazioni sui diritti umani e ai temi della sicurezza e della salute negli ambienti di lavoro. Questa produzione normativa generale si è integrata con la convinzione che la qualità del capitale umano rappresenti una risorsa decisiva in termini di vantaggio competitivo.

Il problema ecologico, reso evidente dal manifestarsi di fenomeni come l'effetto serra, i cambiamenti climatici e la diminuzione delle fonti energetiche, ha portato alla diffusione di maggiore consapevolezza ambientale fra i cittadini-consumatori che nel tempo hanno rivelato una crescente propensione verso marchi più attenti ai temi dell'ambiente. Tale versante della responsabilità sociale d'impresa trova evidenti punti di contatto con il concetto di "sviluppo sostenibile" introdotto per la prima volta a Rio de Janeiro nel 1992.

La responsabilità sociale d'impresa, per come oggi è conosciuta e diffusa, ha avuto origini molto distanti dalle forme attuali. All'origine del concetto troviamo infatti la prospettiva filantropica di alcuni imprenditori impegnati nella realizzazione di infrastrutture e servizi sociali per i dipendenti e le loro famiglie. Negli USA la filantropia ha assunto la forma tipica delle organizzazioni non-profit, fondate per volontà di importanti magnati. La caratteristica comune della filantropia, a prescindere dalle forme del suo dispiegarsi, è il sentimento compassionevole di chi la pratica ed è una pratica ben distinta dal diritto di cittadinanza che porterà alla creazione del welfare state (Cavallo, 2008). Dalla filantropia nel tempo ci si è mossi verso una prospettiva che guarda alla responsabilità sociale come un attributo che può convivere con i fini tradizionali dell'impresa, fino a divenire una condizione necessaria per consentire al mercato di svolgere il proprio ruolo di regolatore dell'economia.

Le origini della teoria dell'impresa, basata sulla *stakeholder analysis*, vengono attribuite ad un libro di Evan e Freeman del 1988, *A Stakeholder Theory of Modern Corporation: a Kantian Capitalism*. Nel saggio con il termine "stakeholder" ci si riferisce ad una ampia platea di individui che, a vario tipo, contraggono rapporti con l'impresa, tra cui i fornitori, i clienti, i dipendenti, gli azionisti e la comunità locale. Tutti i soggetti sarebbero legittimi titolari di interessi nei confronti della compagnia, che avrebbe, in questa ottica estesa, doveri specifici nei loro riguardi. Dall'esistenza di questa relazione discende la nozione di "corporate responsibility", che rappresenta la base per la diffusione della fiducia nell'impresa e nel mondo a essa circostante e, di conseguenza, una possibile base su cui poggiare l'obiettivo dello sviluppo sostenibile.

la teoria della *responsabilità sociale di impresa* appare in sintonia con l'essenza profonda della concezione politica liberal-democratica. Tale impianto impone, infatti, di giustificare lo stato di fatto esistente solo quando esso si configura come accettabile moralmente per tutti i membri della comunità, compresi coloro che ne subiscono le ricadute negative.

La teoria degli stakeholder scompagina le gerarchie rigide previste all'interno dell'azienda dal tradizionale approccio neoclassico introducendo meccanismi

partecipativi bottom-up rendendo evidente che le considerazioni etiche e politiche relative al contesto macro-economico sono presupposto indispensabile per l'analisi economica. La terminologia stessa e il senso ultimo della produzione normativa in materia di "corporate governance", a cui corrisponde una progressiva diffusione di processi di autoregolazione nel mondo imprenditoriale, l'attenzione costante al livello dei costi di transazione nelle politiche economiche per lo sviluppo, rappresentano il riconoscimento pratico del ruolo svolto dalla politica nell'universo dei soggetti economici.

Il termine "stakeholder" è stato coniato in contrapposizione a quello più tradizionale di "stockholder", a ribadire l'idea che l'impresa non debba contemplare come unico obiettivo la tutela degli interessi economici dei titolari dei diritti di proprietà ma debba estendere la valutazione del proprio operato a tutti coloro che hanno rapporti duraturi con l'impresa.

1.9 Approcci alla Responsabilità Sociale di Impresa

L'impresa economica, secondo quanto affermato da diverse teorie, a loro volta fortemente orientate da eventi avvenuti nel corso del XIX e XX secolo, non deve rendere conto esclusivamente agli "stockholders", cioè a coloro che ne detengono il controllo proprietario, ma ad un più vasto ventaglio di "stakeholders", intendendo con tale termine tutti coloro che hanno a che fare comunemente con le attività afferenti all'impresa stessa. Questo è il presupposto fondamentale sul quale si è sviluppato e diffuso l'interesse per la *responsabilità sociale di impresa*.

Tale mutamento del paradigma teorico è sospinto da mutate condizioni etiche e politiche esistenti in un contesto caratterizzato dalle fasi di maturità del sistema capitalistico. In altri termini esso rappresenta una rilettura critica del rapporto tra *etica dell'impresa* e responsabilità sociale della medesima in un contesto caratterizzato dal capitalismo maturo e globalizzato.

Diverse sono le possibili accezioni che può assumere tale impianto concettuale a seconda degli aspetti della responsabilità su cui si pone maggiormente l'attenzione:

- ✓ una prima declinazione si concentra soprattutto sui rapporti tra impresa e lavoratori;
- ✓ una seconda declinazione è particolarmente concentrata sulle richieste della società civile, evidenziando i vantaggi per l'impresa dovuti all'applicazione di pratiche socialmente responsabili;
- ✓ un terzo tipo di approccio considera la filiera d'azienda dai fornitori fino ai clienti per poi approfondire i problemi ambientali in un'ottica di sviluppo sostenibile. Questa logica conduce alla tripla bottom line che vede l'impresa contemporaneamente impegnata su tre distinti fronti:
 - i risultati economici che sono il presupposto irrinunciabile per la sopravvivenza e lo sviluppo dell'impresa;
 - i risultati sociali, misurati e definiti dalla soddisfazione delle attese dei collaboratori e delle forze sociali esterne ma inserite nel contesto in cui opera il soggetto economico;
 - i risultati ambientali, intesi come positivo contributo dell'attività economica alla stabilità e riproducibilità dell'equilibrio ecologico;

In alcuni casi, al fine di ribadire l'impegno dell'azienda a vari livelli, si articola nelle varie componenti il concetto di capitale che può assumere varie forme, dal capitale ecologico al capitale economico, passando per il capitale sociale ed umano.

Un'altra suddivisione concernente la responsabilità sociale di impresa è relativa alla prospettiva teorica. Abbiamo:

- ✓ La prospettiva neo-classica basata principalmente sulla determinazione utilitaristica della funzione sociale di impresa. In questa prospettiva i comportamenti socialmente responsabili sono funzionali alla massimizzazione del profitto di lungo periodo;
- ✓ La prospettiva neo-contrattualistica che vede nella responsabilità sociale di impresa un meccanismo di governance che definisce non solo l'allocazione dei diritti e dei doveri ma anche la ripartizione del

surplus creato dall'impresa. L'incentivo al rispetto del contratto è rappresentato dalla costituzione e dal mantenimento della reputazione di impresa;

- ✓ La prospettiva relazionale che intende il problema della responsabilità d'impresa come legato all'emersione di preferenze morali;

1.10 La responsabilità sociale al servizio dello sviluppo e della sostenibilità territoriale

A partire dagli anni '70 si è progressivamente andata affermando la visione della responsabilità sociale di impresa come una caratteristica gestionale che non si contrappone più alla realizzazione di obiettivi economici ma che è iscritta compiutamente all'interno delle strategie aziendali. Le soluzioni innovative divengono, in quest'ottica, decisivi fattori di sviluppo della competitività e uno strumento decisivo per cogliere importanti occasioni di razionalizzazione ed efficientamento (Sacco e Viviani, 2005).

L'azienda socialmente responsabile acquisisce legittimazione sociale e dispone di uno strumento utile al potenziamento della coesione interna, fattori decisivi nella creazione di valore nel lungo periodo.

L'obiettivo ultimo, secondo tale impostazione, di un'impresa che voglia creare valore e ricchezza è proprio quello della sostenibilità, intesa come capacità di prolungare la propria attività nel tempo.

D'altro canto i punti di contatto tra questa teoria e la nozione di sviluppo sostenibile sono molteplici, in buona parte contenuti nella Dichiarazione Universale dei Diritti dell'Uomo delle Nazioni Unite e nei vari documenti a essa collegati, tra cui quelli sui diritti dei lavoratori e quelli dedicati ai rapporti esistenti tra ambiente e sviluppo economico.

La matrice eco-orientata del concetto di sviluppo sostenibile, ha fatto della genesi originaria di questo concetto un nobile compromesso tra le alternative,

apparentemente inconciliabili, della crescita continua e crescita zero fino a divenire, negli anni successivi un concetto multidimensionale che ha progressivamente ridimensionato l'enfasi dagli aspetti ecologistici originari per estendere la propria valenza alla sostenibilità umana e sociale in generale in un rapporto di relazione diretta tra lo stato ambientale e il reale progresso umano. A tale proposito è particolarmente calzante in questa ottica di interdipendenza la definizione formulata dall'ex segretario generale delle Nazioni Unite Kofi Annan, per cui fine ultimo dello sviluppo sostenibile è quello di: *riconciare le forze creative dell'imprenditoria privata con i bisogni degli svantaggiati e le necessità delle future generazioni*. Alcuni autori hanno ravvisato, nella definizione di Kofi Annan, la necessità di una progressiva umanizzazione dell'impresa. In altri termini, la sostenibilità dello sviluppo potrebbe realizzarsi solo attraverso il superamento delle politiche di impresa esclusivamente orientate al profitto a breve termine.

Tale necessità di creazione di valore di lungo periodo non riguarda esclusivamente l'universo delle produzioni industriali ed economiche in generale ma investe anche il settore della finanza con richieste sempre più pressanti di veicoli finanziari in grado di incorporare vincoli di sostenibilità, percepiti come indispensabili in questo periodo di profonda instabilità finanziaria.

Lo sviluppo esponenziale delle comunicazioni telematiche rende assolutamente impraticabile ogni forma di analogia con il capitalismo etico delle origini, non di rado paternalistico, i cui meccanismi di funzionamento erano fondati sulla coincidenza di impresa, profitto e territorio. Questo legame di fondo determina, pur in un contesto fortemente asimmetrico, forme di reciproco riconoscimento assolutamente superate in un contesto che, in forza delle moderne tecnologie di comunicazione, è divenuto globale. In termini più espliciti, interventi etici, in passato considerati naturali, diventano oggi più difficilmente concepibili per effetto della separazione tra luogo della produzione della ricchezza e luogo della distribuzione della stessa.

La teoria della "corporate responsibility" può essere vista come il tentativo di ricchezza di lungo periodo a seguito di una approfondita valutazione dei rischi e dei pericoli che lo sviluppo economico porta con sé. Rimane in tale ottica la fondamentale

necessità di adoperare metodologie appropriate per la valutazione empirica della coerenza tra principi e azioni concrete. Il successo e l'affermazione di tali metodologie dipende dall'interazione tra aspetti ecologici, dinamiche socio-culturali e comunicative e imperativi economici. D'altro canto i ripetuti scenari di crisi economica degli ultimi anni hanno progressivamente allargato la percezione della necessità di bilanciare il ruolo crescente dei meccanismi finanziari con la costruzione di adeguati meccanismi in grado di garantire la responsabilità etica.

Il problema, come già detto, non consiste semplicemente nell'individuazione dei criteri di riferimento, ma piuttosto la messa a punto di metodi che permettano la verifica del rispetto dei criteri etici. Se il tema centrale è l'equilibrio -da parte del mondo finanziario- tra valori e profitti, occorre definire strumenti utili all'individuazione di tale equilibrio nei casi concreti. Tale valutazione è centrale e da essa dipende il quoziente reputazionale da assegnare a un'azienda, con effetti decisivi sul relativo collocamento nel *range* dei titoli etici, e quindi dei fondi comuni con essi costruiti. Naturalmente, come già detto prima in via generale, la costruzione di un quoziente reputazionale non può prescindere completamente dalle prestazioni dell'impresa sul mercato. Approfonditi studi statistici evidenziano una relazione diretta tra quozienti reputazionali elevati e performance economica dell'impresa.

La responsabilità sociale di impresa, al pari della sostenibilità, ripropone il complesso problema della costruzione di indici adeguati. Una metrica è indispensabile per rendere operativi criteri di sviluppo sostenibile all'interno dell'impresa.

L'impresa orientata alla sostenibilità potrà posizionarsi meglio sul mercato offrendo risposte calibrate alle esigenze della comunità territoriale da cui trae i propri input e a cui offre i propri prodotti e servizi. In questo stretto legame fra impresa e territorio la responsabilità sociale come leva di innovazione diviene centrale. Il nesso esistente tra ruolo dell'impresa e qualità dello sviluppo territoriale è evidenziato da alcuni autori (Capecchi, 2005) che attribuiscono al sistema e alle istituzioni la responsabilità di assistere e diffondere la sostenibilità e la solidarietà nei modelli economici. La Commissione Europea dedica un'intera sezione del libro verde all'integrazione tra

imprese e comunità e ai relativi contributi bidirezionali che da tale relazione possono scaturire.

I due aspetti di innovazione e sviluppo e sostenibilità territoriale, connessi alla responsabilità sociale di impresa, sono tra loro complementari e fondamentali nella realizzazione di forme di rapporto con collaboratori in grado di innalzare la coesione interna all'impresa, a nuovi prodotti connotati da valenze sociali e ambientali e a forme di comunicazione capaci di coinvolgere tutti gli attori nel disegno d'impresa.

Alcuni autori a seguito di studi condotti in provincia di Bologna, ribadiscono l'importanza del legame impresa-territorio all'interno del sistema regionale dell'Emilia-Romagna. Tale studio dimostra come il legame con il territorio sia risultato determinante per lo sviluppo dell'impresa per quanto concerne la qualità delle risorse umane e l'esistenza di servizi adeguati. Il sistema nel suo complesso sembra trarre vantaggio dalla condivisione degli obiettivi tra sistema territoriale e sistema imprenditoriale.

1.11 Gli strumenti della Responsabilità Sociale di Impresa

1.11.1 Accountability e corporate governance

La visione estesa della Responsabilità Sociale di Impresa richiede il ripensamento delle regole di governo dell'impresa (corporate governance) che dovrebbe passare dalla tradizionale disciplina dei rapporti tra management ed azionisti all'inclusione nelle decisioni di impresa degli altri portatori di interesse.

Come accennato la corporate governance è tradizionalmente identificata con il problema di assicurare a coloro che realizzano un investimento finanziario una garanzia sufficiente rispetto a coloro che sono incaricati di gestirlo (Shleifer e Vishny, 1997) ma in realtà le possibilità reali di successo dell'impresa sono molto più estese e complesse includendo le relazioni con tutti gli stakeholder. In quest'ottica diventa strategicamente importante l'integrazione di tali relazioni all'interno dei meccanismi del governo d'impresa in modo da arrivare ad una forma

di governo societario esteso all'insieme di relazioni tra i dirigenti di una società, il suo CdA, i suoi azionisti ed altri portatori di interesse (Ocse, 1999). Tale ottica introduce due ordini di riflessioni:

- ✓ l'individuazione degli interessi da tutelare;
- ✓ la definizione delle modalità, dei meccanismi e delle prassi per realizzare tali fini;

Una questione preliminare ma di grande importanza è valutare l'esistenza di adeguati sistemi di corporate governance in grado di assicurare il conseguimento degli obiettivi sociali. In altre parole si tratta di valutare se sia o meno sensato perseguire la responsabilità sociale di impresa attraverso i meccanismi più tipici di governo delle aziende.

L'organizzazione della corporate governance disciplina i poteri di controllo sull'impresa, incidendo direttamente sulla ripartizione del surplus prodotto poiché chi detiene il potere di controllo può decidere di assicurarsene una quota maggiore. Occorre valutare quali tipi di investimenti richiedono la maggiore protezione e quindi il maggior potere di controllo.

La letteratura economica tradizionalmente assegna il primato del controllo agli azionisti perché, al contrario degli altri investitori, sono privi di tutele contrattuali definite perché l'esistenza di un investimento specifico come il diritto di proprietà determina un rischio molto più esteso rispetto a quello degli altri stakeholder, a partire dai lavoratori che, oltre a godere delle protezioni contrattuali, possono comunque trovare una nuova occupazione in forza delle conoscenze e capacità acquisite (Cavallo, 2008).

Altri autori evidenziano che, per quanto esistenti, le tutele contrattuali sono sempre limitate e incomplete e come anche altri investimenti non economici come quelli in capitale umano e sociale determinino rischi elevati.

Riconoscere l'esistenza di tali investimenti specifici non economici significa per un verso ammettere implicitamente il diritto degli stakeholder a ricevere una parte del surplus generato ma, per contro, pone alcuni problemi, a partire dalla misurazione di

componenti di capitale non monetarie, fino ad arrivare alla definizione dei criteri guida per la valutazione delle performances dei manager che si troverebbero a dover coniugare interessi che, oltre un certo livello, potrebbero anche divergere. In assenza di tali criteri i manager non disporranno di una misura univoca della loro funzione e ciò apre spazi eccessivi a comportamenti auto interessati. Solo la presenza di regole chiare e credibili può fare sì che la responsabilità sociale di impresa divenga un fattore integrato nel business aziendale e non risulti un fatto episodico e casuale.

Le modalità di coinvolgimento degli stakeholder nella gestione dell'impresa (Mintzberg, 1991 in Cavallo, 2008) a oggi sperimentate sono essenzialmente due:

- ✓ la democrazia rappresentativa, basata sull'elezione in consiglio di amministrazione di rappresentanti di interessi sociali;
- ✓ la democrazia partecipativa, basata sul coinvolgimento formale e diretto degli stakeholder.

A prescindere dalle modalità di coinvolgimento il principio di fondo consiste nella tutela degli interessi diversi da quelli degli azionisti mediante una formale collocazione all'interno dei meccanismi di governo dell'impresa.

Una frontiera particolarmente innovativa nell'ambito della responsabilità sociale di impresa consiste nel cosiddetto azionariato attivo che prevede l'esercizio delle funzioni connesse alla proprietà finalizzato alla determinazione di politiche di responsabilità sociale. Gli investitori in questo scenario propongono in modo non conflittuale questioni di rilevanza ambientale o sociale, rendendo istanze tradizionalmente esterne interne all'azienda.

I meccanismi di attivazione della responsabilità sociale di impresa e conseguentemente del coinvolgimento degli stakeholder nei meccanismi di corporate governance, come dimostrato da alcune ricerche a scala europea, sono tanto più diffusi quanto più sono sentiti e richiesti dal contesto sociale. Tale assunto ridimensiona fortemente il dualismo autoregolamentazione-obbligatorietà. Ad essere decisiva, più che l'esistenza di normative che impongono comportamenti socialmente virtuosi, è la diffusione di meccanismi di controllo diffuso, a loro volta

determinati da una cultura della responsabilità. D'altro canto senza un solido fondamento valoriale, la responsabilità sociale di impresa è destinata a rimanere ai margini delle politiche aziendali. Tale coinvolgimento deve peraltro avvenire nei due sensi perché, come non c'è creazione di valore di lungo periodo senza estensione degli obiettivi di impresa alle aspettative dei soggetti esterni, non c'è creazione di capitale sociale in carenza di plusvalore economico. Occorre quindi diffondere i valori della cittadinanza di impresa al fine di far maturare negli stakeholder una consapevolezza matura delle esigenze di impresa.

Per rendere pienamente concreta la responsabilità sociale di impresa è necessario prevedere all'interno dell'organizzazione aziendale l'utilizzo di alcuni strumenti che permettano la verifica e la comunicazione degli obiettivi strategici definiti.

Con il termine accountability si definisce la responsabilità informativa dell'azienda attraverso cui si sostanzia quel sistema di comunicazioni, interne ed esterne, che, nella trasparenza e nel controllo d'esito trovano la loro naturale conformazione. In altre parole il principio di accountability è da intendersi come esigenza del dover dare conto dei risultati ottenuti a soggetti titolari a vario titolo di diritti morali (Matacena e Marano, 2006). Tale dovere informativo discende dall'assunzione di una visione ispirata alla responsabilità sociale della quale l'accountability è la declinazione sul piano dei processi informativi che si instaurano fra i soggetti che interagiscono con l'universo dell'impresa.

Il principio di accountability si sostanzia in due principali ambiti:

- ✓ La contabilità economico-finanziaria, volta alla verifica dei risultati reddituali;
- ✓ Il social accounting, destinato alla comunicazione-informazione relativa agli obiettivi non economici.

Il fine ultimo degli strumenti che attuano nel concreto il principio di accountability consiste nella valorizzazione del rapporto con la comunità locale e la promozione di un modello a rete che stimoli il miglioramento continuo attraverso una valutazione degli stakeholder critica e consapevole. A tale scopo è opportuno definire con

precisione gli strumenti utili e fare in modo che essi convergano su metodologie e applicazioni comuni in modo da conferire agli stessi la credibilità e la trasparenza necessarie.

1.11.2 Il Bilancio Sociale

Il bilancio d'esercizio è tradizionalmente lo strumento che informa gli azionisti del risultato economico-finanziario e patrimoniale dell'impresa. Tale documento contabile è riferito all'intero esercizio economico, solitamente ma non necessariamente coincidente con l'anno solare, e deve essere completo ed attendibile.

Per trasferire agli stakeholder nel loro complesso le informazioni necessarie solitamente viene redatto il bilancio sociale che estende le finalità informative a tutti i riflessi dell'attività di impresa, inclusi quelli che sono esclusi dal mercato. Il bilancio sociale, pur facendo riferimento al bilancio di esercizio, non si limita solo ai risultati istituzionali e propri dell'attività di impresa ma integra i dati economico-finanziari con gli effetti collaterali delle attività di imprese, ricomprendendo fra questi ultimi eventuali economie e diseconomie esterne all'ambito canonico dell'impresa stessa. Bilancio di esercizio e bilancio sociale non sono la stessa cosa ma ovviamente risultano collegati in quanto il risultato economico puro rappresenta un punto di partenza dell'attività sociale e del relativo bilancio che a sua volta può incidere sui risultati economici. Il bilancio sociale è ad oggi un documento volontario la cui diffusione crescente è in grado di fornire importanti informazioni economiche anche se non strettamente contabili.

Più specificamente il bilancio sociale assume le seguenti funzioni:

- ✓ funzione di informazione nei confronti dei portatori di interesse coinvolti;
- ✓ funzione di gestione del rapporto con gli stessi stakeholder;
- ✓ funzione di organizzazione grazie alla illustrazione dell'attività svolta e dei processi partecipativi che determinano una maggiore coesione interna;

- ✓ funzione di concertazione e mediazione fra i molteplici e mutevoli interessi dei portatori di interessi in modo da garantirsi legittimazione e consenso;
- ✓ funzione di verifica istituzionale che permette il monitoraggio tra la congruità degli obiettivi e dei mezzi realizzati per assicurarne la soddisfazione;
- ✓ funzione strategica, resa possibile dalla redazione del bilancio sociale che determina una elaborazione della strategia economica e sociale dell'impresa;
- ✓ funzione di programmazione e controllo, resa possibile dal bilancio sociale nei confronti dei soggetti considerati.

Le funzioni principali, tra quelle sopra considerate, sono certamente quella informativa e quella gestionale e il loro assolvimento è dipendente dal grado di completezza ed esaustività con cui si redige il bilancio sociale. A tale proposito esistono nella redazione del reporting sociale una varietà di strutture che vanno da format esclusivamente narrativi a strutture contabili non tradizionali con ampio ricorso a valutazioni non monetarie, passando per strutture ibride che integrano entrambi gli aspetti precedenti.

A prescindere dal modello utilizzato si sono individuati (Zadek e Raynard, 1995) nove principi a cui deve rispondere un adeguato strumento di accountability:

- ✓ completezza delle informazioni raccolte e dei processi individuati;
- ✓ coinvolgimento degli stakeholders;
- ✓ regolarità e sviluppo;
- ✓ comparabilità (benchmarking) esterna;
- ✓ illustrazione degli obiettivi futuri;
- ✓ contabilità sociale strutturata;
- ✓ verifica di organi esterni;
- ✓ presenza di audit di gruppo;
- ✓ comunicazione e pubblicazione della contabilità sociale.

1.11.3 Codice etico

Un altro strumento organizzativo che, al pari del bilancio sociale, può aiutare l'organizzazione a concretizzare le proprie strategie di responsabilità sociale è il Codice Etico. La missione aziendale si può articolare lungo due direttrici concomitanti, una più rivolta al controllo delle politiche di impresa, l'altra più orientata ai comportamenti individuali. Il Codice etico è una sorta di “carta costituzionale” dell'impresa che definisce la responsabilità etico-morale di ogni collaboratore dell'impresa. Esso, definendo le responsabilità di ognuno verso i gruppi di stakeholder, è utile alla prevenzione di comportamenti irresponsabili e illeciti e nel contempo a garantire la risoluzione equa delle relazioni ed eventualmente delle controversie interne. La struttura del codice etico può variare da azienda ad azienda ma è normalmente articolata in quattro diversi livelli:

- ✓ i principi etici generali che definiscono la missione d'impresa e le modalità più corrette di realizzazione;
- ✓ le norme etiche che definiscono le relazioni impresa-stakeholder;
- ✓ gli standard etici di comportamento, dal principio di legittimità morale all'equità ed eguaglianza, passando per la tutela ambientale e della salute;
- ✓ le sanzioni interne per la violazione di norme o parti del codice e gli strumenti interni di attuazione dello stesso.

L'attuazione del codice è solitamente attribuita ad un comitato etico che ha il compito di diffonderne la conoscenza e la comprensione all'interno dell'azienda, monitorarne l'effettiva applicazione dei contenuti, ricevere segnalazioni, intraprendere indagini e comminare sanzioni.

La realizzazione del codice prevede la realizzazione di alcune fasi successive:

- ✓ l'analisi della struttura aziendale per la definizione della mission e dei gruppi di stakeholder di riferimento;
- ✓ la discussione interna per l'individuazione dei principi, delle norme e degli standard etici;

- ✓ l'adeguamento della struttura organizzativa, delle procedure e delle politiche imprenditoriali ai principi di riferimento del codice;
- ✓ la formazione etica finalizzata alla conoscenza e alla condivisione del codice etico da parte di tutti i collaboratori interni dell'azienda.

Capitolo 2 Acqua e sostenibilità

2.1 La disponibilità d'acqua

La disponibilità d'acqua in termini assoluti è molto elevata. Nell'idrosfera si stima la presenza di circa 1,4 miliardi di km³ di acqua, di cui circa il 97,5% è rappresentato da acqua salata inutilizzabile per scopi antropici. La quantità di acqua idonea agli utilizzi umani è pari a circa 35 milioni di km³, di cui gran parte è scarsamente accessibile perché trattenuta nei ghiacciai permanenti o racchiusa nelle profondità del sottosuolo. Di questa, la quantità di acqua facilmente accessibile è di 100 mila km³ (Pozzati e Calmieri, 2007) la cui parte principale è presente nell'emisfero settentrionale.

Nelle stime però, in coerenza con quanto previsto dai concetti di sostenibilità introdotti in precedenza, ed essendo note le fondamentali funzioni ecologiche svolte dall'acqua nei confronti della vita, è corretto considerare come riserva disponibile la quantità idrica annualmente rinnovabile in seguito al ciclo evaporazione-condensazione-precipitazione. Tale quantitativo, stimato dalla comunità scientifica in circa 12.500 km³/anno (Pozzati e Calmieri, 2007), rappresenta il serbatoio complessivamente disponibile per il mondo animale e vegetale, all'interno del quale un ruolo assolutamente dominante è rappresentato dal prelievo per le attività umane.

Prima di approfondire ulteriormente il quadro generale è utile evidenziare come a un generico prelievo di acqua non sempre corrisponda un eguale consumo della stessa. In molti casi l'acqua prelevata a un certo punto del ciclo idrologico viene restituita, con caratteristiche più o meno alterate, in un altro punto dello stesso. In altri casi, invece, l'acqua prelevata e utilizzata viene sottratta, in modo vero e proprio, almeno temporaneamente, dai flussi che vengono continuamente scambiati fra atmosfera e superficie della terra.



Fig. 2.1: rappresentazione grafica del ciclo idrologico (AEA, 2007)

L'ammontare complessivo dei prelievi, che nel 2000 era stimato in 4000 km³ (Pozzati e Calmieri, 2007), dà comunque indicazioni utili a comprendere la portata dell'interferenza umana sulla qualità e quantità dei flussi idrici complessivamente disponibili. Il fabbisogno idrico pro capite, che potremmo approssimativamente definire come "domanda media individuale", è estremamente variabile essendo composto di una quota più o meno fissa ed uguale in ogni area del pianeta di circa 100 litri al giorno, di cui circa 4-5 litri servono a soddisfare le esigenze primarie di ogni individuo, ed una variabile, legata all'acqua contenuta nei prodotti di origine agricola e nei beni industriali consumati, la cosiddetta acqua virtuale.

Il fabbisogno pro capite infatti contiene anche l'acqua contenuta negli alimenti consumati, pari a circa 2000 l/giorno e nelle produzioni industriali impiegate quotidianamente superando con facilità la soglia di 6000 l/giorno (Pozzati e Calmieri, 2007). Per avere un'indicazione di massima relativa alla sostenibilità nell'impiego dell'acqua a livello nazionale è sufficiente comparare tale approssimativa stima della domanda di acqua all'offerta della stessa risorsa che scaturisce dal bilancio idrico nazionale. Tale quantitativo individuale viene solitamente viene indicato come disponibilità idrica pro capite annualmente rinnovabile.

Lo sviluppo economico, che in linea generale determina incrementi nel fabbisogno pro capite di acqua legati agli accresciuti consumi di beni, ha una ripercussione, sia pure indiretta, anche sull'offerta dell'acqua. La relazione esistente fra disponibilità idrica e sviluppo economico di una nazione non riguarda ovviamente la dimensione quantitativa dell'offerta, che è costante e indipendente, ma può incidere sulla qualità delle acque e sulla loro distribuzione a mezzo di investimenti tecnologici adeguati e moderni. La sintetica illustrazione delle grandezze coinvolte nelle stime inerenti le disponibilità e l'utilizzo dell'acqua rende evidente l'impossibilità di parlare in generale di abbondanza o penuria idrica, avendo questi termini un significato reale solo se riportati almeno a livello nazionale. Tale fenomeno è felicemente sintetizzato dalla constatazione che “non è tanto l'acqua a mancare, ma il denaro” (Massarutto, 2005). E' del tutto evidente come anche all'interno della stessa nazione possano esistere differenze regionali estremamente significative sia dal lato dell'offerta che da quello della domanda.

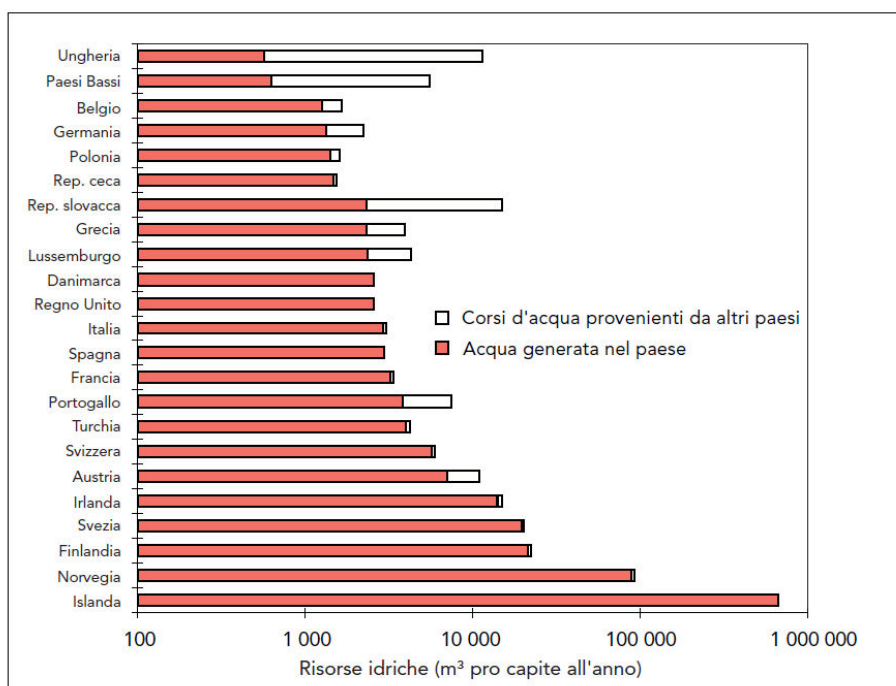


Fig. 2.2: rappresentazione logaritmica della disponibilità idrica in Europa (fonte Eurostat, 1997)

2.1.1 Principali fattori di crisi idrica e possibilità di intervento

In generale negli ultimi decenni si è riscontrato un trend negativo in cui i problemi idrici tendono ad aggravarsi anche se in modo molto variabile e dipendente dalle caratteristiche peculiari delle aree oggetto di analisi. Come già visto i problemi si manifestano, nonostante l'attività antropica utilizzi meno acqua di quella disponibile (AEA, 2000), soprattutto a causa dell'irregolare distribuzione della risorsa idrica fra le varie aree della superficie terrestre.

Senza pretesa di completezza si elencano di seguito i principali fattori che concorrono all'aggravarsi della crisi idrica la cui fase acuta, secondo molti studiosi, è ancora al di là da venire:

1. esplosione demografica che è sostenuta principalmente dai paesi in via di sviluppo;
2. fenomeni di urbanizzazione spinta che portano a vivere la maggior parte della popolazione mondiale in metropoli con crescenti difficoltà di accesso all'acqua;
3. disponibilità irregolare della risorsa idrica molto abbondante in alcune aree del pianeta e scarsa in altre;
4. inquinamento crescente delle acque superficiali e di profondità;
5. sprechi di acqua legati ad utilizzi inefficienti, in particolare nelle condutture e nell'irrigazione;
6. cambiamenti climatici che producono piogge torrenziali sempre più frequenti e meno utili per l'accumulo della risorsa idrica;
7. utilizzi del territorio eccessivamente intensivi con finalità speculative, tali da modificare la capacità di assorbire, trattenere e accumulare l'acqua in modo naturale.

A fronte di ciò, si può intervenire agendo dal lato della disponibilità mediante la realizzazione di infrastrutture che trattengono ingenti quantitativi di acqua in invasi artificiali, oppure dissalando acqua marina. Alternativamente si possono approntare una serie di azioni volte all'aumento dell'efficienza agendo a livello di impieghi industriali, agricoli e civili, a partire da quelli che impiegano i maggiori quantitativi di risorsa.

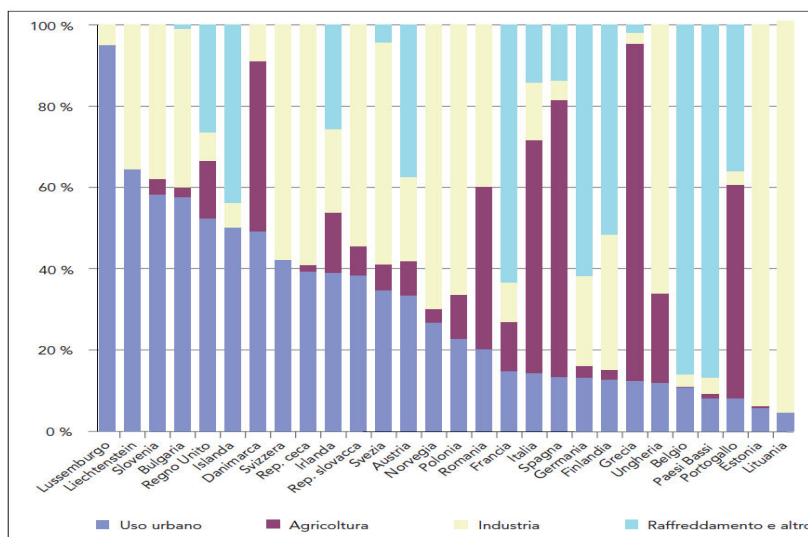


Fig. 2.3: ripartizione dell'acqua per settore nei paesi europei (AEA, 1999)

Come evidenziato dalla figura precedente, l'impiego più rilevante nei paesi europei che si affacciano sul Mediterraneo è rappresentato dall'agricoltura che, per raggiungere i livelli di produttività molto elevati propri dei paesi più ricchi, ricorre in modo diffuso alla pratica irrigua che attualmente rappresenta la principale causa di spreco dell'acqua, soprattutto se praticata con metodi obsoleti come l'irrigazione di superficie.

Per risolvere la questione idrica diventa quindi fondamentale agire dal lato del prelievo promuovendo impieghi efficienti e attività in grado di utilizzare quantitativi idrici meno imponenti. Diversamente il problema dell'acqua, sia pure con gradi di emergenza molto diversi nelle diverse zone del pianeta, in futuro pare destinato ad acuirsi.

2.1.2 Disponibilità idriche e fabbisogno nazionale

Da quanto detto in precedenza risulta coerente con gli scopi del presente studio valutare ad un maggiore, seppur relativo, livello di dettaglio la situazione dell'acqua in Italia.

I dati che seguono sono tratti da uno rapporto dell'IRSA-CNR del 1999 e, trattandosi di stime, sono da ritenersi indicativi e utili a dare il senso delle criticità esistenti, più che a misurare precisamente le disponibilità e i prelievi disponibili.

Il deflusso superficiale disponibile, risultante dalle precipitazioni al netto della quantità evaporata, è nell'ordine dei 155 miliardi di m^3 cui vanno aggiunti circa 13 miliardi di m^3 di risorsa sotterranea. La disponibilità che viene stimata è, almeno in teoria, di oltre 2.800 m^3 per abitante, superiore a quella di molti paesi europei.

A differenza degli stessi paesi europei in cui prevale il clima continentale con precipitazioni distribuite durante tutto l'anno, l'Italia è caratterizzata da un clima che presenta spiccate caratteristiche di stagionalità per quanto riguarda le precipitazioni che storicamente sono concentrate nei mesi che vanno da ottobre a marzo e scarse nei mesi tardo primaverili ed estivi. Ne consegue che buona parte del deflusso è concretamente inutilizzabile a meno di trattenerlo in invasi artificiali. Le infrastrutture esistenti all'inizio del Duemila rendevano realmente disponibili circa 52 miliardi di m^3 , con una ripartizione molto disomogenea sul territorio italiano. La disparità nella distribuzione della risorsa idrica non è dovuta semplicemente al diverso regime pluviometrico che caratterizza le varie parti d'Italia, ma le maggiori differenze riguardano la frazione di precipitazioni utilizzabili al fine del prelievo idrico per scopi antropici. Al nord abbiamo una quota di precipitazioni utilizzabili pari al 40-50% del totale, mentre al sud tale quota scende drammaticamente fino al 10%. Le maggiori disponibilità si riscontrano infatti nel nord est e nel bacino del Po, con disponibilità pro-capite di poco inferiori ai 2000 m^3 annui, mentre le situazioni più scarse si hanno in Puglia e in Toscana con meno di 300 m^3 per persona. Le infrastrutture realizzate, oltre ad incidere sui deflussi realmente disponibili per gli

utilizzi umani, permettono anche una redistribuzione sul territorio facendo sì che ogni italiano possa contare su una disponibilità di almeno 350-400 m³ annui.

Il prelievo complessivo (IRSA,1999) è di 40 miliardi di m³ così ripartiti:

- 8 miliardi di m³ per usi civili
- 8 miliardi di m³ per usi industriali
- 20 miliardi di m³ per l'irrigazione agricola
- 4,5 miliardi di m³ per la produzione di energia

Al di là dei valori assoluti dei vari prelievi, ciò che occorre rilevare è che rispetto a stime precedenti, le quote destinate al settore agricolo e industriale conoscono un trend discendente mentre il consumo civile continua a crescere anche se stime più recenti dimostrerebbero un arresto anche del consumo civile sfasato di alcuni anni rispetto a quello degli altri settori (Pozzati e Calmieri, 2007).

Gli usi idrici in Italia

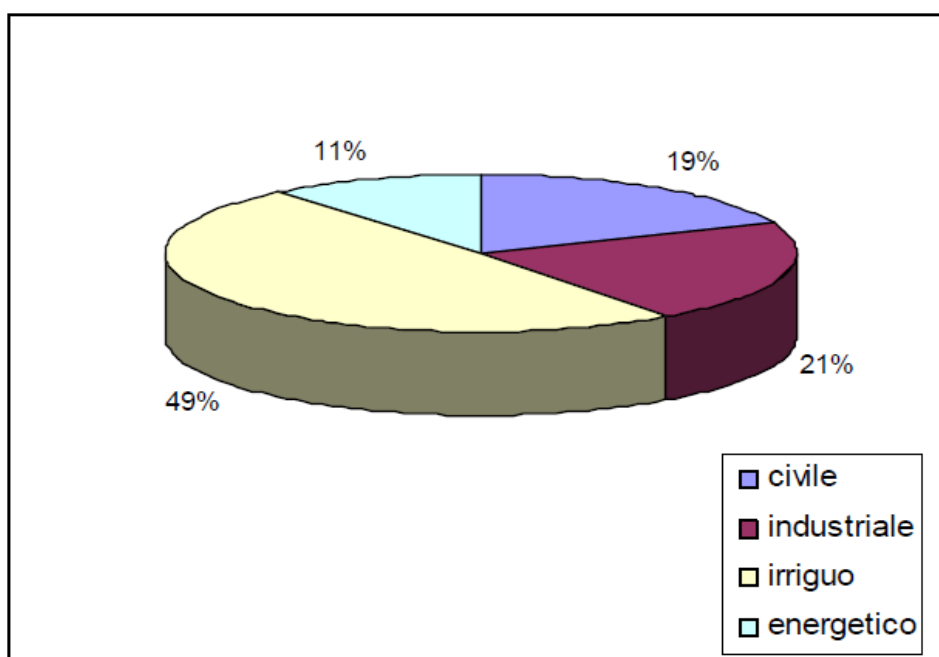


Fig. 2.4: ripartizione degli usi dell'acqua in Italia (fonte Apat-Irsa, 1999)

Un dato ancora più significativo riguarda la differenza tra quantitativi idrici prelevati e quelli effettivamente erogati per uso civile. A livello nazionale la dispersione stimata è quasi del 40% del totale.

Questa quota, oltre alle tanto discusse “perdite di rete”, è dovuta alla quantità erogata ma non fatturata e agli sfiori collegati alle reti di adduzione e di distribuzione rappresenta un importante margine su cui, a parità di fabbisogni, si potrebbe intervenire per ridurre significativamente i prelievi (Pozzati e Calmieri, 2007).

Oltre ai quantitativi di acqua necessari e disponibili in un determinato bacino è fondamentale avere indicazioni riguardanti la qualità stessa della risorsa presente per valutarne poi eventuali impieghi e rilasci all’ambiente naturale.

La maggiore diffusione della depurazione dovrebbe avere migliorato a livello generale la qualità dei corpi idrici, ma l’osservazione empirica dei dati disponibili spesso non permette di arrivare a conclusioni così ottimistiche.

Al contrario le serie storiche disponibili e la valutazione nel tempo di alcuni parametri di qualità mostrano una situazione sostanzialmente stabile per le acque superficiali che, attualmente, dopo decenni di pressione antropica elevata, vedono un parziale allentamento della stessa, mentre la contaminazione del suolo potrà determinare peggioramenti di lungo periodo sulle acque di profondità.

Una delle principali fonti di informazioni sulla qualità dell’acqua è rappresentata dai piani di tutela regionali che, avendo come obiettivo, il buono stato di qualità della risorsa idrica spesso contengono fotografie piuttosto dettagliate della situazione esistente.

2.2 La sostenibilità nella gestione dell'acqua

2.2.1 L'Acqua: bene economico o diritto universale?

La dimensione economica dell'acqua e della relativa gestione sembrano oggi assumere contorni inediti, legati soprattutto alla emergente scarsità relativa di un bene storicamente considerato privo di valore economico.

In passato infatti il valore economico della risorsa idrica era pressoché inesistente perché questa, al pari di altri beni naturali, veniva considerata disponibile a prescindere e quindi priva di qualsiasi valore di scambio connesso alla sua limitatezza.

Nello stesso tempo non veniva considerato il ruolo imprescindibile svolto dall'acqua nei confronti dell'ambiente e degli altri organismi viventi.

Appartiene all'ultimo scorcio del XX secolo la percezione dell'acqua come bene scarso e quindi suscettibile di rinnovato interesse da parte della disciplina economica, ben oltre gli aspetti legati alla esclusiva gestione dei servizi ad essa associati che invece hanno tradizionalmente rappresentato un campo di ricerca indagato dalla scienza economica.

L'esistenza di questa dicotomia acqua-gestione del servizio idrico pone la necessità di distinguere chiaramente, dal punto di vista economico, la risorsa idrica in quanto tale dai servizi ad essa connessa.

Per quanto riguarda la proprietà dell'acqua, all'interno del vivace dibattito sull'acqua che attraversa la società contemporanea, non si registrano differenze di sorta e sembra essere universalmente accettato lo status dell'acqua come bene di proprietà pubblica.

Ad essere dibattuta è piuttosto la forma della gestione dei servizi idrici con posizioni polarizzate fra quanti sostengono il privato come portatore di efficienza all'interno del settore e quanti, evidenziando le caratteristiche di monopolio naturale del servizio idrico, ritengono che la pubblicità debba estendersi dal semplice regime di proprietà

della risorsa idrica fino ad arrivare alle attività di gestione da realizzarsi attraverso apposite aziende pubbliche.

Dal punto di vista generale è possibile osservare come la gestione dei servizi idrici apra una serie di problemi economici strettamente connessi all'efficienza degli stessi, mentre il regime di proprietà dell'acqua implica la necessità di approfondire il tema della ripartizione della risorsa idrica fra i vari usi alternativi.

In linea di principio infatti la gestione della risorsa idrica deve garantirne l'ottimalità allocativa, facendo in modo che i benefici marginali derivanti dall'impiego dell'acqua siano uguali per tutti gli usi potenziali, ricomprendendo fra questi anche il beneficio derivante dal non utilizzo a scopi ambientali (Panella, 2002).

Pur partendo da ambiti di ricerca nettamente distinti, sia la proprietà che la gestione dell'acqua devono da un lato assicurare l'uso efficiente e dall'altra non limitarsi alla semplice soddisfazione della domanda di acqua e di servizi idrici sulla base della disponibilità a pagare. Una ripartizione della dotazione idrica sulla base dell'azione dispiegata dalle forze del libero mercato si configurerebbe come socialmente inaccettabile.

L'acqua, pur essendo oggi percepita come bene limitato e scarso, non è un bene privato classico e come tale facilmente assoggettabile all'incontro della domanda e dell'offerta. Le sue caratteristiche di insostituibilità all'interno dei meccanismi che presiedono lo svolgimento della vita ne fanno un elemento assolutamente inimitabile nel panorama delle risorse fornite dalla natura ai sistemi antropici. Come già detto, se è difficilmente immaginabile una società che ripartisce l'acqua sulla base di semplici meccanismi economici, è ugualmente fuorviante continuare ad intendere le politiche dell'acqua e per l'acqua come coincidenti con le politiche per le infrastrutture idriche. Tale visione sarebbe inevitabilmente accompagnata dal ritorno alla percezione della risorsa idrica come illimitata e disponibile a prescindere. In una situazione di questo tipo a fare le spese di una gestione evidentemente insostenibile sarebbe proprio l'ambiente.

La sostenibilità della gestione dell'acqua deve fare i conti sia con la limitatezza delle disponibilità che con le caratteristiche e i molteplici utilizzi della risorsa idrica,

avendo come limiti vincolanti il flusso di acqua rinnovabile disponibile in una determinata area e la qualità della risorsa restituita all'ambiente. La natura stessa della risorsa idrica rende impensabile un suo totale affidamento al mercato, ma il ricorso alla razionalità dei meccanismi economici, soprattutto per quel che riguarda gli impieghi idrici maggiormente elastici rispetto al costo della risorsa, sarebbe senz'altro utile a promuoverne un utilizzo efficiente e sostenibile e a garantire il flusso di investimenti necessari al mantenimento della qualità della risorsa e a contenerne i consumi entro i quantitativi annualmente rigenerati dal ciclo idrologico.

La maggior attenzione al tema della gestione sostenibile della domanda idrica ha fatto sì che venisse proposta una classificazione degli usi dell'acqua in tre grandi categorie a cui far corrispondere un ordine di priorità nella soddisfazione di tali componenti di domanda progressivamente decrescente:

1. Acqua per la vita, corrispondente a quella porzione della domanda idrica necessaria alla vita a partire da quella umana. L'allocazione della risorsa idrica a questo fine deve essere ritenuta prioritaria rispetto a tutti gli altri usi potenziali;
2. Acqua per l'interesse generale, corrispondente alla frazione della domanda idrica necessaria a garantire la salute pubblica e la coesione sociale. A questa porzione di domanda idrica corrisponde un secondo livello di priorità;
3. Acqua per la crescita economica: corrispondente alla frazione di domanda necessaria al soddisfacimento delle esigenze di legittimo sviluppo economico da parte dell'interesse privato. A questa quota di domanda deve essere riconosciuto un terzo livello di priorità. Questa tipologia di impiego idrico sembra essere la più adatta all'introduzione di criteri di razionalità economica.

Per arrivare ad una gestione sostenibile della risorsa idrica finalizzata alla soddisfazione del fabbisogno attuale senza la compromissione di quello futuro (AEA, 2000), occorre fare i conti con la incipiente scarsità dell'acqua e con i riflessi che tale scarsità produce, almeno potenzialmente, sul valore economico della stessa

risorsa, non trascurandone però le caratteristiche di bisogno fondamentale e universalistico.

Il passaggio fondamentale per raggiungere una gestione in grado di rispondere positivamente a questa dicotomia apparentemente insuperabile è spostarsi dal concetto di dominio della risorsa insito nello strutturalismo idraulico (Massarutto, 2006) al governo responsabile della risorsa idrica. Le convenzioni internazionali individuano tre aspetti fondamentali su cui fondare la sostenibilità della gestione dell'acqua:

1. la sostenibilità sociale, che considera l'acqua ed i servizi idrici come beni essenziali di cui va garantita l'accessibilità in condizioni eque e democraticamente accettate;
2. la sostenibilità economico-finanziaria, che considera l'acqua come risorsa scarsa e portatrice di valore economico e quindi da gestire in modo efficiente. Il servizio idrico rappresenta un servizio primario garantito dalla presenza di infrastrutture complesse di cui va assicurato il mantenimento nel tempo;
3. la sostenibilità ecologica, che considera l'acqua come capitale naturale in grado di assolvere funzioni ambientali imprescindibili.

Di seguito passeremo in rassegna le tre dimensioni insite nella sostenibilità della gestione dell'acqua.

2.2.2 La sostenibilità sociale della gestione dell'acqua

La natura dell'acqua, da cui dipendono molti processi vitali determina, nella ricerca pur importante dei principi di efficienza, la prevalenza di alcuni vincoli connessi alla sostenibilità sociale. In particolare tali vincoli appartengono a due principali classi di obiettivi:

- ✓ le modalità di accesso alla risorsa devono essere democraticamente legittimate e fondate, ispirate a criteri di solidarietà fra diversi settori di impiego e tra le diverse comunità territoriali (Solanes e Gonzalez-Villareal,

1993 in Massarutto, 2003a). Tale esigenza di legittimazione democratica si è inizialmente concretizzata nella pianificazione pubblica “a cascata” e più recentemente nell’introduzione di forme di partecipazione “dal basso” nei modelli di governo della risorsa idrica, nella logica di Agenda 21 e della direttiva quadro sulle acque.

- ✓ La soddisfazione della domanda di acqua, almeno entro certi limiti, dovrebbe essere garantita a tutti, a condizioni che la rendano accessibile a tutti a prescindere dalla collocazione sociale o geografica. In questo senso, i servizi idrici essenziali dovrebbero far parte di quell’insieme di “dotazioni di base” e di “funzionalità” che definiscono i diritti fondamentali dell’individuo, da garantire a prescindere dall’efficienza economica dell’erogazione degli stessi (Tobin, 1970; Sen, 1982 in Massarutto 2003a).

La gestione della risorsa pone con forza la questione del confine fra l’acqua da intendersi come diritto “inalienabile” e acqua come risorsa da destinare ad usi la cui soddisfazione necessita il ricorso a valutazioni di tipo costi-benefici. Tale distinzione non potrà essere stabilita in modo immutabile, ma sarà soggetta a evoluzioni dinamiche legate alle circostanze storiche, geografiche e sociali.

Stando nel campo degli usi civili, pur evidenziando la presenza all’interno di tale categoria di utilizzo dell’acqua la presenza di alcuni usi non meritori come legati all’approvvigionamento di piscine private e alla coltivazione dei giardini, la questione va riferita essenzialmente al potere di acquisto degli utilizzatori, assumendo che l’accesso a un certo quantitativo di acqua sia da considerare un diritto non negoziabile. In questo ambito politiche tariffarie volte al contenimento della domanda, validi in altri ambiti, sono scarsamente utilizzabili.

E’ necessario dunque trovare un equilibrio fra necessità etiche di matrice opposta che impongono, da un lato, la soddisfazione della domanda di acqua e, dall’altro, la deterrenza nei confronti di modelli insediativi e produttivi dissipativi nel consumo di acqua.

Alcuni autori per affrontare il problema del rapporto fra costi dei servizi idrici e reddito disponibile hanno indicato come critica la soglia dell’1% del reddito

familiare annuo (Kallis e Coccossis, 2001 in Massarutto, 2003a) riportando esempi tratti dalla numerosa casistica in cui tale soglia viene abbondantemente superata. In Europa ci sono studi (Barraqué, 1995 in Massarutto, 2003a) che evidenziano come l'aspetto più critico sembra essere quello dell'investimento in fognature, prevedendo la necessità di meccanismi finanziari integrativi che impediscano dinamiche di crescita. Altri studi mostrano come la tariffazione ispirata al *Full Cost Recovery* esponga particolarmente i consumatori più deboli, sostenendo nel contempo la realizzazione di programmi di sostegno a difesa di questi ultimi. (Oecd, 1999; Jones, 2000 in Massarutto, 2003a).

Le valutazioni da fare divengono maggiormente complesse quando ci si riferisce agli altri usi dell'acqua, in particolare a quello agricolo, in riferimento ai grandi quantitativi necessari all'irrigazione, e a quello industriale. La complessità riguarda soprattutto le aree svantaggiate, che difficilmente potrebbero accollarsi il costo "pieno" di questi servizi se non a carico di gravi perdite di competitività. Un certo grado di pubblicizzazione dei costi dei servizi idrici in queste aree può essere politicamente e socialmente auspicabile, anche se tale pratica, come dimostrato dai risultati di alcuni studi (Massarutto, 2003d), configura l'esistenza di fatto di incentivi distorsivi che favoriscono le attività maggiormente idroesigenti senza permettere la riallocazione della risorsa sulle attività a maggior valore aggiunto. Il calo di competitività legato alla copertura totale dei costi a carico degli utilizzatori dell'acqua può infatti essere recuperato con incentivi di altra natura legati ad altri obiettivi sociali maggiormente desiderabili, anche se non va omissso come un certo grado di indipendenza alimentare può di per sé essere considerato virtuoso e sostenibile.

Un ulteriore obiettivo sociale cui viene attribuito valore nei documenti internazionali è quello del *governo* locale e delle connesse responsabilità economiche. Ogni bacino omogeneo dovrebbe tendere al recupero totale dei propri costi, per evitare di gravare su altri e per poter meglio controllare l'efficienza del sistema.

L'applicazione di tale principio applicato rigidamente, in considerazione della grande disparità nelle condizioni di accesso, potrebbe d'altro canto portare a squilibri rilevanti fra i vari bacini, entrando in collisione con principi di equità generalmente

condivisi. La scala affermata nel tempo per contemperare uso efficiente e solidarietà è quella nazionale, ricorrendo, a seconda del contesto, a trasferimenti fisici di risorsa idrica, oppure a trasferimenti di flussi finanziari fra una regione e l'altra. In ogni caso, tali brevi considerazioni sono sufficienti a dimostrare l'esistenza di un criterio guida che dovrebbe essere posto a fondamento di qualsiasi gestione idrica socialmente orientata. Si tratta cioè di garantire equilibrio fra l'applicazione rigorosa del principio "chi usa paga" e l'equità a livello territoriale, definito avendo ben presenti la delicatezza e l'importanza delle questioni collegate all'impiego dell'acqua.

2.2.3 La sostenibilità economica della gestione dell'acqua

La dimensione economica della gestione dell'acqua è intimamente connessa con le questioni introdotte in precedenza, ovvero con l'equilibrio della domanda e dell'offerta idrica.

In passato il valore economico dell'acqua era pressoché inesistente perché questa, al pari di altri beni naturali, era considerata disponibile a prescindere e quindi priva di qualsiasi valore intrinseco legato alla sua limitatezza.

In tempi piuttosto recenti si è iniziato a percepire l'acqua come un bene scarso e quindi suscettibile di interesse da parte della disciplina economica.

Gestire economicamente l'acqua ha per anni significato garantire la copertura finanziaria dei costi connessi al servizio idrico, generati dalla realizzazione di infrastrutture utili a rendere disponibili i quantitativi necessari nei tempi e nei modi individuati e all'esercizio delle stesse infrastrutture. Il valore dell'acqua è in questo caso pari alla somma delle singole componenti di costo. Tale attribuzione non considera però l'acqua come risorsa ecologica in grado di svolgere funzioni ambientali ben oltre la limitata gamma degli utilizzi antropici. Ogni tipo di impiego implica la rinuncia ad altre potenziali domande o alla fruizione di servizi ambientali da parte di altri soggetti. Da ciò discende che nelle componenti di costo vada considerato anche il "costo opportunità", legato alla compensazione di coloro cui è

sottratta la possibilità di disporre della risorsa idrica sia come input che come fattore di produzione di servizi ambientali. Una più estesa imputazione dei costi è la preconditione per un'allocazione efficiente della risorsa idrica, allo scopo di massimizzarne il benessere sociale in senso paretiano.

Un altro ambito di interesse economico e finanziario nella gestione dell'acqua riguarda la necessità di mantenere nel tempo il valore del capitale artificiale necessario a rendere disponibile la quantità d'acqua necessaria nei tempi e nei luoghi voluti. L'investimento in infrastrutture serve a rendere disponibili quantitativi d'acqua sufficienti alla soddisfazione dei bisogni umani nei tempi e nei modi diversi da quelli che sarebbero possibili senza l'intervento umano. In un'ottica economico-ambientale neoclassica occorre che il capitale idrico, inteso come somma delle risorse idriche naturali e delle infrastrutture fisiche, rimanga costante per assicurare la medesima utilità alle future generazioni e di conseguenza la sostenibilità economica intergenerazionale. Più precisamente a dover essere mantenuti costanti sono gli stock di risorse idriche utilizzabili e di funzioni ambientali ad esse collegate. L'artificializzazione, ovvero il trade-off risorse naturali/infrastrutture, deve avvenire in condizioni tali da evitare il deprezzamento nel tempo degli investimenti e attribuzioni dei costi fissi che scarichino sul futuro benefici di cui gode la generazione attuale. Un indicatore utile a tale scopo è il grado di copertura dei costi che dovrebbero essere totalmente a carico di coloro che usufruiscono dei benefici derivanti dall'intervento, distribuiti preferibilmente attraverso meccanismi di tariffazione a vantaggio della fiscalità generale (Massarutto, 2003b).

Un'ultima considerazione in merito alla sostenibilità economica riguarda il grado di artificializzazione del sistema. Seppur necessario e inevitabile, il ricorso all'infrastrutturazione deve essere mantenuto al minimo possibile. Infatti, a parità di risorsa disponibile e funzioni ambientali svolte, sistemi idrici con un maggior grado di naturalità sono da considerarsi più sostenibili (Massarutto, 2002) perché mantengono intatto in capo alle generazioni future il "valore di opzione" relativo alle opere che potranno essere realizzate successivamente.

2.2.4 La sostenibilità ambientale della gestione dell'acqua

L'acqua rappresenta, in modo ormai generalmente condiviso a fronte delle numerose evidenze scientifiche, una componente del capitale naturale. La sua presenza in ogni funzione vitale, il suo impiego come fattore di produzione nell'agricoltura e nell'industria, il suo ruolo fondamentale per la stabilità di ogni ecosistema, e non ultima la sua ampia valenza culturale e simbolica la rendono un bene insostituibile il cui uso deve essere ispirato ai concetti della sostenibilità forte. Da ciò discende che la risorsa idrica dovrebbe quindi essere sfruttata senza intaccarne la disponibilità futura. Occorrerebbe introdurre misure quantitative e qualitative dello stock connesse all'esistenza di uno stock minimo da preservare definito in modo scientificamente fondato (Turner e Dubourg, 1993 in Massarutto, 2003a).

Il deflusso idrico continuo tra atmosfera e superficie terrestre rende la disponibilità di risorse idriche variabile nel tempo, però l'esistenza di serbatoi naturali permette la definizione di quantitativi annualmente rinnovabili entro i quali contenere i consumi medi. La complessità del ciclo dell'acqua è tale da contrapporre fenomeni reversibili di inquinamento e utilizzo alla scala dei tempi su cui tale reversibilità si compie. L'inquinamento della falda può infatti regredire su tempi lunghi e la variabilità dello sfruttamento dei corsi d'acqua particolarmente concentrata in determinati periodi dell'anno può nuocere definitivamente alla biodiversità degli ecosistemi connessi. Ciò dimostra l'utilità di indicatori quantitativi e qualitativi finalizzati all'individuazione delle principali criticità ambientali. Dato il grado di trasformazione dell'ambiente nel contesto di una società sviluppata il problema della sostenibilità ambientale nell'utilizzo dell'acqua non sta tanto nel mantenimento di un illusorio stato di natura ma piuttosto nel garantire la riproducibilità delle funzioni ecologiche fondamentali.

A tale filosofia di conservazione si ispirano il concetto di "deflusso minimo vitale", utile all'individuazione di portate idriche non negoziabili ed escluse a prescindere dalla sottrazione all'ambiente (Fontana e Massarutto, 1995), così come la logica delle "concentrazioni massime ammissibili", che richiedono una verifica della conformità dell'acqua alle diverse destinazioni possibili.

2.3 La gestione delle acque

2.3.1 La direttiva quadro 2000/60

Dopo aver effettuato una rassegna relativa agli utilizzi dell'acqua e agli obiettivi cui una gestione sostenibile della stessa risorsa dovrebbe tendere, si descrivono alcuni elementi utili a introdurre il tema del governo dell'acqua nella chiave di sostenibilità complessiva che più rileva ai fini degli obiettivi del presente lavoro.

Il 23 ottobre del 2000 il parlamento europeo ha approvato una direttiva che delimita l'ambito dell'azione comunitaria nel settore delle acque la cui filosofia di fondo appare coerente con le questioni introdotte al paragrafo precedente. Tale direttiva si inserisce a pieno titolo nelle politiche ambientali varate dall'Unione Europea che cercano l'integrazione tra le misure a protezione dell'ambiente e le altre politiche settoriali.

La politica ambientale europea è ispirata ad alcuni principi-cardine come la precauzione, l'azione preventiva, la riduzione del danno “alla fonte” e la logica del “chi inquina paga” ampiamente riscontrabili all'interno della direttiva acque.

L'obiettivo di fondo della direttiva consiste nel garantire, entro il 1° gennaio 2016, il “buono stato ecologico delle acque” (Massarutto, 2008), intendendo con tale termine le acque superficiali, costiere, sotterranee e di transizione. L'obiettivo fondamentale deve essere raggiunto attraverso il combinato disposto di misure in grado di agire direttamente sulla qualità della risorsa idrica e il varo di una politica di controllo della domanda.

La direttiva, che a sette anni dalla propria approvazione abroga tutte le disposizioni comunitarie preesistenti in materia di acqua, impegna gli stati membri a individuare i singoli distretti idrografici che rappresentano la scala fondamentale per l'attuazione dei principi e degli obiettivi individuati. Gli stati membri devono inoltre individuare un'autorità nazionale competente per l'applicazione delle norme previste dalla direttiva all'interno di ciascun distretto. Per ciascun distretto deve essere redatto,

entro nove anni dall'approvazione della direttiva 2000/60, un piano di gestione del distretto che deve contenere i seguenti elementi:

- ✓ La descrizione generale delle caratteristiche del distretto idrografico;
- ✓ La sintesi delle pressioni e degli impatti significativi esercitati dalle attività umane
- ✓ sullo stato delle acque superficiali e sotterranee;
- ✓ La specificazione e rappresentazione cartografica delle aree protette;
- ✓ La mappa delle reti di monitoraggio istituite dalla direttiva e la rappresentazione cartografica dei risultati dei programmi di monitoraggio;
- ✓ L'elenco degli obiettivi ambientali fissati secondo quanto previsto dalla normativa per acque superficiali, acque sotterranee e aree protette;
- ✓ La sintesi dell'analisi economica sull'utilizzo idrico prescritta dalla direttiva;
- ✓ La sintesi del programma o programmi di misure adottate compresi i conseguenti modi in cui realizzare gli obiettivi ambientali;
- ✓ Il repertorio di eventuali programmi o piani di gestione più dettagliati adottati per il distretto idrografico e relativi a determinati sottobacini, settori, tematiche o tipi di acque, corredato di una sintesi del contenuto di ogni programma o piano;
- ✓ La sintesi delle misure adottate in materia di informazione e consultazione pubblica, con relativi risultati e eventuali conseguenti modifiche del piano;
- ✓ L'elenco delle autorità competenti in base a quanto previsto dalla normativa.

L'elenco degli adempimenti contenuti nel piano di distretto evidenzia come il buono stato ecologico dei corpi idrici e lo stato incontaminato delle acque sotterranee rappresentino obiettivi ai quali tutti gli usi devono uniformarsi. Tale necessità permette anche il ricorso a politiche differenziate in funzione della specificità delle situazioni con limitazioni diverse a seconda dell'intensità dell'inquinamento e di altri

fattori di pressione. Gli stessi obiettivi permettono anche azioni dal lato della domanda idrica ispirate a garantire corrispondenza fra benefici e costi del servizio idrico e azioni volte ad evitare usi dissipativi dell' acqua.

La direttiva quadro sulle acque ribalta la logica di fondo delle politiche idriche. Prima della sua approvazione, pur in un quadro europeo estremamente variegato e dinamico, la soddisfazione dei fabbisogni umani era la variabile indipendente del sistema mentre oggi l'obiettivo imprescindibile è il buono stato ecologico dei corpi idrici.

Secondo la direttiva l'unico mezzo per ricondurre entro i confini della sostenibilità l'utilizzo dell'acqua è la realizzazione di una gestione integrata che faccia i conti con l'interdipendenza delle varie componenti della domanda idrica, con la necessità di reperire le risorse necessarie a garantire a lungo termine risorsa naturale sottoposta ad enormi e crescenti pressioni antropiche dei cui effetti occorre tenere conto e con le conseguenti implicazioni economiche. La direttiva, in modo radicalmente innovativo, individua come strumento fondamentale per il raggiungimento degli obiettivi, la partecipazione dei cittadini al governo e alla pianificazione delle politiche di accesso alla risorsa idrica.

2.3.2 Il governo dell'acqua in Italia

Proprio la natura stessa dell'acqua e la sua importanza nelle funzioni fondamentali della vita ha fatto sì che progressivamente in molte organizzazioni sociali la risorsa idrica fosse resa indisponibile alla libera appropriazione, così da impedire l'estremo verificarsi di quell'insieme di condizioni conosciute nella scienza economica come "tragedia dei beni comuni". Nei secoli passati l'uso dell'acqua era disciplinato da antiche consuetudini mentre la nascita dello stato moderno ha fatto sì che tali consuetudini fossero nel tempo sostituite da normative di fonte statale.

La potestà pubblica sulla risorsa è quindi, di norma, un fatto acquisito mentre in continua evoluzione sono le i criteri e le regole per l'esercizio di tali poteri.

Tali criteri in passato erano pressoché inesistenti e sostituiti da una logica discrezionale e produttivistica orientata alla realizzazione di opere e infrastrutture . Tale visione oltre a essere coerente con l'esigenze di crescita di un paese come l'Italia del secondo dopoguerra discendeva da una logica di soddisfazione della domanda "ad ogni costo". Questo approccio, sicuramente legittimo e giustificato nel caso l'acqua venga utilizzata per fini civili, appare meno ovvio qualora la risorsa idrica serva a raggiungere aspirazioni di profitto. Tali impieghi a scopi economici devono essere comunque sottoposti al vaglio di elementari valutazione costi-ricavi che tengano conto anche delle disponibilità reali di acqua e dei costi connessi all'impiego di quantitativi non facilmente disponibili (Massarutto, 2008). Nel tempo il potere pubblico ha preso consapevolezza dell'importanza ecologica, ambientale e paesaggistica della risorsa idrica introducendo criteri di priorità sul versante degli usi e alcuni vincoli dal lato del prelievo. Tale accresciuta sensibilità ha fatto sì che si affermasse il principio della dimensione territoriale appropriata per una corretta gestione delle acque. Tale dimensione si è fatta coincidere con il bacino idrografico inteso come area in cui tutte le acque convergono verso un'unica foce, fatte salve le ovvie difficoltà amministrative e politiche legate all'esistenza di bacini idrografici estesi a più territori limitrofi. Il potere pubblico ha anche limitato nel tempo la propria tendenza a costituirsi come unico decisore in materia di politiche idriche aprendo, sia pure con intensità molto variabile a seconda dei casi, alla partecipazione dei cittadini.

Tali tendenze generali sono ravvisabili in Italia piuttosto chiaramente, sia pure con alcune specificità. Da oltre un secolo tutte le acque sono pubbliche e lo Stato ne disciplina l'uso nell'interesse generale. Le specificità del caso italiano consistono infatti in una produzione normativa prima assente, poi frammentaria, settoriale e in alcuni casi ridondante.

Dal punto di vista generale nella normativa nazionale collegata alla risorsa idrica ha pesato il dualismo fra gli aspetti di difesa del suolo e di qualità e di disponibilità della stessa risorsa. Nonostante i numerosi nodi irrisolti, la legislazione italiana affermatasi nel tempo anticipava i temi introdotti dalla direttiva quadro 2000/60 avendo già individuato come capisaldi per una buona gestione la scala del bacino e la

interdipendenza delle diverse componenti della domanda. Senza entrare nel dettaglio di seguito vengono ricordate alcune norme-chiave che hanno contribuito alla modernizzazione della gestione e del governo dell'acqua a livello nazionale. La prima legge che disciplina in Italia l'impiego della risorsa idrica per usi civili nei suoi fondamentali aspetti di prelievo, utilizzo e riconsegna all'ambiente, è tuttora la legge 36/1994, meglio nota come "legge Galli".

Tale dispositivo stabilisce inoltre per la prima volta nel panorama nazionale il regime pubblicistico di tutte le acque definendone inoltre la necessità prioritaria di tutela dell'acqua. L'acqua, in conseguenza di questo particolare regime giuridico, non è liberamente appropriabile dietro la corresponsione di una contropartita economica ma può essere sfruttata attraverso il ricorso a concessioni pubbliche la cui durata è definita nel tempo.

Per quanto riguarda invece la qualità delle acque è opportuno citare la nota "legge Merli" del 1976 che ha introdotto, sia pure in modo graduale, una disciplina nel settore degli scarichi.

Un'altra normativa di importanza storica nella regolamentazione del settore idrico è la legge 431/85, più conosciuta come "legge Galasso" che, ben prima della "legge Galli", ha individuato nel bacino idrografico la scala ottimale per la gestione integrata delle risorse idriche. A livello di competenze istituzionali, dalla metà degli anni '90 lo stato centrale ha mantenuto le competenze generali di attuazione delle normative comunitarie delegando, secondo quanto previsto da leggi costituzionali, le competenze specifiche in materia di politica idrica alle regioni e attribuendo la titolarità dei servizi idrici ai comuni. Un ruolo fondamentale è stato svolto nel tempo dalle autorità di bacino, al cui interno sono rappresentati lo stato e tutte le regioni interessate, attraverso la redazione del piano, a cui si devono uniformare tutti i piani di settore, a partire da quello di approvvigionamento idrico. L'Autorità Ottimale d'Ambito (ATO), istituita dalla legge 36/1994, è il regolatore pubblico, costituito come associazione obbligatoria degli enti locali titolari dei servizi, posto a presidio del ciclo idrico integrato con compiti di controllo dei gestori e di fissazione delle tariffe idriche. Lo scenario Italiano, pur partendo da posizioni di vantaggio organizzativo rispetto ai temi introdotti dalla successiva direttiva quadro europea, da

sempre afflitto da alcune criticità storiche, appare dopo l'approvazione del testo unico ambientale D. Lgs. 152/2006 ulteriormente confuso. Il testo unico ambientale non si è infatti limitato a recepire la direttiva 2000/60 ma ha riscritto tutta la normativa ambientale generando pericolosi vuoti normativi e di competenza nel settore delle acque, successivamente corretti in modo temporaneo. Pur in presenza di un quadro normativo confuso e incompiuto il ruolo del decisore pubblico in Italia sembra limitarsi alla regolazione come succedaneo, almeno parziale, di meccanismi economici difficilmente applicabili nel settore idrico. La normativa stabilisce i criteri generali da osservare nel soddisfacimento della domanda idrica, con riferimenti espliciti allo strumento del bilancio idrico che, a livello di bacino idrografico, costituisce lo strumento principale per le decisioni di politica dell'acqua.

2.3.3 L'Emilia-Romagna tra Piano di tutela delle acque e piani dei distretti idrografici

La Regione Emilia-Romagna esercita la propria funzione normativa in materia di regolazione della risorsa idrica in accordo con gli Enti Locali. A tale fine, nel 2005, è stato approvato il Piano di Tutela delle acque.

Il Piano di Tutela delle Acque (PTA) è stato realizzato e approvato dalla Regione Emilia Romagna al fine di raggiungere gli obiettivi di qualità ambientale nelle acque interne e costiere della Regione, e a garantire un approvvigionamento idrico sostenibile nel lungo periodo.

Tale piano trova la propria legittimazione nel D. Lgs. 152/99 e nella Direttiva europea 2000/60 (Direttiva Quadro sulle Acque) ed è stato inquadrato come strumento di pianificazione previsto dalla legge regionale 20/2000 e come tale approvato in seguito ad un percorso consultivo articolato in diverse fasi successive. Il Piano di Tutela delle acque è stato approvato definitivamente dall'assemblea legislativa regionale il 21 dicembre 2005. In estrema sintesi il piano di tutela delle acque contiene:

- Il quadro conoscitivo, che contiene l'analisi dello stato dei corpi idrici e delle relative pressioni alle quali sono sottoposti;
- Gli obiettivi di qualità che devono essere raggiunti entro il 31 dicembre 2016;
- I programmi di misure necessarie al raggiungimento degli obiettivi di qualità dei corpi idrici;
- Analisi economica dei costi necessari per conseguire gli obiettivi;
- Programma di verifica dell'efficacia del PTA per accertare la validità dei modelli interpretativi impiegati, convalidare gli obiettivi di pianificazione e quantificare gli effetti previsti nel piano.

L'attuazione delle azioni previste nel piano avviene attraverso l'applicazione delle disposizioni vigenti in materia di acque e attraverso la realizzazione delle opere previste in conseguenza delle strategie individuate nel piano per le quali devono essere considerati, in appositi strumenti regionali, i relativi finanziamenti.

Nel piano di tutela delle acque della Regione Emilia-Romagna sono previsti degli obiettivi generali finalizzati al risparmio idrico. Tali obiettivi sono riconducibili a tre ambiti di intervento:

- ✓ Il contenimento dei consumi all'utenza che a partire dai circa 250 l/residente del 2005 dovrebbero raggiungere i 220 l/residente del 2016;
- ✓ Il miglioramento dell'efficienza delle reti di adduzione e distribuzione, con un passaggio dell'efficienza dal 74% del 2005 all'82% del 2016 con valori differenziati fra i vari territori ma comunque non inferiori al 80%. Inoltre a livello delle aree montano-collinari si prevede un aumento del grado di interconnessione fra i sistemi acquedottistici e della capacità di accumulo dei serbatoi di compenso. Inoltre è prevista, nelle provincie di Parma, Piacenza, Reggio Emilia e Modena, una maggiore utilizzazione di acque superficiali al fine di ridurre l'emungimento da falda.

- ✓ La riduzione del prelievo destinato ai vari usi produttivi, con particolare riferimento alla quota di esso emunto da falda che rappresenta oltre il 90% del totale. I maggiori risparmi sono previsti nel settore industriale relativi alle fasi di lavaggio e raffreddamento. Si prevede di passare dal prelievo di 232 milioni di m³ del 2005 a 162 milioni di m³ nel 2016.

Lo strumento principale per il conseguimento di questi obiettivi è rappresentato dal Piano di Conservazione della Risorsa, che dovrà essere elaborato a cura degli ATO sulla base d'indirizzi fissati dalla Regione, in cui saranno indicati obiettivi, strategie, strumenti, misure e risorse per una corretta gestione del ciclo idrico integrato a livello di ATO, potendo parzialmente interessare, in relazione alla frazione di forniture attuali e previste e agli scarichi produttivi trattati dai depuratori civili, anche il settore industriale.

Il piano di tutela delle acque, a seguito delle modifiche normative, introdotte dal testo unico dell'ambiente (D. Lgs. 152/2009) e dalle disposizioni successive (D. Lgs. 30/2009 e L. 13/2009), che accelerano il processo di entrata in vigore dei Piani di gestione dei distretti idrografici approvati dai distretti in cui è stato ripartito il territorio nazionale, appare parzialmente superato nonostante le competenze normative rimangano in capo all'istituzione regionale. La legge 13/2009 affida il coordinamento di tali piani di gestione alle Autorità di bacino nazionali interne al distretto e, solo in caso di assenza, alle regioni sul cui territorio insiste il distretto.

Il territorio dell'Emilia-Romagna risulta insistere su tre diversi distretti:

1. Distretto padano, cui afferiscono le provincie di Piacenza, Parma, Reggio Emilia, Modena e Ferrara, in cui il coordinamento del relativo piano di gestione è affidato all'autorità del fiume Po;
2. Distretto dell'Appennino settentrionale cui afferiscono i territori delle provincie di Bologna, Ravenna, Forlì-Cesena e Rimini, in cui il coordinamento del relativo piano di gestione è affidato all'autorità dell'Arno;
3. Distretto dell'Appennino centrale cui afferisce una piccola porzione della provincia di Forlì-Cesena cui appartengono le sorgenti del Tevere, in cui il

coordinamento del relativo piano di gestione è affidato all'autorità del fiume Tevere;

Il piano di gestione deve comprendere una serie di contenuti previsti dalla direttiva quadro e dal testo unico ambientale tra cui le caratteristiche e le pressioni del distretto, le aree protette, il monitoraggio, gli obiettivi e le conseguenti misure ambientali, l'analisi economica per raggiungere gli obiettivi individuati e le modalità di partecipazione pubblica.

La Regione Emilia-Romagna nel 2009 ha contribuito alla redazione dei Piani di Gestione collaborando attivamente alle fasi di elaborazione, sviluppando e partecipando al Comitato Istituzionale in sede di adozione dei Piani, secondo quanto previsto dalla normativa nazionale. Tali piani sono stati adottati dai Comitati Istituzionali delle autorità di Bacino il 24 febbraio 2010 e verranno successivamente approvati, al termine del percorso consultivo, con apposito Decreto del Presidente del Consiglio dei Ministri.

Da questa sommaria trattazione emerge l'evidente sovrapposizione tra lo strumento regionale del piano di tutela delle acque e il Piano di Gestione dei distretti a cui non fa riscontro, nella legislazione normativa, la necessaria chiarezza in merito al rapporto esistente fra le due pianificazioni. Tale sovrapposizione può essere, nel confuso panorama nazionale, causa di ulteriori e inedite inefficienze nel raggiungimento degli stessi obiettivi quali-quantitativi espressamente posti a fondamento delle disposizioni di settore. A fianco di questi notevoli mutamenti normativi nel 2008 la Regione Emilia-Romagna con un'apposita legge di riordino istituzionale (L.R. 10/2008) ha abolito l'organizzazione provinciale delle Autorità d'Ambito per trasformarle in convenzioni obbligatorie di enti locali delegando parte delle competenze in materia di regolazione economica del servizio idrico ad un apposito comitato di indirizzo regionale. I controlli sui servizi idrici e sulle relative gestioni sono, a livello regionale, esercitati dalle Aziende USL, dall'Agenzia Regionale per la Prevenzione e l'Ambiente (Arpa) e dall'Autorità Regionale per la vigilanza sui Servizi Idrici e di Gestione dei Rifiuti Urbani.

2.4 Per una definizione di acque da tavola

Prima di approfondire oltre i temi trattati nella parte che segue, si ritiene utile una distinzione preliminare per definire con maggiore precisione a cosa ci si riferisca quando si considerino le acque destinate al soddisfacimento della sete. Nel proseguo si parlerà di “acqua da tavola” o in modo analogo di “acqua alimentare”.

L'utilità di tale specificazione è dovuta alla constatazione che tale tipologia idrica non ha oggi un riscontro ufficiale nella letteratura esistente:

Le classificazioni oggi riscontrabili parlano infatti di:

- ✓ Acque destinate al consumo umano, intendendo con tale definizione principalmente le acque distribuite tramite pubblici acquedotti, attraverso cisterne, bottiglie e altri contenitori. Sono le acque comunemente definite “potabili”. Esse devono rispettare i requisiti indicati dal D.L. 2001 n. 31, entrato in vigore il 25 dicembre 2003;
- ✓ Acque minerali naturali usate, soprattutto in passato, come acqua con caratteristiche curative. In anni recenti l'uso di queste acque è divenuto principalmente quello di acque da tavola, in sostituzione delle acque di acquedotto. Queste acque possono avere proprietà favorevoli alla salute, ma questa non è una caratteristica necessaria alla definizione delle acque minerali in quanto nell'articolo 1 del D. lgs. 25 gennaio 1992 n. 105 (con le modifiche riportate dal D. Lgs. n. 339/99), è espressamente riportato “...caratteristiche igieniche particolari e, eventualmente, proprietà favorevoli alla salute”.
- ✓ Acque minerali di impiego termale; la normativa più recente (Legge 24 ottobre 2000, n. 323, *Riordino del settore termale*) le definisce come: “*Le acque minerali naturali, di cui al regio decreto 28 settembre 1919 n. 1924, e successive modificazioni, utilizzate a fini terapeutici*”.
- ✓ Acque di sorgente; sono le acque previste dal *Decreto lgs. 4 agosto 1999 n. 339: Disciplina delle acque di sorgente*. Dal punto di vista legislativo le acque di sorgente occupano una posizione intermedia tra le acque destinate al consumo umano e le minerali naturali; i principali aspetti che le

caratterizzano sono l'origine in tutto analoga a quella delle acque minerali e la tipologia dei controlli che le accomuna alle acque destinate al consumo umano.

Al di fuori delle rappresentazioni ufficiali è però riscontrabile in letteratura (Mantelli, 2006) l'utilizzo del termine "acque destinate al consumo umano" a ricomprendere dal punto di vista funzionale tutte le categorie precedentemente illustrate che sono invece espressamente previste nella normativa vigente.

In modo analogo a quanto fatto nel caso delle acque destinate al consumo umano possiamo identificare le acque da tavola sulla base del semplice bisogno soddisfatto dal loro utilizzo finale. Tale bisogno è appunto quello di idratazione del corpo umano. Sono da considerare acque alimentari o da tavola le acque che, almeno potenzialmente, soddisfano la sete del corpo umano, escludendo dal computo le acque che hanno qualità terapeutiche e curative, e che quindi solo in via straordinaria, o comunque non sistematica, possono essere bevute. Fanno quindi parte di questo insieme classificatorio le acque minerali naturali, le acque di sorgente e quella frazione di acque potabili che vengono effettivamente utilizzate per bere.

Il prosieguo del presente lavoro è esattamente incentrato su tale tipologia di acque che è da anni al centro di una rinnovata attenzione da parte dei consumatori sempre più interessanti a comprendere le differenze che esistono fra le varie tipologie di acque da tavola presenti sul mercato. Più esattamente si approfondiranno gli aspetti inerenti alla sostenibilità della produzione e del consumo delle acque da tavola avendo cura di considerarne, entro certi limiti, le implicazioni nei vari ambiti sottesi dal concetto stesso di sostenibilità. Le pagine che seguono, unitamente ad una sintetica rassegna dei soggetti e dei settori che producono acque da tavola, affronteranno un aspetto particolarmente importante della dimensione sociale connessa alla produzione e al consumo di acqua da tavola: la qualità e la sicurezza sanitaria della stessa che, trattandosi di acque destinate al soddisfacimento della sete umana, riveste un ruolo assolutamente centrale nelle valutazioni di sostenibilità.

Prima di procedere oltre è bene chiarire un ulteriore concetto preliminare: l'acqua che viene utilizzata per soddisfare la sete non è pura ma contiene sempre al suo

interno un certo quantitativo di sostanze disciolte, alcune benefiche altre invece indesiderabili. Tra queste sostanze alcune sono in grado di conferire odori e sapori particolari. Al momento del consumo l'utente percepisce queste caratteristiche organolettiche alle quali è infatti estremamente sensibile, a prescindere da complesse valutazioni chimico-fisiche che rimangono appannaggio esclusivo degli esperti e degli addetti ai lavori. Tali considerazioni saranno utili nel procedere del lavoro.

2.5 Le acque minerali

2.5.1 Il mercato delle acque minerali

Il settore delle acque minerali ha per molti versi seguito nel suo sviluppo una strada evolutiva simile a quella del settore agro-alimentare. Tale ambito, che ricomprende anche dal punto di vista statistico e classificatorio le aziende che producono acque minerali, si è sviluppato nel nostro Paese a partire dalla fine degli anni '60, grazie all'esodo di massa dalle campagne e all'aumento diffuso del reddito. Tali condizioni hanno posto le basi sociali per lo sviluppo di una moderna industria che negli anni '70, con l'ausilio dell'azione dei mass media, ha portato all'omogeneizzazione dei consumi e a fronte di una domanda di prodotti alimentari in continua crescita si sono realizzate le condizioni per una produzione di massa che ha progressivamente reso il mercato nazionale interessante anche per grandi operatori stranieri.

La trasformazione del settore agro-alimentare prosegue anche nelle decadi 1980-1990 trascinata dal processo di integrazione comunitaria che porta alla formazione di operatori tuttora presenti. Negli ultimi anni, come comprovato dai vari rapporti di settore, l'agro-alimentare si deve confrontare con una condizione di domanda stagnante tipica dei mercati maturi. Le imprese negli anni hanno reagito a questa situazione attuando trasformazioni volte all'aumento del livello di efficienza. Tale stagnazione della domanda sembra non interessare il settore delle acque minerali che nel primo decennio del XXI secolo continua ad accrescere la propria produzione totale. Tale segmento produttivo presenta diverse peculiarità alcune delle quali vengono elencate di seguito:

- ✓ Il costo della materia prima è praticamente nullo;
- ✓ Il prodotto finale può essere considerato un bene pubblico oltre che un servizio;
- ✓ La legislazione, esaminata in precedenza, sotto molti aspetti considera l'acqua come un prodotto minerario. Lo sfruttamento della fonte è oggi reso possibile dal pagamento di un canone all'istituzione regionale.

Secondo le rilevazioni annuali effettuate da Mineracqua, l'associazione imprenditoriale che riunisce le aziende che operano nel settore delle acque minerali e delle bevande analcoliche, in Italia sono attive circa 700 sorgenti, 150 aziende in esercizio, 160 stabilimenti di imbottigliamento presenti sia pure con densità piuttosto variabili, in tutte le regioni italiane. Dal punto di vista occupazionale il settore in esame dà lavoro complessivamente a circa 40.000 persone di cui circa 7.500 dipendenti diretti e i restanti 32.500 dipendenti indiretti impiegati nelle attività dell'indotto. L'occupazione diretta assume un ruolo sociale considerevole, dal momento che le sorgenti e, quindi, gli stabilimenti spesso si trovano in zone non urbanizzate altrimenti destinate a non offrire agli abitanti opportunità di lavoro alternative. Il numero delle fonti per cui è stata rilasciata una concessione di sfruttamento è molto più elevato degli impianti presenti a causa di alcuni stabilimenti mai realizzati e anche di progressivi abbandoni che si sono succeduti nel tempo.

Il mercato delle acque minerali, pur comprendendo anche le acque affinate, aromatizzate e le acque di sorgente introdotte dalla legge in tempi recenti, è largamente dominato dalle acque naturali che occupano da sole il 98% delle acque confezionate (Muraca, 2005). La grande presenza di sorgenti da cui sgorgano acque di profondità dalle caratteristiche elevate ha fatto sì che nel tempo l'Italia divenisse il primo produttore mondiale di acque minerali con una crescita progressiva e costante dall'inizio degli anni '90.

All'elevata produzione corrisponde un altrettanto elevato consumo di acqua minerale: gli italiani con gli oltre 200 l/pro capite/anno sono i primi consumatori mondiali di questa bevanda. Negli ultimi anni, mentre il mercato interno dopo anni di incessante crescita si avviava alla saturazione, la produzione è stata trainata da una

quota crescente di esportazione che si è sviluppata su quasi tutti i mercati internazionali. Negli ultimi dieci anni le esportazioni da trascurabili hanno raggiunto una quota pari a circa il 10% del totale. Nonostante alcune difficoltà negli anni scorsi, l'Italia è il secondo esportatore europeo, secondo solo alla Francia che esporta circa il 20% della propria produzione. La crescita delle esportazioni è spiegata da una serie di fattori, tra cui le elevate potenzialità della ristorazione italiana all'estero, la notorietà dei prodotti nazionali in tutto il mondo e la possibilità per le aziende produttrici di spuntare prezzi di vendita più elevati di quelli realizzati sul mercato interno. A controbilanciare questi fattori di vantaggio competitivo è da registrare come pochi marchi, tra quelli presenti sul mercato, siano attrezzati per affrontare la sfida dei mercati internazionali. Per contro le importazioni sono praticamente trascurabili, limitandosi a poche acque di prestigio internazionale.

Il settore delle acque minerali si è sviluppato in modo imponente negli ultimi decenni. L'analisi storica rappresenta un passaggio fondamentale per comprendere le caratteristiche di questo comparto la cui evoluzione può essere decritta facendo riferimento a differenti periodi storici. La presenza di acque a cui venivano riconosciute virtù curative risale ai tempi dell'Antica Roma e si è mantenuta intatta nei secoli. La prima fase di sviluppo dell'industria idrominerali risale a poco prima dell'inizio del secolo scorso quando ogni regione Italiana vantava stazioni termali di prestigio. A quel tempo le acque venivano bevute in loco e ad ognuna di esse erano attribuite qualità benefiche. I primi tentativi di commercializzazione del prodotto vennero compiuti intorno al 1888 con la costituzione della "Società Civile Concessionaria dell'Acqua Minerale di San Gemini".

Solo a partire dagli anni '60, accanto alle acque medicamentose vendute soprattutto in farmacia, cominciarono ad affermarsi sul mercato acque più commerciali. A quel periodo risale non casualmente l'ingresso sul mercato di due grandi operatori transnazionali: Nestlé e Danone.

Fino agli anni '70 il mercato, per quanto in sviluppo, è rimasto ancorato ad una connotazione medico-terapeutica a costituire una nicchia specialistica del più generale settore del bere analcolico. A livello internazionale la grande industria era troppo assorbita dallo sviluppo delle bibite gassate per lasciarsi attrarre dal mondo

delle acque. L'opinione pubblica era principalmente orientata alla soddisfazione del fabbisogno idrico attraverso il ricorso alla tradizionale acqua di rubinetto.

In questo periodo il valore attribuito dalle acque minerali da parte dei consumatori era prevalentemente di tipo salutistico e l'offerta si limitava a contesti geograficamente limitati essenzialmente locali a causa degli alti costi di trasporto. Esistevano in questo periodo sul suolo nazionale diversi monopoli di fatto ad estensione territoriale determinati dall'esistenza di forti e radicate specificità locali di consumo.

Verso la seconda metà degli anni '70 e la prima metà degli anni '80 il consumatore comincia a rivolgersi all'acqua minerale come ad un vero e proprio prodotto di consumo e il settore comincia a subire un'importante trasformazione produttiva. Un fattore trascinante è rappresentato dalla diffusione della bottiglia in plastica che determina elevati volumi di investimento e, di conseguenza, elevati volumi di produzione (Muraca, 2004) da commercializzare su scala più ampia di quella tradizionalmente locale.

Dal lato della domanda si assiste ad una rinnovata attenzione verso l'acqua minerale, concepita non più come acqua terapeutica ma come un vero e proprio prodotto di consumo sostitutivo dell'acqua di rubinetto non sempre gradevole dal punto di vista del gusto. Tale dinamica è stata fortemente sospinta da una politica di prezzi molto contenuti da parte delle aziende produttrici. Le riduzioni di prezzo fanno infatti diminuire il grado di sostituibilità con prodotti fino a quel momento considerati come concorrenti, tra cui le acque potabili o di sorgente il cui ottenimento era comunque connesso alla sopportazione di oneri individuali.

A cambiamenti nelle politiche di offerta del prodotto sono corrisposti anche mutamenti nei canali distributivi: è diminuita la quota legata al canale della ristorazione ed è aumentata la vendita al dettaglio in parallelo alla crescita della grande distribuzione in grado di ampliare la gamma dei prodotti offerti.

In questa fase assistiamo al boom dei consumi, spinti dagli evidenti vantaggi di servizio e d'immagine rispetto all'acqua di rubinetto. L'acqua minerale infatti può essere più comodamente stoccata e trasportata e ad essa è associata, almeno nella

percezione collettiva, una maggiore sicurezza qualitativa (Ferri, 1999). Il terzo momento storico, a cavallo fra gli anni '80 e '90 è caratterizzato da fenomeni di destrutturazione della domanda all'interno dei quali le imprese cercano di affermare il proprio prodotto sulla base delle specifiche caratteristiche possedute. Tale strategia di differenziazione richiede grossi volumi di investimento nelle attività di marketing determinando di fatto una barriera all'entrata e alla permanenza nel settore. Le mutate condizioni di mercato determinano una spiccata tendenza alla concentrazione industriale che si manifesta attraverso la formazione di grandi gruppi. Si va così definendo la struttura attuale del settore in cui coesistono imprese multinazionali e nazionali di grandi dimensioni presenti sul mercato con più marchi affermati e piccoli produttori indipendenti, che occupano nicchie di mercato, oppure si avvalgono dell'esistenza di monopoli locali "di fatto" che però sono sempre più soggetti alla pressione dei grandi operatori. Si arriva così alla quarta fase di sviluppo che ha inizio quando l'Italia conquista il primato mondiale nella produzione delle acque minerali.

Nonostante il grande numero di marchi presenti sul mercato, il settore delle acque minerali presenta un discreto grado di concentrazione, a causa delle ripetute operazioni di fusione e acquisizione degli ultimi anni. I primi quattro gruppi produttivi assorbono circa il 56,5% del totale mercato a quantità, mentre i primi dieci gruppi oltrepassano il 75% della produzione totale. Sul mercato nazionale, a prescindere, dalle singole quote, coesistono tre tipi di operatori :

- ✓ gruppi multinazionali, presenti anche all'estero e in grado di essere presenti con più marchi in ogni segmento di mercato;
- ✓ gruppo nazionali, presenti su tutto il territorio italiano;
- ✓ gruppi pluri-regionali, regionali e locali. I primi normalmente hanno volumi di produzione superiori ai 100 milioni di litri e una presenza limitata alle regioni più prossime all'impianto di imbottigliamento. Gli operatori regionali e locali sono principalmente aziende a carattere familiare, spesso caratterizzate da un elevato turn-over sotto l'aspetto proprietario. In genere non dispongono di tecnologie avanzate e limitano considerevolmente gli

investimenti promozionali, utilizzando per lo più il vetro. I fenomeni di concentrazione del mercato sembrano insidiare particolarmente questa tipologia di operatori.

Il comparto è caratterizzato dalla presenza di notevoli barriere “naturali” all’ingresso, legate all’acquisizione del diritto di sfruttamento di una fonte. L’acquisto di marchi esistenti è dunque l’unica strategia possibile per le imprese che vogliono aumentare la propria produzione.

Oltre a questi motivi strutturali esistono poi barriere endogene all’entrata di nuovi operatori tra cui la preponderante presenza nel comparto di alcuni grandi gruppi e la necessità di elevati volumi di investimento soprattutto nelle tecnologie di imbottigliamento e nelle spese pubblicitarie. Le forti innovazioni di processo legate alla fase di imbottigliamento e la crescente competizione hanno nel tempo spinto verso l’alto la soglia minima di capacità produttiva rendendo piuttosto faticosa la permanenza di piccoli operatori all’interno del settore.

La semplicità del prodotto rende il prezzo un fattore determinante nell’acquisto determinando la conseguente necessità di continue innovazioni tecnologiche e di volumi di prodotto. Le strategie di differenziazione del prodotto sono pressoché inesistenti mentre appare decisivo il lavoro sull’immagine del marchio, inesorabilmente connesso all’investimento in pubblicità e alle innovazioni nel packaging. I messaggi pubblicitari vincenti sul mercato sembrano puntare sulla leggerezza, sulla salubrità e sulla tradizione del prodotto (Rovaris, 2001).

Altri fattori importanti che rendono complessa l’organizzazione del processo sono i grandi spazi necessari all’immagazzinamento e al trasporto. Questa serie di cause sta portando il comparto verso una crescita accentuata della concorrenza di prezzo che tende a espellere dal mercato gli operatori che non riescono a mantenere elevati livelli di efficienza. Come già detto, tra le piccole imprese riescono a resistere sul mercato solo quelle ben dislocate sul territorio in grado di conseguire importanti economie nella fase di trasporto.

A livello internazionale il consumo mondiale di acque da bere confezionate ha raggiunto, secondo le stime della European Federation of Bottled Waters (E.F.B.W.), i 155 miliardi di litri, corrispondenti a una media di 25 litri annui pro-capite.

Nella classifica dei consumi mondiali di “bevande analcoliche fredde” le acque confezionate si collocano al secondo posto, dietro le bibite gassate con tassi di espansione del mercato molto più marcati (+9% all’anno) tali da far pensare al sorpasso nel giro di pochi anni.

Le due aree continentali a maggior consumo pro-capite sono l’Europa Occidentale e il Nord America che, pur rappresentando nell’insieme solo l’11% della popolazione mondiale, assorbono circa la metà del consumo mondiale di acque confezionate (Muraca, 2005). La forte differenziazione dei consumi tra le diverse aree geografiche non è legata alla differente situazione economica, anche in considerazione del basso valore unitario dell’acqua minerale, ma piuttosto alle diverse culture del bere che sono presenti nei vari paesi e al differente impegno geografico dell’industria imbottigliatrice nel paese considerato.

Il record dei consumi spetta, comunque, all’Europa Occidentale, dove il consumo di acqua imbottigliata è ormai diventato una consuetudine. La quasi totalità della domanda in questa area geografica è soddisfatta da acque naturali (minerali o di sorgente), considerata la grande abbondanza di fonti naturali del continente europeo, mentre nel resto del mondo tendono a prevalere le acque trattate.

Analizzando i dati nazionali si può notare come il 90% della produzione e dei consumi di acque minerali si concentrino in cinque paesi: Italia, Francia, Germania, Spagna e Belgio. Tra questi l’Italia detiene il record produttivo.

La composizione dei consumi a livello europeo è caratterizzata dalla prevalenza delle acque minerali lisce su quelle frizzanti. Questa superiorità è netta nei paesi mediterranei mentre nei paesi a lingua tedesca come Germania, Austria e Svizzera prevalgono le acque minerali frizzanti e leggermente frizzanti.

Nei vari Paesi europei i consumi pro-capite restano ancora molto disomogenei: si va dai 170 litri dell’Italia a meno dei 20 litri dei paesi scandinavi. Questa differenza non

trascurabile è legata ai diversi fattori che possono influenzare i consumi che esplicano la propria influenza in modo diverso a seconda del contesto geografico.

Il fattore climatico sembra avere un ruolo prevalente: a parità di altre condizioni i consumi di acque confezionate tendono ad essere più elevati nei paesi caldi e più bassi nei paesi freddi dove in compenso si registrano maggiori consumi di bevande calde.

Un altro fattore decisivo sembra essere il radicamento della tradizione termalistica da cui è originato lo sviluppo del consumo di acqua minerale. Infine altri fattori riguardano le strategie di mercato del comparto nei vari paesi. Nelle nazioni ad elevati consumi, infatti, la crescita del mercato è stata favorita da politiche molto popolari che hanno messo il consumatore nelle condizioni più favorevoli di acquisto: ampia offerta di prodotti, in diversi tipi di confezione, su tutti i canali di vendita, a prezzi molto economici accessibili a tutte le fasce di reddito.

In molti paesi a bassi consumi, invece, per molto tempo è stata privilegiata una concezione elitaria del mercato, caratterizzata da un'offerta di acque minerali a prezzi elevati, ma è opportuno sottolineare che anche in questi mercati inizia ad affermarsi una politica popolare che potrebbe determinare in un prossimo futuro l'esplosione nel consumo anche in questi paesi.

In questo scenario di espansione piuttosto sostenuta negli ultimi anni sono state lanciate acque addizionate con aromi naturali oppure con ingredienti funzionali come vitamine ed erbe, destinate a specifici target di consumatori o a particolari occasioni di consumo. Per ora questi prodotti rimangono confinati a quote di mercato estremamente modeste ma è da registrare, anche in questo caso, la continua evocazione del benessere e della salute individuale come potente leva promozionale nella diffusione del consumo.

In Europa occidentale sono attive circa 900 fonti e sorgenti di acque naturali soggette nel corso degli anni ad un intenso processo di acquisizioni e fusioni, che hanno portato il comparto a raggiungere un discreto livello di concentrazione industriale, comunque molto inferiore a quello che contraddistingue il corrispondente settore delle bibite dolci.

I competitori globali presenti a scala europea sono gli stessi attivi sul mercato nazionale: Nestlé, Danone, Coca Cola e Pepsicola, in grado da soli di assorbire circa un terzo del totale dei consumi mondiali di acqua confezionata con una previsione di ulteriori espansione della quota grazie a specifiche strategie di mercato. In particolare Nestlé Waters e Danone sono al vertice del mercato con produzioni europee superiori ai 5 miliardi di litri annui ciascuno e con una quota complessiva di poco più del 30% del totale continentale.

2.5.2 Il processo produttivo delle acque minerali

Per introdurre ulteriori elementi di supporto a considerazioni che verranno successivamente approfondite, dopo la precedente panoramica sul mercato si ritiene di accennare qualche breve riferimento al processo delle acque minerali al fine di evidenziarne gli aspetti maggiormente significativi

La lavorazione può essere scomposta in diverse fasi:

- ✓ **la captazione** che consiste nell'estrazione dell'acqua dalla sorgente. Il fine fondamentale di questa operazione è quello di avviare l'acqua al punto di utilizzo, lasciando integre le caratteristiche chimico-fisiche originarie. A tale scopo è necessario evitare il contatto con aria e luce solare e garantire una certa velocità nel trasporto.
- ✓ **l'imbottigliamento:** in questa fase del processo è decisiva la scelta del contenitore. La bottiglia influenza tutto il processo produttivo dell'azienda. A seconda che si utilizzino contenitori di vetro o di plastica si avranno processi di imbottigliamento e di confezionamento diversi. La differenza principale è relativa alla presenza nel processo produttivo, qualora si utilizzi il vetro, di macchinari appositi per la sistemazione, il lavaggio e la raccolta delle stesse bottiglie.

Nel caso venga utilizzata la plastica abbiamo una maggiore flessibilità. I produttori possono acquistare direttamente le bottiglie già formate oppure reperire preforme che vengono soffiate in proprio attraverso l'impiego di

appositi macchinari. Questa seconda soluzione è adottata, per i risparmi connessi, da una quota maggioritaria di aziende. Infine l'impresa può optare per l'acquisto diretto di PET in granuli e prodursi internamente sia la preforma che la bottiglia.

- ✓ **il confezionamento**, ugualmente strategico in quanto in questo processo produttivo è la confezione del prodotto, e non il prodotto stesso, a configurarsi come decisivo nel mantenimento della propria competitività di mercato. Come si è visto il processo inizia con l'estrazione dell'acqua e si conclude presso il magazzino aziendale o, in altri casi con la consegna alla distribuzione.

Dal punto di vista tecnico, uno stabilimento di imbottigliamento di acque minerali è costituito da una serie di elementi in linea, che vanno dai sistemi di trasporto per la movimentazione delle bottiglie, sia in vetro sia in plastica, a quello per il riempimento delle confezioni, fino agli impianti per la produzione di bottiglie e a quelli di confezionamento delle bottiglie riempite.

Le caratteristiche del comparto precedentemente richiamate fanno sì che l'automazione raggiunga elevati livelli di diffusione all'interno delle aziende. Tale sviluppo è allo stesso tempo causa e conseguenza dell'aumentato consumo di acqua in bottiglia. L'allargamento dell'offerta ha comportato una diminuzione generalizzata dei prezzi che ha a sua volta prodotto una crescita della domanda. La disponibilità di tecnologie efficienti a prezzi contenuti ha progressivamente fatto aumentare l'incidenza del costo della manodopera sulla singola bottiglia.

L'impegno delle aziende si è quindi rivolto alla riduzione dell'incidenza di tale voce di costo sul totale con tendenza all'automatizzazione completa di un numero crescente di fasi in passato svolte manualmente. Nonostante l'elevato livello di automazione in molte situazioni l'intervento dell'operatore risulta indispensabile. In particolare la presenza umana è necessaria nelle operazioni di controllo. Da un lato è necessario controllare l'integrità dei contenitori, la presenza di difetti tali da pregiudicare la sicurezza d'uso o l'immagine del prodotto; dall'altro è indispensabile verificare l'assenza di sporcizia o altri materiali in grado di alterare il prodotto o che

possono addirittura configurarsi come pericolosi per il consumatore. Vi è inoltre la necessità di effettuare controlli qualitativi riguardanti le operazioni di riempimento, chiusura e abbigliamento, quali il livello del liquido, la presenza del tappo e la sua corretta applicazione. Per quanto riguarda più specificamente il confezionamento dell'acqua minerale, questo deve avvenire con tutte le garanzie di sicurezza, attraverso un costante controllo dei processi di produzione in ogni loro fase.

Un altro fattore decisivo nel comparto delle acque minerali al mantenimento della propria quota di mercato è relativo agli aspetti logistici. La legislazione vigente impone infatti l'imbottigliamento alla fonte. La movimentazione del prodotto investe volumi notevoli caratterizzati da valori unitari piuttosto bassi rispetto ai quali è decisiva, dopo la produzione, l'incidenza dei costi di trasporto e di movimentazione.

Normalmente le attività di logistica vengono divise in due ambiti:

- ✓ **la logistica degli acquisti e della produzione**, realizzata a monte dell'imbottigliamento, che consiste nell'acquisizione e nella movimentazione di materie prime e componenti dai punti di approvvigionamento a quelli di utilizzazione nonché nella gestione delle relative scorte. L'obiettivo di questa attività è quello garantire presso gli stabilimenti di trasformazione i materiali necessari nei tempi e luoghi richiesti.
- ✓ **la logistica di marketing**, svolta a valle del processo coincidente con la distribuzione fisica. La logistica di marketing concerne sia le attività di trasporto che di gestione delle scorte e deposito delle stesse, di movimentazione delle merci e di elaborazione degli ordini. Inoltre riguarda anche gli effetti che le suddette attività possono avere sulla soddisfazione del cliente che può essere raggiunta attraverso la rapidità e l'affidabilità della consegna.

Nel settore delle acque minerali assume particolare importanza la distribuzione fisica dei prodotti finiti mentre non comporta, di solito, particolari problemi logistici la fase degli acquisti e della produzione. L'unica fase critica a monte potrebbe essere legata all'adozione della tecnologia classica del vetro a rendere: In questo caso i problemi

possono essere relativi alla gestione del vuoto da parte delle clientela, soprattutto nel periodo estivo quando i consumi si fanno più elevati.

Nello studio della funzione logistica, la fase a valle è quella che presenta la criticità maggiore e ha l'obiettivo di minimizzare i costi della distribuzione fisica. I maggiori costi connessi a questa fase sono originati dalla movimentazione del prodotto, dalla gestione delle scorte, dalle strutture di carico e di scarico delle merci e dal costo di trasporto.

I costi di trasporto sono funzione della distanza percorsa e in parte dipendono dal tipo di contenitore utilizzato: esistono notevoli differenze da questo punto di vista tra vetro e plastica. A titolo indicativo per distanze intorno ai 100 km il trasporto incide per circa il 25% sul costo del prodotto confezionato in vetro, tale incidenza scende all'8-9% per la plastica. Questa notevole differenza è determinata essenzialmente dal maggior valore economico unitario proprio delle confezioni in plastica, oltre che dalla possibilità di caricare maggiori quantitativi di merce su un singolo mezzo di trasporto. Infine, un ultimo aspetto decisivo nella logistica, strettamente connesso alle strategie di marketing dell'impresa, è rappresentato dalla modalità di gestione degli ordinativi. La garanzia di un approvvigionamento adeguato e costante di prodotto è un fattore decisivo per l'impresa imbottigliatrice, soprattutto in un settore dove la fedeltà di marca ha perlopiù scarso rilievo per il consumatore.

2.5.3 Acque minerali naturali, di sorgente e normativa di riferimento

Riprendendo le questioni introdotte al punto precedente, dopo aver illustrato il processo produttivo e il settore delle acque minerali si affronta di seguito la questione della loro qualità. Dal punto di vista chimico sono acque minerali quelle acque che contengono un certo quantitativo di sali derivanti dal contatto con le rocce durante il loro percorso nel sottosuolo. In realtà tale definizione comprende tutte le acque, comprese quelle con contenuto salino molto basso, mentre la stessa dizione di acqua minerale richiama alla mente l'acqua in bottiglia.

In realtà ciò che distingue, al di là della composizione chimica, l'acqua minerale naturale dalle altre tipologie è ben definito nella legislazione vigente che ha origini piuttosto remote.

In tempi relativamente recenti la Comunità europea ha emanato una specifica disposizione, la direttiva 2003/40 CE del 16 maggio 2003, per definire una cornice normativa a livello europeo in grado di armonizzare la produzione e la commercializzazione delle acque minerali.

Ben prima dell'approvazione di questa direttiva esistevano numerose disposizioni europee e nazionali che, pur non prive di difetti e lacune, definivano in maniera piuttosto precisa l'intero settore.

Il D. Lgs. 105/92 all'articolo 1 definisce nel modo seguente le acque minerali:

“1. Sono considerate acque minerali naturali le acque che, avendo origine da una falda o giacimento sotterraneo, provengono da una o più sorgenti naturali o perforate e che hanno caratteristiche igieniche particolari ed eventualmente proprietà favorevoli alla salute”.

I commi successivi specificano molto precisamente le caratteristiche che distinguono queste acque: *“2. Le acque minerali naturali si distinguono dalle ordinarie acque potabili per la purezza originaria e la sua conservazione, per il tenore in minerali, oligoelementi e/o altri costituenti ed eventualmente per taluni loro effetti. Esse vanno tenute al riparo da ogni rischio di inquinamento”.*

“3. Le caratteristiche di cui ai commi precedenti devono essere valutate sul piano: a) geologico ed idrogeologico; b) organolettico, fisico, fisico-chimico e chimico; c) microbiologico; d) se necessario, farmacologico, clinico e fisiologico”.

“4. La composizione, la temperatura, le altre caratteristiche essenziali delle acque minerali naturali debbono mantenersi costanti alla sorgente nell'ambito delle variazioni naturali, anche in seguito ad eventuali variazioni di portata”.

La normativa più recente prende le mosse dalla constatazione scientifica che alcune sostanze naturalmente presenti nell'ambiente e altre di derivazione antropica, che

rappresentano un rischio per la salute umana, possono in potenza essere riscontrate anche all'interno dell'acqua minerale. La norma recepisce infatti le valutazioni del Codex alimentarius e del comitato scientifico per l'alimentazione umana allargando l'elenco delle sostanze indesiderabili contemplate dalla legge, fissando inoltre le prestazioni dei metodi analitici da utilizzare. Inoltre le nuove disposizioni ripropongono le condizioni di trattamento ammesse ed escluse nelle acque minerali ed alcune norme relative all'etichettatura.

In relazione alla possibile presenza di sostanze contaminate di origine naturale, quali cadmio, piombo, altri metalli pesanti ed elementi in traccia, la normativa compie una sostanziale equiparazione fra valori già previsti per le acque destinate al consumo umano e quelli che devono possedere le acque minerali. In passato le differenze parametriche esistenti avevano dato luogo a polemiche estremamente energiche ad opera di associazioni ambientaliste e gruppi di consumatori organizzati.

La disposizione europea è stata recepita nella legislazione nazionale da due differenti disposti: il Decreto Ministeriale 11 settembre 2003, per quanto attiene l'etichettatura, e il Decreto Ministeriale 29 dicembre 2003, per gli aspetti riguardanti la definizione dei parametri caratterizzanti e indesiderabili di origine naturale e antropica.

Inoltre il decreto 29 dicembre 2003 individua i tempi per l'attuazione della conformità di legge relativamente a manganese, fluoro, arsenico, nichel e antimonio, l'elenco di sostanze non ammesse, le relative caratteristiche prestazionali dei metodi utilizzati fino al limite massimo ammissibile per i residui del trattamento con ozono.

Le acque di sorgente sono state introdotte dal D. Lgs. 4 agosto 1999 n. 339. Semplificando, si può sostenere che, dal punto di vista dell'origine e del trattamento sono in tutto simili alle acque minerali naturali, mentre dal punto di vista dei controlli devono sottostare al dettato del decreto 31/2001 per la parte chimica e a quanto previsto dal decreto n. 542 del 1992 per la parte microbiologica. Sostanzialmente sono acque minerali naturali soggette in parte alla disciplina prevista per le acque destinate al consumo umano (Mantelli, 2006). A differenza delle acque minerali, possono essere commercializzate in recipienti di taglia maggiore, fino a 18,9 litri, e non sussiste l'obbligo di riportare la composizione chimica in etichetta.

2.5.4 La qualità delle acque minerali

Le acque minerali sono caratterizzate dall'assenza di trattamenti tali da modificarne la purezza originaria che deve essere comunque conservata (Mantelli,2006).

L'assenza di sostanze necessarie al trattamento, fatta eccezione per l'ozono che serve alla rimozione delle sostanze instabili, elimina le problematiche a queste connesse ma rende concreta la possibilità di inquinamenti fisici, chimici, organolettici e microbiologici nelle varie fasi del processo di produzione e consumo, che è possibile schematizzare nel modo seguente (Mantelli, Fiorentino et Al., 2001):

- ✓ Estrazione dal giacimento
- ✓ Adduzione all'impianto di confezionamento e confezionamento
- ✓ Trasporto e immagazzinamento
- ✓ Distribuzione e consumo

Ogni fase presenta rischi specifici di alterazione. Evidentemente una contaminazione a monte compromette le fasi a valle. Nella fase estrattiva, quando lo sfruttamento avviene tramite pozzi, occorre prestare attenzione a non determinare abbassamenti di falda che possono determinare variazioni di composizione, oltre a determinare un utilizzo non sostenibile della risorsa.

Ugualmente critiche sono le manutenzioni sugli impianti che devono essere seguite da trattamenti di disinfezione chimica o fisica. Nel caso vengano utilizzate sostanze ad azione battericida per il lavaggio degli impianti queste non devono lasciare alcuna traccia nell'acqua.

Uguale cura deve essere riservata nei confronti delle tubazioni di adduzione agli impianti nei quali i batteri saprofiti presenti all'origine possono esaltare la loro azione determinando contaminazioni di una certa entità. Particolare cura va poi riservata a tutti i gas posti a contatto con l'acqua, come aria, anidride carbonica e ai materiali delle confezioni che sono in PET (circa 70%) e in vetro (24%). Il PET dà ampie garanzie in termini di igienicità ma è più problematico nel rilascio di sostanze indesiderate.

Nel trasporto e nello stoccaggio rischi maggiori sono legati all'esposizione prolungata a calore e a temperature elevate che possono avere ripercussioni sulla composizione chimica dell'acqua a causa della cessione di molecole complesse provenienti dalla confezione. La luce e l'elevata temperatura possono poi determinare condizioni particolarmente favorevoli allo sviluppo di colonie batteriche già presenti al momento dell'imbottigliamento. Un ulteriore pericolo è rappresentato dal trasporto promiscuo di acqua e altri materiali, soprattutto solventi o combustibili, sostanze che possono facilmente attraversare la barriera polimerica delle bottiglie determinando contaminazioni dell'acqua contenuta, talvolta con conseguenze molto gravi.

Nella fase di distribuzione o consumo le contaminazioni sono da attribuirsi sostanzialmente a comportamenti scorretti del consumatore finale e a utilizzi non appropriati del contenitore che viene spesso utilizzato per il contenimento di sostanze incolori diverse dall'acqua.

2.5.5 I principali parametri di riferimento dell' acqua minerale

A fini puramente conoscitivi e per introdurre ulteriori elementi che verranno approfonditi al capitolo 4, si riportano di seguito i principali parametri che permettono di caratterizzare un' acqua minerale.

- ✓ **RESIDUO FISSO:** esprime la quantità di sali disciolti in un litro d'acqua. Esso viene convenzionalmente calcolato a 180° e il suo valore viene riportato generalmente in milligrammi per litro (mg/l).
- ✓ **pH:** è un parametro che misura l'acidità dell'acqua. Se il valore è 7, l'acqua è neutra: più il valore è inferiore a 7 e più l'acqua è acidula; più è superiore a 7 e più l'acqua è alcalina. Quando c'è anidride carbonica, l'acqua è acidula perché questo gas si scioglie in acqua come acido carbonico.
- ✓ **Nitriti e nitrati:** sono tra i parametri maggiormente tenuti sotto controllo. Il limite massimo consentito per i nitrati è 45 mg/l e 10 mg/l per l'infanzia,

mentre per i nitriti, che dovrebbero essere assenti , il limite massimo consentito è 0,02 mg/l.

- ✓ **Metalli:** i metalli naturali rappresentano i singoli ioni che contribuiscono a originare il residuo fisso dell' acqua minerale.
- ✓ **Durezza:** corrisponde al valore del calcare disciolto nell' acqua. Più tale valore è elevato più l'acqua è calcarea.
- ✓ **Conducibilità elettrica:** è un parametro chimico-fisico dell' acqua correlato al residuo fisso. Più metalli disciolti ci sono il residuo fisso e la conducibilità elettrica sono elevati. Valori molto bassi di conducibilità elettrica (<100 μ siemens/cm) indicano acque molto povere di minerali.
- ✓ La legge italiana, D.lgs. 105, 25 Gennaio 1992, suddivide le acque minerali commerciabili possono e in varie categorie:
- ✓ acque **minimamente mineralizzate:** il residuo fisso a 180° è inferiore a 50 mg/l.
- ✓ acque **oligominerali** , o leggermente mineralizzate: il residuo fisso è compreso tra 50 e 500 mg/l, indicata nella prevenzione della calcolosi renale, agevola il trasporto dei calcoli favorendo l'espulsione.
- ✓ acque **ricche di sali minerali:** il residuo fisso è superiore a 1500 mg/l.

Il medesimo decreto prevede altre categorie legate alla concentrazione o meno di specifici sali minerali:

- ✓ **contenente bicarbonato**, se il bicarbonato è superiore a 600 mg/l;
- ✓ **solfata**, se i solfati sono superiori a 200 mg/l;
- ✓ **clorurata**, se il cloruro è superiore a 200 mg/l;
- ✓ **calcica**, se il calcio è superiore a 150 mg/l;
- ✓ **magnesiaca**, se il magnesio è superiore a 50 mg/l;
- ✓ **fluorata**, se il fluoro è superiore a 1 mg/l;

- ✓ **ferruginosa**, se il ferro bivalente è superiore a 1 mg/l;
- ✓ **acidula**, se l'anidride carbonica libera è superiore a 250 mg/l;
- ✓ **sodica**, se il sodio è superiore a 200 mg/l;
- ✓ **indicata per le diete povere di sodio**, se il sodio è inferiore a 20 mg/l;

2.6 Le acque Potabili

2.6.1 Il servizio idrico in Italia

Al fine di illustrare concetti necessari agli scopi del presente lavoro si introducono di seguito alcuni elementi necessaria alla comprensione dell'assetto attuale dei servizi idrici in Italia. Il servizio idrico in Italia è stato soggetto nel tempo a considerevoli che hanno riguardato sia l'ambito operativo e tecnologico sia gli assetti gestionali del servizio. A livello generale possiamo ravvisare due grandi tendenze di fondo:

- ✓ A livello operativo si è passati da gestioni locali, spesso effettuate in economia dall'istituzione comunale in condizioni di scarsità di mezzi e capitali disponibili, a gestioni con una caratterizzazione industriale e tecnologica tale da permettere la realizzazione di interventi sempre più complessi.
- ✓ A livello di assetti proprietari e gestionali si è passati da un servizio interamente gestito e finanziato dal potere pubblico ad una configurazione in cui si sono realizzate delle partnership pubblico-privato di varia natura ed entità. In particolare, anche alla luce dei recenti sviluppi normativi, il ruolo del decisore pubblico sembra essere, anche per quanto riguarda i servizi idrici, sempre più focalizzato sull'attività di regolazione del settore e più distante dalla intervento diretto negli aspetti gestionali del servizio. Parallelamente la gestione del ciclo idrico da separata e frammentaria come era all'inizio si è fatta, con il contributo decisivo della Legge Galli, maggiormente integrata in un'ottica unitaria di presidio dell' intero ciclo idrico.

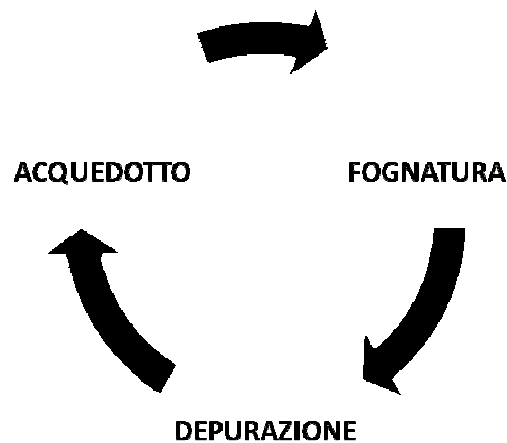


Fig. 2.5: rappresentazione schematica delle fasi del ciclo idrico

Storicamente, la proprietà e la gestione dei servizi idrici urbani in Italia si sono caratterizzate secondo tendenze simili a quelle di altri paesi europei, basate su politiche comunali che risalgono alla fine del XIX secolo. Barraqué (1995) ha indicato nella qualità "mediocre" del servizio offerto dagli operatori privati il motivo per il quale le autorità italiane optarono per la municipalizzazione dei servizi idrici e più generalmente dei servizi collettivi energetici e di trasporto. Verso la fine del XIX secolo furono realizzate le cosiddette aziende municipalizzate incaricate della gestione del servizio idrico nella grande maggioranza delle province italiane. Per tutto il XX secolo, benché il settore privato abbia in qualche misura nella gestione dei servizi idrici, il ruolo del settore pubblico è rimasto largamente dominante. Alla fine degli anni '80 il settore privato gestiva non più del 4.5% dell'intero settore (Giuntini, 2004). In Italia la distribuzione territoriale delle aziende idriche e le loro dimensioni non possono che essere ricondotte alla storia italiana caratterizzata dalla tarda formazione dello stato nazionale e da un forte localismo politico ed amministrativo. Il territorio italiano è stato caratterizzato storicamente da culture politiche, gradi di sviluppo economico e contesti geografici estremamente diversi. Da qui è disceso un grado elevato di frammentazione caratteristico della gestione idrica

italiana che è ben rappresentato dall' esistenza, a metà degli anni novanta, di oltre 8.000 aziende idriche. Le conseguenze di questo quadro sono ancora visibili nel sistema idrico italiano e sono una delle cause dell'alta disparità in termini di qualità del servizio fra le diverse aree del paese. Come già visto, l'Italia ha una fisionomia geologica molto varia e, nonostante una disponibilità idrica media più alta rispetto ad altri paesi europei, grandi sono le differenze all'interno del Paese. L'azione concomitante di cause naturali e storiche ha determinato grandi contraddizioni nell'erogazione del servizio idrico. Ancora oggi infatti parte della popolazione non ha accesso ad una sufficiente quantità di acqua potabile, mentre l'Italia registra uno dei tassi medi di consumo pro capite di consumo domestico di acqua fra i più alti d'Europa, pari a 78 metri cubi per famiglia (Pozzati, Palmieri, 2007). I problemi più gravi si registrano al sud e nelle isole. La percentuale di coloro i quali mancano di una fornitura costante di acqua potabile varia dal 55.3% della popolazione in Sardegna all'88.4% in Molise e in Calabria (ISTAT, 2000). In molte zone del Sud Italia l'acqua è garantita soltanto alcuni giorni alla settimana e a volte soltanto per alcune ore. Questo attualmente accade in alcune zone della Sicilia, del Molise e della Calabria. Nelle periferie di Cagliari, in Sardegna, l'acqua è garantita soltanto sei ore al giorno (Comitato Italiano per il Contratto Mondiale dell'Acqua).

La legge Galli approvata a metà degli anni novanta, nel ribadire alcuni principi essenziali, tra cui la pubblicità del bene acqua e la priorità del consumo domestico sulle altre componenti di domanda, ha introdotto nel settore dei servizi idrici due cambiamenti fondamentali:

- ✓ la creazione dei cosiddetti sistemi idrici integrati, incaricati di tutte le funzioni di gestione delle acque, prelievo, potabilizzazione, distribuzione, trattamento e scarico delle acque.
- ✓ in secondo luogo la formazione in ogni regione degli ATO (Ambito Territoriale Ottimale), organi territoriali incaricati della gestione del sistema idrico integrato.

L'approvazione della legge Galli rappresenta, almeno dal punto di vista teorico, uno dei rari tentativi di riforma del sistema idrico italiano. Molti autori mettono in evidenza

il fatto che essa sia riuscita, anche se solo parzialmente, a superare la storica frammentarietà del sistema idrico italiano e a migliorarne la struttura regolatrice. Tra le principali ragioni che hanno portato al superamento della situazione precedente sono sicuramente riscontrabili le eccessive commistioni tra la gestione del ciclo idrico e il potere politico, la necessità di una maggiore efficienza economica e la cronica scarsità di capitali finanziari fondamentali per il sostegno degli investimenti infrastrutturali.

Alcuni ricercatori (Lobina, 2005) hanno infatti individuato nella tariffazione eccessivamente bassa e in un conseguente insufficiente recupero dei costi la causa principale dei bassi investimenti nel settore. Nello stesso tempo tale provvedimento ha determinato una fase di progressiva apertura ai privati delle attività inerenti l'erogazione dei servizi idrici che a un quindicennio di distanza non sembra avere mutato sostanzialmente il quadro di criticità che affliggono il servizio idrico. A complicare ulteriormente il quadro d'insieme, come si è già detto parlando in generale del governo della risorsa idrica, ha contribuito una produzione normativa successiva alla legge Galli spesso contraddittoria e ridondante che, nel ribadire sostanzialmente il mutamento del ruolo del potere pubblico verso una sempre maggiore attività di regolazione, ha da un lato generato sovrapposizione delle competenze fra i vari livelli istituzionali competenti e dall'altro non ha provveduto a colmare i vuoti regolamentari prodotti dai continui stravolgimenti normativi nel corso degli anni.

Questa situazione piuttosto incerta e confusa ha generato negli anni un acceso e mai sopito dibattito tra i sostenitori dell'ingresso dei privati all'interno del ciclo idrico e tra coloro che si sono posti a difesa della pubblicizzazione del servizio. Tale dibattito invece che concentrarsi sui problemi reali del settore ha finito al contrario per distogliere l'attenzione dalle questioni critiche cui si è accennato in precedenza. La situazione italiana del servizio idrico è tutt'ora ben lontana da un assetto equilibrato e omogeneo su tutto il territorio nazionale.

Nel 2008 risultava che dei 92 ATO presenti in Italia 67 avessero realizzato l'affidamento del servizio mentre i restanti 25 a 14 anni dall'approvazione della legge Galli devono ancora realizzare l'affidamento (CoViRi, 2009). I soggetti gestori

operanti in virtù di questi affidamenti erano complessivamente 103 di cui 64 a capitale interamente pubblico (CoViRi, 2009). In termini di popolazione servita l'82% della popolazione è gestita direttamente dai Comuni che, in quota maggioritaria, non gestiscono unitariamente le quattro fasi del ciclo idrico (CoViRi, 2009) La dimensione media del gestore è di 425.951 abitanti serviti e quella massima ottenuta da parte di gruppi industriali con partecipazioni in più soggetti gestori è di 8320545 abitanti serviti (CoViRi, 2009) con una progressiva tendenza all'aumento dimensionale dei soggetti gestori. Tali sintetici dati sono sufficienti a dare un'idea rappresentativa dell'estrema varietà del panorama nazionale in materia di servizio idrico.

A prescindere dalla varietà degli assetti, i problemi di fondo, oggi come prima della legge Galli, rimangono la mancata applicazione del servizio idrico integrato da cui è escluso il 34% della popolazione nazionale (CoViRi, 2009), la scarsità di investimenti con una percentuale di realizzazione complessivamente pari al 56% sul totale degli investimenti programmati (CoViRi, 2009), la qualità della risorsa utilizzata, rilevanti carenze nelle fasi di fognatura e depurazione e infine una situazione generale delle perdite che la stessa relazione annuale del Comitato per La vigilanza sulle risorse idriche definisce, salvo pochi isolati casi, fuori controllo sia per quanto riguarda la conoscenza che il contenimento delle stesse. I singoli aspetti sono comunque tutti riconducibili alla difficoltà complessiva di realizzare una gestione dei servizi idrici che sappia coniugare equità ed efficienza nell'impiego di una risorsa non scarsa ma sicuramente limitata in un contesto di finanza pubblica sottoposto a continue difficoltà. Tali difficoltà è ulteriormente amplificata dall'estrema variabilità di situazioni organizzative e gestionali presenti sul suolo nazionale con aree del paese molto più lontane da una gestione del servizio adeguata e moderna. Per limitarci agli scopi del presente lavoro, parlando della situazione Italiana, possiamo tranquillamente affermare che la sostenibilità nella gestione del servizio idrico è ben lungi dall'essere raggiunta.

2.6.2 La potabilizzazione dell'acqua

In funzione delle caratteristiche della risorsa idrica destinata all'uso potabile, gli impianti sono strutturati per raggiungere livelli di trattamento adeguati a rendere conforme ai requisiti previsti l'acqua grezza, prima prelevata e poi distribuita in rete.

Il Servizio Acquedotto è articolato in quattro principali fasi:

1. **la captazione delle acque**, ossia la derivazione e prelievo delle acque dalle fonti di approvvigionamento. La captazione rappresenta la prima fase del servizio di acquedotto.

In generale possiamo distinguere tre principali tipologie di fonti di approvvigionamento idrico utilizzate a fini acquedottistici civili:

- ✓ **sorgenti**, dislocate prevalentemente sul territorio collinare e montano;
- ✓ **falde**, il cui sfruttamento è reso possibile dallo scavo di appositi pozzi;
- ✓ **acque superficiali**, ricomprendendo in questa categoria torrenti, fiumi e laghi.

I manufatti realizzati al fine di captare l'acqua avranno forme ed estensioni molto variabili a seconda della fonte originale di approvvigionamento e dei volumi prelevati.

2. **la potabilizzazione** delle acque prelevate. Le acque raccolte sono sottoposte a trattamenti che precedono la distribuzione, allo scopo di ridurre o eliminare l'eventuale presenza di sostanze inquinanti in misura superiore ai livelli indicati dalla normativa vigente. Di solito le acque immesse nella rete di distribuzione sono sottoposte a trattamento di disinfezione, allo scopo di evitare inquinamenti di natura batteriologica. Qualora l'acqua da potabilizzare sia di qualità elevata il trattamento di potabilizzazione coincide con la sola disinfezione.

La disinfezione avviene solitamente attraverso il dosaggio di prodotti a base di cloro che agisce sugli agenti patogeni come batteri e virus rompendo i

legami chimici delle loro molecole e determinandone la semplice inattivazione o la morte. In particolare fra i cloro derivati si utilizzano ipoclorito di sodio (NaClO) e biossido di cloro (ClO_2), reagente derivato dalla combinazione di clorito di sodio (NaClO_2) con acido cloridrico (HCl). L'ipoclorito di sodio come disinfettante presenta alcuni vantaggi tra cui l'efficacia del trattamento, la facilità di stoccaggio e di trasporto e la semplicità impiantistica delle infrastrutture di dosaggio. Per contro l'ipoclorito di sodio al pari di altri prodotti utilizzati in passato, tra cui il cloro gassoso e le cloro ammine, combinato con la sostanza organica presente nell'acqua da origine ad un folto gruppo di sottoprodotti indesiderabili, tra cui i primi ad essere identificati furono i triclorometani. In tempi più recenti sono state identificate come sottoprodotti del cloro altre numerose sostanze organo-derivate, tra cui gli alochetoni, i clorofenoli, il cloruro di cianogeno (CNCl) e gli acidi aloacetici (HAAs).

L'utilizzo del biossido di cloro nella disinfezione delle acque è più recente, richiede la presenza di appositi reattori sugli impianti di trattamento poiché il prodotto è un gas particolarmente instabile e fotosensibile. Il grande vantaggio di questo prodotto consiste nella ridotta interazione del reagente con le sostanze organiche e nel conseguente abbattimento della presenza dei relativi sottoprodotti.

Per contro il biossido di cloro, soprattutto a causa del clorito di sodio utilizzato per produrlo, genera un altro sottoprodotto indesiderato: lo ione clorito (ClO_2^-) la cui concentrazione massima nelle acque potabili, al pari di quella di molte delle sostanze organiche citate in precedenza, è stabilita dalla legge.

La consapevolezza della presenza e della tossicità dei sottoprodotti del cloro ha fatto sì che nel tempo venissero sperimentate, nella disinfezione delle acque destinate al consumo umano, prodotti diversi, come ben sintetizzato dalla seguente figura che rappresenta l'evoluzione dei trattamenti di potabilizzazione che caratterizza il settore delle acque potabili in Italia.

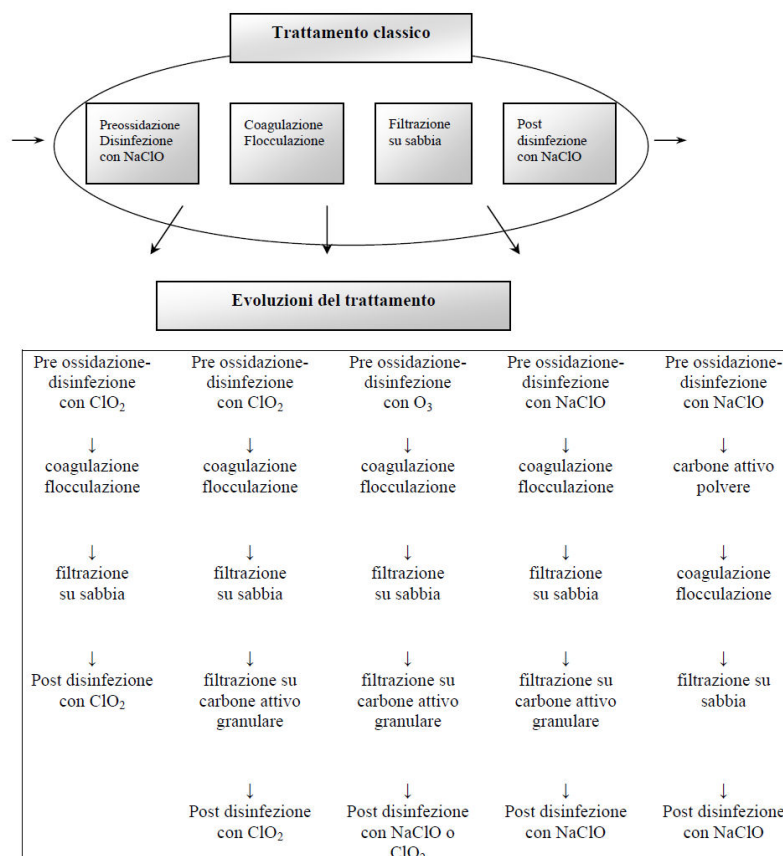


Figura n: i principali sistemi di potabilizzazione impiegati in Italia (Temporelli, 2007)

Fra le sostanze impiegate e richiamate dalla precedente figura, un cenno a parte merita l'ozono (O_3), il cui impiego implica l'obbligatoria produzione "in situ" e la gestione delle conseguenti complessità. L'ozono è però caratterizzato da un'elevato potere disinfettante ed è privo delle implicazioni connesse ai sottoprodotti dovuti all'impiego dei prodotti a base di cloro. In ogni caso, anche questo trattamento non esclude potenziali controindicazioni: a causa dell'elevato potere ossidante il biossido di cloro trasforma il bromuro (Br^-), eventualmente presente, in ione bromato (BrO_3^-), dalla cui elevata tossicità discende l'esigenza della rigida disciplina che caratterizza la normativa vigente.

Così come l'ozono anche il perossido di idrogeno (H_2O_2), la comune acqua ossigenata, può essere utilizzato nella disinfezione delle acque.

Tale composto chimico, è infatti un forte ossidante e in particolare la sua azione battericida è dovuta ai radicali liberi dell'ossigeno.

Il perossido di idrogeno è infiammabile. La quantità di perossido di idrogeno in soluzione è espressa in peso percentuale. Per il trattamento delle acque vengono usate concentrazioni di perossido di idrogeno di 35 o 50 %.

La maggior parte delle applicazioni del perossido di idrogeno consistono nell'iniezione del perossido di idrogeno in acqua corrente. Non è richiesto nessun altro prodotto chimico o equipaggiamento. Tale applicazione è usata oltre che nel controllo dello sviluppo biologico, per aggiungere ossigeno, per rimuovere i composti di cloro e per ossidare solfuri, solfiti, metalli ed altri materiali facilmente ossidati. L'idoneità del perossido di idrogeno in queste applicazioni è influenzata da pH, dalla temperatura e tempo di reazione. I limiti di tale sostanza sono dovuti alla scarsa persistenza dell'efficacia del trattamento.

I processi di ossidazione avanzata costituiscono un nuovo sviluppo nel campo della disinfezione con perossido di idrogeno. Tali processi producono radicali reattivi dell'ossigeno, senza l'interferenza dei catalizzatori metallici.

Tra le evoluzioni del trattamento di disinfezione, un ulteriore approfondimento legato agli scopi del presente lavoro è dedicato all'impiego della radiazione ultravioletta. Contrariamente ai disinfettanti chimici la radiazione ultravioletta esclude totalmente, alle dosi di $400 J/m^2$ (Temporelli, 2007) normalmente impiegate nei trattamenti, la formazione di sottoprodotti. In caso di dosaggi maggiormente intensi possono invece svolgersi fenomeni di fotoassorbimento in grado generare, in funzione delle sostanze contenute nell'acqua da trattare, possibili sostanze indesiderabili. Questo trattamento, che non induce modifiche nei caratteri organolettici, è impiegato in piccoli acquedotti in aree montane, spesso con acque già di ottima qualità in partenza, che richiedono solo una disinfezione prudenziale (Mantelli, 2008).

In particolare, come si vedrà nella presentazione del caso di studio contenuto del presente lavoro, il perossido di ossigeno e la radiazione U.V. sono utilizzati in modo combinato per la potabilizzazione di un'acqua che all'origine presenta elevate qualità organolettiche.

Come anticipato, in funzione delle differenti caratteristiche qualitative delle risorse idriche "grezze", vengono effettuati, in aggiunta alla disinfezione, ulteriori trattamenti più o meno complessi.

L'obiettivo finale di tali trattamenti può essere vario. In generale si effettua una distinzione basata sulla sostanza o sul gruppo di sostanze la cui concentrazione deve essere fortemente ridotta fino all'ottimalità dell'assenza totale:

- Trattamenti di abbattimento di ferro e manganese, solitamente presenti nelle acque di falda. L'eliminazione del ferro e del manganese si ottiene attraverso un processo biologico, attraverso una batteria di filtri, riempiti con sabbia quarzifera attivata con un dosaggio di ossigeno. Sulla superficie dei granelli di sabbia si forma uno film biologico, in grado di trattenere il manganese ed il ferro disciolti nell'acqua;
- Trattamenti di abbattimento dei composti organo alogenati, solitamente presenti nelle acque di falda e in quelle di superficie situate in aree ad elevata concentrazione industriale. Il trattamento dei composti organo alogenati viene eseguito per filtrazione ed adsorbimento su carboni attivi;
- Trattamenti di abbattimento dei composti azotati, in prevalenza nitrati, solitamente presenti nelle acque di falda situate in aree ad elevata concentrazione civile o agricola;
- Trattamenti di abbattimento dei solidi sospesi e di microinquinanti, comunemente presenti nelle acque superficiali. Per rimuovere il particolato sospeso si ricorre allo svolgimento di trattamenti di decantazione, di chiariflocculazione condizionata da composti appositi e al passaggio in appositi filtri.

1. **l'adduzione dell'acqua potabile fino** alla rete di distribuzione. L'acqua potabilizzata viene immessa nelle reti di adduzione e/o distribuzione, costituite da una sequenza di elementi acquedottistici articolata e diversificata in funzione dei sistemi e delle quote altimetriche iniziali e finali. Fanno parte di tali elementi serbatoi di accumulo, serbatoi rompi tratta e i sollevamenti.

Lungo lo sviluppo delle reti possono poi essere innestati impianti cosiddetti “in linea”, necessari per garantire la regolarità delle pressioni di esercizio e eventuali disinfezioni addizionali. Da tali reti si diramano poi gli allacciamenti di alimentazione agli impianti distributivi del cliente finale.

- ✓ **la distribuzione dell'acqua potabile.** I sistemi di distribuzione fino alle utenze finali comprendono le reti, i serbatoi di compensazione e di distribuzione, eventuali impianti di sollevamento e punti di controllo dei parametri qualitativi.

2.6.3 Le acque potabili e la normativa di riferimento

La prima normativa relativa alle acque potabili in Italia risale al 1934. Il testo unico delle leggi sanitarie parla di “*acqua pura e di buona qualità*” che deve essere nella disponibilità di ogni comune che prendeva come riferimento alcuni parametri utilizzati dall'Organizzazione Mondiale di Sanità. La prima normativa organica è il decreto del Presidente del Consiglio dei Ministri 8 Febbraio 1985 poi sostituito e integrato dal DPR n. 236 del 24 Maggio 1988.

Il principale riferimento vigente è costituito dal Decreto legislativo n. 31 del 2001, disposizione che recepisce la direttiva 98/83/CE, poi integrato dal D. Lgs. 25 febbraio 2002, entrato in vigore il 25 dicembre 2003.

Dal punto di vista dell'origine, le acque destinate al consumo umano sono estremamente eterogenee, potendo provenire da sorgenti, da pozzi, da fiumi, da laghi, fino ad arrivare alle acque salmastre e alle acque marine dissalate.

Tale variabilità nelle fonti di approvvigionamento rende ancora più stringente il controllo sui requisiti di qualità finale. Per essere potabile l'acqua non deve contenere sostanze tossiche e microrganismi patogeni ed è opportuno che contenga una certa quantità di sali minerali.

L'articolo 2 del decreto 31/2001 definisce le acque destinate al consumo umano come *“le acque trattate o non trattate, destinate ad uso potabile, per la preparazione di cibi e bevande, o per altri usi domestici, a prescindere dalla loro origine, siano esse fornite tramite una rete di distribuzione, mediante cisterne, in bottiglie o in contenitori”*.

L'articolo 3 definisce l'applicazione della norma escludendo le acque minerali naturali e medicinali e le acque la cui qualità non ha ripercussioni, dirette o indirette, sulla salute dei consumatori.

L'esclusione dal campo di applicazione della legge delle acque minerali è particolarmente significativa in quanto ad esse è dedicata una legislazione separata.

Il decreto 31/2001 introduce alcune rilevanti novità rispetto alla normativa precedente. Senza entrare eccessivamente nei particolari tecnici, da un punto di vista generale si riduce il numero di parametri, ora suddivisi in indicatori e obbligatori descritti nelle tabelle riportato in Allegato 1. La principale differenza fra questi due raggruppamenti consiste nel fatto che gli indicatori danno informazioni relative alla variazione di qualità dell'acqua e alla necessità di intraprendere azioni correttive, mentre gli obbligatori sono giuridicamente rilevanti. La normativa attuale, forte dell'esperienza maturata dal settore negli anni precedenti, ha eliminato alcune sostanze di scarso interesse sanitario oppure con una bassa probabilità di presenza nelle acque destinate al consumo umano. Il legislatore preferisce focalizzare l'attenzione su sostanze organiche e inorganiche di derivazione antropica e sui sottoprodotti derivanti dai trattamenti di potabilizzazione dei quali vengono fissati i valori limite. Vengono infatti superati i cosiddetti “valori guida”, ovvero i valori

ideali di concentrazione di molti parametri a cui raggiungimento il gestore doveva tendere, presenti nella legislazione previgente DPR 236/88 perché poco fondati scientificamente. Nella nuova normativa si cerca di tenere conto della situazione di fatto da un punto di vista sia gestionale che tecnologico, introducendo nel testo delle deroghe possibili per periodi transitori, anch'essi specificati nel testo. Tale evoluzione dinamica, al di là delle implicazioni specifiche che differiscono a seconda della sostanza considerata, danno un quadro piuttosto rappresentativo della continua evoluzione del settore.

Un'altra novità rilevante introdotta dal Decreto 31/2001 riguarda la conformità della qualità dell'acqua al punto d'uso, ovvero al rubinetto della singola utenza.

L'acqua, affinché la normativa sia rispettata, deve avere i requisiti previsti al punto di erogazione finale. L'ente gestore è responsabile della qualità dell'acqua al contatore, da qui in avanti fino al punto d'uso la responsabilità sarà di competenza del proprietario o amministratore dell'immobile. Questo scenario, abbinato alla diffusa consapevolezza che il transito dell'acqua nelle reti interne così come lo stazionamento in cisterne di accumulo può determinare alterazioni nella composizione di acqua, potrebbe aprire interessanti opportunità di intervento a mezzo di apposite apparecchiature tecnologiche.

2.6.4 Qualità delle acque potabili

Come si è visto, le acque potabili sono acque di origine sotterranea o superficiale prelevate dall'ambiente e sottoposte a trattamenti specifici in grado di renderle conformi a quanto previsto dalla normativa di settore. L'intensità e il tipo di trattamento di potabilizzazione dipendono dalla qualità di partenza della risorsa essendo stabilito dalla legge il punto di arrivo. Evidentemente una situazione di questo tipo impedisce schematiche generalizzazioni perché non è possibile comparare acque di qualità elevata come spesso sono quelle provenienti da zone montane e pedemontane a limitata presenza antropica e acque provenienti dai principali corsi d'acqua del paese come, ad esempio, il Po e l'Arno, la cui composizione varia anche in funzione degli apporti meteorici (Mantelli, 2006). Come

si è già visto nel paragrafo precedente dedicato alla potabilizzazione dell' acqua, la complessità nel caso delle acque di rete non riguarda esclusivamente la qualità iniziale dell' acqua destinata al consumo umano, che sempre più spesso risente di inquinamenti connessi all' attività antropica, ma si estende anche alle varie fasi del trattamento di potabilizzazione. A tale proposito si ricordano fra le sostanze più nocive i solventi organici, i nitrati e i metalli pesanti. Molti problemi sono poi dovuti alla concentrazione residua dei prodotti di trattamento oppure alla loro combinazione chimica con le sostanze contenute nell'acqua. Le stesse tubazioni possono poi essere causa di contaminazioni esterne soprattutto di tipo microbiologico e di cessione di sostanze indesiderate (Mantelli, 2006). La realtà presenta una varietà di situazioni tali da suggerire l'idea che ogni sistema acquedottistico implichi problematiche gestionali specifiche e particolari da risolvere con appropriati accorgimenti impiantistici. A tale proposito si ricorda l'ampia letteratura scientifica che si occupa dei sottoprodotti del cloro derivanti dal processo di disinfezione e degli effetti da essi prodotti sulla salute umana. L'innovazione tecnologica in questo specifico ambito ha progressivamente determinato la progressiva sostituzione dell'ipoclorito di sodio con il biossido di cloro e successivamente la parziale sostituzione dello stesso con l'ozono. L'ozono, come altri battericidi introdotti di recente, non è in grado di fornire una copertura disinfettante persistente e duratura nel tempo, molto spesso incapace di resistere alla grande estensione e all'obsolescenza delle reti. Le stesse reti sono del resto potenzialmente responsabili di contaminazioni batteriche ulteriori e pericolose per la salute e questo fa sì che le acque potabili si presentino nella maggior parte dei casi come acque sostanzialmente sterili ad alto contenuto di cloro residuo. Tale presenza e più specificatamente la sua influenza diretta sulle principali caratteristiche organolettiche è il fattore che principalmente ne limita l'utilizzo diffuso presso i cittadini incidendo soprattutto sugli aspetti emozionali legati al consumo dell'acqua. In altri casi difetti organolettici possono essere dovuti alla qualità originaria dell'acqua potabile come nel caso dell'elevata concentrazione di Magnesio Solfato disciolto che conferisce all'acqua un gusto tendente all'amaro (Mantelli, 2006).

In conclusione di questo paragrafo si ricorda come il D. Lgs.31/2001 all' articolo 5, comma 2, ponga in capo al responsabilità dell' acque esclusivamente fino al punto di consegna, ovvero al contatore. Da tale punto in avanti la responsabilità è in capo al

proprietario dell' edificio ovvero, nel caso prevalente di abitazioni condominiali, del responsabile della gestione dell' edificio che devono assicurare la conformità dell' acqua erogata ai requisiti di legge. Le strutture impiantistiche poste a valle del contatore possono essere causa di alterazioni di qualità delle acque potabili. Tra le principali cause di alterazioni ricordiamo (Temporelli, 2010) vengono individuate le seguenti:

- ✓ Vasche d'accumulo, il cui sedimento può favorire il proliferarsi di carica batterica;
- ✓ le tubazioni e la rubinetteria che possono essere causa di cessione di metalli pesanti all' acqua;
- ✓ le incrostazioni calcaree anch' esse fonte potenziale di proliferazione microbica;

La presenza di tali diffusi fattori di alterazione è alla base della diffusione dei dispositivi per il trattamento al punto d'uso.

2.7 Acque minerali e acque potabili

2.7.1 parametri chimici nelle acque potabili nelle e minerali

In allegato 1 si riporta una tabella riassuntiva dei parametri chimici ricercati nelle acque destinate al consumo umano e nelle acque minerali naturali secondo quanto previsto dalla normativa vigente.

In questo paragrafo si dà conto anche di alcune motivazioni tecnico-scientifiche a parziale giustificazione delle differenze esistenti concentrandosi sui parametri più significativi.

In linea generale si può osservare come parte delle accese polemiche sulla presunta mancanza di controlli nelle acque minerali non abbia riscontro nel quadro legislativo vigente e sia basata più su considerazioni eccessivamente semplicistiche che su valutazioni oggettive.

Fra i parametri organolettici, quali odore, sapore, colore, torbidità, non sono previsti nelle acque minerali perché ritenuti sempre soddisfacenti, mentre caratterizzano immediatamente le acque destinate al consumo umano, in quanto sono i più facilmente riconoscibili e frequentemente alterati dal passaggio all'interno delle infrastrutture di stoccaggio e trasporto idrico (Mantelli, Temporelli 2004).

La temperatura, al contrario, è più importante nelle acque minerali che nelle potabili, in quanto caratterizza con la propria costanza la sorgente e il contesto idrogeologico dell'acquifero “protetto”, mentre è estremamente variabile quando si ha a che fare con le acque superficiali più frequentemente utilizzate per la potabilizzazione. Analogamente, il pH e l'anidride carbonica disciolta assumono valori caratteristici per ogni acqua minerale in un campo di variabilità piuttosto ampio. Si pensi ad esempio al pH di certe acque termali e al quantitativo di CO₂ presente nelle acque effervescenti naturali (Mantelli, Temporelli, 2004).

Tali parametri nelle acque potabili, pur assumendo valori in tutto comparabili a quelli delle minerali, non hanno nessuna importanza se non in relazione a fenomeni di aggressività nei confronti delle condotte originati dagli equilibri chimici connessi. Il residuo fisso è quantitativamente definito dalla normativa delle acque potabili, mentre non è previsto alcun limite nel caso delle minerali anche se evidentemente acque eccessivamente saline hanno una importanza commerciale estremamente limitata.

Alcuni parametri che potremmo definire “caratteristici” hanno scarso rilievo pratico per le loro bassissime conseguenze sulla salute umana. Fra questi rientra senz'altro la durezza il cui controllo non è previsto per le acque minerali e definisce valori consigliati e non vincolanti nel caso delle potabili. A tale proposito un recente studio dell'Istituto Superiore di Sanità mostra una correlazione inversa tra la durezza dell'acqua e l'insorgenza delle malattie cardiovascolari.

L'ammonio assume qualche rilievo nelle acque destinate al consumo umano più per la sua correlazione con sfavorevoli condizioni microbiologiche e con probabili inquinamenti zootecnici e organici che per la tossicità sostanzialmente irrilevante. Le acque minerali naturali non prevedono alcun limite in quanto la presenza di eventuali

quantitativi di ammonio è ascrivibile a fenomeni naturali, anche se tale presenza determina ricadute negative sul piano commerciale e potrebbe portare alla presenza di nitriti la cui presenza è ammessa in quantità estremamente limitate.

Per quanto riguarda i metalli, le concentrazioni ammesse sono sostanzialmente simili. La differenza più rilevante riguarda il vanadio il cui controllo non è previsto nelle acque minerali, mentre il controllo del cadmio è più restrittivo nel caso delle minerali.

Il boro presenta sensibili differenze nel limite massimo ammesso, ma la stessa direttiva europea specifica che al momento non è opportuna la fissazione di alcun limite massimo, quindi la normativa italiana appare in questo senso più restrittiva.

Il manganese presenta differenze evidenti per una ragione specifica: pur avendo una tossicità limitata a valori elevati, comunque superiori ai 500 µg/l, il limite nelle acque potabili è particolarmente basso per evitare la precipitazione del biossido di manganese nelle tubazioni che darebbe notevoli problemi gestionali. In ogni caso il manganese è uno di quei componenti chimici che possono essere eliminati ricorrendo al trattamento con ozono (Mantelli, Temporelli, 2004).

Per i nitriti e i nitrati la situazione è piuttosto chiara con valori simili fra le due differenti tipologie di acque nel caso dei nitrati e con un valore di nitriti sensibilmente più basso nel caso delle minerali, nonostante l'invito della stessa normativa comunitaria ad allinearsi al valore previsto per acque potabili.

I cianuri presentano una situazione del tutto simile a quella dei nitriti, in quanto il valore definito dalla norma delle acque minerali appare eccessivamente impegnativo per i laboratori di controllo che devono approntare metodiche analitiche con caratteristiche prestazionali eccessivamente elevate. A supporto di queste considerazioni si può citare anche la storia dei controlli sulle acque che non ha mai riscontrato la presenza di questa sostanza la cui pericolosità è limitata esclusivamente ad eventuali aggiunte dolose (Mantelli, Temporelli, 2004).

Una considerazione a parte merita il parametro fluoruri, o più precisamente fluoro, come indicato dalla normativa comunitaria, in quanto citato dalla letteratura medica

nella doppia veste di elemento necessario al corretto sviluppo della dentizione ma anche come sostanza capace di indurre uno stato di malattia meglio conosciuto come fluorosi. Per questo motivo la legislazione vigente fa obbligo alle aziende produttrici di acqua minerale di indicare in etichetta la presenza di fluoruro oltre il quantitativo di 1,5 mg/l, ricorrendo alla dicitura:

“Contiene più di 1,5 mg/l di fluoro: non ne è opportuno il consumo regolare da parte dei lattanti e dei bambini di età inferiore a sette anni”.

Per quanto riguarda i cosiddetti “contaminanti di origine antropica” il decreto 29 dicembre 2003 definisce le sostanze la cui assenza ai limiti di rilevabilità del metodo analitico utilizzato costituisce garanzia di qualità per l’acqua minerale. Il decreto riporta inoltre in allegato una lista di sostanze per le quali sono previsti limiti massimi inferiori rispetto alle acque destinate al consumo umano.

Gli oli minerali-idrocarburi disciolti o emulsionati e i policlorobifenili non sono previsti nel caso delle acque potabili; inoltre il primo parametro si presenta generico e di difficile determinazione nella tecnica analitica infrarosso, comunemente impiegata, che prevede l’impiego come solventi d’estrazione freon e tetracloruro di carbonio, ovvero sostanze altamente inquinanti e lesive della fascia di ozono che protegge la Terra.

Tali difficoltà hanno portato all’eliminazione di questo parametro dall’elenco previsto dal decreto 31 del 2001, sostituito concretamente dal benzene di cui sono note diffusione e mobilità ambientale. La seconda classe di composti è invece più chiaramente definita come ubiquitaria, di derivazione antropica e ad elevata tossicità (Mantelli, Temporelli 2004).

Per quanto riguarda i composti organoalogenati, le differenze nelle quantità ammesse, generalmente più alte nelle acque destinate al consumo umano, si spiegano facilmente ricordando che questi composti sono il risultato dei trattamenti di disinfezione delle acque a base di cloro. La normativa italiana delle acque potabili, il già citato D. Lgs. 31/2001, risulta più severa della normativa comunitaria di cui è emanazione diretta (98/83 CE) e comunque già adeguata nella protezione della salute umana. Tali trattamenti non sono ammessi in nessun caso per le acque minerali

naturali, pertanto limiti molto bassi sono da interpretarsi come prove della sostanziale “purezza originaria” che rimane caratteristica imprescindibile delle acque minerali naturali.

Parametri come epicloridrina, acrilammide, cloruro di vinile, clorito e disinfettante residuo sono connessi al processo di potabilizzazione e quindi privi di alcun interesse per le acque minerali (Mantelli, Temporelli, 2004).

Un aspetto controverso, molto più discutibile di altre questioni recentemente dibattute, riguarda il trattamento delle minerali con aria arricchita di ozono. La normativa in atto permette infatti una concentrazione in ozono residuo pari a 50 µg/l e un valore di bromoformio pari a 1 µg/l che è il doppio di quanto ammesso per le acque minerali non trattate. A fronte di ciò, pur ammettendo che tale trattamento non si configuri come batteriostatico o battericida in quanto l’acqua minerale debba essere già pura alla fonte, diviene piuttosto complesso affermare che un’acqua così trattata mantenga la sua caratteristica indispensabile di “naturalità” (Mantelli, 2006). Tale aspetto, per quanto controverso, non assume particolare importanza nel caso di acque imbottigliate in Italia proprio grazie alle caratteristiche originarie della risorsa idrica estratta che rendono questi trattamenti molto improbabili e poco diffusi.

2.7.2 I controlli microbiologici nelle acque potabili e minerali

La ricerca di microrganismi e parassiti presenti nell’acqua è il modo più diretto per assicurarne la salubrità. Nel 2003 l’OMS affermava che le malattie infettive provocate da virus, batteri, protozoi patogeni costituiscono ancora il più comune e diffuso rischio per la salute, associato all’acqua potabile. Tra queste ricordiamo l’epatite A, il tifo e le gastroenteriti legate all’ingestione di acqua contaminata, la legionellosi legata all’inalazione di acqua, scabbia e tracoma causate dal contatto con acqua, schistosomiasi e malaria causate da vettori che nell’acqua compiono parti significative del loro ciclo vitale. Il controllo microbiologico dell’acqua ha lo scopo di accertare che essa non sia e non possa diventare veicolo di trasmissione di microrganismi patogeni, siano essi batteri o virus, d’origine fecale. Tale contaminazione può avvenire all’origine oppure in fase di distribuzione in rete.

Per verificare il rischio reale di contrarre una malattia infettiva ad interessamento gastrointestinale in una popolazione servita da un sistema idrico, bisognerebbe ricercare tutti i germi potenzialmente patogeni. Per le difficoltà relative alla loro ricerca, la filosofia che si segue per valutare la possibile presenza di patogeni di provenienza intestinale, è quella di stimare l'eventuale apporto di materiale fecale nel sistema idrico che si tiene sotto controllo. Tale apporto è valutato attraverso la ricerca di indicatori piuttosto comuni nelle feci di animali a sangue caldo (Bonadonna, 2007). E' fondamentale che l'indicatore si comporti nel mezzo esterno come il patogeno, avere una simile resistenza ai trattamenti di disinfezione e piuttosto sensibili all'isolamento. In sostanza la presenza dei microrganismi ricercati normalmente non costituisce pericolo per la salute umana ma spesso è indice di contaminazione fecale e quindi di pericolosità potenziale.

Il D. Lgs. 31/2001 contiene quattordici parametri microbiologici di cui due obbligatori, tre indicatori e nove accessori. Gli obbligatori sono impiegati per i controlli di routine che hanno una maggiore frequenza, mentre i restanti vengono controllati sui campioni di verifica previsti con una frequenza minore. In appendice 1 si riporta una tabella di comparazione analoga alla precedente, limitata a soli parametri microbiologici ricercati nelle acque destinate al consumo umano e nelle acque minerali naturali.

I coliformi totali, a causa della ricomprensione in questo gruppo per il loro aspetto, letteralmente "simili all'Escherichia coli", di alcune specie non fecali, presentano resistenze nell'ambiente esterno e quindi non costituiscono prova certa di contaminazione fecale recente (Bonadonna, 2007), mentre i coliformi fecali meno resistenti sono la dimostrazione di un inquinamento in atto (Ghinelli, 2004). Ugualmente gli streptococchi sono piuttosto resistenti e possono testimoniare un inquinamento dovuto al dilavamento da acque superficiali. I clostridi solfito riduttori testimoniano un inquinamento precedente e l'inefficienza dei trattamenti disinfettanti grazie alla loro capacità di resistere a lungo in condizioni sfavorevoli (Ghinelli, 2004). Essi sono prova diretta di fecalizzazione di acque superficiali solo sopra un definito quantitativo (50-200/100 ml), oppure se la loro presenza è contestuale a quella di streptococchi e Escherichia Coli. Lo *Pseudomonas Aeruginosa* è piuttosto

diffuso negli ambienti naturali fino ad arrivare agli acquiferi più protetti ma è ugualmente guardato con apprensione per la sua occasionale patogenicità, legata ad alcuni sierotipi all'interno della specie (Ghinelli, 2004).

2.7.3 Elementi di comparazione tra acque minerali e potabili

Le considerazioni e gli elementi introdotti in precedenza portano ad un ulteriore approfondimento riguardante le similitudini e le differenze che esistono fra acque minerali e acque potabili.

I dibattiti in atto, spesso incuranti del contesto complessivo e poco rigorosi dal punto di vista scientifico, si dividono tra chi difende la sostanziale equivalenza e tra chi afferma la netta prevalenza di una categoria sull'altra.

Il chimismo e la composizione di gran parte delle acque minerali e delle acque potabili sono senz'altro sovrapponibili, soprattutto in bacini idrografici omogenei e quando le reti di distribuzione, di estensione relativamente modesta e di buona qualità, non incidono negativamente sulla composizione dell'acqua erogata.

In precedenza si è visto come legislazioni separate e autonome determinino un quadro di controllo sostanzialmente equivalente, con valori limite per la maggior parte delle sostanze contaminanti più restrittivi nel caso delle acque minerali.

La legislazione delle acque potabili prevede però alcuni parametri strettamente connessi con le operazioni di trattamento.

Le differenze invece consistono in quadri normativi separati, entrambi derivanti da direttive comunitarie poi recepite da disposizioni nazionali che trovano la loro legittimazione nella diversa provenienza delle due tipologie d'acqua. La composizione delle potabili è generalmente soggetta a variazioni dipendenti dalla confluenza, talvolta, di acque di differente chimismo nelle stesse condotte e dalle variazioni stagionali che caratterizzano le acque superficiali. Al contrario, la costanza nella composizione e nella temperatura dell'acqua sono un requisito indispensabile per ottenere il riconoscimento di acqua minerale da parte del Ministero della Sanità.

Sono ammesse delle variazioni di modesta entità comunque irrilevanti ai fini del legame esistente fra la composizione in macrocostituenti e la risorsa estratta. Le acque minerali hanno un'origine esclusivamente sotterranea e risultano da infiltrazioni nel suolo di acque piovane. L'interazione del sistema acqua-roccia, con le sue caratteristiche di fondo come il tempo di residenza, la temperatura, la tipologia dell'acquifero e altro, determina le caratteristiche di composizione dell'acqua minerale e della purezza originaria che resta la caratteristica fondamentale e inderogabile di questa tipologia d'acqua.

L'estrazione di acque minerali in aree ad elevata naturalità può non essere sufficiente a garantire l'assenza di contaminanti che possono essere sia di natura microbiologica, dovuti a pressioni da fauna selvatica in sistemi di captazione non adeguati, che chimica, connesse a contaminazione indotte da metalli pesanti ed altri elementi in traccia derivanti da alterazione di minerali accessori delle rocce acquifere (Temporelli, 2003).

Lo sfruttamento di queste acque è soggetto ad un percorso autorizzatorio di tipo minerario.

Le acque potabili hanno solitamente una provenienza variabile, dalle acque superficiali, a quelle sotterranee passando per le salmastre. A seconda della qualità le acque dolci superficiali destinate alla potabilizzazione sono classificate in A1, A2 e A3, a seconda dell'intensità del processo di trattamento a cui tali acque devono essere sottoposte. Il loro sfruttamento è regolato da una autorizzazione concessa dalla provincia.

Un'altra significativa differenza fra i due tipi di acque consiste nei processi di trattamento che possono essere molto spinti nelle acque potabili e sono quasi nulli nelle minerali sulle quali sono consentiti esclusivamente interventi fisici, come i trattamenti con aria arricchita di ozono per l'eliminazione dei composti instabili e modifiche nel quantitativo di anidride carbonica disciolta. La disinfezione è ammessa esclusivamente per le acque potabili per l'abbattimento delle popolazioni microbiche. Tale operazione è svolta ricorrendo a composti del cloro che però danno luogo a sottoprodotti nocivi per la salute umana in concentrazioni elevate i quali

devono essere monitorati a loro volta. A causa del rischio potenziale rappresentato dalle tubazioni, l'acqua circolante deve avere una concentrazione disinfettante residua pari a 0,2 mg/l. Ciò produce ricadute dirette sulle caratteristiche organolettiche dell'acqua che non sempre mantiene quelle caratteristiche di gradevolezza necessarie a garantirne l'impiego quotidiano (Temporelli, 2003).

Le acque minerali non possono essere trasportate per nave o con altro mezzo prima dell'imbottigliamento che deve avvenire all'origine. Le norme previste per le acque minerali hanno decenni di applicazione, essendo questa tipologia già prevista nel 1924, mentre ancora non esistono regole specifiche per il confezionamento delle acque potabili. Ugualmente la legislazione per le acque minerali non prevede deroghe, mentre il D. Lgs. 31 permette il superamento di alcuni parametri purché la richiesta di deroga sia motivata e limitata nel tempo. La legge prevede che il ricorso alla stessa non diventi una costante e la procedura per la concessione deve contenere il piano per il rientro nei limiti previsti. La precedente normativa per le acque potabili (D.P.R. 236/1988) faceva ampio ricorso alle limitazioni nell'erogazione, mentre attualmente si cerca di commisurare l'entità del superamento ai rischi connessi ad un eventuale interruzione o da una limitazione di uso.

Per le acque destinate al consumo umano sono previsti controlli interni, ovvero eseguiti da laboratori di proprietà del gestore con profili analitici più o meno complessi a seconda che si tratti di controlli di routine o di verifica. L'autorità competente esegue poi controlli esterni che prevedono, in caso di superamento del limite, provvedimenti ben precisi commisurati all'entità del superamento. Le acque minerali sono soggette ad una normativa specifica a cui si aggiunge quanto disposto dalla legislazione alimentare. Il riscontro di parametri non conformi prevede l'immediato ritiro dal mercato del prodotto contaminato e la sospensione/ cessazione dell'autorizzazione allo sfruttamento della fonte.

Per giungere alle caratteristiche che devono possedere i materiali che vengono a contatto con le acque, le potabili sono disciplinate dal D.M. 174/2004. Tale decreto prevede che tali materiali non debbano in alcun modo incidere sulla composizione dell'acqua con essi posta a contatto. Le acque minerali, pur soggette alla normativa

specifica prevista per il settore alimentare di origine molto più remota, sono soggette a disposizioni sostanzialmente simili (Temporelli, 2003).

La presente rassegna per quanto concisa è senz'altro utile a rendere conto delle eccessive semplificazioni che spesso pongono su medesimo piano due tipi di acqua molto diversi per origine e trattamenti subiti. Alla luce delle differenze esistenti, una comparazione “funzionale” può essere effettuata esclusivamente ponendo la massima cura e attenzione alla specificità delle situazioni valutate e allargando la prospettiva ai principali aspetti connessi alla produzione, distribuzione e consumo dell'acqua da tavola.

2.8 Gli obiettivi della sostenibilità dell'acqua ad uso alimentare

2.8.1 Premessa

In precedenza sono state illustrate le principali implicazioni della sostenibilità nella gestione dell'acqua. A chiusura di questa parte si impone un approfondimento relativo agli obiettivi della stessa sostenibilità nel caso ci si occupi di quella frazione dell'acqua destinata direttamente al soddisfacimento dei bisogni fisiologici dell'organismo umano, in precedenza indicata come acqua da tavola o come acqua da bere. Tale porzione del fabbisogno idrico individuale, per quanto modesta in termini quantitativi, esige caratteristiche elevate sul piano qualitativo. Le ragioni alla base di tali esigenze di qualità sono evidenti e comprovate, fra l'altro, dalla vivacità del dibattito sulla qualità e sul governo dell'acqua che attraversa la società italiana da anni. In questa sede, ai fini degli scopi del presente lavoro, occorre evidenziare una peculiarità economica dell'acqua da bere. Essa, a differenza dell'acqua irrigua e di quella destinata ad altri usi umani, è di per sé un prodotto finale e non un semplice fattore della produzione fornito dalla natura. Questa condizione di prodotto finale determina ricadute immediate sull'approccio che, almeno teoricamente, dovrebbe caratterizzarne la gestione sostenibile. Di seguito ci si attiene al medesimo schema logico utilizzato in precedenza (par. 2.2), evidenziando come molte delle considerazioni già svolte, a maggior ragione, valgono quando si ha a che fare con quella quota consumo idrico che serve a soddisfare la sete, ovvero quella frazione di

acqua che la gran parte della letteratura giuridica intende come diritto e non come bene liberamente scambiabile sul mercato. Ci si limiterà in questa sede ad evidenziare gli aspetti sui quali al precedente paragrafo 2.2 non si è richiamata l'attenzione.

2.8.2 Sostenibilità Sociale dell'acqua alimentare

Abbiamo già detto che l'acqua necessaria alla vita è per molti autori da assimilarsi ad un diritto, pertanto è impensabile un suo totale affidamento al mercato. Le fontane pubbliche, antesignane dei moderni servizi idrici, rispondono nella storia al bisogno collettivo di acqua di qualità per lo svolgimento delle funzioni vitali (Temporelli, 2010). E' quindi evidente che sia da perseguire dal punto di vista sociale la disponibilità di acqua alimentare a un prezzo estremamente contenuto. Tale disponibilità, pur in presenza di una quota significativa di acqua alimentare privatizzata attraverso il meccanismo delle concessioni e liberamente scambiata sul mercato, non è attualmente in discussione. Al contrario si ritiene che la mercificazione dell'acqua minerale sia stata resa negli anni accettabile proprio in virtù dall'istituzione sostanzialmente generalizzata del servizio idrico che, almeno potenzialmente, permette ovunque di soddisfare il bisogno di acqua da bere a un prezzo praticamente irrilevante. Si l'onerosità del servizio idrico civile e nel contempo la sostanziale gratuità dell' acqua da bere, la quale incide sulla bolletta idrica in modo trascurabile. A livello di servizio idrico, considerando il consumo di 200 m³/anno, per il 2007 e il 2008 si è stimata una spesa pari al 1,7% con soglie di sostenibilità fissate dall' OECD ad un livello del 3-5% (CoViri, 2009).

In linea generale è poi possibile osservare che, anche nel caso delle acque minerali, in termini relativi enormemente più costose delle acque potabili, la spesa annua incide piuttosto limitatamente sul reddito medio pro-capite. Ugualmente, pur in presenza di alcune eccezioni negative degne di nota, la qualità e la sicurezza delle acque da bere in Italia è garantita sia per quanto riguarda le acque minerali che le acque potabili.

Un discorso a parte meritano invece gli aspetti organolettici e la connessa emozionalità del consumo che vede prevalere le acque minerali, anche grazie al contributo non trascurabile della pubblicità alla costruzione del senso comune collettivo e delle percezioni sociali. In questo senso il messaggio pubblicitario sembra decisamente puntare allontanarsi dalla tradizionale soddisfazione della sete per divenire una diffusa pratica salutistica(Fabris, 2008).

Come fattori critici in questo senso si citano anche i difetti organolettici che non di rado caratterizzano l'acqua di rete, in primis derivati dall'utilizzo per la disinfezione di prodotti a base di cloro e la generalizzata sfiducia dell'opinione pubblica verso tutto quanto venga concepito come pubblico.

In ogni caso, dal punto di vista sociale, nello studio della sostenibilità delle acque alimentari non sembrano esistere questioni particolarmente complesse almeno nel quadro sociale attuale. In ultima analisi, pur in presenza di una situazione generale non particolarmente problematica, è da ritenersi sostenibile tutto ciò che si muove al fine di favorire la disponibilità universale di acqua da bere di buona qualità.

2.8.3 Sostenibilità economica dell'acqua alimentare

Un approfondimento ulteriore meritano le questioni aperte al paragrafo 2.2.3, dedicato alla sostenibilità economica dell'acqua. In questa parte si precisa come in generale si possa parlare di sostenibilità economica ogni qual volta il corrispettivo economico di un particolare bene o servizio riesca a remunerare in modo ritenuto soddisfacente dal mercato i vari fattori produttivi necessari alla trasformazione della materia prima in prodotto finito.

Tale remunerazione è, come abbiamo visto in precedenza, sicuramente garantita nel caso delle acque minerali la cui produzione è realizzata da aziende private per le quali è lecito supporre una totale copertura dei costi di processo. A garantire tale sostenibilità economica come già detto (par.), ha concorso in modo decisivo la tecnologia delle materie plastiche in grado di rendere disponibili a basso costo contenitori usa e getta facilmente trasportabili. Tale innovazione di processo ha reso

possibile l'abbassamento del prezzo unitario della singola confezione. L'abbassamento del prezzo unitario, unitamente ai massicci investimenti pubblicitari, ha a sua volta stimolato la domanda di prodotto determinando così l'esplosione dei consumi e della produzione di acqua minerale. Un ulteriore elemento decisivo nel determinare l'imponente aumento dimensionale del mercato dell'acqua minerale è rappresentato dal costo estremamente ridotto delle concessioni di utilizzo delle sorgenti le cui acque sono destinate all'imbottigliamento.

In realtà la diffusione dei polimeri plastici e, in subordine, i consumi energetici connessi alla loro trasformazione hanno di fatto trascurato le diseconomie ambientali ed economiche associate a tali prodotti intermedi. Senza eccedere gli scopi del presente studio, basti pensare a i costi correlati alla gestione dei rifiuti e alle emissioni gassose generate dalla produzione e dal consumo di energia che i vari settori produttivi, tra cui quello delle acque minerali, hanno contribuito a far ricadere sugli ecosistemi naturali e sulla collettività. Tali esternalità negative sono rimaste escluse dal meccanismo di mercato anche per la difficoltà di computare i costi ad esse associate, generando nei fatti una sottoremunerazione complessiva del processo produttivo. Tale sintetica analisi porta quindi a concludere, almeno in termini generali, che la sostenibilità economica nella produzione di acque minerali, una volta inclusi tra i fattori da remunerare la società e l'ambiente, potrebbe essere meno scontata.

Nel caso delle acque potabili la sostenibilità dei costi è un principio che storicamente ha fatto fatica ad affermarsi e nonostante i risultati raggiunti dall'approvazione della "legge Galli" in avanti è tutt'ora applicato in modo molto variabile a seconda dell'area della penisola considerata, non riuscendo a superare in molte zone l'antica concezione del finanziamento degli investimenti nel settore idrico attraverso il ricorso al bilancio pubblico e alla fiscalità generale (Irsa-CNR, 1999). In generale è però possibile affermare che, pur fra mille difficoltà applicative, la tendenza all'applicazione del principio del "full recovery cost" che sottende la sostenibilità economica del servizio idrico sembra destinata a prevalere a livello nazionale. Il principio del "chi usa paga" appare il sistema più adatto a sottrarre il peso della politica idrica alla finanza pubblica e nello stesso tempo a incentivare politiche

efficienti non solo nella gestione delle reti ma anche nella ripartizione della risorsa tra utilizzazioni effettivamente remunerative. A tale proposito si rileva come a livello nazionale siano in fase di sperimentazione alcune forme di tariffazione utili a favorire il contenimento dei consumi e il contenimento dei costi per i quantitativi idrici necessari (Massarutto, 2008).

2.8.4 Sostenibilità ambientale dell'acqua alimentare

A livello ambientale gli scopi del presente lavoro implicano una preliminare precisazione relativa agli obiettivi delle politiche di sostenibilità in tale ambito. A seconda infatti dei volumi impiegati e della tipologia dell'utilizzo finale a cui è destinata la risorsa idrica, possiamo effettuare una suddivisione in due campi principali degli obiettivi di sostenibilità:

- I. quando la risorsa è impiegata in quantità significative e a seguito di gradi di trasformazione spazio-temporale piuttosto contenuti, una gestione idrica sostenibile deve approfondire gli aspetti, le criticità e le possibili azioni rivolte al contenimento della domanda di acqua ed eventualmente alla qualità della stessa risorsa rilasciata all'ambiente a valle dell'utilizzo. Mai come negli ultimi anni ci si è resi conto della scarsità che accomuna l'acqua alle altre risorse naturali e quindi della necessità di una gestione sostenibile della risorsa. Ogni qual volta si ha a che fare con impieghi quantitativamente rilevanti di acqua, la sostenibilità della gestione idrica deve essere rivolta all'equilibrio di lungo periodo fra disponibilità e domanda presente e futura. Le azioni concrete saranno quindi orientate al risparmio e al riuso idrico.
- II. Nei casi in cui l'acqua per essere resa disponibile nei luoghi e nei tempi voluti abbia la necessità di subire una trasformazione piuttosto spinta ad opera dell'uomo, tale da coinvolgere significativi flussi di materia ed energia, l'orizzonte della sostenibilità si dovrà spostare dalla risorsa idrica, che del processo stesso è sia materia prima che prodotto finale, alle risorse utilizzate nella trasformazione, al pari di quanto avviene nel caso di altri prodotti finali e intermedi. Captare acqua, addurla e sottoporla a trattamenti più o meno

spinti al fine di renderla disponibile nel luogo e nei tempi richiesti dall'attività umana, significa infatti sottoporre quantitativi idrici più o meno rilevanti a processi tecnologicamente complessi, in grado di indurre una ben precisa trasformazione soggetta alle leggi della termodinamica. Questo ulteriore orizzonte di sostenibilità, che sposta l'attenzione dall'acqua-materia prima all'acqua-prodotto e quindi al processo, è senza dubbio quello che riguarda principalmente l'acqua da bere la cui domanda, a parità di popolazione, è pressoché costante ed ineliminabile. Com'è noto l'incidenza relativa dell'acqua ad uso alimentare sul consumo pro capite totale risulta peraltro pressoché ininfluyente, rappresentando una quota estremamente modesta delle necessità quotidiane. Tale considerazione vale sicuramente nel caso di quella frazione di acqua di rete che impatta sull'ambiente soprattutto a causa dell'energia che impiega mentre potrebbe, alla luce dei risultati che verranno discussi in seguito, apparire meno fondata nel caso dell'acqua minerale. I risultati che seguono riveleranno come l'acqua minerale, a causa della quantità di energia e dei materiali impiegati nelle varie fasi che portano l'acqua in bottiglia nella disponibilità del consumatore, risulti discretamente idroesigente. Questo risultato, se da una parte smentisce le considerazioni precedenti, dall'altra conferma ulteriormente la scelta dell'impronta integrata come adeguata a descrivere gli impatti associati al processo produttivo delle acque da tavola. In particolare l'impronta idrica è sicuramente l'indicatore ambientale adeguato a rispondere alla domanda, solo apparentemente pleonastica, quanta acqua c'è nell'acqua? Rimangono comunque assolutamente rilevanti, soprattutto a causa dell'aumentato consumo di acqua minerale degli ultimi anni, i flussi nobili di materia ed energia che vengono sottratti all'ambiente per trasformare nel tempo e nello spazio l'acqua che ognuno utilizza per soddisfare i propri fabbisogni e che all'ambiente vengono riconsegnati come rifiuti, a seguito dell'utilizzo e della relativa degradazione associata al processo.

La sfida della sostenibilità ambientale nel settore delle acque alimentari non consiste nel favorire la contrazione di una domanda sostanzialmente incompressibile perché legata alle funzioni fondamentali della vita, ma piuttosto nella progressiva

trasformazione dei processi che trasformano spazialmente e qualitativamente la risorsa idrica in modo che sottraggano e restituiscano all'ecosistema quantità sostenibili di risorse e rifiuti.

Per raggiungere la sostenibilità o, più realisticamente, una maggiore sostenibilità in questo campo, occorrerà quindi studiare e analizzare i processi di produzione di acqua alimentare e l'erogazione dei servizi idrici al fine di una loro riprogettazione coerente con gli obiettivi della sostenibilità in generale con un uso meno intensivo delle risorse naturali materiali ed energetiche in particolare. Per quanto nascosti e poco visibili i flussi di materia e di energia associati all'acqua concorrono a determinare l'impronta complessiva dell'uomo nei confronti dei sistemi ambientali.

Di seguito proveremo a quantificarne l'entità per quel che riguarda l'acquedotto di Tresana posto nel comune di Porretta Terme. Una considerazione a parte merita la scelta della metodologia usata nel presente lavoro. L'impronta ecologica, alla luce dei notevoli progressi metodologici raggiunti, si configura come uno strumento particolarmente adatto alla quantificazione degli impatti perché al necessario grado di approfondimento e rigore analitico unisce un'elevata potenzialità di comprensione anche presso pubblici non particolarmente esperti ma potenzialmente disponibili alle istanze dello sviluppo sostenibile.

D'altro canto la potenza simbolica e culturale delle acque destinate al soddisfacimento della sete è dimostrata dal gigantesco mercato pubblicitario ad esse associato che, in termini di valore aggiunto, risulta uno dei primi a livello mondiale. L'entità delle risorse economiche mobilitate dal mercato pubblicitario e la conseguente asimmetria informativa è tale da rendere opportuno il ricorso a strumenti basati su concetti altrettanto semplici e potenti tali da poter competere ad armi pari con la potenza evocativa del messaggio promozionale. L'immediatezza e l'universalità del concetto di impronta associato ad ogni azione e processo umano, applicato nelle campagne informative relative alle acque, potrebbe fornire una risposta importante alla richiesta di consapevolezza diffusa che oggi si leva dalla società.

Capitolo 3 Impronta ecologica: la metodologia

3.1 Definizione di impronta ecologica

L'Impronta Ecologica è una metodologia di contabilità ambientale finalizzata alla determinazione dell'impatto umano esercitato sull'ambiente. Il metodo prevede la quantificazione dello spazio ecologicamente produttivo necessario al sostentamento e al mantenimento delle attività antropiche compiuto all'interno di un sistema oggetto di studio.

In termini più specifici, l'Impronta Ecologica di una popolazione, di un singolo individuo, oppure di una particolare attività produttiva (Wackernagel e Rees, 1996, Kitzes *et al.*, 2007) viene definita come la quantità di territorio ecologicamente produttivo, acquatico e terrestre, necessario per:

- a) fornire, in modo sostenibile, tutte le risorse di energia e materia consumate dalla popolazione o processo oggetto di studio;
- b) assorbire, in modo sostenibile, tutti gli scarti che sono inevitabilmente prodotti da quella popolazione o processo produttivo.

L'Impronta Ecologica esprime quindi la domanda di capitale naturale, intendendo tale concetto come comprensivo dei sistemi naturali (mari, fiumi, laghi, foreste, flora, fauna e territorio), dei beni (legname, cereali, pesce, materie prime) e dei servizi ecologici (biodiversità, stabilità climatica, fissazione dell'energia solare e conversione in materie prime) da questi prodotti.

Tale domanda viene prima definita e successivamente confrontata con la disponibilità di capitale naturale che insiste sull'area oggetto di studio, allo scopo di valutare la sostenibilità del processo o del modello di consumo e organizzazione sociale sottoposto ad indagine.

Lo scopo della metodologia è pervenire ad una valutazione dell'impatto che, alle diverse scale di analisi, la specie umana esercita sul pianeta.

Da quanto detto è quindi possibile calcolare l'impronta ecologica di un individuo, di una collettività ben definita, oppure di una particolare attività economica.

Nel caso di un singolo l'impronta ecologica sarà pari alla quantità di terreno biologicamente produttivo necessario alla produzione di tutti i beni e servizi utilizzati dall'individuo, comprensiva della superficie necessaria all'assorbimento di tutti i rifiuti connessi a tale attività di consumo.

In modo analogo è possibile definire l'impronta ecologica di una collettività come sommatoria delle impronte individuali, avendo cura di delimitare il gruppo sociale di riferimento. Sarà così possibile stimare l'impronta ecologica di una città, di una provincia, di una nazione e in generale di un territorio comunque definito.

L'impronta ecologica di una attività o di un prodotto è rappresentata dalla somma degli impatti generati dai materiali impiegati nel processo produttivo e dei rifiuti associati al medesimo processo produttivo, espressi in termini di superficie biologicamente produttiva. In questi casi è fondamentale, ai fini della robustezza dell'analisi, definire quali siano i confini del sistema oggetto di studio, avendo cura di specificare quali attività ne fanno parte e quali invece sono da considerare escluse dalla stima.

3.2 Fondamenti metodologici

3.2.1 alle origini del metodo

Il concetto di impronta ecologica è stato proposto per la prima volta agli inizi degli anni 1990, attraverso la definizione dei principi fondanti da parte del Prof. William E. Rees, ecologo alla *British Columbia University* e dell'allora suo allievo Mathis Wackernagel (Rees 1992, Wackernagel e Rees, 1996). Attualmente, della formalizzazione, standardizzazione e divulgazione di questo indicatore si occupa il *Global Footprint Network* (GFN) (www.footprintnetwork.org). L'ente con sede a Oakland, in California, è presieduto proprio da Mathis Wackernagel.

L'Impronta Ecologica si ispira a teorie e concetti precedentemente proposti e studiati per stimare le relazioni fra attività antropica e sistemi naturali. In particolare essa rappresenta l'evoluzione e la sintesi della *carrying capacity*, dal lato dell'offerta di

capitale naturale, e dell'**equazione IPAT** (poi successivamente modificata nelle varie versioni ImPACT, STIRPAT, IBPAT) come strumento di quantificazione della domanda ambientale.

La cosiddetta *equazione IPAT*, introdotta da Elrich e Holdren verso la fine del secolo scorso, definisce la *pressione complessiva* (I) come prodotto di tre principali variabili forzanti: la *popolazione* (P), l'*affluenza* (A) e la *tecnologia* (T). Il termine affluenza è in particolare riferito allo stile di vita e alla ricchezza materiale di una certa popolazione ed è espresso, ad esempio, in termini di consumo medio di risorse. La tecnologia indica invece una sorta di “danno ambientale” derivante dall'utilizzo di particolari tecnologie, piuttosto che altre disponibili, necessarie per mantenere lo stile di vita e la ricchezza caratteristici della popolazione oggetto di studio.

La tecnologia può, a titolo di esempio, indicare la quantità di agenti inquinanti generati dalla produzione e dal consumo di una definita quantità di beni materiali.

Tale equazione mostra pregi universalmente riconosciuti:

- è concettualmente semplice ed immediata;
- ha potere di predizione;
- ha un fine didattico ed illustrativo;
- è utile per analisi relative a macro-scala;
- consente di individuare diverse strategie per ridurre l'impatto complessivo.

Tuttavia, diversi contemporanei svantaggi ne hanno, nel tempo, limitato la diffusione.

Innanzitutto vi sono limiti di formalizzazione matematica. L'equazione è analiticamente definita dal semplice prodotto di tre fattori, formalmente indipendenti l'uno dall'altro. Tale presunta indipendenza non ha immediati riscontri reali. Difficilmente a una popolazione doppia corrisponde un impatto complessivo raddoppiato. Spesso il semplice prodotto è nei fatti sostituito da funzioni

matematiche maggiormente complesse, sinteticamente rappresentate dalla generica espressione:

$$I = f(P, A, T)$$

In questa forma espressione contempla e ammette la non linearità del sistema.

Un secondo limite attiene ai fattori A e T, entrambi definiti in modo evasivo e di difficile trasposizione numerica. Infine, un ulteriore svantaggio è legato al fatto che tale equazione a sé stante risulti aperta, priva di confini e limiti, quindi incapace di rivelare la sostenibilità o insostenibilità del sistema studiato.

Ugualmente la determinazione della *carrying capacity* di un particolare ecosistema può presentare problematiche. La *carrying capacity*, capacità portante o di carico, è definita come il numero di individui di una determinata specie che un particolare habitat può ospitare indefinitamente, sostenendone l'esistenza, senza minare la propria produttività e quella del sistema stesso.

Quando l'oggetto dello studio ecologico è la specie umana emergono i principali problemi, vista e considerata l'estrema variabilità dell'impatto individuale.

L'*Impronta Ecologica* (*Ecological Footprint* o EF) ha tentato di superare i limiti dei due indicatori di origine, ribaltando innanzitutto il punto di vista dell'osservatore.

L'obiettivo non è più la determinazione di quanti individui possono vivere in maniera sostenibile su una determinata porzione di superficie terrestre, bensì quello di misurare quanta superficie occorre per soddisfare le esigenze di un determinato numero di individui. L'approccio EF non sposta il proprio epicentro dagli individui all'area ad essi necessaria (Rees, 1992). Il concetto di superficie cui l'impronta ecologica fa riferimento è un concetto più ampio di quello che l'uso comune del termine potrebbe far supporre: non è necessario, ai fini della sostenibilità del sistema, che tale superficie sia realmente disponibile nel luogo dove gli individui vivono e producono l'impatto.

Rispetto a quanto previsto dall'equazione IPAT, l'impronta ecologica sostituisce il prodotto A·T, proponendosi di computare l'impatto che ogni essere umano produce

sull'ambiente, attraverso la quantificazione dello spazio ecologicamente produttivo di cui è necessario disporre per sostenere la vita del singolo individuo.

L'Impronta Ecologica è anche uno dei rari indicatori di sostenibilità in grado di offrire una misura di posizione nella scala della sostenibilità, grazie all'introduzione del concetto di **biocapacità** (Wackernagel e Rees, 1996; Monfreda *et al.*, 2004).

3.2.2 La biocapacità

La **Biocapacità** (BC), esprime la potenziale disponibilità di Capitale Naturale in una certa area, agendo in maniera inversa rispetto all'Impronta Ecologica.

La biocapacità misura l'offerta di **bioproductività**, ovvero la produzione biologica di una data area. Essa dipende sia dalla dotazione di ecosistemi locali, ovvero dalla superficie fisicamente occupata da tali ecosistemi, sia dalla loro effettiva produttività. La biocapacità non dipende dalle sole condizioni naturali, ma è funzione correlata alle pratiche agricole e forestali dominanti (Monfreda *et al.*, 2004).

La biocapacità totale viene decurtata di una percentuale stabilita destinata allo spazio vitale minimo per le altre specie. Su quale sia effettivamente la quota più opportuna non vi è completa sintonia. Gli autori della metodologia, pur riconoscendo che si tratti di un valore non sufficiente, si rifanno a quanto stabilito dalla convenzione sulla biodiversità, destinando alle altre specie una quota pari al 12%.

Tenendo conto che la superficie produttiva totale è approssimativamente 11,3 miliardi di gha (circa un quarto della Terra), è stato stimato che, per il principio di equità, in media sono disponibili circa 2,1 gha per ciascun abitante del Pianeta (WWF, 2008).

3.2.3 Confronto impronta ecologica-biocapacità

Il comune riferimento agli ettari globali di impronta ecologica e biocapacità permette il confronto diretto fra i due diversi indicatori ambientali. Lo scopo di tale bilancio è

la verifica della congruità tra richiesta di capitale naturale da parte della comunità umana insistente su una data porzione della superficie terrestre (impronta ecologica) e la disponibilità potenziale della stessa area alla produzione complessiva “dalla culla alla tomba” dei beni e servizi ambientali necessari (biocapacità). Tale confronto permette di esprimere una valutazione di sostenibilità rispetto all’atteggiamento e allo stile di vita adottato dalla popolazione oggetto di studio. I riferimenti alla base di tale valutazione sono i tempi biologici e i limiti naturali, mentre la comparazione può essere effettuata in riferimento altre popolazioni, introducendo il concetto di *equità intragenerazionale*, ovvero riferendosi alle generazioni future: in questo secondo caso si parlerà di *equità intergenerazionale*.

Questi raffronti possono determinare due risultati opposti:

- ✓ **surplus ecologico**: la biocapacità è superiore all’impronta ecologica: $BC > IE$. Questa condizione rappresenta l’*optimum* in quanto non si è ancora verificato il superamento dei limiti: il capitale naturale disponibile eccede ogni anno quello realmente utilizzato;
- ✓ **deficit ecologico**: la biocapacità è minore dell’impronta ecologica: $BC < IE$. I limiti sono stati superati, ovvero è utilizzato più capitale naturale rispetto a quanto annualmente disponibile.

Per sopperire a tale deficit si può ricorrere a due differenti strategie, che possono essere utilizzate anche in sinergia (Monfreda *et al.*, 2004):

- ✓ **importazione della biocapacità mancante** dall’esterno dei confini del sistema analizzato ricorrendo, ad esempio, al mercato. Tale metodo è ovviamente vincolato dalla natura e dalla scala del sistema analizzato: esso deve essere necessariamente un sistema aperto in grado di scambiare materia con il suo intorno. Ciò è possibile nel caso delle nazioni ma non nel caso della Terra che, essendo un sistema chiuso, non è in grado di scambiare materia con gli altri pianeti del sistema solare;
- ✓ **utilizzo degli stock di risorse** che dovrebbero essere preservati per rendere possibile la vita su questo pianeta alle generazioni successive.

Alla luce di quanto evidenziato, a livello globale, in presenza di deficit ecologico, la sottrazione dello stock di risorse che andrebbe lasciato alle generazioni future è l'unica strategia possibile ed è infatti la cifra che caratterizza l'epoca attuale.

3.3 Caratteristiche della metodologia dell'impronta ecologica

3.3.1 Assunti di fondo delle analisi di impronta ecologica

La letteratura individua sei assunti fondamentali nelle analisi di impronta ecologica:

- ✓ la maggior parte delle risorse consumate dalle persone e i corrispondenti rifiuti generati possono essere tracciate e monitorate;
- ✓ tali risorse possono essere misurate in termini di area bioproductiva necessaria al mantenimento dei flussi generati. Le risorse che non possono essere misurate in termini di area biologicamente produttiva determinano sottostime nell'impronta ecologica;
- ✓ attraverso appropriate ponderazioni è possibile convertire le varie tipologie di area in un'unità di misura comune avente una bioproductività pari alla media mondiale;
- ✓ l'unità di misura comune così individuata definisce la medesima bioproductività annua di riferimento, permettendo così la somma dei vari contributi e l'ottenimento di un unico indice aggregato;
- ✓ la domanda di natura, espressa in ettari globali, l'unità di misura di riferimento, può essere direttamente comparata alla offerta di beni e servizi ambientali, comunemente indicata con il termine biocapacità;
- ✓ dalle analisi a varia scala può risultare che agli ecosistemi viene richiesta una capacità rigenerativa eccedente le disponibilità e questa condizione corrisponde a un valore di impronta ecologica superiore alla biocapacità. In tal caso si parla di superamento degli equilibri ecologici.

3.3.2 I rifiuti nelle analisi di impronta ecologica

I rifiuti sono parte integrante delle analisi di impronta ecologica in quanto intimamente connessi ad ogni tipo di attività umana. La metodologia dell'impronta ecologica suddivide i rifiuti in tre principali categorie:

1. rifiuti prodotti o assorbiti all'interno di cicli biologici chiusi, il cui computo determinerebbe duplicazioni nella stima. In questa categoria sono compresi i rifiuti biologici, i residui colturali, i prodotti di origine animale, il legname e l'anidride carbonica emessa da biomasse o da fonti energetiche fossili;
2. rifiuti accumulati in discariche di cui è necessario calcolare l'impronta ecologica in termini di area produttive utilizzate a questo scopo;
3. rifiuti non prodotti né assorbiti da cicli biologici. A questa categoria appartengono molte sostanze di sintesi, i sottoprodotti tossici e inquinanti. A tali sostanze non è associata direttamente un'impronta ecologica e solitamente vengono contabilizzati ricorrendo ad altre metodologie. Tuttavia è possibile associare a queste particolari tipologie di rifiuti impronte ecologiche indirette e derivanti dai principali processi connessi alla loro produzione.

3.3.3 Normalizzazione dell'area bioproduttiva

La bioproduttività di una stessa porzione di superficie terrestre differisce considerevolmente sia tra i vari paesi del mondo sia tra le diverse categorie di territorio precedentemente illustrate. Riferire le superfici definite nelle analisi di impronta ecologica alla bioproduttività media mondiale permette di comparare direttamente i risultati ottenuti con evidenti vantaggi per l'interpretazione dei dati ottenuti.

La normalizzazione avviene in due fasi successive:

- ✓ La prima prevede l'introduzione di un fattore di resa Y_F , normalmente espresso in tonnellate/ettaro (Tonn/Ha) necessario a comparare la produttività di una particolare nazione con la produttività media mondiale prevista per la

medesima categoria di territorio. La relazione che permette di calcolare il fattore di resa è la seguente:

$$✓ \quad YF_L = \frac{\sum A_{w,i}}{\sum A_{n,i}}$$

Dove YF_L è il fattore di rendimento considerato per un particolare tipo di territorio nella nazione N , A_n e A_w identificano l'area nazionale e mondiale necessaria all'ottenimento della medesima quantità di beni naturali ottenibili dalla tipologia di territorio considerata. Se dalla categoria di superficie considerata si ottiene un solo bene primario è possibile utilizzare la seguente relazione semplificata:

$$✓ \quad YF_L = \frac{Y_N}{Y_W}$$

In altri termini, **il fattore di rendimento** indica di quanto la produttività locale di un dato tipo di terreno differisce dalla produttività media mondiale riferita alla stessa tipologia di terreno. Ad esempio, questo fattore esprime quante volte le foreste brasiliane sono più produttive rispetto alla produttività media mondiale delle foreste. Ogni nazione ha un suo set di fattori rendimento, che possono cambiare di anno in anno.

- ✓ Per poter comparare i vari risultati di impronta ecologica e di biocapacità è necessario introdurre un secondo elemento di conversione, il fattore di equivalenza che permette di trasformare i contributi corrispondenti a particolari categorie di territorio in superfici caratterizzate da una produttività media mondiale, comunemente definite ettari globali. La sua unità di misura è gha/ha. Un ettaro con la produttività media globale ha un fattore di equivalenza pari a 1. Il fattore di equivalenza di un certo terreno è identico per tutte le nazioni del mondo e può cambiare ogni anno in relazione al modello di gestione, alla produttività e alle tecnologie prevalenti.

Tali fattori sono annualmente verificati da parte dei ricercatori del *Global Footprint Network* e si basano sulla produttività potenziale dei terreni stabilita per le *Global Agroecological Zones* (GAEZ) dall'*International Institute for Applied Systems*

Analysis (IIASA) e dalla *Food and Agriculture Organization* (FAO) in grado di considerare la produttività dei diversi agro ecosistemi per ottenere fattori appropriati e sufficientemente robusti. L'unità di misura finale dell'indicatore sono gli ettari di superficie ecologicamente produttiva o ettari globali (gha) (Monfreda *et al.*, 2004; Kitzes *et al.*, 2009). La scelta dell'unità di misura è funzionale e coerente alla potenza divulgativa del concetto. Lo spazio, limitato per esperienza quotidiana, rende bene l'idea di finitezza e quindi facilita la comprensione fisica del superamento dei limiti.

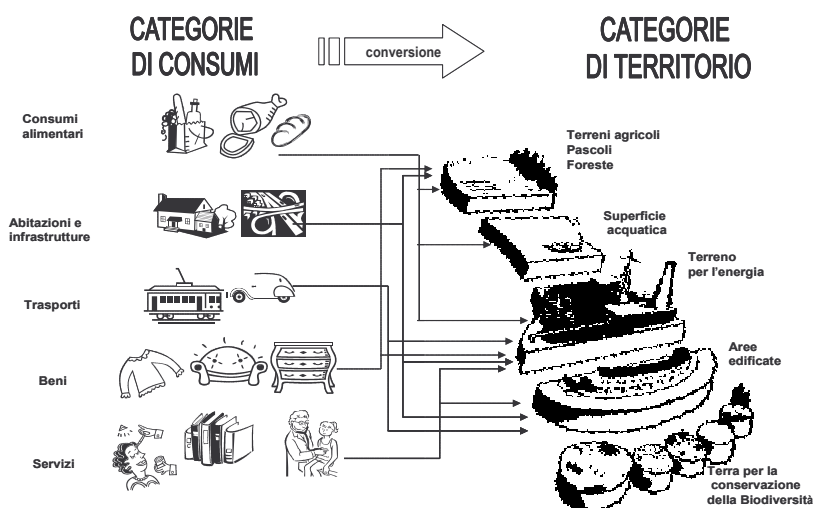


Fig.3.1: Conversione delle risorse o categorie di consumi in superfici di territorio.

3.3.4 Le categorie di territorio

A ciascun bene e servizio considerato vengono associate, a seconda delle caratteristiche peculiari del prodotto e del processo economico da cui lo stesso prodotto scaturisce, una o più delle seguenti tipologie di territorio³:

- ✓ **terreno agricolo**: superficie di terra coltivata necessaria per produrre risorse alimentari e non alimentari di origine vegetale (*e.g.* cereali, frutta, verdura,

³ Tale classificazione rispecchia quella proposta e utilizzata dall'Unione Mondiale per la Conservazione nel 1991.

tabacco, cotone, foraggi animali, oli vegetali). Questa tipologia di territorio produce beni e servizi di grande utilità per le attività umane. Nelle analisi di impronta ecologica viene calcolata la quantità di terreno agricolo necessaria alla produzione di un quantitativo unitario del prodotto considerato riferita alla resa media mondiale. A livello locale il contributo dell'impronta ecologica dovuto al terreno agricolo può superare la biocapacità territoriale. Tale superamento non può ovviamente darsi a livello globale.

- ✓ **terreno a pascolo:** superficie di terreno utilizzata per la produzione di beni alimentari e non alimentari di origine animale (*e.g.* carne, latte, lana), Solitamente si tratta di terreni coperti da arbusti e alberi isolati a produttività molto più bassa rispetto ai terreni agricoli canonici.
- ✓ **foreste:** le aree forestali, coltivate o naturali, che possono generare prodotti in legno; in questa categoria normalmente viene ricompreso anche il terreno per l'assorbimento dell'anidride carbonica.
- ✓ **terreno per l'energia:** superficie forestale necessaria per assorbire l'anidride carbonica prodotta dal consumo dei combustibili fossili e di energia elettrica all'interno dell'area in esame.
- ✓ **area edificata:** superficie di territorio utilizzata per costruire strade, abitazioni e altre infrastrutture. In questo caso l'impronta ecologica legata a tale tipologia di superficie è esattamente pari alla biocapacità perduta.
- ✓ **superficie acquatica:** superficie marina e d'acqua dolce necessaria alla produzione di risorse ittiche coinvolte nelle analisi di impronta ecologica.

3.4 L' analisi dell' impronta ecologica

3.4.1 Il calcolo dell'impronta ecologica

Per ogni prodotto primario, direttamente derivato dagli ecosistemi, considerato nelle stime, si procede alla valutazione di ogni categoria di terreno appartenente alle tipologie precedentemente individuate, secondo la seguente equazione:

$$EF = \frac{P}{y_n} \cdot YF \cdot EQF$$

Dove P è la quantità di prodotto o rifiuto considerato espresso in tonnellate, mentre y_n è il fattore di resa media nazionale per il prodotto P, mentre YF e EQF sono rispettivamente i fattori di resa e di equivalenza.

Nel caso si abbia a che fare con prodotti derivati, ovvero sottoposti a ulteriori lavorazioni e processi, occorre introdurre opportuni tassi di estrazione secondo la seguente relazione:

$$Y_D = Y_P \cdot EXTR_D$$

Dove Y_D e Y_P sono i fattori di resa rispettivamente del prodotto primario e derivato. Tale tasso di estrazione corrisponde al rapporto di massa tra il prodotto derivato e il prodotto primario considerato ed è solitamente conosciuto come tasso di conversione o produttività tecnica indicato come TCF_D . Quando da uno stesso prodotto primario vengono simultaneamente ottenuti più prodotti derivati occorre ponderare il contributo della risorsa primaria tenendo conto del prezzo di mercato dei vari beni simultaneamente derivati come principale fattore incentivante la produzione del prodotto P e che porta a definire un fattore di allocazione dell'impronta ecologica FAF_D secondo le seguenti relazioni:

$$EXT_D = \frac{TCF_D}{FAF_D}$$

$$FAF_D = \frac{TCF_D V_D}{\sum TCF_{iVi}}$$

Dove V_D e V_i sono i prezzi del mercato dei prodotti derivati D e i-esimo.

3.4.2 Gli standard dell'impronta ecologica

La grande diffusione dell'uso dell'impronta ecologica come indicatore ambientale centrale nelle valutazioni di sostenibilità ha determinato nel tempo delle differenziazioni nell'applicazione della metodologia. Tali divergenze potrebbero

determinare un parziale indebolimento di questo strumento rendendolo, se applicato in modo diverso da caso a caso, meno utilizzabile e più difficilmente confrontabile.

Al fine di impedire che ciò avvenisse, un comitato proposto e organizzato dall'Ecological Footprint Network è arrivato a proporre veri e propri standard in grado di specificare le modalità applicative dell'impronta ecologica.

La prima versione degli standard risale al 2006, mentre la seconda è stata rilasciata nel 2009, a seguito di aggiornamenti e puntualizzazioni rese necessarie dall'evolversi congiunto dell'utilizzo applicativo dello strumento e della ricerca scientifica. Si citano, come particolarmente significative, le innovazioni metodologiche proposte nel caso l'analisi sia riferita alle singole attività o organizzazioni produttive.

Gli standard assicurano che le analisi di impronta ecologica siano condotte in modo coerente e in accordo con le pratiche più avanzate proposte dalla comunità scientifica.

In particolare, gli standard si occupano dei dati di origine, dei fattori di conversione, della definizione dei confini di studio e delle modalità di comunicazione dei risultati ottenuti.

I motivi appena descritti, la semplicità concettuale, unitamente ad una facile ed immediata comunicabilità, hanno contribuito enormemente alla diffusione di questo indicatore e del metodo ad esso connesso. L'Impronta Ecologica sta ricevendo sempre più consensi in termini di diffusione ed utilizzo, ben al di fuori della comunità scientifica, fino a raggiungere la società civile e il mondo politico.

Di recente l'Impronta Ecologica è stata inclusa nel set *degli Indicatori Comuni Europei* come 11° indicatore.

Le caratteristiche di fondo lo rendono un indicatore ad ombrello molto adatto a sintetizzare le informazioni rese disponibili dall'impiego di dieci indicatori di pressione, stato e risposta.

Il WWF (*World Wildlife Found*) da anni utilizza questo indicatore per la redazione dei suoi reports annuali; mentre *Ecological Economics*, la più prestigiosa rivista

internazionale di economia ecologica e sostenibilità, nel 2000 ha dedicato un volume monografico alla discussione sulle valenze di questo indicatore.

3.4.3 L'impronta ecologica dei territori: nazioni, province, città

Nel caso di stime territoriali di impronta ecologica si procederà all'individuazione di alcune categorie di consumo particolarmente significative, secondo quanto contemplato dalla seguente suddivisione:

- ✓ Alimenti
- ✓ Abitazioni e Infrastrutture
- ✓ Trasporti
- ✓ Beni di Consumo e Servizi.

Sommando i contributi delle diverse tipologie di territorio, dopo aver svolto un'operazione di normalizzazione che tiene conto della diversa produttività di questi terreni⁴, si ottiene l'impronta totale della popolazione.

L'area così calcolata non rappresenta più una superficie reale. Tale superficie, che tiene conto della produttività media, è da intendersi come quella necessaria per produrre la quantità di biomassa effettivamente usata dalla popolazione o dall'individuo. È ugualmente utile ricordare che l'Impronta Ecologica rappresenta la somma di tutti questi appezzamenti di terreno, indipendentemente da dove essi siano effettivamente localizzati.

L'impronta ecologica è uno strumento in grado di assegnare un *valore ambientale* ad ogni risorsa consumata, poiché memorizza, in termini di superficie bio-produttiva, tutto il percorso che è stato necessario, a monte, per produrre e rendere fruibile quel

⁴ A tale scopo sono utilizzati dei coefficienti chiamati fattori di equivalenza (o *equivalence factor*) che tengono conto della differente produttività dei vari terreni. L'uso di questi fattori è necessario per poter operare la somma fra termini omogenei.

bene e, a valle, per assorbire gli scarti che ne accompagnano l'uso (Niccolucci, Pulselli, 2007).

Per citare un esempio, l'Impronta Ecologica di un chilo di pane è circa 30 gm^2 . Tale valore è riconducibile alla somma di due contributi, uno reale e uno ideale. Nella fattispecie viene richiesto il terreno agricolo necessario per fare crescere il grano (75%), e un generico terreno per l'energia (25%) per tenere conto di tutti i consumi, diretti ed indiretti, di energia nelle varie fasi di coltivazione, di raccolta, nonché di trasformazione in pane e di trasporto fino al luogo di consumo.

L'Impronta Ecologica ricorre al cosiddetto **principio di responsabilità** secondo cui gli impatti sono ripartiti sulla base del reale consumo di un particolare bene. In definitiva, quindi, l'Impronta Ecologica è un indicatore che mette in relazione lo stile di vita ed i consumi di una popolazione con il Capitale Naturale consumato.

3.5 La metodologia applicata ai prodotti e servizi finali

3.5.1 L'impronta ecologica

La progressiva e crescente diffusione delle analisi di impronta ecologica ha determinato una progressiva espansione delle possibili ricerche e applicazioni. Gli standard 2008 comprendono per la prima volta una sezione dedicata agli studi di impronta ecologica dei prodotti e delle attività.

L'impronta ecologica di un prodotto è da intendersi come la somma di tutte le attività necessarie a creare, usare e disporre del prodotto oggetto di studio.

Per analogia è possibile calcolare l'impronta di un prodotto intermedio non destinato al mercato finale ma a successive e ulteriori elaborazioni, limitando l'analisi alla fase assunta come limite arbitrario nella catena del valore. Per evitare duplicazioni e sottostime è necessario indicare espressamente tale limite, definito come "confine del sistema".

Ovviamente, per quanto accurato possa essere lo studio, non è possibile considerare interamente il ciclo di vita di un prodotto, intendendo con tale termine la somma

delle fasi che vanno dalla produzione di un prodotto, passando per il relativo utilizzo dello stesso fino ad arrivare allo smaltimento dei rifiuti prodotto nell'intero processo.

Nella realtà si procede a valutazioni semplificate, in grado di elencare in modo dettagliato tutte le attività considerate nell'analisi condotta.

- ✓ Gli approcci più diffusi per stimare l'impronta ecologica di un prodotto finale sono solitamente due:

- ✓ Il primo basato sulla valutazione del ciclo di vita (LCA) del particolare prodotto considerato. Qualora le fonti dei dati disaggregati siano esterne alla stessa analisi occorre indicarne chiaramente l'origine. Nel caso invece i dati disaggregati risultino da calcoli interni all'analisi, occorre verificarne la conformità agli standard di qualità previsti per le valutazioni LCA. I prodotti primari contenuti nel prodotto derivato oggetto di studio devono essere trasformati in valori di superficie bioproductiva utilizzando i fattori di conversione previsti dal bilancio nazionale di impronta ecologica. Nel caso di un fattore di equivalenza inesistente per un particolare prodotto primario, è necessario calcolare ex novo tale fattore e trattarlo come fattore non convenzionale. Eventuali sottostime relative a troncamenti ed esclusioni dal sistema devono essere presentate e discusse nell'analisi che deve, se possibile, prevedere effetti di mitigazione e contenimento degli stessi;
- ✓ Il secondo invece riferito ad una valutazione input-output ambientalmente estesa e riferita alla categoria merceologica più prossima al prodotto studiato. In questo tipo di analisi i dati di impronta ecologica per ogni tipo di uso del suolo devono provenire dal bilancio nazionale dell'impronta ecologica. I dati input-output provenienti da fonti nazionali devono essere opportunamente riferiti e dichiarati e gli effetti derivanti da assunzioni generiche ritenute valide per un particolare prodotto devono essere presentate, discusse ed, eventualmente, mitigate.

Eliminato:

Entrambi gli approcci hanno pregi e difetti. La valutazione del ciclo di vita permette di studiare l'impatto ambientale del particolare prodotto considerato ma la stima

risente necessariamente di esclusioni e troncamenti a monte e a valle del sistema considerato.

La valutazione estesa input-output permette per converso una più corretta valutazione dei contributi ambientali complessivi ma limita l'analisi a categorie di prodotto genericamente estese e non scende nel dettaglio del singolo processo produttivo.

Gli standard nell'edizione 2008 ammettono entrambe le modalità di valutazione e la combinazione delle stesse al fine di contenere le implicazioni negative. La massima rilevanza, come già accennato, è posta sui cosiddetti “confini del sistema” che possono essere posti in un qualsiasi punto del processo purché esplicitamente dichiarati nell'analisi.

3.5.2 Impronta idrica

Tale indicatore di sostenibilità ambientale è stato proposto come evoluzione dei più diffusi indicatori di uso dell'acqua in tempi relativamente recenti (Hoekstra, Hung, 2005). L'impronta idrica, al pari di quella ecologica, si riferisce al quantitativo di risorse naturali sottostanti la produzione e il consumo di un determinato bene o servizio che nel tempo si accumulano nel prodotto stesso. Ad accomunare impronta ecologica ed impronta idrica è anche l'obiettivo, in quanto entrambi gli indicatori si propongono di ridurre tutti gli input a un denominatore comune, assunto come unità di riferimento.

L'Impronta Ecologica quantifica il terreno necessario a produrre le risorse e assorbire i rifiuti. L'impronta idrica conteggia il volume complessivo di acqua utilizzato sia per produrre il bene o servizio sia per “diluire i rifiuti” associati al processo.

Inoltre entrambi gli indicatori hanno una componente reale e virtuale, i cui contenuti relativi possono variare in modo estremamente ampio. In generale tanto più il

prodotto è industriale, sottoposto ad elaborazioni complesse, tanto più rilevanti sono le risorse non rinnovabili e, di conseguenza, maggiore è la componente virtuale rispetto alla reale.

Il concetto di *acqua virtuale* indica la quantità d'acqua utilizzata per l'intera filiera, dalla produzione al consumo diretto, rappresenta in sostanza l'acqua incorporata o nascosta nei beni o nei servizi.

La praticità nell'utilizzo di questo indicatore ne fa uno strumento adeguato sia a permettere il confronto diretto tra i diversi stili di vita di popolazioni che insistono su porzioni molto distanti del pianeta, sia a raffrontare le necessità idriche con le disponibilità locali e globali.

Eliminato:

Per citare un esempio, ogni italiano usa in media 215 L di acqua reale al giorno, per bere e per lavarsi, ma il consumo reale è 30 volte superiore, oltrepassando i 6.500 L pro capite, estendendo il consumo idrico all'acqua virtuale contenuta negli alimenti, negli abiti e in tutti i beni di consumo.

Per ogni prodotto è possibile stimare il contenuto di acqua virtuale (Hoekstra e Chapagain, 2008). Si parla di acqua virtuale perché la maggior parte dell'acqua che è necessaria alla produzione oggetto di studio non è direttamente contenuta nel bene o prodotto finale. Generalmente il contenuto reale di acqua di un prodotto è una quota trascurabile rispetto al contenuto virtuale. Il contenuto di acqua virtuale, espresso in m³/anno (Hoekstra e Hung, 2005), viene generalmente suddiviso in tre principali componenti idriche (Hoekstra e Chapagain, 2008):

La componente verde rappresenta la parte d'acqua evaporata-traspirata durante tutto il processo di coltivazione del prodotto primario;

La componente blu è riferita al volume di acqua superficiale o sotterranea utilizzato nell'attività considerata. Nel caso dei prodotti agricoli questa frazione corrisponde all'acqua utilizzata per l'irrigazione dei campi;

La componente grigia, corrispondente al volume di acqua inquinata dal processo di produzione. La quantificazione di questa componente individua il volume di acqua

necessario alla diluizione dell'acqua "inquinata" fino a farla rientrare all'interno di standard di accettabilità ambientale.

3.5.3 Impronta di carbonio

L'*Impronta di Carbonio* è un indicatore che ha conosciuto una diffusione inimmaginabile fino a pochi anni fa, grazie al suo intimo collegamento ai cambiamenti ambientali imputabili

In grande parte alla crescente concentrazione di anidride carbonica in atmosfera.

A tutt'oggi non esiste né una definizione univoca di *Carbon Footprint* né una metodologia standardizzata del suo calcolo.

L'impronta di carbonio quantifica tutte le emissioni di gas serra prodotte da un'organizzazione, un evento o un prodotto. Tale concetto scaturisce dal dibattito generato dall'utilizzo dell'impronta ecologica come indicatore, configurandosi l'impronta di carbonio come un sottoinsieme delle valutazioni di impronta ecologica, a loro volta basate su analisi del LCA (life cycle assessment).

Le emissioni computate si riferiscono a tutti i gas ad effetto serra diretto o indiretto, a prescindere dal reale contenuto in carbonio di questi ultimi. Ogni tipologia di gas serra viene ricondotto al potere climalterante dell'anidride carbonica utilizzando opportuni coefficienti detti *global warming potentials*. Tali coefficienti sono in grado di ponderare il tempo di vita della sostanza con il relativo potere climalterante. Tali valori, una volta ottenuti, sono espressi in kg CO₂ equivalente.

Tale indicatore è stato concepito per misurare un lato fondamentale dei processi produttivi e delle organizzazioni, al fine di mettere appunto opportune strategie di riduzione delle emissioni. Le applicazioni, alla luce del grande interesse destato dall'introduzione di questo strumento, hanno riguardato singoli prodotti intermedi e finali, dalla carta, al vetro, ai computer, infrastrutture come arterie stradali e interi settori di attività economica.

3.6 Critiche e approfondimenti alla metodologia

- ✓ Varie critiche sono state rivolte negli anni all'utilizzo dell'impronta ecologica come indicatore di sostenibilità. Le critiche (Fiala, 2008) possono essere suddivise in due gruppi di matrice opposta:
- ✓ Il primo gruppo individua nell'impronta uno strumento eccessivamente severo nella valutazioni di sostenibilità. Per questa ragione vengono criticate le "emissioni 0" di anidride carbonica preliminarmente assunte nelle stime, il riferimento a confini nazionali o amministrativi ecologicamente arbitrari e la mancata considerazione nella metodologia delle evoluzioni tecnologiche.

Eliminato:

Eliminato:

Le "emissioni 0" assunte a fondamento delle analisi di impronta rappresenterebbero un requisito eccessivamente stringente ed escluso da evidenze di carattere scientifico. Venendo meno tale assunto le superfici individuate nelle stime di impronta risulterebbero sovrastimate. Alcuni studi (Moran e altri, 2008) attribuiscono oltre il 50% del valore dell'impronta determinato dalla superficie necessaria all'assorbimento della anidride carbonica e quantificano un superamento della biocapacità del 25%. Qualora fosse possibile ridurre della metà la superficie per energia, l'attività umana complessivamente intesa risulterebbe, secondo quanto stabilito a fondamento della stessa teoria dell'impronta, all'interno dei limiti di sostenibilità.
- ✓ A tali obiezioni i ricercatori del Global footprint network (Kitzes, Moran et al., 2008) hanno replicato sostenendo che nessun consumo oltre le capacità di rigenerazione-assorbimento del pianeta può essere considerato sostenibile nel lungo periodo.
- ✓ Le critiche relative alle delimitazioni amministrative su cui si basano i raffronti impronta ecologica-biocapacità riguardano l'arbitrarietà di tali confini e il loro scarso significato ambientale. Il deficit ecologico risultante sarebbe quindi ovvio e coerente ai principi fondamentali dell'economia. La concentrazione della popolazione umana in estese aree urbane determina, dal

punto del pensiero economico, ricadute positive sul piano dell'uso efficiente delle risorse assecondando la logica del vantaggio comparato.

Sotto la validità di tali assunti, l'uso dell'impronta ecologica potrebbe semplicemente definire le disparità esistenti nell'utilizzo del capitale naturale ma non sarebbe uno strumento adeguato a valutare la sostenibilità territoriale.

Infine le analisi di impronta ecologica, basate su produttività medie mondiali, espresse in ettari globali, sono accusate di avere limitata capacità predittiva, in quanto incapaci di includere le evoluzioni tecnologiche.

Una maggiore produzione di beni e servizi naturali, in grado di supportare accresciuti consumi individuali e globali può infatti essere realizzata con metodologie estensive, ovvero impiegando più terra, oppure con metodologie intensive che incrementano le rese globali e locali. I dati storici relativi alle principali produzioni primarie sembrano confermare questa ipotesi evidenziando come gli aumenti di produzione siano dovuti più che all'aumento delle superfici messe a cultura a miglioramenti tecnici in grado di aumentare le rese annue.

Queste valutazioni renderebbero sostenibile un futuro in cui i consumi accresciuti sono supportati da superfici produttive costanti o, addirittura, complessivamente decrescenti.

Su questo punto specifico coloro che hanno messo a punto l'indicatore sottolineano come l'impronta ecologica non sia un modello dinamico ma semplicemente uno strumento che permette la realizzazione di "istantanee statiche" relative ad un particolare momento storico ed in presenza di un definito livello tecnologico.

- ✓ Il secondo gruppo di critiche accusa invece l'impronta ecologica di escludere dalle valutazioni di sostenibilità alcuni aspetti molto rilevanti. La metodologia considera unicamente le emissioni di CO₂, escludendo dal computo qualsiasi altra sostanza tossica o inquinante. Ugualmente l'impronta ecologica esclude dalle valutazioni di sostenibilità i negativi effetti della degradazione del suolo. Tale degradazione, spesso legata ad usi

maggiormente intensivi delle risorse, e per nulla valutata nelle analisi di impronta ecologica è di per sé stessa, causa di insostenibilità. Da questo punto di vista modalità intensive di utilizzo del suolo possono generare impronte ecologiche paradossalmente più ridotte rispetto a livelli di impiego tecnologico inferiori. Tale situazione di ridotta impronta ecologica accompagnata a tassi crescenti di degradazione del suolo indurrebbe a valutazioni di sostenibilità errate.

La scarsa robustezza di questo indicatore sarebbe infine dimostrata dall'esame delle correlazioni esistenti tra l'impronta ecologica e l'indice di sviluppo umano. Tali indicatori sarebbero correlati da un rapporto di funzionalità diretta che farebbe supporre una minore sostenibilità dei paesi più avanzati.

Al contrario sembra più adeguata a descrivere la sostenibilità reale la relazione inversa che lega l'indice di sviluppo umano e la degradazione del suolo, direttamente collegata alle rese agricole locali e territoriali. Nel caso tale ipotesi fosse valida, paesi caratterizzati da basse impronte ecologiche potrebbero, a causa di tassi elevati di degradazione del suolo, essere molto più lontani dalla sostenibilità di paesi caratterizzati da valori di impronta sicuramente più elevati.

Questa considerazione spinge gli studiosi critici (Fiala, 2008) a dichiarare la maggiore appropriatezza di indicatori di sostenibilità direttamente ai gas serra e agli altri fattori di insostenibilità i cui meccanismi di azione sono scientificamente provati. A tale critica gli estensori del metodo (Moran e altri, 2008) rispondono evidenziando come la condizione di impronta ecologica inferiore alla biocapacità globale sia da intendersi come condizione necessaria alla stessa sostenibilità ma non di per sé sufficiente. La sostenibilità dipende infatti anche da altri fattori tra cui la degradazione della fertilità dei suoli e la presenza di sostanza tossiche il cui monitoraggio è fondamentale nelle valutazioni dei sistemi produttivi ed economici.

Parte II Il caso di studio

Capitolo 4 L'impronta ecologica dell'acquedotto di Tresana

4.1 Il gruppo Hera

Il Gruppo Hera nasce il 1° novembre 2002 dalla fusione di 11 multiutility pubbliche derivate per evoluzioni societarie successive dalle aziende municipalizzate in precedenza operanti sul territorio emiliano e romagnolo. I soci fondatori di Hera sono stati 139 Comuni delle province di Bologna, Ravenna, Rimini e Forlì - Cesena, dislocati da Bologna fino al mare Adriatico. La costituzione delle nuove società afferenti al Gruppo Hera è avvenuta allo scopo di migliorare la qualità dei servizi al cittadino nei settori dell'energia, dell'acqua e dei servizi ambientali. Le accresciute dimensioni avrebbero permesso nel tempo di realizzare economie di scala e sinergie e di raggiungere livelli di efficienza più elevati di quelli delle società iniziali.

Nel giugno 2003 l'azienda è stata quotata in Borsa, immettendo sul mercato dei titoli azionari il 44,5% del suo capitale. La crescita di Hera è avvenuta per linee interne e passaggi successivi, arrivando a conseguire al termine dei primi tre anni di vita il doppio del margine operativo lordo iniziale.

Queste, in sintesi, le date significative della creazione del Gruppo Hera:

- ✓ 22 maggio 2002: accordo tra i soci (definizione delle macrostrutture organizzative di gruppo, definizione del ruolo delle principali strutture - Holding e Società Operative);
- ✓ 1 novembre 2002: costituzione di Hera S.p.A. e articolazione del Gruppo Hera;
- ✓ 26 giugno 2003: quotazione in borsa;
- ✓ 7 ottobre 2003: acquisizione del 42% di Agea Ferrara;
- ✓ 6 luglio 2004: acquisto del 100% di Centro Ecologia Ambiente;

- ✓ 28 settembre 2004: acquisto del 15% della Centrale di Sparanise (Calenia Energia);
- ✓ 15 dicembre 2004: acquisto del 39% della Centrale di Teverola (SET);
- ✓ 1 gennaio 2005: nascita di Hera Ferrara s.r.l.;
- ✓ 27 dicembre 2005: fusione di Meta Spa di Modena;
- ✓ 1 gennaio 2006: nascita di Hera Modena s.r.l.;
- ✓ 13 marzo 2006: acquisto della rete di distribuzione elettrica nella provincia di Modena;
- ✓ 13 marzo 2006: fusione con Geat Distribuzione Gas di Riccione;
- ✓ 27 luglio 2006: acquisto fino al 49,79% di Aspes, multi-utility di Pesaro;
- ✓ 8 agosto 2006: acquisto del 46,5% di SAT, multiutility di Sassuolo;
- ✓ 28 giugno 2007: fusione tra Aspes (Pesaro) e Megas (Urbino);
- ✓ 23 luglio 2007: nascita di Marche Multiservizi;
- ✓ 23 luglio 2007: approvata dal CdA la fusione di SAT S.p.a. in Hera S.p.a.
- ✓ 28 luglio 2008: acquisto del 100% di Megas Trade (Urbino)
- ✓ 17 dicembre 2008: acquisto del 32% di Tamarete Energia (Chieti), società attiva nella produzione di energia
- ✓ 12 ottobre 2009: acquisto del 25% di Aimag, multi-utility operante nell'area di pianura della provincia di Modena

Attualmente i Comuni che detengono azioni Hera sono distribuiti sui territori di Bologna, Ferrara, Modena, Ravenna, Forlì, Cesena e Imola.

Nel 2009 Hera è stata la prima multiutility italiana nel business Ambiente in termini di rifiuti raccolti e trattati, la seconda nel business Idrico in termini di margine operativo lordo e di volumi erogati, il quarto operatore italiano nel business Gas in

termini di gas venduto e l'ottavo operatore italiano nel business Energia Elettrica in termini di energia elettrica venduta.

Il Gruppo Hera è uno dei principali soggetti a livello nazionale attivi nella gestione dei servizi idrici, energetici e ambientali. A livello territoriale si occupa inoltre di illuminazione pubblica, di teleriscaldamento, di servizi telematici e di gestione cimiteriale.

4.2 Le attività del gruppo

4.2.1 Servizi energetici

Hera rappresenta uno dei principali operatori nazionali nella distribuzione di gas, energia elettrica e termica. Le vendite superano i 2,8 milioni di metri cubi di gas l'anno con di oltre 1 milione di clienti serviti. L'attività di distribuzione di energia elettrica ha subito una decisa crescita successivamente all'integrazione-fusione di Meta. Attualmente Hera ha un mercato pari a circa 7,4 TWh di energia all'anno e più di 335.000 clienti. Il settore energia, gas ed elettrico è, in forza delle disposizioni normative succedutesi nel tempo, completamente liberalizzato dal 1° luglio 2007.

Nel **settore energetico** l'attività principale è rappresentata dalla distribuzione e dalla vendita di gas metano: con 2.803 milioni di m³ di gas venduti nel 2009, Hera rappresenta il quarto operatore nazionale, e il secondo tra le local utilities, nel mercato della vendita agli utenti finali. Con oltre 13.342 km di rete gas, serve i territori di Bologna, Ravenna, Forlì-Cesena, Ferrara, Modena e, grazie alla partecipazione in Marche Multiservizi, è presente anche nei territori di Pesaro-Urbino.

Il Gruppo Hera **distribuisce energia elettrica** agli utenti allacciati alla rete di distribuzione che serve i Comuni di Imola e Mordano (Provincia di Bologna), Sant'Agata sul Santerno, Massalombarda e Bagnara di Romagna (Provincia di Ravenna), oltre ai comuni di Modena e a 18 comuni della provincia Modenese. Il Gruppo si occupa inoltre della gestione della illuminazione pubblica in 60 Comuni

delle province di Bologna, Ravenna, Forlì-Cesena, Ferrara, Modena, Rimini e Pesaro-Urbino.

Il Gruppo opera poi nella **vendita di energia elettrica** ai clienti sul proprio territorio di riferimento e, grazie alla liberalizzazione, sull'intero mercato dell'Italia nord orientale. Il Gruppo, pur non caratterizzandosi storicamente quale **produttore di energia elettrica**, ha da tempo attuato iniziative volte alla produzione efficiente di energia sia elettrica che termica, puntando prioritariamente sulla **produzione di energia da fonte rinnovabile o assimilata** attraverso il recupero energetico connesso alla valorizzazione di impianti associati ai propri processi produttivi quali cogenerazione (il calore recuperato è distribuito tramite teleriscaldamento), termovalorizzazione di rifiuti e recupero di biogas da discariche e da impianti di depurazione di acque reflue urbane, turboespansione del gas naturale, impianti fotovoltaici, impianti mini-idroelettrici: a tutto ciò si aggiungono importanti partecipazioni in impianti termoelettrici in Campania per 1.200 MW di potenza installata.

La partecipazione in Tirreno Power permette di disporre di una potenza equivalente di circa 56 MW disponibile per la vendita.

La produzione di energia elettrica e termica del Gruppo Hera si contraddistingue per l'utilizzo di fonti che minimizzano l'impatto ambientale e le emissioni in atmosfera di inquinanti, per l'attenzione al risparmio energetico e per la presenza di impianti tecnologicamente innovativi. In futuro Hera intende incrementare l'impiego di fonti energetiche rinnovabili potenziando il parco impiantistico già presente ed allargandolo con nuovi impianti di produzione fotovoltaici ed idroelettrici.

Hera da tempo persegue una politica rivolta all'**Efficienza Energetica** non solo per la produzione di energia nei propri impianti e nello sviluppo del teleriscaldamento, ma anche per la riduzione dei consumi, sia nei propri edifici/impianti che in quelli di partner terzi e Clienti Finali, in collaborazione con i medesimi, anche attraverso la Gestione dei Servizi Energia. Hera partecipa inoltre per il 10,40% in GALSI, la società per il progetto di importazione di gas algerino in Italia, attraverso la realizzazione di un nuovo gasdotto Algeria-Italia.

Tramite il servizio di teleriscaldamento Hera soddisfa i fabbisogni energetici di utenze civili e terziarie nelle Province di Bologna, Forlì-Cesena, Ravenna, Ferrara e Modena.

Hera alimenta le proprie reti di teleriscaldamento attraverso impianti che recuperano energia dalla termovalorizzazione dei rifiuti solidi urbani. Il servizio di teleriscaldamento fornito da Hera consiste nella vendita al cliente di calore per riscaldamento e la produzione di acqua sanitaria. Tale calore è contenuto nell'acqua che esce dagli impianti di produzione a circa 90°C. I vantaggi di tale sistema, rispetto alle modalità tradizionali, permette di concentrare la produzione di calore in poche centrali, più efficienti, affidabili e meglio controllate rispetto alle caldaie domestiche individuali. Le conseguenze positive consistono nella maggiore sicurezza, nel minore inquinamento e nei minori costi di manutenzione a parità di flessibilità nell'utilizzo del vettore energetico.

4.2.2 Servizi Ambientali

Il Decreto Legislativo 22/97, cosiddetto Decreto Ronchi, che disciplina la gestione dei rifiuti urbani, degli imballaggi e dei rifiuti speciali pericolosi, è basato sul principio di riduzione della produzione e della pericolosità degli stessi. I rifiuti devono essere recuperati o smaltiti senza pericolo per la salute dell'uomo e senza causare pregiudizio all'ambiente, perseguendo criteri di economicità, efficacia ed efficienza del servizio definiti dagli ambiti ottimali di unità gestionale (ATO) in modo analogo a quanto avviene nel settore idrico.

Nell'ambito dei **servizi ambientali** Hera gestisce l'intero ciclo di recupero e riciclaggio della materia attraverso la sinergia tra i servizi operativi ambientali (raccolta rifiuti, spazzamento e lavaggio strade) e quelli di trattamento rifiuti (recupero e smaltimento), per un totale di circa 5,1 milioni di tonnellate di rifiuti trattati nel 2009.

Hera gestisce l'intero ciclo dei rifiuti comprensivo delle fasi di raccolta, recupero, trattamento e smaltimento in convenzione con le Agenzie d'Ambito Ottimale di

Bologna, Ferrara, Rimini, Pesaro, Forlì-Cesena e Ravenna. Nel campo dei rifiuti urbani, il Gruppo opera in circa 145 comuni con un bacino di utenza di 2,5 milioni di cittadini con la raccolta di oltre 1,8 milioni di tonnellate all'anno di rifiuti, convogliati in oltre 70 impianti di smaltimento. Il Gruppo effettua anche la raccolta di rifiuti speciali ossia provenienti da attività industriali, commerciali e del terziario, che non risultano assimilabili ai rifiuti urbani per qualità e quantità, nonché il trattamento ed il recupero di rifiuti solidi urbani e speciali, di rifiuti liquidi e fangosi e lo smaltimento in discarica dei rifiuti non recuperati. I rifiuti trattati nel 2009 sono stati oltre 5,1 milioni di tonnellate. Il Gruppo gestisce iniziative di recupero energetico dei rifiuti attraverso impianti di termovalorizzazione, cogenerazione e produzione di biogas, così da limitare lo smaltimento in discarica a quella limitata parte che non può essere recuperata né sotto forma di materia né sotto forma di energia. Hera è uno dei principali operatori italiani nel settore della termovalorizzazione dei rifiuti, con sette impianti gestiti. La società svolge anche attività di compostaggio, un processo di digestione aerobica delle frazioni organiche biodegradabili di rifiuti, attraverso il quale viene accelerato quanto normalmente avviene in natura.

4.2.3 Servizi idrici

Nel **settore idrico** Hera gestisce l'intero ciclo. Dalla captazione alla depurazione e re-immissione nell'ambiente delle acque, ed è il secondo operatore italiano. La Legge Galli sul Servizio Idrico Integrato (l. 36/1994) ha determinato il progressivo riordino dei servizi idrici finalizzato all'industrializzazione della gestione del ciclo idrico. Pur in presenza di un quadro normativo incerto e in progressiva e costante ridefinizione, il Gruppo Hera si occupa della gestione integrata del servizio idrico, avendo cura di garantire la tutela della qualità delle acque e il risparmio idrico. Più precisamente Hera gestisce il Sistema Idrico Integrato in 180 comuni dell'Emilia-Romagna, delle Marche e della Toscana, con volumi d'acqua immessi in rete pari a circa 325 milioni di metri cubi per l'anno 2007, circa 26.300 chilometri di reti di acquedotti (inclusendo ASPES che conta 1.378 chilometri di rete), oltre 13.500 chilometri di reti fognarie e 859 impianti di depurazione.

Le fonti di approvvigionamento da cui Hera preleva la risorsa idrica, ovvero l'acqua grezza, sono di diversa natura ed entità. Una quota rilevante del prelievo è effettuata in profondità attraverso 64 campi pozzo. Un'altra porzione significativa proviene dalle 11 principali derivazioni di acque superficiali. Gli impianti principali di potabilizzazione sono 27. La quota restante dell'acqua distribuita è prelevata da sorgenti di cui è titolare di concessione o viene acquistata da terzi.

I trattamenti di potabilizzazione sono differenziati in funzione dell'origine e della qualità dell'acqua alla fonte. Si passa da processi chimico-fisici spinti, effettuati di norma su acque di origine superficiale (eliminazione dei solidi sospesi, separazione dei microinquinanti presenti, eliminazione dei microrganismi patogeni), alla semplice filtrazione e disinfezione effettuata in taluni casi su acque provenienti da pozzi profondi e sorgenti.

La rete fognaria gestita da Hera è prevalentemente di tipo misto, mentre la rete separata nera e grigia è meno diffusa. Il servizio copre approssimativamente l'88% del fabbisogno espresso in abitanti equivalenti. La Legge Regionale Emilia-Romagna n. 4 del 6 marzo 2007 stabilisce che la gestione dei sistemi di drenaggio delle acque meteoriche (fognature bianche) rientra nell'ambito del SII. Progressivamente il Gruppo sta acquisendo la gestione di tali sistemi.



Fig. 4.1: i numeri chiave di Hera nel 2009

4.3 Il governo e la struttura organizzativa del Gruppo Hera

Gli organi sociali che formano il sistema di governance del gruppo Hera sono:

- ✓ l'Assemblea degli Azionisti;
- ✓ il Consiglio di Amministrazione, formato da 18 membri di cui 14 espressione degli azionisti di maggioranza e 4 espressione degli azionisti di minoranza. Appositi patti di sindacato e di consultazione definiscono le modalità per la nomina dei membri del consiglio di amministrazione. A tale organismo di

governo sono conferiti dallo statuto del gruppo i poteri per la gestione ordinaria e straordinaria della società con facoltà di produrre tutti gli atti e i fatti necessari al conseguimento degli scopi sociali dell'impresa, ad esclusione di quelli che per legge spettano all'assemblea degli Azionisti;

- ✓ il Comitato Esecutivo, nominato dal Consiglio di Amministrazione con riguardo alla definizione annuale del piano industriale di Gruppo e alle proposte di nomina dei dirigenti di primo livello, ha il compito di esprimere un parere preventivo rispetto alla presentazione al Consiglio di Amministrazione, nonché di deliberare, in relazione a definite fasce di importo, in ordine ai contratti e convenzioni inerenti all'oggetto sociale, a rapporti di consulenza con esperti professionisti esterni, all'adesione della società a organismi, associazioni, enti, a transazione di controversie e rinunce di crediti, ad atti modificativi e risolutivi di contratti per linee di credito e finanziamenti, alla stipula, modificazione, risoluzione di contratti per investimenti. Il Comitato Esecutivo è composto dal Presidente, dal Vicepresidente e dall'Amministratore Delegato di Hera S.p.A.
- ✓ il Collegio Sindacale, l'organo societario che vigila sulla corretta amministrazione, in particolare sull'adeguatezza dell'assetto organizzativo, amministrativo e contabile adottato dagli amministratori e sul suo concreto funzionamento;
- ✓ i comitati interni, che supportano lo svolgimento delle funzioni del consiglio di amministrazione. I comitati interni sono il Comitato per la Remunerazione e il Comitato per il Controllo Interno. Il Consiglio di Amministrazione ha inoltre istituito un Organismo di Vigilanza ai sensi del D. Lgs. 231/2001, nonché un Comitato Etico per il monitoraggio, la diffusione e l'attuazione dei principi del Codice Etico del Gruppo Hera.

L'evoluzione nel tempo del modello imprenditoriale ed organizzativo del Gruppo Hera ha consentito di bilanciare il forte radicamento territoriale derivante dalle esperienze aziendali preesistenti con la crescita dimensionale finalizzata all'offerta di servizi pubblici sempre più efficienti.

Fino al 2009, la formula di governo prescelta ha visto nella holding una sorta di polo ordinatore, aperto all'ingresso di nuovi soci in grado di abbinare al proprio ruolo di direzione all'interno del gruppo una struttura operativa di territorio, capace di interpretare le esigenze e fornire risposte adeguate alle diverse situazioni locali ricorrendo a sinergie rese possibili dall'unione di società complementari.

Il modello societario, innovativo nel panorama delle società multiservizi in Italia, fino al 2008 è stato articolato in una capogruppo, con un forte ruolo di indirizzo e di coordinamento operativo, e sette Società Operative Territoriali. Il 2009 ha visto importanti cambiamenti dal punto di vista societario e organizzativo: in un'ottica di semplificazione societaria, infatti, è stato approvato il superamento delle Società Operative Territoriali con l'integrazione delle loro attività nella Holding. Contestualmente a tale operazione e coerentemente alla delibera n. 11/2007 dell'Autorità per l'Energia Elettrica e il Gas, che prevede per le aziende multiservizi l'obbligo di separazione funzionale delle attività di vendita da quelle di distribuzione per i servizi di energia elettrica e gas, le attività commerciali della Gestione Clienti sono state collocate in Hera Comm, la società del gruppo cui sono state attribuite le attività commerciali. Il riassetto della macrostruttura del Gruppo ha visto inoltre il superamento delle preesistenti Divisioni e l'istituzione di nuove Direzioni.

Di seguito, senza addentrarci ulteriormente in aspetti organizzativi che esulerebbero dagli scopi del presente lavoro, si riporta lo schema organizzativo del gruppo così come scaturito a seguito delle modifiche introdotte nel 2009.

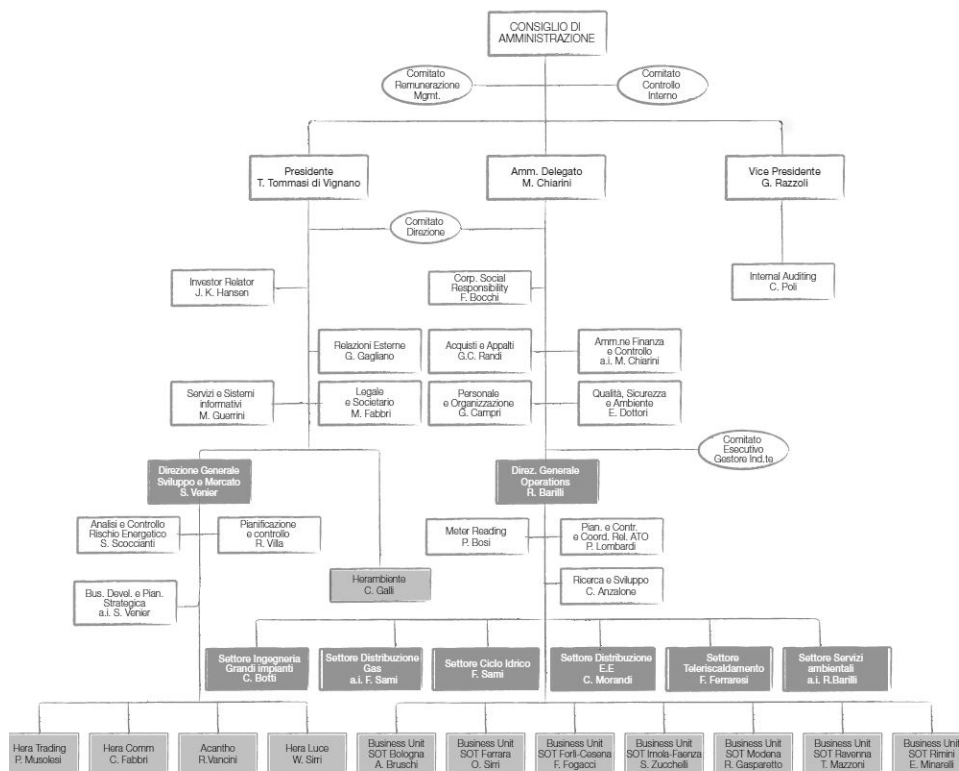


Fig. 4.2: La macrostruttura organizzativa (Hera, 2009)

4.4 La responsabilità sociale d'impresa nel gruppo Hera

A partire dalla propria nascita, prima attraverso la pubblicazione annuale del Bilancio di Sostenibilità, e in seguito con la costituzione dell'unità organizzativa Corporate Social Responsibility, oggi trasformata in Direzione, Hera ha integrato compiutamente nella propria strategia il tema della Responsabilità Sociale d'impresa. Hera intende la Responsabilità Sociale d'Impresa come uno strumento per l'aumento della competitività e come un elemento essenziale per il raggiungimento dello sviluppo sostenibile. Il compito istituzionale della Direzione Corporate Social Responsibility è quello di garantire che i principi di Responsabilità Sociale siano parte integrante della Pianificazione e gestione aziendale. I principali strumenti per l'attuazione della responsabilità sociale sono la redazione del Bilancio di Sostenibilità, l'attuazione del sistema Balanced Scorecard e il Codice Etico.

La Missione e valori vengono assunti nelle linee guida per i comportamenti aziendali esplicitate all'interno del Codice Etico che informa ogni azione e relazione aziendale. Missione, valori e comportamenti condivisi costituiscono l'orizzonte strategico e culturale aziendale che si sostanzia nel Piano industriale, da cui discende la pianificazione economica annuale. La rendicontazione trasparente dei risultati avviene attraverso il Bilancio di Sostenibilità. Il sistema Balanced Scorecard consente di articolare le strategie aziendali e le politiche di responsabilità sociale in specifici progetti operativi la cui responsabilità è posta in capo ai dipendenti del gruppo. Il coinvolgimento degli stakeholder avviene durante il dispiegarsi delle varie fasi di questo processo, in una relazione biunivoca che fa corrispondere alle legittime istanze spazi opportuni e possibili nelle politiche aziendali e nei relativi strumenti di attuazione.

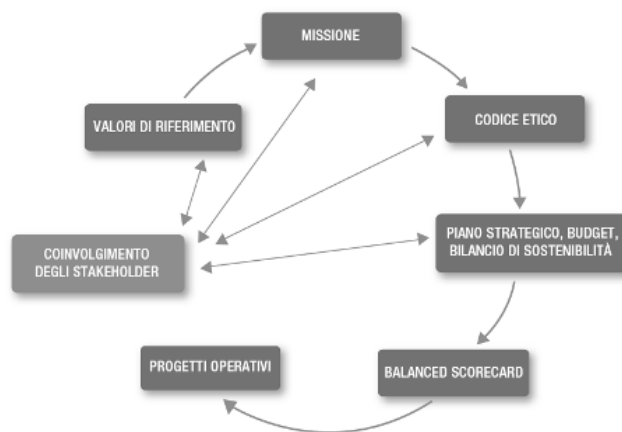


Fig. 4.3: Dalla strategia alla gestione quotidiana. Un percorso virtuoso.

4.5 La gestione della sostenibilità e gli obiettivi bilanciati del Gruppo Hera

“Hera vuole essere la migliore multiutility italiana per i suoi clienti, i lavoratori e gli azionisti, attraverso lo sviluppo di un modello di impresa capace di innovazione e di forte radicamento territoriale, nel rispetto dell’ambiente” (missione del gruppo, Bilancio sostenibilità 2009).

La prospettiva industriale al 2013 consolida il Gruppo Hera come una delle aziende di riferimento nel settore delle multiutility italiane.

L'intento di fondo consiste nella valorizzazione del patrimonio di impianti, reti ed esperienza nei settori di business delle Aziende che hanno partecipato all'integrazione, creando sinergie, ottimizzando le risorse in dotazione e perseguendo un miglior rapporto costi/qualità. Hera si propone inoltre di incrementare il valore del Gruppo e la sua capacità competitiva, cogliendo le opportunità che si presenteranno con la liberalizzazione dei mercati ed assicurando nuovi margini di crescita e sviluppo. Allo stesso tempo il gruppo Hera vuole garantire la qualità, la continuità e la sicurezza dei servizi, il rispetto dell'ambiente ed un rapporto costante col territorio.

Il Gruppo aspira a conseguire i propri obiettivi mantenendo rapporti etici costruttivi con i propri portatori di interesse, i cosiddetti stakeholder, ovvero tutte le categorie di individui, gruppi o istituzioni che godono di qualunque interesse legittimo nei confronti delle aziende del Gruppo. Il bilancio di sostenibilità individua come principali stakeholder del gruppo i clienti e le associazioni dei consumatori, i collaboratori e le loro rappresentanze, gli azionisti, i fornitori e il territorio di riferimento. Per rispondere positivamente alle aspettative di questa vasta platea di portatori d'interesse, il Gruppo ha assunto proprie linee di condotta attraverso l'approvazione di una Carta dei Valori e di un Codice Etico che esplicitano impegni e responsabilità etiche che devono essere rispettati da amministratori, lavoratori e collaboratori di tutte le società del Gruppo.

Il Gruppo Hera rinnova la propria prospettiva strategica, come espressa dalla Missione del Gruppo, attraverso il consolidamento della crescita realizzata e perseguendo strategie finalizzate all'ulteriore sviluppo lungo i tre principali assets strategici:

- ✓ presidio della filiera energetica;
- ✓ leadership nel settore ambientale;
- ✓ eccellenza nella gestione delle reti.

Tale strategia di crescita viene supportata dalla strategia della sostenibilità:

- ✓ la relazione multistakeholder per focalizzare le azioni e gli interventi;
- ✓ un portafoglio unico di clienti da servire con il massimo di efficacia;
- ✓ la valorizzazione delle risorse interne e la crescita e diffusione delle competenze di eccellenza;
- ✓ attenzione all'ambiente e riduzione degli impatti delle azioni, con trasparenza verso i diversi interlocutori.

Le linee strategiche di Hera sono valutate in coerenza con la mission della società ed hanno portato all'individuazione di una serie di priorità che sono state riportate nel Piano Industriale.

L'approccio *Balanced scorecard* è un sistema di controllo strategico che si basa sul collegamento tra strategia e gestione quotidiana dell'azienda, che nel caso del gruppo Hera ha consentito di assegnare al management obiettivi "bilanciati", ovvero distribuiti in quattro aree: sviluppo, qualità e responsabilità sociale d'impresa, integrazione organizzativa, efficientamento. L'innovazione di tale approccio consiste nel considerare il raggiungimento di obiettivi strategici di sostenibilità sociale e ambientale (come per esempio il coinvolgimento degli stakeholder, l'incremento della qualità del servizio per il cliente, lo sviluppo professionale dei lavoratori e l'attenzione agli impatti ambientali) come condizione per il conseguimento degli obiettivi economico-finanziari nel medio-lungo periodo.

L'orientamento strategico del Gruppo rappresenta una sintesi degli obiettivi contenuti nel Piano Industriale ed evidenzia venticinque obiettivi strategici finalizzati ad aumentare il valore di lungo periodo dell'Azienda. Per conseguire tali obiettivi strategici sono stati individuati quarantasette progetti prioritari, successivamente assegnati ai componenti del Comitato di Direzione per il monitoraggio trimestrale. Ogni progetto previsto nel sistema balanced scorecard è assegnato a un responsabile e inserito nel sistema incentivante riguardante i dirigenti e i quadri del Gruppo.

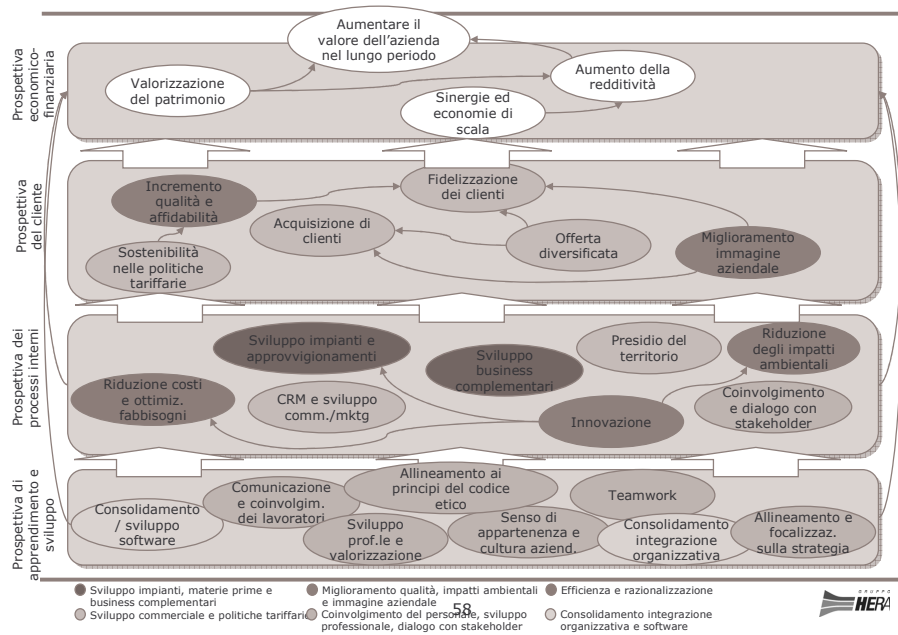


Fig. 4.4: La mappa strategica del Gruppo Hera.

Tra gli obiettivi strategici, si evidenziano quelli maggiormente connessi al tema della sostenibilità:

- ✓ riduzione dell'impatto ambientale: comprimere al minimo gli impatti ambientali diretti e indiretti delle proprie attività aziendali è necessario per preservare l'ambiente naturale a beneficio delle future generazioni. L'impatto ambientale deve essere contenuto perseguendo la riduzione dell'impiego delle risorse ambientali. Tale strategia può essere raggiunta attraverso il contenimento dei consumi, la drastica riduzione delle perdite e realizzando la copertura dei propri fabbisogni attraverso l'impiego di soluzioni tecnologiche innovative;
- ✓ coinvolgimento e dialogo costante con gli stakeholders: la realizzazione di un modello di impresa in grado di definire nel tempo un equilibrio sostenibile tra gli obiettivi dei diversi portatori di interessi comporta nel lungo periodo

aumenti di competitività. La messa a punto di strumenti e procedure di partecipazione degli stakeholders è fondamentale per conseguire tale obiettivo. I lavoratori, fra i portatori di interesse, hanno in questa ottica un ruolo assolutamente prioritario, pertanto occorre pianificare il ricorso sistematico agli strumenti di ascolto e dialogo con i lavoratori e prevedere le conseguenti azioni correttive;

- ✓ sviluppo professionale: la valorizzazione della professionalità dei lavoratori con l'obiettivo di presidiare ed ampliare il patrimonio di competenze così da consentire tempestivi adeguamenti derivanti da evoluzioni tecnologiche e/o mutamenti di strategie ed obiettivi;
- ✓ innovazione tecnologica: cogliere le opportunità offerte dalle tecnologie più evolute al fine di conseguire miglioramenti di efficienza ed efficacia nell'offerta dei servizi e nel raggiungimento degli obiettivi ambientali.

4.6 Il sistema acquedotto del territorio Bolognese

Il sistema primario del territorio Bolognese è rappresentato dal complesso di reti e impianti acquedottistici interconnessi a servizio della città di Bologna, del comprensorio dei comuni limitrofi e di parte del territorio di pianura e di quello montano, che di seguito verranno indicati con il termine di sistema primario. A completare il quadro troviamo poi il complesso di acquedotti secondari ad alimentazione autonoma a servizio del territorio dell'alta collina e montagna bolognese.

I vantaggi di un sistema acquedottistico così strutturato sono molteplici, tra i più rilevanti si ricordano:

- ✓ interconnessione a maglie, che aumenta la flessibilità di utilizzo del sistema riducendo la durata di eventuali disservizi;
- ✓ alimentazione multi fonte che costituisce un fattore di sicurezza per l'erogazione;
- ✓ raggiungimento pressoché totale (oltre il 98%) delle utenze;
- ✓ possibilità di utilizzare l'acqua di falda nel periodo estivo.

Le fonti idriche principali utilizzate per l'alimentazione del sistema acquedottistico "primario" sono costituite *dall'acquifero sotterraneo*, che si alimenta nell'area pedecollinare in corrispondenza dei conoidi fluviali del fiume Reno e dei torrenti Idice e Samoggia, dal bacino idrologico del torrente Setta e dall' adduttore Reno – Setta che permette di derivare acqua del fiume Reno in Località Panico e di convogliarla fino alla centrale di potabilizzazione Val di Setta . Tale impianto di potabilizzazione di Val di Setta si trova nel Comune di Sasso Marconi, in un luogo di grande interesse storico e naturalistico, dove circa 2000 anni fa, i Romani iniziarono a derivare acque destinate a Bononia, attraverso il Cunicolo romano, una condotta sotterranea ancora oggi funzionante, che rappresenta un capolavoro di ingegneria idraulica.

L'impianto di potabilizzazione "Val di Setta", attraverso le opere di derivazione dell'acqua del torrente Setta e del fiume Reno, è in grado di fornire in termini quantitativi il principale contributo all'approvvigionamento del sistema primario. A tale importante capacità produttiva è abbinata anche una qualità elevata dell'acqua potabile prodotta, dovuta in parte alle caratteristiche dell' acqua superficiale destinata al trattamento sia al trattamento stesso.

Da tale impianto partono attualmente quattro condotte:

- ✓ la condotta adduttrice principale (DN 1500) che, dopo un tracciato che collega Sasso Marconi a Casalecchio, si sviluppa con una rete ad anello di diametro variabile da 1500 a 900 mm che va a costituire una tangenziale

idrica che abbraccia a largo raggio la città di Bologna: da essa si diramano le condotte radiali che alimentano la pianura e l'area pedecollinare;

- ✓ il “cunicolo romano”, canalizzazione tuttora utilizzata per alimentare la tangenziale idrica a Sud di Bologna in grado di trasportare circa un quinto dell'approvvigionamento idrico della città di Bologna. Tale acquedotto fu scavato dai Romani attorno al 100 a.C., avendo già allora intuito che l'acqua del Setta potesse essere di qualità migliore di quella del Reno. Il cunicolo prelevava l'acqua a Sasso Marconi dal fiume Setta e la convogliava fino all'attuale via D'Azeglio, all'angolo con via Farini, dove era posta una vasca di decantazione. I numeri di questa grande opera di ingegneria sono impressionanti: il condotto, con una sezione libera che varia dai 60 ai 90 cm in larghezza e raggiunge i 190 cm in altezza, funziona a gravità naturale con pendenza dell'1‰, per una lunghezza di 18 chilometri ed un dislivello di 18 metri. Oggi misura precisamente 18.147 metri per effetto delle modifiche effettuate durante i lavori di riattivazione. Questo sistema rimase attivo fino al 1984 con una portata massima di 500 l/s (200 l/s dal sistema savenelle - cunicoli e pozzi, 150 l/s dalla galleria filtrante, 150 l/s dall'impianto di filtrazione rapida). L'anno successivo entrava in servizio il nuovo impianto avente una potenzialità di 2400 l/s.
- ✓ due condotte (DN 500 e DN 300), che alimentano parte delle vallate montane del Setta e del Reno.

Le principali opere di prelievo da falda sotterranea profonda consistono in una serie di campi pozzi all'interno degli impianti di Borgo Panigale, Tiro a Segno, San Vitale, Fossolo e Mirandola, attrezzati con pozzi, profondi da 200 a 450 m, in grado di fornire una portata complessiva max pari a 2800 l/sec.

Il sistema così alimentato è in grado di fornire i due principali serbatoi di compenso giornaliero di Casalecchio e San Lazzaro di Savena, per complessivi 80.000 m³, che svolgono la funzione di riserva idrica per garantire la continuità di erogazione del servizio.

I serbatoi vengono riempiti durante le ore notturne e ad essi competono le funzioni di accumulo ed integrazione delle punte di consumo orario, nonché la creazione del battente di pressione per l'alimentazione della città e dei comuni della pianura in caso di black out elettrici. I serbatoi sono costituiti da vasche separate per garantire la funzionalità anche in caso di manutenzioni.

Il sistema primario distribuisce circa il 90% dell'acqua potabile complessivamente prodotta da Hera e interessa la maggior parte dei Comuni della Provincia di Bologna, con oltre 700.000 abitanti residenti.



Fig. 4.6: Un'immagine della centrale Val di Setta. (foto Hera)

L'esercizio del sistema acquedottistico ha lo scopo di assicurare agli utenti finali l'erogazione di acqua potabile nel rispetto della normativa vigente e dei requisiti previsti.

Le attività connesse all'esercizio della rete sono le seguenti:

- ✓ attività di conduzione e controllo, realizzate mediante l'ausilio di sistemi di telecontrollo-teleallarme, sia attraverso giri di controllo periodici, volti ad

effettuare rilevazioni sui parametri caratteristici degli impianti-reti e a verificare lo stato complessivo delle installazioni;

- ✓ attività di manutenzione preventiva, a programma, sviluppate attraverso piani di attività coerenti con le normative vigenti e con le valutazioni tecniche fondate sul know-how gestionale della struttura “Gestione Impianti Ciclo Idrico Integrato”;
- ✓ attività di manutenzione ad evento, di tipo correttivo, in pronto intervento con esecuzione urgente o programmata in relazione alla criticità a seguito di segnalazione esterna dell’utenza, di segnalazione interna derivante da ispezione oppure di allarme proveniente da impianto tele controllato;
- ✓ attività di controllo qualitativo dell’acqua erogata svolta in attuazione di appositi piani di controllo interni e realizzata dalla struttura Laboratori.

La struttura Acquedotto programma, sviluppa e gestisce tutte le attività sopra citate, avvalendosi sia di risorse operative appartenenti alla medesima struttura, che di risorse appartenenti ad altre strutture di Reti: Esercizio, Ingegneria, Manutenzione Specialistica o strutture esterne.

4.7 Il comprensorio dell’Alto Reno e l’acquedotto del comune di Porretta Terme

Il comprensorio dei Comuni dell’Alto Reno rappresenta il lembo Sud-Occidentale della provincia di Bologna al confine con la provincia di Pistoia.

Tale comprensorio, solcato dalla valle dal Reno, dal Silla e dal Limentra Orientale e da altri corsi d’acqua minori, comprende alcuni centri tra cui Porretta Terme, Gaggio Montano e Lizzano in Belvedere e altri centri di minore estensione .

Il territorio, per le proprie caratteristiche, presenta una spiccata vocazione turistica a connotazione ambientale. Tra i principali punti di attrazione si citano gli stabilimenti termali di Porretta Terme e la stazione sciistica del Corno alle Scale. Il turismo e la

massiccia presenza di seconde case rende la presenza umana estremamente fluttuante e variabile a seconda del periodo considerato.

Il territorio è caratterizzato da elevata disponibilità idrica. La stazione meteorologica rileva una piovosità media storica prossima ai 1500 mm annui con minimo relativo nella stagione estiva (Arpa Emilia-Romagna). Tale andamento climatico determina grande variabilità nella portata delle fonti di approvvigionamento e nella conseguente disponibilità idrica. Durante la stagione autunnale e invernale la disponibilità di acqua eccede la domanda, mentre in passato, nella stagione primaverile ed estiva, prima che sulla infrastruttura acquedottistica venissero realizzati i necessari interventi di ammodernamento e interconnessione, la riduzione delle precipitazioni nel periodo maggio-settembre e il contemporaneo aumento dei consumi dovuto alle presenze turistiche e all'aumento delle temperature erano causa di difficoltà negli approvvigionamenti.

Il sistema acquedottistico considerato alimenta il Comune di Porretta Terme e un centinaio di utenze poste in Comune di Granaglione.

Dai dati Istat relativi al 2009, si evince che il Comune di Porretta Terme è popolato da 4.792 abitanti residenti, con picchi di presenza, nella stagione turistica primaverile ed estiva, pari a tre/quattro volte la popolazione residente, ben oltre le 18.000 presenze complessive.

La popolazione censita e aggiornata da Istat nel 2009 del Comune di Granaglione ammonta invece a 2.257 abitanti residenti.

Il sistema acquedottistico a servizio di questo ambito territoriale rivela una certa complessità, comprendendo una cinquantina di sorgenti e tre punti di captazione da acque superficiali in corrispondenza del bacino di Suviana, del Rio Ombrighenti e del Rio Baricello.

L'acqua captata viene sottoposta a disinfezione e successivamente rilasciata all'interno di un'infrastruttura comprendente una trentina di serbatoi di interruzione piezometrica e accumulo prima di raggiungere l'utenza finale.

Le sorgenti sono ubicate in luoghi al riparo da ricadute legate all'attività antropica, pertanto tali acque vengono sottoposte ad un solo processo di disinfezione prima della distribuzione.

Le acque di origine superficiale sono sottoposte a trattamenti di potabilizzazione più complessi comprendenti fasi di sedimentazione e filtrazione.

Il sistema di approvvigionamento idropotabile si compone dei seguenti acquedotti, i cui nomi derivano dalle fonti di approvvigionamento principale:

- ✓ Acquedotto di Tresana che alimenta la zona alta di Porretta, la località di Castelluccio e alcune borgate sparse;
- ✓ Acquedotto di Piastrola che alimenta la località di Piastrola e altre minori;
- ✓ Acquedotto di Ca' di Giannino che alimenta la località Ca' di Giannino e altre case limitrofe;
- ✓ Acquedotto Ca' Falchi che alimenta l'omonima località;
- ✓ Acquedotto Lago di Canale che alimenta la località di Gaggiano e altre minori;
- ✓ Acquedotto di Pizzacra che alimenta la zona sud e parte della zona nord di Porretta.
- ✓ Acquedotto di Podirolo che alimenta alcune utenze nel Comune di Granaglione in corrispondenza di Molino del Pallone e Ponte della Venturina ed utenze della rete di Porretta bassa.

4.8 Descrizione dell'acquedotto di Tresana

L'acquedotto di Tresana su cui è effettuata l'analisi di impronta ecologica è alimentato dalle nove sorgenti Tresana, dalle due sorgenti Gaide, dalle quattro sorgenti Cà di Ciocci e dalle quattro sorgenti Cà di Giovannino.

Alla disponibilità idrica proveniente dal sottosuolo sono da aggiungere le acque captate dal Rio Ombrighenti e dal Rio Baricello che, prima di essere inviate all'impianto di trattamento "Pennola", sono sottoposte a sedimentazione fisica.

Le acque superficiali provenienti dal Rio Baricello e dal Rio Ombrighenti, grazie ad apposite stazioni di sollevamento poste in prossimità dei punti di derivazione, confluiscono nel Centro di potabilizzazione di Pennola che al contempo colletta anche le acque provenienti per caduta dal sistema sorgentizio captato ad una quota altimetrica superiore. Dalla centrale Pennola si dirama una condotta a servizio dell'omonima località.



Fig. 4.7: le acque superficiali che alimentano l'acquedotto di Tresana (Foto Hera)

Il trattamento effettuato dall'impianto ubicato in località Pennola prevede filtrazione in pressione a sabbia e successiva disinfezione. A monte dell'unità di filtrazione, a seconda della torbidità dell'acqua approvvigionata, viene addizionato un reagente chimico che favorisce la formazione di fiocchi delle particelle in sospensione che vengono meglio trattenuti nel successivo stadio di filtrazione.

La disinfezione è normalmente realizzata ricorrendo a modalità che evitano l'impiego dell'ipoclorito di sodio. Tali modalità prevedono la miscelazione dell'acqua filtrata con perossido di idrogeno e successivo irraggiamento con raggi ultravioletti. Il perossido di idrogeno garantisce la durata dell'effetto biocida anche a 72 ore dal trattamento con i raggi UV.

Il sistema di dosaggio a ipoclorito di sodio viene utilizzato esclusivamente in caso di emergenza. Al termine del trattamento l'acqua viene convogliata in un serbatoio di stoccaggio e da lì immessa nella rete idropotabile.

L'impianto è telecontrollato ed eventuali segnali di allarme sono trasmessi e gestiti dalla Sala di Telecontrollo Fluidi Hera di Forlì.

L'acqua potabile immessa in rete, relativa all'anno 2009, è stata di 246.315 m³.

4.9 L'etichetta dell' acqua di Tresana

Ai fini degli scopi del seguente lavoro si ritiene utile un approfondimento relativo alla qualità della risorsa idrica utilizzata dall'acquedotto di cui, di seguito, si calcolerà l'impronta ecologica. In analogia a quello già fatto da diversi gestori delle reti acquedottistiche, con riferimento al caso di Acea e dell'acquedotto pugliese (Legambiente, 2008) si propone di seguito una sorta di Etichetta dell' acqua di Tresana che prende in esame i principali parametri chimici e fisici riportati nelle etichette delle acque minerali.

Parametro	Unità di misura	Valore Tresana
pH	u. di pH	7,94
Conducibilità el.	µs/cm	210
Residuo fisso	mg/l	266
Calcio (Ca)	mg/l	36
Magnesio (Mg)	mg/l	5
durezza	°F	11
Sodio (Na)	mg/l	3
Potassio (K)	mg/l	<1
Cloruro(Cl)	mg/l	4,1
Solfato (SO₄)	mg/l	12
Nitrato (NO₃)	mg/l	1.1
Ferro	mg/l	<0.010
Cloro residuo	mg/l	assente
Clorito	mg/l	assente

Tabella 4.1: l'etichetta dell' acqua di Tresana (elaborazione Hera, 2010)

La tabella precedente mostra l'elevata qualità dell' acqua dell' acquedotto di Tresana che, come già visto, è alimentato da un mix di acque di profondità e superficiali. I valori di parametro sono analoghi a quelli di un' acqua oligominerale.

Nella tabella precedente sono state ricomprese le forme del cloro normalmente presenti nell' acqua a seguito del dosaggio dei prodotti tradizionalmente usati per la disinfezione. Nel caso di Tresana tali prodotti derivati dall' ipoclorito e dal biossido sono totalmente assenti grazie alla tecnologia utilizzata per la potabilizzazione.

4.10 La metodologia dell'Impronta applicata all'acquedotto di Tresana

4.10.1 Definizione del sistema

Di seguito si illustra la procedura che ha permesso la stima dell'impronta ecologica integrata relativa all'acqua potabile prodotta dall'acquedotto di Tresana ed erogata al contatore dell'utenza ubicata nella zona del comune di Porretta Terme prevalentemente servita dall'impianto oggetto di studio.

L'impianto è stato scelto perché esso rappresenta un punto di eccellenza dal punto di vista della qualità della risorsa idrica trattata. Tali caratteristiche hanno condotto

Hera S.p.A negli anni scorsi ad implementare un sistema di potabilizzazione che escludesse, nel normale esercizio dell'impianto, il ricorso a disinfezione basata sull'impiego di prodotti a base di cloro. Tale modalità di disinfezione, unitamente alla provenienza e alle qualità originarie dell'acqua grezza trattata, rende maggiormente fondata da un punto di vista scientifico, a prescindere dalla rigida delimitazione normativa, la comparazione con le acque minerali presenti sul mercato italiano. Per di più, essendo tuttora attiva, solo ed esclusivamente per eventi emergenziali, la disinfezione tradizionale a base di ipoclorito di sodio, la stessa stima ha permesso anche la comparazione del carico ambientale relativo ai due diversi trattamenti di disinfezione.

L'analisi svolta e successivamente descritta ha lo scopo di determinare il fabbisogno ambientale richiesto nel processo attraverso l'identificazione e quantificazione dei diversi contributi di materia ed energia impiegati nella fornitura di 1 litro di acqua potabile che costituisce l'unità funzionale del sistema.

L'ambito territoriale al quale questo studio fa riferimento è quello di un comune montano, il cui acquedotto è gestito dalla Struttura Operativa Territoriale di Bologna afferente al Gruppo Hera.

Il processo di produzione dell'acqua potabile, ai fini della analisi, è stato suddiviso in 4 principali passaggi, in modo analogo a quanto fatto da studi analoghi recentemente pubblicati (Botto, 2009):

1. Captazione della risorsa idrica;
2. Adduzione della risorsa idrica attraverso condotte;
3. Accumulo della risorsa idrica;
4. Erogazione della risorsa idrica all'utenza finale attraverso la rete distributiva.

Il sistema è stato analizzato a partire dalla captazione, passando per la potabilizzazione fino ad arrivare alla distribuzione dell'acqua, avendo cura di considerare nell'analisi di inventario i diversi impianti ed elementi necessari alla fornitura nella zona presa in considerazione.

4.10.2 Analisi di inventario e dati utilizzati

L'inventario corrisponde alla descrizione quantitativa di tutti i flussi di materiali ed energia che attraversano i confini del sistema precedentemente definito sia in ingresso che in uscita. Per la redazione di tale inventario si sono utilizzati dati primari, ottenuti direttamente da Hera SpA, e dati secondari, forniti da tecnici del gruppo che, sulla base della dettagliata conoscenza del processo, hanno reperito gli elementi necessari all'interno di banche dati gestionali. Tale procedura ha permesso l'ottenimento di stime accurate anche se ugualmente soggette a semplificazioni e limiti di indeterminazione. Altri dati sono infine stati direttamente desunti da fonti bibliografiche.

Nella individuazione dei flussi di materiali e di energia coinvolti si è proceduto per ogni singola fase, rispettando la sequenza precedentemente individuata.

Il gestore della rete acquedottistica ha reso disponibili i seguenti dati già noti in un formato direttamente utilizzabile:

- ✓ i volumi di acqua trattati e immessi nel sistema lungo l'intero processo riferiti al 2009;
- ✓ i consumi energetici associati alle diverse fasi, sempre riferiti all'esercizio 2009;
- ✓ i quantitativi di reagenti chimici necessari al processo di potabilizzazione;
- ✓ le perdite di rete che sono state desunte dal Bilancio di Sostenibilità 2008 del Gruppo Hera.

Sono stati tralasciati a monte del computo i volumi di acqua utilizzati per il contro lavaggio dei filtri a sabbia in quanto trattasi di quantità molto esigue e generalmente non contabilizzate.

Per la stessa ragione di scarsa significatività quantitativa si sono tralasciati in via preliminare i quantitativi di reagente chimico addizionato per coadiuvare i processi di sedimentazione.

Sono poi stati necessari una serie di dati di cui il gestore era a conoscenza ma disponibili in formati non direttamente utilizzabili nella stima:

- ✓ la quantità di tubazioni impiegate dalla captazione alla distribuzione finale dell'acquedotto di Tresana, suddivise per materiale costruttivo. Tali dati si sono ottenuti utilizzando le cartografie in formato digitale nelle disponibilità della gestione. Dalla cartografia si sono ottenuti il diametro nominale, il materiale costitutivo e l'estensione lineare di ogni tratto di condotta analizzato. L'ultima fase di questo lavoro è consistita nella trasformazione dei dati di lunghezza corrispondenti a ciascun tratto in unità di massa. Tale passaggio è stato reso possibile dalla collaborazione di tecnici esperti del processo facendo ricorso ai dati riportati all'interno di portali tematici;
- ✓ la quantità e la qualità dei materiali costitutivi i manufatti necessari al funzionamento dell'acquedotto, dalle opere di presa al materiale di costruzione dei manufatti. Il gestore conosceva nel dettaglio le caratteristiche e le quantità delle varie tipologie elementari e per fasi successive, in modo analogo a quanto precedentemente descritto, si è pervenuti alla stima piuttosto accurata delle quantità totali. Nel caso dei serbatoi di accumulo e di ogni altra struttura si è proceduto al calcolo della volumetria relativa e, successivamente, attraverso l'impiego della densità del calcestruzzo e degli altri materiali impiegati, si sono ottenuti i relativi dati espressi in termini di massa;
- ✓ la quantità di lavoro impiegato complessivamente da dipendenti del gruppo nell'esercizio delle funzioni di esercizio dell'impianto acquedottistico considerato. In questo caso si sono utilizzati alcuni dati ottenuti da stime precedenti eseguite dall'azienda e altri dati sono stati stimati ex novo a seguito di confronti con esperti delle singole fasi investigate;

- ✓ la superficie occupata complessivamente dai manufatti a servizio dell'acquedotto. Per l'ottenimento di tali valori si è proceduto come nel caso della stima dei materiali limitandosi però al computo delle superfici impegnate;
- ✓ i consumi energetici associati ai mezzi utilizzati nelle funzioni di presidio, controllo, manutenzione e carico/scarico dei materiali. Sulla base di una stima totale dei chilometri percorsi dai mezzi nel compiere operazioni connesse all'esercizio dell'acquedotto ipotizzando un consumo medio per tipologia di mezzo, si è attribuito un quantitativo di combustibile totale;
- ✓ le perdite di rete sono state ricavate dal bilancio di sostenibilità del gruppo edizione 2008 e relative all' esercizio 2007, avendo cura di scegliere il dato relativo alla scala territoriale più prossima all'analisi eseguita. Ci si è quindi orientati sulle perdite indicate per gli acquedotti sul territorio bolognese.

Avendo applicato l'analisi d'impronta ecologica integrata dell'acqua proveniente dall'impianto di Tresana sia nell'ipotesi di disinfezione totalmente eseguita con *ipoclorito di sodio* che con il trattamento combinato *raggi ultravioletti-perossido di idrogeno*, si è nei fatti realizzato un inventario autonomo per ogni modalità di disinfezione. Ovviamente trattandosi del medesimo impianto i due inventari presentavano differenze estremamente modeste nei flussi di materia ed energia impiegata.

Le differenze più significative si sono manifestate nella redazione dell'inventario per quanto concerne l'impiego di lavoro umano che, per quanto limitato in senso assoluto, è molto maggiore nel caso della disinfezione combinata perossido-ultravioletto.

L'impatto diretto del lavoro, per la sua modesta entità e per le difficoltà di valutazione, è stato ritenuto trascurabile. Al contrario, nella fase preliminare dell'analisi sono invece computati i combustibili dei mezzi necessari allo svolgimento di tale lavoro. Di seguito si riportano tabelle schematiche relative ai flussi unitari, riferiti all'unità funzionale individuata, di materia, energia e lavoro

seguite da brevi commenti che evidenziano gli aspetti maggiormente significativi emersi.

Di seguito la tabella relativa alla componente materia dell'analisi di inventario.

	Unità Misura	H₂O IPo	H₂O U.V.
Unità funzionale	L	1	1
Acciaio	T	2,23E-08	2,23E-08
Materie plastiche	T	4,83E-09	4,83E-09
Ghisa	T	3,60E-10	3,60E-10
Acido fosforico	L	-	2,05E-07
Perossido di idrogeno	T	-	3,94E-08
Ipoclorito di Sodio	T	2,46E-09	-
Cemento	T	1,15E-07	1,15E-07
Gasolio manutenzioni	T	6,96E-10	6,96E-10
Gasolio trasporto H₂O₂	T	--	1,08E-09
Gasolio Trasporto Ipo	T	2,02E-10	--

Tabella 4.1: Tabella relativa al flusso di materiali impiegati nell'acquedotto di Tresana

Come anticipato, i flussi di materia impiegati nelle tubazioni e nei manufatti di servizio dell'impianto sono identici, trattandosi della medesima infrastruttura. Per effettuare una corretta imputazione unitaria dei materiali strutturale nel presente lavoro ci si è attenuti ai suggerimenti provenienti dal dipartimento di Chimica, dell'Università di Siena, presupponendo un tempo di vita di 40 anni per i manufatti in calcestruzzo e di 20 anni per le condotte e tutte le altre apparecchiature di servizio. Al contrario di quanto visto per i materiali che costituiscono le strutture impiantistiche e le tubazioni, i reagenti di processo sono diversi, l'ipoclorito nel caso

di potabilizzazione tradizionale e il perossido di idrogeno e l'acido fosforico nel caso della potabilizzazione combinata. Escludendo l'acido fosforico utilizzato nella manutenzione dell'impianto di trattamento, per quanto riguarda i reagenti disinfettanti impiegati, il maggior impiego unitario di perossido di idrogeno è spiegabile a causa del suo limitato potere biocida rispetto all'ipoclorito.

La seguente tabella descrive sinteticamente i flussi di energia individuati nell'analisi di inventario.

	Unità Misura	H₂O IPO	H₂O U.V.
Unità funzionale	L	1	1
Potabilizzazione	KWh/T	7,45E-04	7,45E-04
disinfezione	KWh/T	9,54E-08	9,58E-06
Totale	KWh/T	7,45E-04	7,54E-04

Tabella 4.2: inventario relativo al flusso che energia che attraversa il sistema

A partire dai consumi energetici effettivi forniti da Hera S.p.A., si è proceduto ad una rielaborazione che ha comportato il ricorso ad una stima finalizzata alla suddivisione tra componente energetica richiesta dalle fasi comuni ad entrambi i trattamenti del processo di potabilizzazione dell'acqua e componente energetica richiesta dai due diversi trattamenti di disinfezione. Tale procedimento ha implicato la stima delle energie richieste dalle apparecchiature implicate nell'uno e nell'altro caso. Si sono quindi stimati i quantitativi energetici richiesti dalle pompe di dosaggio e dalle lampade a raggi U.V. Al termine di questo lavoro si possono trarre due considerazioni principali:

- ✓ La componente energetica totale è sostanzialmente pari quella relativa alle fasi comuni del processo di potabilizzazione. Si passa infatti dallo 0,01% dell'energia totale richiesta per il dosaggio dell'ipoclorito all'1,29% nel caso del trattamento combinato. In ogni caso la domanda di energia della

disinfezione dell'acqua di Tresana è estremamente limitata rispetto all'energia totale a cui contribuisce in modo decisivo la quantità impiegata per i sollevamenti delle acque superficiali potabilizzate che, pur riducendo la propria incidenza percentuale passando dal trattamento tradizionale a quello combinato a causa della maggiore richiesta di quest'ultimo, rimane nei due casi ben superiore al 60% del totale.

- ✓ Pur trattandosi di quantitativi praticamente insignificanti è evidente la differenza tra il quantitativo unitario di energia richiesta dalla potabilizzazione tradizionale e il trattamento combinato che ne richiede maggiori quantitativi sia per il dosaggio del perossido che soprattutto per l'alimentazione elettrica delle lampade a raggi ultra violetti. Tale differente domanda di energia implica una ricaduta molto lieve sul quantitativo complessivamente richiesto dall'impianto di Tresana che è, passando da primo al secondo caso, pari all'1,20%.

	Unità Misura	H₂O IPO	H₂O U.V.
Unità funzionale	L	1	1
Lavoro pot.	H	7,39E-07	7,39E-07
Lavoro Dis.	H	3,70E-08	1,27E-06
Lavoro Tot.	H	7,76E-07	2,01E-06

Tabella 4.3: inventario relativo al flusso di lavoro umano che attraversa il sistema

Nel ribadire che il lavoro computato è stato escluso dalle fasi successive di stima dell'impronta ecologica, si impone comunque qualche nota di commento relativamente ai dati stimati. La suddivisione precedente rispecchia quella impiegata nel caso delle energie con l'obiettivo di quantificare le differenze di lavoro espressamente richiesto dai due diversi trattamenti di potabilizzazione dell'acqua. Il lavoro di potabilizzazione è quello comune ad entrambi i processi, dalle manutenzioni dell'impianto all'esecuzione delle analisi di controllo.

Il lavoro di disinfezione è quello posto al servizio dei trattamenti specifici previsti dalle due modalità di trattamento. I dati mostrano una situazione che si ribalta passando dal trattamento tradizionale ad ipoclorito a quello più innovativo. Nel primo caso vediamo infatti che il lavoro specificamente previsto per la disinfezione è pari a circa il 5% (4,8%) del lavoro complessivamente necessario. Nel caso del trattamento combinato, al contrario, è il lavoro a supporto della disinfezione a prevalere rappresentando oltre il 60% (60,2%) del totale. Ciò è determinato da una maggiore attività di presidio dell'impianto dovuta a maggiori necessità manutentive e di approvvigionamento dei reattivi di processo. Tale differenza implica che il lavoro totale, passando dal trattamento tradizionale al mix U.V.-perossido, cresce del 259%. Infine è opportuno precisare come la stima relativa alla disinfezione ad ipoclorito di sodio abbia carattere puramente ipotetico in quanto il normale esercizio dell'impianto acquedottistico fa ricorso al trattamento combinato e la disinfezione ad ipoclorito di sodio viene mantenuta in esercizio per le eventuali situazioni di emergenza.

4.10.3 La metodologia impiegata

Nello svolgimento dell'analisi ci si è attenuti al metodo integrato per gli indicatori della famiglia dell'impronta ecologica. Tale metodologia è fondata sulla valutazione del ciclo di vita del prodotto considerato. Nel caso dell'acqua potabile si pone il problema di valutare ogni passaggio del ciclo di vita dell'acqua in termini di flussi di materia ed energia in entrata e in uscita. Le caratteristiche metodologiche dell'analisi dell'impronta ecologica integrata limitano la sovrapposizione con la metodologia LCA (valutazione del ciclo di vita) alla stesura del relativo inventario.

Successivamente alla redazione dell'inventario si sono convertiti i flussi di materia ed energia stimati in termini di impronta ecologica, limitandoci però ad una LCA “*cradle to gate*”, dalla culla al cancello dell'azienda. In questo caso la culla è rappresentata da acque appenniniche di elevata qualità e il cancello, trattandosi di un ipotetico contatore dell'utenza finale, è molto prossimo all'abitazione del consumatore.

L'impronta ecologica di un processo, come già anticipato al capitolo 3, è la somma delle superfici biologicamente attive necessarie a fornire in modo sostenibile la quantità di materia e di energia coinvolta in un determinato processo e ad assorbire i corrispondenti rifiuti generati durante tutto l'arco di vita dello stesso prodotto, dall'estrazione delle materie prime all'eventuale smaltimento in discarica (Kitzes e altri, 2007). Nel caso dell'acquedotto di Tresana, l'impronta ecologica è stata ottenuta dalla seguente equazione:

$$EF = EF_{\text{materiali}} + EF_{\text{energia}}$$

Ogni fattore di produzione è stato convertito in superficie produttiva e successivamente normalizzato in metri globali usando i fattori di conversione appropriati e previsti dall'edizione 2009 degli standard dell'impronta ecologica.

L'impronta idrica esprime la domanda totale di acqua contenuta in un prodotto misurata in l o in m₃ (Hoekstra e Hung, 2002). In questo caso l'unità di misura utilizzata sono i litri. Il metodo utilizzato è basato sul concetto di acqua virtuale che consiste nell'acqua che, direttamente o indirettamente, è necessaria all'ottenimento di uno specifico prodotto. Ogni fase del ciclo di vita richiede diversi tipi di acqua. Una peculiarità del presente studio è che l'acqua è allo stesso tempo risorsa e prodotto del processo.

L'impronta idrica è ottenibile dalla seguente equazione:

$$WF = VCW + RCW$$

Dove VCW rappresenta il contenuto di acqua virtuale mentre RCW rappresenta il contenuto di acqua reale. L'acqua reale nel sistema oggetto di studio è pari a un l litro, ovvero l'unità funzionale del sistema. Nel caso dell'acquedotto di Tresana il contenuto di acqua virtuale è pari alla somma dell'acqua virtuale contenuta negli apporti energetici e nei materiali necessari al processo:

$$VCW = VCW_{\text{materiali}} + VCW_{\text{energia}}$$

L'impronta di carbonio in linea di principio non si limita esclusivamente al computo della CO₂ necessaria ma considera anche altri gas serra direttamente o indirettamente

presenti nel processo. Nel sistema oggetto di studio non abbiamo emissioni di gas serra dirette, mentre il contenuto in gas serra diversi dalla CO₂ e inclusi nelle materie prime e nell'energia necessaria è già compreso negli appositi fattori di conversione dopo opportuna normalizzazione. Il valore totale dell'impronta di carbonio nel caso dell'acquedotto studiato sarà pari alla somma dell'impronta di carbonio dei materiali e dei quantitativi energetici coinvolti:

$$CF = CF_{\text{materiali}} + CF_{\text{energia}}$$

4.10.4 La redazione della stima

A partire dall'inventario fisico redatto, ogni flusso di materia ed energia viene convertito nel corrispondente valore di impronta. Tale conversione è stata fatta per l'impronta idrica, per l'impronta di carbonio e per l'impronta ecologica tradizionale secondo quanto previsto dalla metodologia dell'impronta integrata.

Le tabelle di seguito schematizzano il lavoro fatto, limitandosi però alle componenti che incidono percettibilmente sull'impronta totale. Per facilitare la comprensione immediata dei risultati si riportano, all'interno di un'apposita colonna, i contributi percentuali all'impronta totale. Nella redazione della stima si sono utilizzati fattori di conversione coerenti con gli standard metodologici prodotti dal *Global footprint Network* avvalendosi nelle fasi operative della collaborazione della facoltà di Chimica dell'Università di Siena.

Di seguito la tabella relativa all'impronta idrica. Come si vede, emerge la stessa "domanda di acqua" del processo, ad eccezione di una lievissima differenza (+0.01%) nell'incidenza energetica dovuta al maggiore impiego di energia di alimentazione delle lampade U.V. Il dato finale è espresso in l/l per litro di acqua erogata

Acqua Virtuale		Impronta Idrica IPO	Impronta Idrica IPO (%)	Impronta Idrica U.V.	Impronta Idrica U.V.(%)
	Materiali	5,35E-02	3,9%	5,35E-02	3,9%
	Acciaio	5,35E-02	3,9%	5,35E-02	3,9%
	Materie plastiche	2,39E-05	0,0%	2,39E-05	0,0%
	Ghisa	2,93E-06	0,0%	2,93E-06	0,0%
	Elettricità	1,19E-02	0,9%	1,20E-02	0,9%
	Potabilizzazione	1,19E-02	0,9%	1,19E-02	0,9%
	Disinfezione	1,52E-06	0,0%	1,53E-04	0,0%
	Perdite di rete	3,16E-01	22,9%	3,16E-01	22,9%
Acqua Reale	Volume di Acqua	1,00E+00	72,4%	1,00E+00	72,4%
Impronta idrica totale		1,38E+00	100,0%	1,38E+00	100,0%

Tab. 4.4: impronta idrica dell' acqua di Tresana secondo le due modalità alternative

Per rendere immediatamente comprensibile l'esame delle grandezze coinvolte si sono realizzate delle rappresentazioni grafiche che permettono una immediata comprensione dei risultati. La figura di seguito evidenzia il valore di Impronta Idrica ottenuto nei due casi.

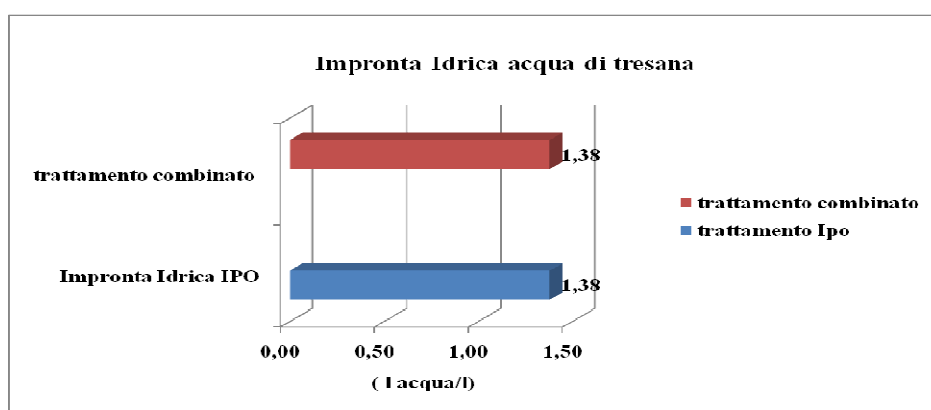


grafico n. 4.1 L'impronta idrica assoluta dell' acqua di Tresana

Il grafico precedente mostra un valore di impronta idrica identico nei due casi e pari a 1,38 litri di acqua totale per litro di acqua erogata.

Segue un'ulteriore rappresentazione grafica che disaggrega l'indicatore nelle sue componenti principali al fine di mostrarne l'incidenza.

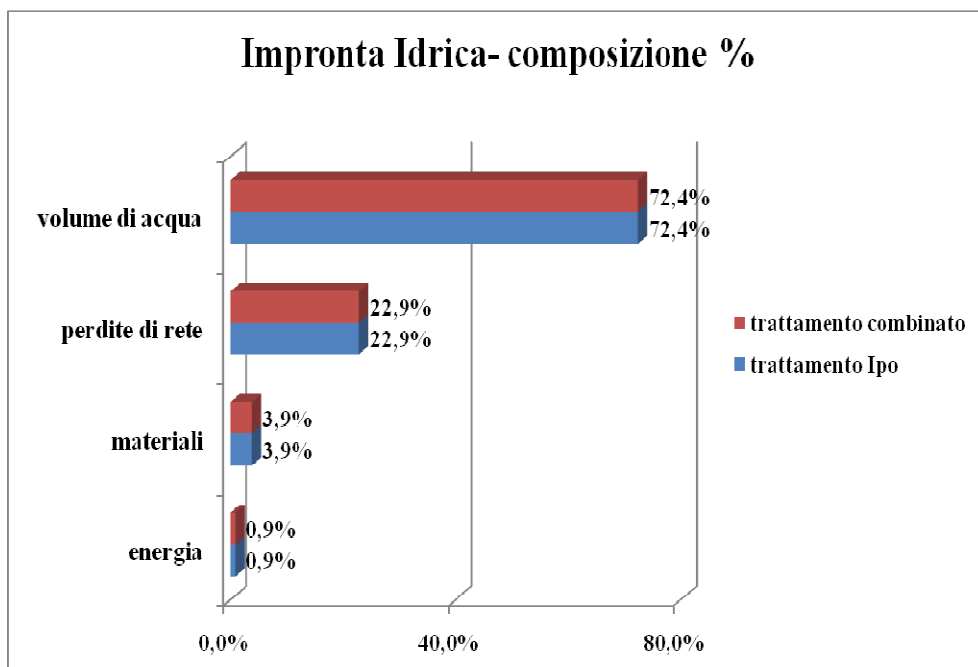


Grafico n. 4.2: i singoli contributi singoli alla stima dell'impronta idrica dell'acqua di Tresana

Identiche sono anche le componenti dell'indicatore:

- ✓ **l'acqua reale** è in entrambi i casi pari a 1 L per litro di acqua erogata, ovvero il 72,4% del valore totale
- ✓ **l'acqua virtuale** è pari in entrambi i casi a 0,38 L per litro di acqua erogata, ovvero il 27,7% del valore totale. All'interno di componente è necessario distinguere ulteriormente tra:
 - **acqua virtuale contenuta ai materiali** che è identica e pari 0,0535 litro per litro di acqua erogata, il 3,9% dell'impronta idrica totale dell'acqua di Tresana. L'unico materiale in grado di incidere in questa categoria è l'acciaio delle condotte e delle apparecchiature al servizio

dell'impianto. Il calcestruzzo dei manufatti non incide sull'impronta idrica al contrario di quanto avvenga nel caso dell'impronta di carbonio e dell'impronta ecologica.

- **acqua virtuale contenuta nell'energia**, pari a 0,0119 litri per litro di acqua erogata nel caso dell'ipocolorito e pari a 0,012 litri per litro di acqua nel caso si ricorra al trattamento combinato. La lievissima differenza è dovuta al maggiore quantitativo di energia impiegato nel trattamento di disinfezione. Tale lievissima differenza (+1,20%) non è apprezzata dall'indicatore a causa della scarsa incidenza della componente energetica nell'impronta idrica dell'acqua oggetto di analisi che infatti in entrambi i casi rimane pari allo 0,9% del totale.
- **acqua virtuale di processo**, corrispondente a 0,0315 litri per litro di acqua erogata. Tale valore, ovviamente identico nei due casi, è stato ottenuto applicando all'impianto oggetto di studio il dato provinciale relativo agli impianti gestiti da Hera. Tale dato, pur nella sua generale validità, non permette ulteriori approfondimenti relativi alla specificità del caso di studio.

Di seguito la tabella e la rappresentazione grafica di comparazione relativa all'indicatore **impronta di carbonio**.

		Impronta Carbonio IPO	Impronta Carbonio IPO (%)	Impronta Carbonio U.V.	Impronta Carbonio U.V.(%)
Materiali	Acciaio	6,34E-05	12,4%	6,34E-05	12,3%
	Materie plastiche	9,93E-06	1,9%	9,93E-06	1,9%
	Ghisa	8,94E-07	0,2%	8,94E-07	0,2%
	Materiali condotte	7,42E-05	14,5%	7,42E-05	14,5%
	Ipoclorito di sodio	4,21E-07	0,1%	N.U.	N.U.
	H ₂ O ₂	N.U.	N.U.	N.d.	N.d.
	Calcestruzzo Manufatti	5,52E-05	10,8%	5,52E-05	10,7%
	Materiali totale	1,30E-04	25,4%	1,29E-04	25,2%
Energia	Elettricità Potabilizzazione	3,80E-04	74,6%	3,80E-04	74,0%
	Elettricità Disinfezione	4,87E-08	0,0%	4,89E-06	1,0%
	Elettricità totale	3,80E-04	74,5%	3,85E-04	74,9%
Impronta di carbonio		5,10E-04	100,00%	5,14E-04	100,00%

Tab. 4.5: Impronta di carbonio dell'acqua di Tresana

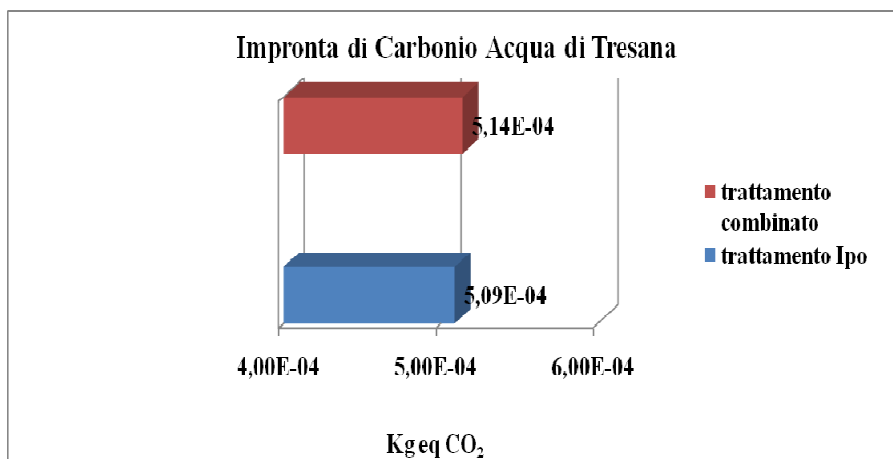


Grafico 4.3: l'impronta di carbonio dell'acqua di Tresana

In questo caso il divario nella richiesta energetica (1,20%) dei due processi di potabilizzazione dell'acqua si riflette sul valore totale, rendendo apprezzabile la maggiore necessità energetica del trattamento U.V-perossido. La precedente tabella evidenzia il valore complessivo dell'impronta di carbonio, espresso in Kg equivalenti di CO₂ per litro di acqua erogata. In questo caso abbiamo un lieve incremento dell'indicatore passando dalla prima alla seconda modalità di trattamento con un incremento di circa lo 0,8% del totale. Per approfondire ulteriormente l'analisi segue la rappresentazione grafica dei singoli contributi all'impronta di carbonio.

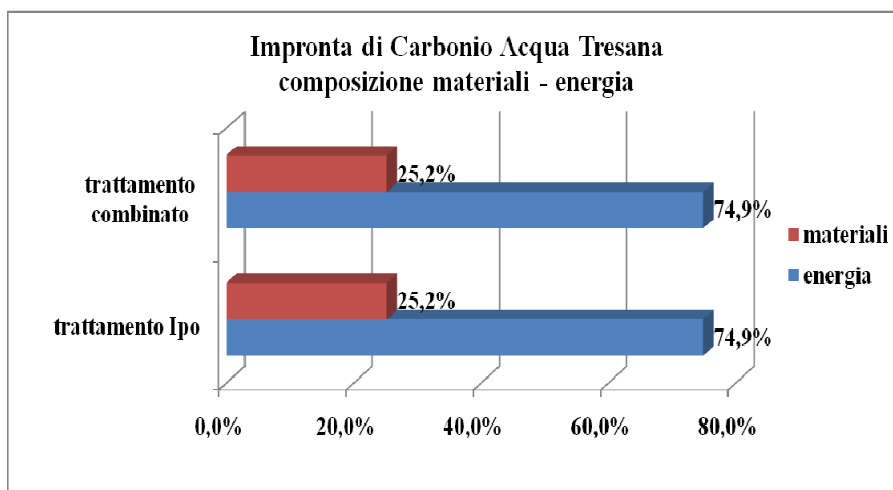


Grafico 4.4: l'impronta di carbonio dell'acqua di Tresana, ripartizione materiali-energia

La rappresentazione grafica precedente mostra come in entrambi i trattamenti sia largamente prevalente il contributo fornito dall'energia necessaria al processo con una percentuale prossima al 75% in entrambi i casi. Rispettando la suddivisione precedentemente introdotta si possono trarre le seguenti considerazioni:

- ✓ **l'impronta di carbonio dei materiali** è molto simile nei due casi, praticamente identica. Questo è ovvio se si pensa ai materiali comuni, ovvero quelli che costituiscono gli impianti che contribuiscono in entrambi i casi per oltre il 25% del totale. L'unica precisione ulteriore è relativa ai reattivi di processo che sono stati computati nella redazione dell'inventario. Nel caso dell'ipoclorito di sodio è stato possibile procedere alla conversione del materiale in termini di impronta di carbonio al fine di definirne il contributo,

comunque molto limitato e pari allo 0,1% del valore totale. Nel caso dei reattivi impiegati nel trattamento combinato non erano disponibili fattori di conversione diretta e uno studio particolare dei processi produttivi coinvolti sarebbe andato ben al di là degli scopi del presente lavoro. A fronte della limitata significatività finale dei quantitativi coinvolti si è quindi ritenuto di omettere tale contributo. E' evidente che il contributo dei materiali all'impronta di carbonio nel caso del trattamento combinato sarà affetto da una leggera sottostima. Il grafico seguente mostra come all'interno dei materiali, in entrambi i casi, i contributi principali siano quelli dell'acciaio delle condotte e delle apparecchiature accessorie, della plastica e del calcestruzzo che compone i manufatti.

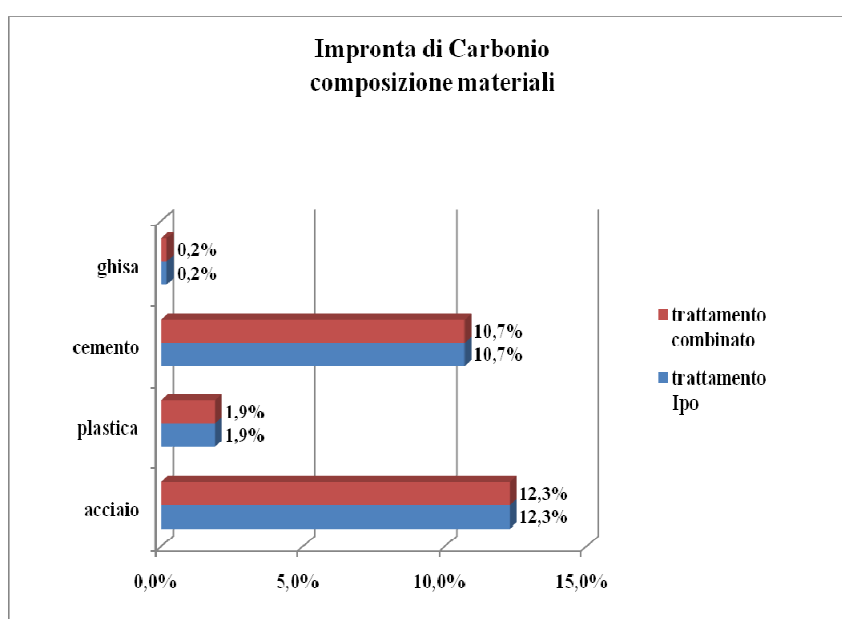


Grafico 4.5: Impronta di carbonio dell'acquedotto di Tresana, incidenza dei materiali

- ✓ **l'impronta di carbonio dell'energia** è simile ma non identica. Si passa dal 74,5% del totale con la disinfezione ad ipoclorito al 74,9% in caso di disinfezione U.V.-perossido.

Di seguito si riporta una rappresentazione grafica che riporta la prevalenza dell'energia necessaria alla potabilizzazione all'interno del processo. Dall'esame del grafico è evidente come la richiesta di energia del trattamento

di disinfezione sia sostanzialmente irrilevante ai fini della determinazione dell'impronta di carbonio.

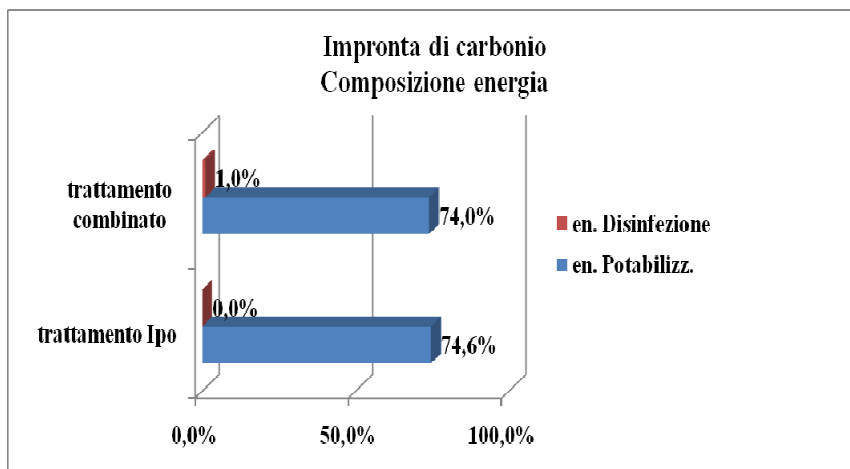


Grafico 4.6: Impronta di carbonio dell'acquedotto di Tresana, contributo dell'energia

Infine si riportano il grafico e la tabella di comparazione dell'indicatore impronta ecologica relativa alle due modalità di trattamento. Dall'analisi della tabella seguente è evidente come sostanzialmente si riproponga quanto già visto nel caso dell'impronta di carbonio. L'incremento del valore (+0,7%) che si stima, passando dal trattamento a ipoclorito al trattamento combinato, è da imputarsi al maggiore fabbisogno di energia di quest'ultimo.

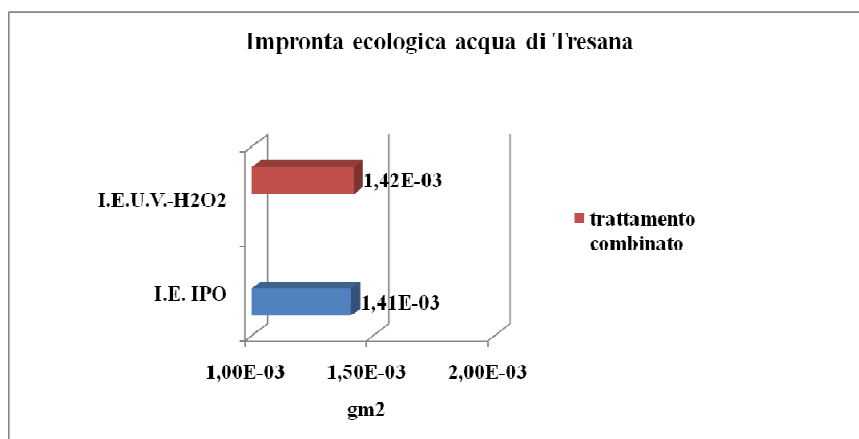


Grafico 4.7.:l'impronta di ecologica dell'acqua di Tresana

		Impronta	Impronta	Impronta	Impronta
		Ecologica	Ecologica	Ecologica	Ecologica
Materiali	Acciaio	1,76E-04	12,4%	1,76E-04	12,4%
	materie plastiche	2,75E-05	1,9%	2,75E-05	1,9%
	Ghisa	2,48E-06	0,2%	2,48E-06	0,2%
	Materiali condotte	2,06E-04	14,5%	2,06E-04	14,5%
	Ipoclorito di sodio	1,17E-06	0,1%	N.U.	N.U.
	Perossido di sodio	N.U.	N.U.	N.d.	N.d.
	Calcestruzzo	1,51E-04	10,7%	1,51E-04	10,6%
	Materiali totale	3,58E-04	25,4%	3,58E-04	25,2%
Energia	Elettricità	1,05E-03	74,6%	1,05E-03	74,2%
	Elettricità	1,01E-07	0,0%	1,02E-05	0,7%
	Elettricità totale	1,05E-03	74,5%	1,06E-04	74,9%
Impronta Ecologica		1,41E-04	100,00%	1,42E-04	100,00%

Tab. 4.6: impronta ecologica dell' acqua di Tresana secondo le due modalità alternative

L'analisi della tabella, in modo del tutto analogo all'impronta idrica, permette di riportare una rappresentazione grafica semplificata che mostra l'influenza largamente prevalente dell'energia rispetto ai materiali.

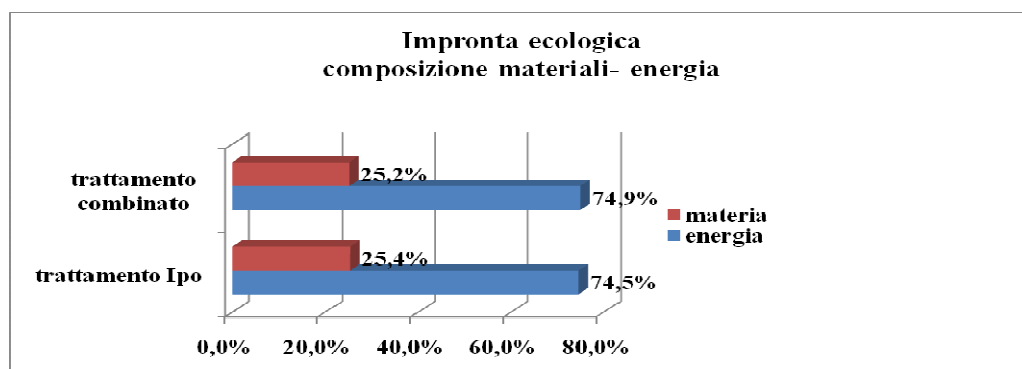


Grafico 4.8.: l'impronta di carbonio dell'acqua di Tresana, ripartizione materiali-energia

Di seguito, in analogia a quanto fatto per l'impronta di carbonio, si riportano le rappresentazioni grafiche che indicano il peso dei singoli componenti, a partire dai materiali.

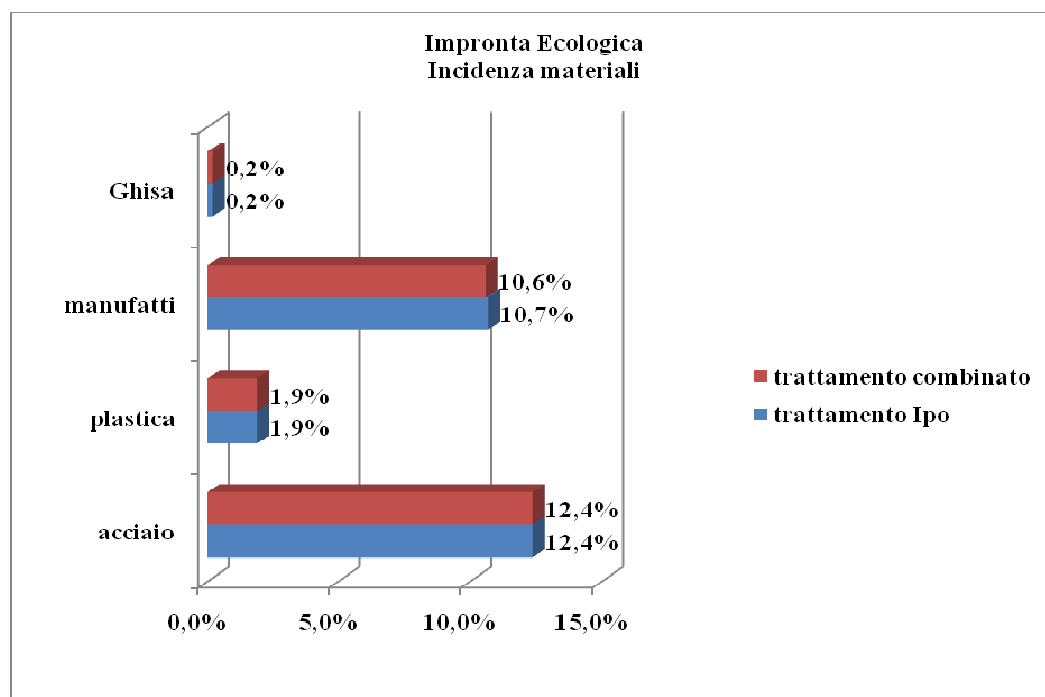


Grafico 4.9: Impronta di carbonio dell'acquedotto di Tresana, incidenza dei materiali

L'impronta ecologica dei materiali è praticamente identica nei due casi e di poco superiore al 25% del totale. Per quanto attiene ai reattivi di processo vale la precisazione fatta per l'impronta idrica con conseguente ridotta sottostima della componente materia nello studio del trattamento combinato. In modo del tutto analogo all'impronta di carbonio il principale contributo è dato dall'acciaio seguito dal calcestruzzo dalle materie plastiche e dalla ghisa.

Per quanto riguarda l'energia segue il grafico relativo.

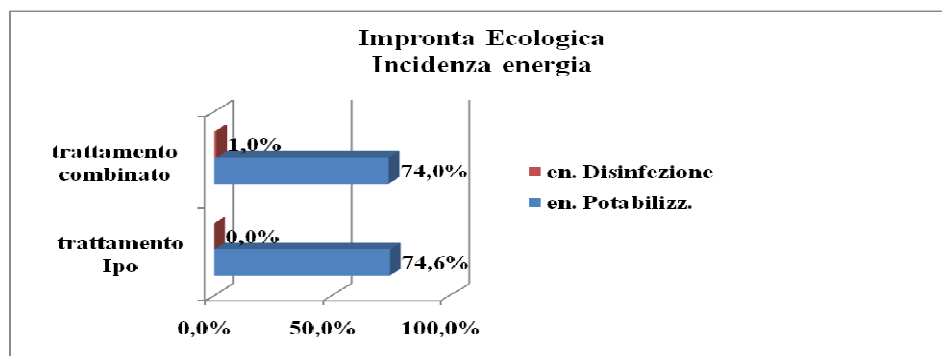


Grafico 4.10: Impronta ecologica dell'acquedotto di Tresana, incidenza dell'energia

L'impronta ecologica-energia è leggermente più dissimile a causa della maggiore richiesta di energia richiesta dalla potabilizzazione che non utilizza prodotti a base di cloro. Si passa dal 74,5% al 74,9% in caso di disinfezione U.V.-perossido. Tale differenza è principalmente imputabile alle lampade battericide.

4.10.5 Analisi di Sensibilità

Come descritto in precedenza, nella redazione dell'inventario si è perseguito il massimo grado di accuratezza ragionevolmente possibile. Ciò premesso non si può trascurare che, dovendo stimare i quantitativi di materia ed energia coinvolti nell'esercizio di una struttura acquedottistica complessa, alcune approssimazioni siano state inevitabilmente necessarie. In particolare la parte in cui il margine di indeterminazione si fa senz'altro più significativo è quella relativa ai materiali coinvolti, soprattutto in considerazione della loro abbondanza, distribuzione e complessità.

L'incertezza è invece ridotta al minimo nel caso si abbia a che fare con volumi di acqua e quantitativi di energia elettrica, quasi sempre direttamente misurati sul campo e disponibili. Nell'applicare opportuni margini di variabilità nell'analisi eseguita ci si limiterà all'impronta idrica e all'impronta ecologica in quanto, come visto in precedenza, l'impronta di carbonio dell'acqua oggetto di studio mostra una struttura in tutto simile a quest'ultima che, però, ha al momento una diffusione sensibilmente maggiore e quindi è più adatta all'utilizzazione della presente analisi nelle comparazioni con altri studi simili. Avendo già avuto modo di descrivere la metodologia dell'impronta ci si limita ad ipotizzare variazioni del 5%, 15% e 30% per ciascuna componente principale, così da coprire un campo molto vasto di indeterminazione e variabilità. Come già visto, l'acqua di Tresana è normalmente prodotta facendo ricorso al trattamento combinato, pertanto i valori a cui ci si riferisce sono quelli relativi a questa modalità di potabilizzazione, peraltro sostanzialmente validi anche nel caso del perossido di idrogeno. La tabella seguente associa le diverse variazioni di materia, energia e perdite idriche al corrispondente valore di impronta e alla relativa variazione percentuale. Il valore di riferimento è quindi pari a 1,38 litri di acqua per litro.

	Tipo/ entità Variazione	intervallo Impronta Idrica	Var. % Impronta Idrica
Variaz. Acqua Virtuale	Materiali ±5%	1,38-1,38	0,2%
	Materiali ±15%	1,37-1,39	0,6%
	Materiali ±30%	1,37-1,40	1,16%
	Energia ±5%	1,38	0,04%
	Energia ±15%	1,38	0,13%
	Energia ±30%	1,38	0,26%
	Perdite ±5%	1,37-1,40	1,14%
	Perdite ±10%	1,33-1,43	3,43%
	Perdite ±15 %	1,28-1,48	6,86%

Tabella 4.7: analisi di sensibilità dell'impronta idrica dell'acqua di Tresana

Come si vede, variazioni ingenti di materiali e energia producono variazioni limitate di Impronta Idrica. Utilizzando una terminologia economica, si può dire che questo indicatore è poco elastico rispetto alle variazioni delle sue componenti. L'unico fattore che incide in modo evidente su questo indicatore sono le perdite idriche. Una riduzione del 30% delle perdite idriche determina una riduzione di quasi il 7% sull'impronta idrica.

Per quanto riguarda l'impronta ecologica, a tale indicatore si applica il medesimo schema logico, introducendo variazioni di materiali ed energia rispettivamente del 5%, 15% e 30%, determinando così le rispettive variazioni percentuali indotte. Il valore di riferimento è in questo caso di $1,41\text{E-}3 \text{ gm}^2$ (metri quadrati globali) corrispondente all'acqua di Tresana disinfettata con il trattamento U.V.- perossido.

Tipo/ entità variazione	Intervallo Impronta Ecologica	Var. % Impronta Ecologica
Materiali $\pm 5\%$	(1,40-1,43)E-03	1,26%
Materiali $\pm 15\%$	(1,36-1,47)E-03	3,78%
Materiali $\pm 30\%$	(1,31-1,52)E-03	7,56%
Energia $\pm 5\%$	(1,36-1,47)E-03	3,74%
Energia $\pm 15\%$	(1,26-1,58)E-03	11,22%
Energia $\pm 30\%$	(1,10-1,74)E-03	22,44%

Tabella 4.8: l'analisi di sensibilità dell'impronta ecologica dell'acqua di Tresana

La tabella precedente mostra in generale come l'impronta ecologica dell'acqua sia maggiormente elastica rispetto alle variazioni delle sue componenti. Tale elasticità è meno spiccata per quanto riguarda i materiali, una cui variazione del 30% induce una variazione di impronta ecologica del 7,56% mentre è più evidente nel caso della componente energetica la cui variazione del 30% implica una variazione del 22,44% sul valore complessivo di impronta ecologica.

4.11 L'impronta ecologica sostanziale dell'acqua di Hera Bologna

Al fine di allargare il campo di azione del presente lavoro da un caso di studio dalle caratteristiche piuttosto singolari e di ampiezza limitata, si ritiene utile, alla luce degli elementi metodologici acquisiti e delle informazioni disponibili, estendere la stima dell'impronta ecologica ai principali punti di produzione del sistema primario a servizio della città di Bologna e dei comuni limitrofi. A tale scopo ci si avvale del lavoro di tesi svolto nel 2008 dall'Ing. Alessandro Nogarino dal titolo: **Analisi LCA dell'acqua destinata al consumo umano per l'individuazione del risparmio energetico: il progetto Hera₂O di Hera S.p.A.** Tale lavoro conteneva, tra l'altro, l'applicazione della metodologia LCA ai punti principali di produzione del sistema acquedottistico primario. La vastità dell'area servita e la complessità delle reti infrastrutturali hanno determinato che l'analisi applicata venisse limitata alla sola componente energetica della produzione dell'acqua che, d'altra parte, come si è già visto nel caso dell'acqua di Tresana, risulta prevalente, anche nel caso della metodologia dell'impronta ecologica. Il lavoro di Nogarino si è peraltro avvalso di un complesso sistema di modellizzazione idraulica che ha permesso di ponderare i vari contributi del sistema idrico bolognese. La disponibilità di tali dati energetici ha permesso di estendere quindi l'orizzonte dell'analisi di impronta ecologica che costituisce la parte centrale del presente lavoro. Limitatamente alla sola componente energetica si è proceduto ad applicare l'analisi dell'impronta ecologica ai principali punti di produzione. Per quanto attiene la distribuzione si è immaginato, in modo analogo al lavoro citato, di fornire acqua ad un'ipotetica utenza posta in viale Berti Pichat n. 2/4, attuale sede legale del Gruppo Hera. Per ovvie ragioni di semplicità si è supposto che il contributo dei materiali all'impronta ecologica di un litro di acqua potabile rimanesse costante e pari a quello dell'acquedotto montano analizzato nel dettaglio, con la consapevolezza di compiere un'approssimazione resa accettabile sia dall'analisi di sensibilità svolta che dai risultati dei lavori analoghi al presente studio. Tali studi, come si vedrà in seguito, sono infatti tutti concordi nell'attribuire gli impatti prevalenti all'energia utilizzata nel processo. Di seguito si riporta una tabella relativa ai consumi energetici unitari dell'acqua prodotta dalle centrali di Borgo Panigale, San Vitale, Tiro, Fossolo, Mirandola, Via Bassa, Val Di Setta e Suviana. Nella medesima tabella è riportata anche l'energia necessaria alla distribuzione

dell'acqua. Tale contributo è stato ottenuto in seguito all'utilizzo della modellizzazione idraulica introdotta in precedenza.

Centrale	Consumi Energetici KWh/l
Borgo Panigale	6,52E-04
San Vitale	6,52E-04
Tiro	7,00E-04
Fossolo	7,16E-03
Mirandola	6,99E-03
Via Bassa	8,87E-03
Val di Setta	3,56E-04
Suviana	1,13E-03
Tresana	1,06E-03
Distribuzione	2,28E-04

Tabella 4.9: i consumi energetici dell'acqua di Hera Bologna (Nogarino, 2008)

La tab. 4.10 mostra i valori ottenuti andando a sommare il contributo dovuto all'energia richiesta nella produzione e distribuzione dell'acqua delle principali centrali del sistema primario bolognese al contributo dovuto ai materiali, secondo lo schema già visto nella stima relativa all'impianto di Tresana nel comune di Porretta Terme. L'impronta ecologica - energia è già comprensiva del contributo dovuto alla distribuzione dell'acqua. Tale valore è pari a 2,28E-04 KWh/l; i dati sono riferiti al 2007.

E' opportuno precisare che per alcuni degli impianti considerati ai fini dell'analisi energetica sono stati realizzati dal gestore nel corso del 2008, interventi di efficientamento energetico che hanno consentito di abbattere in modo significativo la richiesta energetica necessaria alla produzione di un litro di acqua potabile.

Per ragioni di semplicità, dopo un'esame preliminare dei dati relativi al 2008, si ritiene fondato escludere dalla stima dell' **impronta ecologica sostanziale** la centrale di Via Bassa, perché non direttamente annoverata nel sistema primario bolognese, e le centrali di Fossolo e Mirandola in quanto ritenute non significative per via di

portate complessive annue più contenute. Nel caso degli altri centri di produzione di acqua potabile, alla luce della sostanziale comparabilità dei dati energetici del 2007 e del 2008, si è ritenuto opportuno, per coerenza e omogeneità degli stessi utilizzare quelli relativi all'anno 2007 sui quali è stato organizzato e sviluppato il lavoro di tesi di laurea di Nogarino.

Infine, pur non essendo direttamente compresa nel sistema primario, si ritiene di estendere il calcolo dell'impronta ecologica sostanziale anche alla centrale di Suviana al fine di disporre di un ulteriore valore di impronta proveniente dal sistema montano e in aggiunta a quello dell'acquedotto di Tresana.

I diversi valori energetici richiesti dai singoli impianti per ogni litro di acqua prodotta sono dipendenti dalle caratteristiche specifiche della qualità delle fonti di approvvigionamento, dalla facilità di accesso alla fonte e dal sistema acquedottistico in cui si inseriscono. A titolo di esempio, nel caso della centrale Val di Setta, l'impianto risulta essere più efficiente in quanto utilizza acqua superficiale, prelevata alla medesima quota altimetrica della centrale che inoltre risulta essere favorita dalla minore quantità di energia necessaria all'alimentazione del sistema acquedottistico primario. Diversamente le acque superficiali provenienti dal bacino di Suviana vengono prima prelevate dal lago attraverso una stazione di sollevamento, opportunamente trattate, e sollevate per servire centri abitati posti ad una quota altimetrica superiore. Infine le centrali di Tiro a Segno e Borgo Panigale utilizzano acqua di falda captata a profondità variabili, trattata e successivamente sollevata e immessa nella tangenziale idrica del sistema primario bolognese.

Queste rapide considerazioni, per quanto generiche, sono utili a spiegare le ragioni delle diverse richieste energetiche che inevitabilmente si riflettono nei valori di impronta ecologica riportanti nella rappresentazioni successive..

	I.E. Materiali	I.E Energia	I.E. Totale	I. E. (%)
Borgo Panigale	3,57E-04	1,22E-03	1,58E-03	111,3%
San Vitale	3,57E-04	1,22E-03	1,58E-03	111,3%
Tiro	3,57E-04	1,29E-03	1,61E-03	113,4%
Val di Setta	3,57E-04	8,01E-04	1,16E-03	81,7%
Suviana	3,57E-04	1,90E-03	2,26E-03	159,2%
Tresana	3,57E-04	1,06E-03	1,42E-03	100,0%

Tabella 4.10: l'Impronta Ecologica "sostanziale" dell'acqua di Hera a Bologna

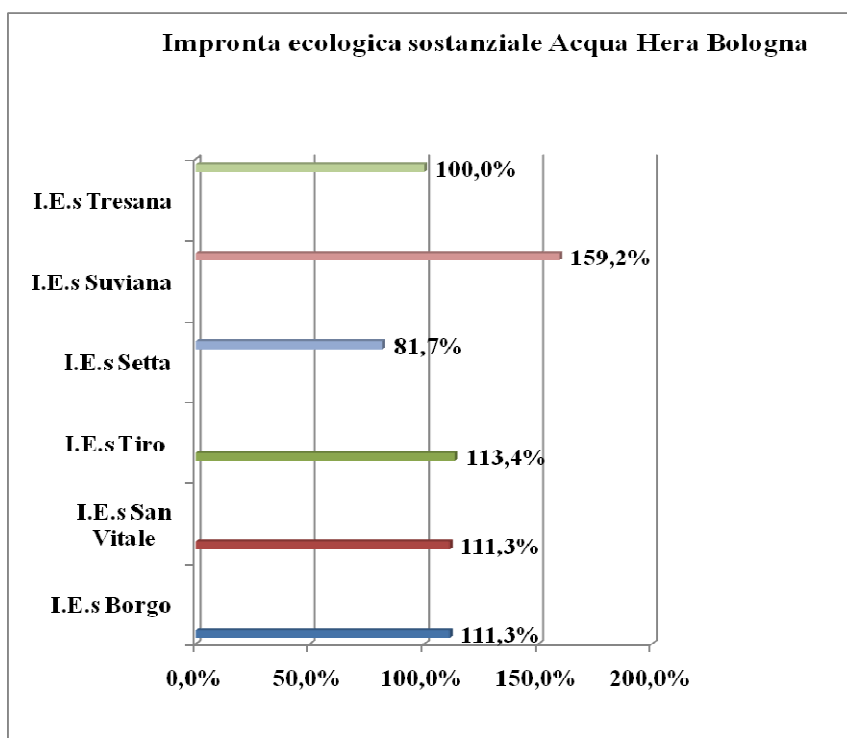


Grafico 4.11: l'impronta ecologica sostanziale dell'acqua di Hera a Bologna

I valori delle rappresentazioni precedenti mostrano, sotto l'ipotesi di validità delle approssimazioni assunte, una situazione piuttosto variabile accomunata comunque dalla larga prevalenza della componente energetica sul valore totale di impronta ecologica. L'ultima colonna della tabella 4.10 mostra le variazioni percentuali del valore di impronta rispetto a quella calcolata per l'acquedotto di Tresana, evidenziando il valore minimo della centrale di produzione Val di Setta e il valore massimo in corrispondenza del centro di produzione di Suviana. La relativa rappresentazione grafica ben si presta a descrivere in modo immediato la discreta variabilità delle diverse infrastrutture acquedottistiche.

Capitolo 5 dall'impronta ecologica alla sostenibilità delle acque alimentari

5.1 L'impronta ecologica nelle valutazioni di sostenibilità delle acque alimentari

Come già detto in conclusione del capitolo 2, il presente studio intende dare un contributo che muova nella direzione della diffusione della sostenibilità nella produzione e nel consumo delle acque alimentari. In questa parte verranno svolte considerazioni utili, per quanto parziali, ad esprimere valutazioni di sostenibilità relative all'acqua analizzata.

Misurare l'impatto ambientale di una particolare acqua ad uso alimentare, in questo caso ricorrendo allo strumento dell'impronta, significa poter effettuare comparazioni con altri prodotti simili a cui la stessa metodologia è già stata applicata. Gli indicatori di sostenibilità sono, in quest'ottica, strumenti fondamentali e adeguati sia a rappresentare in modo statico lo stato di fatto, sia come supporto alle azioni necessarie per far evolvere la situazione nella direzione voluta. I confronti sono del resto la logica conseguenza della diffusione degli indicatori come strumenti al servizio della sostenibilità. Ogni valutazione, per essere compiuta, ha infatti bisogno di riferimenti definiti e chiari. Nel caso della sostenibilità dei processi e delle attività umane, perché il paragone sia sensato, non ci si può che riferire alle alternative possibili. A tale proposito si sono già indicate le ragioni che hanno individuato nella metodologia dell'impronta uno strumento adeguato a muoversi in questa direzione perché in grado di associare al necessario grado di rigore scientifico una possibilità di comprensione ben al di là della ristretta platea degli addetti ai lavori.

Lo strumento dell'impronta rende immediatamente comprensibile la comparazione fra acque di rete e acque in bottiglia, pur ricordando che essa è limitata all'utilizzo delle risorse naturali. Tale comparazione, per quanto importante e centrale ai fini del presente lavoro, non è però l'unica possibile. La robustezza metodologica raggiunta dagli indicatori della "footprint family" è oggi tale da consentire, qualora le analisi

siano realizzate secondo quanto previsto dagli appositi standard, paragoni estesi a prodotti diversi e meno prossimi all'acqua dell'acquedotto. A mutare, in tal caso, saranno gli scopi di tali valutazioni. Comparare fra loro prodotti diversi permette di capire quanto i vari prodotti siano esigenti in termini di risorse naturali impiegate. Qualora lo scopo della valutazione sia questo, le comparazioni tra prodotti diversi diventano strategiche per orientare le misure da attuare per raggiungere una maggiore sostenibilità complessiva, ovvero per attuare concretamente lo sviluppo sostenibile. Più specificamente, sebbene la misurazione della sostenibilità di servizi idrici erogati in contesti e situazioni diverse sia ancora meno esplorata di quella delle acque minerali, potrebbero avere grande utilità anche comparazioni fra acque di rete .

Nel caso ci si limiti alla sola impronta ecologica le possibilità di raffronto sono piuttosto limitate, anche in considerazione del fatto che le applicazioni di questo strumento ai singoli prodotti e processi risalgono agli ultimi 2-3 anni. Allo scopo di tentare valutazioni generali maggiormente robuste dal punto di vista scientifico perché applicate ad un numero più ampio di casi, è possibile allargare i raffronti alle valutazioni del ciclo di vita applicate all'acqua. Si è già detto in precedenza come l'impronta ecologica dei prodotti e dei processi sia uno strumento in parte derivato dalla valutazione LCA e pertanto è possibile, qualora se ne ravvisi l'utilità, convertire i dati disponibili in termini di impronta per approfondire le questioni che emergono dall'analisi effettuata in questa sede. Un'analisi approfondita sui risultati potrebbe permettere, procedendo a ritroso, di individuare le cause all'origine delle differenze, con conseguente ed eventuale individuazione dei margini di miglioramento all'interno del processo.

Impronte ecologiche diverse in situazioni simili possono indicare due alternative possibili:

- ✓ in precedenza si è già fatto riferimento più volte ai tre ambiti cui si riferisce la sostenibilità. Pur avendo ben presente la natura prevalentemente ambientale dello strumento dell'impronta ecologica, l'approccio trans-disciplinare del presente lavoro richiede necessariamente, pur senza alcuna pretesa di completezza ed esaustività, qualche riferimento e accenno alle implicazioni

sociali ed economiche connesse alla produzione, alla distribuzione e al consumo dell'acqua alimentare;

- ✓ i risultati ottenuti nel caso dell'acqua di Tresana e delle altre acque di Hera permettono, al di là dei loro pur importanti valori, di trarre alcune conclusioni di carattere generale che potrebbero poi dare luogo ad ulteriori approfondimenti e riflessioni.

Nel caso dell'acqua da bere il paragone più immediato è quello fra acque di rete e acque minerali in bottiglia. Le caratteristiche funzionali di questi prodotti li rendono perfettamente sostituibili e intercambiabili pur senza omettere differenze e specificazioni che esistono. Il termine acqua di rete comprende poi anche le acque affinate al punto d'uso e le fontanelle di acqua pubblica recentemente introdotte. Pur nei limiti della presente indagine, in questo capitolo si tenterà qualche rapido accenno anche a tali particolari tipologie.

5.2 L'impronta dell'acqua di Tresana e delle acque di Hera Bologna

5.2.1 Premessa

Nel capitolo precedente sono stati presentati i dati ottenuti applicando l'analisi dell'impronta ecologica all'acquedotto di Tresana, ubicato in comune di Porretta Terme. In chiusura del capitolo 4, a fronte della disponibilità immediata dei dati e al fine estendere l'ambito del presente studio, si è calcolata l'impronta ecologica sostanziale dell'acqua di Hera a Bologna pur in presenza di approssimazioni e omissioni debitamente dichiarate.

Al fine di favorire una immediata comprensione degli indicatori coinvolti e delle relative strutture, si è proceduto a una serie di rappresentazioni grafiche che evidenziano gli aspetti più interessanti. Di seguito, in modo molto schematico, riportiamo alcuni grafici utili a evidenziare gli aspetti dell'analisi effettuata sui quali, almeno in via ipotetica, si potrebbe intervenire per ridurre gli impatti ambientali e muoversi lungo la direttrice di sostenibilità delle acque alimentari. E' evidente che ogni intervento in grado di migliorare la sostenibilità ambientale delle acque ad uso

alimentare deve fare i conti con la sostenibilità sociale, ovvero deve essere socialmente auspicabile o almeno accettabile e accettato, e con la sostenibilità economica, così da poterne permettere la riproducibilità del tempo. Come già era evidente agli estensori del concetto di sviluppo sostenibile, non vi è sostenibilità di lungo periodo se anche gli aspetti economici e sociali, oltre a quelli ambientali, non sono soddisfatti, così come non vi è sviluppo senza sostenibilità ambientale.

Per quanto riguarda l'acquedotto di Tresana, l'analisi si è svolta contemplando entrambi i trattamenti di potabilizzazione consentiti dall'impianto. I dati utilizzati in questa sede si riferiscono esclusivamente al trattamento combinato U.V.-perossido di idrogeno che, del resto, è quello normalmente utilizzato. Di seguito si discuteranno gli aspetti più importanti relativi ai dati ottenuti per le altre acque di Hera a Bologna, ribadendo come i valori di impronta ottenuti siano da ritenersi validi esclusivamente sotto l'ipotesi di validità delle approssimazioni evidenziate in precedenza. Tali valori di impronta, che non casualmente sono stati indicati come impronta ecologica sostanziale, sono infatti il frutto di una elaborazione di dati già disponibili e utilizzati in un lavoro di tesi discusso nel 2008 per quanto riguarda gli aspetti energetici, mentre nel caso dei materiali si è supposta la costanza dello scenario emerso dall'analisi effettuata direttamente sull'acquedotto di Tresana.

5.2.2 L'impronta dell'acqua di Tresana

A tale sistema acquedottistico si è applicata la metodologia dell'impronta integrata, pervenendo alla stima dell'impronta idrica, dell'impronta di carbonio e della tradizionale impronta ecologica.

Prima di aggiungere ulteriori considerazioni, a partire dall'equivalenza dei dati ottenuti considerando entrambi i trattamenti di disinfezione resi possibili dalla struttura impiantistica dell'acquedotto di Tresana discende una considerazione rilevante: dal punto di vista ambientale, limitatamente all'uso degli indicatori della famiglia dell'impronta, non vi è differenza tra la potabilizzazione tradizionale e quella innovativa che non ricorre al cloro. In premessa al presente studio questa valutazione non era scontata, soprattutto a causa dei maggiori quantitativi di reagenti,

tra cui il perossido di idrogeno e l'acido fosforico, impiegati dal trattamento combinato, e della presenza sull'impianto delle lampade U.V. alimentate elettricamente, mentre l'analisi dell'impronta dimostra come ragionevolmente tali impatti, che in parte non è stato possibile determinare, possano ritenersi scarsamente significativi. Limitandoci quindi all'impianto di Tresana si può affermare che il trattamento combinato non è più esigente in termini ambientali della disinfezione a base di cloro. A differenza della stessa però produce un'acqua dalle qualità organolettiche superiori e generalmente più apprezzata dall'utente finale.

Per quanto riguarda i valori ottenuti, il primo indicatore stimato per l'acquedotto di Tresana è l'impronta idrica, la cui suddivisione in acqua reale e acqua virtuale è rappresentata dal seguente grafico:

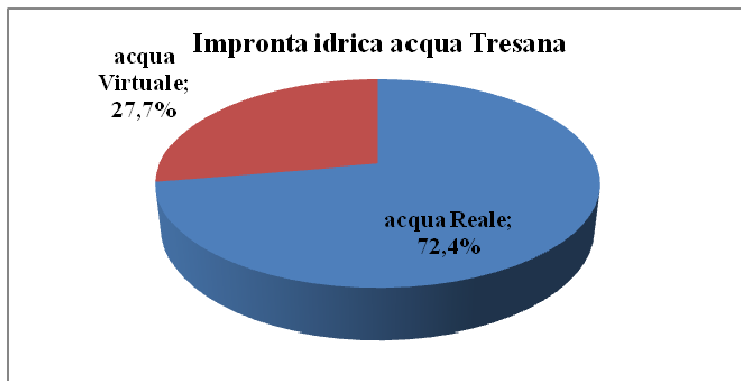


Grafico 5.1: l'impronta ecologica dell'acqua di Tresana, acqua virtuale-acqua reale

La figura precedente mostra come il rapporto di incidenza sul totale tra "acqua virtuale" e "acqua reale" sia, nel caso oggetto di studio, decisamente a favore di quest'ultima. Tale valore, identico nei due casi, è di 1,38 l acqua/l. Come si è visto nello svolgimento dell'analisi di sensibilità, tale valore dipende sostanzialmente dalle sole perdite idriche che diventano, di fatto, l'unica leva per ridurre l'impronta idrica dell'acqua di Tresana. Un approfondimento ulteriore merita il dato relativo alle perdite idriche utilizzato nell'analisi svolta che è relativo all'intero territorio provinciale ed è pari, per il 2007, al 24% (Hera, 2008). Tale dato ci dice contemporaneamente qualcosa di più e di meno di quanto sarebbe lecito aspettarsi. Se da una parte impedisce, essendo un dato medio provinciale, valutazioni specifiche

relative all'acquedotto studiato, in sostanza fa sì che il valore ottenuto costituisca l'impronta idrica dell'acqua potabile prodotta da Hera nel territorio Bolognese. Tale valore dimostra che il solo modo per diminuire il contenuto di acqua virtuale dell'acqua di acquedotto sia quello di ridurre le perdite di rete. Tale considerazione, per quanto appaia scontata, non è generalizzabile a tutti i tipi di acqua alimentare. Per ragioni di completezza è doveroso osservare come tale dato sia ben al di sotto della media nazionale che nello stesso anno era del 34,7% con punte abbondantemente al di sopra del 50% (CoViRi, 2009). Dalla lettura del medesimo rapporto del "Comitato per la vigilanza sui servizi idrici" appare un quadro sconcertante non solo a causa dell'entità delle perdite ma anche dell'inesistenza di sistemi di monitoraggio che spesso sono limitati a semplici stime approssimative effettuate dai gestori degli impianti. Appare banale osservarlo ma è evidente che, prima di ridurre le perdite idriche, occorrerebbe impegnarsi al fine di quantificarle correttamente.

Di seguito si riportano le strutture di composizione degli indicatori impronta di carbonio e impronta ecologica. Tali rappresentazioni evidenziano la completa analogia degli indicatori.

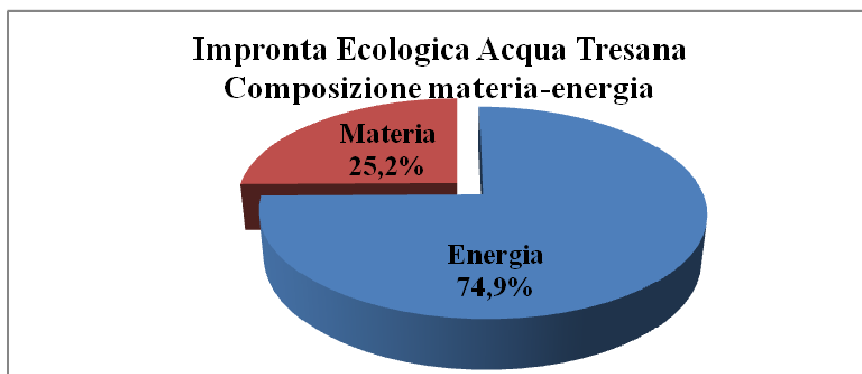


Grafico 5.2: l'impronta ecologica dell'acqua di Tresana, materia-energia

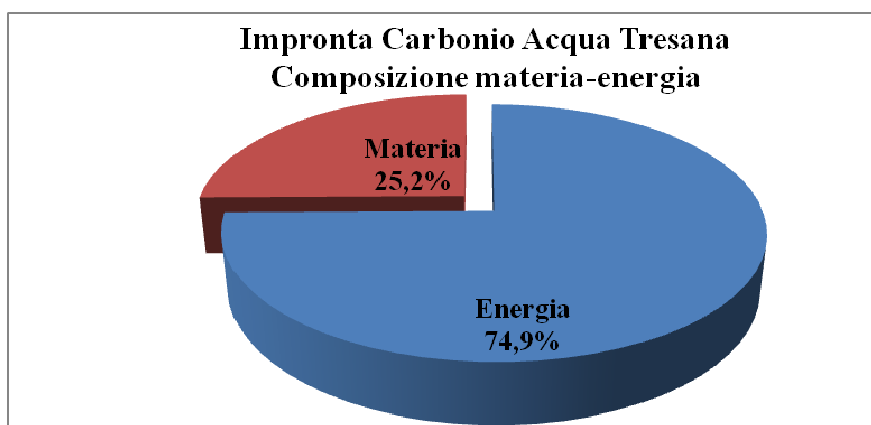


Grafico 5.3: l'impronta di carbonio dell'acqua di Tresana, materia-energia

Le precedenti raffigurazioni esprimono la medesima struttura dell'indicatore. L'energia ha un peso nella determinazione del valore complessivo di indicatore prossimo al 75%. Tale valutazione rende utile anche la rappresentazione dei singoli contributi all'impronta totale.

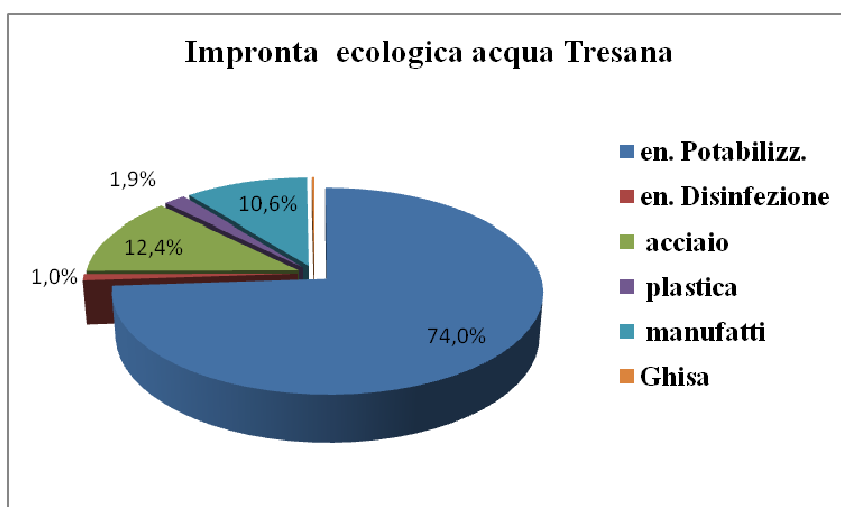


Grafico 5.4: l'impronta di carbonio dell'acqua di Tresana, i singoli contributi

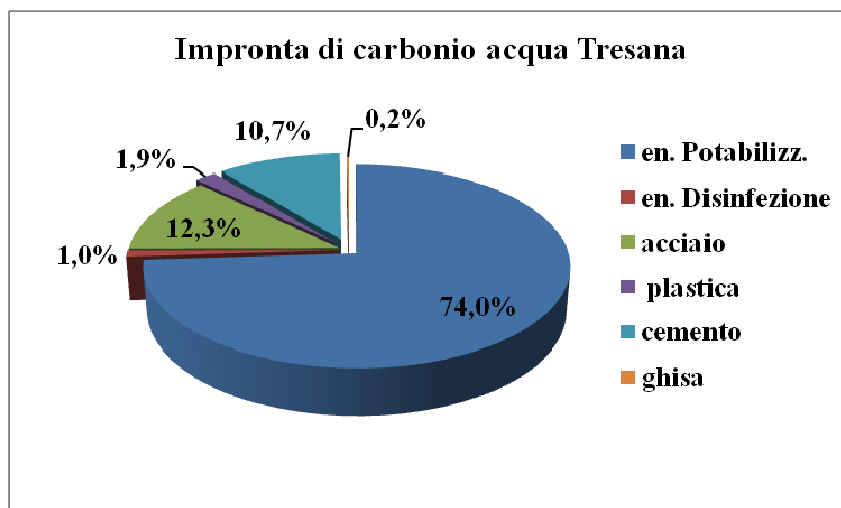


Grafico 5.5: l'impronta ecologica dell'acqua di Tresana, i singoli contributi

Le rappresentazioni grafiche precedenti permettono di comprendere perfettamente che l'unico fattore in grado di ridurre l'impronta ecologica e di carbonio dell'acqua di Tresana è ridurre l'energia impiegata nel processo (graf. 5.2 e 5.3), e in particolare l'energia necessaria nel processo di potabilizzazione, visto che la quota richiesta per il solo trattamento di disinfezione è praticamente trascurabile e pari allo 0,5% dell'impronta totale. I dati energetici utilizzati evidenziano come, nell'acquedotto di Tresana, oltre il 62% dell'energia impiegata è utilizzata per sollevare l'acqua derivata dai due torrenti utilizzati fino al trattamento che si svolge ad una quota altimetrica superiore. Dall'analisi fatta emerge che tale impiego, almeno dal punto di vista della sostenibilità della gestione complessiva, merita ulteriori approfondimenti per verificare la possibilità e l'eventualità di ulteriori riduzioni di domanda energetica in grado di consentire apprezzabili miglioramenti della performance ambientale dell'acqua di Tresana.

5.2.3 L' impronta delle altre acque di Hera a Bologna

Come già detto in coda all'analisi svolta, la disponibilità di dati energetici recenti relativi a tutti gli impianti del sistema primario bolognese, attraverso un'ulteriore elaborazione, ha reso possibile la determinazione dell'impronta ecologica sostanziale

dell'acqua prodotta da Hera a Bologna. Se a tali valori sottraiamo le componenti dovute ai materiali, che sono costanti e pari a quelle direttamente stimate nel caso dell'acquedotto di Tresana, possiamo ottenere l'impronta ecologica dovuta al solo consumo energetico per ciascun punto di produzione. Per semplicità di seguito parleremo di **impronta ecologica-energia**. In analogia a quanto fatto in precedenza si propone una elaborazione grafica che possa essere di supporto immediato alle considerazioni tratte.

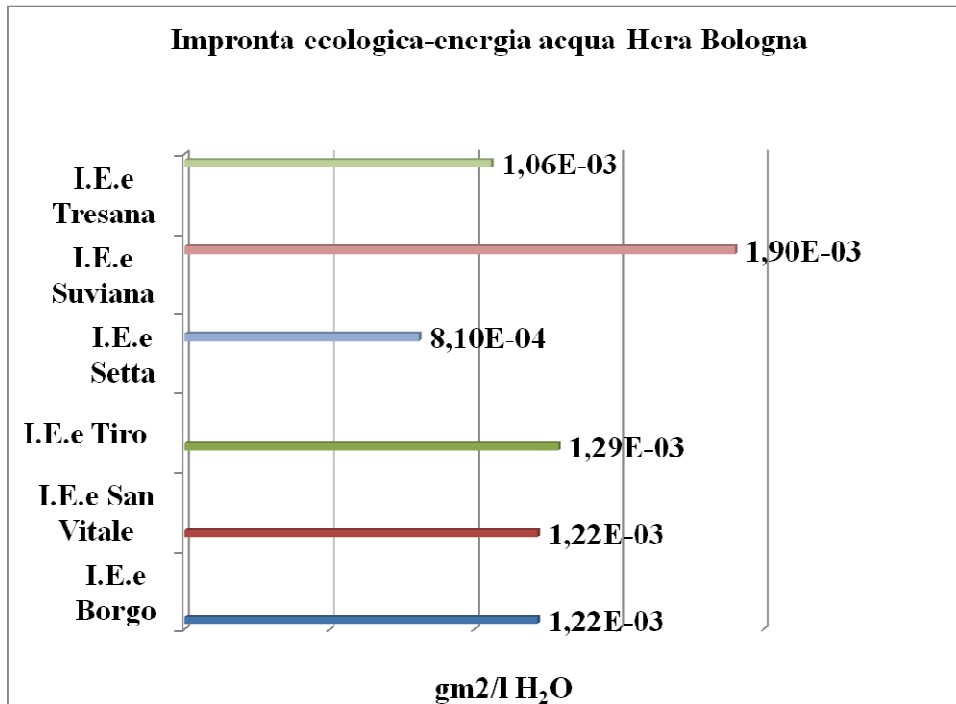


Grafico 5.6: l'impronta ecologica-energia dell'acqua di Hera a Bologna

Il grafico precedente mostra l'impronta ecologica limitata alla sola componente energetica espressa in gm² estesa a tutti i punti principali di produzione di acqua potabile del sistema primario del territorio bolognese. La situazione è evidentemente articolata e variabile. Per consentire un'immediata comprensione dei rapporti fra le varie domande energetiche si preferisce aggiungere l'elaborazione dei valori espressi in percentuale.

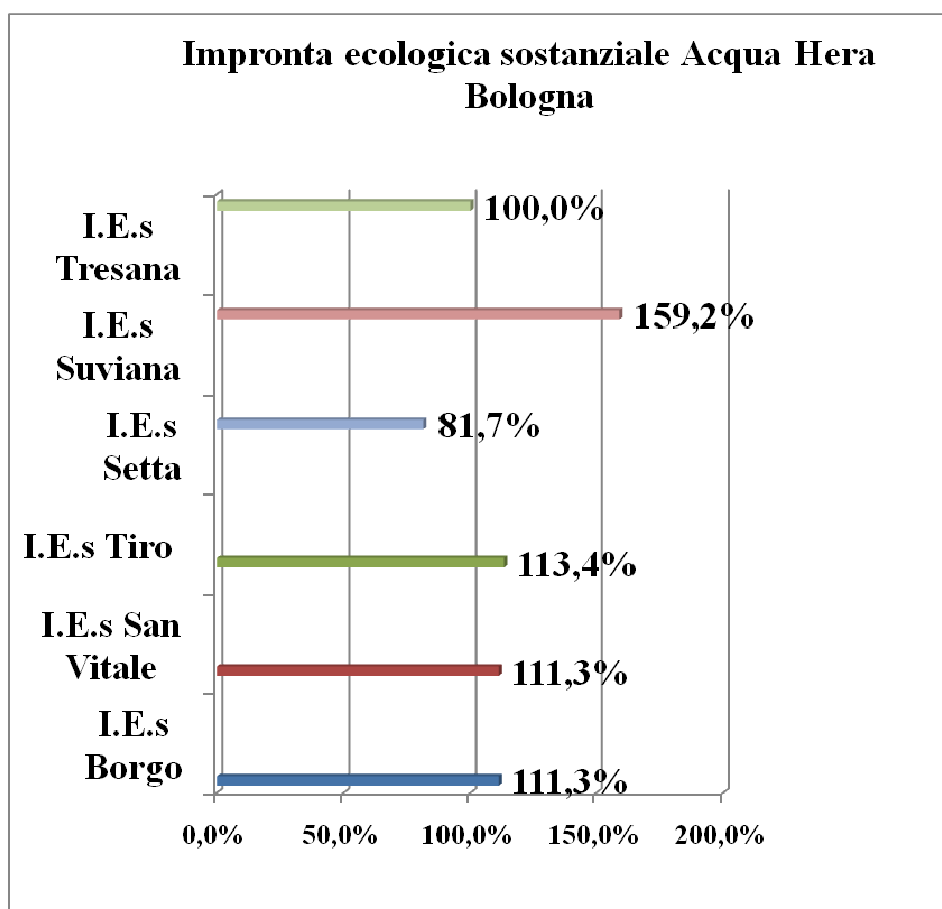


Grafico 5.7: l'impronta ecologica-energia dell'acqua di Hera Bologna, valori percentuali.

Nel grafico precedente è stato assunto come valore di riferimento quello relativo all'impianto di Tresana che è pari al 100%. Il valore unitario di impronta ecologica-energia di tale impianto è uno dei più bassi fra gli impianti considerati, essendo superiore esclusivamente a quello del centro di produzione Val di Setta che impiega circa il 76,4% dell'energia unitaria. Seguono gli impianti di Tiro, San Vitale, Borgo Panigale e Suviana che, pur impiegando quantitativi energetici superiori rispetto a quelli richiesti dell'impianto di riferimento, sono comunque comparabili allo stesso. Una trattazione approfondita delle ragioni tecniche che portano all'ottenimento dei dati esposti non è ovviamente possibile in questa sede, ma si ritiene che tali dati meritino livelli ulteriori di approfondimento per valutare se esistano le possibilità

gestionali per ridurre il consumo energetico unitario e, conseguentemente, l'impronta ecologica dell'acqua potabile prodotta da ciascuna centrale. Come già mostrato nel paragrafo "l'impronta ecologica sostanziale dell'acqua di Hera a Bologna", l'estensione dell'analisi ad un ambito estremamente più vasto dell'acquedotto montano da cui parte l'analisi inizialmente non sposta la valutazione di fondo: per ridurre l'impatto ambientale dell'acqua di rete, pur senza tralasciare la componente materiale, che di norma ha un'incidenza apprezzabile dall'impronta ecologica, occorre concentrarsi prevalentemente sull'energia richiesta dal processo. Tale affermazione, che in questa sede appare ovvia, come si vedrà non è generalizzabile a tutti i tipi di acque da tavola.

5.3 L'impronta ecologica dell'acqua di Tresana e di altre acque alimentari

5.3.1 L'impronta dell'acqua di Hera e di altre acque potabili

Nel presente paragrafo, dopo aver svolto una serie di considerazioni interne alle acque di Hera analizzate, si comparano i dati ottenuti in precedenza con altri ricavati da studi analoghi disponibili in letteratura per pervenire ad alcune considerazioni di carattere generale.

I dati tratti dagli studi utilizzabili sono relativi sia ad acque di rete che ad acque minerali. Per quanto riguarda le acque minerali, per le quali esiste in letteratura una maggiore quantità di analisi ambientali, i dati espressi direttamente in impronta ecologica sono sufficienti agli scopi del presente studio. Nel caso delle acque di rete si è ritenuto di integrare i dati già disponibili in termini di impronta ecologica con ulteriori elaborazioni così da poter disporre di elementi di valutazione maggiormente fondati ed ampi.

Nella comparazione delle acque di Hera con altre acque potabili sulle quali si sono condotti studi di analisi ambientale si seguirà il medesimo schema logico precedentemente proposto, analizzando i dati relativi all'impronta idrica e all'impronta ecologica. Data la sostanziale analogia dei risultati per quanto riguarda

l'impronta di carbonio e l'impronta ecologica, si preferisce concentrarsi sul quest'ultimo indicatore il cui utilizzo, come già detto, è maggiormente diffuso nelle pubblicazioni scientifiche. A tale proposito è opportuno ricordare come l'analisi effettuata dimostri che l'unica tipologia di superficie in grado di contribuire al valore di impronta ecologica dell'acqua è il terreno per l'energia che corrisponde appunto alla superficie necessaria all'assorbimento della CO₂ complessivamente emessa nella produzione di una unità funzionale di prodotto.

Si ricorda infine come gli articoli che utilizzano l'analisi di impronta ecologica applicata alle acque ad uso alimentare (Botto 2008, Niccolucci et al., 2009, Niccolucci et al., 2010) assumono come unità funzionale il volume di 1,5 L, probabilmente al fine di paragonare il dato delle acque di rete al formato più comune delle acque imbottigliate. Sarà dunque necessario riportare i valori ottenuti nel presente studio e in quello svolto da Romano nel 2003 a tale unità funzionale.

Per quanto riguarda l'impronta idrica riportiamo di seguito una tabella relativa al valore dell'acqua ottenuto per l'acquedotto di Tresana che abbiamo visto potersi sostanzialmente riferire all'intero territorio provinciale di Bologna, all'acqua di rete di Siena (Botto, 2008) e all'acqua di rete dell'acquedotto di Reggio Emilia (Romano, 2003). Lo studio di Botto per definire l'impronta idrica dell'acqua di rete assume che ogni qualvolta l'utente finale apre il rubinetto per estrarre 1,5 l di acqua potabile 0,5 ne vadano sprecati. Tale assunzione viene integralmente recepita nel presente studio. Infine, come già anticipato, si ricorda che anche nel caso dell'impronta idrica l'unità funzionale è pari a 1,5 L.

	Impronta idrica(L/1,5L)	Impronta idrica (%)
Acq. Tresana	2,47	100%
Acq. Siena	3,63	147,0%
Acq. Reggio Em.	2,55	103,2%

Tabella 5.1: l'impronta idrica dell'acqua di Tresana, di Siena e di Reggio Emilia

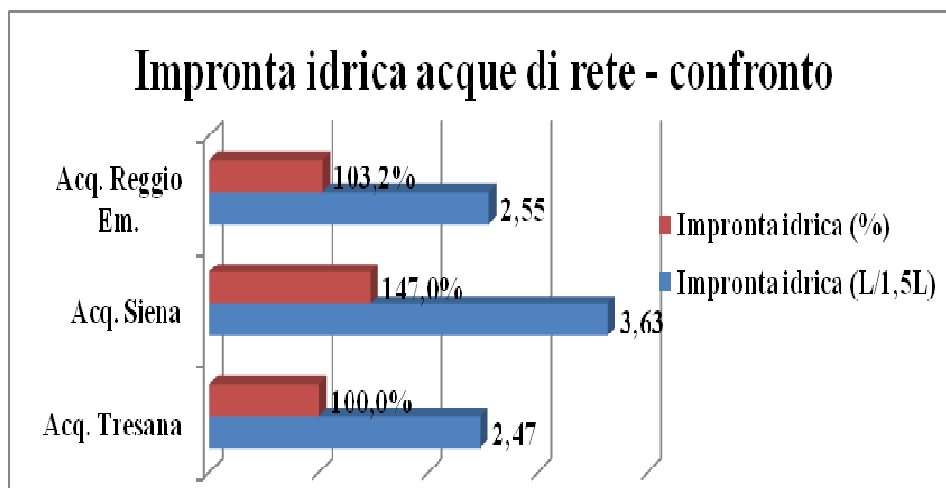


Grafico 5.8: l'impronta idrica dell'acqua di Tresana, di Siena e di Reggio Emilia

La rappresentazione grafica precedente impone qualche ulteriore precisazione. I dati relativi all'acquedotto di Tresana e Siena sono stati ottenuti in seguito a elaborazioni effettuate direttamente in termini di impronta ecologica, mentre il dato di Reggio Emilia è stato desunto ritenendo che all'interno di tale sistema acquedottistico le perdite siano pari al 26,3% (Romano, 2003). Inoltre, si è supposto, sulla base dei risultati ottenuti dall'analisi di sensibilità svolta in conclusione del capitolo 4, che le perdite siano l'unico fattore in grado di influire significativamente sul valore di impronta idrica dell'acqua. Il dato di Reggio Emilia, sia per la qualità del dato di partenza che descrive una situazione impiantistica vecchia di alcuni anni che per le approssimazioni compiute nella elaborazione, è da ritenersi semplicemente indicativo. Si è ritenuto di utilizzare il valore stimato perché caratteristico di una realtà più prossima a quella gestita dal Gruppo Hera. Si è poi già detto in precedenza come il valore stimato per l'acquedotto di Tresana sia da intendersi valido anche al di là della specifica realtà impiantistica studiata fino a costituire una sorta di impronta idrica sostanziale dell'acqua di Hera a Bologna. Infine per quanto riguarda l'acqua dell'acquedotto di Siena non stupisce la differenza in quanto il valore percentuale delle perdite utilizzato nell'analisi è di oltre il 50% (Botto, 2009).

Per quanto riguarda l'impronta ecologica delle acque di rete si propone di seguito una tabella di comparazione analoga alla precedente che però contempla un numero maggiore di casi, includendo al proprio interno anche i valori di impronta ecologica

sostanziale introdotti al capitolo 4.

Un cenno preliminare a parte merita la elaborazione svolta per l'acquedotto di Reggio Emilia per il quale non si disponeva di dati direttamente espressi in termini di impronta ecologica. Dall'esteso lavoro (Romano, 2003) dedicato a tale acquedotto si sono estratti in modo analogo a quanto fatto per l'acquedotto di Tresana i dati di materia ed energia necessari alla redazione dell'inventario. I risultati di tale elaborazione sono descritti nella seguente tabella:

	I.E. Materia (gm²)	I.E. Materia (%)	I.E. Energia (gm²)	I.E. Energia (%)	I.E. Totale (gm²)	I.E. Totale (%)
Acq. Reggio Emilia	3,50E-06	0,12%	2,85E-03	99,88%	2,85E-03	100,00%

Tabella 5.2: Impronta ecologica dell'Acqua di Reggio Emilia

L'elaborazione eseguita mostra come, in questo caso, il contributo dei materiali al valore complessivo sia sostanzialmente irrilevante. Tale risultato conforta ulteriormente sul piano scientifico l'elaborazione finalizzata alla determinazione dell'impronta ecologica sostanziale di cui al capitolo 4. Si ribadisce come i valori precedenti siano riferiti all'unità funzionale di 1,5 l. Di seguito la tabella complessiva contenente tutte le acque di rete considerate.

	I.E. Materia (gm₂)	I.E Materia (%)	I.E. Energia (gm₂)	I.E. Energia (%)	I.E. Totale (gm₂)	I.E. Totale (%)
Acq. Reggio Emilia	3,50E-06	0,1%	2,85E-03	99,9%	2,85E-03	133,8%
Acq. Toscana	1,00E-03	33,3%	2,00E-03	66,7%	3,00E-03	140,8%
Acq. Siena	7,10E-05	3,0%	2,33E-03	97,0%	2,40E-03	112,7%
Borgo Panigale	5,36E-04	22,6%	1,83E-03	77,4%	2,37E-03	111,3%
San Vitale	5,36E-04	22,6%	1,83E-03	77,4%	2,37E-03	111,3%
Tiro	5,36E-04	21,7%	1,94E-03	78,3%	2,47E-03	116,0%
Val di Setta	5,36E-04	30,8%	1,20E-03	69,2%	1,74E-03	81,7%
Suviana	5,36E-04	15,8%	2,85E-03	84,2%	3,39E-03	159,2%
Tresana	5,36E-04	25,2%	1,59E-03	74,8%	2,13E-03	100,0%

Tabella 5.3: l'impronta ecologica di alcune acque di rete

Nella tabella precedente i valori di impronta ecologica stimati nel presente lavoro vengono comparati a quelli contenuti nei lavori citati in precedenza. Di seguito per approfondire alcuni aspetti si propongono le consuete elaborazioni grafiche a partire da quelle relative all'impronta ecologica totale.

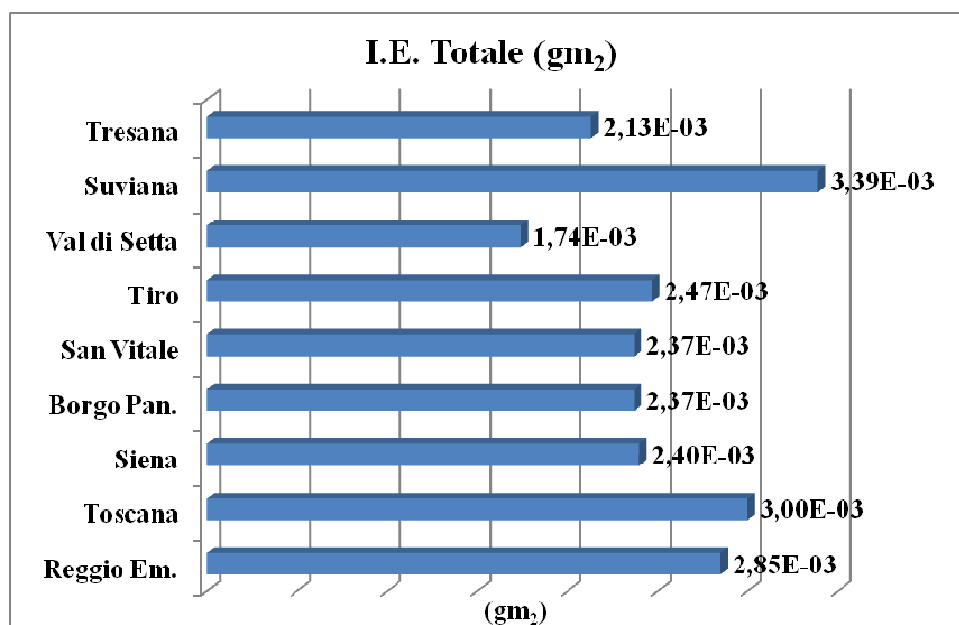


Grafico 5.9: L'impronta ecologica delle acque di rete.

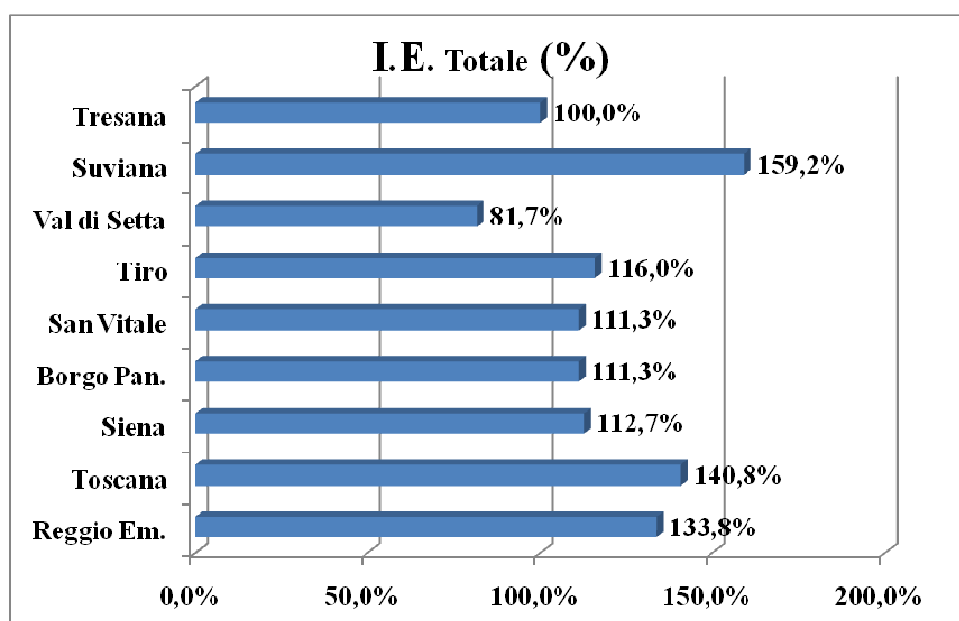


Grafico 5.10: L'impronta ecologica delle acque di rete, variazione %.

I grafici e la tabella precedente mostrano come gli acquedotti di Siena, di Reggio Emilia e del territorio toscano abbiano impronte ecologiche comparabili con i risultati ottenuti nel presente studio. Rispetto all'acquedotto di Tresana registriamo

valori più elevati con variazioni che passano dal +12,7% dell'acquedotto di Siena al +33,8% di Reggio Emilia fino al +40,8% dell'infrastruttura toscana. A livello generale, per approfondire ulteriormente le motivazioni in grado di giustificare il livello di variazione estremamente ampio riscontrato, è utile scorporare il contributo della materia da quello dell'energia.

Nel caso della materia si tralasciano le acque di Hera diverse da Tresana la cui componente materiale è stata imputata per analogia all'acquedotto di Porretta. Limitandoci ai casi in cui il dato è stato ottenuto a partire da stime reali non si può fare a meno di notare un ampio livello di oscillazione. Nel caso dell'acquedotto di Reggio Emilia il contributo dei materiali sul valore totale è pari allo 0,1%; tale contributo raggiunge il 3,0% nell'acquedotto di Siena, il 25% nell'impianto montano di Tresana e ben il 33,3% nell'acquedotto toscano.

Senza entrare nel merito di ciascun lavoro citato, si ritiene che, pur ricordando che tali valori sono stati ottenuti applicando la stessa metodologia dell'impronta, in parte la variabilità della stima sia da riferire ai diversi tempi di vita attribuiti ai vari componenti strutturali degli acquedotti. Probabilmente la durata stimata di tubazioni, serbatoi e apparecchiature di pompaggio ha prodotto valutazioni diverse, tali da riflettersi nelle quantità di ciascun materiale associate all'unità funzionale del sistema. Le diverse modalità di imputazione hanno sicuramente inciso sul contributo della materia nel processo acquedottistico, però non sono sufficienti a spiegare completamente l'oscillazione dei valori ottenuti, a maggior ragione se ci si riferisce agli studi relativi agli acquedotti toscani, entrambi condotti dallo stesso gruppo di ricerca dell'Università di Siena che quindi con molta probabilità ha utilizzato nella stesura di entrambi i lavori criteri di ripartizione pluriennale omogenei e costanti. Ugualmente il presente studio ha utilizzato i criteri di ripartizione suggeriti dal medesimo gruppo di ricerca della Facoltà di Chimica dell'Università di Siena. Tali considerazioni, pur ribadendo come già fatto in precedenza che i flussi di materiali "nascosti" negli impianti acquedottistici rappresentano sicuramente l'ambito di inventario maggiormente soggetto a rischi di indeterminazione, fanno supporre quindi che una quota significativa di tale variabilità sia da imputare alle specificità costitutive delle singole infrastrutture. Non stupisce infatti che ciascun acquedotto

abbia una dotazione più o meno abbondante e variabile di infrastrutture fisiche come apparecchiature di trattamento, stazioni di sollevamento, serbatoi di accumulo, vasche, filtri e quant'altro possa risultare al trattamento delle acque destinate al consumo umano, ricordando come tale tipologia presenti un grado elevato di variabilità per quanto riguarda la qualità iniziale, la provenienza e le criticità specifiche di ogni tipo di acqua. Si ritiene comunque, concludendo la valutazione rispetto all'impronta ecologica-materia, che un maggiore approfondimento in merito possa essere utile nell'ulteriore sviluppo dell'impronta alle acque potabili.

Venendo alla componente energetica, di seguito si riporta una rappresentazione analoga alla precedente, ma relativa alla sola impronta ecologica-energia. Nella stessa tabella si riporta anche il valore relativo di indicatore rispetto a quello ottenuto per l'impianto di riferimento di Tresana al quale viene associato un valore di impronta ecologica-energia pari al 100%.

	I.E. Energia (gm₂)	I.E. Energia (%)
Acq. Reggio Emilia	2,85E-03	179,2%
Acq. Toscana	2,00E-03	125,8%
Acq. Siena	2,33E-03	146,5%
Borgo Panigale	1,83E-03	115,1%
San Vitale	1,83E-03	115,1%
Tiro	1,94E-03	122,0%
Val di Setta	1,20E-03	75,5%
Suviana	2,85E-03	179,2%
Tresana	1,59E-03	100%

Tabella 5.4: l'impronta ecologica-energia di alcune acque di rete

Tali valori evidenziano un campo di variazione pari a circa un ordine di grandezza. Al di là delle richieste energetiche di ciascuna infrastruttura, spiegabili ricorrendo alle caratteristiche specifiche delle stesse, si evidenzia come, in generale per le acque di rete, la componente energetica sia di gran lunga la prevalente non scendendo in

nessun caso sotto il 60% del contributo al valore totale di impronta ecologica. Per contenere l'impronta dell'acqua di rete occorre quindi fare leva su riduzioni di energia da attuare nel rispetto delle criticità dei singoli impianti. Tale affermazione non è valida, come si vedrà nel paragrafo seguente, nel caso di altre acque alimentari.

5.3.2 L'impronta dell'acqua di Hera e delle acque minerali

Dopo aver comparato i dati ottenuti per l'acqua di Hera a Bologna a quelli di altre acque di rete si prosegue realizzando un paragone con le acque minerali. I dati relativi alle acque minerali sono tratti da un articolo del 2009 di Stefano Botto. Tale studio, al fine di assicurare una copertura adeguata al mercato delle acque minerali, analizza l'impronta integrata di sei marchi di acque minerali con una dimensione produttiva e una scala di distribuzione estremamente variabile, in grado di coprire da sole circa il 10% del mercato nazionale:

- ✓ Cerelia® e Lurisia® sono aziende di piccola dimensione con una produzione rispettiva di 8 ML/anno e 40 ML/anno rispettivamente con un raggio di distribuzione contenuto entro i 500 Km dal punto di imbottigliamento.
- ✓ Nerea® e Montecimone® sono aziende di media dimensione con una produzione annua compresa tra i 50 ML/anno e i 150 ML/anno. Tali aziende hanno una distribuzione estesa all'intero territorio nazionale.
- ✓ Sangemini® e Gaudianello® sono fra le aziende di maggiori dimensioni presenti sul mercato dove imbottigliano volumi compresi tra i 300 e 400 ML/anno. I loro marchi sono diffusi e conosciuti su tutto il territorio nazionale.

Per quanto riguarda l'impronta idrica, riportiamo di seguito una tabella in cui compariamo i risultati ottenuti dallo studio per le acque minerali e quelli ottenuti per l'acqua di Hera. Si specifica che, in conformità a quanto previsto dalla metodologia dell'impronta idrica, ci si limita all'analisi relativa al consumo di acqua. Alla unità funzionale dell'acqua di rete (1,5L) si aggiungono 0.5 L in modo analogo a quanto fatto in precedenza.

Impronta idrica acque alimentari (L/1,5 L acqua)								
		Cerelia	Lurisia	Nerea	Monte Cimone	Sangemini	Gaudianello®	Acqua Hera
Acqua Virt.	Trasporti	1,90E-01	1,91E-01	2,01E-01	2,02E-01	1,99E-01	2,02E-01	00E-00
	Materiali	3,51E-01	3,22E-01	3,27E-01	3,52E-01	3,10E-01	4,99E-01	8,02E-02
	Energia	5,93E-02	9,24E-02	9,46E-02	8,47E-02	1,03E-1	7,51E-2	1,80E-02
	Processo	1,88E+00	1,69E+00	1,47E+00	1,47E+00	1,29E+00	1,01E+00	9,74E-01
Acqua Real.	Volume	1,50+E00	1,50+E00	1,50+E00	1,50+E00	1,50+E00	1,50+E00	1,50+E00
Imp. Idrica Totale		3,98E+00	3,79E+00	3,59E+00	3,61E+00	3,40E+00	3,29E+00	2,47E+00

Tabella 5.5: l'impronta idrica dell'acqua di Hera e quella di alcune acque minerali

Dall'esame dei dati precedenti emergono, limitandosi alle acque imbottigliate, differenze relative apprezzabili ma non superiori al 20%. La tabella precedente mostra come il valore di impronta idrica decresca all'aumentare della scala produttiva dell'azienda considerata, con particolare riferimento all'acqua di processo, così da far supporre una relazione diretta tra dimensione aziendale ed efficienza nell'uso della risorsa idrica. Venendo al confronto con le acque di rete, si propone di seguito, a fronte dei valori ottenuti per l'acqua minerale, una tabella semplificata che compara il dato medio delle acque minerali, delle acque di rete e quello dell'acquedotto di Tresana.

	Impronta idrica (L/1,5L)	Impronta idrica (%)
Acqua minerale	3,61	146,2%
Acqua di Siena	3,63	147,0%
Acqua di Reggio Emilia	2,55	103,2%
Acqua Tresana	2,47	100,0%

Tabella 5.6: l'impronta idrica di alcune acque di rete e quella di alcune acque minerali

Come si può vedere nella tabella precedente i valori di impronta idrica delle varie acque minerali e di rete sono confrontabili con il valore dell'acquedotto di Siena che supera quello medio delle minerali. Il valore di Tresana è lievemente più contenuto delle altre acque di rete a cui si è estesa la presente analisi. In conclusione si può affermare che, limitandoci all'acqua consumata, acque minerali e potabili si equivalgono. A conclusioni opposte potrebbe giungere passando dai consumi di acqua ai prelievi. In quest'ottica sarebbe sicuramente decisiva l'acqua prelevata per produrre i materiali necessari al processo produttivo dell'acqua minerale. Per ulteriori approfondimenti si rimanda comunque al lavoro citato (Botto, 2009).

Venendo infine all'impronta ecologica, le seguenti tabelle affiancano i dati ottenuti da Botto nel caso delle minerali a quelli ottenuti nel presente lavoro studiando l'acquedotto di Tresana.

Impronta Ecologica acque ad uso alimentare (gm ₂)							
	Cerelia®	Lurisia®	Nerea®	Monte Cimone®	Sangemini®	Gaudianello®	Hera
Trasporti	2,81E-03	3,23E-03	7,46E-03	7,01E-03	6,98E-03	7,94E-03	0,00E+00
Materiali	4,70E-01	4,72E-01	4,86E-01	4,90E-01	4,48E-01	4,84E-01	5,37E-04
Energia	1,39E-01	1,44E-01	1,70E-02	1,24E-02	1,42E-02	7,03E-03	1,59E-03
Totale	6,13E-01	6,19E-01	5,11E-01	5,10E-01	4,69E-01	4,99E-01	2,13E-03
Tot. (%)	99,0%	100,0%	82,55%	82,3%	75,8%	80,6%	0,3%

Tabella 5.7: l'impronta ecologica dell'acqua di Hera e quella di alcune acque minerali

La tabella precedente mostra come l'impronta ecologica delle acque minerali assuma valori enormemente più elevati dell'acqua di Tresana che ha un'impronta ecologica pari allo 0,3% dell'acqua Lurisia, l'acqua minerale che presenta il valore complessivo più elevato. E' utile una rappresentazione semplificata che compari il dato dell'acqua di Tresana al dato medio delle minerali e riporti le relative incidenze percentuali.

Impronta ecologica acqua Hera-minerali (dato medio)				
	Media Minerali	Valori (%)	Hera	Valori (%)
Trasporti	6,05E-03	1,1%	0,0E+00	0%
Materiali	4,75E-01	88,5%	5,74E-04	25,4%
Energia	5,56E-02	10,4%	1,59E-03	74,6%
Totale	5,37E-01	100,0%	2,13E-03	100,0%

Tabella 5.8: l'impronta ecologica dell'acqua di Hera comparata a quella delle acque minerali

La tabella semplifica e mette in luce come, al di là dei dati assoluti ovviamente superiori nel caso dell'acqua in bottiglia, cambi profondamente la struttura dell'indicatore. Nel caso dell'acqua di rete, come abbiamo più volte specificato in precedenza, l'energia è prevalente, mentre nel caso delle minerali a dominare sull'indicatore è il contributo dovuto ai materiali, prevalentemente legati alla confezione e agli imballaggi, utilizzati nel processo il cui apporto sfiora mediamente il 90% del totale. Al contrario di quanto si possa comunemente ritenere, il trasporto dell'acqua non incide che per un modesto 1,1%, in modo comunque meno apprezzabile dell'energia di processo che incide con un contributo di poco superiore al 10,4%.

La presenza delle tabelle dà la possibilità, in questa sede, di richiamare l'attenzione su alcuni aspetti che saranno ulteriormente ripresi nelle considerazioni successive. Il settore delle acque minerali, probabilmente anche a causa delle campagne di pressione provenienti dalla società civile, è attraversato da una rinnovata attenzione verso i temi della sostenibilità. Tale fatto è provato, tra l'altro, dallo studio da cui sono tratti i precedenti dati, che in alcuni casi sono ricavati da dichiarazioni ambientali di prodotto e dalle altre forme di certificazioni ambientali a cui ci si è riferiti a conclusione del capitolo 1. Le acque prodotte dalle aziende di dimensioni minori utilizzate nel presente studio per scelta aziendale ricorrono al vetro come confezione prevalente e distribuiscono su una scala territoriale piuttosto ristretta.

Il presente studio dimostra che non esiste una relazione positiva, in termini di sostenibilità ambientale e dimensione aziendale. Al contrario di quanto si potrebbe immaginare, le acque locali hanno un'impronta ecologica più elevata di quelle prodotte da grandi aziende nazionali o trans-nazionali. I dati utilizzati ci dicono infatti che a lievi diminuzioni (dallo 0,45% all'1,59%) degli impatti legati ai trasporti conseguenti a politiche aziendali eco-orientate (dato medio 1,1%, tab. 5.8) fanno da contraltare utilizzi maggiormente efficienti dell'energia nel caso delle aziende di gradi dimensioni, con variazioni che vanno dal 22,7% dell'azienda meno efficiente all'1,4% dell'azienda di maggiori dimensioni con una sensibile oscillazione intorno al dato medio della tabella 5.8 pari al 10,4%.

Per quanto riguarda invece il materiale utilizzato stupisce l'analogia dei valori di impronta ad esso associato, almeno rispetto a quanto appena visto per l'energia, che probabilmente indica una difficile comprimibilità di tale contributo all'interno delle acque minerali.

5.4 La sostenibilità dell'acqua di Tresana

Gli elementi fin qui introdotti permettono di pervenire ad una valutazione compiuta di sostenibilità per quanto riguarda l'acqua prodotta dall'acquedotto di Tresana.

Dal punto di vista sociale si è già detto di come le acque potabili abbiano costi al consumatore estremamente più bassi dell'acqua minerale in bottiglia, tali da renderne, almeno potenzialmente, preferibile il consumo. Stimando per una famiglia di tre persone un consumo medio di 1000 litri, la spesa complessiva per bere acqua di rubinetto equivale a 1,50 euro, a differenza dei 250 euro che si spenderebbero ipotizzando un costo al litro di 25 centesimi (Hera, 2008).

Passando poi agli aspetti qualitativi ed organolettici si è visto come l'acqua erogata da questo acquedotto, tenendo nella giusta considerazione le condizioni generali del territorio da cui proviene, sia ampiamente comparabile a quella delle acque minerali utilizzate nel presente studio, potendosi, in termini di esclusiva composizione chimica, classificare fra le acque minerali. L'elevata qualità organolettica dell'acqua

di Tresana merita un ulteriore approfondimento ricordando come nel caso delle acque di rete la sicurezza dei consumi sia garantita pressoché ovunque a livello nazionale, a meno di alcune deprecabili eccezioni presenti in certe zone d'Italia e in periodi dell'anno particolarmente critici, mentre è meno diffusa l'attenzione per le caratteristiche organolettiche del prodotto erogato.

L'introduzione da parte del gestore di un trattamento alternativo che non ricorra a prodotti a base di cloro al fine di mantenere intatte le elevate caratteristiche organolettiche possedute dall'acqua prima del trattamento di potabilizzazione rende particolarmente interessante l'analisi su questo acquedotto.

Per quanto riguarda la sostenibilità economica, si è già detto in precedenza come essa sia garantita qualora il fornitore di acqua da tavola sia un'impresa privata, almeno sotto l'ipotesi che l'impresa non operi se non in condizioni di recupero totale dei costi. Nel variegato panorama nazionale delle aziende che gestiscono il servizio idrico lo scenario si fa maggiormente complicato perché in tale ambito fatica ad affermarsi il noto principio del “full recovery cost”. Limitandoci al caso di studio, senza eccedere dagli scopi della presente, non ci resta che sottolineare come la solidità economico-finanziaria del Gruppo Hera, quotato in borsa, offra ragionevoli certezze in merito alla sostenibilità degli aspetti economici connessi all'esercizio sperimentale dell'acquedotto di Tresana.

Venendo infine alla sostenibilità ambientale, la metodologia applicata al caso di studio ha mostrato con chiarezza come, nell'acquedotto studiato, la disinfezione alternativa non aumenti in modo significativo l'impronta ecologica dell'acqua di rete. Tale trattamento, più esigente in termini di reagenti chimici e di energia richiesta per litro d'acqua, ha un peso relativo riferito all'intero processo di trattamento dell'acqua sostanzialmente trascurabile, e quindi la sua maggiore accettabilità lo rende potenzialmente molto interessante al fine di favorire il consumo di acque potabili. I paragrafi precedenti dedicati alla comparazione dei valori di impronta mostrano chiaramente come l'acquedotto di Tresana risulti, nell'ambito dei casi analizzati, una delle infrastrutture acquedottistiche con un'impronta ecologica più contenuta grazie a consumi energetici piuttosto ridotti. Nondimeno è sulla struttura di tali consumi energetici che si potrebbe agire per migliorare ulteriormente la performance

ambientale dell'acqua di Tresana. Senza addentrarci in dettagli impiantistici che non sono pertinenti all'approccio seguito è comunque utile evidenziare come oltre il 62% dell'energia totale sia utilizzata per il sollevamento delle acque superficiali ed è questa la quota su cui, almeno potenzialmente, sarebbe più efficace agire per migliorare ulteriormente l'efficienza energetica dell'intero sistema. A tale proposito, sulla base di indicazioni di massima ottenute da tecnici Hera esperti del processo, i consumi energetici potrebbero essere abbassati realizzando una condotta diretta che collega il sistema sorgentizio captato alla centrale di Pennola così da ottimizzare l'utilizzo dell'energia gravitazionale di cui l'acqua è naturalmente dotata. Un'altra possibilità di intervento è relativa al miglioramento dell'efficienza energetica delle pompe di sollevamento e delle apparecchiature impiantistiche che consentirebbe, a parità di energia necessaria, un minore impiego totale grazie a rendimenti meccanici superiori. Si ribadisce come tali possibilità siano da intendersi come largamente indicative non avendo in questa sede effettuato un'analisi economica approfondita e globale. Non di meno si ritiene che potrebbero comunque meritare approfondimenti dedicati anche in considerazione della tendenziale crescita dei costi energetici.

A livello complessivo la buona performance ambientale dell'acqua di Tresana fra le acque di rete mostra ampiamente la sua maggiore sostenibilità rispetto a un'acqua minerale media, riferendoci con tale termine alla platea dei sei marchi utilizzati nel presente lavoro. Il consumo di un litro di acqua di rete produce un impatto ambientale unitario, valutato in termini di impronta, circa 270 volte più contenuto di quello prodotto dallo stesso volume di acqua minerale. Tale rapporto di impronta sale a ben 287 se consideriamo, in sostituzione dell'acqua minerale media, l'acqua Cerelia® che sgorga da sorgenti sotterranee poste a circa trenta km dalle fonti e dai torrenti che alimentano l'acquedotto di Tresana.

In termini assoluti, ipotizzando che il consumo di acqua minerale degli utenti dell'acquedotto studiato sia pari a quello medio nazionale di 196 L/anno (Beverfood, 2009/2010), il consumo di acqua di rete a scapito della minerale produce un risparmio ambientale pro capite di 70,2 metri quadrati globali. Tutti questi elementi fanno ritenere l'acqua di rete di Tresana più sostenibile di qualsiasi acqua minerale.

5.5 La sostenibilità delle acque alimentari

5.5.1 la sostenibilità dell'acqua da tavola: considerazioni generali

L'analisi permette, a questo punto del lavoro, di compiere alcune considerazioni più generali che esulano dalla specificità del caso di studio. Buona parte dei risultati ottenuti nel caso specifico di Tresana, sia pure in termini lievemente meno evidenti, possono essere ritenute sostanzialmente validi per la quasi totalità delle acque di rete. Del resto tale generalizzazione è confortata dai valori di impronta ecologica ottenuti a seguito delle analisi svolte in contesti e situazioni estremamente diverse fra loro. A livello ambientale, i risultati dell'analisi svolta sono chiari: l'acqua di rete ha in generale, sia pure nella variabilità delle situazioni esistenti, un'impronta ecologica minore di almeno due ordini di grandezza rispetto all'acqua minerale. Al contrario l'acqua minerale genera impronte elevate, soprattutto a causa dei materiali necessari al suo confezionamento e imballaggio e, in misura molto minore, all'energia impiegata. Al contrario di quanto si possa ritenere i trasporti incidono sugli impatti ambientali complessivi per una quota estremamente limitata. Ciò implica un'ulteriore conclusione abbastanza sorprendente: le acque che scelgono, in ragione di una particolare attenzione ambientale, una scala distributiva locale non generano impronte ecologiche più contenute. Al contrario, trattandosi spesso di aziende di dimensioni piuttosto ridotte, l'analisi evidenzia una minore efficienza in termini di utilizzo energetico in grado di controbilanciare abbondantemente i piccoli vantaggi dovute a politiche aziendali di distribuzione dell'acqua minerale a scala locale. A livello economico non aggiungiamo considerazioni ulteriori a quanto già detto al sottoparagrafo 2.8.3, limitandoci ad evidenziare come, attraverso il principio del *full-cost-pricing*, la sostenibilità economica sembra destinata ad affermarsi anche nel caso delle acque potabili.

Venendo alla dimensione sociale è evidente come il minore costo dell'acqua di rete produca una ricaduta positiva sulla dimensione sociale delle acque di rete. In termini di sicurezza pubblica, come si è già detto, nonostante alcune eccezioni degne di nota relative sia alle acque imbottigliate che a quelle potabili, la sicurezza è garantita pressoché ovunque, anche se sforzi nella direzione di un ulteriore miglioramento sono in ogni caso da ritenersi auspicabili. Le criticità principali relative al consumo

di acqua di rete sono sembrano dunque essere di natura percettiva, emozionale, anche in ragione del messaggio pubblicitario particolarmente efficace, e organolettica.

Occorre dunque, nell'affermare che l'acqua di rete è solitamente più sostenibile dell'acqua minerale, avere cura di precisare come le tali generalizzazioni possano tuttavia impedire di valutare nel merito alcune situazioni potenzialmente critiche e come tale valutazione di preferenza, dal punto di vista della sostenibilità, non escluda un impegno ulteriore da parte dei soggetti coinvolti al fine di ottenere risultati migliori negli ambiti evidenziati come critici.

La percezione collettiva si combatte in primo luogo con una strategia di comunicazione trasparente e completa che, pur semplificando gli aspetti coinvolti, non ometta eventuali difficoltà gestionali puntando sulla consapevolezza e sulla responsabilità dell'utente. Il clamore e l'interesse sociale suscitato dall'acqua possono essere di aiuto in questo processo.

La sfiducia e i difetti organolettici possono essere affrontati rispondendo con una strategia basata sulla qualità del servizio idrico e sull'investimento in innovazioni orientate a recuperare il gap di fiducia che l'utente italiano sembra manifestare nei confronti dell'acqua che sgorga dal proprio rubinetto.

L'opportunità ambientale di intervenire efficacemente in questo ambito è dimostrata da un dato complessivo piuttosto eloquente, direttamente derivabile dai risultati ottenuti del presente lavoro.

Conoscendo l'impronta ecologica di una confezione da 1,5 L di acqua minerale "media" e la produzione complessiva nazionale di acque minerali è possibile calcolare la superficie bioprodotiva necessaria al supporto di tale segmento produttivo. Essendo tale valore di impronta pari a $0,537 \text{ gm}^2$ (Tab.5.8) e la produzione nazionale di acque minerali nel 2008 (annuario beverfood 2009-2010) di 12,3 miliardi di litri, la superficie totale necessaria a sostenere l'impronta ecologica dell'acqua minerale sarà pari a 440.340 ha corrispondenti a 0,44 milioni di ha, superficie più o meno corrispondente a quella dell'intero Molise. Assumendo come Superficie agricola utilizzata nazionale il valore di 13,2 milioni di ettari (Istat, 2000), pur precisando come gli ettari globali definiscano superfici con una produttività

media globale ben distinta dalla superficie agricola Italiana, possiamo comunque assumere indicativamente che la superficie italiana impegnata dalle acque minerali sia nell'ordine del 3%.

Alla luce delle considerazioni svolte, di seguito si propone un rapido approfondimento relativo alle varie alternative attualmente esistenti che potrebbero, ameno in teoria, avere un peso rilevante nel favorire la diffusione del consumo delle acque di rete. In questa sede si ometteranno dalla rassegna delle alternative possibili i trattamenti di disinfezione che non ricorrono a prodotti derivati dal cloro in quanto si sono già esaminati precedentemente.

5.5.2 Trattamenti al punto d'uso

Nel paragrafo 2.2... si è già visto come le reti interne condominiali e private possano essere di per sé causa di alterazione delle acque potabili, non raramente afflitte da difetti organolettici di varia gravità. In queste situazioni è possibile ricorrere ad apposite apparecchiature tecnologiche in grado di affinare acque già potabili al contatore rimuovendo le caratteristiche indesiderate. Di seguito, senza entrare nel merito delle caratteristiche delle varie apparecchiature disponibili, si tenterà di inquadrare la possibilità del trattamento al punto d'uso in un'ottica coerente con gli scopi e l'impianto logico del presente lavoro.

Commento [m1]: il numero del paragrafo va corretto in 5.5.2, giusto?no, è il numero....

Per quanto riguarda gli aspetti qualitativi, in premessa è opportuno ricordare come tali dispositivi debbano osservare contemporaneamente le disposizioni normative previste per le acque destinate al consumo umano, per le apparecchiature per il trattamento domestico di acque potabili e quella relativa ai materiali e oggetti in contatto acque destinate al consumo umano. La presenza obbligatoria di questi requisiti e la complessità del trattamento realizzato da questi dispositivi sulle acque, che nei modelli più elevati sono in grado di condizionare ulteriormente l'acqua attraverso trattamenti di refrigerazione e gasatura, determina la presenza sul mercato di prodotti con costi che vanno dalle decine alle migliaia di euro (Temporelli 2010). Un'altra considerazione preliminare riguarda le necessità di manutenzione di queste apparecchiature il cui periodico svolgimento è condizione fondamentale al fine di

garantirne il corretto funzionamento. Porre scarsa attenzione su questo aspetto dei trattamenti al punto d'uso implica correre concretamente il rischio di peggiorare la qualità iniziale dell'acqua (Temporelli, 2010). Tuttavia, avendo presente questi elementi, si ritiene che tali dispositivi possano essere utili nel caso si vogliano eliminare retrogusti legati alla cloro copertura oppure quando si voglia abbattere la presenza di sostanze presenti in quantità legalmente ammissibile ma comunque elevata. Infine trattare acque molto saline al punto d'uso può avere un'utilità tecnologica ma acque eccessivamente impoverite in termini di sali minerali disciolti possono avere effetti negativi sulla salute umana e quindi non di rado dopo il trattamento deve essere effettuata una ri-mineralizzazione. Occorre quindi scegliere apparecchiature in grado di rimuovere i difetti specifici dell'acqua da destinare al trattamento ricordando che ogni filtro è in grado di esercitare un'azione selettiva (Temporelli, 2010). Dal punto di vista della sostenibilità economica, data la varietà degli strumenti presenti sul mercato, occorre appunto fare valutazioni costi-benefici che tengano conto dei costi di installazione ed esercizio da una parte e dei benefici derivanti dai risparmi connessi all'impiego diretto dell'acqua di rete. Venendo infine agli aspetti ambientali si ricorda come l'impatto di tali strumenti debba essere comparato a quello prodotto dalle acque minerali e sommato a quello necessario a portare l'acqua al rubinetto di casa. Senza entrare in particolari eccessivi, si ricorda come all'impronta ecologica di costruzione delle apparecchiature sia da aggiungere quella connessa all'esercizio delle stesse. Tale impronta ecologica di esercizio potrebbe essere particolarmente significativa nel caso siano presenti pompe ed altri dispositivi alimentati elettricamente.

In conclusione si sottolinea come tali trattamenti pur rappresentando in teoria una alternativa sostenibile alle acque minerali per poter essere utilizzati con soddisfazione necessitano di valutazioni approfondite e appropriate al caso specifico.

5.5.3 Le case dell'acqua

In tempi recenti, anche a seguito delle numerose campagne di sensibilizzazione sui temi del consumo di acqua, si assiste, a livello sociale, ad un rinnovata attenzione nei

confronti dei cosiddetti “chioschi dell’acqua” dopo anni di generalizzato interesse verso le fontane pubbliche la cui utilità sociale ha avuto in percorso opposto a quello del potenziamento del servizio idrico.

In realtà, tralasciando gli scopi decorativi di molti manufatti che abbelliscono le città storiche italiane, le fontane pubbliche nascono tradizionalmente con lo scopo di garantire gli approvvigionamenti di acque di buona qualità. Roma antica poteva contare su una disponibilità pro-capite di acqua pari a 500 l/giorno per abitante. Tale approvvigionamento era garantito attraverso un sistema di acquedotti, fontane e bagni pubblici costruito su una moderna concezione di servizio idrico integrato (Temporelli, 2010).

La progressiva perdita di interesse nei confronti delle fontane è stata determinata, oltre che da una diminuzione della percezione sociale della relativa utilità, anche da problemi molto concreti di garanzia della qualità. L’acqua potabile erogata dalle fontane pubbliche deve essere conforme ai requisiti previsti dalla legge e questo ha fatto sì che molto spesso ci si limitasse a garantirne una funzione decorativa.

In alcune città la qualità dell’acqua erogata dalle fontane pubbliche è ottima grazie sia alle elevate caratteristiche delle acque di partenza che ad una modalità di gestione acquedottistica molto antica ed efficace che mantiene l’acqua costantemente in movimento. Celebre è in questo senso il caso dei “nasoni” diffusi in tutto il centro storico di Roma. E’ evidente che tale modalità di gestione a flusso continuo pur funzionale determina la necessità di quantitativi idrici elevati e non ovunque presenti rappresentando una modalità di fruizione dell’acqua non ovunque sostenibile, soprattutto sotto il profilo ambientale. Le recenti case dell’acqua per avere successo devono quindi garantire obbligatoriamente il rispetto della normativa vigente e nel contempo assicurare una sostenibilità ambientale maggiore delle alternative esistenti.

L’origine ecologica del rinnovato interesse verso le fontane pubbliche comporta come immediata conseguenza che i nuovi chioschi dell’acqua debbano essere progettati e realizzati in modo da soddisfare a finalità sociali più ampie di quelle che caratterizzavano i manufatti per l’approvvigionamento delle acque di più antica concezione.

Per quanto riguarda gli aspetti sociali, grazie alle caratteristiche dell'acqua trattata dai chioschi già potabile secondo quanto previsto dai requisiti di legge e alla vasta di soluzioni tecnologiche disponibili, la qualità sembra essere l'aspetto in questo caso meno problematico. Le uniche criticità qualitative nell'approvvigionamento attraverso fontane più o meno evolute può essere relativo alle modalità di conservazione delle acque e ai contenitori utilizzati (Temporelli, 2010).

In ogni caso le potenzialità tecnologiche esistenti sul mercato, unitamente al rinnovato interesse degli utenti, potrebbero contribuire alla diffusione delle case dell'acqua facendo leva sulla necessità di bere acqua di qualità e unitamente sul piacere narcisistico del bere (Drusiani, Mauro, 2010). Un ulteriore effetto positivo potrebbe essere connesso alla possibilità che intorno a tali strutture possano andare ricostituendosi dei punti di aggregazione e comunicazione sociale (Drusiani, Mauro, 2010).

Per quanto riguarda i costi sostenuti dal consumatore è evidente che per il successo dell'iniziativa devono essere trascurabili o addirittura inesistenti e comunque ben al di sotto di quelli sostenuti per l'approvvigionamento di acqua minerale a prezzi di mercato, almeno in una fase iniziale dell'iniziativa. Potrebbe essere suggestivo abbinare la possibilità di fruire gratuitamente di acqua da tavola di ottima qualità a comportamenti virtuosi in materia di gestione domestica dei rifiuti. Pur in presenza di notevoli difficoltà di realizzazione in molte realtà italiane la cosa potrebbe essere fattibile in ragione del fatto che il gestore degli acquedotti spesso è la medesima società che gestisce il trattamento dei rifiuti. Un'ultima difficoltà, dal punto di vista sociale, potrebbe essere rappresentata dal fatto che per quanto si possa realizzare una rete di chioschi capillare e diffusa il consumo dell'acqua comporta uno spostamento e quindi una fruibilità minore rispetto a quella delle semplici acque di rete.

Dal punto di vista economico è evidente che, per quanto efficiente, la gestione di un chiosco implichi costi aggiuntivi rispetto alla situazione tradizionale. Nell'evidenziare come tali costi, quantificati in circa 2 centesimi per litro di acqua erogata (Mauro, Drusiani, 2010), siano ampiamente inferiori a quelli necessari per l'acquisto di un litro di acqua minerale si sottolinea come l'attribuzione degli stessi possa rappresentare un forte ostacolo, almeno potenzialmente, sia alla realizzazione

delle eco-fontanelle sia al successo dell'iniziativa in una fase successiva, qualora il costo dovesse essere sostenuto dall'utenza finale. In alternativa i costi possono essere sostenuti dalle istituzioni pubbliche o dal gestore degli acquedotti. Per quanto riguarda quest'ultima possibilità si evidenzia in questa sede il ritorno di immagine che ne potrebbe conseguire (Drusiani, Mauro, 2010) e che sarebbe utile anche a recuperare quel gap di fiducia nei confronti delle gestioni dei servizi pubblici a cui si è fatto più volte riferimento in precedenza.

Venendo, infine agli aspetti ambientali, abbiamo già avuto modo di dire come in materia di acque ad uso alimentare ogni iniziativa vada comparata agli impatti prodotti dall'acqua alimentare. In questo caso gli aspetti più critici, al di là della realizzazione stessa del manufatto e delle necessità sistematiche di manutenzione, sembrano essere connessi all'energia impiegata e al trasporto di CO₂ per la gasatura che sembra anche essere una delle principali voci di costo economico (Drusiani, Mauro, 2010). Al di là di queste veloci considerazioni è evidente, al fine di approfondire questi elementi, l'utilità di un'analisi specificatamente dedicata all'impronta ecologica dei chioschi.

Tale impronta ecologica, come già visto nel caso dei trattamenti al punto d'uso, è da aggiungersi a quella già prodotta dall'acqua di rete al fine di mantenersi comunque su valori di impronta estremamente più ridotti di quelli caratteristici dell'acqua minerale naturale.

5.5.4 Per la sostenibilità dell'acqua: una proposta economica

In precedenza abbiamo discusso della sostenibilità economica della produzione di acqua alimentare (2.8.3) e successivamente si è visto come in generale siano da ritenersi più sostenibili le acque potabili rispetto alle acque minerali. In particolare si è posta l'attenzione sulle modalità di produzione di queste ultime, evidenziando come il processo non si faccia carico in alcun punto delle esternalità negative che i materiali necessari all'imbottigliamento producono sull'ambiente e sulla collettività costretta ad accollarsi i costi connessi alla gestione e allo smaltimento dei rifiuti derivanti dalle confezioni di acqua minerale (Legambiente, 2008).

Le esternalità prodotte dal processo economico rappresentano, dal punto di vista teorico, un'applicazione piuttosto celebre degli studi economici nel settore ambientale. Le acque minerali non fanno eccezione rappresentando un caso abbastanza tipico di "costi esterni" sostenuti da agenti che non sono titolari del processo produttivo. In questo caso ad essere esclusi dalla equa remunerazione sono l'ambiente, che subisce le conseguenze degli usi intensivi dei materiali, e la collettività che si fa carico dello smaltimento dei materiali residui divenuti rifiuti. L'esistenza di tali condizioni, sempre secondo quanto sostiene l'impianto della tradizionale economia ambientale, implica il ricorso ad una imposta pigouviana, dal nome del celebre economista che per primo l'ha proposta, in grado di ripristinare la corretta attribuzione dei costi in capo al soggetto che ne deriva il corrispondente beneficio.

Secondo la medesima teoria l'importo corretto di tale imposta è pari al costo marginale dell'inquinamento, ovvero al costo che la collettività deve sostenere per compensare il danno ambientale subito. Tale nuova componente di costo determina un abbassamento della curva dei profitti marginali e conseguentemente una riduzione della produzione del bene inquinante a livelli considerati tollerabili. I principali ostacoli relativi ad una corretta applicazione delle imposte ambientali spesso consistono nella indisponibilità di valori di mercato universalmente accettati e riconosciuti, come avviene appunto nel caso dei beni comuni il cui godimento non avviene attraverso la corresponsione di una contropartita economica. L'ambiente di cui ci si occupa in questa sede è un caso piuttosto tipico di bene comune escluso dal mercato. In totale coerenza con le considerazioni qui introdotte, pur prescindendo dal caso specifico delle acque alimentari, si rileva come le imposte ecologiche siano strumenti adeguati a limitare gli effetti discorsivi sul sistema economico, al prelievo in sede locale e quindi adatte ad un fisco federale. L'impatto potenzialmente regressivo potrebbe essere compensato costruendole in maniera intelligente e tale da sfruttarne il potenziale incentivante. Le imposte ambientali potrebbero prestarsi anche a un impiego incentivante all'interno di schemi "bastone-carota", con il fine di disincentivare certi comportamenti e utilizzare il gettito per promuoverne altri (Massarutto, 2010). Tali considerazioni, proposte in relazione ad un ambito generale, sembrano adattarsi perfettamente al presente lavoro in cui, peraltro, il rapido esame

delle alternative esistenti nell'ambito delle acque ad uso alimentare evidenzia fra le criticità l'onere di costi aggiuntivi da sostenere nella transizione verso situazioni di produzione e consumo più sostenibili che potrebbero derivare dall'applicazione di strumenti impositivi.

Ridurre la produzione di acque minerali e nel contempo incamerare risorse con cui poter orientare una maggiore sostenibilità sembra quanto mai opportuno per raggiungere gli scopi della presente ricerca nel rispetto di tutti gli aspetti connessi al tema della sostenibilità.

Non è ovviamente possibile in questa sede pervenire al dettaglio di una proposta compiuta che necessita, soprattutto dal punto di vista dell'analisi economica, di approfondimenti ben superiori a quelli realizzati finora. Non di meno si ritiene che lo scenario tratteggiato imponga di andare oltre i semplici aspetti di comunicazione e di volontarietà dei comportamenti individuali che pure sono decisivi per raggiungere nell'ambito della sostenibilità ambientale risultati stabili e duraturi.

Le forme e i modi dell'applicazione di una forma adeguata di tassazione ambientale applicata alla produzione delle acque minerali possono essere molteplici, a cominciare dall'azione di revisione dei canoni di concessione, la cui necessità è sancita da un documento di indirizzo della conferenza delle regioni del 2006 che al momento sembra essere scarsamente applicato dalle istituzioni competenti (Legambiente, 2010). L'applicazione di tale documento di indirizzo prevede il superamento del canone esclusivamente commisurato alla superficie in concessione per passare a modalità utilizzabili anche in abbinamento e comunque più adeguate a tenere conto del valore complessivo della risorsa acqua e degli andamenti di mercato.

Il presente lavoro evidenzia come, tra le voci di valore, siano da includere anche le diseconomie ambientali e sociali connesse alla produzione e al consumo di acqua minerale. Si stima che l'applicazione del documento di indirizzo delle regioni porterebbe nelle casse del fisco regionale 31 milioni di euro su un valore complessivo del settore pari a 2,3 miliardi di euro (Legambiente, 2010). Tale valore rappresenta un'incidenza percentuale del valore delle concessioni sul totale dello 0,01%.

Al di là della limitatezza dell'impatto di questa misura sulle grandezze economiche complessivamente mobilitate dal settore, è certo che si libererebbe un flusso finanziario da impiegare per migliorare la qualità delle acque ad uso alimentare rendendo così economicamente sostenibili iniziative ed innovazioni oggi difficilmente realizzabili. A tale proposito si nota infatti come l'applicazione di un canone ambientale, che presumibilmente si tradurrebbe in un aumento del prezzo dell'acqua minerale, non andrebbe ad incidere sul benessere dei consumatori, già oggi dotati di un'alternativa comparabile, almeno in termini di sicurezza e salubrità, alle acque minerali, rappresentata appunto dal servizio idrico.

Gli aspetti più controversi potrebbero esclusivamente riguardare quella parte di cittadini che dispongono di servizi idrici che in passato hanno evidenziato situazioni di scarsa qualità ed efficienza. A tale proposito si rileva come eventuali canoni ambientali, pur rendendo meno praticabile l'alternativa dell'acqua minerale, non andrebbero a peggiorare disservizi già oggi esistenti e che, paradossalmente, potrebbero fungere da stimolo per iniziative volte al miglioramento della qualità del servizio idrico.

Alla luce delle questioni introdotte e analizzate si rileva come l'introduzione di misure correttive delle distorsioni generate dal processo delle acque minerali, pur necessitando di ulteriori approfondimenti, sia da ritenersi generalmente positiva per la sostenibilità delle acque da bere.

Conclusioni

Nel presente lavoro si è costruito, avvalendosi della letteratura scientifica disponibile, un percorso teorico di inquadramento relativo alla sostenibilità dell'acqua da bere, prendendo le mosse dalle definizioni stesse di sviluppo sostenibile per approssimarsi progressivamente ai fattori da cui, nel concreto, discende la possibilità di raggiungere la sostenibilità o, quantomeno, una maggiore sostenibilità. E' fondamentale, qualora si condivida tale obiettivo, dismettere la visione dell'ambiente come "serbatoio di risorse naturali disponibili a prescindere" per arrivare ad integrare nei meccanismi attuali che presiedono la produzione, la distribuzione e il consumo dei beni materiali e immateriali la conoscenza dei sistemi fisici e biologici posti a supporto della vita sul pianeta. La teorizzazione scientifica, soprattutto in ambito economico, deve assumere la consapevolezza della limitatezza delle risorse materiali ed energetiche liberamente utilizzabili come input ed output dei processi economici e sociali. Tali risorse, finalmente concepite come limitate e disponibili in quantitativi finiti seppur ragguardevoli, devono essere misurate con appositi strumenti, gli indicatori ambientali, alcuni dei quali si sono rapidamente presi in considerazione.

I flussi economico-finanziari, pur utili, in un "mondo pieno" in cui le risorse sono scarse non sono più l'unico metro per interpretare la direzione dello sviluppo. La scelta di applicare l'impronta ecologica ad un prodotto, l'acqua da bere che per sua natura e imprescindibilità suscita tante curiosità ha una duplice valenza:

- ✓ traduce in informazioni scientifiche successivamente utilizzabili, attraverso lo svolgimento di un'analisi accurata, percezioni alimentate e confuse dal senso comune e dalle visioni più disparate basandosi su dati, nei limiti del possibile, oggettivi e certi;
- ✓ è essa stessa veicolo di informazione e consapevolezza relativamente ai temi dell'ambiente e delle risorse naturali e offre al consumo consapevole uno strumento in più in grado di orientare la produzione e realizzare dal vivo lo sviluppo sostenibile.

Nel raggiungere gli obiettivi ora citati lo strumento dell'impronta ecologica applicato alle acque alimentari, se ben utilizzato, offre infatti informazioni di due tipi:

- ✓ esterne, comunicando in modo immediato e semplice la prestazione ambientale dell'acqua di cui si è calcolata l'impronta di cui si possono conoscere oltre alle caratteristiche qualitative ed economiche, contenute nell'etichetta e nel prezzo, anche le caratteristiche ambientali così da poter fare una scelta più consapevole.
- ✓ interne, evidenziando a coloro che sono responsabili del modo in cui l'acqua alimentare viene distribuita e prodotta, i trattamenti e le fasi critiche, dal punto di vista ambientale, su cui è possibile intervenire per migliorare la performance ecologica della propria acqua.

Rispetto all'analisi condotta, pur nella consapevolezza dei limiti insiti in uno studio effettuato ad una scala dimensionale così limitata, emergono alcune considerazioni generali che sarebbe opportuno approfondire successivamente.

Una prima considerazione è di carattere principalmente metodologico: la struttura dell'impronta ecologica delle acque di rete, al contrario di quanto avviene nelle acque minerali, è molto variabile. Una parte di tale variabilità è senz'altro connaturata alla natura stessa del processo acuedottistico ma, a giudicare dai dati utilizzati, ciò potrebbe essere in parte dovuto alle difficoltà di computare correttamente il contributo dei materiali durevoli al valore di impronta. Per pervenire a valutazioni ancora più fondate sarebbe opportuno affinare i criteri che presiedono tale fase di analisi così da poter permettere una sovrapponibilità dei dati disponibili ancora maggiore.

Una seconda considerazione riguarda invece i dati ottenuti studiando approfonditamente l'acquedotto di Tresana ma che, una volta estesa l'analisi, si rivelano fondati per la generalità delle acque di rete. L'energia è la componente prevalente negli impatti ambientali associati alle acque potabili. Ulteriori approfondimenti in merito, calati nella realtà delle specifiche situazioni acuedottistiche, potrebbero rivelare interessanti margini di sostenibilità ambientale.

Commento [f2]: Va meglio la frase?

Una terza considerazione riguarda, invece, l'applicazione di trattamenti disinfettanti che non impiegano prodotti a base di cloro. Dall'analisi svolta sull'acquedotto di Porretta Terme questi sembrano, sul piano ambientale, essere assolutamente analoghi al trattamento tradizionale e pertanto, visto il loro generalizzato gradimento sociale, molto adeguati a favorire la diffusione del consumo dell'acqua di rete. Pur ribadendo che l'acquedotto di Tresana ha dimensioni limitate e che l'acqua che lo alimenta possiede caratteristiche qualitative difficilmente riscontrabili in situazioni diverse, si ritiene comunque che ulteriori apprendimenti sia di natura tecnica che di natura economico-gestionale potrebbero fornire elementi interessanti e degni di nota. A tale proposito sarebbe inoltre opportuno misurare l'effettivo gradimento legato all'introduzione della disinfezione senza cloro e il conseguente aumentato utilizzo dell'acqua di rete. L'opportunità di iniziative volte a favorire il consumo dell'acqua di rete, oltre a quelle pur importanti di comunicazione, prescindendo da considerazioni tecniche che esulano dagli scopi del presente lavoro, è ulteriormente confortata dai risultati che emergono dall'analisi dei dati relativi alle acque minerali. Al contrario di quanto si possa pensare l'impegno ambientale delle aziende produttrici e la scala locale delle stesse aziende producono risultati che non spostano la sostanza ambientale del problema: le acque minerali, soprattutto a causa dei materiali di cui sono fatte le confezioni e gli imballaggi, producono impatti incomparabili a quelli delle acque potabili. Migliorare le caratteristiche organolettiche di queste ultime potrebbe rappresentare un fattore decisivo e vincente nella diffusione del consumo dell'acqua di rete, così da raggiungere una maggiore sostenibilità nella produzione e nel consumo delle acque da tavola.

Nell'ultima parte del lavoro, alla luce dei risultati emersi, si prendono in considerazione alcune alternative sostenibili alle acque minerale, evidenziando di ognuna i vantaggi e le eventuali debolezze e criticità. Tale esame, al di là degli specifici aspetti che ogni alternativa pone, mostra come punto essenziale la necessità di risorse economiche aggiuntive al fine di garantire la sostenibilità economica delle iniziative compiute. Per questa ragione il lavoro si conclude considerando l'opportunità di introdurre un canone ambientale alla produzione di acque potabile con il duplice scopo di contenerne la produzione e liberare risorse utili al miglioramento della qualità delle acque di rete.

Appendice 1

Comparazione parametri acque da tavola

	ACQUE DESTINATE AL CONSUMO UMANO	ACQUE MINERALI NATURALI
<u>Parametro</u>	<i>D. Lgs. 2 febbraio 2001 n° 31 <u>Attuazione della direttiva 98/83/CE</u></i>	<i>D.M. 29 dicembre 2003 <u>Attuazione della direttiva 2003/40/CE</u></i>
Torbidità	Accettabile per i consumatori e senza variazioni anomale	Parametro non previsto
Odore	Accettabile per i consumatori e senza variazioni anomale	Parametro non previsto
Sapore	Accettabile per i consumatori e senza variazioni anomale	Parametro non previsto
Colore	Accettabile per i consumatori e senza variazioni anomale	Parametro non previsto
Temperatura	Parametro non previsto	Parametro previsto ma senza limite
pH	6,5 ÷ 9,5 L'acqua non deve essere aggressiva Per le acque frizzanti confezionate in bottiglie o contenitori il valore può scendere sino a 4,5	Parametro previsto ma senza limite
Conducibilità 20 °C	2500	Parametro previsto ma senza limite
Cloruri	250 mg/l L'acqua non deve essere aggressiva	Parametro previsto ma senza limite
Solfati	250 mg/l	Parametro previsto ma senza limite
Silice	Parametro non previsto	Parametro previsto ma senza limite
Calcio	Parametro non previsto	Parametro previsto ma senza limite
Magnesio	Parametro non previsto	Parametro previsto ma senza limite
Sodio	200 mg/l	Parametro previsto ma senza

		limite
Potassio	Parametro non previsto	Parametro previsto ma senza limite
Alluminio	200 µg/l	Parametro previsto ma senza limite
Durezza totale	15 ÷ 50 °F (valori consigliati) Il limite inferiore vale per le acque addolcite	Parametro previsto ma senza limite
Residuo fisso (180 °C)	1500 mg/l (valore massimo consigliato)	Parametro previsto ma senza limite
Anidride carbonica	Parametro non previsto	Parametro previsto ma senza limite
Bicarbonati	Parametro non previsto	Parametro previsto ma senza limite
Stronzio	Parametro non previsto	Parametro previsto ma senza limite
Litio	Parametro non previsto	Parametro previsto ma senza limite
Bromo ^(I)	Parametro non previsto	Parametro previsto ma senza limite
Iodio ^(II)	Parametro non previsto	Parametro previsto ma senza limite
Nitrati	50 mg/l	45 mg/l 10 mg/l (acque destinate all'infanzia)
Nitriti ^(III)	0,1 - 0,5 mg/l	0,02 mg/l
Ammonio	0,50 mg/l	Parametro previsto ma senza limite
Ossidabilità (O₂)	5,0 mg/l	Parametro previsto ma senza limite
Carbonio organico totale	Senza variazioni anomale	Parametro non previsto
Idrogeno solforato	Parametro non previsto	Parametro previsto ma senza limite
Oli minerali - Idrocarburi disciolti o emulsionabili (*)	Parametro non previsto	10 µg/l
Boro	1,0 mg/l	5,0 mg/l
Agenti tensioattivi	Parametro non previsto	50 µg/l come LAS
Ferro	200 µg/l	Parametro previsto ma senza limite
Manganese	50 µg/l	500 µg/l
Rame	1,0 mg/l	1,0 mg/l
Fosforo	Parametro non previsto	Parametro previsto ma senza limite

Fluoro	1,50 mg/l	5,0 mg/l Segnalazione in etichetta oltre 1,5 mg/l (acque destinate all'infanzia)
Bario	Parametro non previsto	1,0 mg/l
Arsenico	10 µg/l	10 µg/l (As totale)
Cadmio	5,0 µg/l	3 µg/l
Cianuri	50 µg/l	10 µg/l
Cromo	50 µg/l	50 µg/l
Mercurio	1,0 µg/l	1,0 µg/l
Nichel	20 µg/l	20 µg/l
Piombo	10 µg/l Deroga sino al 31/12/2013 (25 µg/l)	10 µg/l
Antimonio	5,0 µg/l	5,0 µg/l
Selenio	10 µg/l	10 µg/l
Vanadio	50 µg/l	Parametro non previsto
Antiparassitari e prodotti assimilabili (*) Tra le classi di composti elencate si devono ricercare quegli antiparassitari che hanno maggiore probabilità di trovarsi nel territorio influente sulla risorsa interessata	In totale: 0,50 µg/l; per singolo composto: 0,10 µg/l Per antiparassitari si intende: insetticidi, erbicidi, fungicidi, nematociti, acaricidi, rodenticidi (tutti organici), sostanze antimuffa organiche, prodotti connessi e i pertinenti metaboliti, prodotti di degradazione e reazione. Nel caso di aldrin, dieldrin, eptacoloro ed eptacoloro epossido, il valore parametrico è di 0,030 µg/l	Antiparassitari; per singolo composto: 0,05 µg/l. Per antiparassitari si intende: insetticidi, erbicidi, fungicidi, nematocidi, acaricidi, alghicidi, rodenticidi, prodotti connessi e i pertinenti metaboliti, prodotti di degradazione e di reazione. Aldrin, dieldrin, eptacoloro, eptacoloro epossido (singoli composti): 0,01 µg/l
Idrocarburi policiclici aromatici (*)	benzo(a)pirene: 0,010 µg/l benzo(b)fluorantene benzo(k)fluorantene benzo(ghi)perilene indeno(1,2,3-cd)pirene La somma dei composti specifici non deve superare 0,10 µg/l	benzo(a)pirene: 0,003 µg/l benzo(b)fluorantene: 0,006 µg/l benzo(k)fluorantene: 0,006 µg/l benzo(ghi)perilene: 0,006 µg/l dibenzo(a,h)antracene: 0,006 µg/l indeno(1,2,3-cd)pirene: 0,006 µg/l altri (0,006 µg/l)
Acrilammide	0,10 µg/l	Parametro non previsto
Benzene (*)	1,0 µg/l	0,5 µg/l

Bromati	10 µg/l Deroga sino al 31/12/2008 (25µg/l)	3 µg/l in caso di trattamento con aria arricchita di O ₃
Bromoformio ^(IV)	Parametro inserito nei Trialommetani totali:30 µg/l	1 µg/l in caso di trattamento con aria arricchita di O ₃
Ozono disciolto	Parametro non previsto	50 µg/l in caso di trattamento con aria arricchita di O ₃
Epicloridina	0,10 µg/l	Parametro non previsto
Policlorobifenili (*)	Parametro non previsto	0,05 µg/l per singolo congenere
Composti organoalogenati (*)	Trialommetani totali ➤ cloroformio ➤ bromoformio ➤ dibromoclorometano ➤ bromodiclorometano Somma delle concentrazioni dei parametri specifici: 30 µg/l	Composti organoalogenati che non rientrano nelle voci 5 e 6 ^(V) ➤ cloroformio, ➤ clorodibromometano, ➤ diclorobromometano, ➤ bromoformio 0,5 µg/l singolo componente
Tetracloroetilene e tricloroetilene	Somma delle concentrazioni dei parametri specifici: 10 µg/l	0,1 µg/l singolo componente
1,2 – dicloroetano	3,0 µg/l	0,1 µg/l
Cloruro di vinile	0,5 µg/l	Parametro non previsto
Clorito	200 µg/l Deroga sino al 31/12/2006 (800 µg/l)	Parametro non previsto
Disinfettante residuo	0,2 mg/l (valore consigliato)	Parametro non previsto

Tabella 1 - Parametri chimici: confronto fra i fra acque minerali e acque destinate al consumo umano.

	ACQUE DESTINATE AL CONSUMO UMANO	ACQUE MINERALI NATURALI
Parametro	<i>D. Lgs. 2 febbraio 2001 n° 31 Attuazione della direttiva 98/83/CE</i>	<i>D.M. 29 dicembre 2003 Attuazione della direttiva 2003/40/CE Circolare 17 del 13 settembre 1991 del ministero della sanità</i>
Escherichia Coli	0/100 ml .	0/250 ml
Enterococchi	0/100 ml	0/250 ml
Pseudomonas Aeruginosa	0/250 ml	0/250 ml
Conteggio colonie 22° C	Senza variazioni anomale	100/1 ml
Conteggio colonie 37° C	Parametro non previsto	20/1 ml
Costridium perfringens	0/100 ml	Parametro non previsto
Batteri coliformi 37°C	0/100 ml	Parametro non previsto

Tabella 2.2: comparazione acque da tavola: acque minerali naturali e acque potabili, parametri microbiologici.

Bibliografia

Capitolo 1

Libri

Commissione mondiale per lo sviluppo, pref. Ruffolo G., *Il futuro di noi tutti*, Milano, Bompiani, 1988.

Silvestri F., *Lezioni di economia dell'ambiente ed ecologica*, Bologna, Clueb, 2003.

Repetto, R., *World enough and time*, New Haven, Conn., Yale, University press, 1986.

La Camera F., pref. Ronchi E., *Sviluppo sostenibile : origini, teoria e pratica*, 2. ed., Roma, Editori riuniti, 2005.

Tiezzi, E., Marchettini N., *Che cos'è lo sviluppo sostenibile, le basi scientifiche della sostenibilità e i guasti del pensiero unico*, Roma, Donzelli Editore, 1999.

Musu I., *Introduzione all'economia dell'ambiente*, Il Mulino, Bologna, 2003.

Bonaiuti, M., *La teoria bioeconomica*, La nuova economia di N. Georgescu-Roegen, Roma, Carocci, 2001.

Daly H. E., *Lo stato stazionario : l'economia dell'equilibrio biofisico e della crescita morale*, Firenze, Sansoni, 1981.

Martinez-alier J., *Economia Ecologica*, Milano, Garzanti, 1991.

Bresso M., *Per un'economia ecologica*, Roma, NIS, 1993.

Daly H., E., Cobb J.B., *Un' economia per il bene comune*, Como, Red, 1994 .

Cavallo M. (curatore), *La responsabilità sociale nelle imprese: scenari, analisi e casi di studio*, Bologna, Compositori, 2008.

Capecchi V., *La responsabilità sociale dell'impresa*, Roma, Carocci, 2005.

Ocse, Principi di corporate Governance, Parigi, 1999

Articoli, interventi e atti di convegni

Tiezzi E, Niccolucci V., Una prospettiva di sostenibilità per la provincia di Siena, Siena, Provincia di Siena, 2003, disponibile su: http://www.provincia.siena.it/upload/tbl_centrale/amb_spineco_sostenibilita.pdf, consultato il 6 luglio 2010.

Tiezzi E., Intervento personale, Follonica, Comune di Follonica disponibile su: http://www.comune.follonica.gr.it/forum_cittadini/download/ambiente-tiezzi.pdf, consultato il 6 Luglio 2010.

Socco C., Cavaliere A., Guarini S., Madeddu M., Cosa sono gli indicatori di sostenibilità e perché sono indispensabili, Città sostenibili, Celid, Torino, 2002

Sacco P.L., Viviani M., *la responsabilità sociale d'impresa: un percorso a partire dal dibattito italiano*, Working paper, n. 11, Università di Bologna, Sede di Forlì, 2005.

Shleiner A., Vishny R.W., *A Survey of corporate governance*, the journal of finance, vol. 52, pp. 737-783, 1997.

Sacco P.L., Viviani M., *la responsabilità sociale d'impresa: un percorso a partire dal dibattito italiano*, Working paper, n. 11, Università di Bologna, Sede di Forlì, 2005.

Capecchi V., *La responsabilità sociale dell'impresa*, Roma, Carocci, 2005

Shleiner A., Vishny R.W., *A Survey of corporate governance*, the journal of finance, vol. 52, pp. 737-783, 1997

Ocse, *Principi di corporate Governance*, Parigi, 1999

Matacena A., Marano M., *Accountability e social reporting nelle cooperative mutualistiche*, Rivista della cooperazione, n.2, pp. 68 – 120, 2006.

Zadek S., Raynard P., *Accounting for change: the practice for social audit*, working paper, 2003.

Nogarino A., *Analisi LCA dell' acqua destinata al consumo umano per l'individuazione del risparmio energetico: il progetto Hera₂O di Hera S.p.A.*, Prova finale in Ingegneria gestionale, Università di Bologna, 2008.

Capitolo 2

Libri

Pozzati P., Palmieri, F., *Verso la cultura della sostenibilità, ambiente, tecnica, etica*, Milano, Edizioni Ambiente, 2007.

Conte G., *Nuvole e sciacquoni, come usare meglio l'acqua in casa e in città*, 2008, Milano, Edizioni Ambiente, 2008.

CNR-Istituto di ricerca sulle acque, *Un futuro per l'acqua in Italia*, Istituto di ricerca sulle acque, quaderno 109, Roma, 1999.

Massarutto A., *L'acqua*, Bologna, Il Mulino, 2008.

Panella, Giorgio, *Economia e politiche dell'ambiente*, Roma, Carocci, 2002.

Ferri M.A., *L'evoluzione del settore delle acque minerali aspetti di produzione e di commercializzazione*, Cedam, 1999.

Barraqué B., *Les politiques de l'eau en Europe*. La Découverte. Paris, 1995 (trad. it. FrancoAngeli 1999).

Pubblicazioni varie

Agenzia Europea per l'ambiente, *Uso sostenibile dell'acqua in Europa? Stato, prospettive, problemi*, Copenhagen, AEA, 2000.

De Carli A., Massarutto A., Paccagnan V., *La valutazione economica delle politiche idriche: dall'efficienza alla sostenibilità*, Economia delle Fonti di Energia e dell'Ambiente, 1-2/2003, (2003a).

Massarutto A., *Ciclo integrato delle acqua: modelli di mercato e strumenti operativi a confronto*, FrancoAngeli, Milano, 2002.

Massarutto A., *Water pricing: a basic tool for economic sustainability ?*, in Cabrera E., Cobacho R., a cura di, 2003, (2003b).

Massarutto A., *Politica ambientale ed energetica e servizi pubblici locali: dalla pianificazione alla responsabilizzazione*, Economia delle fonti di energia e dell'ambiente, n. 1 , 2003, (2003c).

Massarutto A., *Irrigation water pricing in Europe: economic efficiency vs. environmental sustainability*, European Environment, n.5, 2003, (2003d).

Fontana M. e Massarutto A., *Il valore economico delle risorse idriche: metodologie di stima e applicazioni empiriche*, Quaderni IEFE. Milano, 1995.

Mantelli F., *Acque imbottigliate: minerali, di sorgente e potabili. Sviluppo delle problematiche relative alle diverse tipologie*, ARPA Emilia – Romagna, 2006, disponibile su:
http://www.arpa.emr.it/cms3/documenti/bologna/AcqMin_Mantelli_ARPAT.pdf, consultato il 6 Luglio 2010.

Muraca P., *Acqua, la sbornia continua*, Beverage Machines, 2005.

Muraca P., *Giro del mondo in bottiglia*, Largo Consumo n.9, 2004.

Ministero delle attività produttive, direzione per l' armonizzazione del mercato e la tutela dei consumatori, *L'etichetta delle acque minerali*. Disponibile su:
http://www.sviluppoeconomico.gov.it/pdf_upload/documenti/phpvAC3wk.pdf, consultato il 6 Luglio 2010.

Rovaris D., *Barriere nell'acqua*, Largo Consumo, 2001.

Di Mario L., *Abitudini di consumo, preferenze e atteggiamenti degli acquirenti del*

mercato delle acque minerali, prova finale in scienze economiche, università di Roma Tre, 2005.

Mantelli F, Fiorentino P., Masini M., Cecconi E., Bucci P., Cioni P., Orsini P., Bertini G., Cresti M., *Verso l'attuazione del D. lgs. 31/01: evoluzione dei parametri di controllo delle acque destinate al consumo umano*, Boll. Chim. Igien. Vol. 53, pp.279 – 298, 2002. Atti del XXX Congresso Nazionale dell'Unione Italiana dei Chimici Igienisti, Palermo, 2002.

ISTAT, *Indagine preliminare sugli enti gestori dei servizi idrici*, Roma: ISTAT, 2000.

Comitato Italiano per il Contratto Mondiale sull'Acqua, *Il Pozzo di Antonio, L'Acqua in Italia*, 2004. Disponibile su:

<http://contrattoacqua.it:8080/public/journal/index.php?v=30&c=8&p=87&pgn=>, consultato il 6 Luglio 2010.

Temporelli, Mantelli, *Acque potabili e minerali naturali: Le nuove disposizioni di legge in riferimento ai parametri chimici*, L'acqua 4/2004, Luglio 2009.

Anea, L' Assetto dei gestori e la gestione della concorrenza nel servizio idrico integrato, working paper n.2, 2008 disponibile su:

http://www.associazioneanea.it/documenti/approfondimenti/working-papers/ANEA_WP_2008_02.pdf, consultato il 6 Luglio 2010.

Comitato per la vigilanza sull' uso delle risorse idriche, *rapporto sullo stato dei servizi idrici*, Roma, 2009. Disponibile su:

http://www.conviri.it/contenuti/Relazioni_annuali/Rapporto_2009.pdf, consultato il 6 Luglio 2010.

Bonadonna L., Ruolo e significato dei parametri microbiologici nelle acque destinate al consumo umano, Treviso, 2007, disponibile su:

<http://www.regione.veneto.it/NR/rdonlyres/3EF3FFC3-79DE-4957-A9A5-78D58A6166EC/0/Bonadonna.pdf>, consultato il 6 Luglio 2010.

Ghinelli P., *Cenni sulla qualità microbiologica delle acque destinate al consumo umano*, Parma, 2004 disponibile su:http://www.arpa.emr.it/parma/acqua_cenni.htm

Temporelli G., *Acqua che beviamo: minerale, di acquedotto e microfiltrata*, Varese, 2003.
Disponibile su:

<http://www.giorgiotemporelli.it/pdf/ACQUE%20POTABILI%20E%20MINERALI%20NATURALI%20L'ACQUA%204-2004.pdf>, consultato il 6 Luglio 2010.

Temporelli G., *L'evoluzione delle fontane pubbliche: dall'antichità ai giorni nostri*, Genova, 2010 disponibile su:

<http://www.fondazioneamga.it/public/Temporelligiugno2010.pdf>, consultato il 6 Luglio 2010.

Fabris G., Prefazione a *In buone acque*, Bologna, 2008 disponibile su:

http://www.gruppohera.it/binary/hr_acqua/buone_acque/In_buone_acque_report_corretto_ott.1254845324.pdf, consultato il 6 Luglio 2010.

Normative

DIRETTIVA 2000/60/CE.

Legge 8 Agosto 1985, n. 431.

Legge 16 Maggio 1976, n. 319.

Legge 1994, n. 36.

Legge 1999, n. 152.

Legge 2006, n. 152.

Legge 2009, n. 13.

Legge Regionale Emilia- Romagna 2008, n.10

Decreto Legge 2001, n.31

Decreto legislativo 1992, n. 105.

Decreto legislativo 1999, n.339.

Decreto lgs. 4 agosto 1999, n. 339.

Decreto Presidente repubblica 1988,n. 268.

Capitolo 3

Libri

Moriani, G., *Manuale di ecocompatibilità*, Marsilio, Venezia, 2001.

Wackernagel M., Rees W.E., edizione italiana a cura di Bologna G., *L'impronta ecologica, Come ridurre l'impatto sulla terra*, Edizioni Ambiente, Milano, 2008.

Articoli

Rees W., Ecological footprint and appropriated carrying capacity: what urban economics leave out, *Environment and urbanization*, 4, 2, 1992.

Rees W., Wackernagel M., *Urban ecological footprints: why cities cannot be sustainable and why they are a key to sustainability*, *Environmental Impact Assessment review* 16, 1996.

Monfreda C., Wackernagel M., Deumling D., *Establishing national natural capital accounts based on detailed Ecological Footprint and biological capacity assessments*, *Land use policy*, Volume 21, Issue 3, 2004.

WWF, *living planet report 2008*, gland (CH), 2008. Disponibile su:

http://assets.panda.org/downloads/living_planet_report_2008.pdf, consultato il 6 Luglio 2010.

Kitzes J, Galli A., Bagliani M. et al., *research agenda for improving national Ecological Footprint accounts*, *Ecological Economics*, Volume 68, Issue 7, 2009.

Ewing B., A. Reed, S.M. Rizk, A. Galli, M. Wackernagel, and J. Kitzes, *Calculation Methodology for the National Footprint Accounts, 2008 Edition*. Oakland: Global Footprint Network. Global Footprint Network, 2009.

Ecological Footprint Standards 2006, Oakland: Global Footprint Network. disponibile su: <http://www.footprintstandards.org>, consultato il 6 Luglio 2010.

Ecological Footprint Standards 2009, Oakland: Global Footprint Network. disponibile su: <http://www.footprintstandards.org>, consultato il 6 Luglio 2010.

Niccolucci V., Pulselli R.M., Tiezzi E., *Strengthening the threshold hypothesis: Economic and biophysical limits to growth*, Ecological Economics, Volume 60, 2007.

Hoekstra, A.Y., Hung P.Q., *Globalization of water resources: international virtual water flows in relation crop trade*, Global environmental change 15-1, 2005.

Hoekstra A.Y., Chapagain A.K., *Globalization of water. Sharing the planet's freshwater resources*, Blackwell publishing Ltd, Oxford (Uk), 2008.

Fiala N., *Measuring sustainability: why the ecological footprint is bad economics and bad environmental science*. Ecological Economics 67 (4), pp. 519–525, 2008.

Moran D.D., Wackernagel M., Kitzes J., Goldfinger S.H., Boutad A., *Measuring sustainable development- nation by nation*, Ecological Economics 64, 2008.

Kitzes J., Wackernagel M., *Answers to common questions in Ecological Footprint accounting*. Ecological indicator 9, pp. 812-817, 2009.

Kitzes J., Moran D., Galli A., Wada Y., Wackernagel M., *Interpretation and application of the Ecological Footprint: A reply to Fiala*. Ecological Economics 69, pp. 929-930, 2008.

Capitolo 4

Pubblicazioni Varie

Gruppo Hera, *Bilancio di sostenibilità del Gruppo Hera, per l'anno 2008*, Bologna, 2008.

Gruppo Hera, *Bilancio di sostenibilità del Gruppo Hera, per l'anno 2009*, Bologna, 2009. Disponibile su:

http://bs.gruppohera.it/binary/hera_bsa09/download_center/Bilancio_di_Sostenibilit_2009.1272378486.pdf, consultato il 6 Luglio 2010.

Gruppo Hera., *In buone acque*, Bologna, 2008 disponibile su:

http://www.gruppohera.it/binary/hr_acqua/buone_acque/In_buone_acque_report_corretto_ott.1254845324.pdf, consultato il 6 Luglio 2010.

Botto S., *Tap Water vs. Bottled water in a footprint integrated approach*, 2009 disponibile su:

<http://precedings.nature.com/documents/3407/version/1/files/npre20093407-1.pdf>, consultato il 6 Luglio 2010.

Capitolo 5

Pubblicazioni Varie

Comitato per la vigilanza sull' uso delle risorse idriche, *rapporto sullo stato dei servizi idrici*, Roma, 2009. Disponibile su:

http://www.conviri.it/contenuti/Relazioni_annuali/Rapporto_2009.pdf, consultato il 6 Luglio 2010.

Botto S., *Tap Water vs. Bottled water in a footprint integrated approach*, 2009. Disponibile su:

<http://precedings.nature.com/documents/3407/version/1/files/npre20093407-1.pdf>,

consultato il 6 Luglio 2010.

Niccolucci V., Rugani B., Botto S., Gaggi C., *An integrated Based approach for environmental labelling of products: the case of drinking bottled water*, personal communication Niccolucci V., 2010.

Patrizi N., Pulselli F.M., Focardi S., Gaggi C., *The Ecological Footprint of Italian Drinking Water: a comparison between tap and bottled mineral waters*, personal communication Niccolucci V., 2010.

Romano E., *Analisi del ciclo di vita di 1 litro di acqua: confronto tra acqua di rete e acqua minerale effettuato con il metodo LCA*, prova finale in Ingegneria Ambiente e Territorio, università di Bologna, 2003.

Temporelli G., *Dal contatore al rubinetto: possibili alterazioni qualitative e trattamenti al punto d'uso*, Genova, 2010 (Temporelli, 2010a). Disponibile su:

<http://www.fondazioneamga.it/public/PresentazioneTemporelli14012010.pdf>,

consultato il 6 Luglio 2010.

Temporelli G., *L'evoluzione delle fontane pubbliche: dall'antichità ai giorni nostri*, Tortona, 2010 (Temporelli, 2010). Disponibile su:

<http://www.fondazioneamga.it/public/Temporelligiugno2010.pdf>, consultato il 6

Luglio 2010.

Drusiani R., Mauro E., *I chioschi dell'acqua: il punto di vista dei gestori*, Tortona, 2010. Disponibile su:

<http://www.fondazioneamga.it/public/Maurogiugno2010.pdf>, consultato il 6 Luglio

2010.

Legambiente, *Il far west dei canoni di concessione per le acque minerali*, 2010.

Disponibile su:

<http://upload.legambiente.org/blogs/Dossier%20Acque%20minerali%202010.pdf>,

consultato il 6 Luglio 2010.

Legambiente, *Un Paese in bottiglia*, 2008 disponibile su:

<http://www.legambiente.org/download.php?id=177&type=documento>, consultato il 6 Luglio 2010.

Massarutto A., Dalle persone alle cose (che inquinano), *La voce*, 2010. Disponibile su: <http://www.lavoce.info/articoli/pagina1001556-351.html>, consultato il 6 Luglio 2010.

Siti Principali

www.gruppo183.org

www.fondazioneamga.org

www.legambiente.org

www.mineracqua.it

www.lavoce.info

www.globalfootprintnetwork.org

<http://www.eea.europa.eu/it>

[http://www.footprintnetwork.org \(In Italiano\)](http://www.footprintnetwork.org)

[http://www.regione.emilia-romagna.it \(portale acqua\)](http://www.regione.emilia-romagna.it)

www.gruppohera.it

www.acquavirtuale.it

www.ato-bo.it/

www.wikipedia.org

Ringraziamenti

La conclusione di un lavoro di ricerca che comporta un impegno lungo molti mesi ha come inevitabile prodotto collaterale la nascita di numerosi debiti di riconoscenza. Ad accrescere, se possibile, tale carico morale ha senz'altro contribuito la particolarità del percorso personale che mi porta a concludere la carriera universitaria nella non sempre comoda condizione di studente-lavoratore, alla perenne ricerca di tempo da dedicare allo studio.

L'azione sinergica dei fattori oggettivi e soggettivi che hanno contribuito alla complicazione del quadro d'insieme rende la quantità e la qualità di tali tributi di gratitudine davvero ragguardevole e importante. Prima di iniziare una precisazione è doverosa: non ritengo un semplice ringraziamento, per quanto sincero e accorato, sufficiente ad estinguere un debito di riconoscenza. L'imprevedibilità del futuro sarà in questo caso il miglior garante di tali debiti. Da buon montanaro spero di avere l'occasione di ricambiare la gentilezza e la disponibilità dei molti che mi hanno dato, a vario titolo, una mano.

Il primo pensiero va ovviamente alle persone che, per prossimità familiare, più mi sono state vicine.

A Elisabetta dico grazie per la pazienza profusa, per le lunghe serate e i fine settimana davanti al computer a trovare il bandolo di fogli elettronici dalle funzionalità misteriose e imprevedibili. A mia madre dico grazie per la partecipazione quasi fisica alle interminabili vicissitudini universitarie del sottoscritto. Spero che il traguardo della laurea le dia una soddisfazione all'altezza delle aspettative. A rischio di essere retorico estendo il ringraziamento a tutti coloro, amici e peranti, a cui sono legato da rapporti sinceri e profondi: spero che oggi sia una bella giornata anche per loro.

Dalla dimensione personale veniamo a quella istituzionale. Grazie al Prof. Andrea Segrè, Relatore della tesi, per l'attenzione che mi ha riservato nel tempo e per avermi dato l'idea di fare una tesi sull'acqua da bere, andando ben oltre il tradizionale "ambito agronomico". Grazie al Dott. Magli per l'interesse manifestato da subito, per il paziente lavoro di consulenza e revisione e per la

disponibilità personale ad essere Correlatore del lavoro. Il ringraziamento è ovviamente esteso al Dott. Luigi Castagna e all' Ing. Fabrizio Mazzacurati che hanno reso possibile la collaborazione tra gruppo Hera e Facoltà di Agraria per la redazione della mia ricerca. Grazie al Dott. Matteo Vittuari per le numerose consulenze operative. Un grazie particolare è rivolto alla Dottoressa Valentina Niccolucci che, con pazienza e curiosità scientifica, non comuni ha contribuito in modo decisivo alla cura degli aspetti metodologici dell'analisi dell' Impronta ecologica. Senza di lei e le nuove tecnologie che hanno reso possibile la comunicazione a distanza questa tesi non sarebbe mai arrivata a compimento.

Un ulteriore ringraziamento va al Dott. Francesco Avolio di Hera che ha seguito costantemente l'evoluzione del lavoro, con particolare cura degli aspetti gestionali coinvolti. Grazie anche a tutti i colleghi, tecnici Hera, a cui ho "rotto le scatole" nella speranza di ottenere informazioni utili. Voglio infine ringraziare coloro, che pur non sapendo molto del lavoro e di me, da "esperti" mi hanno gentilmente fornito del materiale utile. Tra i tanti, ricordo per la loro costante disponibilità il Dott. Francesco Mantelli e il Dott. Giorgio Temporelli.

Concludo la lunga trafila dei ringraziamenti con l' auspicio che un simile dispiegamento di forze ed energie sia stato utile all'ottenimento di un risultato scientifico almeno minimamente interessante. Grazie a tutti.