

La regolazione economica e finanziaria dei servizi pubblici locali: acqua e igiene urbana

Antonio Massarutto e Roberto Fazioli

Introduzione

La regolazione dei servizi locali – e in particolare di quelli ambientali (acqua e igiene urbana) – è stata raramente oggetto di un disegno organico; essa si è venuta piuttosto determinando in un quadro di grande frammentazione, per aggiunte successive e sotto l’impulso di politiche pubbliche affatto diverse. Nati come attività di interesse spiccatamente locale – la rimozione dei rifiuti, l’approvvigionamento idrico delle aree urbane, l’allontanamento delle acque reflue – essi hanno attirato l’attenzione del *policymaker* nazionale inizialmente soprattutto per la necessità di assicurare una *dotazione di infrastrutture*, finanziate con l’apporto pressoché esclusivo della finanza pubblica, governato da politiche di pianificazione gestite dall’alto. In un secondo momento, si è trattato soprattutto di *governare l’uso delle risorse ambientali*, attraverso l’imposizione di modalità di gestione più attente all’impatto complessivo sull’ambiente. In una terza fase, quella in cui ci troviamo, i servizi raggiungono una nuova maturità, e l’attenzione del regolatore si rivolge all’efficienza produttiva e all’organizzazione industriale, nel quadro di una politica ambientale non più dominata esclusivamente dalla “politica dell’offerta”.

Questo modello evolutivo caratterizza un po’ ovunque i servizi ambientali. Ciò che ne risulta è una trasformazione piuttosto radicale delle caratteristiche economiche di questi servizi, con particolare riferimento ai “fallimenti del mercato” che essi contengono.

Da questo discende la necessità di pensare in modo più organico il sistema di regolazione, con particolare riferimento alla regolazione economico-finanziaria: questa deve a nostro avviso essere resa coerente e sinergica con il resto del sistema di regolazione.

La legislazione nazionale in tema di servizi pubblici ha finora trattato il tema della regolazione economico-finanziaria prevalentemente sotto un solo aspetto: quello della copertura dei costi di gestione, nella logica di un progressivo e tendenzialmente totale affrancamento di questi settori dalla finanza pubblica. Riteniamo che questo aspetto, sebbene importantissimo, non debba far trascurare altri temi altrettanto importanti: quello delle modalità di condivisione dei costi da parte dell’utenza e delle forme di sussidiazione più o meno indiretta che in questi settori sono comunque ineliminabili; quello della ricerca della massima efficienza, intesa in senso dinamico e con riferimento all’intera filiera; quello della coerenza e sinergia con gli obiettivi della politica ambientale, della quale questi servizi restano, dopotutto, importanti strumenti di attuazione.

Il nostro contributo parte dalla discussione delle caratteristiche economiche delle industrie dei servizi ambientali (par. 2); nei capitoli successivi si affrontano nell’ordine le problematiche di tipo finanziario e allocativo, sia a livello macroeconomico, ossia affrontando il problema della definizione di costo e della sua copertura (par. 3) sia microeconomico, ossia considerando l’incidenza e l’efficacia come strumento di politica ambientale (par. 4). Nel par. 5, infine, si discute la regolazione tariffaria sotto il profilo della ricerca dell’efficienza produttiva, con particolare riferimento alle possibilità di liberalizzazione, concorrenza per il mercato, *incentive regulation*.

L’attenzione è rivolta principalmente alle principali problematiche teoriche e applicative; esse sono tuttavia discusse ed esemplificate con riferimento alle più significative esperienze a livello internazionale, con particolare attenzione per i paesi dell’UE. Non era peraltro nelle nostre intenzioni di offrire un’analisi sistematica delle diverse realtà.

Le caratteristiche economiche dei servizi ambientali

Fallimenti del mercato nei servizi ambientali

All'interno del ricco dibattito che interessa la riorganizzazione del sistema dei servizi pubblici, quelli ambientali rappresentano sicuramente una realtà alquanto particolare.

Comprendere questa particolarità è essenziale per apprezzare i problemi della regolazione economico-tariffaria della gestione di questi servizi. Troppo spesso infatti il dibattito intorno alla regolazione dei servizi pubblici si concentra esclusivamente su un'analisi del tema del monopolio naturale - pure relevantissimo, anche in questa sede - tralasciando le molteplici altre dimensioni del problema.

Vi sono infatti almeno quattro diverse dimensioni che entrano in gioco nel caso che ci interessa: dimensioni fra loro in parte correlate, ma in parte anche antagoniste, e complicano non poco la ricerca di un assetto di regolazione ottimale. Esse fanno infatti riferimento a "fallimenti del mercato" di natura diversa, e che sollecitano risposte diverse e in larga misura incoerenti fra loro. Possiamo schematicamente ricondurre questi "fallimenti del mercato" a quattro caratteristiche (Massarutto 1997; Enea-Nomisma 1999):

- Entrambi i servizi hanno come presupposto la regolazione dell'accesso a risorse ambientali scarse, per le quali si pone l'esigenza di un utilizzo coerente con i principi dello sviluppo sostenibile¹.
- Entrambi i servizi presentano – seppure in maniera differenziata, e in fasi ben distinte – rilevanti dimensioni di bene pubblico e di *merit good*, accanto a dimensioni, pure rilevanti, di bene individuale. Si pone pertanto il problema di assicurare un soddisfacente equilibrio fra le istanze collettive – rappresentate di solito dall'ente locale o da enti di livello superiore – e quelle individuali, tendenzialmente affidate a una contrattazione diretta fra l'utente e il gestore².
- Dal punto di vista economico-industriale, entrambi i servizi sono diventati filiere industriali complesse, con rilevanti problemi di incompletezza dei mercati; la qualità imprenditoriale nelle diverse fasi e le modalità di integrazione e organizzazione delle filiere sono in relazione con le modalità di regolazione e con la natura tecnico-economica delle attività³.
- In entrambi i servizi sono presenti fasi caratterizzate da monopolio naturale, che difficilmente possono essere isolate dal resto del servizio; l'esigenza di garantire certi aspetti della *performance*, specie con riferimento alla politica ambientale, limita spesso di proposito lo spazio della concorrenza⁴.

Cosa significa "locale" ? La determinazione del livello territoriale di riferimento

¹ Per una discussione del concetto di sostenibilità con riferimento alla gestione delle risorse idriche si vedano Correia et al., 1999; Turner e Dubourg, 1993; Kahlenborn e Kraemer, 1997; Rusconi, 1995. Per i rifiuti si veda ad es. Onida, 1999; Buclet e Godard, 1999.

² Va anche considerato che in certe situazioni le due esigenze possono trovarsi in conflitto: ad esempio, nel caso dei rifiuti, l'esigenza individuale – di una raccolta frequente e comoda, che minimizzi i tempi di esposizione dei rifiuti e la complessità del conferimento – può essere incompatibile con l'esigenza generale di effettuare molte raccolte differenziate, o di limitare il conferimento a certi punti ben precisi.

³ Le filiere industriali dei servizi ambientali solo di recente sono divenute oggetto di studi empirici. Con riferimento all'Italia si segnalano ad esempio i lavori di Malaman e Paba (1995); Biondi e Frey (1997); Prost (1999).

⁴ Ad esempio, il principio della "gestione integrata" del ciclo dell'acqua o dei rifiuti nasce dall'esigenza di garantire una migliore funzionalità dei servizi agli obiettivi di politica ambientale; adottare questi modelli gestionali peraltro ostacola l'apertura al mercato di quei segmenti – come ad esempio la raccolta dei rifiuti – che dal punto di vista strettamente economico potrebbero essere gestiti separatamente dal resto affidandoli a meccanismi di tipo concorrenziale.

Questa segmentazione “orizzontale” dei problemi viene ulteriormente complicata da una segmentazione “verticale”, legata alla dimensione territoriale. I servizi ambientali infatti appartengono, se non altro per tradizione, alla categoria dei servizi locali, nati per soddisfare esigenze prettamente locali (l’approvvigionamento idrico, l’eliminazione delle acque reflue e dei rifiuti). Ragioni infrastrutturali, prima (connesse con la difficoltà di reperire localmente le risorse ambientali necessarie per soddisfare le esigenze); e ragioni di politica ambientale, dopo (connesse con l’esigenza di ricondurre l’uso complessivo delle risorse idriche, del suolo e delle materie prime) hanno via via allargato i confini dell’ambito territoriale di riferimento, quasi mai però giungendo ad escludere del tutto questi settori dalla sfera della responsabilità locale, ma in genere sovrapponendo alla gestione locale un quadro di regolazione e pianificazione affidato a livelli territoriali superiori⁵.

Dietro la scelta del livello territoriale presso il quale articolare le scelte di politica idrica o di smaltimento dei rifiuti – dalla dimensione delle infrastrutture a quella dei sistemi di gestione; dall’unità di pianificazione all’estensione dell’area entro cui far valere principi di solidarietà, sia in senso fisico che economico – non vi sono soltanto problemi legati all’efficienza, alle economie di scala, all’ecologia, all’idrologia. Vi sono invece anche elementi storici e culturali, simbolici e in senso lato politici, che non possono essere trascurati né tanto meno liquidati in nome di un astratto “interesse generale” (Barraqué 1999; Correia et al 1999).

Questo avviene dovunque. Perfino in un Paese come la Francia, considerato solitamente come la culla di un modello di Stato centralizzatore, sottrarre alle comunità locali qualsiasi prerogativa in materia di acqua si è sempre rivelato difficilissimo, se non impossibile, precisamente perché è stato difficile se non impossibile imporre per legge il fatto che le risorse idriche rappresentassero un “patrimonio dell’intera nazione”, senza ulteriori specificazioni (e non un patrimonio da condividere ad altri livelli: locali, di bacino, comunità identificate dagli usi etc). Analogamente, con riferimento ai rifiuti, si pensi ai conflitti che si scatenano non appena si prospetti l’eventualità che una certa comunità debba farsi carico di ospitare impianti di trattamento al servizio di un’area territoriale più vasta. Dietro la scelta del “principio di autosufficienza”, uno dei cardini delle politiche europee in materia di rifiuti, vi è proprio il riconoscimento della necessità di garantire una qualche corrispondenza fra la comunità che genera il problema ambientale e quella che se ne fa carico.

In effetti nel concetto di sostenibilità, come viene declinato nei principali documenti elaborati a livello internazionale, è anche incluso un principio di “sussidiarietà”, secondo il quale in linea di principio ogni comunità dovrebbe contare il più possibile sulle risorse del proprio territorio. Trasferimenti di acqua a distanza, opere di invaso e di artificializzazione dei corsi d’acqua, impianti di smaltimento dei rifiuti dovrebbero essere posti il più possibile al servizio di collettività di piccole dimensioni. Questo principio deve ovviamente essere bilanciato da un lato con l’esigenza tecnico-economica di raggiungere dimensioni operative sufficienti allo sfruttamento delle economie di scala, dall’altro con l’esigenza “solidaristica” di assicurare una qualche “pari opportunità” nell’accesso alle risorse naturali. E’ dalla dialettica fra queste due contrapposte tensioni che viene storicamente determinato il significato del concetto di “locale” (Barraqué 1999; Massarutto e Pesaro, 1996).

Politica ambientale, filiera industriale, servizi pubblici: un modello interpretativo

Ai fini della regolazione, entrambe le dimensioni richiamate – quella “orizzontale” e quella “verticale” – concorrono nel sottolineare le rilevanti specificità di questi servizi: cosa che rende in gran parte indeterminata la loro “funzione di produzione”, e limita pertanto severamente l’espressione di un giudizio circa l’economicità della *performance*. La gran parte dei – pochi – studi empirici dedicati alla misurazione dell’efficienza gestionale si limita in genere ad effettuare comparazioni sulla base di indicatori piuttosto rozzi, che solo in prima approssimazione si possono ritenere significativi. La misurazione dell’output – fondamentale per esprimere qualsiasi valutazione di efficienza – non può essere fatta prescindendo dalla discussione dell’intreccio di variabili che abbiamo finora tratteggiato.

Dal canto suo, anche la valutazione dell’efficacia dell’azione della politica ambientale richiede di

⁵ Se escludiamo la Gran Bretagna – dove dal 1973 tutti i servizi idrici sono stati interamente sottratti alla sfera locale – in tutti i Paesi del mondo la gestione dell’acqua e dei rifiuti resta un affare “locale”; l’intervento dello Stato, se vi è, riguarda semmai alcuni settori di attività, come ad esempio quello delle grandi opere idriche.

confrontarsi con la stessa complessità. Una versione "caricaturale" della politica ambientale, nella quale troppo spesso indulge l'*environmental economics*, si limita in genere a considerarla soltanto nell'aspetto della regolamentazione che un'autorità pubblica impone rispetto all'uso diretto di una risorsa naturale.

Si ragiona così solitamente di strumenti di politica ambientale - siano essi di tipo amministrativo, economico o volontario - con riferimento solo a questa dimensione.

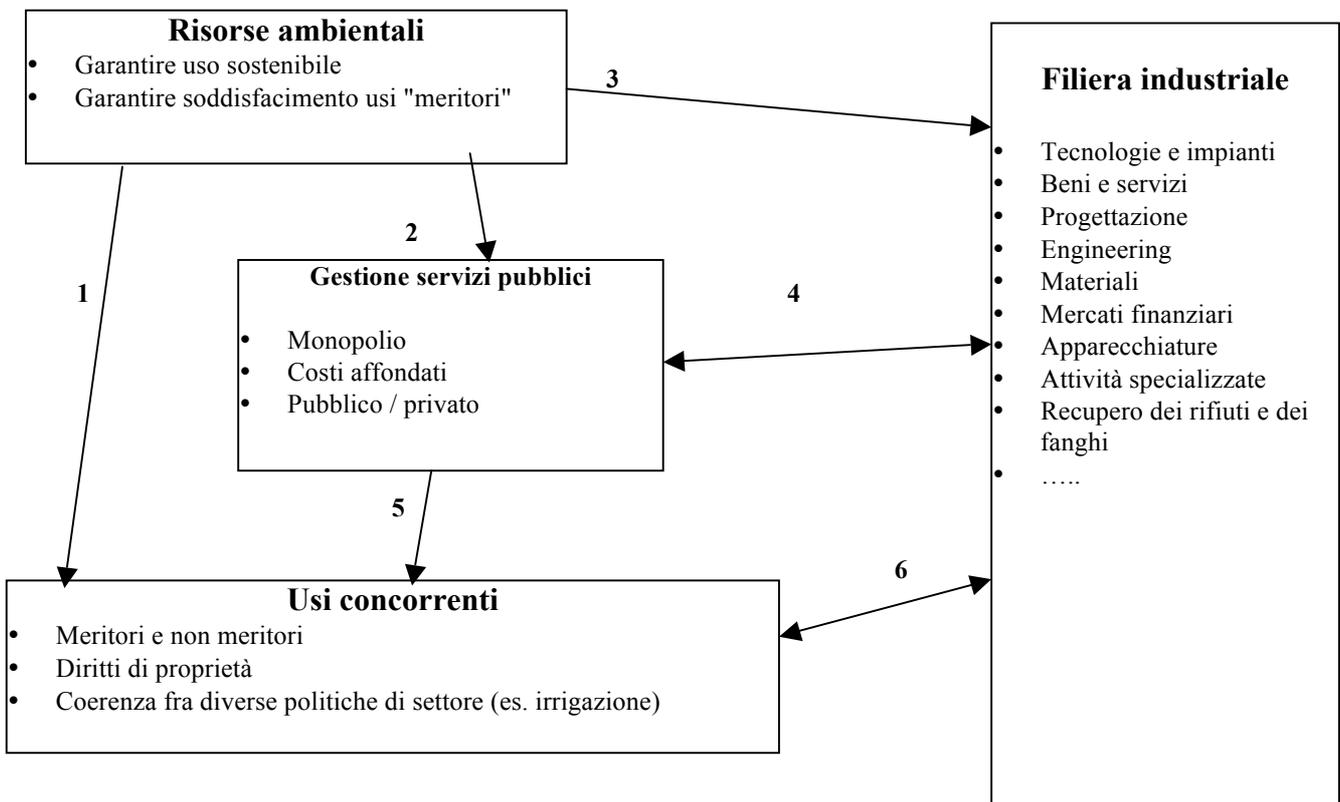
Si suppone inoltre che l'autorità di politica ambientale abbia a disposizione un ventaglio tendenzialmente infinito di strumenti utilizzabili, e che possa quindi scegliere il più efficace ed efficiente.

In realtà la politica ambientale opera in un quadro ben più articolato e complesso, che è indispensabile conoscere per valutare l'efficacia dei diversi strumenti. Inoltre, non tutti gli strumenti teoricamente utilizzabili sono in realtà disponibili: l'autorità di politica ambientale avrà a concretamente a disposizione una certa serie di strumenti, attribuiti dalla legge, e risorse (umane, finanziarie, legali etc.) *finite*.

E' dunque indispensabile avere bene in mente le interconnessioni sistemiche che intercorrono fra i diversi momenti che compongono il sistema di regolazione, e in particolare i rapporti fra la politica ambientale e la regolazione economico-finanziaria.

Nella fig. 1 questo discorso viene schematizzato in modo molto semplificato.

Figura 1 - Il sistema delle relazioni fra gli attori della politica ambientale



Uno schema "classico" è quello in cui l'autorità di politica ambientale deve garantire un uso sostenibile della risorsa (riquadro in alto) e deve pertanto utilizzare una serie di strumenti di regolazione nei confronti degli utilizzatori (riquadro in basso). In questo tipo di sistema, l'autorità ha a disposizione solo un canale - l'asse 1 - lungo il quale attuare la politica ambientale.

Una prima complicazione è dovuta al fatto che molti degli usi sono considerati "meritori": il loro soddisfacimento è cioè un obiettivo primario per un altro settore della politica pubblica. Questo introduce un

vincolo all'azione di politica ambientale⁶.

Ad esempio Kraemer (1995) analizza efficacemente le ragioni che, nel corso del tempo, hanno portato ad attribuire al servizio idrico caratteristiche di *merit good*. Nel secolo scorso, l'istituzione di servizi idrici pubblici era motivata prevalentemente da ragioni di tipo igienico e sanitario: alla comunità urbana conveniva un approvvigionamento garantito a tutti su basi centralizzate per tenere sotto controllo le epidemie. Successivamente, i servizi idrici sono entrati a far parte di quell'insieme di attività definite "beni essenziali", da garantire a chiunque indipendentemente dal reddito in quanto parte della "dotazione minima" indispensabile per far parte della comunità. In seguito, una volta completata e garantita la dotazione dei servizi di base, è la questione ambientale a diventare protagonista: il servizio idrico pubblico, in questa chiave, rappresenta una garanzia contro le degenerazioni causate da un modello atomizzato di accesso alle risorse; assume quindi rilievo l'esigenza di condividere le risorse idriche a scale territoriali via via maggiori, onde ottimizzarne l'uso (Barraqué 1994). Questo ragionamento è stato esteso in certe fasi storiche anche ad altri usi dell'acqua per i quali si è assunto politicamente l'obiettivo di garantire il soddisfacimento dei "fabbisogni" socializzando i costi: si pensi ad esempio all'irrigazione, alla produzione di energia elettrica, alla navigazione, al drenaggio del suolo.

Analogamente, nel caso dei rifiuti, sono dapprima esigenze di tipo igienico a rappresentare l'essenza del "bene pubblico": il servizio di igiene urbana consiste essenzialmente nella raccolta e rimozione dei rifiuti dalle strade. Con l'affermarsi di un vincolo ambientale sul lato dello smaltimento, è stata l'esigenza di assicurare un controllo pubblico e una disponibilità adeguata di capacità di smaltimento a concentrare in quest'ultima fase il fallimento del mercato. In una fase ancora successiva, è l'obiettivo politico di riduzione dei rifiuti e recupero di risorse a fare di queste ultime fasi un bene meritorio.

Il fatto che il soddisfacimento di molti usi rappresenti un vincolo - si pensi ad esempio alle "dotazioni minime" che i gestori dei servizi idrici devono garantire; o alle diverse declinazioni del concetto di "sicurezza idraulica" da garantire al territorio - limita evidentemente le possibili strategie: se, per fare un esempio, per ridurre i consumi di acqua volessimo imporre un prezzo astronomicamente alto, verrebbe violata una serie di vincoli di natura sociale ed equitativa.

Va ancora considerato che in molti casi altre politiche di settore offrono una serie di incentivi che possono agire, seppure indirettamente, in modo contrario rispetto alla politica ambientale. Uno dei casi più lampanti è dato dall'agricoltura: l'uso irriguo dell'acqua, il suo inquinamento ad opera di fertilizzanti e pesticidi, l'eccessivo drenaggio del suolo sono tutte conseguenze indirette di una politica agricola che ha spinto i livelli di produzione e di uso intensivo delle risorse naturali ben oltre la soglia di convenienza economica.

Comunque, se in passato la risposta ai problemi di scarsità è stata prevalentemente di tipo infrastrutturale, basata sulla realizzazione di più o meno grandi opere pubbliche (politiche *supply-side*), questa opzione è oggi per lo meno affiancata - quando non decisamente soppiantata - da un approccio che tende a privilegiare una gestione della risorsa basata su interventi *soft*, sul *management* della domanda, sull'aumento dell'efficienza di uso dell'acqua e sul suo riuso (Massarutto e Pesaro 1995; Barraqué 1994; Correia 1997). Analogamente, nel caso dei rifiuti, il tradizionale approccio *end-of-pipe* basato sulla rimozione ed eliminazione dei rifiuti viene oggi integrato da una politica mirata alla riduzione dei rifiuti e più in generale all'ottimizzazione dei flussi materiali ed energetici che sostanziano il ciclo di produzione e consumo (Onida, 1999; Buclat e Godard 1999; 2000).

Una seconda complicazione è dovuta al fatto che non tutti gli usi si riforniscono direttamente dalla "risorsa grezza": molti utilizzano invece infrastrutture collettive, gestite come servizi pubblici (riquadro in mezzo). Si pongono qui i tipici problemi di regolazione legati alla realizzazione delle infrastrutture pubbliche e alla loro gestione: il monopolio naturale nelle reti, la natura di costo affondato degli investimenti, la possibilità di introdurre meccanismi di tipo concorrenziale etc..

Va considerato in particolare che le politiche tariffarie "efficiency oriented" - asse 5 - sono governate da soggetti diversi da quelli competenti in materia ambientale, che controllano invece gli assi 1, 2 e 3. Le politiche di regolazione seguite per governare questo settore hanno obiettivi propri e specifici (es. garanzia di equilibrio finanziario e minimizzazione dei costi vs. miglioramento della qualità ambientale) che non

⁶ L'esistenza di un bene pubblico o meritorio non significa di per sé la necessità che l'*offerta* del bene sia regolata, ma piuttosto che è opportuno da parte del soggetto pubblico una definizione dei livelli quantitativi e qualitativi e una manifestazione, diretta o indiretta, della disponibilità a pagare, ossia una regolazione della *domanda* (Massarutto, 1996)

necessariamente coincidono con gli obiettivi di politica ambientale

Un esempio ormai molto studiato è quello della Gran Bretagna dove, in seguito alla privatizzazione, le competenze di regolazione ambientale ed economico-tariffaria sono state affidate a due diverse agenzie, fra loro in "competizione". Dall'analisi delle politiche tariffarie dell'ultimo decennio, risulta piuttosto chiaramente che la strategia di miglioramento ambientale perseguita dall'Environment Agency è andata spesso a cozzare contro le resistenze opposte dal regolatore tariffario (Massarutto, 1995).

Va ancora osservato che la scelta fra approvvigionamento diretto e acquisto di un servizio pubblico spesso non è libera, non dipende da caratteristiche intrinseche di pubblicità del bene-servizio, ma piuttosto da considerazioni politiche. Molti servizi collettivi - si pensi alla fognatura, ma anche agli acquedotti industriali o alla gestione dei rifiuti di origine commerciale e artigianale - sono nati precisamente per impedire ai singoli di "servirsi da soli" - scaricando direttamente nei pozzi neri o nei fiumi, prelevando autonomamente dalla falda. Il sistema di regolazione non deve offrire incentivi distorti a non servirsi della rete pubblica. Se la fognatura praticasse una tariffazione volumetrica a costo marginale, è verosimile che molti utenti cederebbero alla tentazione di disfarsi dei reflui in modo improprio o abusivo.

Una terza complicazione è dovuta al fatto che la gestione dei servizi - ma lo stesso si potrebbe dire in generale del sistema di governo e degli usi - utilizza beni e servizi che sono il prodotto di filiere industriali complesse, sempre più dominate da una divisione del lavoro a livello globale. In parte si tratterà di beni e servizi specifici all'industria ambientale: servizi di progettazione ed *engineering*, costruzioni, apparecchiature etc. In parte si tratterà di beni e servizi non specifici. In parte si tratterà, in modo più sottile, della produzione e riproduzione della "cultura", intesa non solo come *know-how* tecnico.

L'esistenza di un'efficiente filiera industriale, o meglio la capacità del sistema di gestione di interagire efficacemente con un'industria dell'acqua sempre più globalizzata e specializzata, rappresenta una condizione indispensabile per il successo delle politiche ambientali. La gran parte delle innovazioni rilevanti per la politica ambientale si genera infatti nella filiera, non è il risultato delle azioni del gestore. Ma la presenza di rilevanti asimmetrie informative e mercati incompleti lungo la "catena del valore" fa sì che l'organizzazione della filiera non sia un fatto scontato e banale.

La politica ambientale può incidere, seppure in maniera molto limitata, sull'evoluzione del processo tecnologico; ma ancora più importante è tuttavia che essa operi in modo da mettere il sistema di gestione nelle condizioni di interagire positivamente con il resto della filiera, selezionando le tecnologie più appropriate e cost-effective (asse 4). In passato, è stata infatti soprattutto l'inefficienza cronicamente registrata lungo l'asse 4 a condannare al fallimento molte politiche ambientali italiane, pur apparentemente ben impostate nei principi e negli obiettivi: la gran parte delle decisioni che hanno governato questo asse è stata affidata alla pianificazione pubblica, dunque a un meccanismo di tipo burocratico e privo di riscontro sul mercato (Massarutto, 1997b; 1999).

Un obiettivo assai simile deve essere perseguito lungo l'asse 6, per garantire efficienti tecnologie di uso delle risorse - si pensi solo, per l'acqua, alle reti irrigue, o alle infrastrutture sanitarie, o agli elettrodomestici.

Osservando lo schema, ci si rende conto come la politica ambientale nel settore idrico debba avere come riferimento l'intero sistema delle relazioni. Si deve cioè fare riferimento a un insieme di relazioni molto più articolato - collocandosi in ciascuna delle 6 assi individuate dalla figura; ma è altrettanto se non più necessario anche preoccuparsi di far sì che l'intero sistema di regolazione sia intimamente coerente, e che le diverse politiche funzionino in modo sinergico. Dal canto suo, la regolazione economico finanziaria non può limitarsi ad agire ottimizzando l'asse 4, senza interrogarsi sulle conseguenze che si potrebbero verificare negli altri punti del sistema.

Il medesimo ragionamento può essere esteso all'analisi dei flussi finanziari. Quando si parla di "copertura del costo", di "user-pays" o "polluter-pays" principle e simili, bisognerebbe avere come riferimento non solo la dimensione "microeconomica" dell'effetto di questo o quello strumento, ma anche la dimensione sistemica o macro-economica.

Si consideri - solo per fare un esempio - la possibilità di utilizzare la leva tariffaria come strumento per orientare i consumi. In effetti, lungo ciascuno degli assi considerati, è possibile utilizzare strumenti ispirati alla logica dell'incentivo economico. Anche qui, si tratterà di trovare il modo di rendere l'insieme di questi strumenti coerente e complementare agli altri strumenti, evitando di offrire incentivi contraddittori.

Per incentivare il risparmio di acqua nel ciclo domestico, possiamo farlo certamente imponendo un canone più alto per il prelievo di acqua - lungo l'asse 2 - che il gestore trasferirà poi all'utente: è però verosimile che l'effetto in questo caso sia molto mediato e distorto. Ma lo stesso obiettivo può essere

conseguito, ad esempio, promuovendo l'innovazione tecnologica nelle apparecchiature domestiche, ossia premiando l'introduzione di modelli di lavatrici che consumano meno acqua e offrendo incentivi alla rottamazione delle lavatrici (assi 3 e 6), o adottando standard tecnici in materia di costruzione degli impianti sanitari.

Per ridurre i consumi unitari specifici dell'industria, possiamo agire lungo l'asse 1 - penalizzando i prelievi in misura proporzionale - ma anche spingere il più possibile gli utilizzatori industriali a servirsi di reti pubbliche - spostandoli cioè dall'asse 1 verso l'asse 3 - penalizzando i prelievi diretti dalla falda e promuovendo l'innovazione tecnologica diretta al trattamento e riuso dell'acqua nei cicli di lavorazione.

Per favorire una maggiore efficienza produttiva nella gestione dei servizi possiamo adottare meccanismi di regolazione tariffaria *efficiency-oriented* - asse 5 - o cercare di migliorare le condizioni concorrenziali di accesso alle reti o di subentro per i fornitori di beni e servizi dell'industria dell'acqua - asse 4.

Se l'obiettivo è quello di ridurre i consumi dell'agricoltura, agire sulla leva del prezzo dei servizi - assi 1, 2 e 5 - non è sufficiente finché non vengono rimossi gli incentivi a massimizzare la produzione, e quindi l'irrigazione, offerti dalla politica dei prezzi agricoli.

Aspetti macroeconomici: costo del servizio e modalità di finanziamento

Un confronto internazionale: i prezzi dell'acqua nei paesi dell'OECD

Per introdurre la nostra analisi, può essere utile partire da un confronto fra le tariffe pagate dagli utenti per un servizio – quello idrico nell'esempio, anche se considerazioni assai simili potrebbero essere svolte anche per i rifiuti. La tab. xy raccoglie i dati di una ventina di paesi Oecd. Come si può notare, questi prezzi differiscono notevolmente da un paese all'altro. Anche limitando il confronto ai soli paesi UE per maggiore omogeneità, notiamo delle differenze straordinarie. I prezzi tedeschi sono il quadruplo di quelli italiani o spagnoli; nella sola Italia, il *range* di variazione intorno al valore medio è di 1 a 10.

Notevoli differenze si riscontrano, sebbene attenuate, anche se la tariffa viene considerata su base familiare anziché al m3 (in Germania il consumo di acqua per famiglia è notevolmente più basso che in Italia, e questo in parte compensa il maggiore prezzo unitario). Vi sono altresì notevoli differenze nella composizione della tariffa dell'acqua – ad esempio, nell'incidenza sul totale dei servizi di acquedotto e fognatura. Anche la dinamica attesa per il futuro mostra significative divergenze: i prezzi dell'acqua scenderanno in Gran Bretagna – dove per la prima volta l'Authority competente ha fissato un price-cap negativo per il quinquennio 1999-2004 – mentre vi sono attese di incremento significativo in altri Paesi. Il fabbisogno di investimenti indotto dalle direttive europee mostra altrettante differenze (si veda la tab. 2, con le previsioni di investimento relative alla sola attuazione della dir. 91/271 relativa alle acque reflue urbane).

Come spiegare queste differenze? E' chiaro che vi sono molte risposte possibili.

In primo luogo, i prezzi sono diversi perché i costi sono diversi. Ci sono molti motivi per cui i costi possono essere diversi: diversa dotazione quantitativa e qualitativa di risorse sul territorio (in relazione alla necessità di effettuare trasferimenti a grande distanza o a ricorrere a grandi schemi di invaso, o ancora a costosi trattamenti di potabilizzazione); diversi livelli di qualità del servizio (es. dotazione di strutture di pronto intervento, sistemi di controllo automatizzato, tempi di risposta alle richieste degli utenti, servizi di sportello); diverse strutture urbane (ad es. la prossimità alle montagne consente di utilizzare la gravità per mettere l'acqua in pressione; la prossimità a un corso d'acqua di grossa portata o al mare consente di ridurre i costi di depurazione degli scarichi).

In secondo luogo, i prezzi possono essere diversi perché sono diversi gli obiettivi di protezione ambientale. Pur nel quadro di una progressiva armonizzazione a livello nazionale ed europeo, ci sono anche qui molte ragioni che possono spiegare queste differenze, che dipendono non solo dalla maggiore o minore sensibilità della popolazione, ma anche dalle caratteristiche geografiche del sito. La stessa struttura urbana determina ad esempio la desiderabilità di effettuare i trattamenti in modo concentrato oppure diffuso; il tipo di piovosità influenzerà il tipo di sistemi fognari e la dotazione di vasche di accumulo e sfioratori.

Tabella 1 - Tariffe dei servizi idrici in alcuni Paesi

	Tariffe medie servizi idrici (L./mc)			
	Acquedotto	Fognatura	Totale	Italia = 100
USA	1.160	1.340	2.500	192
Australia	1.513	1.767	3.280	252
Giappone	1.296	821	2.117	163
Corea Sud	n.d.	n.d.	38	3
Austria	n.d.	n.d.	1.628	125
Belgio (Fiandre)	4.271	1.488	5.759	442
Belgio (Bruxelles)	3.506	824	4.329	333
Rep. Ceca	768	592	1.360	104
Danimarca	2.680	3.680	6.360	488
Finlandia	2.489	3.031	5.520	424
Francia	3.169	3.051	6.220	478
Germania	3.380	3.807	7.187	552
Grecia	1.630	650	2.280	175
Ungheria	958	682	1.640	126
Italia	784	518	1.302	100
Lussemburgo	n.d.	n.d.	2.020	155
Paesi Bassi	2.820	3.500	6.320	485
Spagna	1.422	718	2.140	164
Svezia	n.d.	n.d.	5.820	447
Svizzera	2.580	-	2.580	198
Inghilterra e Galles	2.861	3.359	6.220	478
Scozia	1.688	1.192	2.880	221

I valori sono convertiti in lire al cambio di L.2.000 per 1 \$

Fonte: nostra elaborazione su Ecologic (1997, 1998); Herrington (1998)

In terzo luogo, i prezzi possono essere diversi perché la loro struttura è diversa. Il costo del servizio può includere importanti componenti fiscali (es. IVA, tasse ambientali, accise di varia natura); oppure può contenere una componente più o meno esplicita di rendita di monopolio, che i comuni possono deliberatamente applicare – come canone di concessione, ad esempio - per finanziare le casse comunali e, indirettamente, le attività “in deficit strutturale”.

Quarto, i prezzi possono essere diversi perché sono diversi i livelli di copertura dei costi. La presenza di sussidi da parte del bilancio pubblico può assumere diverse forme, più o meno dirette, spesso complicate dalla compresenza di diversi livelli di governo; essa sta comunque a significare che per lo meno una parte del costo è finanziato attraverso l'imposizione fiscale e non attraverso i prezzi. A volte questa differenza è più di forma che di sostanza – si pensi ad esempio alla nostra “tassa rifiuti”, o alle “tariffe” inglesi, che come vedremo in realtà non sono molto diverse da una tassa di scopo. Ma questo sussidio può assumere forme meno esplicite: ad esempio prestiti con tempi di restituzione assai dilazionati e tassi d'interesse di favore – come quelli a lungo praticati dalla nostra Cassa Dd.Pp. – sono cosa abbastanza comune, così come la fornitura a prezzi politici di certi input essenziali – dalla ricerca alla formazione professionale, dalle dighe ai servizi meteorologici. Ancora, si pensi che la definizione “legale” di costo spesso differisce da una definizione strettamente economica – con particolare riferimento alla valutazione dei cespiti e agli ammortamenti.

Infine, i prezzi possono essere diversi perché sono diversi i livelli di efficienza, e di nuovo questo può avvenire per diversi motivi, talvolta strutturali, talvolta no. Il conseguimento di economie di scala può essere frenato vuoi dalla conformazione geografica del territorio, vuoi dalla struttura degli insediamenti, vuoi dalla tradizione politico-istituzionale. La mancanza di concorrenza effettiva o potenziale può causare livelli di produttività inferiori e costo degli input più elevato (x-inefficiency); la struttura degli incentivi offerti dal

sistema tariffario può favorire la scelta di tecnologie sub-ottimali o livelli di produzione eccessivamente alti.

A questo livello di generalità, è difficile isolare l'effetto di ciascuno di questi fattori. E' pertanto insensato cercare di confrontare i prezzi in questo modo. Per essere realmente sensato, un confronto delle tariffe dovrebbe basarsi su un'analisi dettagliata della struttura dei costi, della regolazione ambientale, della struttura finanziaria, dei meccanismi di sussidiatura diretti e indiretti, dei livelli di efficienza; solo dopo aver esaminato tutte queste variabili il confronto può essere effettuato.

Costi industriali, costi di gestione della risorsa e costi sociali

I servizi ambientali sono attività economiche che utilizzano risorse produttive (lavoro, capitale, energia, tecnologie) per garantire la fruizione di una risorsa ambientale (l'acqua o la capacità naturale di assimilazione dei residui)

La risorsa utilizzata è a sua volta una risorsa *economica*, nel senso che essa è disponibile in quantità limitata, e il suo uso deve soddisfare un criterio di *sostenibilità* (equità inter- e intragenerazionale) e un criterio di *efficienza* (allocazione fra i diversi usi potenziali).

Possiamo perciò distinguere due componenti che concorrono a determinare il costo del servizio ambientale (Barraqué 1994; Spulber e Sabbaghi, 1996; Massarutto 1993, 1999). Esse sono rappresentate dal *costo industriale* (costo delle operazioni di trasformazione effettuate) e dal *costo sociale* (ossia al costo opportunità degli usi alternativi che vengono sacrificati).

Il costo industriale, a sua volta, può essere utilmente diviso in due componenti.

La prima è rappresentata dal *costo del servizio* in quanto tale. Questa componente corrisponde al costo industriale delle varie fasi di captazione, adduzione, distribuzione, raccolta, trattamento e smaltimento delle acque reflue, smaltimento dei fanghi.

La seconda è rappresentata dai *costi di gestione della risorsa*, ossia i costi che la collettività sostiene per assicurarne l'ordinata fruizione. Studi, pianificazione, controllo, amministrazione delle controversie, stipendi del personale addetto ai diversi livelli dell'amministrazione pubblica e altri costi indiretti sostenuti da questi enti sono esempi di questo tipo di costi.

Fra i costi industriali assumono particolare rilievo i costi dell'infrastruttura, che avendo in genere una vita piuttosto lunga, pongono problemi di equità intergenerazionale con riferimento all'ammortamento degli investimenti. Problemi di equità intergenerazionale si pongono altresì con riferimento alle modalità di finanziamento della spesa⁷.

Il servizio idrico si caratterizza tipicamente per un'elevata quota dei costi fissi sul totale dei costi. La percentuale può essere orientativamente stimata, in media, intorno al 60-75% del costo totale, e anche più (Drusiani e Parena, 1998; Malaman e Cima, 1999); essa ovviamente varia in funzione del tipo di rete idrica e di tecnologia utilizzata – aumentando in particolare in funzione della dimensione geografica del sistema. Fra i costi variabili assumono particolare importanza quelli energetici (soprattutto per il sollevamento e per il funzionamento degli impianti di trattamento): anche in questo caso, le caratteristiche fisiche della rete potranno giocare a favore (ad es. nel caso in cui sia possibile utilizzare la gravità), mentre assume un rilievo particolarmente importante l'ottimo utilizzo della capacità impiantistica, dal momento che i costi unitari di gestione nel caso di impianti sovradimensionati tendono a crescere notevolmente.

La gestione dei rifiuti è stata per lungo tempo caratterizzata da una prevalenza dei costi variabili, e soprattutto da un elevato fabbisogno di lavoro; anch'essa tuttavia sta evolvendo verso una struttura dominata dai costi fissi, sia per la rilevanza crescente dello smaltimento – sempre più affidato a impianti a “tecnologia complessa” – sia per la crescente importanza delle funzioni legate all'organizzazione e alla logistica (Kaulard e Massarutto, 1997; Cima e Sbandati, 1999; Perra 2000).

Un'altra caratteristica rilevante che emerge in entrambi i servizi è la progressiva frantumazione della catena del valore (Massarutto 1999a, 1999b; Kraemer 1995; Prost, 1999). Le filiere industriali dell'acqua e

⁷ Ad esempio, se la spesa corrente viene finanziata attraverso il ricorso all'indebitamento, verranno trasferiti oneri indebiti alle generazioni future sotto forma di debito e di interessi.

dei rifiuti sono filiere complesse, dominate da una divisione del lavoro sempre più capillare e di respiro sempre più globale. Emerge in modo piuttosto evidente la progressiva riduzione della quota di valore aggiunto prodotta direttamente dal gestore, segno che una fetta sempre maggiore di beni e servizi viene acquisita dall'esterno (Cispel, 1999). Per di più, quelli che tradizionalmente sono stati mercati tipicamente locali – con la sola esclusione delle costruzioni e dei lavori impiantistici – vedono oggi fette crescenti di valore aggiunto interessate da un mercato di respiro nazionale e addirittura globale. Si pensi, solo per fare un esempio, alle operazioni di trattamento finalizzate al recupero delle varie frazioni di rifiuto. Il gestore del servizio pubblico ha il compito di interfacciarsi con questi mercati: come vedremo in seguito, le attività che vengono concretamente svolte e la struttura del sistema istituzionale e di regolazione influenzano notevolmente il modo con cui il gestore deciderà di posizionarsi all'interno di questa catena del valore, con particolare riferimento alle forme di governo della filiera e all'integrazione verticale e orizzontale.

La dimensione del costo sociale è rappresentata invece dai *costi esterni*, ossia i costi che la collettività sopporta per la rinuncia a usi alternativi delle risorse. Questa dimensione si può stimare conoscendo il valore delle alternative sacrificate (Fontana e Massarutto, 1995). Nel caso dei grandi schemi di trasferimento idrico e della difesa del suolo, a questo costo deve essere aggiunto quello determinato dalle modificazioni introdotte nel paesaggio e dalle eventuali situazioni di rischio idraulico e statico. Nel caso della gestione dei rifiuti, si può considerare l'impatto in termini di danni al paesaggio o alla salute (Ascari e Fontana, 1998); o, più in generale, il costo di un modello "dissipativo" di utilizzo delle risorse materiali ed energetiche (Onida, 1999).

Il costo esterno emerge in particolare in tutti i casi in cui la risorsa ambientale è una risorsa scarsa, ossia nei casi in cui un utilizzo della risorsa preclude la possibilità di soddisfare altri usi alternativi (ovviamente nel caso in cui non vi sia una compensazione). La scarsità si può manifestare sia con riferimento a un conflitto fra utilizzi potenziali attuali, sia con riferimento al trasferimento di costi ambientali a carico delle generazioni future.

Nel caso dell'acqua assumono rilievo, a questo proposito, problemi quali la contaminazione o il sovrautilizzo degli acquiferi sotterranei, l'inquinamento e l'eutrofizzazione delle acque superficiali, le modificazioni permanenti del paesaggio e il rischio dovuti alla presenza di bacini artificiali e di regolazione delle portate, le alterazioni del regime di trasporto solido nei corsi d'acqua: tutti temi ben noti e studiati dalle diverse discipline scientifiche che si sono interessate di acqua (per una panoramica relativa all'Italia e all'UE si veda Euraqua 1995, 1996, 1997; UE-DgXI 1997; Ministero dell'Ambiente 1998; Irsa-CNR, 1999). Analogamente, per i rifiuti si può considerare l'uso dissipativo del suolo e la sua contaminazione, o anche, più in generale, la dissipazione di energia e materie prime connessa con la "civiltà dell'usa-e-getta" (Onida 1999).

Il costo sociale può essere in varie maniere *internalizzato*, ossia trasformato in un costo finanziario sostenuto dal sistema di gestione. Questo può avvenire sia attraverso meccanismi di compensazione a favore di chi viene danneggiato, sia trasformando il costo esterno in costo industriale: uno scarico non depurato o una discarica a cielo aperto, ad esempio, generano un costo esterno; lo stesso scarico, opportunamente trattato, e la stessa discarica gestita con adeguati standard tecnologici non generano più costi esterni, ma comportano in compenso la necessità di effettuare un'attività produttiva il cui costo concorre a formare il costo industriale.

Le alternative per finanziare il costo del servizio: meccanismi endogeni ed esogeni

Una volta definito il costo del servizio, si pone il problema di come finanziarlo.

Esso può essere sostenuto infatti dagli utenti, singolarmente o collettivamente.

Può essere in varie maniere sussidiato dalla spesa pubblica: consideriamo qui i sussidi nella forma più ampia possibile, comprendendovi, "tutti gli interventi del governo, attraverso pagamenti diretti e indiretti, regolazione amministrativa dei prezzi o misure protettive" (Oecd 1996); vi sono compresi dunque anche esenzioni fiscali, offerta di beni e servizi a prezzi inferiori a quelli di mercato, prezzi minimi garantiti per la produzione, sussidiazioni incrociate etc.

Il costo può essere infine scaricato in modo diffuso e mantenere così le caratteristiche di costo esterno.

Figura 6 - Meccanismi endogeni ed esogeni per il finanziamento del costo dei servizi

Meccanismi alternativi per il finanziamento	
<p>ENDOGENI</p>  <p>ESOGENI</p>	<ul style="list-style-type: none"> • dagli utenti del servizio <ul style="list-style-type: none"> ➔ su base individuale (costo marginale) ➔ su base collettiva ➔ effettuando delle compensazioni entro la comunità degli utenti di una stessa rete, in funzione dei criteri di tariffazione adottati ➔ a diversi livelli territoriali, attraverso contributi finanziati con tasse di scopo (ear-marking budgets) • dalla collettività attraverso <ul style="list-style-type: none"> ➔ schemi di sussidiazione incrociata: ➔ a carico degli utenti di altri servizi gestiti dal medesimo ente; ➔ a carico di altri utilizzatori dell'acqua che usano le stesse reti • la tassazione generale: <ul style="list-style-type: none"> ➔ sussidi diretti (contributi agli investimenti, ripiano dei deficit di gestione) ➔ sussidi indiretti (es. prestiti agevolati; utilizzo a prezzo ridotto di servizi e infrastrutture) • scaricato come costo esterno: <ul style="list-style-type: none"> ➔ in modo diffuso (esternalità intra-generazionali) ➔ scaricato sulle generazioni successive (esternalità inter-generazionali)

La fig. 6 esemplifica le principali tipologie.

All'interno di ciascuna di queste varianti, evidentemente, vi saranno numerose alternative. Nella realtà, si assisterà sempre a una qualche combinazione fra le diverse fonti di finanziamento.

Si deve parlare non tanto di tariffa, quindi, ma di manovra economico-finanziaria nel suo complesso, comprendendo l'insieme di flussi finanziari che, in una direzione o nell'altra, sono correlati con il modello di utilizzo delle risorse idriche. Il problema è ovviamente quello di stabilire se, a questo livello, le diverse componenti del flusso complessivo giocano fra loro in modo coordinato o se all'opposto si neutralizzano a vicenda; e se l'effetto netto finale sia coerente con l'obiettivo della sostenibilità o meno.

Non sempre è possibile identificare chiaramente il 100% dei costi. Ciò avviene ad esempio:

- perché i costi sono *congiunti* e indistinguibili da altri costi: la presenza di costi congiunti impedisce infatti di definire correttamente il costo marginale;
- perché sono *nascosti* e si riveleranno, ad esempio, in occasione di una crisi ambientale imprevedibile allo stato delle conoscenze attuali.
- perché hanno natura *contingente* e si riveleranno solo in concomitanza con specifici eventi futuri.

Nemmeno sarà sempre facile ricostruire con precisione i flussi di finanziamento, in particolare se si tiene conto della vita piuttosto lunga delle infrastrutture idriche - che in certi casi, come le reti di drenaggio e bonifica, può perfino essere di qualche secolo.

In linea di principio, un uso efficiente delle risorse richiederebbe quanto più possibile che il costo fosse finanziato ricorrendo di preferenza alle prime forme elencate, e preferibilmente adottando il principio del "full-cost pricing" - con riferimento alla prima dimensione - e il principio del "costo marginale" - con riferimento alla seconda. Ciascun utente dovrebbe cioè essere tenuto a pagare per il 100% dei costi ad esso imputabili.

Questa regola è suggerita con forza da tutte le principali istituzioni internazionali, dall'Oecd alla Banca Mondiale (Oecd 1987, 1999; World Bank 1993), e rappresenta uno dei pilastri della Direttiva Quadro sulle Acque, in corso di approvazione a Bruxelles (Ue-DgXI 1998), nonché delle direttive in materia di rifiuti (come la 91/156), dominate dal principio "inquinatore-pagatore": chi usa una risorsa naturale, è tenuto a pagarne per intero il costo, eliminando i sussidi diretti o indiretti.

Nei fatti, tuttavia, si tratta di una regola che vale solo in linea di principio, e che nessun paese adotta alla lettera.

In primo luogo, infatti, questo è dovuto all'importanza fondamentale delle risorse ambientali e alla loro caratteristica di "bene meritorio", per il quale storicamente si sono affermate modalità di allocazione diverse dal mercato.

Va ancora sottolineato che l'adozione letterale di un principio di *full-cost pricing* da parte dell'utente produrrebbe imponenti sperequazioni, sia fra le diverse categorie di utenti sia soprattutto fra le diverse aree territoriali, dal momento che il costo individuale può essere anche assai differenziato fra le diverse aree e fra le diverse categorie di utenza; e verrebbe a imporre oneri aggiuntivi su settori dell'economia che, per una ragione o per l'altra, sono stati considerati "meritevoli" di protezione da parte dell'intervento pubblico (si pensi soltanto agli usi irrigui). In tutti questi casi, l'introduzione letterale del principio "chi usa paga" non farebbe che trasferire il problema dell'ottenimento di questi *merit goods* ad un altro settore della politica pubblica. Se questo argomento è evidentemente di scarso peso per l'economista, contribuisce peraltro a spiegare la riluttanza da parte delle autorità responsabili ad adottare un principio più trasparente, in modo particolare nei casi in cui la bassa elasticità della domanda non consente di prevedere grandi guadagni di efficienza dall'adozione del principio del costo marginale.

In secondo luogo, l'atteggiamento da adottare è ben diverso nel caso in cui la rete infrastrutturale sia già in qualche modo completa e quello in cui essa sia da realizzare. Senza scomodare i grandi esempi delle opere idriche dell'antichità - che mobilitarono per secoli le energie di intere nazioni - è evidente che infrastrutture come quelle idriche rappresentano un impegno troppo gravoso perché il mercato se ne faccia spontaneamente carico senza la garanzia rappresentata da qualche "patto sociale" in qualche modo condiviso. Solo a titolo d'esempio: dopo l'approvazione della L.319/76, l'Italia ha iniziato a realizzare - praticamente da zero - l'intera rete di fognatura e depurazione, producendo uno sforzo finanziario valutabile, a costi di rimpiazzo, in 50-60.000 miliardi nello spazio di un quindicennio; per la piena attuazione della direttiva 91/271 si prevede di spenderne almeno altrettanti (Massarutto e Messori 1998).

In situazioni di questo tipo, è piuttosto fuorviante parlare di "costo pieno" se non si precisa il riferimento al breve e al lungo periodo. Si manifesta qui con estrema chiarezza il tipico conflitto fra le diverse dimensioni della sostenibilità (Correia et al., 1999). La sostenibilità ambientale richiederebbe di estendere le dimensioni e lo spessore tecnologico della rete, o al limite di sacrificare certi usi "insostenibili" delle risorse. La sostenibilità economica richiede che la generazione presente assicuri alle infrastrutture un volume di ammortamenti sufficiente a garantirne il rimpiazzo nel lungo periodo. Un'adozione indiscriminata del principio del "costo pieno" rischierebbe peraltro di scatenare una dinamica tariffaria dirompente, contravvenendo al "terzo asse" della sostenibilità.

Vi sono fondamentalmente due tipi di situazione in Europa, e richiedono pertanto due approcci piuttosto differenti.

Da un lato abbiamo i Paesi che hanno effettivamente una infrastruttura completa - realizzata fino ad ora attraverso la spesa pubblica, perché sia le infrastrutture inglesi che quelle tedesche sono state realizzate in fin dei conti attraverso la spesa pubblica - che si trovano nella fase attuale a dover sostenere il costo del *mantenimento e adattamento* di questa infrastruttura (e quindi il suo ammortamento e rinnovo).

Dall'altro lato, abbiamo Paesi come la Grecia - ma ci rientrano anche l'Italia meridionale, la Spagna, il Portogallo, la stessa Germania Orientale - dove, invece, ci troviamo in una politica di tipo più tradizionale, le infrastrutture devono essere costruite o quanto meno completate o rinnovate, ci sono ancora massicci investimenti pubblici, che provengono anche da fondi strutturali europei, il prezzo dell'acqua per l'utente finale è così basso da rendere di fatto improponibile un'attuazione nel breve periodo del *full cost pricing*.

A causa di questi problemi, si può dire che in nessun Paese il principio del "costo pieno" venga applicato alla lettera, ma solo in modo parziale. Se nella gran maggioranza dei casi assistiamo a molteplici forme di sussidiazione, più o meno dirette, il problema che si pone non è tanto quello di abbandonarle in favore dell'adozione generalizzata e letterale del principio del *full cost pricing* individuale, quanto piuttosto quello di adottare forme di sussidiazione - o più in generale di *cost-sharing* - che siano trasparenti, non distorsive, e che abbiano effetti "virtuosi" nei confronti della politica ambientale.

Accanto a sussidi che hanno effetto negativo sull'ambiente - perché stimolano un uso eccessivo delle risorse idriche - o su altri utilizzatori - in quanto alterano artificialmente i meccanismi con cui si genera la disponibilità a pagare - vi sono situazioni in cui uno schema di sussidiazione o di compensazione può generare, al contrario, effetti complessivamente positivi (situazioni *win-win*). Questo tipo di esito è tanto più frequente quanto meno l'interazione fra utilizzatori e ambiente - o fra utilizzatori *tout-court* - si fonda su meccanismi di tipo tradizionale - impositivo, *top-down* - e quanto più invece essa si fonda su elementi di

tipo partecipativo, cooperativo e volontario (Amadei et al. 1998; Dente 1995).

In tutti i paesi, pertanto, il problema che si pone è come sostituire gradualmente le ultime forme di finanziamento dei costi (a carico delle generazioni future, a carico della collettività, a carico della tassazione generale) introducendo forme di compensazione adeguate a indirizzare il sistema verso obiettivi coerenti con la politica ambientale nel settore e a temperare gli effetti distributivi dell'adozione del principio di contribuzione individuale (Barraqué, 1998; Correia, 1997).

E, nello stesso tempo, si tratta di individuare forme di compensazione e di sussidiazione che gravino il meno possibile sulla finanza pubblica generale, e siano in grado di mobilitare capitali privati attorno alle iniziative (World Bank 1997; Lee et al. 1997). Il riferimento è all'ampia gamma di formule di *partnership* fra settore pubblico e privato, che vanno dalla concessione di gestione alle società ad economia mista, passando per operazioni più individuate come il *project financing* e il *build-operate-transfer* (BOT). La privatizzazione dei servizi è spesso considerata soprattutto come pre-condizione per favorire l'accesso al mercato privato dei capitali. Le tariffe devono essere, a questo proposito, coerenti con le aspettative di remunerazione da parte degli investitori.

Questo significa in particolare che è necessario accompagnare i progetti di nuove infrastrutture con programmi finanziari in grado di assicurare un flusso di entrate sufficientemente certo nell'esistenza (ad esempio attraverso la costituzione di strutture societarie che coinvolgono il promotore e il finanziatore dell'iniziativa) e sufficientemente prevedibile nelle dimensioni (attraverso una congrua politica tariffaria e/o l'individuazione di fonti di diversa provenienza); e che l'economia del progetto sul quale si intende promuovere la partecipazione privata sia sufficientemente individuata in modo autonomo dal complesso del servizio. I trasferimenti pubblici di tipo tradizionale, da questo punto di vista, sono poco indicati proprio in quanto difficilmente lasciano prevedere in anticipo le dimensioni e prima ancora la disponibilità e la tempestività dei finanziamenti.

In buona sostanza, come si mostra nel box 1, la strategia da seguire consiste nell'abbandonare schemi di sussidiazione generici, non finalizzati a precisi obiettivi - a favore di sussidi che agiscano in modo mirato e selettivo, prevenendone o neutralizzandone i possibili effetti perversi.

Va comunque rilevato che, per quanto sia chiara la tendenza all'abbandono, o quanto meno alla riduzione, delle forme di sussidiazione "esogene", queste continuano comunque a giocare un ruolo piuttosto importante, particolarmente nei Paesi che si trovano ancora in una fase espansiva del ciclo delle infrastrutture idriche (Barraqué 1998; Correia 1997). Nei Paesi dell'Europa Mediterranea, ad esempio, questo accade sia utilizzando i bilanci pubblici nazionali sia, laddove disponibili, i finanziamenti dei Fondi Strutturali europei. Paesi come Portogallo, Spagna e Grecia hanno largamente beneficiato di questi finanziamenti, affidandosi largamente a formule come la delegazione di gestione e il *project financing* per definire le quote di cofinanziamento nazionale.

Box 1 - E' possibile combinare sussidi e sostenibilità? Tre possibili alternative

In linea di principio, ci sono tre possibili strade che permettono di condividere il costo dell'uso di una risorsa ambientale con altri utilizzatori, in alternativa al trasferimento a carico del bilancio pubblico e alle diverse forme di sussidiazione incrociata.

La prima strada è quella dell'integrazione territoriale, praticata ad esempio, su vasta scala, in Gran Bretagna. Riunendo una comunità di utilizzatori via via più ampia all'interno di una medesima struttura di offerta - e di tariffazione - si permette una compensazione fra le aree "deboli" - dove i costi marginali di fornitura sono più alti - con le aree "forti". Quanto più è grande la dimensione dell'area servita e gravitante su una medesima tariffa, infatti, tanto più sfumata si fa dal punto di vista distributivo la differenza rispetto a un meccanismo di tipo fiscale, fermo restando tuttavia il rapporto "contrattuale" fra gestore e utente e dunque la certezza dei flussi finanziari.

La seconda strada è quella della costituzione di meccanismi di compensazione che, pur rimanendo "interni" al settore idrico, rappresentano tuttavia un canale di finanziamento parallelo e indipendente - di solito integrativo - rispetto a quello tariffario. Un esempio assai noto è quello delle *Agences de l'Eau* francesi, che operano a livello dei sei bacini idrografici e fungono in sostanza da "banca dell'acqua", prelevando risorse dagli utilizzatori delle risorse idriche (sotto forma di canoni e "tasse ambientali") e redistribuendoli all'interno del medesimo bacino per finanziare i programmi di investimento degli enti locali. Il sistema funziona in pratica come un meccanismo che drena risorse dalle aree che effettuano meno investimenti - o non si adeguano agli obiettivi di pianificazione territoriale e ambientale - a vantaggio di quelle che per prime promuovono la realizzazione di interventi in linea con gli obiettivi di pianificazione idrica.

Attraverso questo circuito, transita circa 1/3 della spesa complessiva del settore. L'esperienza francese mostra come uno

dei fattori critici per il successo di questi schemi stanno proprio nell'abbandono di una logica "erogatoria" di tipo tradizionale e nell'adozione di modelli di tipo contrattuale, nei quali alla precisa individuazione degli aspetti che vengono remunerati (nel caso delle *Agénces de l'Eau*, ad esempio, la quantità di inquinamento abbattuto) corrisponde una precisa identificazione delle dimensioni e dei tempi di pagamento.

Un meccanismo per molti versi analogo a quello delle *Agénces de l'Eau* si è affermato in numerosi paesi europei per la gestione di alcune frazioni di rifiuto, come gli imballaggi (Bucllet e Godard, 1999). Con modalità diverse fra paese e paese, questi circuiti sono accomunati dal fatto che un sistema di tassazione ambientale – in questo caso gravante sui produttori di certe categorie di beni – serve a finanziare le operazioni di raccolta differenziata e riciclaggio. La peculiarità consiste nel fatto che gli organismi che gestiscono la riscossione dei contributi e l'erogazione dei finanziamenti sono soggetti privati, di norma consorzi fra i produttori dei medesimi beni.

La terza strada consiste nel considerare certe infrastrutture come pertinenti alla sfera della "gestione della risorsa", distinguendola quindi sul piano finanziario della gestione del servizio. Nel caso dell'acqua, ad esempio, i "grandi sistemi" cederebbero l'acqua alle reti locali a un prezzo "politico" (come avviene, ad esempio, in Spagna, dove i corrispondenti deficit degli enti che sovrintendono alla gestione della risorsa – le *Confederaciones Hidrográficas* – sono in seguito ripianati dallo Stato); oppure potrebbero essere gestiti da soggetti indipendenti e beneficiando di contributi pubblici, per poi cedere l'acqua sulla base di un principio di pareggio di bilancio (questo è il caso, ad esempio, del grande schema idrico del lago di Costanza, in Germania, che è stato realizzato, in parte, attraverso il contributo federale e del Land Baden-Württemberg). Un criterio simile potrebbe essere seguito anche per i grandi programmi straordinari di risanamento, o per la realizzazione di grandi impianti di smaltimento rifiuti "di bacino", attraverso la costituzione di consorzi e società ad-hoc (ancora dalla Germania ci viene l'esempio dell'IBA-Emscher Park, l'istituzione che sovrintende all'impegnativo programma di rinaturalizzazione dell'Emscher, nel bacino della Ruhr). Per le infrastrutture "locali", a questo punto, diviene possibile trovare modelli di finanziamento che si basano interamente sulle tariffe.

Anche in altre aree – come la ex-DDR – appare evidente come il principio "utilizzatore-pagatore" non è conciliabile con la necessità di realizzare nuove infrastrutture di base – o, in questo caso, ristrutturare radicalmente quelle esistenti – se non a prezzo di un incremento delle tariffe socialmente insostenibile.

In Gran Bretagna, è vero che l'intera industria idrica è stata privatizzata nel 1989, e che da quel momento in poi l'onere degli investimenti nel settore è stato totalmente trasferito sugli utenti (seppure riuniti in sistemi di gestione così grandi da temperare notevolmente l'impatto distributivo); ma all'atto della privatizzazione, il governo inglese ha azzerato il pesante debito fino a quel momento accumulato dalle *Water Authority*, al fine di non compromettere l'esito della vendita delle azioni. Così, di fatto, il costo degli investimenti realizzati nel quindicennio precedente, teoricamente accollati alle *Water Authority* medesime, è stato in pratica riscalizzato. Zabel (in Correia, 1999) avanza più di qualche dubbio circa la reale capacità dell'attuale meccanismo di farsi carico per intero del costo del servizio: si stima invece che il ritardo del rinnovo delle infrastrutture e degli ammortamenti rappresenti tuttora una traslazione piuttosto significativa del costo attuale sulle generazioni future.

Nei Paesi dell'Europa settentrionale, è diffusamente praticato un principio di sussidiazione incrociata, attraverso la gestione congiunta delle reti di servizio municipale. Siano queste gestite attraverso formule congiunte come quella dell'azienda comunale multiservizio (il modello della *Stadtwerke* tedesca, non troppo dissimile da quello della nostra azienda pubblica locale) o meno, di fatto il comune tende a ragionare in una logica di integrazione finanziaria fra tutti i servizi di cui è responsabile. A differenza di quanto accade in Italia, il Comune è generalmente responsabile del costo al 100% e ha il dovere di finanziarlo attraverso il proprio bilancio, nel quale confluiscono le varie forme di imposizione locale, tasse di scopo e tariffe dei servizi.

In Olanda, i servizi di acquedotto sono affidati a 37 compagnie pubbliche, che trovano un momento di unificazione gestionale a livello nazionale nella holding pubblica VEWIN; vale anche qui un principio di corrispondenza dei costi ai ricavi, e non vi sono in genere contributi pubblici. La fognatura e la depurazione, invece, sono gestite dalle *Waterschappen* – enti a natura associativa, analoghi per molti versi ai nostri consorzi di bonifica – assieme alle attività di drenaggio del terreno, controllo delle piene e bonifica. In questo caso vi sono dei contributi assimilabili a un canone di inquinamento, il cui ammontare dovrebbe teoricamente coprire i costi, ma non è ben chiaro se vi siano flussi di sussidiazione con gli altri servizi, e che direzione essi assumano.

Nei Paesi in via di sviluppo – nei quali l'apporto di capitali privati e dei prestiti delle istituzioni finanziarie internazionali è ancora più insostituibile – questo tipo di modelli è promosso apertamente in particolare dalla World Bank, sottolineando in particolare che attraverso meccanismi come il BOT è possibile trovare, anche se non ovunque, punti di incontro fra le esigenze minime di ritorno sugli

investimenti che i capitali privati attendono per intervenire in paesi a rischio di insolvenza e quello che i governi di questi paesi ritengono essere un livello di profitto equo e accettabile. Numerose esperienze internazionali dimostrano questo assunto (Berkoff 1994; Rivera 1996; Idelovitch e Ringskog, 1995; 1997); che potrebbe risultare *a fortiori* valido per le aree marginali d'Europa (fra le quali il nostro Mezzogiorno), dove fra l'altro il rischio per gli investitori privati può essere considerato inferiore.

Una situazione simile, per certi versi ancora più accentuata, si riscontra negli altri servizi idrici rivolti all'industria e soprattutto all'agricoltura. Anche in questi casi, si riscontrano pressoché ovunque diffuse pratiche di sussidiazione, sia dirette che indirette.

Nel settore agricolo, questi sussidi prendono soprattutto la forma di:

- contributo pubblico – che può arrivare anche al 100% - agli investimenti nelle reti irrigue e di bonifica, erogato sotto forma diretta, ma anche di prestiti agevolati
- offerta di servizi idrici – in particolare cessione di acqua all'ingrosso dai grandi sistemi di adduzione – a prezzi inferiori ai costi, con conseguente copertura dei deficit a carico del bilancio pubblico
- esenzioni fiscali
- garanzia di prezzo minimo per i prodotti agricoli e altri incentivi all'agricoltura intensiva

Pratiche di questo tipo sono ampiamente documentate, in varie forme e modalità, in tutti i Paesi Ocse; è difficile valutare in che misura essi pesino nell'economia complessiva dell'irrigazione.

Negli Usa, un rapporto del General Accounting Office ha mostrato nel 1996 che su 133 progetti esaminati, 41 avevano potuto beneficiare di un contributo pari al 70% o più del costo dell'acqua, 15 di un contributo variabile fra 50 e 70%, 38 compreso fra 10 e 50% e 39 inferiore al 10%.

In Spagna, le *Confederaciones Hidrográficas* teoricamente dovrebbero operare sulla base di un pareggio di bilancio, ma in realtà i canoni riscossi non riescono neppure a coprire i costi operativi (Vergés, 1999). Barraqué (1995) ritiene che almeno il 40% del costo totale dell'acqua fornita dai "grandi sistemi" sia sovvenzionato dallo Stato. Gli enti irrigui, a loro volta, godono di notevoli sussidiazioni. Del Moral (1999) e Vergés (1999) stimano che il prezzo dell'acqua irrigua riesca a coprire a malapena il 10% del costo complessivo.

Alcuni Paesi, come la Germania, l'Australia e la Nuova Zelanda, hanno lanciato negli ultimi anni programmi diretti ad eliminare o a ridurre l'importanza dei sussidi all'irrigazione. Ne sono risultate in generale cospicue riduzioni della domanda irrigua e una decisa spinta all'abbandono delle coltivazioni nelle zone più aride.

Oltre all'uso intensivo dell'acqua per l'irrigazione, il settore agricolo è rilevante per le politiche idriche per via dell'inquinamento delle falde sotterranee provocato dall'agricoltura intensiva e per l'impatto che il drenaggio del terreno ha sulla portata dei corpi idrici. Ebbene, anche in questi casi si può osservare come il sistema di incentivi – soprattutto la politica dei prezzi, ma non solo – ha fino ad ora favorito un sovrasfruttamento delle risorse e del suolo.

In generale, si può ritenere che gli effetti delle politiche miranti allo sviluppo della produzione agricola sono in molti casi tali da controbilanciare – quando non a vanificare completamente – gli incentivi offerti dalle politiche ambientali. L'Agenda 2000 dell'UE, in modo analogo a quanto sta avvenendo in altri Paesi occidentali, ha introdotto nell'agenda politica il tema del riequilibrio di questo sistema di incentivi, reindirizzati in modo coerente e senza ambiguità verso un utilizzo sostenibile delle risorse naturali e di quelle idriche in particolare. Nonostante i passi compiuti, tuttavia, la strada sembra ancora lunga.

Nel settore industriale, prevale in tutti i Paesi dal clima temperato un meccanismo basato sull'autoapprovvigionamento attraverso pozzi o derivazioni superficiali. Dove questa modalità di uso dell'acqua non è possibile si sono sviluppati sistemi di approvvigionamento collettivo. Nel settore della depurazione, simili soluzioni si riscontrano con maggiore frequenza, pur essendovi ancora ovunque frazioni rilevanti di imprese, specie di grandi dimensioni, che si servono di propri impianti per poi scaricare direttamente.

I costi dei sistemi collettivi sono stati spesso finanziati o co-finanziati dal settore pubblico. Questo è avvenuto nel caso dell'approvvigionamento in misura minore che per l'irrigazione; ben più sostanziosi sono stati i sussidi offerti, in varie forme, nel settore della depurazione. Anche qui, gli strumenti più frequentemente utilizzati sono rappresentati dai contributi pubblici agli investimenti privati, ma soprattutto dalla gestione dei servizi in forma consortile, con la partecipazione di vari livelli di amministrazione pubblica e spesso cessione di servizi a prezzi inferiori ai costi.

Il contributo pubblico ha spesso interessato anche impianti realizzati direttamente dalle imprese, per lo

meno in forma indiretta. In Italia, ad esempio, gli investimenti in sistemi di abbattimento hanno potuto largamente beneficiare di esenzioni fiscali, prestiti agevolati e talvolta anche di contributi diretti.

Il caso dei rifiuti è in parte diverso. Qui non è tanto l'entità del costo e dell'investimento a rilevare, né la durata delle infrastrutture. Lo stesso vincolo di territorialità è molto meno pressante che nel caso dell'acqua, e se viene imposto per certe fasi come lo smaltimento è più per problemi di consenso e di ordine pubblico che per ragioni tecnologiche. La più scarsa tradizione in tema di controllo pubblico sulla risorsa ambientale ha portato semmai all'affermarsi di diffuse sacche di rendita nelle fasi di maggiore strozzatura dell'offerta – ad esempio a vantaggio dei possessori di discariche.

La ragione della presenza di meccanismi di sussidiatura pubblica e di non completa adozione del full-cost pricing ortodosso risiede piuttosto nella convinzione che scaricare il costo pieno sul produttore di rifiuti, specie attraverso un meccanismo di costo marginale individuale, possa incentivare pratiche scorrette o sfavorire le formule di smaltimento più dispendiose, ma più efficaci. In altre parole, è la non completa internalizzazione dei costi sociali a garantire alle formule di gestione tradizionali un vantaggio competitivo.

In effetti, l'esperienza europea ci mostra livelli di copertura dei costi abbastanza elevati se non totali (Buclet e Godard, 1999); tuttavia questo avviene per lo più attraverso meccanismi fiscali o parafiscali (tasse di scopo, contributi di riciclaggio etc). Negli ultimi tempi, tuttavia, si vanno diffondendo meccanismi di tariffazione che contengono qualche elemento di costo marginale, con lo scopo dichiarato di utilizzarli come strumenti di politica ambientale (cfr. oltre).

Aspetti microeconomici: incidenza ed efficienza allocativa delle tariffe

Le alternative per ripartire il costo fra gli utenti

Una volta definita la *struttura finanziaria* dell'economia del servizio – ossia l'identificazione dei flussi economici che intervengono fra i diversi elementi del sistema e il peso relativo che la tariffa assume nel complesso delle fonti di finanziamento – occorre definire la *struttura della tariffa*, vale a dire il modo con cui il peso complessivo degli introiti tariffari si ripartisce fra gli utenti della medesima rete.

Come si è detto nel par. precedente, la regola “ortodossa” sarebbe quella di stabilire un criterio di tariffazione al costo marginale. Data la struttura dei costi del settore, questo dovrebbe in genere comportare l'adozione di uno schema di tariffazione volumetrica a blocchi decrescenti, dal momento che il costo unitario di fornitura diminuisce in genere all'aumentare della quantità venduta (Oecd 1987).

Vi sono tuttavia anche qui numerose ragioni che suggeriscono di discostarsi da questa regola.

In primo luogo, va considerato il fatto che buona parte del costo industriale è un costo fisso legato alla realizzazione e al funzionamento dell'infrastruttura di rete; fino a quando non si manifestano fenomeni di saturazione e di conflitto fra gli utenti della medesima rete, può essere opportuno adottare principi di contribuzione diversi da quello individuale (ad esempio una ripartizione dei costi fissi basata su criteri di tipo equitativo o progressivo). Questo in particolare tenuto conto della natura di *sunk cost* di certi elementi del servizio (si pensi alle reti fisiche, ma anche agli investimenti in conoscenza del territorio) e della necessità di garantire un utilizzo adeguato della capacità disponibile⁸.

In secondo luogo, uno schema a blocchi decrescenti sarebbe in palese contrasto con l'obiettivo di garantire la sostenibilità dell'uso della risorsa. In altre parole, il principio del costo marginale corrisponde alla struttura dei costi del settore solo per quanto riguarda i costi industriali, e non quelli sociali. Una tariffazione a blocchi *crescenti*, anziché decrescenti, appare sotto questo profilo più adatta a incentivare comportamenti consapevoli da parte dell'utenza

⁸ Va d'altra parte sottolineato che criteri di imputazione diversi dal consumo sono in genere poco trasparenti e creano complicazioni amministrative.

Figura 7 - Criteri per ripartire il carico tariffario fra gli utenti di una rete idrica

Meccanismi alternativi per la ripartizione del carico tariffario	
<p>VARIABILE</p>  <p>FISSO</p>	<ul style="list-style-type: none"> • tariffazione volumetrica <ul style="list-style-type: none"> ➔ uniforme ➔ a blocchi crescenti ➔ a blocchi decrescenti • formule miste <ul style="list-style-type: none"> ➔ tariffazione binomia, con una parte fissa, o uniforme (costo di connessione), e una variabile con i consumi; ➔ tariffazione trinomia ➔ tariffazione articolata in funzione dell'andamento temporale (giornaliero o stagionale) o ad altri criteri (es. in funzione del possesso di determinate infrastrutture) • la tariffazione uniforme <ul style="list-style-type: none"> ➔ su base individuale ➔ in base a parametri di tipo forfettario, correlati o meno con il consumo di acqua <ul style="list-style-type: none"> ⇒ indicatori di capacità contributiva (es. superficie delle abitazioni); ⇒ consumi di altri beni e servizi (es. il consumo di elettricità o di gas);

Fonte: adatt. da Oecd 1987

Un uso della leva tariffaria come strumento di *management* della domanda potrebbe suggerire, inoltre, formule come il *peak-load pricing*, sia orario che stagionale, per favorire un utilizzo della rete più uniforme nel tempo; o, nel caso dei rifiuti, di tariffazione differenziata in funzione delle modalità di conferimento (differenziato o indifferenziato).

Box 4 - La struttura delle tariffe dell'acqua e dei rifiuti in Europa

Se la collettività degli utilizzatori dell'acqua è sempre più tenuta a pagarne per intero il costo, questo non viene necessariamente ripartito adottando rigidamente il principio del costo marginale individuale.

In tutte le realtà, si assiste a un uso, più o meno spinto, di formule "a costo variabile" – sempre peraltro di tipo binomio o trinomio – la cui finalità è in genere quasi sempre quella di utilizzare la tariffa come strumento per gestire la domanda e ottimizzare l'uso della rete, piuttosto che come misura per assicurare un'allocazione efficiente del costo fra gli utenti (Ecologic 1997, 1998).

La Gran Bretagna, ad esempio, adotta nella maggioranza dei casi un criterio di tipo uniforme, stabilito in proporzione delle proprietà immobiliari (in modo analogo a quanto è avvenuto finora in Italia per la "tassa rifiuti"). Dal momento che le unità territoriali di erogazione del servizio sono assai grandi (paragonabili con quelle di una nostra regione), si viene delineando un meccanismo di tipo "parafiscale", nel quale tuttavia il gestore ha una sorta di "delega alla riscossione".

Principi analoghi vengono utilizzati in molti altri paesi nordici, come la Danimarca.

Nella maggior parte degli altri paesi, si adottano criteri di tipo binomio per l'erogazione di acqua potabile. La tariffa comprende una quota fissa e una componente variabile in funzione dei consumi. Questa quota risulta generalmente piuttosto importante (almeno 60-70%). La quota fissa comprende altre voci che sono ad essa analoghe, come gli oneri di connessione iniziale e il pagamento di un volume minimo impegnato. La quota variabile comprende di solito una fascia agevolata, e scaglioni successivi.

La tariffazione della depurazione e della fognatura è invece affidata in genere a tasse di scopo, talvolta correlate, talvolta no, rispetto ai consumi di acqua. In pratica, un principio di costo marginale in questo caso presuppone l'analisi della qualità delle acque scaricate. Ciò è possibile o sensato solo nel caso degli scarichi industriali di maggiori dimensioni. In molti Paesi, gli scarichi industriali in fognatura pagano una tariffa proporzionale alla quantità e alla qualità dei reflui, anche se in genere vengono individuati solo alcuni indicatori di qualità più tradizionali, come il contenuto di COD e di solidi sospesi. Per gli usi civili e in generale per gli scarichi nelle fognature pubbliche si adottano invece criteri di ripartizione del costo basati su indicatori presuntivi. Questi sono a volte rappresentati dai volumi di acqua consumati, a volte da misurazioni forfettarie legate alla superficie immobiliare, al numero di residenti o di addetti, al tipo di attività svolta. In alcuni paesi, fra cui l'Italia, l'integrazione verticale che sta interessando i due servizi porta a definire anche per la fognatura la medesima struttura tariffaria valida per l'acquedotto.

In alcune città spagnole, come Barcellona, il consumo di acqua viene utilizzato anche per parametrare le tariffe di altri servizi, come lo smaltimento dei rifiuti. Data la forte progressività delle tariffe idriche rispetto ai consumi, ne risulta un effetto ingigantito in termini di riduzione dei consumi di acqua.

Nel caso dei rifiuti, la soluzione più tipica e tradizionale è quella secondo cui i servizi sono pagati dai Comuni attingendo direttamente al proprio bilancio, che si alimenta a seconda dei casi con diverse combinazioni di tasse di scopo – come la nostra “tassa-rifiuti”, dei trasferimenti centrali o di tasse locali generali, come la nostra ICI. Il costo del servizio dipende dalle diverse fasi e dal tipo di organizzazione. Ad esempio, se lo smaltimento è effettuato da terzi, il suo costo è in genere proporzionale alle quantità. Il modo con cui questo costo viene distribuito fra i cittadini-utenti solo raramente segue questo tipo di principio, e quasi mai alla lettera.

La “tassa-rifiuti” è presente più o meno in tutti i paesi, anche se con denominazioni e criteri di imputazione diversi. Solo la Gran Bretagna non conosce questo tipo di imposizione e considera la gestione dei rifiuti alla stregua di tutte le altre attività generali svolte dagli enti locali.

Il livello di copertura è abbastanza variabile, anche se generalmente piuttosto elevato. La natura fiscale della tassa rende comunque spesso solo teorica la distinzione con altre forme di finanziamento. Quasi ovunque la tassa è parametrata a indicatori di tipo forfettario.

Molte città dell’Europa centro-settentrionale stanno sperimentando soluzioni basate sul principio del costo individuale, attraverso una serie di meccanismi e stratagemmi come il nolo dei contenitori da parte dei cittadini e l’acquisto del diritto a esporli sulla strada un certo numero di volte per settimana; oppure si ricorre alla vendita di sacchetti appositi nei quali conferire obbligatoriamente i rifiuti, e nel prezzo dei quali viene compreso anche una quota proporzionale allo smaltimento di quanto contengono. In altri casi ancora, è stato escogitato il sistema degli *stickers*: etichette adesive che gli utenti acquistano e appongono ai contenitori dei rifiuti, per testimoniare di aver pagato il prezzo del servizio.

In altri casi, sono stati adottati sistemi che differenziano il costo del servizio in funzione della disponibilità ad aderire a programmi di raccolta differenziata. Una simile idea sta, ad esempio, dietro la proposta di concedere una riduzione della tassa rifiuti agli utenti che spontaneamente portino alle *dechetterie* appositamente attrezzate certe categorie di rifiuto.

L’introduzione della tariffa al posto della tassa-rifiuti, prevista in Italia dal Dlgs 22/97 - anche se la sua attuazione è stata più volte rinviata – ha favorito anche nel nostro Paese una certa diffusione di schemi tariffari basati sui volumi conferiti e/o sulle tipologie di servizio.

Simili meccanismi, come si vede, vanno nella direzione di trasformare il contributo finanziario di ciascun utente in qualcosa che sia correlato con la quantità di servizio effettivamente acquistata e sui costi che egli impone al sistema. Soluzioni ibride sono evidentemente possibili: la tariffa potrebbe ad esempio essere suddivisa in una parte fissa, pagata da tutti i cittadini e corrispondente grosso modo a un livello standard di servizio; mentre un’altra parte del costo potrebbe essere invece coperta con il ricorso a qualcuno dei metodi sopraccitati.

Si ricorda inoltre che per una fetta crescente di rifiuti il meccanismo di finanziamento è diverso e si basa su criteri di tipo volumetrico, anche se questo avviene in forma indiretta. Il riferimento è soprattutto ai rifiuti gestiti attraverso i circuiti paralleli basati sulla responsabilizzazione del produttore (imballaggi, batterie, oli usati etc): il costo del recupero è in pratica caricato sul costo del prodotto finale.

Queste considerazioni ovviamente sono valide a patto che la domanda dimostri un’effettiva sensibilità al prezzo.

Sebbene questo giudizio non sia ancora supportato da una definitiva conferma econometrica, notevoli potenzialità sembrano sussistere nel caso dei rifiuti. Le esperienze di *volume-pricing* in corso un po’ ovunque sembrano testimoniare una sensibile riduzione dei quantitativi conferiti, se non altro di quelli conferiti in forma indifferenziata (Enea-Nomisma 1999; Enea, 1998) qui l’elemento prezzo è in grado di incidere soprattutto se accompagnato dall’adeguato sviluppo dei servizi di raccolta differenziata. Secondo alcuni, l’effetto del prezzo non sarebbe tanto quello di razionare la domanda, ma di comunicare al consumatore un segnale di “riprovevolezza” di certi comportamenti (Ascari, 1995). A loro volta, le politiche di responsabilizzazione dei produttori possono incentivare la riduzione alla fonte (es. immissione sul mercato di imballaggi più leggeri e/o eliminazione dell’imballaggio a perdere in certe fasi della catena del valore). L’evidenza empirica peraltro sembrerebbe suggerire che le filiere degli imballaggi, almeno in Europa, hanno concentrato i propri sforzi sul recupero piuttosto che sulla riduzione (Buclet e Godard, 1999).

Va altresì considerata l’importanza delle modalità di pagamento e della tipologia di strumento economico utilizzato per l’internalizzazione. Ad esempio, Palmer e Walls (1999) dimostrano che una riduzione del 10% del volume di rifiuti urbani potrebbe essere conseguita con un incremento di 45 \$/t dei depositi cauzionali; con una tassa ordinaria, l’aumento dovrebbe essere più che doppio.

Nel caso dell’acqua, le stime empiriche disponibili confortano, anche se solo parzialmente, l’ipotesi di una certa elasticità, per lo meno al di sopra di un certo livello (Oecd 1987, 1999; Fontana e Massarutto 1994).

Occorre considerare che le opzioni a disposizione del consumatore per ridurre la domanda di acqua sono

generalmente limitate per gli usi domestici - con l'esclusione di usi particolari, non troppo frequenti in Italia, quali le piscine private e l'innaffiamento dei giardini. In sostanza, il consumatore individuale, oltre a cercare di modificare alcune abitudini "dispendiose" (come quella di lasciare i rubinetti aperti o fare il bagno) può cercare di limitare le perdite interne; può dotarsi di attrezzature che limitano il consumo di acqua (rubinetti, sciacquoni delle *toilette*); e può utilizzare inoltre elettrodomestici a ridotto consumo di acqua. In tutti i casi, si tratta di opzioni affidate a scelte di investimento di medio-lungo termine, poco sensibili quindi a variazioni incrementali delle tariffe.

Va ancora ricordato che, soprattutto nel caso degli elettrodomestici, la riduzione dei consumi specifici viene storicamente influenzata più da considerazioni legate al risparmio energetico che a quello di acqua (Kraemer 1995); e sono ottenibili più facilmente agendo in modo diretto presso i produttori (asse 1 della fig. 3) oppure utilizzando meccanismi come i sussidi alla rottamazione.

Si deve infine osservare che, data la dinamica non particolarmente accentuata, le ricerche si sono effettuate utilizzando campionamenti *cross-section*, la cui significatività è piuttosto limitata soprattutto in Italia (dove le alte tariffe corrispondono generalmente alle aree "più difficili", come il Mezzogiorno, dove fra l'altro consumi inferiori alla media possono essere dovuti spesso a restrizioni nell'erogazione piuttosto che a consapevole comportamento degli utenti).

Più interessanti sono i risultati di esperienze specifiche condotte in alcune realtà europee, dove la tariffa è stata strutturata espressamente con l'obiettivo di penalizzare i consumi eccessivi. Strutture fortemente progressive oltre un certo livello "medio" (es. a Barcellona, a Zurigo o nelle Fiandre) o analogamente strutture a contatore offerte in alternativa alla tariffa "flat rate" (UK) hanno permesso di contenere i consumi anche del 30-40%, con effetti significativi anche nel livellamento dei picchi (Oecd, 1999).

In Italia, la ricerca applicata in questo settore si trova ancora agli inizi. In passato - anche in virtù dei livelli di prezzo piuttosto bassi - non si sono generalmente riscontrate relazioni significative fra prezzo e quantità domandata (Massarutto 1993). Studi più recenti, tuttavia, mostrano qualche interessante risultato. Ascari, utilizzando un'analisi *cross-section* su un campione di città, stima un valore dell'elasticità basso (0-0,3) ma significativi. Anche il recente lavoro di Critelli (1998) mostra abbastanza chiaramente una correlazione fra prezzi e quantità nel caso in cui la tariffazione adotti uno schema binomio "quasi puro" (nel quale cioè la quantità minima impegnata è abbastanza piccola); viceversa, la correlazione è molto più debole nel caso in cui la quantità minima impegnata è maggiore. Il valore stimato è -0,24.

Questi valori sono fondamentalmente comparabili con le stime internazionali fornite dall'Oecd. Queste mostrano non solo che una certa elasticità al prezzo esiste (circa il 2-3% di riduzione attesa nei consumi per ogni 10% reale di incremento tariffario); ma che effetti ben più rilevanti possono essere ottenuti modificando la struttura delle tariffe in senso progressivo, o adottando meccanismi di *peak-load pricing*.

Considerazioni di questo tipo permettono quindi di concludere che esistono anche nel nostro Paese alcune potenzialità di gestire la domanda attraverso la politica tariffaria; queste potenzialità, per essere sfruttate, richiedono tuttavia l'impiego di strutture tariffarie nelle quali almeno una parte significativa sia variabile in funzione dei consumi effettivi.

Si deve in ogni caso considerare che la misurazione del costo marginale individuale presuppone l'acquisizione di una notevole quantità di informazioni, il cui costo cresce in modo esponenziale. Questa spesa non è necessariamente giustificata dai benefici in termini di maggiore efficienza nei profili di consumo di acqua, nonostante gli inequivocabili effetti positivi dell'introduzione di sistemi di misurazione e tariffazione volumetrica.

Per misurare i consumi individuali, ad esempio, è necessario dotare ogni unità di consumo di contatori; se poi si intendesse andare oltre - ad es. conoscere i profili temporali del consumo al fine di differenziare il costo marginale in base all'impiego nelle ore di punta - occorrerebbero misurazioni più sofisticate. Ovviamente ciò è tecnicamente possibile, ma richiede costi di investimento e gestione piuttosto elevati, che vanno confrontati con i benefici ottenibili in termini di maggiore efficienza. Anche nel caso dei rifiuti è teoricamente possibile misurare i quantitativi conferiti da ciascuno, ad esempio attraverso sistemi a pesa basati su badge magnetici. Nella maggior parte dei casi, questi meccanismi si rivelano troppo onerosi e si preferisce ricorrere a misure più grossolane, o addirittura imputazioni forfettarie basate su *proxy*. Quanto più il criterio effettivo si discosta dal costo marginale, tanto più l'incentivo offerto può risultare distorto. Se ad esempio si utilizzano - come a volte è stato ipotizzato - *proxy* come il consumo di energia elettrica, gas e acqua per stimare la produzione di rifiuti, viene incentivata la riduzione di quei consumi piuttosto che dei rifiuti.

Va ancora osservato che una tariffazione a costo marginale rappresenterebbe – in un contesto caratterizzato dalla presenza di costi affondati – una soluzione inefficiente sotto l'aspetto della ripartizione ottimale del rischio imprenditoriale; e che in realtà il "servizio" che l'utente riceve non può essere esaurito dalla misurazione dei metri cubi di acqua che consuma, dovendosi comprendere, invece, anche elementi come la garanzia di soddisfacimento dei fabbisogni (*water-on-demand*) e tutte le componenti di "bene pubblico", legate ad esempio agli aspetti sanitari e ambientali. Un discorso analogo, nel caso dei rifiuti, vale per gli impianti a tecnologia complessa o le reti di raccolta separata. Per questa ragione, una struttura tariffaria di tipo binomio – con una quota fissa e una variabile in funzione del consumo – mentre permetterebbe un più agevole recupero dei costi fissi dell'infrastruttura, sembra appropriato anche per garantire la remunerazione degli aspetti "indivisibili" che caratterizzano l'offerta del servizio.

Negli altri settori, la struttura delle tariffe è generalmente tale da premiare il consumo di acqua, o comunque non scoraggiarlo.

Nel settore agricolo è assai poco diffusa la pratica di misurare i volumi d'acqua effettivamente utilizzati. Prevalgono invece ovunque sistemi di tariffazione di tipo forfettario (in base alla superficie irrigata e/o alla tecnologia irrigua) o, al limite, alla portata concessa nell'unità di tempo. Si riscontra anche con una certa diffusione la presenza di schemi tariffari a blocchi decrescenti.

Simili meccanismi caratterizzano anche il settore industriale. Nei casi in cui la fornitura di acqua sia effettuata attraverso reti duali dedicate all'industria, è frequente che la tariffazione sia effettuata su base volumetrica, con un premio proporzionale per i grandi utilizzatori attraverso il meccanismo dei blocchi decrescenti.

Va osservato che in molti casi l'adozione di un principio di contribuzione marginale va a cozzare contro la necessità di garantire che non vi sia il ricorso a forme improprie o illegali di prelievo e scarico. In molti casi, al contrario, l'introduzione di servizi collettivi ha rappresentato l'opzione migliore per riportare sotto controllo una miriade di attività il cui impatto era difficilmente affrontabile considerandole singolarmente. Questo in particolare vale per i sistemi di fornitura e depurazione che si sono diffusi in zone ad elevata presenza di piccole imprese, o per le realtà in cui l'irrigazione sia alimentata da prelievi individuali dalla falda. In questi casi, è opportuno che il sistema tariffario, mentre garantisce il rientro dei costi di gestione, non offra al singolo incentivi a non utilizzare il sistema. Forme di tariffazione forfettaria o addirittura fisse possono in tali casi risultare preferibili.

Un'ultima questione da considerare riguarda l'impatto sociale di una tariffa basata su criteri volumetrici. La progressività di un tale sistema è infatti soltanto apparente, nella misura in cui occorre considerare le dimensioni dell'agglomerato che rappresenta "l'utenza". Se anche fosse ipotizzabile una correlazione dei consumi di acqua rispetto al reddito - dato questo tutto da dimostrare, per lo meno una volta che si siano diffusi ragionevoli livelli di benessere - questo è vero a livello di individuale, ma non di utenza. Una famiglia mononucleare, costituita da un *single* ad alto reddito con due o più abitazioni, ad esempio, risulterebbe premiata rispetto a una famiglia numerosa.

La necessità di controbilanciare questo tipo di effetti può essere affrontata in tre modi.

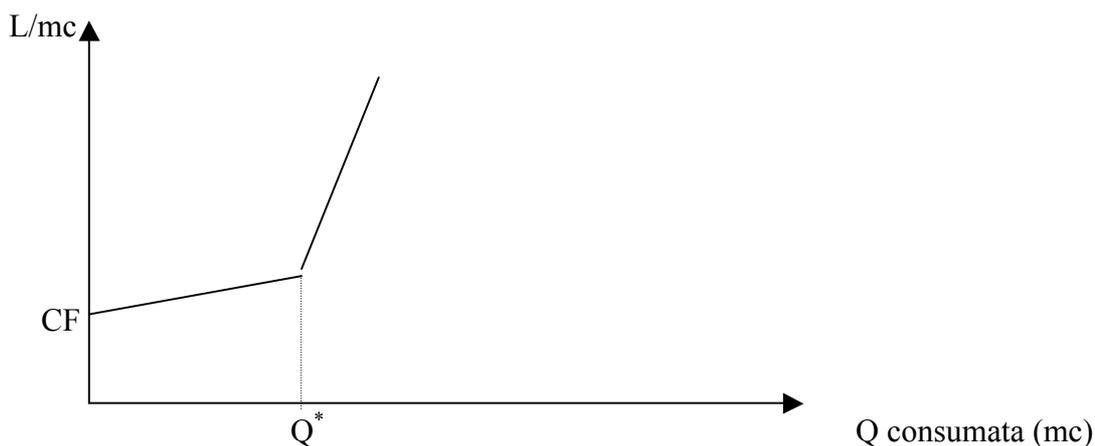
Il primo è quella di mantenere la struttura a blocchi crescenti, ma disegnando con estrema attenzione le dimensioni dei diversi scaglioni in funzione delle caratteristiche dell'utenza (es. domestica o condominiale, dimensioni dei nuclei familiari, profili di consumo, presenza di seconde case) e delle caratteristiche della rete. Seguendo l'esempio che si va diffondendo in molte città europee e americane (cfr. i casi di Barcellona e Zurigo nel box 5) è opportuno allargare di molto la "forbice" che distingue un uso "normale" da un uso "eccessivo" di acqua (fig. 8). Individuato un livello di consumo individuale "sostenibile" (Q^* nella figura), ad esempio dividendo per la popolazione residente la quantità di acqua disponibile, è possibile adottare una tariffa moderatamente progressiva fino a quel livello, e decisamente progressiva da quel livello in poi. Un'applicazione estrema di questo principio si ha nella regione delle Fiandre, dove i primi 41 l/ab/giorno sono forniti gratuitamente.

Il secondo modo è quello di introdurre schemi tariffari innovativi e differenziati per le diverse categorie di utenza, in modo analogo a quanto già avviene in altri servizi (si pensi alla telefonia cellulare). Interessante a questo proposito è l'esperienza dell'inglese Anglian Water: nel quadro del piano per incentivare la diffusione del contatore, sopra citato (box 5) Anglian propone uno schema di tariffa opzionale (SoLow) disegnato appositamente per premiare i bassi consumi, consentendo alla famiglia che consuma meno di 100 l/g risparmi nell'ordine delle 50-60.000 L./anno. Per le famiglie a basso reddito è stato invece concepito lo schema Plus 4, con una progressività molto limitata, e che consente a chi consuma più di 411 l/giorno

risparmi nell'ordine delle 300.000 L./anno. Ovviamente per entrare in quest'ultimo schema sono previsti dei requisiti particolari.

In altre esperienze (es. Lussemburgo) le dimensioni degli scaglioni sono articolate in funzione delle dimensioni dei nuclei familiari; oppure (Sidney e molte città americane) vengono individuate alcune categorie di utenti "sensibili", come i pensionati e i malati in dialisi, e vengono loro riconosciuti dei *voucher* per l'acquisto agevolato di determinati quantitativi di acqua.

Figura 8 - Uno schema di tariffa a blocchi crescenti per penalizzare i consumi eccessivi



Struttura tariffaria e strumenti economici di politica ambientale

Oltre che come strumento per consentire il recupero dei costi di produzione e per garantire un'equa suddivisione di questo costo fra i cittadini, la tariffa dei servizi ambientali svolge anche, in modo più o meno esplicito, una funzione di incentivo-disincentivo economico.

Il riconoscimento esplicito di questa possibilità di impiego della leva economica, dopo le pionieristiche intuizioni di Pigou e Coase, è stato uno dei principali cavalli di battaglia dell'*environmental economics*, che inizialmente aveva addirittura sostenuto la tesi che la "tassa pigouviana" – misura effettiva del costo sociale esterno connesso con le emissioni nell'ambiente – avrebbe garantito un'internalizzazione perfetta e dunque un equilibrio paretianamente efficiente, senza bisogno di altri interventi da parte del regolatore pubblico (Pearce e Turner, 1991). Col tempo, questa posizione "estremistica" è venuta temperandosi e arricchendosi. Lo strumento economico – non solo nella forma della tassa pigouviana ottimale – viene considerato un utilissimo e indispensabile strumento, da usarsi però preferibilmente in sinergia con altri, e senza attendersi da esso soluzioni miracolistiche (Paba, 1992; Oecd, 1997).

In effetti, dopo un paio di decenni di entusiasmo, la verifica empirica dei successi conseguiti attraverso gli strumenti economici, in particolare nei due settori di nostro interesse in questa sede ha gettato più di qualche ombra sugli ottimismo iniziali.

L'esperienza applicativa di questi strumenti nel settore idrico mostra che in genere la loro efficacia è piuttosto limitata nell'incentivare comportamenti attivi di riduzione dell'esternalità, e che i guadagni di efficienza derivanti dal loro uso sono generalmente modesti (Oecd 1997). Nel caso dei rifiuti, la letteratura documenta più frequentemente casi di successo; va peraltro ricordato che in molti casi gli elevati tassi di riduzione osservati (fino al 50-70%, mediamente del 25%) non possono essere ascritti al solo strumento economico, ma vanno visti come effetto combinato di più cause, non ultime l'educazione dei cittadini, promozione dei sistemi di raccolta differenziata, messa a disposizione effettiva di sistemi di raccolta efficaci (Jenkins et al, 2000; Oecd, 1997).

In particolare (cfr. il box 6):

- Le tasse sui prelievi e scarichi di acqua o sul conferimento in discarica sono praticate in molti Paesi; data

la modesta elasticità della domanda, il loro valore dovrebbe essere assai alto per generare effetti apprezzabili sulle quantità prelevate o sulle modalità di prelievo.

- Le tasse sulle emissioni sono ampiamente utilizzate, ma sempre come misura accessoria e complementare alla regolazione diretta. Tutte le esperienze applicative mostrano che è illusorio pensare di affidare a questi soli strumenti, in modo "automatico" la soluzione al problema delle esternalità. Tuttavia le tasse sulle emissioni - quasi sempre calcolate in modo forfettario - trovano un posto soprattutto per finanziare o co-finanziare il costo delle attività di disinquinamento.
- I permessi trasferibili (sia di prelievo che di scarico) hanno avuto alcune applicazioni nel settore idrico, soprattutto negli Usa; i risultati ottenuti sono stati interessanti nel primo caso, modesti nel secondo, a causa del piccolo numero di attori coinvolti - i punti di scarico che siano fra loro "sostituibili" all'interno di un bacino sono pochi - e soprattutto della natura di costo affondato degli investimenti per il disinquinamento. Si è anzi evidenziato che in simili casi i permessi hanno un effetto negativo in quanto fungono da barriera all'entrata, conferendo agli impianti esistenti una rendita di posizione monopolistica.
- I sussidi conservano ovunque una grande importanza, nonostante gli argomenti teorici contrari, grazie alla loro maggiore accettabilità politica. In particolare, vengono utilizzati nelle fasi transitorie delle politiche per garantire un impatto meno drammatico delle nuove misure. La gran parte delle infrastrutture idriche è stata finanziata in tutto o in parte dal bilancio pubblico, sia attraverso contributi diretti sia indiretti. In tempi più recenti si vanno diffondendo meccanismi più sofisticati, operanti in una logica "contrattuale".
- I depositi cauzionali, più di altre forme di incentivo economico, dimostrano la loro efficacia nel settore dei rifiuti, in particolare per indirizzare i detentori dei rifiuti nella scelta fra circuiti di conferimento alternativi.

Gli strumenti economici non vengono mai utilizzati nei modi "puri" suggeriti dalla teoria (ossia come "tasse pigouviane"). Tuttavia, la loro importanza è notevole sia come "misure di accompagnamento" di sistemi di politica ambientale basati sulla regolazione amministrativa diretta, sia in quanto permettono di finanziare, o almeno di co-finanziare, la produzione di alcuni "beni pubblici" connessi con il governo delle risorse idriche.

Box 6 - Alcuni strumenti economici di politica ambientale

TASSE E CANONI:

Esempi:

- Canoni di prelievo (correlati ai volumi prelevati e a volte al tipo di fonte utilizzata o all'uso)
- Tasse sulle emissioni (correlate al livello di inquinamento generato sulle diverse componenti ambientali)
- Tasse sulle tecnologie (correlate con il livello di utilizzo di una particolare tecnologia o infrastruttura: es. piscine; attribuzione di *bonus* a chi si dota di capacità di trattamento aggiuntiva)
- Canoni per l'utilizzo di servizi pubblici (più o meno correlato con il livello di utilizzo del servizio e il contributo marginale alla saturazione della capacità)
- Tasse di prodotto (correlate con il livello di consumo di particolari beni e servizi: ad es. detersivi, fertilizzanti)
- Multe ambientali (correlate con lo sfioramento rispetto a limiti prefissati)

Finalità:

- Incentivare o disincentivare determinati comportamenti
- Generare *budget* che possono essere spesi nella politica ambientale, in modo più o meno diretto
- Coprire i costi di servizi pubblici obbligatori
- Alimentare il bilancio pubblico generale

SUSSIDI

Esempi

- Contributi e altre forme di assistenza finanziaria non rimborsabile
- Prestiti a tasso agevolato
- Esenzioni fiscali e ammortamenti anticipati
- Premi ambientali, proporzionali a certe *performances*, o a particolari circostanze
- Sussidi indiretti (es. contributi alla R&S)

Finalità:

- Spesso utilizzati come misure di accompagnamento, particolarmente nelle fasi transitorie della politica ambientale, per agevolare un rapido rinnovo degli impianti etc.
- Nel lungo periodo possono avere effetti perversi e dovrebbero tendenzialmente essere evitati

STRUMENTI DI SIMULAZIONE DEL MERCATO

Esempi

- Permessi trasferibili fra diverse fonti di emissione nel rispetto di un limite complessivo
- Permesso di vendere ad altre fonti di emissione permessi corrispondenti all'inquinamento evitato
- Meccanismo della bolla (trasferimenti di diritti di emissione all'interno dello stesso stabilimento)
- Crediti ambientali
- Meccanismi assicurativi (mercati per il rischio ambientale)
- Borse-rifiuti
- Soluzioni *à-la-Coase* (trasferibilità piena del titolo di proprietà sull'uso delle risorse)

Finalità:

- Rendere più flessibile il raggiungimento di un determinato obiettivo
- Utilizzabili a scale territoriali diverse (globali, nazionali, regionali, bacino idrografico ...)
- Facilitare la creazione di mercati per attività tendenti a ridurre le esternalità ambientali
- Efficaci soprattutto se il mercato di riferimento per gli scambi è ampio e se non vi sono *sunk cost* nelle tecnologie di disinquinamento
- Particolarmente indicati per governare situazioni di stress idrico nel breve periodo (es. siccità, inquinamenti imprevisti)

DEPOSITI CAUZIONALI

Esempi

- Sovrapprezzo richiesto all'acquisto di prodotti potenzialmente dannosi; restituito se il rifiuto viene restituito secondo modalità convenute (es. olio lubrificante, batterie)
- Deposito cauzionale su beni a ciclo di vita breve (imballaggi, pile, medicinali)
- Deposito cauzionale su beni durevoli (elettrodomestici, elettronica di consumo, autoveicoli)

Finalità

- Incentivare la restituzione o il conferimento di certi rifiuti ai canali di raccolta appositamente creati
- Impedire forme di conferimento scorretto o abusivo ad altri circuiti di raccolta

Fonte: adatt. da Oecd, 1997

Ad esempio in Gran Bretagna la tassazione ambientale dei prelievi e degli scarichi viene destinata a coprire le spese amministrative sostenute dall'agenzia di regolazione, mentre in Francia e Germania vanno ad alimentare *budget* pubblici gestiti a livello di bacino o di *Land* con i quali viene incentivato in varie maniere l'investimento diretto a ridurre l'esternalità negativa.

In quasi tutti i Paesi, inoltre, il servizio di fognatura e depurazione è considerato come un servizio obbligatorio ed è finanziato da canoni o tasse, correlate in modo diretto o indiretto con i carichi inquinanti generati.

Box 8 - L'esperienza olandese e tedesca delle tasse sulle emissioni

In Olanda; le tasse sugli scarichi furono introdotte nel 1969 contestualmente all'introduzione di un sistema di permessi sugli scarichi. Essi sono dovuti in ogni caso, anche se la fognatura non è presente; sono riscossi dai soggetti gestori dei servizi di fognatura, che qui sono integrati con quelli di drenaggio del suolo e affidati a enti a natura associativa, le *Waterschappen*, per molti versi analoghi ai nostri Consorzi di bonifica.

I canoni sono calcolati in modo da riflettere i carichi inquinanti. Il parametro di riferimento è la quantità di inquinamento organico generata da una persona (abitante equivalente). Tuttavia solo le grandi imprese sono tassate in questo modo; le abitazioni pagano invece un canone fisso, proporzionale alla superficie immobiliare. Le piccole imprese pagano un *forfait* corrispondente a 5 aeq, le medie imprese pagano in ragione dell'attività svolta e del numero di addetti.

Se nel caso delle utenze domestiche e della piccola-media impresa il canone ha avuto essenzialmente la finalità di finanziare i costi dei servizi di depurazione, la grande impresa ha goduto quindi di un incentivo a pre-trattare i reflui o a ridurre le quantità. Fra il 1975 e il 1990, il COD degli scarichi industriali si è ridotto di 2/3, e quello di metalli pesanti del 50-80%.

Diverso è il caso della Germania, dove i canoni di scarico sono stati introdotti nel 1981. Questi sono infatti "tasse sulle emissioni" in senso proprio, dal momento che sono corrisposti in ragione del diritto a scaricare in un determinato corpo idrico, sempreché vengano rispettati i limiti. Anche qui l'unità di riferimento è rappresentata dall'aeq, anche se definito in modo diverso.

Il livello dei canoni annui è attualmente intorno ai 60 DM/aeq, ossia 20 volte meno che nel caso olandese. Va però ricordato che in Germania la tassa non contiene i costi di depurazione e fognatura, che sono pagati a parte ai gestori di questi servizi. Questi pagheranno poi al *Land* il canone, trasferendone il costo sulle tariffe. Il *Land* destina i fondi così raccolti al proprio bilancio, talvolta vincolandoli alla spesa nel settore ambientale.

Vi è la possibilità di ottenere riduzioni nel livello dei canoni dimostrando miglioramenti significativi nelle tecnologie di abbattimento; ma nel caso in cui non vengano rispettati gli standard di qualità degli scarichi il livello della tassa aumenta decisamente, configurandosi pertanto come "multa ambientale".

E' difficile valutare in questo caso se vi è stato, e in che termini, un effetto incentivante da parte di questi strumenti, dal momento che essi sono utilizzati in combinazione con altri strumenti di regolazione. Si può ritenere comunque che l'effetto nella prima fase sia stato quello di accelerare la dotazione di sistemi di abbattimento da parte delle reti urbane e delle imprese; nella fase successiva, l'effetto più importante è l'incentivo offerto alla gestione corretta degli impianti, in modo tale da evitare le multe. Non si riscontrano invece significativi effetti in termini di maggiore flessibilità tecnologica, anche perché di solito il rilascio dei permessi di scarico si accompagna con una descrizione molto dettagliata delle tecnologie da utilizzare.

Box 9 - Le Agenzie di bacino francesi

Quella delle *Agences de l'Eau* francesi è una singolare combinazione di tasse e sussidi ambientali. Si tratta probabilmente dell'esperienza più compiuta di come gli strumenti economici possono essere utilizzati in modo coerente e sinergico entro un disegno di politica idrica.

Nel 1964 il territorio francese viene diviso in 6 parti, corrispondenti ciascuna a uno dei principali corsi d'acqua. Per ciascun bacino viene costituita un'originale struttura istituzionale, con la costituzione di un'Agenzia di bacino. Il compito principale dell'Agenzia è di tipo finanziario: esse raccolgono un budget attraverso un grande numero di tasse e canoni (sui prelievi, sugli scarichi, sull'uso di sostanze pericolose etc). Questo budget viene speso per incentivare la spesa dei diversi soggetti utilizzatori (pubblici e privati) in modo tale da premiare i comportamenti coerenti con le strategie di politica idrica decise a livello di bacino. I programmi finanziari dell'agenzia (struttura e livello dei canoni; modalità di spesa, criteri e linee guida, allocazione del budget) vengono annualmente approvati da un Parlamento di bacino, nel quale siedono i rappresentanti dei diversi interessi e usi dell'acqua.

Una caratteristica peculiare delle *Agences de l'Eau* è l'approccio di tipo "contrattuale" con il quale vengono erogati i sussidi. Il piano definisce priorità e obiettivi, ma soprattutto gli schemi contrattuali che i diversi operatori possono sottoscrivere, ricevendo ad esempio premi proporzionali alla quantità di inquinamento abbattuto, o al livello di integrazione di un determinato programma di interventi ("contratti di fiume"). Vi sono speciali contratti anche per le attività agricole, destinati alla riduzione dell'uso di fitofarmaci e fertilizzanti e finanziati con una tassa sull'uso di questi prodotti.

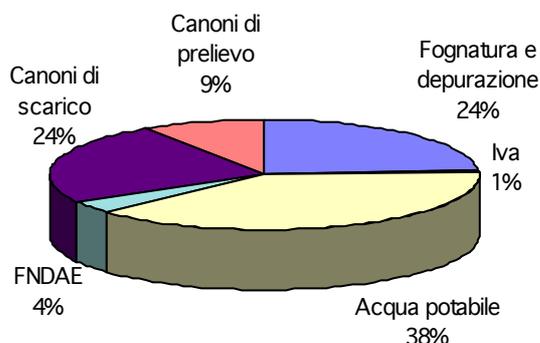
E' bene notare che il livello della tassazione ambientale e della contribuzione *non* viene definito sulla base di un principio economico-ambientale, ma più semplicemente corrisponde a quanto i diversi interessi rappresentati nel bacino ritengono opportuno finanziare attraverso questo canale alternativo. Questa caratteristica ha dato origine a numerose critiche e anche, in tempi recenti, a proposte legislative di abolizione delle Agenzie e loro sostituzione con un soggetto meno "corporativo". E con una tassazione ambientale ispirata alla logica del "chi inquina, paga". Ma queste critiche non tengono conto della funzione svolta dalle Agenzie, che è stata finora, in primo luogo, quella di "Banca dell'Acqua", attraverso la quale sono stati finanziati buona parte degli interventi infrastrutturali (particolarmente nel caso della depurazione, dove il contributo ha raggiunto circa 1/3 della spesa complessiva).

In un certo senso, le *Agences de l'Eau* hanno contribuito a temperare la rigidità del principio "chi inquina, paga", che è particolarmente pronunciata in un Paese, come la Francia, dove il numero degli enti locali è di circa 36.000. Questo supporto esterno ha permesso ai Comuni di mantenere la responsabilità sulla gestione dei servizi idrici.

La figura 9 mostrano la composizione dei flussi finanziari. Le due porzioni più grandi di questa torta riguardano il le tariffe di acquedotto e fognatura, praticato agli utenti da parte delle municipalità o dei consorzi. Una bella fetta - pari al 15% - è rappresentata tuttavia dai canoni che ciascun cittadino francese paga all'*Agence de l'Eau* come corrispettivo per il prelievo dai e per lo scarico nei corpi idrici, di proprietà pubblica. Operando al livello di bacino questo meccanismo consente una perequazione su un territorio di una certa dimensione. La linea tratteggiata divide i canoni di prelievo che vengono poi spesi nuovamente dalle agenzie per finanziare nuovamente programmi di spesa nel settore acqua potabile - dai canoni di scarico, spesi per finanziare la spesa nel comparto della fognatura-depurazione.

Tolta un'ultima piccola parte - rappresentata dai fondi di sviluppo rurale, che rappresentano un'ulteriore forma di perequazione: questa volta "dalla città alla campagna" - otteniamo uno spaccato che ci mostra più o meno come metà del costo totale della tariffa idrica del servizio idrico integrato è divisa equamente tra le due parti del servizio, ma con una dinamica molto più forte del settore acque reflue, che la condurrà nel giro di breve tempo a rappresentare in Francia almeno 20 miliardi di Ecu, ossia l'80% del costo totale pagato dai consumatori.

Figura 9 - Struttura del prezzo dell'acqua in Francia



Fonte: Barraqué 1997

Alla ricerca dell'efficienza: prospettive di liberalizzazione e concorrenza per il mercato

Secondo la teoria economica più recente, la presenza di fallimenti del mercato non giustifica di per sé l'esclusione di una certa industria dalla sfera dell'iniziativa privata. Questo avviene sostanzialmente per la ragione che l'intervento pubblico a sua volta non è esente da costi, che determinano distorsioni del sistema sotto forma di inefficienze di tipo produttivo e allocativo (fallimenti del non-mercato). Distinguendo e soppesando le diverse forme di fallimento del mercato, e confrontandole sistematicamente con le inefficienze determinate dall'intervento pubblico, è invece possibile individuare volta per volta la soluzione ottimale (Massarutto, 1996).

Riprendendo lo schema proposto da Braeutigam (1989), noto come *policy roadmap to regulation*, si può sostenere che prima di giungere al completo controllo pubblico sulla domanda e sull'offerta di un certo bene o servizio occorre verificare una serie di questioni:

- la prima è la presenza effettiva di qualche forma di sub-additività dei costi che determina in un'industria un monopolio naturale. E' importante notare che queste non sono esaurite dalle economie di scala, ma sono rappresentate ad esempio dalle economie di coordinamento verticale e orizzontale, dalle economie di scopo etc.;
- in secondo luogo occorre verificare se dalla sub-additività dei costi derivi effettivamente una perdita di benessere non tollerabile e/o il rischio di abuso di posizione dominante da parte del gestore;
- in terzo luogo, occorre verificare la possibilità di incentivare forme di concorrenza potenziale o trasversale (ad esempio attraverso meccanismi di asta, o favorendo la "competizione intermodale").

Nel caso dei servizi ambientali, e in particolare di quello idrico, questo schema potrebbe essere ulteriormente espanso considerando la possibilità di inserire forme di mercato non solo nella gestione dei servizi – asse 4 della fig. xy – ma anche nell'accesso alla risorsa. Esiste una copiosa letteratura teorica che discute i potenziali vantaggi dell'introduzione di mercati per l'allocazione dei diritti di proprietà sulle risorse naturali, e in particolare dell'acqua. Si tratta di un tema piuttosto complesso, che meriterebbe una discussione a parte, e che possiamo evitare di trattare in questa sede, limitandoci ad osservare che a tutti gli effetti pratici, e con riferimento particolare all'Europa, simili idee non hanno quasi mai circolato al di fuori delle aule accademiche. A tutti gli effetti pratici, le decisioni circa l'allocazione delle risorse naturali avvengono attraverso un quadro giuridico piuttosto complesso, dominato dalla pianificazione pubblica, e solo pochi spiragli si possono per ora intravedere⁹.

Se tralasciamo per ora questa possibilità, pure affascinante, le possibilità concrete di aprire al mercato la gestione dei servizi pubblici passa dunque attraverso due vie: l'eliminazione della riserva legale (ossia l'apertura alla concorrenza) e l'affidamento attraverso gara.

Dall'altro lato, sia nel caso dell'acqua che in quello dei rifiuti, possiamo escludere l'applicabilità di forme di concorrenza intermodale (presenti invece ad esempio nei servizi energetici, nelle telecomunicazioni e nei trasporti); mentre possiamo senz'altro riconoscere che, in presenza di forme di sub-additività dei costi, l'eventuale monopolio non regolato potrebbe avere un impatto socialmente indesiderabile, data anche l'enorme rilevanza di servizi che ognuno non fatica a ritenere essenziali.

Si tratta dunque di ragionare:

- in merito alla possibilità di introdurre forme di concorrenza nel mercato, eventualmente imponendo la separazione delle fasi naturalmente monopolistiche dalle altre;
- in merito alla possibilità di affidare attraverso una gara la gestione di quelle fasi monopolistiche per cui non fosse possibile concepire altre forme di concorrenza.

⁹ Ad esempio, di *water markets* si è iniziato a parlare anche in Italia con riferimento alla gestione delle crisi idriche temporanee, ammettendo la possibilità che un uso legittimo dell'acqua possa trasferire in parte i propri diritti ad altri, senza che sia lo Stato a intervenire per rimodulare le concessioni già accordate. Applicazioni di questo meccanismo ai sistemi irrigui in Spagna, tuttavia, hanno dato finora esiti piuttosto deludenti (Vergés, 1998; Massarutto, 2000b).

Come cercheremo di argomentare, in entrambi i settori non si può sostenere l'esistenza di condizioni tali da permettere l'esaurimento della problematica dell'efficienza con l'una o l'altra di queste strategie. In altri termini, intendiamo sostenere che tanto le prospettive di liberalizzazione quanto quelle di concorrenza per il mercato non sono sufficienti a garantire un soddisfacente livello di efficienza produttiva e allocativa; è necessario pertanto "rassegnarsi" alla necessità di mantenere meccanismi di regolamentazione alternativi al mercato. Se questo è vero, occorre evidentemente interrogarsi circa il modo più efficace di costruire questo sistema di regolamentazione.

Con riferimento al primo punto (la liberalizzazione), si deve notare che in molti settori di *public utility* l'apertura del mercato è stata resa possibile in particolare segmentando la gestione in diverse attività – e risolvendo con strumenti innovativi il problema dei costi di transazione fra queste attività, in passato utilizzati per giustificare la presenza del monopolio integrato. In particolare, nei settori energetici e nelle tlc, questo è avvenuto attraverso la disintegrazione verticale delle diverse fasi, e separando la gestione dell'infrastruttura di rete dalla produzione di servizi che "viaggiano" sulla rete (De Paoli, 1999). Nel caso che ci interessa, tuttavia, lo spazio per simili manovre è molto più limitato.

Nel caso dei servizi idrici, la separazione della gestione dell'infrastruttura da quella del servizio non avrebbe molto senso, anche perché è uno solo il bene che può viaggiare sulla rete, ed eventuali economie nella produzione di questo bene sono verosimilmente da ascrivere più a situazioni di rendita (controllo di risorse migliori) che a maggiore efficienza. Il fatto, ad ogni modo, che in Europa prevalgano modelli di proprietà pubblica delle risorse e non commerciabilità dei diritti d'uso su di esse limita ancor di più questa possibilità. E' ben possibile – e di fatto accade in molti casi – che vi sia una separazione verticale fra approvvigionamento all'ingrosso e distribuzione, o fra depurazione e trattamento-commercializzazione dei fanghi: ma si tratta di attività che, anche separate, mantengono spiccate caratteristiche di monopolio naturale.

Un recente documento di Ofwat, l'autorità di regolazione dei servizi idrici inglese, discute in modo piuttosto approfondito le opportunità di liberalizzazione esistenti nel mercato idrico britannico (Ofwat, 1999). Secondo Ofwat, vi sono alcune limitate possibilità di introduzione di concorrenza sul mercato; queste risiedono essenzialmente nei nuovi allacciamenti (nelle aree al confine fra due ambiti di gestione e nel caso di nuove urbanizzazioni); nella possibilità di uso comune delle infrastrutture di trasporto a distanza e stoccaggio; nell'approvvigionamento di utenze particolari (es. industriali) al di fuori del quadro del servizio pubblico regolato; nella possibilità di sviluppare forme di associazione fra utenti per gestire in modo unificato i rapporti con il gestore.

Nel caso dei rifiuti, l'introduzione dei circuiti basati sulla responsabilità del produttore, sopra descritti, hanno in effetti permesso di aprire al mercato fette significative di attività, connesse con il recupero e la valorizzazione dei rifiuti o loro derivati nei diversi processi industriali o agricoli. Le fasi tradizionali di raccolta e smaltimento, tuttavia, restano in buona parte dei monopoli naturali, non fosse altro che per le rilevanti incertezze connesse con la realizzazione di impianti di smaltimento e le difficoltà logistiche di effettuazione della raccolta. Resta da valutare la presenza di economie di integrazione verticale fra raccolta (igiene urbana) e smaltimento: la tesi prevalente rintraccia nell'esigenza di coordinamento generale del sistema la principale causa di economie di integrazione, risolvibili essenzialmente attraverso l'intervento della pianificazione pubblica (Ascari et al, 1993, 1995; Bertossi e Massarutto, 1998; Iefe-Eco&Eco, 1998; Perra, 2000). Gli stessi "consorzi di filiera", costituiti per l'affidamento delle responsabilità connesse al recupero delle varie frazioni merceologiche, si rivolgono in genere agli operatori monopolisti dell'igiene urbana per l'effettuazione delle fasi di raccolta. Uno spazio interessante di liberalizzazione potrebbe essere connesso con i servizi rivolti a certe categorie di utenza, come quella commerciale: cosa in genere prevista in tutti i Paesi, sebbene con qualche problema relativo soprattutto al controllo e alla prevenzione di pratiche scorrette o abusive, che ha fatto talvolta propendere per la generalizzazione del servizio pubblico¹⁰.

Esaurite le possibilità di introdurre mercato attraverso la liberalizzazione, rimane quella dell'affidamento in gara, attraverso il meccanismo del *franchise-bid*. Con riferimento a quest'ultimo tema – di particolare

¹⁰ Un commerciante che fosse libero di scegliere il raccoglitore dei suoi rifiuti – e fosse pertanto dispensato dall'assogettamento al servizio pubblico e al pagamento della relativa tassa – potrebbe ricorrere a un fornitore esterno solo per una parte dei rifiuti che produce, conferendo invece abusivamente al servizio pubblico (cosa piuttosto semplice dove il servizio viene svolto con cassonetti stradali). Per un'analisi piuttosto chocante di questo tema, con riferimento soprattutto alla gestione dei rifiuti pericolosi di provenienza industriale, si vedano i documenti prodotti dalla Commissione Parlamentare di Inchiesta sul Ciclo dei Rifiuti.

attualità in Italia con la presentazione del ddl 4014 sui servizi pubblici locali¹¹ - la teoria economica mostra che l'istituto della gara "pura" per l'affidamento della gestione – il cui esito è deciso sulla base di un'asta, senza ulteriori forme di regolazione – rappresenta una soluzione ottimale soltanto ad alcune ben precise condizioni.

Queste condizioni sono state individuate da Sappington e Stiglitz (1987) in quello che è noto come "teorema fondamentale della privatizzazione". La più importante di queste è l'informazione perfetta: l'efficienza del *franchising* è garantita solo se il soggetto pubblico è in grado di specificare nei minimi particolari e senza ambiguità il contenuto della prestazione che il privato è chiamato ad effettuare per tutta la durata del contratto. Un'altra condizione essenziale è quella della concorrenzialità fra le imprese che partecipano all'asta. Infine, è necessario che siano minimi i "costi di transazione" necessari al funzionamento del contratto: redazione del capitolato, selezione dell'offerta, successivo monitoraggio ed *enforcement*.

Quando queste condizioni non sono soddisfatte, il meccanismo di asta competitiva cessa di rappresentare la soluzione ottimale (Sappington e Stiglitz, 1987). Si rendono necessarie altre forme di regolazione, integrative o sostitutive rispetto all'automatismo del mercato.

Ora, si può ritenere che i servizi ambientali soddisfino le condizioni del teorema di Demsetz? A questa domanda non si può che rispondere: dipende.

Dipende dal servizio (non tutti i servizi sono uguali). Ad esempio, nel caso dei rifiuti è ragionevolmente valido per la raccolta, molto meno per lo smaltimento. Nel caso dell'acqua, non vale sicuramente per le grandi infrastrutture di adduzione – per le quali fra l'altro la stessa definizione di "locale" è talvolta insensata - mentre può al limite – anche se non sempre – valere per la distribuzione, a patto che la rete rimanga di proprietà pubblica. E così via.

Dipende dal livello al quale ci poniamo ("Gestire il ciclo dei rifiuti" o "svuotare i cassonetti della tal via alla tal ora del tal giorno"? "Gestire il ciclo dell'acqua" o "effettuare la manutenzione periodica di n km di tubature"?).

Dipende dalle caratteristiche del territorio (il servizio idrico a Palermo è piuttosto diverso dal servizio idrico ad Aosta).

Dipende dalla caratteristica delle politiche ambientali (in molti casi i servizi pubblici di smaltimento rifiuti e depurazione acque reflue sono estesi anche alle imprese proprio per evitare che queste provvedano da sole con costi ambientali troppo elevati; in molti casi la natura delle risorse disponibili e gli obiettivi di tutela ambientale incidono sulle scelte di tipo impiantistico e tecnologico).

In ciascun settore, in funzione anche delle diversità geografiche e strutturali fra le diverse aree del Paese, i "fallimenti del mercato" si presentano in maniera diversa e in qualche modo peculiare. Presenza di investimenti affondati, situazioni di strozzatura nell'offerta, incertezza che rende troppo rischiosa la programmazione a lungo termine, situazioni di monopolio naturale, presenza di beni pubblici e *merit good*, interconnessione con le politiche ambientali – che in quasi tutti i settori rappresentano la chiave dell'evoluzione della domanda, ormai pressoché saturata in termini quantitativi: sono tutte variabili che intervengono, con combinazioni affatto diverse, in molti servizi o per lo meno in molte delle parti essenziali che li compongono.

Non è pertanto possibile generalizzare l'istituto della "concorrenza per il mercato", per tutti i SPL, indistintamente e nella loro interezza, rendendo obbligatoria la gara per l'affidamento del "servizio integrato".

Non è possibile in questa sede analizzare in modo compiuto le caratteristiche di ciascun servizio; ci limitiamo pertanto a rimandare a Massarutto (1999) e Enea-Nomisma (1999) per il ciclo dell'acqua; ad Ascari et al. (1992; 1995) e Perra (2000) per i rifiuti.

In buona sostanza sono due i principali problemi teorici e pratici che ostacolano la generalizzazione del meccanismo del franchise bid a-la-Demsetz ai servizi locali – per lo meno se questo viene inteso nella sua forma pura, secondo la quale all'ente locale spetta solo di definire nei minimi particolari i contenuti del servizio, e quello che l'ente locale non dice è via via specificato in standard, norme di legge, carte del servizio, o affidato all'intermediazione di Autorità di settore.

Questi due problemi sono trattati nei due paragrafi che seguono, e fanno riferimento all'incompletezza del

¹¹ Si veda Massarutto (2000) per una discussione approfondita di questo progetto di legge.

mercato dovuta alle asimmetrie informative, e agli investimenti affondati.

L'affidamento della gestione integrata del servizio presenta costi di transazione

In primo luogo, infatti, è assai dubbio che sia possibile definire con largo anticipo e per durate temporali necessariamente lunghe – 10-15 anni – tutte le eventualità che devono essere previste nel contratto; e questo vale a maggior ragione per i servizi che sono costretti a fare i conti con una notevole turbolenza istituzionale (es. nuove normative ambientali), problemi legati all'evoluzione del contesto territoriale (es. la scoperta di inquinanti in una falda acquifera, la chiusura imprevista di un impianto di smaltimento, la congestione del traffico), e sono ancora aperti a trasformazioni strutturali anche di grande respiro (es. depurazione acque).

Anche qualora questo fosse possibile, vi sono comunque fondati dubbi circa la reale capacità della pubblica amministrazione – a livello locale, regionale e nazionale – di trasformarsi di colpo in “acquirente” di servizi di tale complessità. Sono di ostacolo sia la secolare tradizione in cui i rapporti fra sistema politico e gestione sono stati solo assai parzialmente formalizzati in “regole” scritte – ragione questa non ultima nello spiegare lo storico prevalere dell'azienda pubblica – sia una cultura della regolazione ancora pesantemente intrisa di formalismo, razionalità di tipo procedurale, e in generale – come è ben noto – poco efficiente e ancor meno tempestiva.

Va ancora rilevato che per poter esercitare con serietà il ruolo di “acquirente” all'ente locale non basta essere competente in diritto amministrativo, ma si richiedono competenze tecnologiche, conoscenza puntuale delle reti e dei loro problemi, occorre avere un rapporto con i cittadini-utenti, occorre conoscere cosa il mercato offre e a quali condizioni. Sembra difficile che l'ente locale, anche con il supporto di autorità esterne, possa essere capace di tanto senza un coinvolgimento nella gestione.

Ci troviamo insomma di fronte a un dilemma estremamente delicato. Infatti la gara, per produrre i migliori effetti in termini di efficienza, dovrebbe interessare attività ben chiaramente individuate e definite all'interno del servizio. Una gara “per gestire la mobilità urbana” ha meno speranze di conseguire l'efficienza rispetto alla gara per la gestione di una linea tranviaria di cui si siano già decisi numero di corse, orari e mezzi. Ma questo significa che dovrebbe essere l'ente locale – oppure la società “nuda proprietaria” delle reti - ad assumere queste decisioni “strategiche”, relegando il gestore in una posizione di mero esecutore. Questo però contrasta con l'esigenza, che la gran parte degli osservatori avverte con grande evidenza, di spostare fette crescenti di decisioni “strategiche” dal sistema di pianificazione pubblica alla sfera della gestione.

In altri termini, la scelta del livello più opportuno presso il quale articolare la “divisione del lavoro” fra ente concedente e gestore è estremamente difficile e delicata, e soprattutto variabile da settore a settore. Non è neppure detto – anzi, è probabile che sia vero il contrario – che questo livello debba corrispondere alla gestione del “servizio integrato”: è piuttosto verosimile che in vista dell'affidamento sia preferibile frazionare il servizio idrico, quello dei rifiuti, quello dei trasporti locali, in più servizi semplici. Raccolta ordinaria, raccolta differenziata e smaltimento; acquedotto, fognatura e depurazione; linee automobilistiche, ferroviarie e tranviarie, gestione dei parcheggi e altro, in questa logica, dovrebbero essere affidabili come attività separate: ma è proprio questo che risulta difficile, dal momento che la legislazione di settore impone invece forme di integrazione sia verticale che orizzontale fra queste attività.

Questo problema ha due importanti conseguenze. La prima è quella di limitare la possibilità di adottare meccanismi di concorrenza per il mercato alle fasi “troppo a monte”, caratterizzate da margini di indeterminatezza eccessivi. In effetti, nel panorama mondiale si riscontrano a questo proposito due tipi di soluzione. La prima è quella di ricorrere al mercato per l'affidamento non della “gestione integrata” e delle connesse responsabilità, ma per l'esecuzione di attività ben definite all'interno di un piano operativo organizzato dal soggetto pubblico. La seconda è quella di affidare a un soggetto monopolista pubblico, oppure a un soggetto privato (es. Francia) o privatizzato (es. UK, ma sempre più qualcosa di simile sta accadendo anche in Italia e in Germania), in questo caso accompagnando alla gestione monopolistica un sistema di regolazione formale che interviene nelle strategie di investimento e nella formazione dei prezzi all'utenza.

Le uniche esperienze di affidamento a privati della “gestione integrata” attraverso procedure di gara sono riscontrabili semmai nei Paesi in via di sviluppo: con esiti sui quali la stessa Banca Mondiale, grande sponsor

di questo modello di privatizzazione, ha giudicato retrospettivamente con una certa severità (World Bank, 1999).

Non solo reti e personale: i costi affondati di una gestione di servizio ambientale

Un secondo problema connesso con l'istituto della "concorrenza per il mercato" nel settore dei SPL è rappresentato dalla fondamentale differenza che intercorre fra la produzione di servizi a rete – in particolare, di molti servizi locali – e la produzione di beni. Questa differenza consiste nel fatto che, per una parte piuttosto importante, la produzione del servizio contiene un valore aggiunto prodotto necessariamente sul luogo in cui il servizio viene consumato, attraverso strutture, uomini e impianti "legati" al territorio in cui viene prodotto il servizio. Queste strutture, uomini e mezzi non sempre possono essere trasferiti facilmente da una gestione all'altra, se non in modo "incrementale", attraverso una concorrenza "di frontiera" (es. due gestori confinanti che competono per allacciare nuovi utenti).

Se queste attività "legate al territorio" fossero banali operazioni *labour intensive*, non ci sarebbero grossi problemi: come non ce ne sono del resto mai stati, ad esempio, per la raccolta dei rifiuti, che un comune italiano su tre oggi gestisce attraverso appalti. Ma si tratta invece, sempre più, di attività che richiedono investimenti in ricerca e sviluppo, tecnologia, contengono *know-how*, necessitano di un capitale umano ben formato.

Una parte importante di questo "capitale affondato", sono senza dubbio le infrastrutture fisse; qui, a patto di accettare preventivamente una qualche regola circa le modalità di trasferimento della proprietà di questi asset, i problemi sono relativamente semplici. In Francia, ad esempio, è il particolare meccanismo contrattuale dell'*affermage* a dosare il coinvolgimento finanziario dei privati attraverso il mantenimento della proprietà pubblica dell'infrastruttura che poi viene "affittata" al gestore. In Italia, il ddl 4014 prevede che il subentrante acquisisca gli investimenti non ancora ammortizzati dal gestore uscente, e le relative obbligazioni, pagandole al prezzo corrispondente al loro valore contabile (capitale immobilizzato meno fondo di ammortamento).

La teoria economica ha ormai raggiunto un soddisfacente livello di maturità nella comprensione di questi problemi e nell'individuazione di soluzioni che assicurino un equilibrio fra l'esigenza di non disincentivare il gestore in carica dall'investire, e non elevare barriere all'entrata troppo elevate contro i nuovi entranti.

Anche con riferimento al personale, è normale che laddove sia prevista la possibilità di avvicendamento, vi siano anche precisi obblighi da parte del subentrante in merito alla riassunzione dei dipendenti della precedente gestione.

Il punto tuttavia è che non sempre è chiaro dove finiscono gli asset e il personale "pertinenti alla gestione" che viene messa in gara, e dove si tratta invece di asset di proprietà del gestore uscente, che quest'ultimo ha dunque il diritto – o il dovere – di trattenere.

Si pensi al *know-how*, alla qualificazione del personale, allo sviluppo di brevetti, costruzione di reti commerciali e di rapporti con altri interlocutori – si pensi, solo per fare un esempio, ad eventuali contratti stipulati dal gestore uscente con impianti industriali abilitati a recuperare rifiuti. Si pensi agli impianti che non necessariamente devono servire a quella particolare gestione, come un laboratorio di analisi o una discarica.

Dal momento che il gestore non coincide con l'azienda, una gara *a-la-Demsetz* per l'affidamento della gestione determinerebbe un meccanismo piuttosto laborioso, in base a cui il subentrante avrebbe il diritto-dovere di acquisire una parte dell'azienda del gestore uscente, il quale avrebbe a sua volta il diritto-dovere di trattenerne la parte rimanente: non sono tuttavia affatto chiari i confini fra gli *asset* che devono essere ceduti e quelli che possono essere trattenuti dal gestore uscente, né tanto meno i criteri con cui gli *asset* trasferiti potranno essere valutati.

Questo appare ancora più grave nel caso di aziende multiservizio, che potrebbero trovarsi nell'eventualità di perdere solo alcuni dei servizi che hanno in affidamento.

Un punto ulteriore, la cui importanza è stata finora trascurata, consiste nel fatto che molti servizi ambientali utilizzano risorse naturali, regolate attraverso la pianificazione territoriale ed ambientale: l'uso di queste risorse è disciplinato da diversi strumenti, come la concessione di prelievo di acque pubbliche,

l'autorizzazione ad effettuare attività di smaltimento o a scaricare acque. Nel testo del ddl non è chiaro se di questi atti amministrativi siano beneficiari i gestori oppure le reti – e quindi i comuni che di queste sono proprietari. Se per una risorsa idrica, ad esempio, dovrebbe essere abbastanza chiaro che il diritto del suo sfruttamento dovrebbe essere parte integrante del valore capitale dell'infrastruttura, altrettanto non si può dire dello smaltimento dei rifiuti, settore in cui sono molto diffusi gli impianti di proprietà privata, autorizzati dalla competente autorità amministrativa, dai quali i Comuni acquistano i servizi di smaltimento: e quindi non è altrettanto pacifico che, nel caso di un nuovo impianto realizzato dal gestore in carica, questo debba essere trasferito con la relativa autorizzazione al nuovo gestore.

La “concorrenza per il mercato” praticata a livello di gestione complessiva del servizio, in definitiva, non è una forma pura di concorrenza, in cui chi perde se ne va e chi subentra arriva al suo posto con la sua azienda, i suoi uomini, i suoi mezzi. E' invece un meccanismo di cessione obbligatoria dell'azienda – o per meglio dire di una parte di essa, dai confini abbastanza indefiniti – a condizioni estremamente vaghe, che sicuramente daranno molto da lavorare agli avvocati e ai giudici amministrativi.

La concorrenza per il mercato nell'esperienza straniera

Tant'è che infatti in nessun Paese europeo – ma nemmeno negli USA – si adottano alla lettera meccanismi di *franchise bid*.

Dove la concorrenza per il mercato viene applicata in modo generalizzato all'universo dei servizi locali – all'interno dell'UE, praticamente, solo in Francia – le compagnie adottano in genere la strategia di “svuotare” il più possibile la gestione locale, trasferendo il “cervello delle operazioni” e tutte le attività a valore aggiunto a livelli superiori, organizzati per ambiti territoriali più vasti, o addirittura attraverso accordi di cooperazione con gli altri gestori. Ciò è reso possibile dalla struttura fortemente concentrata dell'industria.

Come è noto, il sistema francese è evoluto durante un secolo e mezzo e ha dato vita a un oligopolio assai chiuso, nel quale tre imprese dominano – con quote diverse a seconda dei servizi, ma pressoché in tutti ben oltre il 50% – la quasi totalità del mercato. Si tratta di colossi integrati orizzontalmente e verticalmente, in grado di offrire qualunque combinazione di servizi a rete e qualsiasi livello di coinvolgimento ed esposizione finanziaria, agevolati in questo dalla presenza di istituti giuridici peculiari del diritto amministrativo francese, come il contratto di *affermage*. Storicamente, le imprese francesi si sono affermate soprattutto in occasione delle fasi dinamiche dell'industria dei diversi settori, in cui si trattava di estendere o adeguare massicciamente le infrastrutture: privi di circuiti finanziari pubblici, i comuni francesi si sono trovati in buona parte costretti a ricorrere all'affidamento (Barraqué 1995).

Ma è realmente “concorrenziale” il mercato francese? E' lecito avanzare più di qualche dubbio. La concorrenza fra le grandi compagnie si esercita al limite in occasione del primo affidamento – che come si è detto coincide in genere con una fase di sviluppo della rete di infrastrutture locale; dopodiché, i casi di subentro sono estremamente rari, e praticamente nulli in settori come quello idrico, a meno che non si tratti di precisi accordi fra le compagnie private. Viceversa, si assiste a un'incessante collaborazione fra le imprese private, che danno vita a livello locale a infrastrutture, centri logistici e società di servizio in comune, dalle quali le gestioni locali acquistano poi le diverse attività necessarie allo svolgimento del servizio.

Eppure i bandi di gara sono frequenti – 3-5 anni, con durate maggiori solo nei casi in cui al gestore è richiesto un significativo coinvolgimento nel finanziamento di nuove opere: ma si tratta tutt'al più di occasioni per rinegoziare il contratto e la tariffa.

Al di fuori della particolarissima – e per molti versi irripetibile – esperienza francese, vi è un solo precedente in Europa di una generalizzata politica di apertura alla concorrenza attraverso la contrattualizzazione dei servizi e la messa in gara obbligatoria: quella del *compulsory competitive tendering* (CCT) inglese.

Il principio del CCT fu introdotto in Gran Bretagna nel settore dei servizi comunali – fra i quali, si badi bene, *non* c'erano né il gas né il ciclo dell'acqua, ma prevalentemente attività come la raccolta dei rifiuti, l'illuminazione delle strade, la manutenzione del verde e degli edifici pubblici, la gestione delle mense – in modo assai simile a quanto viene proposto oggi in Italia: i dipendenti delle “gestioni in economia” avrebbero dovuto formare delle imprese, e con queste concorrere per l'affidamento del servizio.

E' noto che l'esperienza del CCT, anche se si è limitata a settori relativamente “semplici”, è stata

abbastanza, ma non del tutto, felice. Alla prima tornata, la quasi totalità dei contratti è stata aggiudicata alle cooperative degli ex-dipendenti pubblici, che offrirono prezzi estremamente bassi (guadagno di efficienza, o brutale ricatto ai danni di persone che pur di non perdere il lavoro si sono costrette ad accettare condizioni prima impensabili?. La verità sta probabilmente nel mezzo). Fatto sta che in moltissimi casi queste imprese improvvisate non sono state in grado di reggere, e nelle tornate successive, chi prima chi poi, hanno dovuto soccombere alle imprese private, o sono state da queste acquisite prima della scadenza dei contratti. Alle seconde tornate, già il guadagno in termini di riduzione dei prezzi si era stabilizzato; in compenso vi è chi lamenta una drastica caduta della qualità – per lo meno negli aspetti non monitorati dal contratto.

Va notato che in Gran Bretagna non esisteva la figura dell'azienda pubblica, e l'unica alternativa alla privatizzazione era la gestione in economia. Tuttavia, il governo inglese fu molto attento ad evitare la costituzione di situazioni di asimmetria informativa troppo vantaggiose per i gestori privati. Il CCT, infatti, non veniva proposto per l'affidamento dei *servizi nella loro interezza* – cosa che anzi veniva esplicitamente sconsigliata negli stessi documenti governativi – ma per l'affidamento di *singole fasi* della gestione dei servizi. Non si affida in gara “la concessione della gestione integrata dei rifiuti”, ma “l'appalto per la raccolta trisettimanale dei sacchi nelle vie di una città”. Al soggetto pubblico restava in ogni caso il “cervello” delle operazioni: era il comune a restare responsabile di disegnare il servizio, frazionarlo in attività semplici, ideare le reti di infrastrutture, determinare le tariffe; e a remunerare poi il “prestatore d'opera” privato. Quest'ultimo veniva poi scelto in base ad un'asta, in cui il prezzo giocava un ruolo preponderante.

Il governo laburista ha recentemente deciso una parziale inversione di rotta: anziché obbligare i comuni ad affidare il servizio in base al “massimo ribasso”, dovranno attenersi al criterio del *best value*, e sono state avviate alcune sperimentazioni per meglio definire questo scivoloso concetto¹².

Alternative alla “concorrenza per il mercato”

Quello che i paragrafi precedenti dimostrano, in buona sostanza, è che la concorrenza per il mercato, per potersi manifestare efficacemente in settori come quello idrico e dei rifiuti, hanno bisogno di una robusta iniezione di regolazione pubblica, quanto meno *ex ante*, ossia nella definizione puntuale delle attività che vanno messe in gara.

E' proprio la difficoltà di concepire un simile modello di regolazione ad aver fatto sì che, concretamente, in tutte le esperienze quanto meno europee e occidentali, questo modello non sia mai stato adottato nella forma “pura” – se non, tutt'al più, per i servizi più semplici, e praticamente mai per quelli a rete. Le politiche di settore hanno semmai privilegiato – quando possibile – la liberalizzazione delle fasi che potevano essere aperte alla concorrenza sul mercato, mantenendo tuttavia formule più o meno vicine al monopolio regolamentato, con affidamento diretto.

Questo non significa che i servizi ambientali non si prestino ad altre forme di gestione che quella pubblica. Significa piuttosto che occorre considerare con molta attenzione e obiettività anche le altre formule di introduzione di incentivi di mercato, anche se queste possono sembrare meno soddisfacenti sul piano della pura teoria economica.

In effetti, la teoria economica, ma anche l'esperienza mondiale, ci offrono numerose alternative, per iniettare competitività in un mercato di servizi pubblici, diverse dalla gara per l'affidamento *à-la-Demsetz*. Ognuno dei diversi settori di SPL si presta in modo diverso all'introduzione di questi strumenti, sicché riesce difficile ipotizzare “ricette” valide in modo universale. Va semmai sottolineato che in tutti i sistemi esistenti assistiamo a *combinazioni* dei diversi strumenti (liberalizzazione, concorrenza per il mercato e *public procurement*, *incentive regulation*, concorrenza sui mercati finanziari, contendibilità della proprietà, coinvolgimento diretto degli utilizzatori); il problema che si pone con maggiore chiarezza non è tanto quello di scegliere l'una o l'altra soluzione, ma di architettare un sistema di regolazione in cui tutti gli strumenti giochino un ruolo fra loro coerente e sinergico.

¹² Un'ampia documentazione, in continua evoluzione, è disponibile sul sito internet del Department of Environment, Transport and the Regions (<http://www.local-regions.detr.gov.uk/bestvalue/bvindex.htm>)

Mercato per la proprietà degli asset

La concorrenza può essere promossa, in primo luogo, *per la proprietà delle imprese concessionarie*, anziché per l'affidamento delle concessioni.

L'esempio più noto di questo meccanismo è quello della privatizzazione dell'industria idrica inglese. Le *Water Authority* – colossali imprese pubbliche, operanti alla scala regionale – furono trasformate in società di diritto privato, dotate di un capitale – rappresentato anche dalle infrastrutture di rete – e di una concessione trentennale. Ciascuna delle imprese così create (WPLCs) fu posta alle dipendenze di una corrispondente *Water Holding Company*, alla quale fu data la facoltà di competere anche in altri mercati; le azioni delle holding furono vendute all'asta, con il dichiarato principio di promuovere una concorrenza sul mercato azionario (*market for corporate control*) in grado di sottoporre alla minaccia di scalata le compagnie eccessivamente inefficienti. Nello stesso tempo ad un'Autorità di settore (Ofwat) venne affidata la responsabilità di approvare, ogni 5 anni, i programmi tariffari delle compagnie attraverso un meccanismo di *price-cap*.

In questo modo, le *Water Company* rimangono responsabili della gestione; eventuali acquirenti interessati a un *take-over* dovrebbero ricorrere a meccanismi di OPA, in caso di successo dei quali entrerebbero in possesso dell'impresa, con le sue strutture, il suo personale, i suoi *asset*, e ovviamente la sua concessione.

Un meccanismo di fatto molto simile a questo – anche se privo di alcuni elementi essenziali come il sistema di regolazione economico-tariffaria – è stato utilizzato in Germania, soprattutto per la ristrutturazione del sistema idrico della ex-DDR. Le aziende pubbliche così costituite venivano dotate di concessione e di programma di investimenti; sulla base di questo quote del pacchetto azionario sono state messe sul mercato, dando vita a un vivace processo di acquisizioni che ha interessato non solo i colossi francesi (Générale des Eaux-Vivendi, Lyonnaise e Saur), ma anche grandi gruppi operanti in settori come quello energetico (dalla General Electric alla tedesca RWE).

In altri casi, pacchetti azionari sono stati collocati sul mercato puntando soprattutto agli investitori istituzionali e ai fondi pensione, più che alla ricerca di partner industriali.

Si noti che questo tipo di procedimento è da tempo diffuso anche nel nostro Paese: la privatizzazione dell'Amga di Genova, dell'Aem di Milano, dell'Acea di Roma hanno seguito esattamente questo schema; ma anche laddove a livello locale si costituiscono società miste pubblico-privato – es. nel recente caso di Arezzo – al partner privato si chiede di contribuire con l'acquisto di una *quota del pacchetto azionario di una società già concessionaria*, e non di partecipare a una gara per l'affidamento della concessione – anche se in quest'ultimo caso la base dell'offerta era rappresentata dal volume di investimenti che il proponente riteneva necessari per dare attuazione al “piano d'ambito” prospettato nel bando di gara.

Certamente, il mercato attivato a questo livello è imperfetto, essenzialmente perché è piuttosto dubbia la reale contendibilità della proprietà. Nei casi italiani o tedeschi, ad esempio, non sembrano esservi reali stimoli in questa direzione, al di là, evidentemente, della gara con la quale vengono collocate le quote. Anche lo strumento della quotazione in Borsa espone sì al rischio di scalate, ma questo vale una volta sola, dal momento che dopo l'eventuale *take-over*, ben difficilmente l'acquirente potrà essere nuovamente esposto al medesimo rischio. Nella stessa Gran Bretagna – dove pure le dimensioni relativamente grandi delle *Water Company* rendono la contendibilità maggiore, e dove i mercati finanziari sono molto più trasparenti ed efficienti che altrove, si sta assistendo negli ultimi anni a un graduale processo di concentrazione e di integrazione orizzontale.

Incentive regulation

L'altra “gamba” del sistema è pertanto rappresentata dal sistema di regolazione economico-tariffaria, sulla cui struttura si giocano in buona sostanza le *chance* di conseguire migliori livelli di efficienza.

Non è questa la sede per addentrarsi in una discussione teorica su questo argomento; possiamo limitarci ad osservare che l'esperienza inglese delle Authority di settore – che hanno il compito di attuare una regolazione basata sul meccanismo del *price-cap*, e dunque sulla negoziazione periodica di tassi di incremento tariffario, supportata da un lato dal monitoraggio della qualità dei servizi, dall'altro dall'utilizzo di tecniche di *benchmarking* sempre più raffinate e analitiche.

L'esperienza inglese contiene senza dubbio luci ed ombre, ed è stata oggetto di critiche anche pesanti

(Ecologic, 1999). Va peraltro sottolineato come la crescita spettacolare delle tariffe idriche inglesi sia stata motivata in larga parte dalla necessità di adeguare le tariffe ai costi reali e di finanziare gli imponenti programmi di investimento richiesti dalle normative europee. Nella *price review* per il periodo 1999-2004, per la prima volta, Ofwat ha imposto una diminuzione delle tariffe in termini reali, forte anche del progressivo affinamento delle proprie capacità di analisi dei potenziali recuperi di efficienza. La riduzione dei costi operativi nell'industria idrica inglese nel decennio passato è stata rimarchevole (9% in termini reali), anche se è lecito sollevare qualche dubbio circa il potenziale effetto di distorsione verso un livello di investimenti eccessivo (Ofwat, 1999).

In molti Paesi – come la Germania e la stessa Francia – simili strumenti di confronto comparativo hanno trovato qualche diffusione, sebbene in modo meno formalizzato e istituzionalizzato (Guerin, 1999; Ecologic, 1999). In Italia, proposte in questa direzione sono state avanzate, ad esempio, da Massarutto (1998). In tutti questi casi, è molto più difficile documentare l'effetto delle misure adottate sui livelli di efficienza, dal momento che i trend tariffari sono molto più complessi da decifrare (Ecologic, 1999; 2000). Pure,

In altri Paesi, si sono seguite altre vie per l'introduzione di incentivi all'efficienza all'interno dei sistemi di gestione pubblica locale, ad esempio utilizzando strumenti quali il budget o la creazione di “quasi-mercati”. Si tratta di modelli mutuati da settori come quello dell'istruzione e della sanità, e che nei servizi ambientali hanno trovato terreno fertile in modo particolare nell'Europa Centro-Settentrionale, soprattutto in Olanda e in Scandinavia.

Project financing e coinvolgimento del settore privato nella realizzazione di infrastrutture

Un terzo meccanismo che non solo trova non solo grande diffusione in tutto il mondo, ma è invocato a gran voce da una lunghissima serie di documenti governativi in materia di infrastrutture pubbliche, è quello del *project financing*. Come è noto, sotto questa etichetta si identificano contratti di varia natura (dall'anglosassone Build-Operate-Transfer al tedesco *Betreiber-Modell*) che sono accomunati dal fatto che un privato viene richiesto di contribuire finanziariamente alla realizzazione di un'infrastruttura; e che la remunerazione viene offerta non attraverso un pagamento diretto, ma attraverso il diritto di sfruttare, a certe condizioni e per un certo periodo, l'infrastruttura stessa; il *cash-flow* tariffario rappresenta la garanzia per chi fornisce le risorse finanziarie.

Nella stessa Francia, il meccanismo della gara per l'affidamento dell'intero servizio opera solo in alcuni casi: dove la municipalità è più forte, come a Parigi, l'architettura del sistema è molto più complessa. Nel caso dell'acqua, nella capitale francese convivono pezzi di gestione in economia (il sistema di controllo), società mista (grande adduzione e trattamento) e concessione (distribuzione).

Perfino nei Paesi in via di sviluppo, come documenta esaurientemente la Banca Mondiale, è sulla base del *project financing* che viene organizzata, quasi ovunque, l'offerta di servizi.

Da Istanbul al Cairo, da Giacarta a Buenos Aires, il privato partecipa ad alcune società di scopo con il comune o l'impresa di gestione municipale; garantisce prestazioni molto specifiche, in particolare specifici piani di riabilitazione delle infrastrutture, intorno alle quali vengono costituite società altrettanto specifiche.

Nel nostro Paese, meccanismi non troppo dissimili sono stati recentemente proposti o utilizzati per la realizzazione di impianti di smaltimento dei rifiuti, attraverso *joint-venture* fra gestori pubblici e imprese private; pure si conoscono esperienze nel settore idrico, come il grande schema di adduzione dell'Acquedotto Campano Occidentale.

Mercato per la gestione e mercato per le forniture

Un quarto aspetto rilevante è relativo all'analisi dei rapporti all'interno delle filiere produttive che stanno alle spalle dei diversi SPL. Posto che ciascuno di essi fa storia a sé, infatti, ognuno si fonda sull'esistenza di una serie di attività generatrici di input, che la gestione del servizio è chiamata ad assemblare.

Sia nel settore idrico che in quello dei rifiuti, come si notava nel par. 2, si è assistito negli ultimi due decenni a una graduale complessificazione e globalizzazione delle filiere. Gli *input* necessari ai servizi sono sempre meno banali, sempre meno facili da reperire localmente; e sempre più ricchi in termini di tecnologia e innovazione, con forti economie di specializzazione e divisione del lavoro ormai strutturata a livello internazionale (Kraemer 1995).

E' dunque essenziale rivolgere lo sguardo non solo alla concorrenzialità che è possibile introdurre nel momento dell'affidamento, ma piuttosto al governo dell'intero sistema di transazioni che sorregge le diverse filiere.

Un'analisi di questo tipo può portare delle interessanti sorprese. Nel caso francese – in cui opera un meccanismo di concorrenza per il mercato, ancorché oligopolistico – in compenso la filiera è pesantemente gerarchizzata e dominata dalle medesime imprese che operano nella gestione. Ciascuna di esse controlla in altre parole un gruppo integrato verticalmente, cui attinge per ogni tipo di fornitura tecnologica, dalla progettazione ai macchinari, dalle apparecchiature ai reagenti, dai lavori di costruzione ed *engineering* ai servizi finanziari, con transazioni tutte interne al gruppo. All'estremo opposto si trova la Germania, dove troviamo invece un monopolio pubblico locale della gestione, a fronte del quale opera una vivace competizione sul lato della fornitura di *input* di qualsiasi genere: cui corrisponde il ruolo di assoluta preminenza che l'industria idrica tedesca ha sui mercati mondiali in quanto fornitrice di tecnologia e di componentistica. In una posizione intermedia si colloca il sistema inglese, nel quale le compagnie idriche sono spesso integrate a monte, ma in molti altri casi interpretano il proprio ruolo come semplici *procurement companies*.

Ai fini dell'efficienza complessiva della filiera, è estremamente dubbio che il meccanismo “alla francese” consenta un'efficienza superiore agli altri; si può anzi sostenere che nel caso francese a fronte di un'assai blanda concorrenzialità dell'affidamento viene di fatto cancellata la concorrenzialità nel mercato degli input.

L'esperienza internazionale sembrerebbe testimoniare di una sorta di *trade-off* fra la concorrenza per il mercato degli affidamenti e la concorrenza nel mercato delle forniture. Vale dunque la pena di riflettere circa l'opportunità di considerare le conseguenze a livello dell'intera filiera, anziché privilegiare esclusivamente il momento della gestione come livello di attivazione della concorrenza.

Sistemi autogestiti e coinvolgimento diretto degli utenti

Vi è ancora una quinta dimensione interessante da considerare, forse di non grande rilievo in termini quantitativi, ma di estremo interesse in un contesto policentrico e pluralistico come quello italiano: quella del coinvolgimento diretto degli utenti del servizio nella proprietà delle reti e delle imprese di gestione. La tradizione in questo senso è prevalentemente centro-europea, e in parte anche italiana; recentemente tuttavia anche la Gran Bretagna ha iniziato a considerare con favore la possibilità degli utenti di associarsi in modo da controbilanciare in qualche modo la posizione di predominio dei gestori, ed eventualmente auto-organizzare l'offerta di certi servizi, anche attraverso formule definibili come “terzo settore” (ong, associazioni di volontariato, gruppi ambientalisti) che, nel caso che ci interessa, hanno trovato particolare diffusione soprattutto nel settore della gestione dei rifiuti, e in particolare nelle raccolte differenziate.

Due esempi. Il primo viene dall'Alto Adige: a Dobbiaco, in provincia di Bolzano, è stato realizzato un impianto per la produzione di energia elettrica e teleriscaldamento, alimentato con i cascami della lavorazione del legno. Della società che ha realizzato e gestisce l'impianto sono proprietari in parte il Comune ed altri enti locali, in parte una cooperativa di cittadini, che ricevono i servizi dell'impianto.

Il secondo esempio viene da Arzignano, principale distretto conciario italiano, in provincia di Vicenza. Per smaltire i reflui industriali non sarebbe stato possibile un normale servizio pubblico (dal momento che nessuna delle imprese aveva i requisiti per scaricare in tabella C della legge Merli, e avrebbe avuto bisogno di trattamenti molto costosi se effettuati a livello della singola azienda. La soluzione è stata quella di un impianto di fognatura e depurazione consortile, di cui sono proprietarie le imprese associate, oltre che gli enti locali: in questo modo, le imprese proprietarie possono gestire il sistema come una fognatura privata – gli standard di conferimento sono concordati fra le aziende e la società consortile di gestione e stanno ben al di sopra della tabella C – mentre i trattamenti sono centralizzati in un unico impianto, che riceve anche i reflui civili del comune.

In casi come quelli citati – particolarmente frequenti nelle aree caratterizzate da sistemi produttivi di tipo distrettuale, così tipici di una parte considerevole del Paese – il divieto di affidamento diretto potrebbe rappresentare una soluzione sconsigliabile, sia per via della peculiarità delle istituzioni che hanno assunto la titolarità del servizio – cui partecipano, ma non in modo esclusivo, gli “enti locali” – sia per via del ruolo assai delicato che la gestione di questi servizi assume nel quadro della politica industriale a livello di distretto.

Bibliografia

- Amadei P., Croci E., Pesaro G., 1998, Nuovi strumenti di politica ambientale: gli accordi volontari, FrancoAngeli, Milano
- Armstrong M., Cowan S., Vickers J., 1994, Regulatory Reform: Economic Analysis and British Experience, The MIT Press, Cambridge Ma., Usa
- Ascari S., 1995, “Studi per un progetto di riforma fiscale: settori delle acque e dei rifiuti solidi”, in AA.VV., Studi per un progetto di riforma fiscale, Dipartimento di Economia Pubblica e Territoriale, Università degli Studi, Pavia.
- Barraqué B., 1995, Les politiques de l'eau en Europe, La Découverte, Paris (trad. it. “Le politiche dell'acqua in Europa”, FrancoAngeli, Milano, in corso di pubblicazione)
- Barraqué B., 1998, “Sostenibilità e gestione delle risorse idriche in Europa”, L'Acqua n. 1-2
- Baumol W.J., 1998, “Having your cake: Competition with universal service” International Journal on Regulation, in corso di pubblicazione
- Berkoff J., 1994, A strategy for Managing Water in the Middle East and North Africa, The World Bank, Washington DC.
- Biondi V., Frey M., 1997, Le società di ingegneria nel settore ambientale, in P.Genco, F.Maraschini (a cura di), L'ingegneria impiantistica, il Mulino, Bologna.
- Cima S., 1998, Le tariffe idriche, FrancoAngeli, Milano
- Cipe-Nars, 1998, Parere sul Metodo normalizzato per la determinazione della tariffa di riferimento del servizio idrico integrato, Ministero del Tesoro, Bilancio e Programmazione Economica, Roma.
- Correia, F.Nunes, a cura di, 1997, EUROWATER. Institutions of water policies in Europe, Springer, Berlin
- Critelli A., Banca dati delle tariffe dei servizi idrici: prime considerazioni, “L'Acqua”, n.1-2/1998, p. 113
- Cummings R., Dinar A., Olson D., 1996, New Evaluation Procedures for a New Generation of Water-Related Projects, The World Bank, Washington DC.
- Del Moral L., 1998, Water policy in Spain, intervento al seminario “La gestione delle risorse idriche fra dimensione locale e grandi spazi”, Portogruaro, 28 aprile.
- Dente B., 1995 (a cura di), Environmental Policy in Search for New Instruments, Kluwer, Amsterdam.
- Drusiani R., Parena R., 1998, “Verso una moderna articolazione della tariffa idrica: il ruolo della “quota fissa”, L'Acqua, n.1-2, p. 121.
- Ecologic, 1997, Vergleich der Trinkwasserpreise im Europäischen Rahmen, a cura di A.Kraemer, R.Piotrowski, A.Kipfer. Rapporto per l'Umweltbundesamt, Berlin.
- Ecologic, 1998, Vergleich der Abwassergebühren im Europäischen Rahmen, a cura di A.Kraemer, R.Piotrowski, A.Kipfer. Rapporto per l'Umweltbundesamt, Berlin. (in corso di pubblicazione)
- Fontana M., Massarutto A., 1994, La valutazione economica della domanda d'acqua: metodologie di stima e applicazioni empiriche, Quaderni di Ricerca Iefe, Università Bocconi, Milano.
- Guffanti L., Merelli M., 1997, La riforma dei servizi idrici in Italia, EGEA, Milano
- Idelovitch E., Rindskog K., 1995, Private Sector Participation in Water Supply and Sanitation in Latin America, The World Bank, Washington DC.
- Idelovitch E., Rindskog K., 1997, Wastewater Treatment in Latin America, The World Bank, Washington DC.
- Irsa-Cnr, 1998 Un futuro per l'acqua in Italia, Roma (in corso di pubblicazione).
- Jenkins R., Martinez S., Palmer K., Podolsky M., 2000, *The determinants of household recycling: a material specific analysis of recycling program features and unit pricing*, Resources for the Future, Discussion Paper n.99/41, Washington DC (URL:http://www.rff.org/disc_papers/PDF_files/9941rev.pdf)

- Kahlenborn W., Kraemer A., 1997, "Sostenibilità e gestione delle acque in Germania", *Economia delle Fonti di Energia e dell'Ambiente*, n.3.
- Kraemer A., 1995, "Privatizzazione e regolazione nell'industria dell'acqua", *Economia delle fonti di energia e dell'ambiente*, n.2
- Lee E., Martin J., Monck B., 1997, "Financing the Water Sector", *International Water Development*, n.1, p.93
- Legambiente, 1998, *Ambiente Italia 1998*, Editoriale Verde Ambiente, Roma.
- Lovisetto M., 1997, *I servizi idrici*, Giappichelli, Torino.
- Malaman R., 1995, *La gestione dei servizi idrici*, il Mulino, Bologna.
- Malaman R., Cima S., 1998, *L'economia dei servizi idrici*, FrancoAngeli, Milano.
- Martini P., 1998, "Criteri e proposte per una strategia tariffaria globale del servizio idrico", *L'Acqua*, n.1-2, p.39.
- Massarutto A., 1993, *Economia del ciclo dell'acqua*, FrancoAngeli, Milano
- Massarutto A., 1994, "La legge Galli: una rivoluzione per i servizi idrici?", *Economia delle fonti di energia e dell'ambiente*, n.2
- Massarutto A., 1995, *Regolazione ambientale ed economica dei servizi pubblici: il caso dell'acqua in Gran Bretagna*, paper presentato alla II Riunione degli Economisti Ambientali Italiani, Pavia, settembre.
- Massarutto A., 1997a, *Water prices in Italy*, in *Ecologic (1997)*
- Massarutto A., 1997b, "La regolazione del settore dei servizi idrici: le ragioni per l'istituzione di un'Authority", *Economia delle fonti di energia e dell'ambiente*, n.3.
- Massarutto A., 1998a, "I servizi idrici", in *Fondazione Rosselli, Rapporto sui servizi pubblici in Italia (in corso di pubblicazione)*
- Massarutto A., 1998b, "La tariffazione dei servizi idrici in Europa", *L'Acqua*, n. 1-2
- Massarutto A., 1998c, "Le tariffe dei servizi idrici", *Economia delle fonti di energia e dell'ambiente*, n.2 (in corso di pubblicazione)
- Massarutto A., Messori L., 1998, *Sewerage charges in Italy*, in *Ecologic (1998)*
- Massarutto A., Pesaro G., 1995, *La pianificazione di bacino come politica pubblica: il caso del Po*, Quaderni di ricerca, Iefe, Università Bocconi, Milano
- Mediocredito Centrale, 1997, *Acqua. Il sistema idrico in Italia: situazione attuale e prospettive*, Roma
- Ministero dei Lavori Pubblici, 1998, *Per restare in Europa: le infrastrutture fisiche*, Roma
- Ministero dell'Ambiente, 1998, *Relazione sullo stato dell'ambiente*, IPZS, Roma
- Oecd, 1987, *Pricing of Water Services*, Paris.
- Oecd, 1996, *Subsidies, Tax Disincentives and the Environment*, Paris, Environmental Policy Committee, Environment Directorate
- Oecd, 1997a, *Water Subsidies and the Environment*, Paris
- Oecd, 1997b, *Evaluating Economic Instruments for Environmental Policy*, Paris
- Oecd, 1998, *Pricing for Water Services (in corso di ultimazione)*
- Onida M. (a cura di, 1999), *I rifiuti nel XXI secolo: il caso Italia tra Europa e Mediterraneo*, Edizioni Ambiente, Roma.
- Palmer K., Walls M., 1999, *Extended product responsibility: an economic assessment of alternative policies*, Resources for the Future, Discussion Paper 99-12, Washington DC (URL: http://www.rff.org/disc_papers/PDF_files/9912.pdf)
- Perra L., 2000, "Rifiuti solidi urbani: un'analisi economica dell'assetto produttivo", Paper n. 00/34, CRS Proaqua (URL: <http://www.proaqua.it>)
- Peruzzi P., 1990, "Aspetti della politica delle acque in Italia", in AA.VV., *La difesa del suolo e la politica delle acque*, Quaderni della Rivista Giuridica dell'Ambiente, n.3, 1990.
- Proaqua, 1997, *L'impatto sul servizio idrico della direttiva CEE 91/271 concernente il trattamento delle acque reflue urbane*, Roma
- Prost T., a cura di, 1999,

R&S-Mediobanca, 1995, Acqua, Milano
Rivera D., 1996, Private Sector Participation in the Water Supply and Wastewater Sector, The World Bank, Washington DC
Rusconi A., 1996, Acqua, Editoriale Verde Ambiente, Roma
Spulber N., Sabbaghi A., 1994, Economics of Water Resources: from regulation to privatization, Kluwer, Amsterdam, NL.
The World Bank, 1993, Water Resources Management, The World Bank, Washington DC, Usa
The World Bank, 1997, Private Sector in Infrastructures, The World Bank, Washington DC, Usa
Turner R.K., Dubourg W.R., 1993, Water Resources Scarcity: an Economic Perspective, CSERGE Working Paper PA 93-06, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University College, London and University of East Anglia, Norwich, UK.
UE-DGXI, 1998, Developments of the Framework Water Directive, URL: http://europa.eu.int/water/water-framework/index_en.html