

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI VERONA

DIPARTIMENTO DI
ECONOMIA AZIENDALE

SCUOLA DI DOTTORATO DI
ECONOMIA

DOTTORATO DI RICERCA IN
ECONOMIA E DIREZIONE AZIENDALE

Con il contributo di
UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI VERONA

CICLO XXVI/2011

POLICY PER IL RISPARMIO IDRICO: VARIABILI AMBIENTALI ED OPERATIVE CHE INFLUENZANO LE SCELTE DEI GESTORI

S.S.D. SECS-P/07

Coordinatore: Prof. ALESSANDRO LAI

Tutor: Prof.ssa BETTINA CAMPEDELLI

Dottorando: Dott.ssa MARTINA MARTINI

It is the greatest of all mistakes to do nothing

because you can only do little...

do what you can.

Sydney Smith

Indice

| | |
|---------------------------|---|
| <i>Introduzione</i> | 7 |
|---------------------------|---|

Capitolo I

Natura del bene e caratteristiche del settore

| | |
|--|----|
| 1.1 Cambiamenti climatici, trend demografici e stato delle risorse idriche | 11 |
| 1.2 Acqua bene economico “speciale” | 14 |
| 1.3 <i>Integrated water resources management</i> e politica idrica europea | 19 |
| 1.4 Caratteristiche del settore e struttura del mercato in Europa | 26 |

Capitolo II

Sostenibilità del settore e strumenti di gestione della domanda

| | |
|--|----|
| 2.1 Sostenibilità del settore e <i>water demand management</i> | 35 |
| 2.2 Il prezzo..... | 43 |
| 2.2.1 Criteri-obiettivo e determinanti delle scelte di prezzo..... | 43 |
| 2.2.2 Profili di efficacia, equità ed efficienza delle scelte di prezzo..... | 47 |
| 2.3 Le politiche restrittive | 56 |
| 2.4 Le tecnologie..... | 61 |
| 2.5 Le campagne educative ed informative..... | 68 |
| 2.6 Breve confronto tra gli strumenti: punti di forza e di debolezza..... | 75 |

Capitolo III

Il progetto di ricerca

| | |
|---|-----|
| 3.1 Le domande di ricerca..... | 81 |
| 3.2 La variabile dipendente: l'intensità informativa delle campagne per il risparmio idrico.... | 86 |
| 3.3 Le variabili esplicative: le caratteristiche operative dei gestori..... | 87 |
| 3.4 Le variabili esplicative: le caratteristiche ambientali..... | 95 |
| 3.5 Il metodo: la regressione di Poisson | 100 |

Capitolo IV

Overview del sistema idrico portoghese

| | |
|--|-----|
| 4.1 La struttura del mercato e i modelli di gestione | 105 |
| 4.2 L'evoluzione della regolamentazione del settore | 112 |
| 4.3 La pianificazione del settore..... | 118 |
| 4.4 Il sistema tariffario | 124 |

Capitolo V

Le evidenze empiriche

| | |
|---|-----|
| 5.1 Le fonti..... | 129 |
| 5.2 Le caratteristiche del campione e prime evidenze..... | 131 |
| 5.3 I risultati..... | 136 |
| 5.4 Le limitazioni e le possibili ricerche future..... | 144 |

| | |
|--|-----|
| <i>Considerazioni conclusive</i> | 147 |
|--|-----|

| | |
|---|-----|
| Appendice A – Indice delle figure | 151 |
|---|-----|

| | |
|---|-----|
| Appendice B – Indice delle tabelle..... | 152 |
|---|-----|

| | |
|---|-----|
| Appendice C – <i>Water utilities and the promotion of sustainable water use. an international insight</i> | 153 |
|---|-----|

| | |
|--------------------|-----|
| Bibliografia | 159 |
|--------------------|-----|

Introduzione

Cambiamenti climatici, pressioni demografiche e fattori socio-economici, normativi e tecnologici influenzano l'attuale stato delle risorse idriche e concorrono alla delineazione di possibili scenari futuri. Oggi 2,5 miliardi di persone non dispongono di servizi igienici di base, ogni anno 3,5 milioni di persone muoiono a causa dell'inquinamento idrico e della scarsa igiene ed entro il 2025 si stima che due terzi della popolazione mondiale vivrà in condizioni di stress idrico (OECD, 2012; UN Water.Org, 2013): questi numeri, evidenziando una situazione caratterizzata dalla scarsità di acqua e dal deterioramento della sua qualità, sono espressivi della rilevanza della questione idrica e della conseguente necessità di intervento per limitare gli impatti negativi sui sistemi ambientali e socio-economici.

La natura di risorsa scarsa, la presenza di usi concorrenti, il riconoscimento di istanze economiche, sociali ed ambientali nel processo decisionale relativo all'allocazione della risorsa e del triplice ordine di obiettivi connessi alla sua disponibilità, influenzano le caratteristiche del settore e portano a qualificare l'acqua quale bene economico, sociale ed ambientale (OECD, 2006). Il riconoscimento della triplice natura del bene condiziona le modalità di valutazione del valore e di gestione della risorsa, che non possono prescindere dall'adozione di un approccio integrato, il quale è posto alla base della politica idrica europea.

Tra i diversi profili di integrazione che emergono dalla Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE), quello partecipativo assume un ruolo di primo piano, richiedendo il disegno di adeguate politiche pubbliche, la loro successiva integrazione nei sistemi di impresa e il coinvolgimento dell'utente finale mediante opportune strategie di gestione della domanda. Quest'ultima in particolare, dati gli elevati costi delle scelte di sostenibilità sul fronte della fornitura, viene sempre più concepita quale mezzo per garantire una gestione sostenibile della risorsa e, dunque, per conseguire i più ampi obiettivi economici, sociali ed ambientali connessi alla sua disponibilità.

Muovendo dall'importanza di coinvolgere l'utente finale, il presente lavoro analizza le caratteristiche delle diverse policy per il risparmio idrico – il prezzo, le restrizioni e i razionamenti, le tecnologie e le campagne informative ed educative – evidenziandone in particolare i punti di forza e di debolezza sotto i profili dell'efficacia, dell'efficienza e dell'equità: da tale confronto emerge l'essenzialità delle campagne, quale strumento utilizzato da solo o a supporto delle altre leve, al fine di conseguire un uso efficiente e sostenibile della risorsa.

Sancita la rilevanza delle campagne, si è osservata la carenza di analisi volte ad indagare il livello di diffusione di questo strumento nonché la presenza di variabili ambientali ed operative in grado di influenzare le scelte dei gestori, identificando due opportunità di approfondimento, divenute oggetto del presente lavoro. È stata così condotta un'analisi empirica quantitativa su un campione di 168 utility portoghesi che ha portato a rilevare, da un lato, la scarsa attitudine a promuovere campagne per il risparmio idrico mediante il web e, dall'altro, l'influenza esercitata da alcune variabili endogene, quali la dimensione, la proprietà, la diversificazione, il modello gestionale e le scelte di sostenibilità sul fronte della fornitura, e da alcune variabili esogene, quali l'estensione dell'area servita e le zone di operatività, sull'intensità informativa della campagne.

Le evidenze ottenute restituiscono una misura della sensibilità ambientale e sociale dei gestori e dei relativi fattori di influenza, che consente di completare il quadro di analisi delle performance degli operatori, le quali sono state oggetto di precedenti valutazioni prevalentemente sotto il profilo economico. L'identificazione di modelli organizzativi e gestionali e di fattori ambientali che condizionano le performance, non solo economiche, ma anche ambientali e sociali degli operatori assume rilevanza anche ai fini del disegno di politiche pubbliche, potendo orientare le scelte del legislatore verso quei modelli organizzativi che consentono il conseguimento di migliori performance, o verso la definizione di schemi incentivanti e di azioni obbligatorie che inducano i gestori all'assunzione di comportamenti socialmente responsabili.

La discussione si articola in cinque fasi. Il primo capitolo, muovendo dall'analisi del problema idrico, illustra la natura di bene economico "speciale" dell'acqua e l'influenza di tale

definizione sulle modalità di gestione della risorsa, alla luce della politica idrica comunitaria, e sulle caratteristiche assunte dal settore, anche a seguito delle riforme intervenute negli ultimi decenni nel contesto europeo. Il secondo capitolo approfondisce la tematica della sostenibilità del settore, evidenziando da un lato la presenza di una vasta letteratura focalizzata sull'analisi della performance economica degli operatori e, dall'altro, l'evolversi di un filone di studi che contempla una più ampia nozione di sostenibilità dei sistemi idrici, comprensiva dei profili ambientale e sociale, che richiede il disegno di politiche pubbliche, la loro integrazione nei sistemi aziendali, nonché il coinvolgimento dell'utente finale. In tale capitolo viene presentata un'ampia letteratura sugli strumenti di gestione della domanda, dal cui confronto emerge la rilevanza delle campagne educative ed informative quale leva per orientare i comportamenti dei consumatori al risparmio idrico. Nel capitolo terzo è descritto il progetto di ricerca, con delineazione delle domande e delle variabili incluse nel modello e del metodo utilizzato per testare le relative ipotesi. Nel capitolo quarto viene presentato il sistema idrico portoghese, dando particolare rilievo alla Riforma del 1993 e agli interventi normativi sul fronte della pianificazione economica e della disciplina ambientale del settore. Nel capitolo quinto sono presentate e discusse le evidenze empiriche, i limiti dello studio e le possibili ricerche future. Chiudono, infine, alcune riflessioni conclusive.

Al termine di questa sezione introduttiva si desidera ringraziare coloro che hanno contribuito alla realizzazione di questo lavoro: in particolare la Prof.ssa Bettina Campedelli per avermi avviata a questo percorso e avvicinata al tema idrico e alla sua trattazione in un'ottica aziendale, il Dott. Andrea Guerrini per la disponibilità mostrata nel discutere l'impianto fondante e i dettagli del presente elaborato, e la Dott.ssa Giulia Romano, congiuntamente agli altri due Autori, per la produzione scientifica antecedente; un grazie va, infine, al Dott. Nicola Tommasi per il supporto nell'analisi statistica, alla Dott.ssa Silvia Cantele e alla Dott.ssa Chiara Vinco per la loro costante disponibilità al confronto.

Capitolo I

Natura del bene e caratteristiche del settore

SOMMARIO: 1.1 Cambiamenti climatici, trend demografici e stato delle risorse idriche – 1.2 Acqua bene economico “speciale” – 1.3 *Integrated water resources management* e politica idrica europea – 1.4 Caratteristiche del settore e struttura del mercato in Europa

1.1 Cambiamenti climatici, trend demografici e stato delle risorse idriche

“Non c’è vita senza acqua”: con questa espressione si apre la Carta Europea dell’Acqua (1968), sottolineando l’essenzialità di tale risorsa e la necessità di garantirne un’appropriata tutela, sotto il profilo quantitativo e qualitativo.

I numeri presentano però un quadro allarmante e ben lontano dal raggiungimento di questi obiettivi: 2,5 miliardi di persone non dispongono di servizi igienici di base e 3,5 milioni di persone, di cui oltre il 40% bambini, muoiono ogni anno a causa dell’inquinamento idrico e della scarsa igiene (OECD, 2012; UN Water.Org, 2013). Ogni giorno 2 milioni di tonnellate di liquami e di rifiuti industriali e agricoli vengono scaricati nelle acque, tanto che il volume delle acque reflue prodotte in un anno risulta pari a circa sei volte quello dei fiumi di tutto il mondo (UN, 2003), mettendo a rischio di estinzione oltre il 50% delle specie marine e un terzo degli anfibi (Vié et al., 2009).

Le previsioni per il futuro non sono più confortanti: il prelievo di acqua aumenterà, entro il 2025, del 50% nei paesi in via di sviluppo e del 18% nei paesi sviluppati, portando 1,8 miliardi di persone a vivere in zone caratterizzate da scarsità d’acqua e circa due terzi della popolazione mondiale in condizioni di stress idrico¹, tanto che, entro il 2050, 240 milioni di persone non avranno accesso a tale risorsa (OECD, 2012; UN Water.Org, 2013).

¹ Lo stress idrico descrive l’intensità di utilizzo delle risorse idriche ed è definito sulla base di un indice calcolato come rapporto tra il prelievo annuale di acqua per usi domestici, industriali e agricoli, e il

Ad influire su tali numeri sono, in primo luogo, i cambiamenti climatici, che impattano sul ciclo dell'acqua ed incidono sulla variabilità di tale risorsa nel breve termine e sulla sua disponibilità nel medio-lungo termine (Bates et al., 2008; Milly e Betancourt, 2008; Ludwig et al., 2009; Olmstead, 2013; Van Vliet et al., 2013), con effetti e minacce alla biodiversità differenziati nelle diverse aree in relazione al grado di investimenti in prevenzione e salvaguardia posti in essere (Vörösmarty et al., 2010).

In Europa i cambiamenti climatici si manifestano nell'incremento della temperatura media, che, nell'ultimo decennio, è risultata di 1.3°C più elevata rispetto all'epoca preindustriale, nel mutamento delle precipitazioni, diminuite nel sud Europa e aumentate nel nord e nord-ovest, e nello scioglimento dei ghiacciai, il cui volume minimo risulta dimezzato rispetto agli anni ottanta (EEA, 2012).

Questi cambiamenti hanno conseguenze sui sistemi ambientali e sui sistemi socio-economici. Tra i primi si segnalano l'incremento della temperatura delle acque marine e dolci, i mutamenti nei cicli di vita e nella distribuzione delle specie marine, l'innalzamento del livello del mare, l'aumento del numero delle inondazioni e delle fasi di secca dei fiumi, l'erosione del suolo, la variazione della durata delle stagioni con impatti nella distribuzione e nella varietà delle specie animali e vegetali. Anche le attività economiche risentono di tali cambiamenti: in particolare, seppur in maniera differenziata nelle diverse aree, la produttività del settore agricolo è messa a dura prova dalle ondate di caldo e dai periodi di siccità, o, per converso, dalle inondazioni causate da periodi prolungati di piogge intense. Temperature estreme e nubifragi sono spesso causa di diffusione di malattie, che mettono a rischio la salute e, talvolta, la vita umana (EEA, 2012).

Su tale fronte i numeri confermano la necessità di intervento: l'*Emergency Disasters Database* ha infatti registrato, negli anni dal 2000 al 2006, 2.163 calamità connesse all'acqua, che hanno colpito 1,5 miliardi di persone, provocandone la morte di 290.000, con danni per oltre

flusso annuale (o medio di più anni) disponibile di tale risorsa (World Resources Institute, 2013). Secondo l'OECD (2012), un *withdrawals-to-availability index* compreso tra:

- 0%-10% indica una situazione di non stress,
- 10%-20% di stress basso,
- 20%-40% di stress medio,
- oltre il 40% di stress grave.

422 miliardi di dollari (UN Water.Org, 2013). Nella sola Europa i danni connessi ad eventi climatici sono saliti da nove miliardi di euro degli anni Ottanta a 13 miliardi nel primo decennio del 2000 (EEA, 2012).

Non solo i cambiamenti climatici ma anche i trend demografici impattano sull'uso e sulla disponibilità di tale risorsa. Oggi il pianeta è popolato da sette miliardi di persone, nel 2050 la popolazione è destinata a crescere a nove miliardi, con conseguente notevole incremento della domanda di acqua (UN Water.Org, 2013). Non mancano gli scenari previsionali: se nel 2000 1,6 miliardi di persone, circa il 27% della popolazione mondiale, viveva in situazioni di scarsità d'acqua con una disponibilità inferiore ai 1000 m³ pro capite all'anno, per effetto della sola crescita della popolazione, escludendo dunque i cambiamenti climatici e socio-economici, il numero è destinato a salire a 2,8 miliardi nel 2020 e a 3,9 miliardi nel 2100, risultando rispettivamente pari al 39% e al 43% della popolazione mondiale (Arnell et al., 2011).

Nella previsione dei possibili scenari futuri, cambiamenti climatici e pressioni demografiche richiedono una considerazione congiunta (McDonald et al., 2011 a) e allargata anche a tutti gli altri *driver*; potenzialmente in grado di influire sulla disponibilità delle risorse idriche, tra cui si annoverano fattori socio-economici, socio-demografici, politici, normativi e tecnologici (Vörösmarty et al., 2000; Henrichs et al. 2002; Iglesias et al., 2007; Moss et al., 2010; March et al., 2012).

Un tale approccio riconosce l'esistenza di forti interazioni tra processi di cambiamento climatico naturali e indotti dall'azione umana e richiede una valutazione dei costi e dei benefici associati alle diverse scelte adattive (Moss et al., 2010). Per l'Europa, in particolare, le previsioni indicano un incremento della disponibilità di acqua nelle regioni del nord e del nord-est e, al contrario, una riduzione in quelle del sud e del sud-est, a cui sommare gli effetti relativi alla crescita economica e industriale che provocherà una riduzione dei prelievi di acqua nell'area occidentale, grazie ad un suo più efficiente utilizzo, e un incremento nelle regioni orientali, per effetto della crescita economica e dell'impiego della risorsa nella produzione di energia termica: nel complesso tali cambiamenti indurranno un aggravamento

delle condizioni di stress idrico in tutta Europa e in misura più marcata nelle regioni dell'est (Henrichs et al., 2002).

La rilevanza delle previsioni future è connessa alla possibilità di una loro integrazione nei processi di pianificazione e gestione delle risorse idriche, mediante l'adozione di una logica non più di correzione del danno, ma di prevenzione e salvaguardia, che dovrebbe considerare non solo la disponibilità di tali risorse, ma anche la loro qualità e le relative modalità di distribuzione (McDonald et al., 2011 b). Un tale approccio si fonda sull'individuazione e sulla valutazione del rischio, connesso alla dinamicità e alla variabilità spaziale e temporale delle risorse idriche, che, sulla base di dati comparabili e di una logica multidisciplinare, deve orientare la definizione di strategie di breve e di medio-lungo termine (Iglesias et al., 2007; WWAP, 2012; Ludwig et al., 2013).

I mutamenti climatici e gli altri *driver* di cambiamento rappresentano sfide e opportunità anche per i gestori idrici, i quali, sulla base dell'interazione tra risorse, infrastrutture, pianificazione e attività, devono adottare principi di gestione urbana integrata (IUWRM - *Integrated Urban Water Resources Management*), delineando strategie di adattabilità in relazione ai fattori di rischio identificati, alle criticità mappate e ai diversi scenari prospettati, nonché opportune strategie di gestione della domanda, che contemplino meccanismi diretti (aumento delle tariffe, programmi di ammodernamento, restrizioni) e indiretti (campagne educative ed iniziative di *corporate social responsibility*), nella prospettiva di un maggiore coordinamento con i consumatori e le autorità (Danilenko et al., 2010).

1.2 Acqua bene economico "speciale"

"L'acqua ha un valore economico negli usi alternativi e può essere riconosciuta quale bene economico": con tale principio la Dichiarazione di Dublino del 1992 sottolinea non solo la presenza di impieghi alternativi e la possibilità di attribuire alla risorsa idrica un valore economico, ma ne sancisce la natura economica, orientando la gestione verso la conservazione, la protezione e l'uso efficiente ed equo, e riconoscendo, allo stesso tempo, l'importanza del diritto universale all'accesso a tale risorsa.

La nozione di valore economico dell'acqua deve essere tenuta distinta da quella di costo e di prezzo (Rogers et al., 2002): il costo della risorsa comprende infatti i costi operativi, il costo del capitale, i costi opportunità e il costo delle esternalità economiche ed ambientali, il cui recupero, totale o parziale, avviene mediante il prezzo, definito dai sistemi politici e sociali al fine di garantire un uso equo e sostenibile della risorsa. Il valore economico include invece tutti i benefici, diretti e indiretti, ambientali e socio-economici connessi al bene e alla sua conservazione (Maddaus, 1999). In particolare alla disponibilità di tale risorsa risultano connessi:

- lo sviluppo e il benessere economico. La relazione tra investimenti nel settore idrico e PIL è complessa e mediata da altri fattori, come ad esempio l'energia e l'ambiente; tuttavia gli investimenti nel settore possono essere annoverati tra gli elementi che concorrono a distinguere i paesi poveri dai ricchi: a supporto di ciò si osservi che due terzi delle persone che non hanno accesso all'acqua sopravvivono con meno di due dollari al giorno e un terzo con meno di un dollaro al giorno. L'acqua è del resto un fattore produttivo essenziale nel settore agricolo e nel comparto industriale e concorre in maniera significativa ad accrescere la produttività degli altri fattori (Jønch-Clausen, 2004; Grey e Sadoff, 2006; UNESCO, 2009);
- la salute. Le malattie connesse all'acqua sono tra le principali cause di mortalità, in particolare nei paesi in via di sviluppo, mentre la scarsità della risorsa provoca spesso malnutrizione. La disponibilità di acqua pulita e di servizi igienici rappresenta dunque un fattore in grado di influire positivamente sullo stato di salute della popolazione (Jønch-Clausen, 2004; UNESCO, 2009);
- il mantenimento degli ecosistemi. La gestione dell'acqua influenza lo stato degli ecosistemi, rendendo possibile il susseguirsi dei cicli naturali e garantendo la sopravvivenza delle diverse specie animali e vegetali. Ecosistemi salubri assicurano la biodiversità e rappresentano un'importante risorsa per la società e per le attività connesse agli usi in loco dell'acqua (Jønch-Clausen, 2004; UNESCO, 2009);
- l'uguaglianza di genere. Nei paesi in via di sviluppo, le attività di approvvigionamento di acqua sono spesso affidate alle donne, che, a causa della distanza dalle fonti,

possono impiegare in tale attività fino a sei ore al giorno. Una maggiore disponibilità e un migliore accesso alla risorsa è tale da sgravare le donne di tale funzione, consentendo alle stesse di istruirsi e formarsi, di essere impiegate in attività produttive e di avere più tempo libero da dedicare ad attività ricreative (Jønch-Clausen, 2004; UN Water.Org, 2013).

L'analisi dei benefici connessi alla disponibilità della risorsa porta a qualificare la stessa non come un bene economico ordinario, ma come bene economico speciale, non interamente assoggettabile alle teorie classiche di mercato (Savenije, 2002; Batten, 2007²). Il dibattito in merito alla natura economica del bene è tuttavia ampio e riconducibile a due principali correnti (Savenije, 2002; Savenije e Var der Zaag, 2002):

- la prima è sintetizzabile nel pensiero di Briscoe (1996), il quale riconoscendo la natura di bene economico dell'acqua, definisce la possibilità di attribuirne un prezzo corrispondente al suo valore economico e tale da coprire tutti i costi e le esternalità; il prezzo così definito garantisce, attraverso il mercato, un'allocazione efficiente della risorsa tra usi alternativi;
- la seconda, riconducibile al pensiero di McNeill (1998), mette in relazione la qualifica di bene economico al processo decisionale relativo all'allocazione del bene, il quale considera istanze non solo economiche, ma anche sociali, ambientali ed etiche. La natura di risorsa scarsa, la presenza di usi concorrenti e, dunque, di costi opportunità portano a definire l'acqua quale bene economico; tale qualifica non vale però ad assoggettare la risorsa alle leggi di mercato, ma a sottolinearne la disponibilità limitata.

Questa seconda accezione si fonda sul riconoscimento di usi alternativi³ e sulla triplice visione dell'acqua quale stock per il soddisfacimento dei bisogni umani, flusso essenziale per

² Secondo l'Autore il riconoscimento della natura dell'acqua quale bene economico speciale è da attribuire ad Adam Smith, il quale ne ha rilevato il basso valore di scambio e l'elevato valore d'uso, affermando che "Nothing is more useful than water; but it will purchase scarce anything; scarce anything can be had in exchange for it" (Smith, 1776).

³ Secondo Savenije (2002) il conflitto tra le due posizioni descritte nasce dal fatto che la prima considera solo l'uso urbano della risorsa connesso alla distribuzione di acqua potabile e all'erogazione di servizi igienici, mentre la seconda considera la presenza di usi alternativi e concorrenti e prende a

l'ambiente e fattore di produzione, a cui sono attribuibili le caratteristiche di essenzialità, di scarsità, di risorsa fuggitiva, sistemica, non sostituiva e complessa, che valgono a differenziarla dagli altri beni economici e ad escluderla dal processo di mercificazione (McNeill, 1998; Savenije, 2002; March et al., 2012).

Questa accezione è stata fatta propria anche dall'OECD che, sulla base dell'identificazione di altri profili oltre a quello più strettamente economico, ha ampliato la definizione di acqua a bene economico, sociale e ambientale, sottolineando:

“ (...) water, which supports life, was increasingly considered an economic as well as a social and environmental good. The water sector has significant economic weight and requires good governance” (OECD, 2006, p. 7).

“As water has an economic value and should therefore be recognized as an economic good, it should also be considered a social good and an environmental good with multiple functions in aquatic ecosystems. Water supply and sanitation are a sine qua non for sustainable development and human dignity. While it is accepted that everyone should have access to clean water in order to satisfy basic needs such as drinking, cooking and washing, this does not translate into provision of free water to all. There remains a need to allocate water resources efficiently and equitably, to operate water services cost-effectively, and to ensure proper financing of all water services” (OECD, 2006, p. 12).

riferimento lo scenario più ampio della scarsità globale della risorsa. In merito agli usi alternativi l'UNESCO (2009) delinea il settore agricolo come principale utilizzatore della risorsa, impiegata spesso senza il pagamento di un prezzo, con consumi dal 70% all'80% dell'acqua estratta e tendenzialmente in crescita, a causa dell'incremento della domanda di prodotti agricoli a sua volta indotto dalla crescita della popolazione. L'influenza del settore industriale, secondo il rapporto, sarebbe pari a circa il 20% (in tale percentuale è compresa l'acqua utilizzata per la produzione di energia che per il 95% viene comunque restituita all'ambiente), con ampie differenze tra i paesi in termini di produttività dell'acqua impiegata ai fini industriali. L'uso domestico, in crescita in relazione all'aumento della popolazione e ad altre istanze di natura sociale, incide sui consumi di acqua per circa il 10%. Infine numerosi sono gli usi in loco, quali la pesca, i trasporti e gli usi ricreativi, ai quali in genere non è attribuibile un consumo della risorsa, ma il cui funzionamento dipende dalla disponibilità e dalla qualità della risorsa stessa (UNESCO, 2009).

In particolare la dimensione economica implica il disegno di politiche tariffarie volte a garantire la copertura dei costi dell'erogazione dei servizi ed ad assicurare un utilizzo efficiente della risorsa, nei diversi settori, al fine di sostenerne lo sviluppo, anche mediante l'applicazione del principio del "chi inquina paga"; la dimensione sociale attiene all'impiego della risorsa al fine di migliorare la qualità della vita e lo stato di benessere e salute della popolazione, ma allude anche alla partecipazione pubblica nel processo decisionale; infine, la dimensione ambientale riguarda la salvaguardia dell'integrità degli ecosistemi mediante un'appropriata gestione della risorsa che ne rappresenta uno dei principali componenti (OECD, 2006).

Ai tre profili corrispondono dunque tre ordini di obiettivi⁴:

- economici, relativi all'efficienza nell'uso della risorsa e al suo impiego al fine di sostenere lo sviluppo e il benessere economico;
- sociali, connessi all'equità nell'accesso alla risorsa e ai relativi servizi, e al suo impiego ai fini della riduzione della povertà e delle situazioni di disuguaglianza sociale;
- ambientali, inerenti alla conservazione della risorsa e degli ecosistemi di cui è parte.

La definizione di un equilibrio tra le tre classi di obiettivi è garanzia di una gestione sostenibile della risorsa, che richiede "di adempiere agli impegni assunti con la natura e con i diversi gruppi sociali delle generazioni presenti e future" (Lundqvist e Gleick, 1997, p. 3), richiamando dunque il più ampio principio di sviluppo sostenibile⁵.

Il riconoscimento della natura di bene economico speciale ha implicazioni, in primo luogo, sulla valutazione dei benefici che lo stesso genera, non potendo essere impiegati metodi tradizionali, quali l'analisi costi-benefici, l'analisi del flusso di valore, l'approccio bilanciato, l'analisi input-output, i modelli di equilibrio generale, i modelli di *spatial price equilibrium*,

⁴ Si noti come le tre dimensioni e i tre ordini di obiettivi richiamano la discussione sull'economia e delle sue relazioni con altre prospettive (McNeill, 1998).

⁵ "Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs. (...) Thus the goals of economic and social development must be defined in terms of sustainability in all countries - developed or developing, market-oriented or centrally planned. (...) Development involves a progressive transformation of economy and society. (...) Even the narrow notion of physical sustainability implies a concern for social equity between generations, a concern that must logically be extended to equity within each generation" (World Commission on Environment and Development, 1987).

ma essendo necessaria l'inclusione nel modello delle dimensioni sociali ed ambientali, in una prospettiva di *triple bottom line* (Batten, 1997). La stima del valore della risorsa, ai fini decisionali e di assunzione di scelte pubbliche e private, non può inoltre prescindere dal suo impiego in usi alternativi (Colby, 1989).

In secondo luogo, la qualifica di bene economico speciale ha implicazioni sul fronte della gestione di tale risorsa che richiede l'assunzione di scelte gestionali integrate (*Integrated Water Resources Management, IWRM*) basate su (Savenije e Var der Zaag, 2002):

- il riconoscimento degli aspetti spaziali e temporali al fine di garantire la qualità della risorsa e l'integrità dei cicli naturali;
- l'adozione di un approccio intersettoriale, che consideri gli interessi dei diversi utilizzatori;
- l'attenzione verso la sostenibilità degli usi e i diritti delle generazioni future;
- il coinvolgimento e la partecipazione di tutti gli stakeholder.

Infine, la natura di bene economico speciale influisce anche sulle modalità di gestione della domanda di tale risorsa in relazione sia ai fini, riconducibili al suo uso efficiente, equo e sostenibile, sia ai mezzi impiegabili per il conseguimento degli stessi, che comprendono non solo le politiche di prezzo, ma anche l'imposizione di standard, regole e restrizioni, l'adozione di tecnologie, e la promozione di campagne informative (Dalhuisen et al., 1999).

1.3 *Integrated water resources management* e politica idrica europea

La Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE definisce un framework per l'azione comunitaria in materia di risorse idriche. Partendo dalla qualifica dell'acqua intesa non come bene commerciale, ma come patrimonio che deve essere protetto e difeso, viene sostenuta la necessità di sviluppare una politica comunitaria integrata per la sua gestione, basata sui principi di precauzione e azione preventiva, di correzione alla fonte del danno causato all'ambiente e di "chi inquina paga"⁶.

⁶ Si precisa che la Direttiva Quadro sulle Acque è stata preceduta da altri due interventi, la Direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane, e la Direttiva 91/676/CEE relativa

Il concetto di gestione integrata non è nuovo: coniato negli anni '20 si è affermato solo negli anni '80, come “un processo che promuove lo sviluppo e la gestione coordinata di acqua, terra e connesse risorse al fine di massimizzare il risultato economico e il benessere sociale in maniera equa, senza compromettere la sostenibilità degli ecosistemi vitali”⁷ (Global Water Partnership, 2004), e che richiede la collaborazione degli stati, nonché il coinvolgimento dell'opinione pubblica e degli utenti finali (Kaika, 2003⁸).

Nella Direttiva il concetto di gestione integrata si basa sull'identificazione dei bacini idrografici⁹, ricondotti a 110 distretti¹⁰ di cui 40 varcano i confini dei singoli Stati, ed è funzionale a garantire la salvaguardia, la tutela e il miglioramento della qualità delle risorse idriche e, più in generale, dell'ambiente (art. 4 Dir. 2000/60/CE). Il conseguimento di tali fini, entro il 2015, potrà assicurare una fornitura sufficiente di acque per un uso sostenibile, equilibrato ed equo, la riduzione significativa dell'inquinamento delle acque sotterranee, la protezione delle acque territoriali e marine, e infine la realizzazione degli obiettivi previsti dagli accordi internazionali (art. 1 Dir. 2000/60/CE).

In sintesi, dunque, i quattro pilastri su cui poggia la Direttiva sono (European Union, 2010):

alla protezione delle acque dall'inquinamento da nitrati provenienti da fonti agricole, rispettivamente finalizzate a mitigare le pressioni connesse agli sviluppi urbani e alle attività agricole. A livello internazionale un precedente della Direttiva Quadro sulle Acque è ravvisabile nel *Clean Water Act*, emanato negli Stati Uniti nel 1972.

⁷ Biswas (2004) sottolinea l'indeterminatezza di alcuni termini della definizione e l'assenza di riferimenti operativi, ed evidenzia come la diversità delle variabili economiche, politiche, sociali, culturali e geografiche di diversi paesi possa ostacolare l'affermarsi di una gestione integrata. Nel testo inoltre vengono indicate le diverse accezioni che la qualifica di integrata ha assunto nella prassi e nella letteratura scientifica.

⁸ In merito all'importanza della partecipazione pubblica, l'Autore sottolinea il ruolo degli Stati nella formazione del capitale sociale, essenziale ai fini dell'attuazione della Direttiva, definendo lo stesso come “the formal and informal norms, bonds and relationships and ‘culture’ of social interaction between social actors and the degree of ‘cohesion’ within a society that affect the ability of a society to assimilate change or implement policies and reach goals” (Kaika, 2003, p. 300).

⁹ La Direttiva definisce bacino idrografico “il territorio nel quale scorrono tutte le acque superficiali attraverso una serie di torrenti, fiumi ed eventuali laghi per sfociare al mare in un'unica foce, ad estuario o delta” (Art. 2 Direttiva 2000/60/CE).

¹⁰ Il distretto idrografico è definito dalla Direttiva come “area di terra e di mare, costituita da uno o più bacini idrografici limitrofi e dalle rispettive acque sotterranee e costiere (...) principale unità per la gestione dei bacini idrografici” (Art. 2 Direttiva 2000/60/CE). I distretti idrografici comuni a più stati comprendono circa il 60% del territorio dell'Unione Europea (European Union, 2010).

1. Azione coordinata al fine di raggiungere un “buono stato” delle risorse idriche, superficiali e sotterranee, entro il 2015¹¹;
2. Implementazione di un sistema di gestione delle acque basato su distretti idrografici naturali, che attraversano i confini regionali e nazionali;
3. Gestione integrata delle acque che riconduca diversi problemi di gestione all'interno di un unico *framework*;
4. Coinvolgimento attivo di tutte le parti interessate e consultazione pubblica.

In tale quadro ciascun Stato membro è chiamato a preparare un Programma di misure per ciascun distretto idrografico o parte di distretto che sia compreso nel suo territorio¹² e a far predisporre Piani di gestione dei bacini idrografici¹³ compresi in tutto o in parte nel territorio dello Stato. Non solo vengono definiti i doveri degli Stati membri, ma viene stabilito anche un preciso calendario per il conseguimento degli obiettivi fissati dalla Direttiva stessa (Tab. 1).

¹¹ La Direttiva Quadro si limita nell'Allegato V a qualificare lo stato “buono” come uno scostamento lieve dei valori degli elementi di qualità biologica da quelli di norma associati al tipo di corpo idrico inalterato.

¹² In particolare, come definito dall'articolo 11 (Direttiva 2000/60/CE), si tratta di:

- misure relative alle modalità di attuazione della normativa comunitaria in materia di protezione di acque;
- misure volte a garantire un impiego efficiente e sostenibile di tale risorsa;
- misure di controllo dell'estrazione, dell'arginamento, del ravvenamento o accrescimento delle falde sotterranee;
- misure volte ad istituire una disciplina preventiva relativamente agli scarichi che possono provocare inquinamento (ad esempio relativi al divieto di introdurre sostanze inquinanti in acqua o al rilascio di autorizzazioni preventive e definizione dei relativi controlli per l'emissione di inquinanti);
- misure volte a garantire lo stato ecologico e il potenziale ecologico dei corpi idrici.

¹³ I piani di gestione dei bacini idrografici comprendono la descrizione generale delle caratteristiche del distretto, con rappresentazione cartografica dei corpi idrici, superficiali e sotterranei e delle aree protette, la sintesi degli impatti significativi esercitati dalle attività umane, la mappatura delle reti di monitoraggio e dei risultati dei programmi di monitoraggio, l'elenco degli obiettivi ambientali fissati, un'analisi economica sull'utilizzo delle risorse idriche, una sintesi dei programmi adottati, delle misure e dei controlli necessari per l'attuazione della normativa comunitaria (Allegato VII, Direttiva 2000/60/CE).

Tab. 1 – *Timetable definito dalla Direttiva Quadro sulle Acque e altri interventi comunitari*

| Anno | Provvedimento | Direttiva 2000/60/CE e altri interventi |
|------|---|---|
| 2000 | Entrata in vigore della Direttiva | art. 25 |
| 2003 | Recepimento nelle legislazioni nazionali | art. 24 |
| | Identificazione dei distretti e delle autorità idrografiche | art. 3 |
| 2004 | Analisi delle caratteristiche del distretto, esame dell'impatto delle attività umane e analisi economica dell'utilizzo idrico | art. 5 |
| 2006 | Implementazione dei programmi per il monitoraggio dello stato delle acque, superficiali e sotterranee, e delle aree protette | art. 8 |
| | Inizio del processo di consultazione pubblica sull'elaborazione, riesame e aggiornamento dei piani (al più tardi nel 2006) | art. 14 |
| | Adozione della <i>Groundwater Directive</i> (2006/118/EC) ¹⁴ | altri interventi |
| 2007 | Prima Relazione della Commissione al Parlamento Europeo sullo stato di implementazione della Direttiva | art. 18.3 |
| | Adozione della <i>Floods Directive</i> (2007/60/EC) ¹⁵ | altri interventi |
| | Inizio della consultazione pubblica sui problemi rilevanti di gestione delle acque | art. 14.1 |
| 2008 | Presentazione dei progetti dei piani di gestione dei bacini idrografici da parte degli stati membri | art. 14.1 |
| | Adozione della <i>Marine Strategy Framework Directive</i> (2008/56/EC) ¹⁶ | altri interventi |
| | Adozione della <i>Environmental Quality Standard Directive</i> (2008/105/EC) ¹⁷ | altri interventi |
| | Integrazione dei piani con inclusione di programmi di misure | art. 13 e 11 |
| 2009 | Seconda Relazione della Commissione al Parlamento Europeo sullo stato di implementazione della Direttiva | art. 18.3 |

¹⁴ Tale Direttiva riguarda la protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento, questioni non affrontate dalla Direttiva Quadro sulle Acque che in merito alle acque sotterranee si limita a definire obiettivi di tipo quantitativo.

¹⁵ Tale Direttiva riguarda la valutazione e la gestione del rischio di inondazioni, mediante un'adeguata mappatura che consenta l'adozione di misure adeguate e coordinate a riduzione di tale rischio.

¹⁶ Tale Direttiva istituisce un quadro per l'azione comunitaria nel campo della politica di protezione dell'ambiente marino. E' finalizzata al raggiungimento di un buono stato ambientale delle acque marine entro il 2020 e alla protezione delle risorse marine da cui dipendono rilevanti attività economiche e sociali.

¹⁷ Tale Direttiva stabilisce alcuni standard di qualità ambientale relativamente ad alcune sostanze e ad altri inquinanti indicati nell'articolo 16 della Direttiva Quadro sulle Acque, con l'obiettivo di raggiungere un buono stato chimico delle acque superficiali, in accordo con quanto definito dall'articolo 4 della Direttiva Quadro sulle Acque.

| | | |
|------|---|---------------|
| 2010 | Introduzione di politiche di prezzo | art. 9 |
| | Inizio della valutazione da parte della Commissione dei piani | art. 18 |
| 2012 | Implementazione dei programmi di misure | art. 11 |
| | Terza Relazione della Commissione al Parlamento Europeo sullo stato di implementazione della Direttiva | art. 18.3 |
| | Valutazione della scarsità e della vulnerabilità delle risorse idriche - <i>The Water Blueprint</i> ¹⁸ | art. 18.1 |
| 2015 | Conseguimento degli obiettivi della Direttiva | art. 4 |
| | Termine del primo ciclo di gestione | |
| | Stesura del secondo piano di gestione dei bacini idrografici | art. 13.7 |
| 2021 | Termine del secondo ciclo di gestione | art. 13.7 |
| | Stesura del terzo piano di gestione dei bacini idrografici | art. 13.7 |
| 2027 | Chiusura del terzo ciclo di gestione e termine ultimo per il conseguimento degli obiettivi | art. 13.7 e 4 |

Fonte: Ns elaborazione

Il monitoraggio sullo stato di implementazione della Direttiva trova sintesi in tre report, previsti per gli anni 2007, 2009 e 2012. La prima Comunicazione della Commissione Europea al Parlamento e al Consiglio (SEC 2007, 362) delinea una situazione più grave di quella originariamente prevista, mostrando un'elevata presenza di corpi idrici a rischio, corrispondenti ad aree densamente popolate che registrano un uso intensivo e insostenibile della risorsa, e che non saranno in grado di raggiungere gli obiettivi fissati per il 2015. La Comunicazione sottolinea inoltre l'insufficienza dei trattamenti apportati alle acque reflue prima di confluire nelle acque superficiali e un incremento delle zone vulnerabili ai nitrati provenienti da fonti agricole. Tra le carenze principali vengono inoltre annoverati lo scarso recepimento della Direttiva e la mancanza di un'adeguata analisi economica e, tra le diverse misure da implementare, viene evidenziata la necessità di adottare gli strumenti economici previsti dalla Direttiva stessa, quali la definizione di tariffe appropriate, il recupero dei costi dei servizi idrici, compresi i costi ambientali, e il principio "chi inquina paga"¹⁹.

¹⁸ *The Water Blueprint* definisce una serie di azioni per la migliore implementazione della legislazione in materia di risorse idriche e l'integrazione delle politiche europee in altre politiche con l'obiettivo di garantire una sufficiente quantità di acqua di buona qualità, attraverso la revisione delle politiche in tema di scarsità di acqua e siccità e la valutazione dello stato di tale risorsa nell'Unione Europea.

¹⁹ Il tema dell'attribuzione di un valore economico all'acqua in relazione all'implementazione della Direttiva Quadro è stato affrontato da Moran e Dann (2008). Gli Autori, considerando le implicazioni

La seconda Comunicazione (SEC 2009, 415) offre una valutazione dei programmi di monitoraggio sullo stato delle acque superficiali e sotterranee all'interno di ciascun distretto idrografico. Se il numero di stazioni di controllo istituite, rispettivamente 57.000 per le acque superficiali e 51.000 per le acque sotterranee, è ritenuto soddisfacente, viene invece messa in luce la necessità di migliorare la comprensione e l'applicazione dei concetti di sorveglianza e di monitoraggio e dei metodi di valutazione biologica, e di garantire la chiarezza e l'eshaustività delle relazioni. Al fine di rendere più efficace il processo di comunicazione e di monitoraggio nel 2007 è stato istituito il sistema d'informazione sulle acque per l'Europa (*WISE - Water Information System for Europe*)²⁰.

La terza Comunicazione (SEC 2012, 379), infine, offre un quadro completo sulla valutazione dei piani di gestione dei bacini idrografici (art. 13 e 14 della Direttiva). Dalla relazione emerge che, nonostante il miglioramento della qualità chimica dei corpi idrici negli ultimi 30 anni, un numero significativo degli stessi non raggiungerà l'ambito obiettivo del "buono stato" idrico entro il 2015, a causa di pressioni idromorfologiche, inquinamento ed eccessiva estrazione di acqua. In caso di impossibilità tecnica o di costi sproporzionati, il termine per il raggiungimento dell'obiettivo viene prorogato al 2027 o oltre.

In relazione al mancato conseguimento degli obiettivi vengono rivolte agli stati membri una serie di raccomandazioni, tra cui si segnala:

derivanti dalla valorizzazione delle risorse idriche in relazione al differente utilizzo, sottolineano che una loro riallocazione non necessariamente si tradurrebbe in maggiori benefici e che lo scambio di mercato di tali risorse non sempre risulta tecnicamente fattibile; in relazione a tali difficoltà, si possono osservare comportamenti diversi degli stati nel soddisfare i doveri di reporting, che vanno da interpretazioni strettamente economiche della normativa ad altre meno restrittive.

²⁰ Il portale (<http://water.europa.eu/>) offre un'ampia gamma di informazioni sulle tematiche delle risorse idriche in Europa; in particolare è articolato in quattro sezioni:

- Politiche europee sull'acqua;
- Dati e statistiche;
- Modelling & forecasting;
- Progetti e ricerche.

- il miglioramento e l'ampliamento degli strumenti di monitoraggio e valutazione anche ai fini di una più adeguata pianificazione, essendo non noto lo stato ecologico e chimico, rispettivamente del 15% e del 40% dei corpi idrici²¹;
- il potenziamento della gestione integrata delle risorse idriche, con riferimento:
 - a. all'adozione di un approccio multidisciplinare volto a trovare il giusto equilibrio tra protezione ambientale e sviluppo economico;
 - b. al coordinamento tra i paesi, in particolare se interessati da bacini idrografici comuni;
 - c. al coinvolgimento dei diversi portatori di interessi, pubblici e privati²²;
- l'integrazione degli aspetti qualitativi e quantitativi nella pianificazione e nella gestione delle risorse idriche, al fine di gestire il rischio di alluvioni e di siccità, con misure volte a quantificare la disponibilità e la domanda di acqua in relazione a diversi scenari;
- la definizione di tariffe idriche adeguate, per promuovere un uso razionale della risorsa, e basate sulla misurazione dei consumi e dei costi ambientali e delle risorse;
- e, infine, l'attribuzione dei finanziamenti sulla base delle priorità e degli interventi previsti dai piani.

Le cause del mancato conseguimento degli obiettivi possono essere ricondotte a fattori interni ed esterni alla stessa Direttiva. In particolare, Moss (2008) annovera alcuni limiti presenti nella norma, quali la carenza di definizioni precise e le contraddizioni esistenti tra le definizioni e le modalità per il conseguimento degli obiettivi, a cui sommare la presenza di interessi e compromessi di natura politica. Meno negativo il giudizio di Hering et al. (2010) che focalizza sulla variabile temporale, definendo l'obiettivo del raggiungimento del buono stato nella maggior parte dei corpi idrici europei come "ambizioso, ma non realistico

²¹ Per la definizione di stato ecologico e di stato chimico si veda l'articolo 2 della Direttiva e Pollard e Huxham, (1998, p. 777); in particolare i due Autori, analizzando la proposta per la Direttiva Quadro sulle Acque, sottolineano la rilevanza di un'analisi congiunta degli obiettivi chimici e biologici, mentre rilevano la carenza di altri aspetti (ad esempio la valutazione degli elementi idromorfologici) essenziali affinché la Direttiva possa dare avvio ad una nuova era nella gestione dei sistemi idrici.

²² Tale raccomandazione deriva dal permanere in molti paesi dello stato giuridico e delle strutture di governance antecedenti all'adozione della Direttiva, a fronte di un sensibile miglioramento del processo di cooperazione internazionale (SEC 2012, 379).

nell'orizzonte temporale pianificato", non essendo possibile in 15 o 30 anni sanare un processo di degrado durato oltre un secolo.

1.4 Caratteristiche del settore e struttura del mercato in Europa

I servizi idrici comprendono le attività di estrazione, arginamento, stoccaggio, trattamento e distribuzione di acque superficiali o sotterranee e le attività di raccolta e trattamento delle acque reflue, attraverso una rete di infrastrutture (Dir. 2000/60/CE art. 2 n. 38; EUREAU, 2009).

Tali attività, essendo finalizzate al soddisfacimento di bisogni pubblici, rientrano nella categoria dei servizi pubblici, definizione che risulta delimitata, non dalle caratteristiche giuridiche del soggetto erogatore, ma dalla natura pubblica del bisogno che viene soddisfatto²³ (Baccarani, 1988 p. 26; Testa, 2001, p. 3). Al fine di evitare possibili equivoci, derivanti dal fatto che l'espressione servizio pubblico è stata usata alternativamente con riferimento alla collettività a cui il servizio è rivolto²⁴, all'interesse soddisfatto, o alla proprietà o stato giuridico dell'ente erogatore, la Commissione Europea nel *White Paper on services of general interest* ha sostituito tale espressione con quella di servizi di interesse generale, identificando nell'universalità, nella continuità, nella qualità e nell'accessibilità del servizio, le sue caratteristiche distintive e, contemporaneamente, i requisiti che devono essere garantiti.

Il mercato dei servizi idrici, analogamente a quello degli altri servizi di pubblica utilità, si caratterizza per la presenza di imperfezioni, che ne determinano il fallimento. Si tratta infatti di servizi erogati in condizioni di (Arcangeli, 1995; Dell'Acqua, 2001).

²³ In merito alla definizione di bisogno pubblico Testa (2001, p. 3) sottolinea come la stessa si fondi "sul concorso di almeno due requisiti: l'ampia diffusione presso i membri della collettività e l'uniformità con cui detto bisogno è avvertito". Più restrittiva la definizione data da Fischel (1972), che individua quale ulteriore carattere fondante del bisogno pubblico il raggiungimento di più elevati livelli di qualità della vita mediante il soddisfacimento del bisogno stesso.

²⁴ Si veda in particolare Broadbent e Guthrie (2008, p. 132) secondi i quali "public services are those activities which are enshrined within the notion of public good or service based on universality of access for the citizenry rather than the private provision through a market. It is assumed these "public services" should be available for all members of the given society, supplied in an equitable fashion".

- monopolio naturale, essendo più conveniente la presenza di un solo operatore nel mercato rispetto alla presenza di più soggetti che svolgono la medesima attività;
- esternalità, essendo presenti costi e benefici non contemplati nella definizione del prezzo, che danno luogo rispettivamente ad esternalità negative, quali quelle generate dall'inquinamento, e positive, quali ad esempio quelle connesse ai benefici sociali derivanti da un'estensione della rete di distribuzione o della rete fognaria;
- asimmetrie informative, che possono determinare comportamenti opportunistici e selezione avversa, nei rapporti tra operatore e autorità di regolamentazione e tra operatore e clienti-utenti del servizio.

A ciò debbono essere aggiunte altre caratteristiche del settore (Alizzi e Testa, 2012; Dell'Acqua, 2001; Marques, 2010), tra cui:

- la possibile presenza di economie di scala, di scopo e di densità²⁵: le prime sono connesse alla presenza di elevati costi fissi che rendono il costo unitario decrescente all'aumentare del volume di produzione e di vendita, entro un determinato intervallo oltre il quale si verificano diseconomie; le economie di scopo danno invece luogo a risparmi di costo derivanti dalla produzione congiunta di diversi beni o dall'erogazione congiunta di diversi servizi (ad esempio l'attività di estrazione e l'attività di distribuzione di acqua, le attività di distribuzione di acqua e di raccolta e trattamento delle acque reflue, o ancora l'erogazione congiunta di servizi idrici, energetici, di raccolta e smaltimento dei rifiuti etc.); infine, le economie di densità sono relative all'erogazione del servizio mediante la rete e si verificano all'aumentare dell'output, a parità del numero di utenti e di lunghezza della rete (*output density*), o all'aumentare del numero di utenti serviti a parità di lunghezza e complessità della rete (*customer density*);

²⁵ Come si vedrà più in dettaglio nel capitolo II, la presenza di economie di scala, di scopo e di densità è stata oggetto di ampio dibattito in letteratura con risultati spesso contrastanti (si veda Berg e Marques, 2010; Romano e Guerrini, 2011; Carvalho et al., 2012; Fraquelli e Vannoni, 2012; Guerrini et al., 2013 a).

- l'alta intensità di capitale, che richiede un'ingente concentrazione finanziaria ed è connessa alle infrastrutture necessarie per erogare il servizio, la cui vita utile assume un orizzonte di medio-lungo termine;
- l'influenza dell'ambiente operativo (per esempio le caratteristiche del territorio, le condizioni climatiche, la disponibilità di acqua, etc.);
- la struttura a rete, che tipicamente connette l'impresa di erogazione del servizio o la fonte della risorsa con l'utente finale;
- la peculiarità del bene distribuito, avente natura di bene economico speciale, il cui scambio non può avvenire nel mercato mediante la definizione di un prezzo, ma richiede la determinazione di tariffe differenziate, o prezzi multipli, in relazione alle diverse categorie di utilizzatori.

Le peculiarità descritte e la necessità di supplire ai fallimenti del mercato hanno fatto sì che questi servizi fossero storicamente erogati da soggetti pubblici, in grado di garantire un più elevato benessere collettivo e di attuare politiche redistributive. Tale modello è stato tuttavia messo in discussione da profondi cambiamenti avvenuti nel contesto ambientale tra cui le mutate esigenze dell'utente-cliente, il progresso tecnologico, l'apertura dei mercati, la necessità di attrarre nuovi capitali e capacità manageriali, al fine di risanare i bilanci statali e incrementare l'efficienza e la produttività, e di tutelare la risorsa allocandola tra usi alternativi²⁶ (Alizzi e Testa, 2012; Massarutto, 2009; Mele, 2009; Prasad, 2007; Testa, 2005).

Sono stati così avviati processi di liberalizzazione e di privatizzazione, rispettivamente con l'introduzione nel mercato di forme di concorrenza e con l'ammissione del capitale privato

²⁶ Per una distinzione tra i principali paesi europei si veda in particolare Dallochio (2001, p. 68). L'Autore individua quale driver comune del cambiamento la necessità di risanare le finanze pubbliche e definisce una serie di motivazioni particolari caratterizzanti ciascun paese, tra cui:

- in Gran Bretagna, la necessità di incrementare l'efficienza, di creare un azionariato diffuso e di ridurre i sussidi alle *public utility*;
- in Francia, la necessità di dotare i servizi di pubblica utilità del capitale finanziario necessario per competere nello scenario internazionale;
- in Spagna, il bisogno di ricapitalizzare grandi aziende in situazione di difficoltà permanente;
- in Germania, la prevalenza di istanze di natura politica liberal-conservatrice in netta contrapposizione con il passato, accompagnate dalla scelta di creare un azionariato diffuso;
- infine in Italia, la duplice esigenza di risanamento del debito pubblico e di riduzione delle inefficienze che hanno caratterizzato l'erogazione di questi servizi.

nella struttura proprietaria degli enti di gestione e delle infrastrutture²⁷. Questi cambiamenti non hanno portato a negare il ruolo del pubblico, quanto a modificarne le modalità di intervento, passando lo stesso da soggetto erogatore a soggetto regolatore del servizio²⁸, volto a disciplinare aspetti di natura economica e sociale (Bateman et al., 2005; Massarutto, 2009; Mele, 2009; Testa, 2005). L'attività di regolazione, affidata al pubblico, è finalizzata al conseguimento di alcuni rilevanti obiettivi, riconducibili (Marques, 2010):

- alla protezione degli interessi dei consumatori, in relazione all'universalità, continuità, qualità del servizio, equità, accessibilità, sicurezza e trasparenza, caratteristiche strettamente connesse alla sua natura di servizio di interesse generale;
- alla promozione dell'efficienza e dell'innovazione, condizioni essenziali al fine della salvaguardia degli interessi dei consumatori;
- alla garanzia di stabilità, solidità e sostenibilità del settore²⁹.

²⁷ Testa (2005), sottolineando l'insufficienza del solo processo di privatizzazione che porterebbe a "sostituire un monopolio pubblico con un monopolio privato", definisce l'importanza della sequenza logica delle due fasi, dovendo la liberalizzazione precedere la privatizzazione, in quanto la prima crea le condizioni per la concorrenza, mentre la seconda rende possibile l'accesso del capitale privato. Nella prassi tuttavia la fase di privatizzazione non solo precede ma spesso prevale su quella di liberalizzazione, in quanto lo Stato può ricavare proventi più elevati dall'alienazione di un'impresa in regime di monopolio, e i nuovi operatori saranno restii a rinunciare alle rendite da monopolista, dovendo rispettare le attese degli investitori (Testa, 2005, pp. 74-75). Lievemente diversa la posizione di Mele (2009, pp. 16-17) per il quale la regolamentazione comunitaria e nazionale "devono tendenziosamente muoversi dai vecchi modelli del monopolio pubblico a nuove forme di mercato che consente il libero accesso delle imprese nei settori dei servizi pubblici, il graduale disimpegno del capitale pubblico a favore dell'imprenditoria privata e la nascita e lo sviluppo dei mercati concorrenziali che manifesti concretamente effetti sulle imprese in termini di efficienza economica e di qualità della fornitura, per consentire ai consumatori di godere di prezzi più bassi e di qualità adeguata", individuando in tal modo un processo di deregolamentazione basato sulla sequenza liberalizzazione-privatizzazione-concorrenza.

²⁸ Massarutto (2009, pp. 4-6) sottolinea come stato e mercato non siano in antitesi, ma complementari e coesistenti, essendo l'intervento dello stato finalizzato a correggere e ad indirizzare il funzionamento del mercato. Al fine di superare i fallimenti di mercato, secondo l'Autore, è dunque necessario utilizzare una prospettiva di *second best*, minimizzando le distorsioni provocate dall'intervento dello stato e dalla mancanza di concorrenza, e di riconoscimento della natura evolutiva del processo di regolazione.

²⁹ Questi obiettivi sono richiamati anche nel *White Paper on services of general interest* della Commissione Europea che definisce i principi guida delle politiche settoriali della Comunità, tra cui:

- vicinanza nell'organizzazione del servizio delle autorità pubbliche ai cittadini e adozione del principio di sussidiarietà;

I cambiamenti intervenuti e le connesse esigenze di regolazione del servizio hanno dato luogo, nel contesto europeo ad una molteplicità di soluzioni relativamente alle modalità e ai limiti all'accesso del capitale privato e all'adozione di modelli organizzativi e gestionali³⁰. In particolare vi sono paesi come l'Inghilterra e il Galles, che hanno consentito la piena privatizzazione del settore a fronte di un'attenta attività di regolazione; altri, come il Belgio, la Finlandia, la Francia, la Germania, la Grecia, l'Italia, la Spagna e il Portogallo ammettono la partecipazione del settore privato, che coesiste dunque con il pubblico; altri ancora, come l'Austria, la Danimarca e la Svezia, vincolano la partecipazione del settore privato all'impossibilità di conseguire o di distribuire profitti tra gli investitori, richiedendo, nel secondo caso, che gli stessi siano reinvestiti nel settore; altri infine, come l'Olanda, non consentono la partecipazione del settore privato nell'erogazione dei servizi idrici (Prasad, 2007).

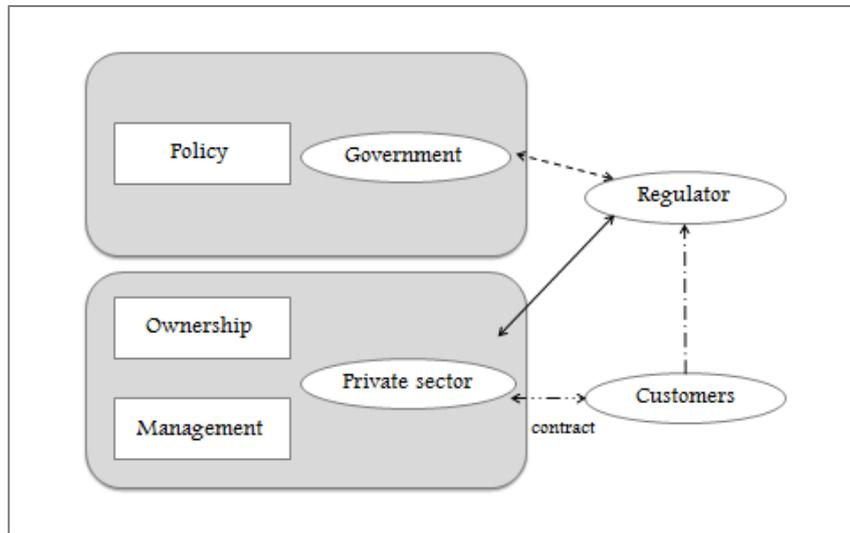
La partecipazione del privato può avvenire secondo diversi modelli organizzativi, la cui denominazione evoca i paesi di relativa adozione, ovvero il modello inglese, il modello francese e il modello con operatori pubblici - tipicamente olandese - e altri modelli che costituiscono varianti dei precedenti (Marques, 2010).

Nel modello inglese gli operatori del settore non solo sono responsabili dell'erogazione del servizio, ma detengono anche la proprietà della rete, degli impianti e delle infrastrutture; l'autorità di regolazione è garante del rispetto dei diritti degli utenti, svolgendo una funzione di controllo della qualità e del processo di definizione delle tariffe, e della sostenibilità degli operatori (Fig. 1).

-
- conseguimento degli obiettivi di servizio pubblico in mercati aperti e competitivi;
 - garanzia di coesione, di accesso universale e di rispetto dei diritti dell'utente-consumatore;
 - mantenimento di un elevato livello di qualità, sicurezza e protezione;
 - monitoraggio e valutazione delle performance;
 - rispetto della diversità dei servizi e dei contesti in cui gli stessi sono erogati;
 - aumento del grado di trasparenza;
 - garanzia di certezza e di chiarezza nella definizione e applicazione delle norme.

³⁰ In merito ai fattori critici per la scelta delle forme di gestione si veda Garlatti (2009).

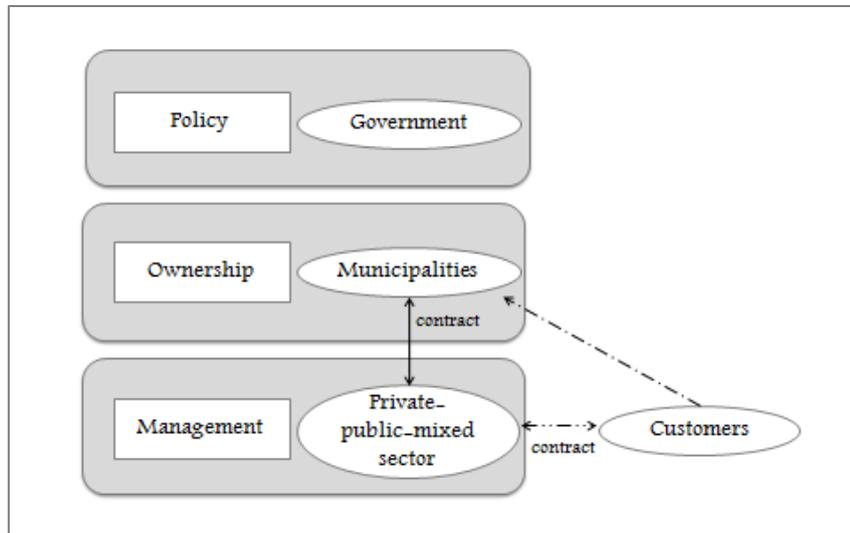
Fig. 1 – Modello inglese di organizzazione del settore idrico



Fonte: Marques (2010)

Nel modello francese la proprietà delle reti e delle infrastrutture appartiene al settore pubblico, mentre la gestione può essere diretta o indiretta; in questo secondo caso è affidata, mediante contratti di leasing o di concessione a società private, pubbliche o miste. La regolamentazione del settore avviene mediante un contratto che limita l'ambito di discrezionalità degli operatori e ne definisce i diritti e i doveri; talvolta al fine di supplire all'incompletezza dei contratti, viene prevista la presenza di un'autorità regolatrice (si veda ad esempio il caso portoghese o la recente riforma del settore danese) a tutela della qualità del servizio e della regolarità dei comportamenti degli operatori, o per risolvere eventuali conflitti (Fig. 2). Esistono numerose varianti di questo modello in relazione alla tipologia di contratto che definisce il rapporto tra l'ente pubblico e l'operatore, potendosi trattare di cessione piena, di *joint venture*, di concessione, di locazione, o di contratto di gestione.

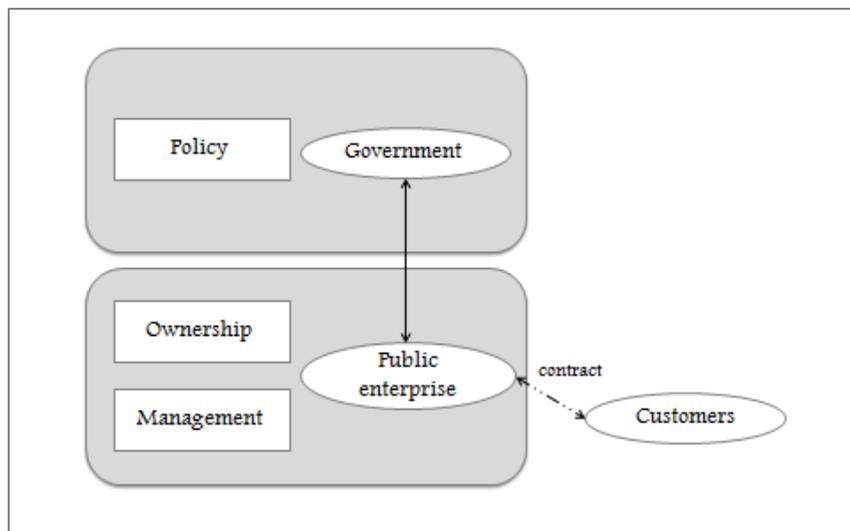
Fig. 2 – Modello francese di organizzazione del settore idrico



Fonte: Ns adattamento da Marques (2010)

Nel modello con operatore pubblico, il settore pubblico detiene la proprietà delle infrastrutture ed è responsabile dell'erogazione del servizio, con un intervento del pubblico in tutti i diversi livelli, dalla definizione delle politiche alla gestione diretta del servizio³¹ (Fig. 3).

Fig. 3 – Modello di organizzazione del settore idrico basato su imprese pubbliche



Fonte: Marques (2010)

³¹ Per un'analisi dettagliata delle caratteristiche che i modelli hanno assunto nelle esperienze concrete di diversi paesi si veda Massarutto (2009) e Marques (2010).

Altre rilevanti differenze tra i paesi si rilevano in relazione al grado di integrazione orizzontale e di integrazione verticale dei servizi (Tab. 2). Il numero di operatori presenti in ciascun paese è un primo indice di concentrazione del settore, che diviene più significativo se messo a confronto con le caratteristiche demografiche: nel Regno Unito, Olanda, Italia e Belgio pochi operatori servono ampie fasce della popolazione, al contrario in paesi quali la Danimarca, la Francia, la Repubblica Ceca e la Spagna il servizio assume una dimensione prevalentemente locale, essendo il numero di abitanti serviti da ciascun operatore, significativamente inferiore³². In merito all'integrazione verticale, nella maggior parte dei paesi rappresentati non ci sono operatori distinti per le singole fasi della filiera; ciò non si verifica in Belgio, Portogallo e Olanda dove le fasi di estrazione e di distribuzione di acqua potabile sono spesso affidate ad operatori distinti, analogamente alla raccolta e alla depurazione nel segmento delle acque reflue.

I due segmenti, acqua potabile e acque reflue, possono essere affidati ad uno stesso operatore, come accade in Italia e in Francia, o ad operatori differenti, come nel caso dell'Olanda e, seppur non per la totalità degli operatori, in Portogallo e Danimarca. A seguito dell'adozione di strategie di diversificazione, finalizzate al conseguimento di economie di scopo, in molti paesi, come ad esempio Italia, Germania e Portogallo, si trovano operatori idrici attivi anche nella fornitura di altri servizi, quali l'elettricità, il gas, e la raccolta e gestione dei rifiuti.

A titolo di completamento, la Tabella 2 riporta anche la densità demografica e la tariffa media dei diversi paesi. La prima variabile è indicativa di una delle condizioni di operatività delle *utility*, che, congiuntamente alle caratteristiche climatiche, territoriali e di disponibilità della risorsa, sono in grado di influenzare l'organizzazione, la gestione e le performance degli operatori. La seconda variabile evidenzia invece significative differenze in merito alle politiche di prezzo dei diversi paesi.

³² Si noti che il numero medio di abitanti per operatore non dà tuttavia alcuna indicazione in merito all'omogeneità degli operatori sotto il profilo dimensionale: ad esempio il settore Danese si caratterizza per la presenza di oltre 2.000 operatori, ma solo 80 operatori forniscono circa due terzi dell'acqua totale (Guerrini et al., 2013 b).

Tab. 2 – Caratteristiche del settore in alcuni paesi europei

| Paese | n. operatori | Pop/n. operat. | ab/km ² 2011 | Tariffa \$/m ³ | Integrazione verticale |
|-------------------------|---------------------------------|----------------|----------------------------|------------------------------|---------------------------|
| Belgio | 28 | 375.000 | 364,3 | n.d. | Prev. disagg. |
| Repub. Ceca | 1.211 | 8.505 | 135,9 | 3,18 | Integrati |
| Danimarca | 2.622 | 2.059 | 129,7 | 8,83 | Integrati |
| Inghilterra e Galles | 25 | 2.148.000 | 371,0 | 4,23 | Integrati |
| Francia | 19.300 | 3.337 | 103,0 | 4,24 | Integrati |
| Germania | 6.000 | 13.667 | 229,0 | 4,87 | Integrati |
| Olanda | 10 (acqua) | 1.650.000 | 494,5 | n.d. | Disaggregati |
| | 443 (fognatura - raccolta) | 660 | | n.d. | |
| | 25 (fognatura - trattamento) | 37.246 | | n.d. | |
| Italia | 91 | 648.352 | 201,5 | 1,15 | Integrati |
| Portogallo | 300 | 31.278 | 114,5 | 1,85 | Prev. disagg. |
| Spagna | 8.100 | 5.556 | 92,0 | 2,33 | Prev. integr. |
| Svezia | 294 | 30.612 | 23,0 | n.d. | Integrati |

* Fonti: per il numero di operatori, la popolazione media per operatore e le informazioni sull'integrazione verticale si veda Carvalho et al. (2012); per la densità demografica (ab/km²) si veda Eurostat (<http://epp.eurostat.ec.europa.eu/>), per la tariffa (\$/m³) Del Giacco (2013).

A conclusione dell'analisi svolta si presentano alcuni dati espressivi della dimensione economica del settore nell'EU27: oltre 70.000 operatori forniscono circa 600.000 posti di lavoro, realizzando un fatturato complessivo annuo di circa 72 miliardi di euro, e investimenti pari ad oltre 33 miliardi di euro, con significative ricadute anche in altri settori (EUREAU, 2009).

Capitolo II

Sostenibilità del settore e strumenti di gestione della domanda

SOMMARIO: 2.1 Sostenibilità del settore e *water demand management* – 2.2 Il prezzo – 2.2.1 Criteri-obiettivo e determinanti delle scelte di prezzo – 2.2.2 Profili di efficacia, equità ed efficienza delle scelte di prezzo – 2.3 Le politiche restrittive – 2.4 Le tecnologie – 2.5 Le campagne educative ed informative – 2.6 Breve confronto tra gli strumenti: punti di forza e di debolezza

2.1 Sostenibilità del settore e *water demand management*

Il tema della gestione sostenibile delle risorse idriche ha assunto una crescente attenzione nelle politiche pubbliche e nella comunità scientifica, a causa della rilevanza del problema della loro scarsità, destinato ad aggravarsi, come già visto nel capitolo I, per effetto dei cambiamenti climatici e socio-economici.

Le performance dei gestori idrici sono state, tuttavia, oggetto di valutazione prevalentemente sotto il profilo economico, con la finalità di verificare l'esistenza di condizioni ottimali sul fronte dimensionale, organizzativo e di regolamentazione del settore, e di evidenziare differenze significative tra aree geografiche e paesi. Questo filone di studi, in particolare, ha indagato, ottenendo risultati spesso contrastanti, l'esistenza di economie di scala, di scopo e di densità (per una literature review si veda González-Gómez e García-Rubio, 2008; Abbott e Cohen, 2009; Romano e Guerrini, 2011; Carvalho et al., 2012; Guerrini et al., 2013 a; Peda et al., 2013), l'influenza della proprietà e di diversi modelli di regolamentazione e di *governance* sul profilo dell'efficienza (per una literature review si veda González-Gómez e García-Rubio, 2008; Abrate et al., 2011; Carvalho et al., 2012, Guerrini et al., 2011; Peda et al., 2013) e, infine, l'uso di tecniche di benchmarking per la misurazione delle performance, l'attribuzione

di incentivi, la fissazione dei prezzi e la promozione della competizione nel settore (per una literature review si veda Walter et al., 2009; Berg e Marques, 2010; De Witte e Marques, 2010).

In particolare, l'uso del benchmarking, promosso dalla Commissione Europea (2007), si è diffuso in Europa, dando luogo ad esperienze concrete nel Regno Unito, dove è usato per la determinazione delle tariffe (Dassler et al., 2006), in Portogallo, implementato per promuovere la competizione nel settore attraverso la pubblicazione e il confronto delle performance tecniche, economiche e ambientali degli operatori (Marques, 2006), in Belgio, introdotto per accrescere l'efficienza e uniformare le tariffe (De Witte e Marques, 2010), in Olanda, avviato nel 1997 al fine di aumentare l'efficienza del settore (Argento e Van Helden, 2006); ancora, in Danimarca, introdotto nel 1999 come esperienza volontaria dall'Associazione danese degli operatori idrici (DANVA) e usato a partire dal 2012 per la determinazione del prezzo massimo (Guerrini et al., 2013 b), e infine in Italia, dove è stato utilizzato fino al 1994 per la definizione della parte variabile delle tariffe (Antonioli e Filippini, 2001).

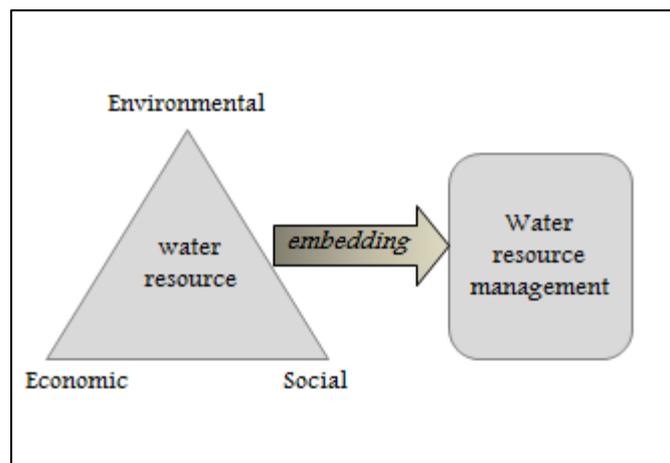
Da ciò emerge come sia gli studi accademici sia le prassi dei diversi paesi abbiano condotto valutazioni delle performance dei gestori considerando quasi esclusivamente il profilo economico e ignorando, al contrario, gli aspetti di natura sociale ed ambientale (Berg e Marques, 2010; Sáez-Fernández et al., 2011), che, congiuntamente al primo profilo, concorrono alla definizione di una gestione sostenibile della risorsa (Simonovic, 2001).

Anche se tuttora scarsamente contemplata nei processi di valutazione, la questione della sostenibilità delle risorse idriche è emersa con chiarezza verso la fine degli anni Novanta quando lo *Special Issue* dell'*Hydrological Sciences Journal* (1997, vol. 42, n. 4) ha contribuito ad identificare tre rilevanti filoni di studio – relazione tra sviluppo sostenibile e gestione delle risorse idriche, criteri per la gestione sostenibile delle risorse idriche, e implicazioni della sostenibilità – destinati a ricevere una crescente attenzione e ad essere oggetto di una vasta e successiva trattazione (Simonovic, 1997).

Negli stessi anni l'*American Society of Civil Engineers* ha dato una prima rilevante definizione di gestione sostenibile delle risorse idriche, qualificando come sostenibili quei sistemi idrici “disegnati e gestiti per contribuire pienamente agli obiettivi della società, nel presente e nel

futuro, mantenendo allo stesso tempo la loro integrità ecologica, ambientale e idrologica” (ASCE, 1998). Questa definizione rievoca, nell’attenzione riconosciuta ai bisogni delle generazioni future, la più ampia nozione di sviluppo sostenibile (WCED,1987) e, data la sua genericità, richiede il disegno di politiche di sostenibilità e la loro successiva integrazione nei sistemi di impresa³³ (Fig. 4).

Fig. 4 – L’integrazione della nozione di sostenibilità nella gestione delle risorse idriche



Fonte: Ns elaborazione

Numerose sono le argomentazioni derivanti da tale definizione, riconducibili al legame tra la sostenibilità e alcune variabili, quali (Loucks, 2000; Loucks e Stakhiv, 2000):

- il cambiamento: l’orientamento al futuro implica che i sistemi idrici godano di capacità adattiva, resistenza e flessibilità e, dunque, siano progettati e gestiti in modo da fronteggiare l’incertezza insita negli eventi futuri; la sostenibilità non si configura

³³ Glavič e Lukman (2007) nella loro “Review of sustainability terms and their definitions” descrivono la politica di sostenibilità come “a set of ideas or a plan of what to do in particular situations that has been agreed officially by a group of people, a business organization, a government or a political party, about environmental, economic and social issues”. In merito alle iniziative volontarie con cui il concetto di sostenibilità può essere interiorizzato nei sistemi d’impresa si veda Lozano (2012). L’Autore mappa sedici delle più diffuse iniziative volontarie (industrial ecology, environmental and social accounting, corporate social responsibility, life cycle assessment, cleaner production and zero emissions, corporate citizenship, sustainable livelihoods, environmental management systems, green chemistry, triple bottom line, the natural step, sustainability reporting, eco-efficiency, design for environment, factor X, eco-labelling) osservando come le stesse indirizzino le diverse aree funzionali di un’impresa, il loro contributo alle diverse dimensioni della sostenibilità e il legame esistente tra le stesse iniziative.

dunque come uno stato che può essere raggiunto, quanto come un processo integrato, a cui tendere, comprensivo di aspetti di natura tecnologica, ambientale e relativi all'infrastruttura sociale e politica della società (Loucks, 2000 p. 8);

- la scala: la definizione della dimensione spaziale e della dimensione temporale risulta funzionale alla gestione delle risorse e all'applicazione di criteri di valutazione, che non possono prescindere da una contestualizzazione nello spazio e nel tempo;
- la tecnologia: le simulazioni rappresentano un importante strumento a supporto del processo decisionale, consentendo di rappresentare possibili scenari in relazione alle scelte attuate e all'evolvere delle variabili di contesto³⁴;
- il rischio: la disponibilità e la qualità della risorsa sono assoggettate al possibile verificarsi di eventi futuri, la cui prevenzione e gestione ed il cui controllo sono essenziali al fine del conseguimento di un predefinito livello di sostenibilità;
- la misurazione: la quantificazione di livelli relativi di sostenibilità, necessari per comparare sistemi alternativi, avviene mediante la definizione di misure, che non possono prescindere dai criteri adottati per la loro determinazione; in relazione a tale aspetto si sottolinea come la necessità di valutazione, a supporto dei processi decisionali, abbia favorito il proliferare di indicatori diversi, aggregati in un unico indice o rappresentati in una scorecard, comprendenti variabili quantitative e/o variabili qualitative, relativi a differenti profili di sostenibilità e a diversi oggetti di valutazione³⁵;

³⁴ Per un approfondimento su tale aspetto si veda il capitolo I, paragrafo 1 - Cambiamenti climatici, trend demografici e stato delle risorse idriche.

³⁵ Senza pretesa di esaustività, si presenta una breve rassegna di alcuni indici proposti in letteratura, che assumono caratteristiche diverse in relazione agli aspetti sopra indicati.

- Loucks (1997), al fine di comparare il livello di sostenibilità di piani e politiche, propone di attribuire dei valori alle seguenti cinque aree (1) aspetti socio-economici e impatti sulla crescita, flessibilità e stabilità, (2) uso di risorse naturali e ambientali, (3) miglioramento e conservazione delle risorse naturali e ambientali, (4) salute pubblica, sicurezza e benessere, (5) flessibilità e sostenibilità delle infrastrutture. Lo stesso Autore propone alternativamente di costruire indicatori, successivamente aggregati in un solo indice, relativi agli aspetti di affidabilità, flessibilità e vulnerabilità dei profili economici, ambientali, ecologici e sociali dei piani o delle politiche di cui si vuole valutare il grado di sostenibilità (Loucks, 1997). L'indice di Loucks è stato rivisitato da

- la formazione: una gestione sostenibile delle risorse idriche richiede un'adeguata preparazione dei decisori pubblici, degli operatori del settore nonché, da ultimo, degli utenti finali, essendo l'elemento umano un fattore critico di successo nei processi di transizione verso la sostenibilità e nei relativi programmi di valutazione³⁶.

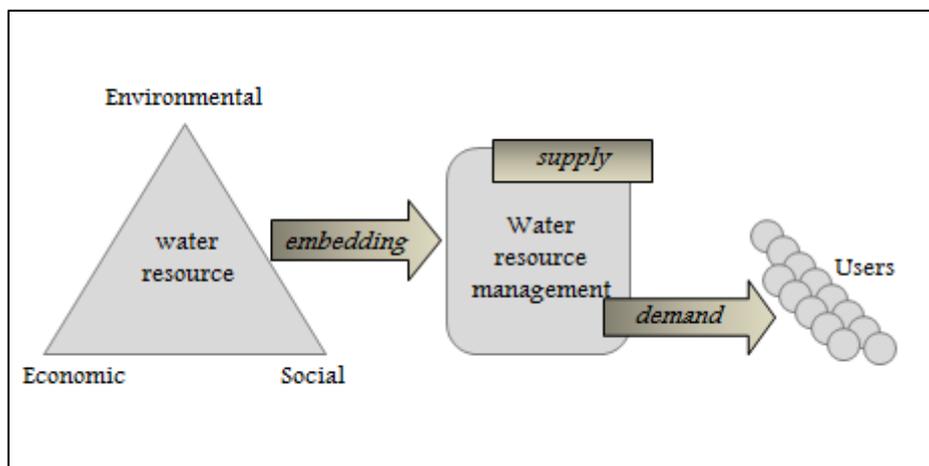
Sandoval-Solis et al. (2011), i quali ne hanno proposto una versione più flessibile, che consente di valutare e comparare diverse politiche di gestione idrica.

- Diversamente Simonovic (2001), ai fini della valutazione dell'uso di acqua sotterranea nella regione dell'ADA in Canada, utilizza i criteri di reversibilità, rischio ed equità definendo il primo come il grado con cui gli impatti di un determinato progetto possono essere attenuati, quantificando il rischio mediante la grandezza dei possibili eventi negativi connessi al progetto e la probabilità del loro verificarsi, e valutando con il criterio dell'equità la distribuzione degli effetti in una stessa generazione e tra generazioni. L'Autore sottolinea, infine, come qualsiasi valutazione non possa prescindere da considerare i tre aspetti della sostenibilità, ovvero l'aspetto economico, quello sociale e quello ambientale (Simonovic, 2001).
- Bender e Simonovic (1997) propongono una misura di sostenibilità più flessibile e alternativa alle misure puntuali, fondata sul consenso degli stakeholder, il quale può rappresentare un significativo feedback per i decisori pubblici.
- Ioris et al. (2008) presentano un framework di indicatori definiti per integrare gli aspetti ambientali, economici e sociali della sostenibilità e applicati nella valutazione di due bacini fluviali in Brasile e in Scozia. Il cruscotto di nove indicatori viene preferito dagli Autori alla presentazione di un indice sintetico, che può oscurare informazioni rilevanti dei singoli parametri aggregati nella fase della sua composizione.
- Altre misure sono sintetizzate nella review proposta da Juwana et al. (2012) che richiama il Water Poverty Index di Sullivan (2002), usato per valutare il legame tra sostenibilità e povertà, il Canadian Water Sustainability Index della Policy Research Initiative (2007) che integra aspetti fisici, ambientali e socio-economici, il Watershed Sustainability Index di Chaves e Alipaz (2007) che aggrega, a livello di bacino, aspetti idrologici, ambientali, vitali e politici in un'unica misura, e infine il West Java Water Sustainability Index di Juwana et al. (2010) che considera i profili della conservazione, dell'uso delle risorse idriche e di policy e governance, al fine di identificare aree di miglioramento, supportare i processi decisionali e comunicare lo stato delle risorse ai diversi stakeholder.

³⁶ La rilevanza della dimensione umana è stata in particolare dimostrata da Pahl-Wostl (2002), il quale ha sottolineato come la transizione verso la sostenibilità richieda processi di innovazione e di cambiamento, garantiti da una gestione adattiva e flessibile non fondata sul controllo, ma su processi di social learning. L'importanza dei fattori umani è stata evidenziata anche da Cuppens et al. (2013) che ha dimostrato come la considerazione di aspetti solo tecnici ed economici, escludendo invece i fattori umani, sia stata la causa di insostenibilità nella gestione delle acque di scarico in Paraguay. Infine, la rilevanza del fattore umano emerge anche in Starkl e Brunner (2004), i quali evidenziano come la valutazione della sostenibilità di un progetto non possa avvenire sulla base di criteri standardizzati, ma richieda una partecipazione attiva del decisore in relazione alle circostanze e alle attese degli stakeholder.

In merito a quest'ultimo aspetto, si sottolinea la rilevanza del coinvolgimento degli operatori del settore e degli utenti finali, secondo l'approccio integrato e partecipativo previsto anche dalla Direttiva Quadro sulle acque. I gestori idrici, in particolare, devono adottare principi di gestione urbana integrata (IUWRM - *Integrated Urban Water Resources Management*), considerando l'interazione tra risorse, infrastrutture, pianificazione e attività, e delineando strategie di adattabilità, in relazione ai fattori di rischio mappati, nonché opportune strategie di gestione della domanda (Fig. 5).

Fig. 5 – *L'integrazione della nozione di sostenibilità nella gestione. supply e demand management*



Fonte: Ns elaborazione

Interventi sul fronte dell'offerta – *supply management* – e sul fronte della domanda – *demand management* –, possono essere visti come contrapposti o come complementari. La prima visione è propria di Furlong e Bakker (2010), i quali sottolineando il trade-off esistente tra le due gestioni, definiscono la convenienza per le utility ad attivare politiche solo sul fronte della fornitura, in quanto l'intervento sul fronte della domanda comporterebbe una diminuzione dei ricavi derivanti dalla vendita del bene. Diversa la posizione di Brooks (2006, p. 525-526), il quale rileva una certa difficoltà nell'identificare i confini tra le due tipologie di intervento, dato che le stesse presentano caratteristiche simili e sono poste in essere da uno stesso soggetto per il conseguimento di un unico scopo.

Sul fronte della fornitura, la sostenibilità degli operatori è stata oggetto di valutazione prevalentemente mediante l'analisi delle perdite idriche (Furlong e Bakker, 2010), la cui riduzione, essenziale ai fini della conservazione della risorsa (European Community, 2006), presenta però costi tanto elevati da rendere non convenienti gli interventi di riparazione. Diverse analisi empiriche supportano tale affermazione: in particolare Garcia e Thomas (2001) analizzano il trade-off esistente tra la riparazione delle perdite e l'aumento dell'acqua distribuita da 55 gestori idrici nella regione di Bordeaux nel triennio 1995-1997, mostrando la convenienza ad aumentare i livelli di produzione, essendo il costo marginale della riparazione maggiore del costo marginale dell'elettricità utilizzata nel processo di acquisizione e distribuzione della risorsa. Analogamente Sáez-Fernández et al. (2011) evidenziano come l'adozione di politiche di sostenibilità comporti, per 38 gestori idrici dell'Andalusia, un incremento dei costi marginali, che rende il costo-opportunità degli interventi di riparazione notevolmente superiore al costo di acquisizione della risorsa. Infine, anche Martins et al. (2012) mostrano l'esistenza di economie di scopo, in 265 gestori portoghesi, connesse al binomio fornitura di acqua e perdite idriche, sottolineando come lo spreco di acqua sia una strategia profittevole per i gestori.

Dati gli elevati costi delle scelte di sostenibilità sul fronte della fornitura, scarsamente adottabili in assenza di un adeguato mix di incentivi definiti sulla base di politiche pubbliche, la gestione della domanda, intesa come l'insieme delle azioni intraprese per conservare la risorsa e soddisfare i fabbisogni attraverso il miglioramento dell'efficienza nel sistema e il cambiamento nei comportamenti dei consumatori finali³⁷ verso un uso efficiente e sostenibile

³⁷ Questa definizione di Hughes (2012) è una delle possibili rinvenibili in letteratura. Alla generalità di tale definizione è possibile accostare quella più pratica ed operativa di Brooks (2006) che individua cinque componenti di gestione della domanda: 1) riduzione della quantità e della qualità dell'acqua richiesta per soddisfare una specifica attività; 2) aggiustamento delle caratteristiche dell'attività in modo che possa essere svolta con una minore quantità di acqua o acqua di minore qualità; 3) riduzione delle perdite nel flusso dalla fonte al dispositivo di utilizzo; 4) spostamento dell'utilizzo in periodi non di punta; 5) aumento della capacità del sistema di funzionare durante i periodi di secca. Complementare alla precedenti è la definizione di Savenije e van der Zang (2002 pp. 99-100) la quale focalizza sugli obiettivi, definendo la gestione della domanda come "lo sviluppo e l'implementazione di strategie finalizzate ad influenzare la domanda, in modo da conseguire un uso efficiente e sostenibile di una risorsa scarsa. Oltre all'efficienza dovrebbero favorire l'equità e l'integrità ambientale". Le differenze settoriali sono evidenziate da Da-ping et al. (2011), che sottolineano il diverso contenuto della gestione

della risorsa³⁸, viene sempre più considerata quale mezzo per garantirne una sua gestione sostenibile, la quale, in ultima istanza, risulta funzionale al conseguimento dei più ampi obiettivi economici, sociali e ambientali, connessi alla disponibilità della risorsa (Arbués et al., 2003; Brooks, 2006; Hughes, 2012; Savenije e van der Zang, 2002).

Una gestione efficace della domanda non può prescindere da un'analisi dei comportamenti e delle attitudini dei consumatori, finalizzata ad identificare le determinanti del consumo. Una tale analisi, definita sotto il profilo teorico dall'incontro degli studi sul *water demand management* e, più in generale, sull'*environmental management* con gli studi di matrice più prettamente psicologica sul *consumer behavior*, è strumentale all'individuazione delle leve che possono promuovere un uso efficiente e sostenibile della risorsa e alla loro conseguente differenziazione in relazione alle categorie di consumatori (Berk et al., 1993; Yurdusev e Kumanhoglu, 2008; van den Bergh, 2008, Fielding et al., 2012).

Tali leve, data la triplice natura economica, sociale ed ambientale del bene in questione, non sono identificabili con le sole politiche di prezzo, ma sono riconducibili anche ad altre strategie, quali l'imposizione di standard, regole e restrizioni, l'adozione di tecnologie e la promozione di campagne informative ed educative, le cui caratteristiche saranno oggetto di trattazione nei successivi paragrafi.

della domanda in agricoltura, negli usi domestici, negli usi industriali e con riferimento alle scelte green. Infine, una definizione che riconduce i profili di demand side e supply side ad un'unica gestione è proposta da Sauri (2003), secondo la quale la gestione della domanda è finalizzata a definire un equilibrio tra domanda e fornitura, con l'offerta di più beni e servizi, utilizzando una minore quantità della risorsa.

³⁸ Bithas (2008) distingue tra uso efficiente ("that pattern of use that maximizes the socio-economic welfare under a given set of preferences and income" p. 223) e uso sostenibile ("the sustainable use is that pattern of use which ensure satisfaction of needs for both the present and future generations" p. 222). Diversamente dalla letteratura precedente, l'Autore non pone le due definizioni in contraddizione, ma al contrario riconosce che un uso efficiente delle risorse idriche è condizione necessaria a garantire un uso sostenibile della risorsa.

2.2 Il prezzo

2.2.1 Criteri–obiettivo e determinanti delle scelte di prezzo

Essendo stata definita la natura di bene economico dell'acqua, il primo strumento per la gestione della domanda è identificabile nel prezzo, che secondo quanto definito dalla Teoria classica consente l'incontro, nel mercato, tra la domanda e l'offerta. Nel settore idrico il prezzo può essere definito sulla base di schemi più o meno complessi, riconducibili a tre principali modelli: prezzo unitario costante, tariffa a blocchi crescenti – nella quale il prezzo medio è costante solo all'interno di uno stesso intervallo, mentre aumenta all'aumentare delle fasce di consumo – e tariffa a blocchi decrescenti – nella quale il prezzo medio, costante all'interno di ciascun intervallo, diminuisce all'aumentare della fascia di consumo. A tali schemi può inoltre essere associata una componente fissa, quale corrispettivo per la fruizione del servizio, da sommarsi alla componente variabile, dipendente dal volume di consumo³⁹.

La scelta dello schema tariffario avviene sulla base di tre diversi criteri–obiettivo (Dalhuisen e Nijkamp, 2002; Howe, 2005):

- In primo luogo, il prezzo dell'acqua deve essere tale da coprire i costi di produzione e di distribuzione al fine di rendere possibile una certa continuità nell'erogazione del servizio. La copertura può essere limitata ai soli costi operativi, essere estesa agli investimenti o, infine, coprire anche i costi ambientali, favorendo, rispettivamente il mantenimento, l'espansione e la disponibilità della risorsa per le generazioni future.
- In secondo luogo, il prezzo deve sottostare ad una condizione di efficienza economica, dovendo fornire appropriativi incentivi sia per un uso efficiente della risorsa sia per lo sviluppo di investimenti nel settore.
- In terzo luogo, il prezzo dell'acqua deve rispondere a criteri di equità: ogni persona deve poter disporre di una quantità sufficiente della risorsa per soddisfare i bisogni

³⁹ Sibly (2006) sottolinea che la presenza delle due componenti, tassa sui volumi e tassa fissa per l'accesso, è funzionale al conseguimento delle condizioni di efficienza allocativa e di neutralità delle vendite, essendo il surplus del consumatore a sua volta composto da due parti, rispettivamente il surplus derivante dal consumo, dato dalla differenza tra i benefici del consumatore derivanti dal consumo e il costo di fornitura dell'acqua consumata, e il surplus derivante dalla connessione, quale differenza tra il beneficio della connessione e il suo costo.

relativi alla sua salute e al suo benessere; un aumento dei prezzi finalizzato a fronteggiare il problema della scarsità, mediante il contenimento della domanda, potrebbe rendere non accessibile il bene a soggetti a basso reddito, mentre, dal lato opposto, prezzi bassi non necessariamente possono essere ritenuti più equi, in quanto aggravano il problema della scarsità, danneggiando le generazioni future e, in particolare, i soggetti più poveri (Bithas, 2008).

Ai tre criteri-obiettivo è possibile aggiungerne un quarto, riconducibile alla condizione di efficienza amministrativa, la quale richiede che il disegno e l'applicazione di un adeguato schema tariffario sia tale da minimizzare i relativi costi di gestione e controllo (Dalhuisen e Nijkamp, 2002).

Diversi fattori influenzano il prezzo della risorsa erogata all'utente finale, riconducibili a caratteristiche intrinseche dell'acqua, quali ad esempio la disponibilità (Zetland e Gasson, 2013) e la qualità (Martinez-Espinera et al., 2009), a caratteristiche intrinseche dei gestori, quali l'ammontare degli investimenti (Ruester e Zschille, 2010), la dimensione (Thorsten et al., 2009) e la proprietà (De Witte e Saal, 2010), e a caratteristiche dell'ambiente, comprensive di variabili climatiche, quale ad esempio la piovosità, e di variabili socio-economiche, quale il reddito pro-capite (Martinez-Espinera et al., 2009). La Tabella 3 propone una sintesi di tali variabili, come proposta da Romano et al. (2013 a), adeguatamente aggiornata secondo le evidenze dello stesso studio, ambientato nel contesto italiano. In particolare gli Autori presentano una mappatura delle determinanti del prezzo ordinate in cinque diverse categorie, riconducibili a:

- caratteristiche dell'acqua;
- condizioni climatiche;
- caratteristiche demografiche;
- consumi;
- caratteristiche dei gestori.

In merito alla prima categoria è stato osservato che ad influenzare il prezzo è in primo luogo la fonte della risorsa: l'uso di acqua sotterranea, a cui sono connessi minori costi di depurazione, dà luogo a prezzi mediamente inferiori di quelli riscontrabili in caso di impiego

di acqua superficiale. La qualità della risorsa, la sua maggiore disponibilità e un elevato rischio di interruzioni del servizio sono associati a prezzi più bassi: se i primi due risultati sono abbastanza intuitivi, il terzo lo è solo in parte essendo giustificato sulla base della qualità del servizio e dei relativi minori costi.

Anche le condizioni climatiche influenzano il prezzo medio: temperature più elevate, a cui sono spesso associati un maggior uso della risorsa e una sua maggiore evaporazione, e una bassa piovosità, a cui è connessa una minore disponibilità della risorsa, determinano incrementi nei prezzi. La relazione tra tali variabili e il prezzo emerge anche dal confronto delle tariffe applicate in zone caratterizzate da diverse condizioni climatiche.

Anche i caratteri della popolazione sono annoverabili tra le determinanti del prezzo: l'erogazione del servizio ad un maggior numero di utenti o in aree più densamente popolate consente il conseguimento di economie di scala e di densità, che, a loro volta, permettono l'applicazione di prezzi più bassi. In merito alle condizioni di benessere economico si osservano evidenze contrapposte, essendo prezzi più elevati associati talvolta a redditi più bassi e ad un più alto tasso di povertà nella popolazione, altre volte a redditi elevati. Livelli di consumo minori, infine, risultano connessi a prezzi maggiori.

Tra le caratteristiche dei gestori, le informazioni relative alla dimensione confermano in parte quanto osservato in termini di popolazione servita: se infatti per Thorsten et al. (2009) gestori di dimensioni maggiori applicano prezzi minori, per Romano et al. (2013 a) non sussiste evidenza di una relazione significativa tra le due variabili. Il nesso tra prezzo e investimenti e struttura della proprietà emerge invece con chiarezza: maggiori livelli di investimento inducono un incremento dei prezzi e gestori privati applicano prezzi più alti rispetto ai gestori pubblici. Sul fronte della struttura finanziaria maggiori livelli di indebitamento si riflettono, data la maggiore onerosità, in prezzi più elevati, mentre la diversificazione sembra essere una variabile non rilevante ai fini della determinazione del prezzo.

Tab. 3 – Fattori determinanti del prezzo dell'acqua

| Item | Variabili | Autore (anno) | Relazione |
|-----------------------------------|---------------------------|---|--|
| Caratteristiche dell'acqua | Fonte dell'acqua | Ruester e Zschille (2010) Thorsten et al. (2009) | L'uso di acqua sotterranea diminuisce i prezzi L'uso di acqua superficiale aumenta i prezzi |
| | Qualità dell'acqua | Martinez-Espinera et al. (2009) | Un'elevata qualità della risorsa diminuisce i prezzi |
| | Disponibilità dell'acqua | Zetland e Gasson (2013) | Un'elevata disponibilità della risorsa diminuisce i prezzi |
| | Rischio di interruzioni | Zetland e Gasson (2013) | Un elevato rischio di interruzione diminuisce i prezzi |
| Condizioni climatiche | Temperatura | Thorsten et al. (2009) Martinez-Espinera et al. (2009) | Un'alta temperatura aumenta i prezzi |
| | Piovosità | Romano et al. (2013 a) | Un'elevata piovosità diminuisce i prezzi |
| | Localizzazione | Martinez-Espinera et al. (2009) Romano et al. (2013 a) | Prezzi più alti nelle isole Prezzi più alti nel sud e nelle isole |
| Caratteristiche della popolazione | Popolazione | Zetland e Gasson (2013) | Popolazioni numerose diminuiscono i prezzi |
| | Densità della popolazione | Ruester e Zschille (2010) Martinez-Espinera et al. (2009) | Un'elevata densità diminuisce i prezzi |
| | Reddito | Thorsten et al. (2009) | Un alto reddito aumenta i prezzi |
| | | Martinez-Espinera et al. (2009) | Un alto reddito diminuisce i prezzi |
| Povertà | Thorsten et al. (2009) | Un alto tasso di povertà aumenta i prezzi | |
| Consumo | Consumo pro-capite | Zetland e Gasson (2013) | Elevati livelli di consumo sono associati a prezzi più bassi |
| Caratteristiche dei gestori | Investimenti | Ruester e Zschille (2010) Marin (2009) Romano et al. (2013 a) | Elevati investimenti aumentano i prezzi |
| | Dimensione | Thorsten et al. (2009) | Gestori più grandi applicano prezzi più bassi |
| | | Romano et al. (2013 a) | Relazione non significativa |
| | Debiti | Thorsten et al. (2009) | Un elevato indebitamento aumenta i prezzi |
| Struttura della proprietà | Zaki e Amin (2009) | Gestori privati applicano prezzi più bassi | |

| | | |
|------------------|---|--|
| | Martinez-Espinera et al. (2009) Saal e Parker (2001) De Witte e Saal (2010) Guerrini et al. (2011) Marin (2009) Reynaud (2003) Oliveira (2008) Kouanda e Moudassir (2008) Bitran e Velenzuela (2003) Ruester e Zschille (2010) Romano et al. (2013 a) | Gestori privati applicano prezzi più elevati |
| Diversificazione | Romano et al. (2013 a) | Relazione non significativa |

Fonte: Ns elaborazione su Romano et al. (2013 a)

2.2.2 Profili di efficacia, equità ed efficienza delle scelte di prezzo

Il livello dei prezzi e la possibile differenziazione in base a tipologie di impiego della risorsa, classi reddituali di utenza, zone e stagionalità, influenzano i consumi e, conseguentemente, i ricavi derivanti dalla vendita del bene (Howe, 2005). La relazione che lega il prezzo ai consumi è stata oggetto di una vasta trattazione volta a definire i limiti e le potenzialità dello strumento ai fini della gestione della domanda.

Il primo studio sul tema è attribuibile a Howe e Linaweaver (1967), i quali hanno dimostrato, mediante un'analisi empirica condotta negli Stati Uniti, che la domanda di acqua è sostanzialmente inelastica al prezzo, risultando il coefficiente di elasticità, calcolato mediante l'uso di una regressione lineare, pari a -0,23. Lo stesso modello è applicato da Gibbs (1978) e da Foster e Beattie (1979), rispettivamente nella stima dell'elasticità della domanda al prezzo a Miami e negli Stati Uniti, risultando in entrambi gli studi coefficienti di poco superiori a -0,5. Altre analisi hanno considerato l'impatto del prezzo nell'ipotesi di un suo uso congiunto con altri strumenti. In particolare Nieswiadomy (1992), in uno studio condotto negli Stati Uniti nel 1984, ha valutato l'effetto delle politiche di prezzo sui consumi, analizzandole congiuntamente ai programmi di conservazione e ai programmi educativi, osservando come le prime abbiano determinato una contenuta flessione della domanda, risultando l'elasticità al prezzo marginale pari a -0,17, a fronte della più limitata efficacia dei programmi educativi,

circoscritta solo alle zone più aride. Sempre negli Stati Uniti, ma con dati relativi ad un orizzonte temporale di 11 anni, politiche di prezzo sono state poste a confronto con politiche non di prezzo da Michelsen et al. (1999), comprendendo tra queste ultime, in maniera indistinta, programmi di informazione pubblica, programmi educativi presso le scuole, programmi di ammodernamento, ordinanze e regolamenti; dall'analisi risulta un'elasticità del prezzo pari a $-0,23$, riduzioni comprese tra $1,1\%$ e $4,0\%$ per ciascun programma, e l'assenza di relazioni significative tra politiche di prezzo e non di prezzo. Analogamente Renwick e Archibald (1998) hanno indagato la misura con cui i prezzi e le politiche alternative, rappresentate dalle restrizioni e dall'uso di tecnologie, hanno ridotto la domanda di acqua in California nel periodo dal 1985 al 1990: l'analisi rivela una sostanziale efficacia dei tre strumenti nel ridurre la domanda di acqua, sottolineando però come un incremento del prezzo del 10% comporti una più limitata flessione della domanda, pari al $3,3\%$. Valori più elevati si riscontrano negli indici di elasticità definiti dall'analisi di Wang et al. (1999), condotta negli Stati Uniti negli anni dal 1992 al 1997: lo studio analizza, in particolare, la reazione della domanda agli strumenti usati da un gestore locale, Artesian, nell'intento di adottare un approccio integrato nella gestione delle risorse idriche. Strategie di prezzo, con incrementi significativi delle differenze tra gli scaglioni, sono state poste in essere congiuntamente a campagne informative, volte a pubblicizzare le attività di conservazione, e alla promozione di tecnologie per il risparmio idrico, risultando in un'elasticità della domanda al prezzo variabile da $-0,508$ a $-0,697$.

I coefficienti che emergono dall'analisi di questi quattro studi portano ad affermare che la domanda di acqua è inelastica al prezzo, in quanto l'incremento di quest'ultimo risulta in un decremento meno che proporzionale della domanda del bene, e dunque portano a concludere come il prezzo sia uno strumento solo parzialmente efficace ai fini della gestione della domanda. Tuttavia, come sottolineato da Renwick e Green (2000), l'inelasticità della domanda al prezzo non può essere equiparata ad una condizione di non reattività, data l'evidenza che il consumo della risorsa varia al variare del prezzo, seppur in misura meno che proporzionale e ampiamente differenziata in relazione alla presenza di altre variabili.

Ad influire sul coefficiente di elasticità sono, in primo luogo, le *differenze stagionali*: la domanda di acqua risulta più elastica nei periodi estivi a causa della presenza di un maggior numero di usi discrezionali, soprattutto esterni, a cui gli utenti possono rinunciare, nel caso in cui il beneficio marginale derivante dagli stessi risulti minore, in valore assoluto, del costo marginale di approvvigionamento della risorsa. A conferma di ciò, Renwick e Green (2000) osservano, nei dati raccolti dal 1989 al 1996 in California, un'elasticità al prezzo marginale di $-0,16$, con una domanda tuttavia più reattiva, di circa il 25%, nei mesi estivi rispetto ai mesi invernali, e dunque tale da rendere le politiche di prezzo più efficaci nei mesi più caldi e in aree caratterizzate da ampie superfici soggette ad irrigazione.

Tra i fattori che influenzano l'elasticità anche la *variabile temporale* assume una rilevanza non trascurabile, risultando la domanda più elastica in un orizzonte temporale di medio-lungo termine rispetto che nel breve termine. A dimostrarlo un'analisi condotta da Nauges e Thomas (2003) in Francia negli anni dal 1988 al 1993, mediante due modelli dinamici – generalized method of moments (GMM) –, basati su una definizione di consumo quale funzione del prezzo, del reddito e di altre variabili socio-economiche. Dallo studio risulta un'elasticità misurata su un orizzonte temporale di sei anni pari a $-0,40$, maggiore rispetto all'elasticità di breve termine, pari a $-0,26$. Gli stessi Autori giustificano i risultati ottenuti denotando l'influenza sul consumo di breve termine di dispositivi a lunga durata, non facilmente sostituibili, e di abitudini che guidano i comportamenti, sottolineando che le politiche pubbliche, al fine di valutare l'impatto delle scelte tariffarie sui consumi, devono guardare ai risultati di lungo termine. A conclusioni analoghe pervengono anche Musolesi e Nosvelli (2007): l'applicazione del GMM, giustificata dal lento cambiamento delle abitudini nel tempo, ha consentito di stimare la funzione di domanda domestica di acqua in 102 comuni italiani nella provincia di Cremona nel quadriennio 1998-2001, calcolando un'elasticità della domanda al prezzo nel breve termine di $-0,27$, minore dell'elasticità di lungo termine, pari a $-0,47$.

Significative differenze in termini di elasticità sono inoltre riscontrabili in relazione agli *schemi tariffari* adottati, essendo agli stessi associati diversi prezzi medi e marginali a cui i consumatori rispondono in maniera differenziata, anche in relazione al diverso grado di

conoscenza. In particolare Olmstead et al. (2007), mediante un'analisi condotta in Canada e negli Stati Uniti riguardante 1.082 famiglie, rilevano un'elasticità della domanda al prezzo maggiore nell'ipotesi di tariffe a blocchi crescenti rispetto all'ipotesi di prezzo marginale costante. Ad analoghe conclusioni giungono anche Nieswiadomy e Molina (1991), i quali, attraverso un'analisi condotta in Texas su 101 consumatori, assoggettati nel periodo 1976-1980 ad un prezzo a blocchi decrescenti e nel periodo 1981-1985 ad un prezzo a blocchi crescenti, dimostrano che con l'applicazione della prima struttura tariffaria i consumatori reagiscono maggiormente al prezzo medio, mentre con la seconda i consumatori reagiscono ai prezzi marginali, giungendo a concludere come, nelle due strutture, l'elemento di differenziazione sia riconducibile ad un parametro di percezione. La rilevanza dell'elemento percettivo emerge anche dallo studio di Martins e Maura e Sà (2011), i quali hanno dimostrato come la comprensione della struttura tariffaria influisca sull'efficacia dei segnali di prezzo. In particolare gli Autori, attraverso un questionario rivolto nel 2008 a 386 famiglie di Madeira, Portogallo, affrontano la questione del potenziale educativo delle informazioni di prezzo contenute in bolletta, mostrando che la maggior parte degli utenti domestici ha una percezione incompleta delle voci di spesa e che gli utenti più consapevoli del legame tra quantità usata e spesa sono più inclini ad adottare comportamenti rispettosi dell'ambiente, attraverso un uso efficiente della risorsa. L'efficacia delle scelte di prezzo risulta dunque subordinata alla presenza di adeguate politiche informative, volte ad istruire il consumatore in merito alla relazione che sussiste tra volume di consumo e spesa per l'approvvigionamento della risorsa.

Un'altra variabile che influenza il valore stimato dell'elasticità è rappresentato dal *metodo* applicato nell'analisi. A conferma di ciò lo studio condotto da Hewitt e Hanemann (1995) in Texas negli anni dal 1981 al 1985 che, pur utilizzando il medesimo database di Nieswiadomy e Molina (1991), applica al fine della stima della domanda il discrete/continuous choice model, pervenendo ad un valore dell'elasticità pari a -1,6 ben più elevato di quello risultante dagli studi antecedenti che utilizzano il metodo OLS.

Anche Pint (1999) dimostra, mediante uno studio sui consumi di 599 famiglie monoutenti in California dal 1982 al 1992, come dall'utilizzo di metodi diversi derivino differenti stime

dell'elasticità. In particolare l'Autore, ritenendo il metodo dei fixed effects non appropriato per la stima della domanda in quanto, pur migliorando la capacità predittiva degli stimatori, non risolverebbe il problema dell'endogeneità del prezzo, opta per l'adozione del maximum likelihood model, giungendo ad una stima del valore dell'elasticità nella stagione estiva variabile da $-0,04-0,14$, con l'heterogeneous preferences model, a $-0,20-0,40$, con il two error model, e nella stagione invernale da $-0,20-0,29$ con l'heterogeneous preferences model, a $-0,33-1,24$ con il two error model. Tali risultati sono rilevanti in quanto non solo evidenziano una variabilità nella stima dipendente dal metodo utilizzato, ma anche in quanto contrastano con quelli ottenuti da Renwick e Green (2000) in relazione alla stagionalità della domanda, riportando un'elasticità maggiore nei mesi invernali rispetto a quella propria dei mesi estivi.

La questione dell'endogeneità del prezzo viene affrontata anche da Scleich e Hillenbrand (2009) e da Nauges e Thomas (2000): i primi, nell'analisi condotta in Germania nel 2003 in 600 diverse zone di fornitura, stimano la domanda mediante l'applicazione di una procedura con variabili strumentali in aggiunta all'OLS, determinando un'elasticità della domanda al prezzo di $-0,24$; i secondi, utilizzando i dati raccolti in 116 comunità locali della Francia dal 1988 al 1999, dimostrano che il prezzo negoziato tra il comune e il gestore idrico dipende dalle caratteristiche del comune, le quali influenzano, contemporaneamente, anche il consumo totale di acqua; quest'ultimo, infine, risulterebbe un fattore determinante del prezzo. In relazione a tali evidenze, gli Autori optano per il metodo GLS – Generalized Least Squares, evidenziando un'elasticità al prezzo marginale di $-0,22$.

Un ulteriore esempio di applicazione di un diverso metodo per la stima della domanda è dato da Martinez-Espinera e Nauges (2004), i quali utilizzano la Stone-Geary utility function nell'analisi dei consumi a Siviglia nel periodo dal 1991 al 1999, stimando un'elasticità al prezzo pari a $-0,10$. L'uso di tale metodo è giustificato dal riconoscimento che l'elasticità non è costante, ma varia in base al livello di utilizzo e in diversi range di prezzo, in relazione alla presenza di usi diversi, alcuni volti a soddisfare bisogni primari ed altri, più discrezionali, che si prestano maggiormente a forme di sostituzione. Infine, anche gli Autori evidenziano differenze associate all'orizzonte temporale considerato, risultando l'elasticità della domanda

domestica nel medio termine due o tre volte maggiore rispetto all'elasticità nel breve termine, data la presenza di dotazioni strumentali, quali ad esempio gli elettrodomestici, a cui sono associati predefiniti livelli di consumo, non sostituibili nel breve termine.

Da ultimo, tra le variabili che influenzano l'elasticità della domanda al prezzo è necessario annoverare il *reddito*. L'acqua è infatti un bene normale il cui consumo aumenta all'aumentare del reddito, seppur in misura meno che proporzionale rispetto alla variazione subita da quest'ultimo. Come per il prezzo, l'elasticità della domanda al reddito è dimostrata da più studi: ad esempio, per Renwick e Archibald (1998) l'elasticità stimata in California nel periodo 1985–1999 si attesta pari a 0,36, risultando analoga al valore evidenziato in Germania nell'anno 2003 da Scleich e Hillenbrand (2009); per Martinez-Espinera e Nauges (2004) invece l'elasticità assume, a Siviglia negli anni dal 1991 al 1999, un valore inferiore, pari a 0,10, simile a quello stimato in Francia nel periodo 1988–1993 da Nauges e Thomas (2000); risultato intermedio ai precedenti, pari a 0,18, è infine identificato da Musolesi e Nosvelli (2007) nel contesto italiano negli anni dal 1998 al 2001.

Ciò che tuttavia rileva ai fini dell'analisi qui presentata non è l'elasticità della domanda al reddito per sé, ma come la variabile reddito agisce sull'elasticità della domanda al prezzo. In relazione a tale aspetto, Renwick e Archibald (1998) e Renwick e Green (2000) sottolineano la maggior sensibilità delle famiglie a basso reddito, per le quali la spesa per l'acqua rappresenta una quota consistente del budget, concludendo che, a parità di altri fattori, politiche di prezzo risultano più di successo in comunità caratterizzate da un'elevata presenza di persone a basso reddito. Analogamente Agthe e Billings (1987), mediante la stima della domanda di acqua in un campione di famiglie dell'Arizona, ripartite in diverse classi di reddito, in presenza di un sistema tariffario a blocchi crescenti, dimostrano che famiglie più ricche non solo usano più acqua, ma hanno anche una minore elasticità della domanda: conseguentemente uno stesso incremento dei prezzi tra famiglie povere e ricche genera una maggiore contrazione dei consumi nelle famiglie povere, le quali devono rinunciare ad usi della risorsa caratterizzati da alta utilità. Gli Autori concludono che, data l'assunzione di utilità marginale decrescente nell'uso di acqua, politiche di prezzo efficaci, ma al contempo eque, devono prevedere un aumento dei prezzi progressivamente più marcato negli scaglioni superiori, in modo da

aumentare le differenze tra gli scaglioni e uguagliare l'utilità marginale del consumo del ricco all'utilità marginale del consumo del povero. Ad una simile conclusione giungono anche Ruijs et al. (2008), i quali, mediante un'analisi condotta in Brasile negli anni dal 1997 al 2002, mostrano come i poveri spendano dal 4,2% al 4,7% del loro reddito in acqua, mentre i ricchi solo lo 0,4%-0,5%, pur consumando più del doppio del povero: ne consegue la maggior equità di un prezzo a scaglioni progressivi dipendente dal livello di consumo o dal livello di reddito, anche se quest'ultimo avrebbe costi amministrativi proibitivi ed entrambi risulterebbero tali da generare una contrazione dei ricavi dei gestori. Conseguentemente, gli Autori concludono affermando la preferenza dell'abbinamento di politiche di prezzo a politiche non di prezzo, quale garanzia di una gestione equa ed efficace della domanda.

L'influenza dei fattori sopra presentati – stagioni, orizzonte temporale, schemi tariffari, metodi di analisi e reddito – e di altre variabili, potenzialmente in grado di influire in modo sistematico sulla stima dell'elasticità della domanda al prezzo, è stata infine indagata mediante tre meta-analisi, rese possibili dal proliferare degli studi sul tema, la cui elevata numerosità ha portato a preferire, nel presente studio, una trattazione per casi significativi ad una trattazione esaustiva (Tab. 4).

Tab. 4 – *Meta-analisi su determinanti dell'elasticità della domanda al prezzo*

| Sintesi meta-analisi | Espey et al. (1997) | Dalhuisen et al. (2003) | Waddams e Clayton (2010) |
|-----------------------------|------------------------|----------------------------|-----------------------------|
| n. studi | 24 | 64 | 148 |
| n. osservazioni | 124 | 296 | 1.308 |
| Luogo | Stati Uniti | Stati Uniti e Europa | - |
| Periodo presentazione studi | 1967 - 1993 | 1963 - 2001 | 1963 - 2008 |
| Elasticità al prezzo media | -0,51 | -0,41 | -0,38 |
| min; max | -3,33; -0,22 | -7,47; 7,90 | -7,47; 3,5 |

Fonte: Ns elaborazione

La prima meta-analisi, condotta da Espey et al. (1997) utilizzando i valori dell'elasticità risultanti da 124 osservazioni riconducibili a 24 studi, pubblicati negli Stati Uniti negli anni dal 1967 al 1993, indaga la relazione tra l'elasticità della domanda al prezzo e la forma della funzione utilizzata per la specificazione della domanda, le caratteristiche dei dati (cross

sectional vs serie temporali, consumi domestici e commerciali, prezzo marginale, prezzo medio, prezzo D o prezzo di Shin⁴⁰), le caratteristiche ambientali (differenze regionali e stagionali) e il metodo econometrico adottato. Dall'analisi emerge un'elasticità compresa tra -3,33 e -0,02 (intervallo che si riduce a -0,75 e 0 nel 90% degli studi), influenzata negativamente dal reddito, dal livello di evaporazione e di piovosità, e che risulta maggiore nella stagione estiva rispetto alla stagione invernale, nel lungo termine rispetto al breve, nel caso di inclusione, oltre all'uso domestico, anche dell'uso commerciale e di strutture di prezzo diverse dal prezzo marginale; infine, il tipo di dati e il modello econometrico impiegato nella stima risultano non rilevanti.

La seconda meta-analisi, attribuibile a Dalhuisen et al. (2003) amplia il numero di studi considerati a 64, pubblicati e non, riferibili agli anni dal 1963 al 2001, evidenziando una distribuzione dell'elasticità al prezzo, in un campione di 296 osservazioni, avente media pari a -0,41, un minimo di -7,47 e un massimo di 7,90. L'elasticità risulta influenzata positivamente dalla presenza di schemi tariffari a blocchi crescenti, dall'uso di una struttura di prezzo diversa da quella del prezzo marginale e che tiene conto delle differenze nel reddito; più bassi livelli di elasticità sono rinvenibili in paesi ad elevato reddito pro capite, in Europa rispetto agli Stati Uniti e in studi non pubblicati.

Infine, la terza meta-analisi, proposta da Waddams e Clayton (2010), considera 148 studi pubblicati dal 1963 al 2008, con complessive 1.308 osservazioni aventi elasticità della domanda al prezzo media pari a -0,38 e distribuite in un intervallo da -7,47 a 3,5. Dall'analisi condotta emerge che le stime risultano influenzate da alcune caratteristiche dei dati e dal modello di specificazione della domanda: in particolare l'uso di panel data e di dati annuali, invece che infra-annuali, riduce l'elasticità, mentre l'inclusione del reddito, della piovosità e del grado di evaporazione hanno un effetto positivo. L'elasticità risulta inoltre maggiore se riferita al lungo termine e nel caso di esclusione di usi non residenziali. Il metodo usato, le aree

⁴⁰ Gli stessi Autori specificano che il prezzo D è il prezzo differenza tra quanto i consumatori pagherebbero per l'acqua, se tutta l'acqua fosse acquistata al prezzo marginale, e quanto attualmente pagano per l'acqua, mentre il prezzo di Shin definisce se i consumatori reagiscono al prezzo medio o al prezzo marginale, il quale consente di dimostrare come spesso i consumatori non siano a conoscenza del prezzo marginale (p. 1371).

geografiche, le stagioni, lo stato della pubblicazione e il genere dell'autore risultano invece non rilevanti.

La sintesi proposta, mediante i singoli contributi e le tre meta-analisi, ha evidenziato come la stima dell'elasticità sia influenzata da numerosi fattori, alcuni insiti nel disegno di ricerca, altri esogeni, relativi al contesto e alla caratteristiche della popolazione. La rilevanza di questi ultimi è connessa alla loro capacità di influenzare non solo l'elasticità stimata, ma anche l'effettiva efficacia delle politiche di prezzo e, dunque, la loro analisi deve essere funzionale al disegno di idonei schemi tariffari.

Dimostrati i fattori di influenza della limitata elasticità della domanda al prezzo e le problematiche di equità connesse all'uso dello strumento in presenza di diverse condizioni reddituali, un ultimo aspetto da considerare riguarda la presenza di costi di gestione e, dunque, il profilo di efficienza dello strumento. In merito Olmstead e Stavins (2008) definiscono il prezzo più efficiente rispetto alle politiche non di prezzo, essendo l'efficacia di queste ultime subordinata alla presenza di attività di gestione e di monitoraggio, a cui sono connessi elevati costi amministrativi e di controllo; diversamente il prezzo, secondo gli Autori, consente ai consumatori di scegliere il volume di acqua da acquistare, in base alla loro volontà di spesa, garantendo la migliore allocazione della risorsa nel mercato, in assenza di costi aggiuntivi, essendo le attività di monitoraggio e di controllo non necessarie. A simili conclusioni perviene anche Campbell et al. (2004), sottolineando la possibilità di applicazione generalizzata dello strumento del prezzo, con effetti cumulativi anche in presenza di una bassa elasticità della domanda, ma indicandone allo stesso tempo le difficoltà di differenziazione rispetto al reddito e ad altre variabili di natura socio-economica che influenzano i consumi. Infine, Barrett (2004) e Rogers et al. (2002) mostrano una visione complementare e in parte contrastante con le precedenti, sottolineando come il giudizio di efficienza sulle politiche di prezzo possa essere attribuito solo a seguito di una valutazione delle esternalità generate dall'uso della risorsa e dell'inclusione, nel prezzo, del relativo costo: questo processo comporterebbe non solo un incremento del prezzo, ma anche dei costi amministrativi connessi alla sua definizione e al suo utilizzo quale strumento di gestione della domanda.

2.3 Le politiche restrittive

La gestione della domanda di acqua, come già affermato, può avvenire mediante il prezzo o mediante strumenti non di prezzo. Tra questi ultimi si annoverano, in primo luogo, il razionamento e le restrizioni. Il primo denota una situazione caratterizzata dall'interruzione del servizio, tipicamente in alcune fasce orarie e in alcuni giorni della settimana, e può essere basato su criteri di allocazione che tengono conto della composizione delle famiglie; le seconde comprendono i provvedimenti volti a vietare o limitare alcuni usi della risorsa, in genere quelli più discrezionali, quali ad esempio il divieto di irrigazione durante alcune ore della giornata o il divieto di lavare gli spazi esterni all'abitazione. Entrambi i provvedimenti presentano possibilità di applicazione immediata e generalizzata che li porta ad essere adottati, in particolare, per far fronte a condizioni di siccità.

L'efficacia di questi strumenti è stata provata da più studi, che congiuntamente indicano riduzioni dei consumi comprese tra lo 0% e il 29%. Tra questi l'analisi condotta da Renwick e Archibald (1998) nel sud della California negli anni dal 1985 al 1990, la quale mostra l'efficacia delle politiche restrittive sull'irrigazione, usate congiuntamente ad altri strumenti, sia in aree ad alta che a bassa densità. Sempre in California è ambientata l'analisi di Renwick e Green (2000) negli anni dal 1989 al 1996, che giunge ad evidenziare la maggior efficacia delle politiche restrittive e di razionamento rispetto agli altri strumenti di gestione della domanda: in particolare dallo studio emerge che il razionamento induce un decremento dei consumi del 19% e le restrizioni del 29%, variazioni più elevate rispetto a quelle favorite dalla promozione di campagne informative pubbliche volte a sensibilizzare le famiglie in merito alla siccità e alla conseguente necessità di un uso più efficiente della risorsa, risultanti in una flessione della domanda dell'8%, dei sussidi per l'acquisto di tecnologie per il risparmio idrico, risultanti in una riduzione della domanda del 9%, e di incrementi del prezzo, essendo l'elasticità della domanda al prezzo pari a $-0,16$.

Politiche restrittive e campagne informative non devono essere intese quali strumenti alternativi, essendo possibile un loro uso congiunto e sinergico nel conseguimento del comune obiettivo di riduzione della domanda. A dimostrarlo l'analisi condotta da Halich e Stephenson (2009) nel 2002 in Virginia volta a definire l'influenza degli sforzi informativi sulle due

forme di restrizioni non basate sul prezzo. In particolare nell'analisi non viene valutata la sola presenza del programma, ma vengono incluse informazioni sulle modalità con cui i programmi hanno concorso al raggiungimento della riduzione dei consumi, considerando, in particolare, il contenuto del programma, ovvero il tipo di restrizione posta in essere, lo sforzo informativo, connesso alla diffusione di informazioni di sensibilizzazione, e lo sforzo di rafforzamento, relativo alla presenza di attività di monitoraggio, controllo e imposizione di sanzioni. Dallo studio emerge che l'intensità di implementazione influenza la domanda domestica di acqua: programmi restrittivi accompagnati da politiche informative da moderate ad alte comportano riduzioni nell'uso di acqua dal 6% al 12%, range che passa dal 15% al 22%, in presenza di attività di controllo; l'efficacia di programmi volontari e obbligatori risulta dunque maggiore a seguito dell'adozione di strumenti di rafforzamento, che presentano però costi politici e costi connessi all'impiego di personale particolarmente elevati, soprattutto nel caso di implementazione di attività di controllo e sanzionatorie. A conclusioni simili pervengono anche Olmstead e Stavins (2008) i quali subordinano l'efficacia dei programmi obbligatori all'intensità delle attività di controllo e ai relativi costi che, al fine di determinare la convenienza all'adozione di tale strumento, devono essere sommati alle perdite di benessere dei consumatori e alla contrazione dei ricavi delle vendite dei gestori idrici.

Se l'adozione congiunta di provvedimenti obbligatori e strumenti informativi, al di là dei relativi costi, risulta sinergica, l'effetto dell'implementazione contemporanea di politiche di prezzo e di politiche restrittive risulta invece non additivo. A tale risultato perviene l'analisi condotta da Kenney et al. (2008) in Colorado negli anni dal 1997 al 2005, in presenza di condizioni di siccità, la quale è volta a dimostrare l'influenza del prezzo, delle restrizioni e del prezzo congiuntamente alle restrizioni sulla domanda di acqua, tenuto conto di altri fattori non direttamente controllabili dai gestori idrici, quali il clima e le caratteristiche demografiche. Dall'analisi, svolta con l'applicazione del fixed effect method, emerge che il coefficiente di interazione tra i due fattori è positivo, indicando che, quando le restrizioni sono implementate, i consumatori sono meno reattivi al prezzo; inoltre, la reattività al solo prezzo varia tra gruppi di consumatori e in relazione alla fase della siccità, risultando maggiore tra coloro che utilizzano più acqua e nel periodo successivo alla fase di secca: ciò porta a

concludere che le politiche di prezzo sono lo strumento più adatto per la gestione della domanda se l'obiettivo è controllare gli usi maggiori, in una prospettiva di medio-lungo termine, mentre le restrizioni sono più appropriate per affrontare periodi caratterizzati da notevole scarsità della risorsa.

L'utilizzo di restrizioni e razionamenti, limitato alle sole situazioni caratterizzate da una grave insufficienza di acqua, si giustifica anche in relazione alla perdita di benessere sociale connessa all'adozione di tali strumenti, oggetto di valutazione a sé stante o nel confronto con la perdita di benessere derivante da un incremento dei prezzi. In particolare, lo studio di Garcia Valiñas (2006), condotto a Siviglia durante la siccità dei primi anni novanta, analizza e confronta la perdita di benessere per famiglie e imprese sulla base della variazione del surplus del consumatore, come differenza tra prezzi reali e prezzi virtuali (definiti in relazione alla disponibilità a pagare), a seguito di politiche di razionamento orario e di riduzione della qualità del servizio: in periodi di siccità e in assenza di restrizioni, perdite maggiori sono stimate per la domanda domestica rispetto a quelle proprie della domanda industriale, mentre in presenza di restrizioni orarie le perdite diventano più marcate, con un aumento della disponibilità a pagare di tre volte per i consumi domestici e di due volte per i consumi industriali; infine, dal confronto tra i due tipi di misure, emerge che gli utenti domestici valorizzano maggiormente la qualità dell'acqua, mentre le imprese danno più rilievo alla quantità.

Un'analisi limitata alle sole restrizioni negli usi esterni è proposta da Brennar et al. (2007), secondo il quale l'efficacia di questa misura è connessa alla rilevanza dei consumi esterni, che rappresentano circa la metà dell'acqua consumata dalle famiglie nella maggior parte delle città australiane. Mediante il metodo della variazione di compensazione, che calcola la ricchezza che rende il consumatore indifferente nella scelta tra due alternative, gli Autori mettono a confronto una restrizione lieve, in cui l'irrigazione mediante irrigatori a pioggia è consentita due volte a settimana, e un divieto completo di irrigazione, che consente solo l'irrigazione a mano, mostrando come quest'ultimo risulti meno efficace, in quanto una stessa quantità di acqua applicata più frequentemente e in quantità minori ha una maggiore

produttività, e più oneroso, comportando una maggiore perdita di benessere per i consumatori.

L'onerosità delle restrizioni risulta più evidente nel confronto con le perdite di benessere derivanti dalle politiche di prezzo, come emerge dagli studi di Woo (1992), Roibás et al. (2007), Grafton e Ward (2008), e Mansur e Olmstead (2012). In particolare Woo (1992) analizza le interruzioni di servizio imposte ad Hong Kong negli anni dal 1973 al 1990, confrontando la relativa perdita di benessere con quella derivante da un incremento dei prezzi, sottostante alla condizione di ottenimento di una stessa riduzione dei consumi. Dallo studio emerge come l'interruzione sia da considerarsi altamente inefficiente per la gestione della siccità, in quanto determina perdite di benessere sociale 500 volte maggiori rispetto a quelle indotte da politiche di prezzo, a causa della più marcata limitazione imposta alle scelte dei consumatori. Analogamente tagli alla fornitura e politiche di prezzo sono analizzati da Roibás et al. (2007) quali strumenti per razionalizzare l'uso di acqua a Siviglia, durante la siccità che caratterizza gli anni dal 1992 al 1996: gli Autori sottolineano gli effetti delle interruzioni sul comportamento del consumatore, il quale acquista solo una porzione di acqua, rispetto a quella che avrebbe consumato nell'ipotesi di assenza del taglio, o installa appositi serbatoi per mitigare l'effetto delle interruzioni. Indipendentemente dal comportamento adottato, le perdite di benessere sono maggiori nel caso di interruzioni rispetto all'ipotesi di incremento del prezzo; sono gli stessi Autori a sottolineare che tale modello non tiene però conto del vantaggio relativo alla riduzione delle perdite idriche a seguito della riduzione della pressione dovuta alle interruzioni. Anche Grafton e Ward (2008) evidenziano, a parità di riduzione dei consumi nel biennio 2004-2005 a Sidney, le maggiori perdite di benessere connesse alle restrizioni rispetto a quelle derivanti da un incremento del prezzo, includendo nel modello anche il costo addizionale dei serbatoi acquistati dai consumatori per compensare le restrizioni. Gli Autori concludono definendo il razionamento non economicamente efficiente, in quanto non rispetta le diverse preferenze dei consumatori e il differente valore dei diversi usi della risorsa, ma al contempo necessario nel caso in cui sia richiesta una riduzione immediata e temporanea della domanda o laddove i consumi non sono

assoggettati a misurazione, in quanto un incremento del prezzo avrebbe gli stessi effetti dell'imposizione di una tassa fissa.

Infine, anche Mansur e Olmstead (2012) valutano i guadagni in termini di benessere e i possibili effetti distributivi dell'utilizzo dei prezzi invece di politiche restrittive, sulla base della domanda di 1.082 famiglie degli Stati Uniti e del Canada nel triennio 1996-1998. Gli Autori concludono che il prezzo ha un vantaggio in termini di welfare sul razionamento in quanto consente alle famiglie di scegliere i loro consumi finali in base alle loro preferenze e alla loro disponibilità a pagare, mentre le restrizioni ignorano tale eterogeneità: sostituire le razionalizzazioni con prezzi di siccità comporterebbe quindi un guadagno di benessere per le famiglie pari al 29% della spesa annuale per l'acqua, a cui aggiungere i miglioramenti derivanti da innovazione e diffusione di tecnologie per il risparmio idrico, in genere non promosse in presenza di regolamentazioni di tipo "comando e controllo".

Un ultimo aspetto da considerare riguarda la questione di equità connessa all'uso dello strumento. In merito Duke et al. (2002), attraverso uno studio comparativo, condotto a Delaware durante la siccità del 1999, considerano gli effetti di una riduzione della domanda del 25%, indotti alternativamente dal prezzo, dal razionamento e dalle restrizioni obbligatorie sugli usi esterni: gli Autori mostrano come la maggior parte dei consumatori non sia consapevole della relazione tra volumi consumati e spesa per acqua, rendendo lo strumento del prezzo poco efficace e non equo, gravando il peso dell'incremento del prezzo sulle fasce più povere della popolazione per le quali la spesa per l'acqua assorbe una parte consistente del reddito; il razionamento, invece, rappresenta la via più diretta per ridurre la domanda, ma la sua efficacia potrebbe essere compromessa dall'eccessivo consumo quando l'acqua risulta disponibile, inoltre lo stesso graverebbe prevalentemente sulle famiglie con più bassi consumi che vedono sacrificati gli utilizzi più essenziali; le restrizioni obbligatorie, invece, pur richiedendo un'attività di controllo, risulterebbero più eque, spostando il peso della conservazione su coloro che vivono su più ampi lotti. La maggior equità di interventi regolatori rispetto al prezzo viene sottolineata anche da Barrett (2004), il quale, riportando la diatriba tra economisti e ambientalisti, evidenzia analoghi problemi di equità legati al prezzo, compensabili mediante il rimborso dei maggiori costi sostenuti, e rileva, al contrario, come la

regolamentazione possa essere disegnata in modo da aumentare l'equità tra i soggetti, ad esempio attraverso misure restrittive sull'irrigazione dei prati o la richiesta di particolari tecnologie per il risparmio idrico sulle nuove abitazioni che graverebbero soprattutto sulle fasce più abbienti della popolazione. Questa conclusione contrasta in parte con quella di Roibás et al. (2007), i quali evidenziano come i tagli alla fornitura siano regressivi, dato che famiglie aventi reddito più elevato hanno maggiore accesso alle tecnologie di approvvigionamento. In sintesi, sembra di poter concludere che le restrizioni e il razionamento possono essere più eque del prezzo, ma che il grado di equità dipenda strettamente da come le stesse sono disegnate e dalle attività di controllo ad esse connesse, volte a garantire non solo la compliance, ma anche l'effettiva efficacia di tali misure (Survis e Root, 2012).

2.4 Le tecnologie

Un secondo strumento, alternativo al prezzo, per la gestione della domanda di acqua è rappresentato dalle tecnologie. In questa categoria sono compresi diversi dispositivi, tra cui i meccanismi per il risparmio di acqua nel wc, nelle docce e nel bagno, i contatori dei consumi di acqua, gli elettrodomestici efficienti, i sistemi di raccolta dell'acqua piovana, i dispositivi per il riciclaggio delle acque grigie (che prevedono ad esempio l'uso nello sciacquone del water dell'acqua degli scarichi di docce, bagni e lavelli) e i sistemi per la riduzione delle perdite delle reti idriche (EA, 2008).

L'adozione di questi strumenti può essere favorita dalla presenza di incentivi e di programmi di rimborso o mediante l'attività di regolamentazione, che ne può richiedere l'implementazione generalizzata o limitata al verificarsi di alcune condizioni, come ad esempio la presenza di attività di ristrutturazione o di nuove edificazioni. La scelta finale di investire in tecnologie efficienti dipende dunque da variabili di contesto, ma non prescinde neppure da caratteristiche endogene del consumatore, relative a variabili socio-economiche, quali età, reddito, status proprietario, a fattori attitudinali e comportamentali, quali abitudini al risparmio idrico, e a specifiche dell'abitazione, quali anno di costruzione, dimensione,

numero di stanze ed estensione degli spazi esterni (Millock e Nauges, 2010; Martínez-Espiñera e García-Valiñas, 2013).

Tra i fattori che influiscono sulla scelta di implementazione, la provata efficacia dello strumento e i tempi di recupero dell'investimento assumono un ruolo di primo piano. Diversi studi hanno quantificato il risparmio idrico connesso all'adozione di questi strumenti. Tra i più recenti, l'analisi condotta da Tsai et al. (2011), nella quale vengono valutati gli effetti dell'implementazione di quattro diverse tecnologie nello stato di Massachusetts: in particolare lo studio mostra come l'installazione di rubinetti di controllo per l'irrigazione, sensibili alle condizioni meteorologiche, riduca la variabilità nell'utilizzo di acqua per tale scopo, e come i sistemi di raccolta dell'acqua piovana forniscano un volume consistente di acqua, impiegato per usi esterni, e comunque insufficiente per coprire tutti gli usi domestici; l'analisi sottolinea, al contrario, la maggiore efficacia dell'installazione di dispositivi per il controllo dei consumi e dei sussidi per wc e lavatrici a basso consumo, nonché di altre tecnologie per trattenere l'umidità del suolo nei terreni. Un'analisi simile è condotta da Muthukumar et al. (2011), i quali focalizzano però sul solo riutilizzo delle acque grigie, valutandone il connesso risparmio idrico: dal caso studio emerge un notevole potenziale conservativo, reso possibile anche dal non deterioramento della qualità dell'acqua durante lo stoccaggio, anche se il riutilizzo dell'acqua recuperata esclude gli usi che implicano un contatto diretto con la persona, risultando circoscritto allo sciacquone del wc e all'irrigazione del giardino.

Una differente tecnologia conservativa è rappresentata dai contatori dei volumi di acqua consumata, dotati di display visivo e talvolta di segnali acustici, che si attivano al superamento di predefinite soglie di consumo, eventualmente disaggregato per tipologia di utilizzo. Questi monitor forniscono un feedback dinamico ai consumatori, non finalizzato all'imposizione di una restrizione, ma ad influenzare i comportamenti degli utenti finali, mediante una forma di educazione basata sulla disponibilità di informazioni in tempo reale. La funzione di tali dispositivi è stata in particolare sottolineata da Willis et al. (2010), mediante un'analisi condotta nella Gold Coast australiana nel 2008, su un campione di 151 famiglie e un sub campione di 44 utenti, ai quali è stato installato un monitor nelle docce con un segnale acustico a 40 litri di consumo: il potenziale educativo di tali dispositivi ha favorito un calo dei

consumi di acqua nelle docce del 27%, che proiettato sui complessivi consumi della città risulta pari ad un risparmio stimato del 3% di acqua e del 2,4% di energia; gli Autori sottolineano, infine, come la diffusione possa essere incentivata dal breve periodo di recupero dell'investimento, pari a 1,65 anni, e da un tasso di ritorno annuo, definito su un orizzonte di 10 anni, pari al 23,3%.

L'efficacia dei dispositivi per ridurre i consumi di acqua si affievolisce con il passare del tempo, risultando infatti maggiore nei primi anni di implementazione rispetto ai successivi, a causa della presenza di comportamenti controbilanciati assunti dai consumatori finali che si abituano all'efficienza idrica dei dispositivi o che, talvolta, nella consapevolezza del risparmio derivante dall'uso di tali tecnologie, aumentano i propri consumi, entro i limiti di spesa prefissati. A tale conclusione pervengono gli studi di Lee et al. (2011), di Lee e Tansel (2013) e di Lee et al. (2013). In particolare il primo analizza, mediante un'analisi longitudinale su quattro anni condotta in Florida, l'impatto sui consumi di tre misure, consistenti nella sostituzione di vecchie docce, wc e lavatrici con nuovi meccanismi a più elevata efficienza: nell'analisi viene dimostrato come la domanda di acqua sia stata significativamente ridotta durante i primi due anni di implementazione, mentre i risparmi risultino molto meno significativi nel terzo e nel quarto anno. Ad un analogo risultato perviene anche lo studio di Lee e Tansel (2013) che, attraverso un questionario somministrato telefonicamente a 271 famiglie in Florida, analizza gli effetti di un programma per la sostituzione di wc, docce ed aeratori: dall'analisi emerge la rilevanza percepita e la soddisfazione degli utenti finali, indipendentemente dalle relative caratteristiche socio-economiche, gli effetti sinergici derivanti dall'implementazione di più misure e il cambiamento nelle abitudini relative ai consumi, con notevoli risparmi durante il primo e il secondo anno di implementazione, che non si mantengono tali nel terzo anno di osservazione. Rispetto a tali risultati, l'analisi di Lee et al. (2013), basata su dati disaggregati per volumi di utilizzo, registra un ritardo nella relativa riduzione dei consumi, risultando il calo progressivamente crescente fino al terzo anno, in cui viene registrata la maggior contrazione della domanda, e in forte diminuzione nel quarto anno, tanto che la classe di consumo superiore mostra, in tale anno, un seppur contenuto incremento della domanda.

La presenza di comportamenti che riducono l'efficacia delle tecnologie è dimostrata anche in altre analisi che ne considerano l'uso congiunto con altri strumenti di gestione della domanda. In merito si veda, ad esempio, lo studio di Geller et al. (1983), condotto in Virginia alla fine degli anni Settanta al fine di individuare la giusta combinazione tra una strategia educativa, una strategia comportamentale, basata sui feedback dell'utilizzo, e una strategia tecnologica: gli Autori rilevano risparmi significativi a seguito dell'installazione di tecnologie, amplificati dalla presenza di campagne educative, ma tuttavia notevolmente inferiori ai risparmi attesi, a causa della persistenza di comportamenti controbilanciati che riducono i vantaggi derivanti dall'implementazione di dispositivi efficienti. Anche Campbell et al. (2004), in un'analisi successiva condotta a Phoenix sui consumi di 19.000 famiglie osservati per sei anni, hanno rilevato la presenza di comportamenti compensativi, più marcati nei soggetti che non hanno scelto autonomamente il programma, e la possibilità di limitare o di ovviare agli stessi attraverso una comunicazione personalizzata in base ad etnia, povertà ed età. Infine, la literature review condotta da Inman e Jeffrey (2006) rimarca lo spessore di tali comportamenti, indotti dalla consapevolezza che le tecnologie favoriscono la conservazione, e sottolinea la rilevanza che le stesse siano implementate congiuntamente ad altri strumenti di gestione della domanda.

In tale prospettiva si inserisce la proposta di Timmins (2003) di affiancare strategie conservative basate sull'implementazione di tecnologie con politiche di prezzo: lo studio, mediante, un modello di simulazione applicato in California dal 1970 al 1992, non mette a confronto i benefici di politiche non di prezzo con politiche di prezzo, ma focalizza sull'efficacia di queste politiche nel risolvere il problema della scarsità delle risorse, dimostrando come l'impiego delle sole tecnologie non sia sufficiente a garantire un uso sostenibile della risorsa, e come sia invece necessario correlare le stesse con opportune politiche tariffarie, in quanto un prezzo non efficiente elimina il potenziale conservativo delle tecnologie nel medio-lungo termine. L'Autore sottolinea, infine, che una tassa sull'acqua consente di aumentare il surplus sociale e di conseguire l'obiettivo della conservazione della risorsa, il quale deve essere tenuto distinto da obiettivi di natura redistributiva, spesso posti alla base della scelta di non applicare politiche di prezzo. Ad analoghe conclusioni perviene

anche lo studio di Dawadi e Ahmad (2013) che, mediante l'uso del system dynamics model applicato ai consumi a Las Vegas nel periodo 1989-2035, prevede possibili scenari futuri in base all'adozione di due diversi strumenti di gestione della domanda: dall'analisi emerge che l'implementazione di tecnologie conservative relative agli usi esterni della risorsa (ad esempio la progettazione di giardini che necessitano di poca acqua) presenta un potenziale conservativo maggiore di quello conseguibile con tecnologie sugli usi interni (ad esempio elettrodomestici a basso consumo) e che lo stesso potenziale risulta notevolmente accresciuto dal contemporaneo aumento del prezzo, giungendo a stimare una riduzione della domanda di acqua del 30,6% entro il 2035, per effetto congiunto dei cambiamenti tecnologici e di un incremento del prezzo della risorsa del 50%.

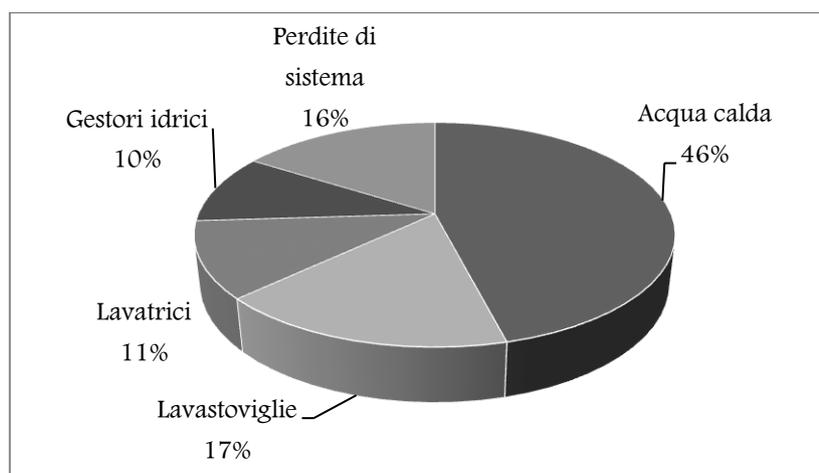
La previsione di scenari futuri è alla base anche dello studio di Schwarz e Ernst (2009), condotto nel sud della Germania mediante la somministrazione di un questionario, dal quale emerge che la diffusione di tecnologie per il risparmio idrico, quali docce e wc a basso consumo e sistemi per la raccolta dell'acqua piovana, può avvenire anche in assenza di attività di promozione, le quali però, se mirate ad evidenziare l'elemento innovativo e la rilevanza del cambiamento degli stili di vita, sono in grado di aumentare il livello di conservazione raggiungibile⁴¹.

Un ulteriore aspetto di rilievo connesso all'efficacia nell'uso di tecnologie attiene alla possibilità di conseguire, mediante la loro implementazione, obiettivi multipli, riconducibili, in particolare, al risparmio di acqua, al risparmio di energia e alla conseguente riduzione delle emissioni di anidride carbonica. A dimostrarlo l'analisi condotta dall'Environment Agency (EA, 2009 b) nella quale viene sottolineato che, nel ciclo fornitura-uso-trattamento dell'acqua, le maggiori emissioni di CO₂ sono attribuibili alla fase di utilizzo della risorsa (89%, Fig. 6).

⁴¹ Questa conclusione è ritenuta coerente, come sottolineato dagli stessi Autori, con la Teoria del comportamento pianificato (Ajzen, 1991), secondo la quale l'intenzione di assumere un certo comportamento è determinata dalle attitudini, dalle norme sociali e dal controllo del comportamento percepito (ovvero dalla facilità o dalle difficoltà percepite per l'implementazione del comportamento); in sintesi, secondo la Teoria, che verrà trattata in maniera più completa nel paragrafo successivo, a cui si rimanda anche per un'analisi più approfondita sull'uso delle campagne educative e informative a sostegno dell'efficacia delle tecnologie, le intenzioni e il controllo comportamentale percepito influenzano il comportamento attuale.

Conseguentemente, l'ottimizzazione dei sistemi che forniscono acqua calda nelle abitazioni consente di raggiungere non solo risparmi di acqua e di costi, ma anche significative riduzioni nell'emissione di CO₂. A supportare tale conclusione anche l'analisi di Hackett e Gray (2009), nella quale viene dimostrato come elettrodomestici efficienti sotto il profilo idrico, congiuntamente ad un uso attento dell'acqua calda nelle abitazioni, consentano di dimezzare il consumo di acqua e di ridurre le emissioni di anidride carbonica del 58%.

Fig. 6 - Emissioni di CO₂ connesse al ciclo fornitura-uso-trattamento dell'acqua



Fonte: EA (2009 b)

L'analisi di Fidar et al. (2010), infine, quantifica e analizza non solo le emissioni di anidride carbonica, ma anche i relativi consumi di energia, derivanti dall'installazione di elettrodomestici per il risparmio idrico nelle abitazioni, secondo quanto previsto dal CSH (Code for Sustainable Homes) inglese. Dallo studio emerge che il 96% dell'energia usata nelle abitazioni e l'87% delle emissioni di anidride carbonica sono attribuibili all'uso di acqua e, conseguentemente, viene sostenuta la necessità di adottare un approccio integrato nella scelta delle tecnologie che consideri il legame esistente tra consumo di acqua, consumo di energia e connesse emissioni di anidride carbonica⁴².

⁴² A sostegno di tale argomentazione gli Autori portano i seguenti due esempi.

- i wc con il controllo dello sciacquone danno un contributo significativo alla riduzione dei consumi di acqua, ma hanno un'influenza limitata nel ridurre l'uso di energia e le connesse emissioni di anidride carbonica;
- le lavastoviglie riducono i consumi di acqua, ma aumentano le emissioni di anidride carbonica.

Sotto il profilo dell'efficienza, alle tecnologie per il risparmio idrico sono attribuibili due diverse categorie di costo, ovvero i costi di ricerca e sviluppo e i costi di controllo. In merito ai primi l'Environment Agency (EA, 2009 a) sottolinea i lunghi tempi di recupero degli investimenti in tecnologie che renderebbero gli utenti finali poco inclini alla loro adozione⁴³; analogamente i gestori idrici, sul fronte della domanda, hanno scarso interesse a promuovere l'implementazione di tali dispositivi, in quanto una diminuzione nei consumi indurrebbe un calo dei ricavi delle vendite e dei connessi profitti, mentre, sul fronte della fornitura, l'adozione di tecnologie conservative è resa poco conveniente dal maggior interesse dei gestori ai profitti di breve termine. Nel report viene infine evidenziato anche lo scarso interesse delle autorità di governo alla promozione di tecnologie per il risparmio idrico, essendo le stesse giudicate positivamente per la loro abilità di mantenere bassi i prezzi della risorsa, piuttosto che per la scelta di traslarne i relativi costi sugli utenti finali.

In merito alla seconda categoria di costi, Olmstead e Stavins (2008) riportano la presenza, come per le altre strategie non di prezzo, di costi amministrativi per le attività di monitoraggio e di rafforzamento, in assenza delle quali l'efficacia di questi strumenti risulta essere gravemente compromessa.

La presenza di costi connessi all'implementazione delle tecnologie e al loro tempo di recupero su un orizzonte temporale di più anni (Willis et al., 2013) porta, infine, a considerare la questione dell'equità dello strumento: l'onerosità della tecnologia ne preclude l'accesso ai poveri, mentre sposta il peso della conservazione sui ricchi, che possono però godere dei relativi benefici nel medio-lungo termine. Variabili di natura socio-economica influenzano l'adozione dello strumento, che può essere incentivata dalla presenza di programmi di rimborso, con possibile redistribuzione dei costi, o che può essere resa obbligatoria mediante specifiche previsioni legislative, a cui tuttavia sono connessi, come già visto, costi di controllo e di rafforzamento.

⁴³ Questa conclusione non può essere considerata contrastante con quella di Willis et al. (2010) che, nell'affermare l'esistenza di contenuti tempi di recupero degli investimenti in tecnologie, limitano l'analisi ai soli contatori dei consumi, dotati di display e di avviso sonoro.

2.5 Le campagne educative ed informative

Un ultimo strumento per la gestione dei consumi idrici è rappresentato dalle campagne educative ed informative, il cui scopo è di sensibilizzare il consumatore in merito alla scarsità della risorsa e di educarlo ad un suo uso efficiente e sostenibile.

Lo strumento educativo ed informativo è stato ampiamente dibattuto in letteratura, prevalentemente sotto il profilo della sua efficacia e, in misura ampiamente minore, sotto i profili dell'efficienza e dell'equità. Le analisi condotte mediante l'impiego di metodologie diverse, qualitative e quantitative, considerano prevalentemente un orizzonte temporale di breve termine, si limitano a valutare l'esistenza delle campagne o ne approfondiscono il contenuto informativo, nonché analizzano gli effetti dell'uso dello strumento adottato da solo o congiuntamente agli altri mezzi di gestione della domanda.

L'efficacia delle campagne, indipendentemente dalle caratteristiche assunte dalle stesse, è stata provata dagli studi di Nieswiadomy (1992), Wang et al. (1999), Michelsen et al. (1999) e Renwick e Green (2000). In particolare, Nieswiadomy (1992) dimostra che i programmi educativi pubblici promossi negli Stati Uniti nel 1984 hanno concorso alla riduzione della domanda solo nelle zone più aride, mentre per Wang et al. (1999) l'efficacia delle informazioni, provata mediante uno studio condotto a Delaware dal 1992 al 1997 risulta essere limitata solo ad alcuni anni, in particolare quelli immediatamente successivi al lancio della campagna. Un'efficacia più generalizzata si riscontra nello studio di Michelsen et al. (1999), che mostra come politiche non di prezzo, quali programmi di informazione, programmi educativi nelle scuole, programmi di ammodernamento, ordinanze e regolamenti permanenti e temporanei, abbiano congiuntamente concorso alla riduzione della domanda di acqua negli Stati Uniti, in misura variabile tra l'1,1% e il 4,0%, senza specificare però il diverso contributo apportato da ciascun programma. Un'efficacia più marcata risulta, infine, dallo studio di Renwick e Green (2000), nel quale emerge che campagne informative pubbliche che allertano le famiglie in merito a periodi di siccità e che sollecitano ad un uso più efficiente della risorsa, fornendo indicazioni pratiche sulle modalità per ridurre i consumi, hanno favorito una riduzione della domanda in media dell'8% negli anni dal 1989 al 1996 in California; gli Autori giungono a tale conclusione, sottolineando come le campagne

modifichino le preferenze dei consumatori, spostandone la relativa curva di domanda, senza causare perdite di benessere, tipiche degli strumenti che inducono una forzatura dei comportamenti⁴⁴.

Un'estesa literature review sul tema dell'efficacia delle campagne, considerate sia quale provvedimento d'urgenza sia quale misura per ridurre la domanda di acqua nel lungo termine, è offerta da Syme et al. (2000). Gli Autori sottolineano che la maggior parte degli studi indaga gli effetti di breve termine, con metodi diversi che sembrano influenzare le evidenze ottenute: in particolare, le analisi condotte mediante la regressione lineare evidenziano una scarsa efficacia delle campagne, a causa dei problemi di multicollinearità insiti nella funzione di stima della domanda⁴⁵; anche gli studi condotti mediante esperimenti riportano una limitata influenza sui consumi delle informazioni fornite mediante brochure, opuscoli e manifesti, mentre, al contrario, analisi descrittive e quasi-esperimenti, ritenuti approcci più accurati rispetto all'uso dei metodi precedenti, evidenziano come le campagne informative inducano rapide riduzioni dei consumi, con decrementi che variano dal 10% al 25%.

L'efficacia dello strumento non può prescindere dal contenuto dei messaggi proposti. Gli stessi Syme et al. (2000) avvertono la necessità di individuare un modello per la comunicazione e la valutazione delle campagne, definendo come i messaggi debbano essere specifici e l'informazione presentata in maniera vivida, evidenziando la perdita o il danno in caso di mancata implementazione di un'azione, piuttosto che il relativo guadagno, e in maniera personalizzata in relazione ai diversi segmenti di mercato, identificati sulla base delle attitudini. L'opportunità di differenziare lo strumento, al fine di accrescerne il livello di efficacia, in relazione a variabili di natura socio-economica, quali etnia, povertà ed età, capaci di influenzare i consumi, viene sottolineata anche da Campbell et al. (2004).

⁴⁴ Per un approfondimento sulle perdite di benessere sociale, indotte da restrizioni e razionamenti e da politiche di prezzo, si rinvia al paragrafo 3, capitolo II.

⁴⁵ Si ricorda che la multicollinearità sorge in presenza di combinazioni lineari tra le variabili indipendenti, che rendono impossibile la stima dei parametri (si parla in tal caso di multicollinearità perfetta) o in presenza di un'elevata correlazione tra due o più variabili esplicative, che permette la stima dei parametri di regressione, ma rende gli errori standard molto elevati (si parla in questo caso di multicollinearità parziale).

Importanti raccomandazioni in merito al contenuto dei messaggi sono individuate, mediante sei focus group e un approccio basato sulla grounded theory, anche da Delorme et al. (2003), i quali sottolineano la necessità di:

- porre l'enfasi sui vantaggi finanziari di lungo termine derivanti da un uso domestico efficiente della risorsa;
- dimostrare l'efficacia delle azioni, indicandone gli effetti;
- diffondere la visione del valore dell'acqua, attraverso il binomio qualità dell'acqua qualità della vita;
- adattare il linguaggio dei messaggi alle caratteristiche della popolazione presente in una determinata area;
- formulare messaggi diretti e brevi, con presentazioni d'impatto e semplici.

In merito al contenuto dei messaggi Howarth and Butler (2004) propongono di adottare un approccio di marketing, mediante l'individuazione di un modello, di cui viene testata l'efficacia attraverso due casi studio condotti a Copenaghen e a Singapore, articolato in cinque fasi, che prendono avvio dalla scarsa conoscenza del bisogno di ridurre l'utilizzo di acqua (1), passano attraverso l'acquisizione della consapevolezza del bisogno (2), dell'interesse (3) e del desiderio di ridurre l'utilizzo (4), e terminano con l'azione finale di riduzione del consumo della risorsa (5). La necessità di una comunicazione che non dia solo indicazioni in merito alle modalità con cui utilizzare l'acqua è sottolineata anche dall'analisi di Nelson et al. (2011), secondo i quali è essenziale che i messaggi trasmettano un senso di paura, che attivi la risposta dell'utente in relazione ad azioni rilevanti per l'ambiente; in particolare gli Autori, attraverso l'analisi di 20 campagne di comunicazione e la valutazione della loro aderenza alla Teoria della motivazione a proteggersi (Protection Motivation Theory⁴⁶), avanzano le seguenti raccomandazioni per il disegno di una campagna efficace:

⁴⁶ Secondo la Protection Motivation Theory, attribuibile a Rogers (1975), il cambiamento attitudinale è mediato da un processo di valutazione cognitiva su cui agiscono tre diverse variabili:

- l'entità dell'ansia generata da un evento raffigurato;
- la probabilità del verificarsi di tale evento;
- l'efficacia di una risposta protettiva.

- i messaggi devono descrivere chiaramente le minacce di periodi di siccità e come gli stessi possano impattare sulle attività quotidiane, anche mediante la presentazione di dati statistici, al fine di accrescere il livello di vulnerabilità percepita;
- i messaggi devono aumentare la percezione delle persone in merito all'efficacia delle loro risposte, dando informazioni concrete sulle azioni da intraprendere;
- i messaggi devono presentare storie di successo sulla facilità di ridurre i consumi, attraverso opportuni comportamenti;
- i messaggi devono minimizzare i costi percepiti, suggerendo comportamenti ed azioni che richiedono un limitato impiego di risorse, in termini di tempo e di denaro.

L'importanza delle campagne e del loro contenuto educativo è riconosciuta anche dagli utenti finali. A dimostrarlo l'analisi condotta da Osborne et al. (2010), basata su 18 focus group, 14 interviste e 2.000 indagini telefoniche realizzate in Australia, con le quali sono stati definiti i contenuti di una campagna efficace, tra cui:

- l'enfasi sulla permanenza di uno stato di siccità che richiami l'importanza di comportamenti orientati al risparmio idrico;
- la volontà di assicurare che ci sia acqua sufficiente per il futuro, piuttosto che affermare l'esistenza di un futuro con meno acqua;
- l'importanza che il governo assicuri il suo coinvolgimento e dia indicazioni di dettaglio in merito alle azioni positive programmate o poste in essere per la risoluzione del problema;
- la rilevanza del contributo individuale di ogni cittadino.

Una sintesi delle diverse tipologie di messaggi, definita sulla base dei contenuti al fine di testarne l'efficacia, è proposta da Fielding et al. (2013), i quali raggruppano i messaggi in tre diverse categorie: i messaggi informativi, le norme descrittive e i feedback relativi all'utilizzo finale della risorsa. I primi comprendono indicazioni sulle modalità con le quali risparmiare la risorsa e sono finalizzati, oltre che a definire una serie di indicazioni pratiche, anche ad accrescere la consapevolezza sul problema della scarsità; le norme sociali, invece, oltre a fornire istruzioni sulle modalità mediante le quali risparmiare acqua, sottolineano gli effetti dei comportamenti virtuosi e quantificano il grado di diffusione di tali comportamenti; infine,

i feedback sull'utilizzo della risorsa, che richiedono l'adozione di particolari tecnologie, restituiscono all'utente informazioni in merito al livello di consumo, talvolta disaggregato per tipologia d'uso⁴⁷.

L'importanza di creare consapevolezza nel consumatore finale è provata dal rapporto causale che sussiste tra attitudini e comportamento (Bentler e Speckart, 1981), come delineato dalla Teoria del comportamento pianificato (*Theory of Planned Behavior* – Ajzen, 1985, 1987 e 1991). Quest'ultima spiega come le intenzioni comportamentali siano determinate dagli atteggiamenti mentali dei soggetti verso i risultati dei comportamenti e da norme soggettive, intese quali pressioni normative percepite in relazione all'assunzione di un determinato comportamento. La Teoria del comportamento pianificato è stata utilizzata da Lam (1999 e 2006) per spiegare le determinanti del consumo di acqua e, dunque, per individuare le variabili sulle quali agire per favorire una riduzione della domanda: ne emerge, in particolare, che se le attitudini generano i comportamenti, allora l'analisi degli atteggiamenti e del comportamento percepito è in grado di predire il comportamento effettivo e la conseguente riduzione dei consumi. Da ciò deriva che le campagne, al fine di massimizzare la probabilità di comportamenti finalizzati alla conservazione, devono esercitare un'influenza positiva sugli atteggiamenti mentali, sulle credenze e sulle motivazioni, promuovendo l'efficacia di tali comportamenti (Lam, 1999 e 2006).

Se gli atteggiamenti mentali generano i comportamenti, allora le campagne informative ed educative, essendo in grado di agire sulle credenze e sulle motivazioni dei soggetti, possono costituire un valido supporto per gli altri strumenti di gestione della domanda, potendo promuovere le ragioni che giustificano incrementi di prezzo, spiegare i motivi alla base di

⁴⁷ La rilevanza di quest'ultimo tipo di informazioni, connessa alla diffusione di adeguate tecnologie, è provata da Hamilton (1985) il quale sottolinea non solo come l'inclinazione alla conservazione dipenda dal grado di conoscenza del problema della scarsità, ma come l'assunzione di un comportamento conservativo, pur nelle differenze tra le tipologie di utenti, sia favorito anche dalla consapevolezza del livello di utilizzo, per la quale è necessaria la diffusione di adeguati strumenti di misurazione, essendo l'autovalutazione caratterizzata da un'elevata probabilità di errore. L'efficacia di tali tecnologie informative, che forniscono un feedback immediato sui consumi, è provata dall'analisi di Willis et al. (2010), per la quale si rinvia al paragrafo 4, capitolo II, sulle tecnologie.

politiche restrittive e razionamenti, favorire l'adozione di tecnologie e contrastare i comportamenti controbilanciati che ne limitano l'efficacia nel medio-lungo termine.

In primo luogo, le campagne informative possono supplire alla limitata efficacia delle politiche di prezzo, soprattutto nel breve termine o negli usi o fasce della popolazione caratterizzati da una scarsa reattività della domanda al prezzo: a conferma di ciò, Bruvold e Smith (1988) sottolineano gli effetti sinergici di una struttura di prezzo a blocchi crescenti accompagnata da un adeguato programma informativo, mentre Barrett (2004) e Reynaud (2013) evidenziano come, in assenza di politiche non di prezzo, un aumento dei prezzi si manifesterebbe più nell'incremento dei ricavi dei gestori che non nella riduzione della domanda di acqua, rimarcando come un mix di politiche, piuttosto che un singolo strumento, incoraggi maggiormente comportamenti conservativi. Infine, Martins e Maura e Sá (2011) mostrano che informazioni chiare in bolletta, che consentano di comprendere agevolmente l'ammontare dei consumi e la relazione che sussiste tra volumi di consumo e spesa, rendono i consumatori consapevoli degli effetti dei loro comportamenti e più inclini ad un utilizzo efficiente della risorsa.

In secondo luogo, le campagne educative ed informative rappresentano uno strumento a supporto delle politiche restrittive: ad evidenziarlo l'analisi condotta da Halich e Stephenson (2009), dalla quale emerge che una maggiore intensità informativa, variabile in relazione all'enfasi posta sulla gravità della fornitura di acqua, all'indicazione delle attività coperte dalle restrizioni, alla presenza di penalità in caso di non compliance e alla promozione di vie addizionali per ridurre l'uso di acqua che non possono essere coperte dalle restrizioni, si rifletta nella maggiore efficacia non solo dei programmi volontari, ma anche delle politiche restrittive obbligatorie, limitando i comportamenti non conformi e favorendo l'assunzione di un atteggiamento proattivo verso la conservazione della risorsa.

In terzo luogo, le campagne informative ed educative, agendo sugli atteggiamenti che determinano i comportamenti, possono favorire la diffusione di tecnologie conservative e contrastare i comportamenti compensativi degli utenti finali, che determinano l'inefficacia di quest'ultimo strumento nel medio-lungo termine. Secondo Lam (2006) le campagne informative dovrebbero enfatizzare non solo l'efficacia dei comportamenti, ma anche i

vantaggi delle tecnologie sui mezzi tradizionali, al fine di creare un atteggiamento positivo verso la loro adozione e il loro utilizzo. Berk et al. (1993) sottolineano come i vantaggi delle tecnologie tendano ad esaurirsi, richiedendo investimenti continui in nuove tecnologie, mentre le campagne educative, come quelle promosse verso la fine degli anni Ottanta in California, sono in grado di indurre cambiamenti comportamentali che si consolidano nel tempo, limitando l'inefficacia delle tecnologie nel medio-lungo termine. Analogamente, anche Campbell et al. (2004) evidenziano la rilevanza della comunicazione volta a favorire l'adozione volontaria delle tecnologie e a contrastare gli effetti dei comportamenti controbilanciati. Ancora, Fielding et al. (2012) sottolineano il bisogno di approcci tecnologici accompagnati da cambiamenti comportamentali, i quali possono essere indotti dalla promozione di campagne educative nelle scuole e dall'impegno assunto pubblicamente in merito alla conservazione dell'acqua che favorisca un'identità e un dialogo familiare finalizzato alla tutela della risorsa. Infine, anche Martínez-Espiñera e García-Valiñas (2013) mostrano, mediante uno studio econometrico che ha coinvolto 27.000 famiglie spagnole nel 2008, come i due strumenti possano essere adottati congiuntamente, avendo le campagne educative un effetto positivo sia sulla decisione di effettuare investimenti in tecnologie sia sulla scelta di modificare le abitudini, come provato dall'esistenza di una relazione positiva tra le tecnologie adottate e le abitudini conservative degli utenti.

Definita la rilevanza delle campagne informative ed educative, anche quali misure a supporto delle altre strategie conservative, e indagata l'efficacia dei contenuti, permangono da considerare altri aspetti, relativi ai mezzi utilizzati per la comunicazione, ai costi dello strumento e all'equità. Per quanto riguarda il canale di trasmissione, mentre Syme et al. (2000) si limitano ad affermare l'impossibilità di identificare un media predominante, Delorme et al. (2003), pur giungendo alla medesima conclusione, propongono una mappatura delle diverse modalità di comunicazione in informazioni dirette nella bolletta, annunci pubblici sui programmi televisivi locali, newsletter e comunicazioni attraverso i siti internet, programmi educativi nelle scuole e avvisi attraverso associazioni di proprietari di abitazioni. La scelta del mezzo influenza la struttura e l'ammontare dei costi della campagna, che possono variare anche in relazione allo sforzo informativo e alla presenza di attività di rafforzamento e di

controllo, tipiche di tutte le strategie non di prezzo (Olmstead e Stavins, 2008; Halich e Stephenson, 2009).

Infine, non sono stati rinvenuti studi sul tema dell'equità dello strumento; si ritiene, tuttavia, di poter concludere che l'equità delle campagne sia strettamente connessa alla completezza e al grado di differenziazione dei contenuti, in relazione alla diversità degli utenti e degli usi, e alle modalità di diffusione delle informazioni, che devono essere tali da raggiungere il più ampio bacino di soggetti: in altri termini, campagne efficaci sono da ritenersi al contempo eque, concorrendo attivamente a rendere disponibile la risorsa per le generazioni future.

2.6 Breve confronto tra gli strumenti, punti di forza e di debolezza

A conclusione dell'analisi svolta, si propone una sintesi dei quattro diversi strumenti di gestione della domanda – prezzo, politiche restrittive, tecnologie e campagne educative ed informative – volta a confrontare i relativi punti di forza e di debolezza (Tab. 5), in relazione a tre profili di rilevanza: l'efficacia, l'efficienza e l'equità (Barrett, 2004).

Prima di procedere con tale descrizione, si ritiene opportuno sottolineare come non esista uno strumento predominante in assoluto sugli altri, ma al contrario, come ogni strategia di gestione della domanda, per avere successo, non possa prescindere dal considerare le caratteristiche economiche e sociali dei soggetti a cui è rivolta, il differente livello di consapevolezza della questione idrica e il diverso atteggiamento verso la conservazione della risorsa (Hamilton, 1985; Yurdusev and Kumanhoglu, 2008; Millock e Nauges, 2010; Martínez-Espiñera e García-Valiñas, 2013).

In relazione al primo profilo di analisi, è osservabile come ai quattro strumenti siano associati diversi gradi di *efficacia*, dipendenti dallo sforzo posto in essere per il conseguimento dell'obiettivo della riduzione del consumo idrico. In particolare la domanda di acqua risulta essere reattiva, ma non totalmente elastica al prezzo, essendo necessari notevoli incrementi di quest'ultimo per indurre contenuti decrementi della domanda (Espey et al., 1997; Renwick e Green, 2000; Dalhuisen et al., 2003; Campbell, 2004; Waddams e Clayton, 2010); inoltre, il prezzo si presenta come maggiormente efficace per la gestione della domanda nel medio-

lungo termine, in quanto alla presenza di abitudini e di dotazioni strumentali che vincolano i consumi nel breve termine e al lento processo di apprendimento della relazione che sussiste tra volumi di consumo e spesa in bolletta (Espey et al., 1997; Nauges e Thomas, 2003; Musolesi e Nosvelli, 2007; Martínez-Espinera e Nauges, 2004; Kenney et al., 2008; Waddams e Clayton, 2010; Martins e Maura e Sá, 2011). L'efficacia delle politiche restrittive, invece, è stata largamente provata, soprattutto quale misura di emergenza per far fronte a fasi di siccità: lo strumento infatti è in grado di determinare una riduzione immediata dei consumi, il cui ammontare dipende dal livello di austerità della misura posta in essere (Renwick e Archibald, 1998; Renwick e Green, 2000; Barrett, 2004; Kenney et al., 2008; Halich e Stevenson, 2009). Per quanto riguarda le tecnologie, i relativi vantaggi tendono ad esaurirsi nel tempo, rendendo lo strumento efficace ai fini della gestione della domanda solo nel breve termine (Inman e Jeffry, 2006; Willis et al., 2010; Tsai et al., 2011; Muthukumaran et al., 2011): la presenza di comportamenti compensativi tende, infatti, a portare i consumi nel tempo ai livelli precedenti all'installazione del dispositivo, per la consapevolezza del risparmio derivante dall'adozione dello stesso e della conseguente possibilità di incrementare i consumi fino ai prefissati limiti di spesa (Geller et al., 1983; Campbell et al., 2004; Inman e Jeffry, 2006; Lee et al., 2011; Lee e Tansel, 2013; Lee et al., 2013); l'efficacia delle tecnologie nel medio-lungo termine sembra dunque essere subordinata all'adozione congiunta di severe politiche di prezzo, assoggettate a periodici aggiornamenti (Timmins, 2003; Dawadi e Ahmad, 2013). Infine, le campagne educative ed informative sono ritenute uno strumento efficace nel ridurre i consumi, con decrementi della domanda dipendenti dal contenuto dei messaggi e dall'intensità dello sforzo informativo (Nieswiadomy, 1992; Michelsen et al. 1999; Wang et al. 1999; Renwick e Green, 2000; Syme et al., 2000; Fielding et al., 2013); le stesse, agendo sugli atteggiamenti mentali da cui dipendono i comportamenti, si presentano inoltre quale strumento in grado di supplire alla limitata efficacia del prezzo nel breve termine (Bruvold e Smith, 1988; Barrett, 2004; Martins e Maura e Sá, 2011; Reynaud, 2013) e delle tecnologie nel medio-lungo termine (Hamilton, 1985; Berk et al., 1993; Syme et al., 2000; Campbell et al., 2004; Lam, 2006; Fielding et al., 2012; Martínez-Espiñera e García-Valiñas, 2013), nonché di potenziare gli effetti delle restrizioni, giustificando l'intervento imposto e favorendo l'adozione di

comportamenti conservativi volontari (Halich e Stephenson, 2009). L'efficacia delle campagne educative ed informative è connessa anche alla possibilità di una loro differenziazione, che risulta invece più difficile nel caso di applicazione delle altre strategie conservative (Syme et al., 2000; Campbell et al., 2004).

Il merito al secondo profilo, quello dell'efficienza, la possibilità di applicazione generalizzata del prezzo (Campbell et al., 2004) e l'assenza di costi di controllo (Olmstead e Stavins, 2008) sono controbilanciate dalla presenza di elevati costi amministrativi dello strumento, connessi alla sua possibile differenziazione per categorie di utenti e alla valorizzazione delle differenti voci di costo da includere nella sua definizione (Rogers et al., 2002; Barrett, 2004). Diversamente, elevati costi di controllo e di rafforzamento sono attribuibili alle restrizioni, necessari per limitare comportamenti opportunistici, volti a raggirare il provvedimento e potenzialmente in grado di vanificarne gli effetti; l'efficacia delle restrizioni risulta dunque subordinata alla presenza di attività informative e di monitoraggio, ma anche di un adeguato sistema di sanzioni, che renda le attività di controllo credibili e l'assunzione di comportamenti contrari al provvedimento altamente rischiosa e poco conveniente (Olmstead e Stavins, 2008; Halich e Stevenson, 2009). Tra i costi delle restrizioni sono da annoverare anche le perdite di benessere, causate dal mancato riconoscimento dell'esistenza di usi concorrenti e dal mancato rispetto delle preferenze dei consumatori, e che risultano maggiori delle perdite derivanti da incrementi dei prezzi aventi il medesimo effetto sui consumi; ulteriori perdite di benessere, seppur non quantificate, derivano inoltre dal fatto che tali politiche non costituiscono un appropriato incentivo per la creazione e diffusione di innovazioni conservative (Woo 1992, Garcia Valiñas, 2006; Brennan et al 2007, Roibás et al. 2007; Grafton e Ward, 2008; Mansur e Olmstead, 2012). Anche alle tecnologie sono associati costi di controllo, per contrastare comportamenti controbilancianti che ne limitano l'efficacia (Olmstead e Stavins, 2008); a questi si sommano i costi per le attività di ricerca e sviluppo, i cui tempi di recupero variano in relazione alla tipologia di tecnologia: tali costi possono limitare il grado di attrattività dello strumento (EA, 2009; Willis et al., 2013), o accrescerne il potenziale di adozione, grazie alla possibilità di conseguire, con un unico investimento, anche altri obiettivi di natura ambientale (EA, 2009 b; Hackett e Gray, 2009; Fidar et al., 2010). Infine per l'ultimo strumento

presentato, le campagne, sono stati evidenziati costi che variano in relazione all'intensità dello sforzo informativo e all'eventuale presenza di attività di controllo (Olmstead e Stavins, 2008; Halich e Stephenson, 2009).

L'ultimo profilo di interesse riguarda l'*equità* degli strumenti, intesa quale garanzia di possibilità di uguale accesso alla risorsa, strumentale all'accrescimento delle condizioni di uguaglianza sociale, la cui valutazione non può, in ultima battuta, prescindere dall'adozione di una prospettiva intergenerazionale (Bithas, 2008). In merito al prezzo, analisi statiche hanno portato a sottolineare la non equità, in quanto un suo incremento graverebbe soprattutto sulle fasce più povere della popolazione, per le quali la spesa per la risorsa rappresenta una parte consistente del reddito: le fasce meno abbienti, la cui domanda si caratterizza per una maggiore reattività, vedrebbero così sacrificati gli usi più essenziali, volti al soddisfacimento di bisogni primari (Agthe e Billings, 1987; Espey et al., 1997; Renwick e Archibald, 1998; Renwick e Green, 2000; Duke et al., 2002; Grafton e Ward, 2008; Ruijs et al., 2008); politiche più eque, ma meno efficaci e più onerose, prevedono una differenziazione marcata dei prezzi, tra classi di consumo o di reddito, con schemi tariffari a blocchi crescenti (Nieswiadomy e Molina, 1991; Olmstead et al., 2007). Per quanto attiene invece alle restrizioni, l'*equità* delle stesse è oggetto di dibattito: da un lato viene evidenziato come la misura concorra, a differenza del prezzo, a realizzare condizioni di equità, spostando il peso della conservazione sui soggetti che presentano maggiori volumi di consumo, o potendo vietare gli usi più discrezionali, entrambi propri delle fasce più abbienti della popolazione (Duke et al., 2002; Barrett, 2004); dal lato opposto, viene sostenuta la non equità dello strumento, in quanto alla presenza di tecnologie di approvvigionamento, non accessibili ai poveri, sui quali ricadrebbe dunque l'onere della conservazione (Roibás et al., 2007). Per quanto riguarda le tecnologie, seppur non esplicitata, la questione dell'*equità* emerge dal legame che sussiste tra l'adozione delle stesse e il grado di benessere economico dei soggetti, essendo in genere i più ricchi ad acquistare tali dispositivi, sostenendone il costo, e beneficiando, per converso, dei relativi vantaggi in termini di risparmio idrico conseguibile (Millock e Nauges, 2010; Martínez-Espiñera e García-Valiñas, 2013). Infine, l'*equità* delle campagne educative ed informative non è stata oggetto di dibattito negli studi precedenti: l'analisi condotta ha portato tuttavia a ritenere che l'*equità*

dello strumento dipenda dalle modalità con cui lo stesso è disegnato e diffuso, essendo il suo grado di differenziazione funzionale al conseguimento dell’obiettivo di riduzione delle domanda e di conservazione della risorsa, che consentirebbe, in ultima istanza, di realizzare una condizione di equità intergenerazionale.

Concludendo, dal confronto tra gli strumenti emerge la rilevanza delle campagne, quale misura efficace per conseguire un uso sostenibile della risorsa da parte dell’utente finale, mediante azioni informative ed educative volte a creare consapevolezza in merito alla gravità della questione idrica e a dare indicazioni concrete in merito all’assunzione di comportamenti conservativi. Il rilievo della misura emerge anche nel suo uso congiunto con gli altri strumenti, potenziandone gli effetti o supplendo alla loro limitata efficacia, nei contenuti costi dello strumento e, infine, nel suo concorso al conseguimento di condizioni di equità nell’accesso e nell’utilizzo dell’acqua. Tali aspetti, portano ad affermare non tanto la predominanza delle campagne sugli altri strumenti di gestione della domanda, quanto la loro essenzialità al fine di garantire un uso e una gestione sostenibile della risorsa.

Tab. 5 – *Strumenti di gestione della domanda a confronto: punti di forza e di debolezza*

| Gli strumenti | |
|--|--|
| Prezzo | |
| reattività della domanda (Renwick e Green, 2000; Campbell et al., 2004) efficaci nel lungo termine (Espey et al., 1997; Nauges e Thomas, 2003; Kenney et al., 2008; Musolesi e Nosvelli, 2007; Martinez-Espinera e Nauges, 2004; Waddams e Clayton, 2010) | inelasticità della domanda (148 studi e 3 meta-analisi: Espey et al., 1997; Dalhuisen et al., 2003; Waddams e Clayton, 2010) |
| no costo del controllo (Olmstead e Stavins, 2008) | elevati costi amministrativi (Rogers et al., 2002; Barrett, 2004) |
| applicazione generalizzata (Campbell et al., 2004) | difficile differenziazione (Campbell et al., 2004) tariffe a blocchi crescenti (Nieswiadomy e Molina, 1991; Olmstead et al., 2007) |
| | non equo (Agthe e Billings, 1987; Espey et al., 1997; Renwick e Archibald, 1998; Renwick e Green, 2000; Duke et al., 2002; Bithas, 2008; Grafton e Ward, 2008; Ruijs et al., 2008) |

| Restrizioni | |
|--|---|
| efficaci (Renwick e Archibald, 1998; Renwick e Green, 2000; Barrett, 2004; Halich e Stephenson, 2009) efficaci in periodi di siccità (Kenney et al., 2008) | costo del controllo e sanzioni (Olmstead e Stavins, 2008; Halich e Stephenson, 2009) |
| applicazione generalizzata (Campbell et al., 2004) | perdite di benessere (Woo, 1992; Garcia Valiñas, 2006; Brennan et al., 2007; Roibás et al. 2007; Grafton e Ward, 2008; Mansur e Olmstead, 2012) |
| più eque del prezzo (Duke et al., 2002; Barrett, 2004) | non eque (Roibás et al., 2007) |
| Tecnologie | |
| efficaci nel breve termine (Inman e Jeffry, 2006; Willis et al., 2010; Muthukumaran et al., 2011; Tsai et al., 2011) | off-setting behavior (Geller et al., 1983; Campbell et al., 2004; Inman e Jeffry, 2006; Lee et al., 2011; Lee e Tansel, 2013; Lee et al., 2013) |
| efficaci nel lungo termine se accompagnate dal prezzo (Timmins, 2003; Dawadi e Ahmad, 2013) | costo del controllo (Olmstead e Stavins, 2008) |
| riduzione CO ₂ (EA, 2009 b; Hackett e Gray, 2009; Fidar et al., 2010) | costi di investimento (Willis et al., 2013) costo R&S (EA, 2009) |
| Campagne educative ed informative | |
| efficaci (Nieswiadomy, 1992; Michelsen et al. 1999; Wang et al. 1999; Renwick e Green, 2000; Syme et al., 2000; Fielding et al., 2013) rilevanza percepita (Osborne et al., 2010) | costo del controllo (Olmstead e Stavins, 2008) |
| possibilità di differenziazione (Syme et al., 2000; Campbell et al., 2004) | |
| supporto al prezzo (Bruvold e Smith, 1988; Barrett, 2004; Martins e Maura e Sá, 2011; Reynaud, 2013) | |
| supporto alle restrizioni (Halich e Stephenson, 2009) | |
| supporto alle tecnologie (Hamilton, 1985; Berk et al., 1993; Syme et al., 2000; Campbell et al., 2004; Lam, 2006; Fielding et al., 2012; Martínez-Espiñera e García-Valiñas, 2013) | |
| costi limitati se volontarie (Halich e Stephenson, 2009) | |

Fonte: Ns elaborazione

Capitolo III

Il progetto di ricerca

SOMMARIO: 3.1 Le domande di ricerca – 3.2 La variabile dipendente: l'intensità informativa delle campagne per il risparmio idrico – 3.3 Le variabili esplicative: le caratteristiche operative dei gestori – 3.4 Le variabili esplicative: le caratteristiche ambientali – 3.5 Il metodo: la regressione di Poisson

3.1 Le domande di ricerca

L'analisi condotta nel capitolo II ha mostrato il nesso di causalità che sussiste tra l'uso efficiente della risorsa e la sostenibilità del settore idrico e ha presentato i diversi strumenti di gestione della domanda, riconducibili, in relazione alla peculiare natura del bene, a strategie di prezzo e non. Il confronto tra le quattro misure discusse ha portato ad evidenziare i relativi vantaggi e svantaggi, e l'esistenza tra le stesse di un rapporto non esclusivo, ma complementare. Da ultimo, è stata affermata la priorità delle campagne educative ed informative ai fini di una gestione efficace, efficiente e, al contempo, equa della domanda.

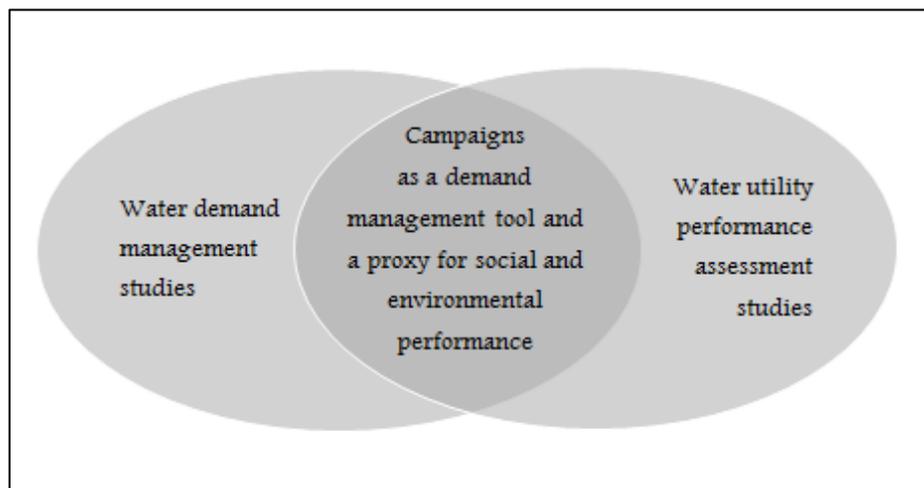
Le analisi precedenti si sono focalizzate sul contenuto e sulla forma che i messaggi devono presentare per indurre significativi cambiamenti nei comportamenti, mentre i canali di comunicazione hanno ricevuto un'attenzione minore, che ha lasciato aperta la questione in merito alla preferenza di un mezzo sugli altri.

Definita la rilevanza delle campagne e analizzata l'efficacia dei relativi contenuti, si è osservata l'assenza di studi precedenti indaganti il grado di diffusione di tale strumento, che, secondo il principio della gestione integrata e partecipativa, definito dalla Direttiva Quadro sulle Acque, dovrebbe trovare promozione ad opera dei gestori idrici, data la loro vicinanza all'utente finale. In relazione a tale gap è stata così definita la prima domanda di ricerca:

D₁: I gestori idrici promuovono campagne educative ed informative per un uso sostenibile della risorsa?

La risposta a tale domanda consente di colmare anche un secondo gap esistente nella letteratura relativa all'analisi delle performance, la quale, come visto nel capitolo II, ha indagato i risultati conseguiti dai gestori prevalentemente sotto il profilo dell'economicità, dell'efficienza e della produttività, ponendo in secondo piano il profilo della performance sociale ed ambientale (Fig. 7). L'analisi dell'attività di promozione delle campagne educative ed informative per un uso efficiente della risorsa dà, infatti, una misura della sensibilità sociale ed ambientale degli operatori che permette di completarne il profilo, restituendo un quadro più completo delle performance degli stessi.

Fig. 7 – *Le campagne educative ed informative quale gap tra gli studi sulla gestione della domanda e gli studi sulla misurazione delle performance degli operatori idrici*



Fonte: Ns elaborazione

Tale analisi, avente natura descrittiva, ha portato ad individuare una seconda domanda di ricerca, relativa al rapporto causale che sussiste tra alcune variabili relative alle peculiarità intrinseche dei gestori e alle caratteristiche dell'ambiente in cui gli stessi operano e la promozione di campagne educative ed informative per un uso efficiente e sostenibile della risorsa, ovvero:

D₂: Quali fattori, endogeni ed esogeni, influenzano l'attitudine dei gestori a promuovere campagne educative ed informative per un uso sostenibile della risorsa?

Questa seconda domanda di ricerca rievoca, nuovamente, da un lato gli studi sulla gestione della domanda e dall'altro gli studi sulla misurazione e valutazione delle performance degli operatori idrici.

In merito ai primi infatti, come già visto nel capitolo II, si sottolinea la presenza di analisi relative ai fattori determinanti il prezzo praticato dai gestori, riconoscendo la relazione esistente tra questo strumento e variabili relative agli operatori e all'ambiente in cui gli stessi operano⁴⁸, tra cui:

- le caratteristiche dei gestori, quali le scelte di investimento, la dimensione, il grado di indebitamento, la struttura della proprietà e la diversificazione;
- le caratteristiche della risorsa, quali la fonte, la qualità, la disponibilità e il rischio di interruzioni;
- le caratteristiche ambientali, relative alle condizioni climatiche e demografiche della zona di attività.

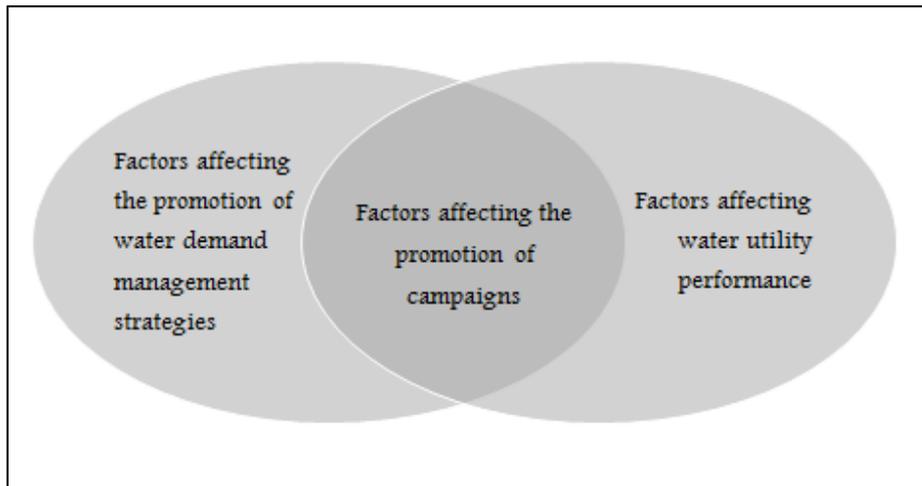
In merito al secondo filone di studi, l'analisi delle performance economiche degli operatori ha indagato la relazione esistente tra le stesse e i diversi modelli organizzativi adottati dai gestori, anche a seguito delle riforme intervenute nel settore in diversi paesi europei, relativi all'accesso del capitale privato, al grado di integrazione orizzontale e verticale del settore, alla diversificazione del business e al disegno di diversi modelli gestionali, tenuto conto dell'influenza di variabili ambientali, legate al contesto di operatività (per una literature review si veda Abrate et al., 2011; Guerrini et al., 2011; Romano e Guerrini, 2011; Carvalho et al., 2012, Guerrini et al., 2013 a).

La seconda ipotesi di ricerca è finalizzata, dunque, a valutare l'esistenza di fattori in grado di influenzare la scelta dei gestori di promuovere campagne per un uso sostenibile della risorsa da parte dell'utente finale, analogamente a quanto fatto da analisi precedenti su un diverso strumento di gestione della domanda, il prezzo, il quale, come più volte ribadito, presenta una limitata efficacia nell'ipotesi di una sua implementazione disgiunta da un'efficace strategia di comunicazione. La seconda ipotesi di ricerca è finalizzata, inoltre, a verificare l'esistenza di una relazione causale tra scelte organizzative dei gestori e le campagne informative ed

⁴⁸ Per una literature review si veda Romano et al. (2013 a).

educative, assunte quale proxy del profilo ambientale e sociale dei gestori, tenuto conto di altri fattori di contesto, analogamente a quanto fatto da analisi precedenti sul solo profilo della performance economica (Fig. 8).

Fig. 8 – *Fattori di influenza delle campagne quale gap tra gli studi sulle determinanti delle strategie di gestione della domanda e gli studi sulle determinanti della performance*



Fonte: Ns elaborazione

A completamento della presentazione delle domanda di ricerca, si precisa che le analisi antecedenti aventi alcuni tratti in comune con il presente studio sono state condotte da Hughes (2012) in California, da Romano et al. (2013 b) in Italia e, infine, da Romano et al. (2013 c) in Italia e Portogallo.

Il primo studio si propone di indagare i fattori di influenza della decisione degli enti locali e degli enti pubblici di partecipare ad un programma volontario di conservazione delle acque urbane, valutandone, in secondo luogo, gli effetti sui consumi. Il programma volontario rappresenta un accordo collaborativo che si instaura tra imprese, tipicamente private, e il regolatore, con il quale le prime si impegnano ad assumere azioni rispettose dell'ambiente. Nell'analisi di Hughes (2012) vengono osservati i comportamenti di adozione, da parte di operatori idrici pubblici e privati, di tali programmi, il cui contenuto richiama alcuni elementi

delle campagne educative ed informative per un uso sostenibile della risorsa⁴⁹. In particolare viene dimostrato, mediante una regressione logit bivariata, che la scelta di firmare l'accordo è influenzata positivamente dall'appartenenza del gestore ad un distretto, dalla natura privata del gestore, dalla dipendenza da altri gestori per l'acquisto di acqua, dalla dimensione in termini di popolazione servita e dalla percentuale di acqua acquisita da fonti superficiali sul totale. Diversamente il tasso di crescita della popolazione e la zona di operatività del gestore non influenzano la probabilità di sottoscrizione dell'accordo.

Lo studio di Romano et al. (2013 b), ambientato nel contesto italiano, analizza la relazione esistente tra le campagne educative ed informative promosse mediante i siti internet dei gestori e le caratteristiche degli stessi e dell'ambiente in cui operano. In particolare, lo studio dimostra, mediante la regressione m-quantile, che il numero di messaggi per un uso efficiente e sostenibile della risorsa presenti nei siti internet dei gestori è influenzato positivamente dalla dimensione del gestore, misurata mediante la popolazione servita e i ricavi delle vendite risultanti dal bilancio, dalla natura pubblica del gestore e dalla concentrazione della sua attività in un unico business; inoltre, ad avere un più elevato numero di messaggi sono i gestori che presentano tariffe più basse, situati in zone caratterizzate da medio-bassa piovosità, corrispondenti al Centro e al Sud d'Italia.

Il terzo studio, Romano et al. (2013 c), propone un'analisi comparativa tra Italia e Portogallo, utilizzando una parte dei dati raccolti per il presente lavoro che, come si vedrà nel dettaglio nel capitolo seguente, è ambientato nel contesto portoghese⁵⁰. Lo studio comparativo, mediante

⁴⁹ In particolare vengono presentati dallo stesso Autore i contenuti del programma, ripartiti in azioni di base e azioni programmatiche, comprendendo nelle prime la conduzione di campagne di informazione pubblica e di programmi educativi nelle scuole, la definizione da parte del segmento all'ingrosso di un sistema di incentivi per azioni conservative nel segmento al dettaglio, la designazione di un soggetto coordinatore degli interventi conservativi, e la definizione di divieti di sprechi ed inefficienze. Tra gli interventi programmatici, vengono segnalati la conduzione di indagini sull'uso di acqua da parte dei residenti, l'installazione di tecnologie di conservazione moderne, l'espletamento di attività di controllo sistemiche, l'installazione di contatori di acqua, l'implementazione di programmi di conservazione su aree esterne di vaste dimensioni, la definizione di incentivi per lavatrici e wc a basso consumo, la promozione della conservazione nel settore commerciale e industriale, ed infine la definizione di un appropriato schema tariffario.

⁵⁰ Si precisa che nello studio comparativo Italia-Portogallo (Romano et al., 2013 c), presentato nell'Appendice C, sono considerate variabili in parte diverse rispetto a quelle del presente lavoro,

L'impiego della regressione m-quantile, ha portato ad evidenziare che i gestori portoghesi, mono-business, pubblici e medio-grandi, che operano in zone caratterizzate da scarsa piovosità e che applicano tariffe medio-basse presentano una maggiore propensione a promuovere messaggi per un uso efficiente e sostenibile della risorsa, mediante i propri siti internet.

3.2 La variabile dipendente, l'intensità informativa delle campagne per il risparmio idrico

Ai fini di cogliere l'attitudine degli operatori a promuovere campagne educative ed informative, quale strumento di gestione della domanda, indicativo della loro sensibilità sociale ed ambientale, sono stati analizzati i siti internet dei gestori, che secondo Delorme et al. (2003) rappresentano una delle diverse modalità, alternativa alle informazioni dirette in bolletta, agli annunci pubblici sui programmi televisivi locali, ai programmi educativi nelle scuole e agli avvisi prodotti da particolari associazioni, con cui tali campagne possono essere condotte. Non sussistendo analisi in merito alla maggior efficacia di un canale di comunicazione sugli altri, si è optato per la scelta del mezzo informatico, che consente di raggiungere un vasto bacino di utenti, è facilmente accessibile, presenta costi limitati, permette di creare diverse sezioni con modalità di comunicazione personalizzata e, in ultima istanza, è stato utilizzato con un'analogia finalità di ricerca anche da Romano et al. (2013 b e c).

Definito il mezzo di comunicazione, è stata considerata la presenza, nei siti internet, di messaggi o informazioni finalizzati a promuovere un uso efficiente e sostenibile della risorsa. Data la rilevanza dell'intensità informativa ai fini dell'efficacia delle campagne (Halich e Stephenson, 2009), non è stata considerata la sola presenza di informazioni di sostenibilità, ma sono stati mappati i diversi messaggi rinvenuti nei siti internet e, successivamente, è stata costruita una variabile di conteggio, espressiva del numero di messaggi presenti in ciascun sito e associati a ciascun operatore: un elevato valore della variabile è dunque stato ritenuto

oggetto di discussione nei paragrafi successivi, e un campione ridotto di gestori. Inoltre mentre nello studio comparativo viene utilizzata la regressione m-quantile, nella presente analisi viene impiegata la regressione di Poisson, che presenta condizioni più restrittive rispetto alla m-quantile.

espressivo del maggiore sforzo informativo del gestore e della sua volontà di gestire efficacemente la domanda, al fine di ottenere una riduzione dei consumi. Per dare uniformità all'analisi ed evitare interventi soggettivi e discrezionali, non sono state considerate le caratteristiche qualitative dei messaggi, relative alla forma e ai contenuti, ma solo quantificata la presenza degli stessi⁵¹.

3.3 Le variabili esplicative, le caratteristiche operative dei gestori

Una prima caratteristica potenzialmente in grado di influenzare la scelta di promuovere campagne educative ed informative per un uso efficiente e sostenibile della risorsa è la *dimensione* degli operatori⁵². La scelta di considerare tale profilo si giustifica sulla base delle evidenze degli studi sull'adozione di programmi volontari nell'ambito sia del settore pubblico sia del settore privato: le imprese di dimensioni maggiori, considerate tali sulla base del numero di utenti, del totale attivo o del numero di lavoratori occupati, possono sostenere i costi associati a tali iniziative e hanno a disposizione più personale da impiegare nell'implementazione delle stesse, risultando conseguentemente più inclini, rispetto alle piccole, all'adozione di tali programmi (Videras e Alberini, 2000; Khanna, 2001; Hughes, 2012). In relazione alla promozione di campagne per un uso efficiente e sostenibile della risorsa si ritiene, dunque, che gestori di più grandi dimensioni possano godere di economie di scala che consentono di minimizzare il costo marginale, per utente servito, di diffusione della campagna. Ne deriva la prima ipotesi di ricerca:

H₁: la dimensione dei gestori idrici influenza positivamente il numero di messaggi di sostenibilità

⁵¹ Come precisato meglio in seguito la scelta di costruire una variabile di conteggio è stata dettata anche dal fatto che i messaggi, laddove presenti, sono caratterizzati dal medesimo contenuto.

⁵² In merito alla dimensione aziendale Poddighe e Coronella (2010), dopo aver sottolineato come la stessa debba essere considerata un aspetto chiave dell'estensione aziendale, che deve trovare definizione in sede di progettazione dell'azienda, identificano i fattori che influenzano la crescita dimensionale in motivazioni non solo di ordine economico-produttivo, ma anche commerciale, ambientale e amministrativo, ed evidenziano la relatività dei parametri dimensionali, classificabili in strutturali, funzionali e relazionali, e dei concetti di dimensione ottima e di dimensione minima.

La variabile dimensionale è misurata mediante la popolazione servita dal servizio di distribuzione di acqua potabile⁵³. Questo indicatore, alternativo ai ricavi delle vendite, al totale attivo e al numero di occupati, è stato usato in studi precedenti che hanno analizzato la propensione all'adozione di programmi ambientali volontari nel settore idrico (Hughes, 2012), l'attitudine a promuovere campagne per un uso sostenibile della risorsa (Romano et al., 2013 b e c) e l'impatto della dimensione sul profilo della performance economica dei gestori (si veda ad esempio, Marques, 2008; Guerrini et al., 2011; Marques e De Witte, 2011; Romano e Guerrini, 2011; da Cruz et al., 2012; Zschille e Walter, 2012; Peda et al., 2013).

Una seconda caratteristica in grado di influire sulla scelta di promuovere campagne per un uso efficiente e sostenibile della risorsa è relativa alla *natura pubblica, privata o mista* del gestore idrico⁵⁴. Si ritiene infatti che gestori privati o misti siano meno inclini a promuovere campagne per un uso efficiente e sostenibile della risorsa, in quanto una riduzione dei consumi comporterebbe una riduzione dei ricavi delle vendite e, dunque, dei profitti (Howarth, 1999; Barrett, 2004; Hall e Lobina, 2004). Conseguentemente, sembra lecito supporre che gli stessi siano più propensi a gestire la domanda di acqua mediante lo strumento del prezzo, il cui incremento se da un lato induce una riduzione dei volumi venduti, dall'altro favorisce un aumento dei ricavi delle vendite. Diversamente i gestori pubblici, presentando un minore orientamento al profitto e basando le loro scelte su criteri politico-sociali⁵⁵, possono presentare una più spiccata propensione a promuovere obiettivi di

⁵³ La precisazione in merito alla popolazione servita si rende necessaria in quanto i gestori idrici possono occuparsi anche del segmento fognatura, o fornire anche altri servizi quali la gestione dei rifiuti, la gestione dei servizi cimiteriali etc., con differenti bacini di utenza.

⁵⁴ In merito alla definizione di aziende pubbliche e private, Giannessi (1961, p. 38) afferma: «La classificazione delle aziende in pubbliche e private viene attuata per discriminare le aziende secondo la natura del soggetto economico e le influenze che questo può avere sullo svolgimento della gestione. Si dice abitualmente che sono aziende pubbliche quelle in cui il soggetto economico è costituito da una persona giuridica di diritto pubblico; aziende private, quelle in cui il soggetto economico è costituito da una persona giuridica di diritto privato, sia questa una persona fisica o una società commerciale».

⁵⁵ In merito Giannessi (1961, pp. 40-41) osserva «È evidente che i soggetti di natura pubblica sono portati ad agevolare la formazione di scelte a carattere politico-sociale le quali, per il loro stesso contenuto, non hanno nulla a che vedere con le finalità economico-aziendali delle attività sottostanti. (...) Nella maggior parte dei casi il soggetto economico sceglie o fa scegliere con criteri politico-sociali, prescindendo da considerazioni economiche riguardanti la vita e l'equilibrio dell'azienda nel tempo».

conservazione mediante campagne per un uso efficiente e sostenibile della risorsa, mostrando una maggiore sensibilità per le questioni ambientali e sociali. Del resto l'utilizzo dello strumento del prezzo, per la gestione della domanda, potrebbe indurre un calo dei consensi, risultando dunque scarsamente conveniente per un gestore pubblico azionare tale leva. Da queste considerazioni deriva la formulazione della seconda ipotesi di ricerca:

H₂: la natura pubblica dei gestori idrici influenza positivamente il numero di messaggi di sostenibilità

La variabile relativa alla proprietà è stata utilizzata anche in altri studi relativi all'adozione di programmi volontari e di campagne educative ed informative, conseguendo risultati contrastanti, risultando i primi di più probabile adozione in gestori privati (Hughes, 2012), le seconde in gestori pubblici (Romano et al., 2013 b e c). In via complementare, la variabile è stata utilizzata anche negli studi sulle determinanti del prezzo, i quali concordano, quasi all'unanimità, nel dimostrare che gestori privati presentano tariffe più elevate rispetto ai gestori pubblici (Romano et al., 2013 a). Inoltre differenze significative tra gestori pubblici e privati-misti sono state rinvenute con riferimento alla più generale attitudine alla conservazione delle risorse idriche: alcuni esempi sono dati da Haughton (1998) e Bakker (2005) che annoverano tra le cause della siccità non solo le condizioni climatiche e meteorologiche, ma anche le condizioni create dalla privatizzazione del sistema inglese; in aggiunta Howarth (1999), sottolineando l'orientamento al profitto di breve termine dei gestori privati, ritiene necessario, al fine del conseguimento di obiettivi aventi natura sociale ed ambientale, un intervento pubblico basato sull'adozione di un approccio dinamico e trasparente, che ponga al centro del sistema il cittadino; ad analoghe conclusioni pervengono anche Hall e Lobina (2004), evidenziando il trade-off esistente tra gli obiettivi dell'impresa privata e l'interesse pubblico che questi servizi mirano a soddisfare; analogamente Honey-Rosés (2009) ritiene che una gestione sostenibile delle acque in Spagna non possa essere rimessa al solo mercato, ma richieda un mix appropriato di incentivi di mercato e di previsioni istituzionali; Kallis et al. (2010), infine, dimostrano che i gestori privati sono meno flessibili e meno proattivi nell'intraprendere azioni volte a fronteggiare periodi di scarsità d'acqua e

azioni finalizzate alla conservazione della risorsa, subordinando le stesse alla presenza di previsioni legislative aventi carattere obbligatorio.

Infine, la distinzione tra gestori pubblici e privati-misti è stata impiegata anche negli studi aventi ad oggetto l'analisi delle performance economiche: in merito literature review e meta-analisi concludono evidenziando risultati contrastanti in relazione all'influenza della proprietà sull'efficienza e sul conseguimento di economie di scala e di scopo (Walter et al., 2009; Berg e Marques, 2010; Carvalho et al., 2012).

Una terza variabile endogena ai gestori e potenzialmente in grado di influenzarne le scelte in merito alle modalità di gestione della domanda è relativa alla *diversificazione* del business, che porta a distinguere i gestori mono-business, che focalizzano la loro attività nel solo settore idrico – depurazione e distribuzione di acqua potabile, spesso accompagnata dalla raccolta e depurazione di acque reflue –, dai gestori multi-business, i quali affiancano alle precedenti anche altre attività, in settori diversi, ai fini di conseguire economie di scopo. Un gestore è qualificato come multi-utility se i prodotti/servizi offerti rientrano nell'area dei servizi pubblici, se sussiste un contatto diretto con gli utenti a cui i prodotti/servizi sono rivolti e se le attività poste in essere consentono, almeno potenzialmente, di realizzare sinergie tecniche, commerciali o finanziarie (Dell'Acqua e Gianfrate, 2001).

Gestori mono-business, focalizzando su una sola attività, si ritiene possano essere più sensibili alle relative problematiche e, in particolare, a quelle connesse alla questione idrica, evidenziando conseguentemente un'attenzione maggiore verso la promozione di un uso efficiente e sostenibile della risorsa. Al contrario, operatori multi-business, essendo presenti in più aree di attività, si suppone siano meno inclini a considerare le problematiche connesse ad un uso eccessivo e non adeguato della risorsa, e più attenti a conseguire le economie di scopo connesse alla scelta strategica di diversificazione assunta. Ne consegue una terza ipotesi di ricerca, che viene così formulata:

H_{3a}: la natura mono-business dei gestori idrici influenza positivamente il numero di messaggi di sostenibilità

La variabile di diversificazione è stata utilizzata per spiegare l'influenza di questa scelta strategica sull'uso di strumenti di gestione della domanda, mostrando, in particolare, che la

promozione di campagne educative ed informative è attribuibile prevalentemente ad operatori mono-business (Romano et al., 2013 b e c), mentre sembra non sussistere una relazione significativa tra la variabile di diversificazione del business e le scelte di prezzo (Romano et al., 2013 a). Infine, trattandosi di una strategia finalizzata al conseguimento di sinergie, la variabile è stata impiegata anche negli studi sulle determinanti della performance economica dei gestori, i quali convengono nel dimostrare la presenza di significative economie di scopo, generate dalle diverse attività poste in essere (Lynk, 1993; Hunt e Lynk, 1995; Fraquelli et al., 2004; Guerrini et al., 2011; Guerrini et al., 2013 a).

Nell'ipotesi di servizio erogato direttamente dall'ente locale nella forma di servizio municipale in gestione diretta senza l'identificazione di una business unit dedicata, risulta non possibile discriminare in merito al grado di diversificazione del gestore, attribuendo allo stesso la qualifica di mono o di multi business. Appare tuttavia rilevante non escludere dalla presente analisi anche i servizi erogati con questa modalità, tralasciando dunque la qualifica di mono/multi business e adottando quella di servizi in *gestione diretta* e in *gestione indiretta*. La prima prevede che il servizio sia erogato direttamente dal soggetto pubblico, eventualmente avvalendosi di un'unità organizzativa dedicata, dotata di autonomia contabile e finanziaria, ma priva di autonomia giuridica (servizio municipalizzato); il servizio in gestione diretta può talvolta aprirsi a forme di concorrenza per lo svolgimento di particolari attività che vengono affidate a soggetti terzi in outsourcing o in project financing (Massarutto, 2009). La gestione indiretta comprende la gestione in delega e la gestione in concessione⁵⁶: la prima comporta l'affidamento della gestione ad un soggetto terzo, che può svolgere anche altre attività e che ne assume le responsabilità mediante un contratto, venendosi così a delineare una forma di concorrenza per il mercato; il contratto è alla base anche della concessione a soggetti privati, nel quale viene fissata la tariffa o i criteri per la sua definizione, spesso assoggettata, assieme alle altre modalità di erogazione del servizio, al controllo di un'autorità regolatrice esterna, chiamata a tutelare gli interessi degli utenti (Massarutto, 2009). Si ritiene che nell'ipotesi di

⁵⁶ I contenuti specifici delle due modalità di gestione indiretta dipendono dalle previsioni contrattuali e dalle previsioni legislative vigenti negli ordinamenti dei diversi stati; si rinvia al capitolo successivo per l'analisi delle caratteristiche delle due forme contrattuali in Portogallo, dove è ambientata la presente analisi.

servizio erogato in gestione indiretta, il gestore, focalizzando in un solo business o in un numero comunque limitato di attività, sia più sensibile alla problematica relativa alla scarsità della risorsa e dunque abbia una maggiore propensione a promuovere campagne per un uso efficiente e sostenibile della risorsa. Al contrario, nell'ipotesi di gestione diretta l'ente locale deve svolgere più funzioni in diverse aree di attività, che possono assumere una rilevanza tale da distoglierlo dalle questioni relative a questa particolare area di attività. Tali considerazioni portano a formulare un'ulteriore ipotesi di ricerca:

H_{3b}: la natura indiretta della gestione influenza positivamente il numero di messaggi di sostenibilità

La variabile relativa alla modalità di gestione non ha ricevuto un'ampia attenzione negli studi accademici precedenti, essendo spesso mascherata nella variabile relativa alla natura pubblica o privata del soggetto economico. Esistono tuttavia alcuni esempi di trattazione, tra cui Silvestre (2012), il quale include il modello di gestione, accanto alla proprietà e ai costi organizzativi, tra le variabili esplicative della performance sociale dei gestori idrici portoghesi, mostrando che i servizi municipalizzati presentano una migliore performance sociale, misurata mediante i prezzi e la qualità del servizio erogato, rispetto alle società municipali e alle concessionarie private, ma non rispetto ai servizi in gestione diretta comunale, privi di autonomia giuridica, contabile e finanziaria. Anche secondo Furlong e Bakker (2010) il modello aziendale è in grado di influire sul tipo e sull'estensione dei programmi finalizzati al risparmio idrico: in particolare gli Autori sostengono che modelli alternativi di erogazione del servizio (*ASD, Alternative Service Delivery models*) possono disincentivare i gestori dal perseguimento di obiettivi sociali ed ambientali. Infine, Martins et al. (2012) considerano la variabile modello gestionale quale possibile determinante della struttura dei costi dei gestori portoghesi: gli Autori concludono, tuttavia, sottolineando l'assenza di una relazione significativa tra il modello gestionale e i costi, sui quali influiscono invece l'area geografica di operatività e la scelta di non riparare le infrastrutture per limitare le perdite.

Tra le scelte dei gestori, quella relativa alle *politiche tariffarie* influenza i risultati economici dei gestori, anche attraverso gli effetti generati sui consumi della risorsa. Come già sottolineato, la domanda di acqua è reattiva al prezzo (Renwick e Green, 2000; Campbell et

al., 2004), ma scarsamente elastica (Espey et al., 1997; Dalhuisen et al., 2003; Waddams e Clayton, 2010), soprattutto nel breve termine (Espey et al., 1997; Nauges e Thomas, 2003; Kenney et al., 2008; Musolesi e Nosvelli, 2007; Martinez-Espiñera e Nauges, 2004; Waddams e Clayton, 2010). L'efficacia del prezzo quale strumento di gestione della domanda di acqua risulta, in particolare, subordinata ad un suo uso congiunto con le campagne informative ed educative, in quanto queste ultime agendo sugli atteggiamenti da cui dipendono i comportamenti di consumo, generano una maggiore consapevolezza in merito alla scarsità della risorsa e un'attitudine alla sua conservazione (Bruvold e Smith, 1988; Barrett, 2004; Martins e Maura e Sá, 2011; Reynaud, 2013). Tuttavia, come si è visto, politiche di prezzo troppo aggressive sono da ritenersi non eque sotto il profilo sociale, in quanto colpiscono le fasce meno abbienti della popolazione che devono sacrificare gli usi essenziali o destinare una parte consistente del reddito alla spesa per la risorsa (Agthe e Billings, 1987; Espey et al., 1997; Renwick e Archibald, 1998; Renwick e Green, 2000; Duke et al., 2002; Bithas, 2008; Grafton e Ward, 2008; Ruijs et al., 2008). Da tali osservazioni sembra lecito ritenere che tariffe notevolmente elevate siano usate più per incrementare i ricavi che non per ottenere una riduzione della domanda, in modo al contempo efficace ed equo, risultando dunque le stesse segnaletiche di una limitata sensibilità sociale ed ambientale degli operatori. Ne consegue, secondo tale prospettiva, l'esistenza di un trade-off tra il prezzo e le campagne educative per il risparmio idrico, essendo il primo aumentato per incrementare le vendite e i profitti, mentre le seconde per ottenere una riduzione della domanda, che conduce alla formulazione di una quarta ipotesi di ricerca:

H₄: gestori con tariffe più basse presentano un più elevato numero di messaggi di sostenibilità

Al fine di definire tale relazione, la variabile prezzo è stata quantificata mediante la tariffa media annua al m³, calcolata su un consumo medio di 120 m³. La relazione esistente tra le politiche di prezzo e le campagne è stata evidenziata in maniera analoga anche nelle analisi di Romano et al. (2013 b e c), dalle quali è emerso che sono i gestori con tariffe medio-basse a promuovere campagne più intense per un uso sostenibile della risorsa.

Un'ulteriore variabile riconducibile ad una scelta dei gestori ed indicativa del loro profilo di sostenibilità, non economico, è costituita dalle *perdite idriche*. Questa variabile è rappresentativa delle azioni finalizzate a ridurre gli sprechi della risorsa poste in essere sul fronte della fornitura che, secondo Brooks (2006), possono essere intese come complementari rispetto alle scelte assunte sul fronte della gestione della domanda. In altri termini, facendo propria la visione dell'Autore, politiche di sostenibilità sul fronte della domanda e sul fronte dell'offerta possono essere considerate come espressive di una stessa strategia aziendale, essendo realizzate da un stesso soggetto per il conseguimento di un unico fine, riconducibile, in ultima battuta, alla conservazione della risorsa e alla sostenibilità del settore. Sembra dunque lecito supporre che gestori idrici che hanno posto in essere interventi di riparazione delle infrastrutture, risultanti in contenute perdite idriche, siano più vocati a promuovere campagne per un uso sostenibile della risorsa da parte dell'utente finale. Ne consegue una quinta ipotesi di ricerca, così formulata:

H₅: contenute perdite sul fronte della fornitura influenzano positivamente il numero di messaggi di sostenibilità

La quantificazione delle perdite ha comportato la costruzione di un indice che pone a confronto il totale dell'acqua prodotta al netto dei volumi venduti ad altri operatori e di quelli destinati agli utenti finali, con il totale dell'acqua prodotta:

$$perdite = \frac{\text{volumi prodotti} - (\text{volumi venduti ad altri operatori} + \text{volumi venduti ad utenti finali})}{\text{volumi prodotti}}$$

L'indice restituisce dunque una misura relativa dell'acqua sprecata a causa di perdite lungo gli impianti e dell'acqua non opportunamente fatturata, che non risente della dimensione degli operatori. Il confronto tra l'acqua prodotta e l'acqua sprecata o non contabilizzata, seppur criticato da Skipworth et al. (1999) e da Lambert (2000) in quanto non tiene conto dell'influenza esercitata sulle stesse da fattori ambientali, viene proposto quale misura di sostenibilità degli operatori anche da Sáez-Fernández et al. (2011), che in uno studio condotto nella regione dell'Andalusia mostrano l'elevato costo-opportunità della sostenibilità del settore: in particolare gli Autori evidenziano la presenza di elevati costi di riparazione che rendono gli interventi riparativi poco convenienti e la strategia di spreco della risorsa, connessa all'incremento dei volumi di acqua estratta e distribuita agli utenti finali, più

profittevole. Ad un'analogia conclusione pervengono anche Garcia e Thomas (2001) e Martins et al. (2012): i primi in uno studio condotto nella regione francese di Bordeaux mostrano come il costo marginale del lavoro di riparazione sia maggiore del costo marginale dell'elettricità per la depurazione e la distribuzione di acqua, mentre i secondi osservano l'influenza sulla funzione di costo dei gestori portoghesi di due tipi di output, l'acqua distribuita e le perdite di acqua, tenuto conto di altre variabili quali il prezzo della risorsa e le caratteristiche strutturali e tecniche degli operatori e dell'ambiente in cui operano; entrambi concludono rilevando l'esistenza di economie di scopo, connesse alla produzione congiunta di acqua che giunge al consumatore finale e di perdite sistemiche.

Infine, un indicatore per la misurazione delle perdite analogo a quello adottato nella presente analisi è proposto anche da González-Gómez et al. (2012) con la finalità di indagarne le determinanti, le quali vengono ricondotte a caratteristiche del gestore, a caratteristiche degli impianti e dell'ambiente in cui il gestore opera.

3.4 Le variabili esplicative, le caratteristiche ambientali

I fattori considerati nel paragrafo precedente sono variabili controllate dai gestori, in quanto in larga parte dipendenti da scelte attuate da questi ultimi. Esistono tuttavia altri fattori, riconducibili a caratteristiche socio-economiche, demografiche, ambientali e climatiche attribuibili alle aree geografiche di operatività che, al contrario, non sono poste sotto il controllo dei gestori, ma che risultano comunque rilevanti in quanto in grado di influenzare la domanda di acqua⁵⁷ e le performance degli operatori⁵⁸.

⁵⁷ Numerosi studi sul *water demand management* includono nella funzione di stima della domanda anche variabili di contesto, ambientali o demografiche, in quanto esplicative dei consumi della risorsa e capaci di influenzare l'efficacia degli strumenti di gestione della domanda. In merito si veda, ad esempio, l'analisi di Kenney et al. (2008), la quale discrimina tra strumenti sotto il controllo dei gestori e fattori che sfuggono al loro controllo, ponendo tra questi ultimi il clima e le condizioni metereologiche, le variabili demografiche, quali il benessere economico, la composizione della famiglia per numerosità ed età, e le caratteristiche dell'abitazione (appartamento o casa singola, età dell'abitazione, dimensione); in particolare dall'analisi emerge che la temperatura influenza positivamente la domanda di acqua, mentre le precipitazioni hanno un impatto negativo sulla stessa; diversamente non viene rilevata

Sembra dunque lecito supporre che se questi fattori sono in grado di influire sui consumi o, al contrario, sull'adozione di un atteggiamento conservativo, allora gli stessi possono influenzare anche la scelta dei gestori di porre in essere azioni per la gestione della domanda; sul versante opposto, se questi fattori condizionano la performance economica degli operatori, non vi è motivo di ritenere che gli stessi non siano in grado di influire anche sulla loro performance sociale ed ambientale.

Tali variabili devono, dunque, essere ricomprese anche nel modello esplicativo dell'intensità delle campagne educative ed informative, siano quest'ultime considerate quale strumento di gestione della domanda o quale proxy della performance sociale ed ambientale degli operatori. La scelta di implementare le campagne può infatti essere influenzata da una situazione contingente di notevole scarsità della risorsa, connessa.

un'influenza significativa delle variabili demografiche sui consumi. L'impatto positivo della temperatura e negativo del numero di giorni di pioggia viene evidenziato anche da Martinez-Espiñera (2002), dalla cui analisi emerge inoltre l'influenza positiva del reddito sulla domanda di acqua e, al contrario, l'impatto negativo esercitato dalla percentuale di presenza di persone over 64 nel nucleo familiare. Diversamente, l'analisi di Mazzanti e Montini (2006) rileva l'assenza di una relazione significativa tra le variabili demografiche e la domanda della risorsa, sulla quale invece sembra influire negativamente una variabile relativa alla conformazione del territorio, l'altitudine. Infine, due literature review Arbués et al. (2003) e Worthington e Hoffman (2008) riportano una sintesi dei fattori in grado di impattare sui consumi, riconducibili al reddito (indicativo del benessere economico e degli stili di vita), a variabili climatiche (tra cui le precipitazioni, la temperatura, le ore di luce, la velocità del vento...), alla composizione delle famiglie e alle caratteristiche dell'abitazione.

⁵⁸ In merito si vedano, a titolo esemplificativo, Renzetti e Dupont (2005), De Witte e Marques (2009), Carvalho e Marques (2011). In particolare il primo studio esamina l'influenza dei fattori ambientali nella valutazione dell'efficienza tecnica dei gestori, mediante l'uso della DEA e dell'analisi di regressione troncata e Tobit, mostrando l'impatto su tale misura di performance di variabili quali l'altitudine, la densità demografica, l'incidenza degli usi domestici sul totale, la fonte della risorsa (acqua superficiale o sotterranea), il numero di utenti privati, la temperatura massima estiva e le precipitazioni totali. Lo studio di De Witte e Marques (2009) pone in essere un confronto internazionale tra Regno Unito, Olanda, Australia, Belgio e Portogallo, nel quale le performance dei diversi paesi vengono comparate, mediante un approccio basato sulla metafrontiera, tenendo conto delle differenze tra gli stessi in termini di benessere del consumatore, qualità dell'acqua sotterranea e dell'acqua superficiale, ed età delle infrastrutture. Infine, l'analisi di Carvalho e Marques (2011) valuta l'influenza dell'ambiente operativo sull'efficienza dei gestori idrici portoghesi, considerando in particolare la presenza di regolamentazione, la densità demografica, la percentuale di clienti residenti e la presenza di fasi di picco nella domanda, calcolate rapportando il volume massimo mensile erogato della risorsa al volume medio mensile.

- a particolari condizioni ambientali, quali la bassa piovosità o la particolare conformazione del territorio,
- o alla presenza di consumi particolarmente elevati, determinati da fattori climatici, come ad esempio le alte temperature, o da variabili socio-economiche o demografiche, quali ad esempio la presenza di famiglie ad alto reddito⁵⁹.

Al fine di valutare l'influenza di fattori di contesto sono state incluse, nel modello esplicativo dell'intensità informativa delle campagne, tre diverse variabili: l'estensione dell'area servita, la piovosità e le zone di operatività.

In particolare l'*estensione dell'area servita*, misurata mediante i km² dei comuni in cui viene erogato il servizio di distribuzione di acqua potabile, non deve essere intesa come una misura dimensionale alternativa alla popolazione servita, ma, diversamente, deve essere letta congiuntamente a quest'ultima variabile, al fine di ottenere una misura della densità demografica della zona di operatività del gestore. A parità di popolazione servita, infatti, aree meno vaste si caratterizzano per una maggiore densità demografica che, se da un lato sembra non influenzare la domanda della risorsa (Mazzanti e Montini, 2006; Worthington e Hoffman, 2008), dall'altro sembra influire sulle performance degli operatori: in particolare minori costi sostenuti per energia e infrastrutture per metro cubo di acqua erogata sono associati ad economie di densità di utenza (Fabbri e Fraquelli, 2000; Antonioli e Filippini, 2001; Garcia e Thomas, 2001; Tupper e Resende, 2004; García-Sánchez, 2006; Torres e Morrison-Paul, 2006; Nauges e Van den Berg, 2008; Filippini et al., 2008; Guerrini et al., 2013 a) e di output (Antonioli e Filippini, 2001; Garcia e Thomas, 2001; Torres e Morrison-Paul, 2006; Filippini et al., 2008; Nauges e Van den Berg, 2008; Mizutani e Urukami, 2011), ma anche a perdite più elevate, a causa del più intenso sfruttamento delle infrastrutture, della maggiore pressione presente nelle tubature e delle maggiori difficoltà di effettuare le riparazioni in zone altamente trafficate (González-Gómez et al., 2012). In relazione a quest'ultimo aspetto sembra opportuno ritenere che i gestori debbano promuovere

⁵⁹ In merito alla relazione che lega i consumi al reddito e che porta a qualificare l'acqua come bene normale, si veda ad esempio Arbues e Villanua (2006), Mazzanti and Montini (2006), Statzu e Strazzera (2007) e Nauges e Thomas (2000).

maggiormente una riduzione dei consumi proprio nelle aree più densamente popolate, al fine non solo di ridurre la domanda, ma anche di limitare le perdite, connesse all'alta pressione e alla bassa manutenzione degli impianti; inoltre in tali aree, gli operatori godono di economie di densità, con cui far fronte ai costi della campagna, caratterizzata da un minor costo marginale per utente, e al calo dei ricavi di vendita, conseguenti alla riduzione dei consumi. Ne consegue una sesta ipotesi di ricerca:

H₆: gestori che operano in aree meno estese, a parità di numero di utenti serviti, presentano un più elevato numero di messaggi di sostenibilità

La seconda caratteristica esogena considerata è la *piovosità*. La variabile influisce negativamente sulla domanda di acqua, in quanto favorisce una riduzione dei consumi connessi, in particolare, agli usi esterni della risorsa, quali l'irrigazione (Martinez-Espiñera, 2002; Kenney et al., 2008). Si ritiene dunque che campagne per un uso efficiente della risorsa siano promosse, in particolare, in aree caratterizzate da una bassa piovosità e, dunque, da più elevati consumi. Ne consegue un'ulteriore ipotesi di ricerca:

H₇: gestori che operano in aree caratterizzate da una bassa piovosità presentano un più elevato numero di messaggi di sostenibilità

Questa variabile, misurata mediante i millimetri annui di pioggia⁶⁰, è stata inclusa anche negli studi di Romano et al. (2013 b e c), dai quali è emerso che gestori che operano in aree caratterizzate da una piovosità medio-bassa promuovono campagne aventi una maggiore intensità informativa.

Come si è visto in apertura del presente paragrafo numerosi altri fattori, riconducibili a variabili climatiche, demografiche, socio-economiche e ambientali, influenzano la domanda della risorsa e la performance degli operatori del settore. Questi fattori caratterizzano particolari aree di operatività e, dunque, possono essere colti, seppur in maniera indistinta, inserendo nel modello un'ultima variabile data dalla zona di attività.

⁶⁰ Si precisa che in letteratura sono rinvenibili anche indicatori alternativi della piovosità, quali il numero di giorni di pioggia (Martinez-Espiñera, 2002).

H₃: gestori che operano in aree diverse, caratterizzate da differenti condizioni climatiche ed ambientali e da differenti caratteristiche socio-economiche, presentano un diverso numero di messaggi di sostenibilità

Come anticipato, e come si vedrà più dettagliatamente nel capitolo che segue, il presente studio è ambientato nello stato portoghese, nel quale vengono identificate sei diverse regioni, il Nord, il Centro, la regione di Lisbona, l'Alentejo, l'Algarve e le Isole. A queste aree sono tipicamente associate diverse condizioni climatiche, demografiche e socio-economiche: la regione del Nord presenta una maggiore disponibilità di acqua e una maggiore dispersione demografica, mentre le regioni dell'Alentejo e dell'Algarve sono riconosciute come le regioni più secche; il Centro e la regione di Lisbona, che godono di temperature più miti, si contraddistinguono per una più elevata densità demografica e un maggior benessere economico, a cui sono connessi consumi della risorsa più elevati.

In relazione alle ipotesi di ricerca sopra delineate, ci si attende dunque che campagne per la gestione della domanda aventi una maggiore intensità informativa siano attribuibili a gestori che operano in aree caratterizzate da più elevati livelli di consumo, indotti da particolari condizioni climatiche, quali quelle presenti nell'Alentejo e nell'Algarve, o da peculiari condizioni demografiche e socio-economiche, quali quelle presenti nel Centro e nella regione di Lisbona.

In sintesi dunque le ipotesi di ricerca delineate possono essere rappresentate mediante le seguenti funzioni:

$$\text{Campagne} = f(\text{dimensione, proprietà, diversificazione, prezzo, sostenibilità fornitura, estensione, piovosità, var. ambientali}) \quad (1)$$

$$\text{Campagne} = f(\text{dimensione, proprietà, modello gestione, prezzo, sostenibilità fornitura, estensione, piovosità, var. ambientali}) \quad (2)$$

In particolare, la prima funzione (1) delinea un modello ristretto, applicato ad un sub-campione di osservazioni che esclude gli operatori in gestione diretta per i quali non è stato possibile identificare una business unit dedicata, alla quale attribuire la qualifica di mono o multi business, coerentemente a quanto definito dall'ipotesi H_{3a}. La seconda funzione è applicata invece ad un campione esteso, che include tutti gli operatori, classificandoli in base

al modello gestionale, diretto o indiretto, quest’ultimo comprensivo della gestione delegata e della gestione in concessione, secondo quanto definito dall’ipotesi H_{3b}. La tabella seguente riepiloga, infine, le variabili e i relativi indicatori (Tab. 6).

Tab. 6 – Variabili, indicatori e descrizione

| Variabile | Indicatore | Descrizione |
|-------------------------|-----------------|---|
| Campagne | SMS | Numero di messaggi sito web per un uso efficiente e sostenibile della risorsa – intensità informativa |
| dimensione | Pop | Popolazione servita dal servizio di distribuzione idrica |
| proprietà | Pub | Gestori pubblici confrontati con gestori privati e misti |
| diversificazione | Multi | Gestori multi-business confrontati con mono-business |
| modello gestione | Gest_ind | Gestori indiretti confrontati con gestori diretti |
| prezzo | Tariffa | Tariffa al m ³ calcolata su un consumo medio di 120 m ³ /anno |
| sostenibilità fornitura | Perdite | Rapporto tra acqua prodotta al netto dell’acqua venduta sull’acqua prodotta |
| estensione | Km ² | Area dei comuni serviti dal servizio di acqua potabile |
| piovosità | precipitazioni | mm annui di pioggia |
| altre var. ambientali | 6 zone | Centro, regione di Lisbona, Alentejo, Algarve, Isole confrontate con il Nord |

Fonte: Ns elaborazione

3.5 Il metodo: la regressione di Poisson

Al fine di determinare quali variabili influenzano il profilo di sostenibilità dei gestori idrici portoghesi, misurato attraverso il numero di messaggi presenti nel sito web volti a promuovere un uso efficiente e sostenibile della risorsa, è stata utilizzata la regressione di Poisson. La scelta di tale metodo si giustifica in relazione alla natura della variabile dipendente, numerica e di

conteggio⁶¹. Come nel caso della regressione OLS, anche la regressione di Poisson è finalizzata a determinare il valore della variabile dipendente come funzione di alcune variabili esplicative, in presenza però di alcuni vincoli⁶²:

- la variabile dipendente assume solo valori interi e positivi;
- il valore osservato ha un significato cardinale e non solo ordinale;
- la media di tale variabile è maggiore di 0;
- la variabile dipendente spesso non presenta un limite superiore.

Una variabile di conteggio non può essere distribuita normalmente, in quanto la distribuzione normale è tipica di variabili continue che possono assumere un ampio range di valori. In tale ipotesi dunque il modello lineare non funziona in quanto:

- ignora che la variabile obiettivo è definita su supporto discreto non negativo: ciò significa che il modello OLS potrebbe generare previsioni negative, mentre la variabile di conteggio non può assumere valori negativi;
- si basa sull'assunzione di normalità della distribuzione, mentre la distribuzione di Poisson è asimmetrica e, in particolare, fortemente asimmetrica se la media è piccola (Fig 9);
- si basa sull'assunzione di omoschedasticità mentre il modello di regressione di Poisson è intrinsecamente eteroschedastico⁶³.

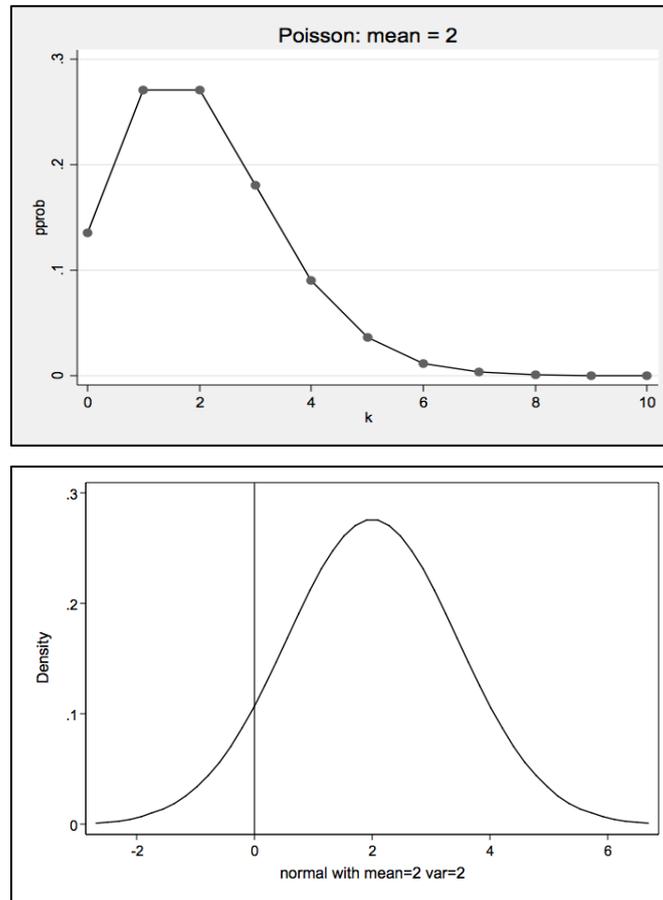
⁶¹ Variabili di conteggio possono derivare dall'osservazione diretta (ad esempio il numero di telefonate che giungono ad un centralino, il numero di assenze mensili dal posto di lavoro, il numero di incidenti aerei...) o dalla categorizzazione di una variabile latente continua (ad esempio il rating di credito delle agenzie). Nel primo caso il modello da utilizzare è la regressione di Poisson, nel secondo quest'ultima può essere sostituita da una *ordered probit* (Cameron e Trivedi, 1998).

⁶² http://www.oxfordjournals.org/our_journals/tropej/online/ma_chap13.pdf.

⁶³ L'assunzione di omoschedasticità è verificata quando la varianza dell'errore è costante e, conseguentemente, la media dei residui risulta pari a zero. Tale assunzione non è verificata quando la varianza dell'errore varia tra alcuni segmenti della popolazione. In tal caso si parla di eteroschedasticità, in presenza della quale le stime degli errori risultano non corrette (Wooldridge, 2009).

Fig. 9 – Distribuzione di Poisson e distribuzione normale con uguale media e varianza.

il confronto



Fonte: http://www.ats.ucla.edu/stat/stata/seminars/count_presentation/count.htm

La distribuzione di Poisson rappresenta dunque un'ipotesi distributiva ragionevole per variabili di conteggio ed è definita dalla seguente funzione:

$$P(Y_i = k) = \frac{\exp(-\lambda_i)\lambda_i^k}{k!}$$

dove λ è la media o il valore atteso della distribuzione di Poisson ed è uguale anche alla varianza della distribuzione⁶⁴.

⁶⁴ L'uguaglianza della media e della varianza trovano definizione nella proprietà di equidispersione della distribuzione di Poisson. Tale proprietà è spesso violata nei dati reali; in ipotesi di sovradispersione (varianza maggiore rispetto alla media) la stima del modello richiede l'applicazione della distribuzione binomiale negativa (Cameron e Trivedi, 1998).

La relazione da studiare è dunque la dipendenza di Y_i (variabile dipendente di conteggio) da un insieme di variabili X_i , come definita dalla seguente:

$$E(Y_i | X_i) = \exp\left(\beta_0 + \sum_{j=1}^p X_j\right)$$

Dato che $\exp(\cdot)$ è sempre positivo, i valori previsti per Y_i saranno anch'essi sempre positivi; e^{β_i} , definito come incidence rate ratio, o IRR, è particolarmente utile ai fini della definizione dell'influenza di variabili dicotomiche o binomiali e, più in generale, di variabili categoriche sulla variabile dipendente. L'IRR indica infatti di quanto risulta maggiore il valore atteso della variabile dipendente nelle unità per cui la variabile indipendente assume valore pari a 1 ($x_i = 1$), rispetto alle unità per cui la variabile indipendente assume valore 0 ($x_i = 0$), mantenute costanti le altre variabili indipendenti.

E' possibile infine applicare la trasformazione logaritmica, esprimendo il valore atteso come una funzione lineare delle variabili indipendenti.

$$\log_e [E(y | x_1, x_2, \dots, x_n)] = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \dots + \beta_k x_k$$

I coefficienti di regressione β_i misurano la variazione del logaritmo del valore atteso a seguito di una variazione unitaria della variabile indipendente x_i , mantenute costanti le altre variabili indipendenti.

L'applicazione del metodo di Poisson alle ipotesi di ricerca sopradescritte, sintetizzate dalla (1) e (2), consente di formulare i seguenti due modelli, con i quali verrà definita l'influenza delle variabili operative ed ambientali sull'intensità delle campagne per il risparmio idrico condotte dai gestori portoghesi.

$$SMS = (e^{\beta_0}) (e^{\beta_1 \text{Pop}}) (e^{\beta_2 \text{Pub}}) (e^{\beta_3 \text{Multi}}) (e^{\beta_4 \text{Tariffa}}) (e^{\beta_5 \text{Perdie}}) (e^{\beta_6 \text{km}^2}) (e^{\beta_7 \text{Precip}}) (e^{\beta_8 \text{Zone}}) \quad (3 \text{ a})$$

$$\log_e SMS = \beta_0 + \beta_1 \text{Pop} + \beta_2 \text{Pub} + \beta_3 \text{Multi} + \beta_4 \text{Tariffa} + \beta_5 \text{Perdite} + \beta_6 \text{Km}^2 + \beta_7 \text{Precip} + \beta_8 \text{Zone} \quad (3 \text{ b})$$

$$SMS = (e^{\beta_0}) (e^{\beta_1 \text{Pop}}) (e^{\beta_2 \text{Pub}}) (e^{\beta_3 \text{Gest_ind}}) (e^{\beta_4 \text{Tariffa}}) (e^{\beta_5 \text{Perdie}}) (e^{\beta_6 \text{km}^2}) (e^{\beta_7 \text{Precip}}) (e^{\beta_8 \text{Zone}}) \quad (4 \text{ a})$$

$$\log_e SMS = \beta_0 + \beta_1 \text{Pop} + \beta_2 \text{Pub} + \beta_3 \text{Gest_ind} + \beta_4 \text{Tariffa} + \beta_5 \text{Perdite} + \beta_6 \text{Km}^2 + \beta_7 \text{Precip} + \beta_8 \text{Zone} \quad (4 \text{ b})$$

Capitolo IV

Overview del sistema idrico portoghese

SOMMARIO: 4.1 La struttura del mercato e i modelli di gestione – 4.2 L'evoluzione della regolamentazione del settore – 4.3 La pianificazione del settore – 4.4 Il sistema tariffario

4.1 La struttura del mercato e i modelli di gestione

Il sistema idrico portoghese include la fornitura di acqua e la raccolta e il trattamento delle acque reflue. Entrambi i segmenti sono considerati servizi di interesse pubblico, essenziali per il benessere dei cittadini, per la salute pubblica, per le attività economiche e per l'ambiente (Legge n. 23/1996 e Legge n. 12/2008). Per questo tali servizi devono rispettare una serie di principi, finalizzati a garantirne l'accesso universale, un elevato standard di qualità e un sistema di tariffazione equo ed efficiente (ERSAR, 2010).

Nel settore sono attivi circa 300 gestori, che servono quasi 10,49 milioni di abitanti distribuiti su un'area di 93.400 km² (INE); sotto il profilo strutturale, il sistema è deverticalizzato con separazione della fornitura all'ingrosso e della depurazione degli scarichi (wholesale segment o alta) dalla distribuzione al dettaglio e dalla raccolta delle acque reflue (retail o end-users segment o baixa). Il segmento all'ingrosso è detenuto esclusivamente da operatori multi-municipali quasi totalmente pubblici, mentre il segmento al dettaglio comprende diversi modelli di gestione che consentono l'accesso del capitale privato. In particolare si identificano tre diversi modelli di gestione (Tab. 7):

- la gestione diretta: comprende la gestione comunale senza un'unità organizzativa dedicata, i servizi municipalizzati, nei quali il servizio è erogato direttamente dal comune mediante un'unità organizzativa, avente autonomia contabile e finanziaria, ma priva di autonomia legale, e le unioni di comuni;

- la gestione in delega: comprende le società di proprietà comunale, le società istituite in partnership con lo Stato (azienda municipale o statale) e le associazioni di consumatori;
- la concessione: include le concessionarie municipali e le partnership pubblico-privato, composte da un comune o più comuni e altri operatori privati. Il contratto di concessione può avere una durata massima di 50 anni e fissa i diritti e i doveri della concessionaria e le modalità di revisione annua della tariffa⁶⁵.

Tab. 7 – Modelli gestionali nel sistema idrico portoghese

| <i>Modelli gestionali nel sistema di proprietà statale</i> | |
|---|--|
| Modello | Operatore |
| Gestione diretta | Stato (attualmente non ci sono operatori di questo tipo) |
| Delega | Società di proprietà statale (EPAL è l'unico esempio) |
| Concessione | Concessionarie regionali di proprietà statale |
| <i>Modelli gestionali nei sistemi di proprietà municipale o intermunicipale</i> | |
| Modello | Operatore |
| Gestione diretta | Servizi comunali Servizi municipalizzati Unioni di comuni (servizi intermunicipalizzati) |

⁶⁵ Il Decreto Legge 379/93 definisce le caratteristiche del contratto di concessione, prevedendo che nei sistemi multimunicipali la concessione possa essere attribuita ad un ente pubblico avente natura di impresa o ad un'impresa risultante dall'associazione di più enti pubblici, con prevalenza di capitale pubblico. In tali sistemi per tutta la durata della concessione la proprietà dei beni è di pertinenza della concessionaria e ritorna allo Stato alla scadenza del contratto. Quest'ultimo deve obbligatoriamente includere: il termine, l'ammontare degli investimenti in capo all'impresa concessionaria, la remunerazione dell'investimento, l'approvazione delle tariffe da applicare, la possibilità di riscatto e di sequestro, il ritorno della concessione allo Stato, alla scadenza del contratto e i poteri del concedente.

Nei sistemi comunali la concessione può essere attribuita ad un ente pubblico o privato che abbia natura imprenditoriale, il quale, analogamente ai concessionari multimunicipali, assume per la sola durata della concessione la proprietà dei beni, che ritorna ai comuni alla scadenza del contratto. La durata minima e massima del contratto di concessione sono rispettivamente di 5 anni e 50 anni. L'oggetto del contratto di concessione consiste nella gestione e nello sfruttamento, anche congiunto, dei servizi pubblici municipali di raccolta, trattamento e distribuzione di acqua per il consumo pubblico, di raccolta e trattamento delle acque residue e di raccolta e trattamento dei residui solidi, comprendendo anche la costruzione, l'ampliamento, la riparazione, il rinnovo e la manutenzione degli impianti e delle attrezzature; la concessione può, infine, prevedere l'utilizzo degli impianti e delle attrezzature installate dal comune o dai comuni concedenti.

| | |
|-------------|---|
| Delega | Società in partnership con lo Stato (di proprietà comunale o statale) Società di proprietà comunale (senza la partecipazione statale) Associazioni di consumatori |
| Concessione | Concessionarie comunali |

Fonte: ERSAR <http://www.ersar.pt/>

Considerando il solo Portogallo continentale, al 31 dicembre 2010, sono presenti 110 operatori nel sistema di rifornimento di acqua all'ingrosso (wholesale) e 262 nella distribuzione di acqua al dettaglio (retail). In entrambi i sistemi risulta prevalente la forma della gestione diretta mediante servizi comunali, i quali rappresentano quasi il 54% degli operatori nel segmento all'ingrosso e quasi il 75% degli operatori nel segmento al dettaglio. Si deve tuttavia sottolineare come nel segmento della fornitura all'ingrosso le 12 concessionarie plurimunicipali presentino dimensioni mediamente maggiori, servendo il maggior numero di comuni e di abitanti e coprendo una più vasta area geografica (Tab. 8).

Tab. 8 – Numero di operatori e copertura per modello gestionale nel segmento fornitura di acqua (dicembre 2010)

| Modello di gestione | N. di operatori | | N. comuni serviti | | Area servita Km ² | | Pop. servita (migliaia di ab.) | |
|--------------------------------------|-----------------|-----|-------------------|-----|------------------------------|--------|--------------------------------|-------|
| | w | r | w | r | w | r | w | r |
| Servizio comunale | 59 | 188 | 36 | 186 | 8.895 | 62.330 | 943 | 3.203 |
| Servizio municipalizzato | 8 | 22 | 5 | 24 | 1.838 | 8.426 | 367 | 2.267 |
| Associazione stato-comune | 2 | 1 | 24 | 10 | 16.391 | 1.450 | 321 | 333 |
| Impresa municipale o intermunicipale | 9 | 22 | 11 | 25 | 4.299 | 8.460 | 545 | 1.678 |
| Concessionaria municipale | 20 | 26 | 16 | 31 | 3.320 | 6.656 | 546 | 1.769 |
| Concessionaria plurimunicipale | 12 | 2 | 186 | 2 | 53.730 | 1.151 | 7.144 | 596 |

Fonte: ERSAR (2011 b) *w = wholesale; r = retail.

Per quanto attiene al settore fognatura, alla stessa data e con riferimento al solo Portogallo continentale, il numero di operatori presenti risulta pari a 89 nella depurazione degli scarichi,

e a 264 nella raccolta delle acque reflue. Anche nel settore fognatura, in entrambi i segmenti, si osserva la prevalenza dei servizi comunali, tuttavia le concessionarie plurimunicipali del sistema della depurazione servono oltre il 70% dei comuni, mostrando una più elevata copertura per estensione geografica e per popolazione servita. Nel segmento della raccolta, invece, i servizi municipali risultano prevalenti sia per numerosità degli operatori, sia per numero di comuni, area geografica e popolazione servita (Tab. 9).

Tab. 9 – Numero di operatori e copertura per modello gestionale nel segmento fognatura (dicembre 2010)

| Modello di gestione | N. di operatori | | N. comuni serviti | | Area servita Km ² | | Pop. servita (migliaia di abitanti) | |
|--------------------------------------|-----------------|-----|-------------------|-----|------------------------------|--------|-------------------------------------|-------|
| | w | r | w | r | w | r | w | r |
| Servizio comunale | 44 | 199 | 33 | 199 | 8.051 | 65.905 | 542 | 4.045 |
| Servizio municipalizzato | 4 | 20 | 4 | 22 | 877 | 7.313 | 406 | 2.256 |
| Associazione stato-comune | 2 | 1 | 22 | 10 | 15.144 | 1.450 | 278 | 333 |
| Impresa municipale o intermunicipale | 8 | - | 10 | - | 3.732 | - | 618 | - |
| Concessionaria municipale | 15 | 23 | 12 | 26 | 3.283 | 8.538 | 846 | 1.716 |
| Concessionaria plurimunicipale | 16 | 21 | 197 | 21 | 56.386 | 5.266 | 7.176 | 1.516 |

Fonte: ERSAR (2011 b) *w = wholesale; r = retail.

Dai dati sopra riportati emerge che nel segmento della vendita all'ingrosso di acqua ciascun operatore serve in media 2,53 comuni, mentre nella vendita al dettaglio tale rapporto scende a 1,07, indicando come, mediamente, ciascun comune disponga di un proprio operatore. Analoghe considerazioni possono essere avanzate anche con riferimento al settore delle acque reflue: gli operatori che forniscono servizi di depurazione servono in media 3,12 comuni, mentre la raccolta delle acque residue presenta un maggior grado di frammentazione con un rapporto che si attesta a 1,05 comuni. Emerge dunque un limitato livello di integrazione orizzontale che porta ad affermare la necessità di interventi di aggregazione nella fornitura di

questi servizi al fine di raggiungere un maggior grado di efficienza, a livello di singoli operatori e nel complessivo settore, mediante il conseguimento di economie di scala (ERSAR, 2011). L'esistenza di vantaggi connessi allo sviluppo dimensionale dei gestori è stato oggetto di analisi nella letteratura scientifica: in particolare, lo studio di Martins et al. (2006) evidenzia come per 282 operatori portoghesi del segmento retail, di cui è analizzata la struttura dei costi nell'anno 2002, la scala media sia al di sotto del minimo efficiente, sottolineando, conseguentemente, la necessità di porre in essere processi di integrazione tra gestori piccoli e medi, ma solo fino ad una determinata soglia, dato che le utility più grandi riportano ritorni di scala decrescenti. Significative economie di scala sono state messe in luce anche dallo studio di Correira e Marques (2011) su un campione di 68 gestori considerati nel biennio 2004-2005, giustificando l'esistenza delle stesse alla luce della presenza di elevati costi fissi, della possibilità di scontare migliori prezzi sul fronte della fornitura e della migliore divisione e specializzazione del lavoro, possibile solo nelle realtà di più grandi dimensioni. Infine, l'analisi di Marques e De Witte (2011), condotta su un campione di 66 gestori portoghesi nel 2005, riafferma l'esistenza di economie di scala per i gestori di piccole dimensioni e la sussistenza di diseconomie di scala per i gestori più grandi, causate dagli elevati costi per il personale: viene così definita una dimensione ottimale, identificata nella distribuzione di 10 milioni di m³ di acqua all'anno, a cui sono associate una popolazione servita compresa tra 160.000 e 180.000 abitanti e una riduzione del numero dei gestori da 300 a 60.

Per quanto riguarda il grado di integrazione verticale, per effetto della riforma intervenuta nel settore nel 1993, solo il 38% degli operatori svolge, nel Portogallo continentale, sia la funzione di raccolta e vendita all'ingrosso dell'acqua sia la distribuzione e la vendita al dettaglio; tale deverticalizzazione del sistema, tuttavia, sembra essere non conveniente sotto il profilo dei costi: secondo da Cruz et al. (2013) operatori integrati verticalmente evidenziano, infatti, una maggiore efficienza in ciascun segmento e nel complesso rispetto agli operatori presenti solo nel segmento all'ingrosso o solo nel segmento al dettaglio.

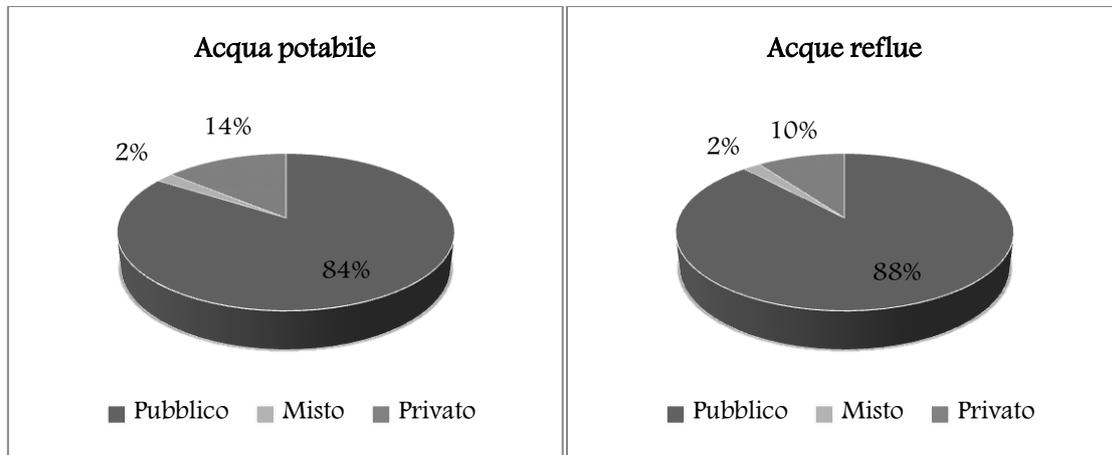
Inoltre, se si considerano anche i servizi di gestione e trattamento delle acque reflue, la percentuale degli operatori che erogano entrambi i servizi, nell'ingrosso e nel dettaglio, scende

dal 38% al 28%, percentuale che denota la presenza di un ampio numero di gestori che si occupano solo di una specifica fase del ciclo dell'acqua (ERSAR, 2011).

Maggiore risulta, invece, il livello di integrazione considerando il solo retail, nel quale il 91% degli operatori che distribuiscono l'acqua al dettaglio svolgono anche il servizio di raccolta delle acque reflue, con possibile conseguimento di economie di scopo (ERSAR, 2011). La presenza di queste ultime non emerge però con evidenza dalle analisi empiriche: in particolare Martins et al. (2006) mostrano i risparmi di costo derivanti dell'erogazione congiunta del servizio di distribuzione di acqua potabile e di raccolta delle acque reflue solo fino alla soglia minima di efficienza, oltre la quale la separazione delle due attività risulta essere la scelta più conveniente. Diseconomie di scopo sono evidenziate anche da Correira e Marques (2011) e da Marques e De Witte (2011): i primi identificano nella minore specializzazione la causa della più bassa produttività dei gestori che operano in più business, mentre i secondi riconducono le diseconomie di scopo alla specifica categoria dei costi per il personale, che risultano maggiori nei gestori più grandi e che operano sia nel segmento dell'acqua potabile sia nel segmento delle acque reflue.

Un'ultima considerazione in merito alla composizione del mercato riguarda la proprietà, con riferimento alla quale si osserva la netta prevalenza di operatori pubblici: i dati EUREAU (2009) riferiti al 2008 indicano che questi ultimi servono l'84% della popolazione nel segmento dell'acqua potabile e l'88% nel segmento delle acque reflue; la porzione di mercato detenuta da operatori privati risulta invece rispettivamente pari al 14% e al 10%; infine la quota spettante agli operatori misti si attesta al 2% in entrambi i segmenti (Fig. 10).

Fig. 10 - Operatori pubblici, privati e misti. percentuale popolazione servita (anno 2008)



Fonte: EUREAU (2009)

Gli effetti dell'ammissione nel settore del capitale privato, che risulta tuttavia ancora largamente minoritario, non emergono con chiarezza nelle analisi condotte fino ad oggi. se Correira e Marques (2011) mettono in evidenza la maggiore efficienza dei gestori privati, Marques (2008) collega la maggiore produttività degli stessi, non tanto alla proprietà in sé, quanto all'assoggettamento limitato a questi gestori ad attività di regolamentazione economica e di qualità. Diversamente, da Cruz e Marques (2012), in un'analisi relativa all'impiego di società miste nell'erogazione di servizi locali, dimostrano che le partnership pubblico-privato, finalizzate a definire un equilibrio tra efficienza di costo e questioni di natura sociale, falliscono nel loro intento in quanto la protezione dell'interesse pubblico risulta minata dalla complessità gestionale di queste entità. Anche Silvestre (2012) mostra la migliore performance in termini di tariffe e di qualità del servizio erogato in gestione diretta rispetto alla gestione di servizi in partnership o in concessione; infine, da Cruz e Marques (2011) evidenziano la più elevata produttività dei gestori pubblici che erogano servizi in-house rispetto alle società miste e private, richiedendo tuttavia al legislatore di introdurre una logica competitiva anche tra i comuni al fine di migliorarne le performance.

4.2 L'evoluzione della regolamentazione del settore

Nel 1993 sono stati introdotti significativi cambiamenti nel servizio idrico portoghese relativi all'accesso e alla qualità del servizio e alla struttura del mercato. In particolare, come già anticipato nel paragrafo precedente, il sistema è stato deverticalizzato, con separazione della fornitura all'ingrosso di acqua potabile e della depurazione delle acque di scarico (wholesale), dalla distribuzione al dettaglio e dalla raccolta delle acque reflue (retail), ed è stato consentito l'accesso del capitale privato; inoltre, analogamente al modello inglese, al fine di tutelare l'interesse pubblico e la qualità del servizio a seguito dell'ingresso del capitale privato, è stata istituita un'autorità regolatrice e, infine, è stata creata l'impresa pubblica *Aguas de Portugal - SGPS*, con il ruolo di holding finanziaria nel settore dell'acqua (Marques, 2010). Per effetto di tali cambiamenti, congiuntamente allo sforzo per la modernizzazione del sistema e all'adozione di una strategia tesa a riorganizzare il servizio per ambiti territoriali sovra comunali, la percentuale di popolazione servita dal sistema di distribuzione idrica è passata dall'80% del 1990 al 97% del 2009, mentre la popolazione servita dalla rete fognaria è salita dal 62% all'81% per la raccolta e al 71% per il servizio di trattamento delle acque reflue (PEAASAR II, 2007).

Ripercorrendo le principali tappe dell'iter legislativo, si osserva che il Codice Amministrativo del 1936 attribuiva ai comuni la competenza in materia di raccolta e fornitura di acqua per il consumo pubblico. Successivamente la Legge n. 46 dell'8 giugno del 1977 confermò tale competenza, vietando alle imprese private lo svolgimento di attività economiche in alcuni settori, tra i quali la fornitura pubblica di acqua, la gestione delle acque reflue e dei residui urbani. Nel 1993 due Decreti Legge, il 372/93 e il 379/93, come già anticipato, hanno apportato significativi cambiamenti al sistema, consentendo alle imprese private di erogare tali servizi attraverso un contratto di concessione, distinguendo i sistemi plurimunicipali dai sistemi municipali e prevedendo un limite all'accesso del capitale privato solamente nei primi; sono stati inoltre affermati i principi di interesse pubblico e di efficienza, nonché l'importanza dell'integrazione dei due sistemi e di adozione di una logica gestionale di tipo imprenditoriale. Con la Legge n. 319/94 e la Legge n. 147/95 le concessioni sono state ammesse nel segmento

dell'acqua potabile, rispettivamente nell'ingrosso e nel dettaglio, mentre la Legge n. 162/96 ha introdotto tale modello gestionale anche nel segmento delle acque reflue⁶⁶.

Nel 1995 è stato creato l'Osservatorio sui sistemi multimunicipali e municipali di raccolta, trattamento e distribuzione di acqua per il consumo pubblico, di raccolta e trattamento delle acque reflue, sostituito successivamente dall'IRAR – *Instituto Regulador de Águas e Resíduos* (Legge n. 230/97). Quest'ultimo si presentava come un istituto pubblico dotato di autonomia amministrativa e finanziaria, ma assoggettato alla tutela del Ministero dell'Ambiente. L'IRAR non rappresentava dunque un'autorità regolatrice indipendente, ma assumeva una funzione normativa e di orientamento dei sistemi concessionari con lo scopo di difendere i diritti dei consumatori e di assicurarne la sostenibilità economica: in particolare l'Istituto ha svolto una funzione fondamentale nell'implementazione del sistema di valutazione delle performance secondo una logica di benchmarking⁶⁷. Quest'ultimo ha assunto, nel contesto portoghese, la

⁶⁶ Secondo Massarutto (2009), nonostante le riforme intervenute, il sistema portoghese assume i tratti di un modello di monopolio regolamentato, presentando l'affidamento temporaneo natura non competitiva ed essendo basato su una regolazione tariffaria di tipo cost-based e su lunghi periodi di affidamento. L'Autore sottolinea che "La privatizzazione delle aziende, anche se solo formale, si basa su una complessa piramide organizzativa e finanziaria che ha al suo vertice la holding pubblica AdP; di fatto si tratta nella maggior parte dei casi di una privatizzazione formale e non sostanziale, mentre le imprese a tutti gli effetti private operano sulla base di un mandato più fiduciario che contrattuale" (p. 41). Il carattere monopolistico del sistema idrico portoghese viene evidenziato anche da Martins et al. (2013) mettendo in relazione tale caratteristica con l'elevata frammentazione del settore: "the Portuguese water industry is very fragmented and (...) the market structure can be characterized as multi-municipal monopolies" (p. 198).

⁶⁷ In merito al benchmarking l'OECD (2004) ha sottolineato come, nel settore dell'acqua, tale confronto possa sostituire la concorrenza ed incrementare il livello di efficienza; anche la Commissione Europea (2007) si è espressa a favore dell'utilizzo del benchmarking, evidenziandone la rilevanza in settori dove il livello di concorrenza risulta essere debole: tale confronto richiede di tenere in debito conto variabili strutturali ed ambientali, mediante procedure di valutazione caratterizzate da rigore metodologico che richiedono la disponibilità di dati comparabili (Walter et al., 2009). Il benchmarking può assumere tre diverse forme (Marques e De Witte, 2010):

- yardstick competition, mediante la quale vengono fissate condizioni regolamentative per attenuare l'asimmetria informativa mediante il confronto tra operatori e con la best practice del settore, tipicamente utilizzata per fissare standard di qualità e standard tariffari mediante il confronto sui prezzi;
- sunshine regulation, termine usato per indicare una forma di benchmarking obbligatorio finalizzato al miglioramento dell'efficienza del settore e, più in generale, delle performance,

forma della *yardstick competition* e della *sunshine regulation*, utilizzando circa 20 indicatori di performance, nei segmenti acqua potabile, fognatura e rifiuti, al fine di proteggere gli interessi dei consumatori e assicurare la sostenibilità degli operatori, attraverso il confronto e la definizione di standard di qualità e di prezzo (Marques e De Witte, 2010). La sua implementazione ha consentito di affrontare gli elevati livelli di inefficienza del sistema portoghese, l'interferenza politica e la mancanza di trasparenza, favorendo la creazione di incentivi per gli operatori per l'accrescimento dell'efficienza e del potenziale innovativo, il recupero dei costi e la riduzione dell'asimmetria informativa (Marques, 2006).

L'IRAR è stato dapprima affiancato (Decreto legge n. 207/2006) e poi sostituito (Decreto legge n. 277/2009) dall'ERSAR – *Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos*, il cui ambito di intervento è stato esteso a tutti gli operatori, indipendentemente dal modello di gestione. In particolare l'Autorità svolge la funzione di protezione e tutela degli interessi degli utilizzatori dei servizi idrici e di raccolta dei rifiuti sul duplice fronte della qualità e dei prezzi, mediante la verifica delle tariffe nei servizi municipali gestiti su base contrattuale (concessioni, deleghe, associazioni) e di controlli tariffari a campione nei servizi municipali e municipalizzati a gestione diretta. L'ambito di operatività dell'ERSAR si delinea su tre diversi livelli.

- *regolamentazione strutturale*: consiste nel monitoraggio delle strategie nazionali del settore, nella valutazione e reporting periodico del relativo grado di implementazione e nell'avanzamento di proposte per modificare la legislazione del settore;

mediante la pubblicazione dei risultati conseguiti dagli operatori, volta a favorire la competizione tra gli stessi;

- benchmarking volontario, finalizzato all'autoregolamentazione del settore.

Nel contesto Europeo, esempi di uso dello strumento sono rinvenibili nel Regno Unito, dove l'Autorità regolatrice del servizio idrico (OFWAT) ha applicato la Data Envelopment Analysis e la regressione per la definizione dei prezzi (Dassler et al., 2006), in Italia dove l'Autorità idrica, fino al 1994, ha calcolato la parte variabile delle tariffe utilizzando la funzione di costo di un campione di gestori (Antonioli e Filippini, 2001), in Belgio dove il comitato per il controllo utilizza lo strumento ai fini di accrescere il livello di efficienza del sistema e di rendere le tariffe più uniformi, in Olanda dove lo strumento ha reso possibile un notevole incremento delle performance degli operatori anche attraverso la loro pubblicazione con cadenza biennale (Marques e De Witte, 2010), e infine in Danimarca, dove l'Associazione danese dell'acqua e della fognatura ha condotto un'esperienza volontaria dal 1999, destinata ad essere assorbita in un sistema obbligatorio, sulla base della riforma del settore intervenuta nel 2009 (Guerrini et al., 2013 b).

- *regolamentazione del comportamento degli operatori*: comprende il controllo dei contratti di concessione (con riferimento alle modalità di assegnazione, al contenuto e alla verifica dell'effettiva esecuzione e all'intervento in caso di eventuale conflitto tra le parti), il controllo delle tariffe garantendone la sostenibilità per i consumatori e per gli operatori, il controllo della qualità del servizio e il controllo della qualità dell'acqua potabile attraverso il confronto degli operatori, l'analisi dei reclami degli utenti finali e la gestione della riconciliazione con gli operatori;
- *attività di regolamentazione di tipo addizionale*: riguarda la diffusione di informazioni ai diversi attori del settore anche su precisa richiesta di questi ultimi, l'assistenza tecnica e la formazione degli operatori.

Tra le funzioni dell'ERSAR, ereditate dalla precedente autorità regolatrice, la valutazione delle performance degli operatori assume un ruolo di primo piano, essendo volta a garantire l'efficacia e l'efficienza del servizio. Il sistema di benchmarking comprende, in particolare, più indicatori, raggruppabili in tre diversi profili (ERSAR, 2011):

- la protezione degli interessi dei consumatori, valutata principalmente mediante il grado di accesso e la qualità del servizio fornito;
- la sostenibilità dell'operatore, valutata mediante il grado di sostenibilità tecnica ed economica di ciascun operatore e gli interessi legittimi, relativi alle risorse economiche, finanziarie, infrastrutturali, operative ed umane;
- la sostenibilità ambientale: relativa al livello di protezione ambientale connessa alle attività svolte dagli operatori.

Dal 2004 le informazioni così raccolte vengono pubblicate nel *Rapporto annuale sui servizi idrici e fognari portoghesi* (RASARP) e dal 2007 viene attribuito un premio per la qualità del servizio.

Per quanto attiene, infine, agli aspetti di natura ambientale la Legge n. 58/2005, *Lei da Água*, ha recepito la Direttiva Quadro sulle Acque della Comunità Europea n. 60/2000, stabilendo regole di base ed obiettivi ambientali per la gestione delle acque superficiali e sotterranee, e promuovendone un uso sostenibile anche attraverso opportune politiche tariffarie che considerino la scarsità di questa risorsa. In particolare la Legge si propone di:

- evitare il continuo degrado, proteggere e migliorare lo stato degli ecosistemi acquatici;
- promuovere un uso sostenibile dell'acqua;
- ottenere una maggior protezione e un miglioramento dell'ambiente acquatico;
- assicurare una riduzione graduale dell'inquinamento delle acque sotterranee;
- mitigare gli effetti dei periodi di notevole pioggia e delle fasi di siccità;
- assicurare la fornitura di una quantità sufficiente di acqua di buona qualità;
- assicurare il raggiungimento degli obiettivi degli accordi internazionali, inclusi quelli relativi alla riduzione dell'inquinamento in ambiente marino.

La Legge, il cui ambito di applicazione riguarda il complesso delle risorse idriche, esplicita anche i principi di ordine generale su cui poggiano i suddetti obiettivi. In particolare viene affermato.

- il valore sociale dell'acqua, garanzia di accesso universale a tale risorsa ad una tariffa non discriminatoria e socialmente accettabile;
- la dimensione ambientale dell'acqua, garanzia di un elevato livello di protezione e di un suo uso sostenibile;
- il valore economico dell'acqua, garanzia di un suo utilizzo efficiente, che richiede la definizione di un prezzo segnaletico della scarsità della risorsa volto ad assicurare la copertura di tutti i costi, compresi quelli ambientali, e definito sulla base del principio "chi inquina e chi usa paga".

Il riconoscimento dei diversi profili di valore richiede che la gestione integrata delle risorse idriche rispetti.

- il principio di prudenza, al fine di evitare quelle azioni che potrebbero avere un impatto ambientale negativo;
- il principio di prevenzione, che richiede l'individuazione e l'eliminazione dei fattori che impattano negativamente nell'ambiente o, quando ciò non fosse possibile, l'attenuazione degli effetti;
- il principio di correzione dei danni causati all'ambiente dall'emissione di sostanze inquinanti;

- il principio di cooperazione, che attribuisce il dovere di protezione dell'acqua allo Stato e ai privati;
- il principio di un uso razionale ed equo dei bacini idrografici.

La Legge dopo aver sancito gli obiettivi e i principi di ordine generale identifica dieci aree idrografiche e i relativi organi di amministrazione (ARH, *Administrações das Regiões Hidrográficas*) che svolgono attività di pianificazione, di concessione delle licenze e di controllo, concorrendo nei rispettivi ambiti territoriali all'implementazione delle politiche nazionali definite dall'Autorità nazionale dell'acqua, alla quale è stata attribuita *in primis* la funzione di protezione delle risorse idriche e di pianificazione della relativa gestione.

Tab. 10 – *Principali interventi normativi nel sistema idrico portoghese*

| Atto | Contenuto |
|------------------------------------|--|
| Legge n. 46/77 | Definizione delle caratteristiche del settore |
| Legge n. 372/93 Legge n. 379/93 | Previsto l'accesso del capitale privato e la deverticalizzazione del settore, modificando la Legge n. 46/1977: |
| Legge n. 319/94 | Ammissione delle concessioni nel wholesale - acqua potabile; regime per l'avvio, il funzionamento e la gestione di sistemi regionali per la produzione e il trattamento dell'acqua potabile (successivamente modificata dalla Legge n. 222/2003) |
| Ord. 38/MARN/95 | Istituzione del Comitato di sorveglianza delle concessioni dei sistemi multi-municipali |
| Decreto Legge n. 147/95 | Ammissione delle concessioni nel retail e creazione dell'Osservatorio nazionale dei sistemi multimunicipali e municipali |
| Legge n. 162/96 | Ammissione delle concessioni nel wholesale - fognatura; delineazione del regime per la creazione e la gestione di multi-municipalizzate per la raccolta e il trattamento delle acque reflue |
| Legge n. 88-A/97 | Definizione delle caratteristiche del settore |
| Legge n. 230/97 | Istituzione dell'IRAR - <i>Instituto Regulador de Águas e Resíduos</i> - cessazione dell'Osservatorio |
| Legge n. 58/98 | Regolamentazione della creazione di società municipali, inter-municipali e regionali da parte dei comuni e unioni dei comuni (public companies, public capital companies, companies with a majority public stake - PPPs) |
| Legge n. 362/98 | Approvazione dello statuto dell'IRAR |
| Legge n. 159/99 | Riaffermata la competenza degli organi comunali in materia di pianificazione e gestione delle attrezzature e realizzazione degli investimenti dei sistemi municipali di fornitura di acqua, drenaggio e trattamento delle acque residue urbane e raccolta e trattamento dei residui urbani |

| | |
|---------------------------------------|--|
| Legge n. 151/2002 | Ampliamento delle funzioni dell'IRAR |
| Legge n. 54/2005 | Definizione della titolarità pubblica delle risorse idriche |
| Legge n. 58/2005 – <i>Lei da Água</i> | Approvazione del <i>Water Act</i> e recepimento della <i>EU Water Framework Directive</i> . afferma il valore sociale, la dimensione ambientale e il valore economico dell'acqua |
| Legge n. 53-F/2006 | Modifica la legge n. 58/98 attraverso la delimitazione di un nuovo regime per il settore corporate locale (le entità private sono assoggettate all'autorità delle rispettive agenzie e viene sancita l'obbligatorietà dell'offerta pubblica per creare PPPs); ampliamento dell'ambito di competenza dell'IRAR alle imprese municipali |
| Decreto legge n. 207/2006 | Creazione dell'ERSAR - <i>Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos</i> |
| Legge n. 2/2007 | Definisce opportuna un'autorità regolatrice dei settori di fornitura pubblica dell'acqua, di depurazione delle acque residue e di gestione dei residui urbani e di regolazione dei prezzi e tariffe praticate |
| Legge n. 12/2008 | Definizione della garanzia di servizio pubblico essenziale |
| Decreto legge n. 90/2009 | Istituzionalizzazione della possibilità di partnership con lo Stato |
| Decreto legge n. 194/2009 | Definizione delle competenze dell'ERSAR |
| Decreto legge n. 277/2009 | Rende operativa l'ERSAR, allargando l'ambito di competenza a tutti i gestori dei servizi di acqua e residui, indipendentemente dal modello di gestione |

Fonte: Ns elaborazione

4.3 La pianificazione del settore

La pianificazione delle risorse idriche, finalizzata a garantirne un utilizzo sostenibile, la protezione e la valorizzazione, trova formalizzazione nel Piano Nazionale dell'Acqua relativo al complessivo territorio (Decreto legge n. 112 del 17 aprile 2002), nei piani dei bacini idrografici e nei piani specifici di gestione di ambito territoriale o settoriale. Il primo, redatto dall'Autorità, muovendo dall'analisi delle problematiche, definisce a livello nazionale le priorità di intervento e gli obiettivi di ordine economico, sociale ed ambientale, individuando i mezzi e le azioni per garantirne il raggiungimento. Tra i principi che ne hanno orientato la stesura, vengono enunciati:

- *i principi fondamentali e di amministrazione*, volti a garantire l'integrazione delle questioni ambientali e sociali in tutte le attività, la dissociazione tra crescita economica e degrado ambientale, l'analisi sistematica delle cause dei problemi ambientali e dei costi e degli effetti delle soluzioni individuate, la gestione integrata delle regioni idrografiche, il coordinamento e la cooperazione internazionale e la sussidiarietà nel processo decisionale;
- *i principi di pianificazione e gestione*, quale quello di globalità, che richiede di considerare congiuntamente gli aspetti tecnici, economici, ambientali ed istituzionali, di razionalità, che impone di assicurare il miglior utilizzo delle risorse idriche, di integrazione con la pianificazione economica settoriale regionale e territoriale e con le politiche di conservazione e protezione ambientale e di partecipazione, che richiedono il coinvolgimento degli operatori e della popolazione, privilegiando il livello decisionario più vicino a quest'ultima;
- *i principi ambientali*: comprendono la prevenzione, la prudenza, l'approccio congiunto quantitativo e qualitativo nella definizione dei valori limite e degli obiettivi, e il principio di utilizzo della migliore tecnologia disponibile;
- *i principi sociali*: riguardano la sostenibilità intergenerazionale e la solidarietà e la coesione nazionale, volte a garantire i diritti delle generazioni attuali e future e ad attenuare o non aggravare le differenze sociali esistenti;
- *i principi economico-finanziari*: riaffermano il valore economico dell'acqua, quale risorsa esauribile, che richiede un uso efficiente e la definizione di un prezzo che rispetti gli assunti del "chi usa e chi inquina paga";
- *i principi di informazione e di partecipazione*: prevedono la presenza attiva nel processo decisionale degli utenti finali e la responsabilizzazione di tutti gli agenti presenti nel sistema.

Oltre al Piano e alla già descritta Legge dell'Acqua (n. 58/2005), le linee di azione del sistema trovano formalizzazione in due Piani strategici (PEAASAR I e II) e nel Programma Nazionale per l'Uso Efficiente dell'Acqua (PNUEA).

Il primo piano PEAASAR I (*Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais*), relativo al periodo di pianificazione 2000-2006, ha definito l'orientamento strategico del settore, relativamente a:

- riqualificazione ambientale;
- identificazione di soluzioni integrate;
- raggiungimento di un'elevata qualità del servizio;
- garanzia di sostenibilità del sistema.

Nel dettaglio il Piano si poneva l'obiettivo di garantire, in generale, il pieno rispetto della normativa nazionale e comunitaria e, in particolare, la disponibilità di acqua potabile al 95% della popolazione e il servizio di raccolta e trattamento delle acque reflue al 90% della popolazione, nel complesso e in ciascun sistema di fornitura.

Conseguentemente furono identificate due priorità fondamentali:

- in primo luogo, la necessità di individuare soluzioni integrate di tipo plurimunicipale in relazione ai bacini idrografici esistenti, integrando la fornitura di acqua potabile con la raccolta e il trattamento delle acque reflue;
- in secondo luogo, la necessità di adottare soluzioni di tipo imprenditoriale al fine di ottimizzare gli investimenti e garantire la sostenibilità futura del sistema.

Seguendo le indicazioni del Piano, sono stati creati 20 nuovi sistemi plurimunicipali relativi al segmento all'ingrosso (15 di fornitura di acqua potabile e di raccolta e trattamento delle acque reflue, due di sola fornitura d'acqua, e tre di sola raccolta e trattamento delle acque reflue), che si sono aggiunti agli 11 già esistenti. Al termine del periodo di pianificazione il livello di copertura nel segmento all'ingrosso è stato stimato pari al 93% nella fornitura di acqua e all'89% nella depurazione delle acque reflue, mentre nel segmento al dettaglio le percentuali di copertura si attestavano al 93% per la fornitura di acqua, al 76% per la raccolta delle acque residue e all'80% per la depurazione, risultando in questi due ultimi servizi circa il 10% inferiori rispetto al livello di copertura pianificato (PEAASAR, 2007).

Sotto il profilo tariffario, l'adozione di una gestione di tipo imprenditoriale ha richiesto la definizione di tariffe che assicurassero il recupero dei costi, ma che fossero al contempo socialmente accettabili ed eque: nel segmento all'ingrosso la tariffa media era compresa

nell'intervallo 0,40-0,50 euro per m³ sia per la fornitura sia per il trattamento delle acque reflue; nel segmento al dettaglio la maggior enfasi data alla capacità economica degli utenti ha favorito la diffusione di tariffe politiche che non assicuravano la copertura integrale dei costi stimati pari ad 1 euro al m³: pur essendo le tariffe raddoppiate dal 1995 al 2005, solo il 19% della popolazione nel segmento dell'acqua potabile e l'1% nel segmento della acque reflue usufruiva del servizio ad una tariffa che assicurava la copertura dei costi, denotando una situazione di insostenibilità economico-finanziaria del servizio e di impossibilità di garantire un buon livello di qualità dello stesso (Tab. 11).

Tab. 11 - *Popolazione servita per classi tariffarie*

| Classe | Acqua potabile | Acque reflue |
|----------------------------|----------------|--------------|
| < 0,20 €/m ³ | 0,2% | 30% |
| 0,20-0,40 €/m ³ | 4% | 46% |
| 0,40-1 €/m ³ | 77% | 22% |
| > 1 €/m ³ | 19% | 1% |

Fonte: PEAASAR II (2007)

Accanto alle difficoltà economico-finanziarie, il sistema deve affrontare problemi di natura strutturale, operativa ed ambientale, il cui superamento si pone alla base di PEAASAR II. Tale Piano delinea, per il periodo 2007-2013, tre macro obiettivi strategici, declinati poi in una pluralità di obiettivi operativi:

- l'universalità, la continuità e la qualità del servizio;
- la sostenibilità del settore;
- la protezione della salute pubblica e dell'ambiente.

Con riferimento al primo dei tre obiettivi strategici PEAASAR II si propone di servire il 95% della popolazione mediante il sistema di fornitura dell'acqua e il 90% mediante il sistema di raccolta e depurazione delle acque residue, di ottenere adeguati livelli di qualità del servizio misurati attraverso opportuni indicatori e di stabilire criteri appropriati per la definizione delle tariffe. La sostenibilità del settore deve invece essere raggiunta mediante il recupero integrale dei costi del servizio, l'ottimizzazione della gestione operativa, l'eliminazione delle inefficienze e la promozione dell'intervento privato a livello nazionale e locale. Infine, la tutela

dell'ambiente richiede di raggiungere gli obiettivi definiti dalla normativa nazionale e comunitaria, di garantire un approccio integrato nella prevenzione e nel controllo dell'inquinamento prodotto dalle attività umane e di aumentare la produttività e la competitività del settore attraverso soluzioni eco-efficienti. L'equilibrio tra sostenibilità economico-finanziaria degli operatori, sostenibilità ambientale e sostenibilità sociale viene, da ultimo, affidato alla politica tariffaria, che deve definire per tale risorsa un prezzo appropriato, equo, differenziato per settori e volumi di utilizzo e che ne assicuri un uso efficiente⁶⁸.

Infine, il Programma Nazionale 2012-2020 (PNUEA, *Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água*), che estende l'orizzonte temporale dei Piani precedenti, vuole ottimizzare l'uso dell'acqua, anche attraverso politiche non tariffarie, proponendo di:

- educare i cittadini, in particolare giovani e bambini, alla conservazione dell'acqua;
- rendere consapevoli cittadini e gestori dell'importanza di un uso efficiente dell'acqua;
- informare e formare gli operatori responsabili della progettazione e gestione dei sistemi di approvvigionamento e delle infrastrutture;
- ridurre le perdite di acqua;
- promuovere iniziative concrete sulla base di partenariati pubblico-privato;
- monitorare le azioni intraprese relative all'implementazione del Piano stesso.

Tali obiettivi di ordine generale vengono declinati in obiettivi particolari, con riferimento al settore domestico, agricolo e industriale, nonché vengono fissati indicatori per il monitoraggio annuale del livello di implementazione del Piano. In appendice al documento vengono proposti una serie di consigli per ridurre il consumo di acqua, promuovendone un uso razionale ed efficiente⁶⁹.

⁶⁸ A completamento della sintesi proposta dei due piani, si sottolinea che per PEAASAR I erano stati stimati investimenti per 6 miliardi di euro, per PEAASAR II per 7,63 miliardi di euro, da finanziare mediante fondi propri (capitale degli operatori), fondi stanziati dal programma di investimento e spesa dell'amministrazione centrale (PIDDAC), attraverso il Fondo Europeo per lo Sviluppo Regionale (ERDF), il Fondo di Coesione (CF) definito dalla politica europea di coesione e, infine, mediante la Banca Europea per gli investimenti.

⁶⁹ Tali consigli vengono sintetizzati nei seguenti sette suggerimenti (PNUEA, 2012):

1. Preferire una doccia rapida al bagno in vasca e chiudere il rubinetto mentre ci si insapona;
2. Non lasciare scorrere l'acqua mentre ci si lava i denti;
3. Non usare il wc come pattumiera;

Dall'analisi dei documenti di pianificazione strategica del settore emerge, dunque, come la sostenibilità dello stesso venga affidata ad una serie di interventi sul fronte della fornitura e sul fronte della domanda (Tab. 12).

Tab. 12 - *Principali interventi nazionali per la pianificazione del settore*

| Atto | Contenuto |
|---|--|
| Piano Nazionale dell'Acqua (Decreto legge n. 112/2002) | Definizione obiettivi di ordine economico, sociale e ambientale e individuazione di relativi mezzi e azioni |
| Legge n. 58/2005 – Lei da Água | Riconoscimento del valore economico, sociale e ambientale dell'acqua, declinato in tre ordini di obiettivi |
| Piano strategico 2000-2006 (PEAASAR I) | Definizione obiettivi di copertura del servizio Proposta di soluzioni integrate plurimunicipali e di integrazione dei servizi di fornitura di acqua potabile e di raccolta e trattamento delle acque reflue; Proposta di soluzioni di tipo imprenditoriale con revisione delle tariffe |
| Piani strategici 2007-2013 (PEAASAR II) | Definizione obiettivi di copertura del servizio e di sostenibilità economico-finanziaria, ambientale e sociale affidati alla politica tariffaria |
| Programma Nazionale per l'Uso Efficiente dell'Acqua 2012-2020 (PNUEA) | Proposta di una serie di politiche non tariffarie per un uso sostenibile della risorsa, riconducibili ad iniziative educative ed informative e di riduzione delle perdite |

Fonte Ns elaborazione

Nel dettaglio, sul primo versante viene affermata la rilevanza dell'ottimizzazione della gestione mediante forme di integrazione del servizio e mediante la promozione dell'intervento privato, nonché l'importanza di ridurre le perdite d'acqua e di prevenire e controllare l'inquinamento del settore. Sul versante della domanda, viene riconosciuta, soprattutto nel Programma Nazionale 2012-2020, la centralità del coinvolgimento dell'utente finale, mediante strategie educative ed informative, volte a garantire un uso sostenibile della risorsa. Le politiche tariffarie rappresentano, infine, il punto di incontro tra domanda ed offerta, dovendo garantire

-
4. Non lavare i piatti con acqua corrente;
 5. Utilizzare la lavatrice e la lavastoviglie solo a pieno carico;
 6. Controllare periodicamente le tubature al fine di verificare l'assenza di perdite;
 7. Utilizzare un secchio per il lavaggio della macchina evitando l'uso di acqua corrente.

la sostenibilità economico-finanziaria del settore e, al contempo, un uso equo e sostenibile della risorsa da parte dell'utente finale.

4.4 Il sistema tariffario

Le modalità di definizione della tariffa nel sistema portoghese risultano strettamente connesse ai differenti modelli di gestione esistenti. In particolare, prima della sostituzione dell'IRAR con l'ERSAR, nelle ipotesi di gestione diretta comunale e di servizi municipalizzati la responsabilità di definire le tariffe era posta in capo ai comuni, nelle società municipali tale compito spettava agli stessi comuni o al consiglio di amministrazione, mentre nelle partnership pubblico-privato la tariffa veniva approvata dall'assemblea generale su proposta del consiglio di amministrazione; infine, nelle concessioni la modalità di definizione e di aggiornamento delle tariffe era definita nello stesso contratto e l'IRAR poteva solo esprimere la propria opinione avente carattere, tuttavia, non vincolante. Il potere di quest'ultimo risultava maggiore nei sistemi regionali, nei quali il giudizio dell'Autorità era richiesto al fine del perfezionamento della tariffa, basata su un programma di investimento e sul budget della società, delineando un sistema cost-based in cui l'unico fattore incentivante era rappresentato dalle analisi comparative svolte dalla stessa Autorità (Massarutto, 2009; Marques, 2010).

Con il mutamento dell'IRAR in ERSAR, avvenuto nel 2009, e muovendo dalle difficoltà di intervento indotte dalla sovrapposizione delle competenze degli enti locali con quelle del governo centrale, i poteri dell'Autorità in materia tariffaria sono stati ampliati. L'ERSAR ha così acquisito competenza sul fronte della regolamentazione dei prezzi e, più in generale, della regolamentazione economica, non più limitata alle sole concessioni, ma estesa all'intero settore. In particolare, i comuni, che rappresentano la prevalenza degli operatori nel segmento della distribuzione, hanno mantenuto il potere di definizione delle tariffe, ma devono anch'essi inviare la loro proposta di prezzo all'Autorità per una valutazione, avente carattere non vincolante (Martins et al., 2013).

Le scelte dell'ERSAR in termini di regolamentazione economica del settore trovano formalizzazione in tre raccomandazioni: la n.1/2009, la n.1/2010 e la n.2/2010. La prima

muove dal riconoscimento di un'ampia disparità nelle tariffe applicate agli utenti finali, in entrambi i segmenti, acqua potabile e acque reflue, che non trova giustificazione tecnica ed economica né sotto il profilo della struttura né sotto il profilo del valore, e che fallisce nell'intento di orientare il consumatore verso un uso efficiente della risorsa e nel garantire la sostenibilità economica degli operatori, compromettendo, infine, l'universalità e la qualità del servizio. Viene conseguentemente sostenuta la necessità di una revisione approfondita delle tariffe, richiesta anche dalla normativa comunitaria, mediante una loro armonizzazione, comprensiva della semplificazione degli schemi a blocchi e dell'introduzione di tariffe sociali, finalizzate a garantire il recupero integrale dei costi, la sostenibilità degli operatori e l'equità nell'accesso alla risorsa. In particolare, il principio di recupero dei costi richiede che il prezzo della risorsa includa:

- la reintegrazione e l'ammortamento del valore delle immobilizzazioni impiegate nei servizi di fornitura;
- i costi operativi, relativi a materiali, approvvigionamento, manodopera ed esternalizzazione di servizi;
- i costi finanziari;
- altri costi connessi all'espletamento dell'attività, comprensivi delle tasse.

La Raccomandazione prevede che la tariffa sia composta di due parti, una parte fissa e una parte variabile, calcolata sulla base di quattro scaglioni di volume di consumo, e possa essere differenziata in base alla natura degli utenti, domestica e non, in base alla stagione, nell'ipotesi in cui vi siano variazioni significative delle domanda nei diversi periodi dell'anno, e in base al reddito o alla composizione delle famiglie. Infine, viene raccomandato che la bolletta rispetti il principio di trasparenza e sia facilmente comprensibile da parte dell'utente finale.

L'attenzione per i contenuti della bolletta diviene il tema centrale della Raccomandazione n.1/2010, che ne riconosce la natura di veicolo fondamentale per la comunicazione tra il gestore e l'utente: viene, in particolare, dichiarata la necessità che la fattura presenti un formato e un linguaggio semplice e chiaro che ne faciliti la lettura e la comprensione, e vengono elencati, tra gli elementi fondamentali che la stessa deve includere, i volumi consumati ripartiti per scaglioni di consumo, il prezzo unitario della parte variabile

differenziato per volumi di utilizzo e la spesa totale, oltre ad eventuali altre tasse connesse alla fornitura di servizi ausiliari. Inoltre, con periodicità annuale, devono essere fornite ulteriori informazioni, tra cui il livello di utilizzo del servizio negli ultimi 12 mesi, espresso in termini monetari e fisici, e, nel caso di utenti che gode di tariffa sociale, deve essere indicato il valore che avrebbe pagato in caso di assenza del beneficio.

Infine, la terza Raccomandazione, la n.2/2010, focalizza sui criteri di calcolo della tariffa, muovendo dalla considerazione di una situazione ancora caratterizzata da una notevole diversità nei prezzi applicati, non giustificata da differenti condizioni tecniche ed economiche. Alla base della definizione dei criteri che orientano il calcolo è posto il riconoscimento di due principi essenziali, quello di difesa degli interessi dei consumatori e del recupero dei costi, volti a garantire l'universalità e la sostenibilità del servizio. In relazione agli stessi viene riaffermata la necessità di tariffe composte da una componente fissa e da una componente variabile, quest'ultima crescente in relazione a quattro scaglioni di consumo⁷⁰; viene inoltre raccomandato l'applicazione di tariffe differenziate per tipologia di utenza, domestica e non, di tariffe sociali, per famiglie particolarmente disagiate, e di tariffe differenziate per famiglie numerose.

Le raccomandazioni, in particolare la n.1/2009 e la n.2/2010, hanno contribuito in modo significativo all'armonizzazione e alla semplificazione degli schemi tariffari applicati dai gestori, indipendentemente dal loro modello gestionale. Ciò nonostante le diversità nelle tariffe risulta essere ancora notevole, a causa del carattere non obbligatorio delle raccomandazioni. A dimostrarlo un recente studio compiuto da Martins et al. (2013) su un campione di 273 comuni (tasso di copertura pari al 98%) di cui sono stati osservati gli schemi di prezzo applicati a maggio 2011. Dall'analisi risultano notevoli differenze di spesa a fronte di analoghi volumi mensili di consumo, con tariffe più basse rinvenibili nelle regioni del Sud e tariffe più elevate nelle regioni di Lisbona e del Centro; in merito alla proposta di adozione di schemi tariffari a quattro blocchi per utenti domestici, è stato rilevato che la stessa è stata accolta dal

⁷⁰ Martins et al. (2013) sottolinea che il primo blocco, in un sistema tariffario a scaglioni crescenti, deve assicurare il volume necessario per soddisfare i bisogni primari e il prezzo deve essere tale da garantire l'accesso universale, il secondo e il terzo blocco devono garantire il recupero dei costi e il quarto deve, in particolare, disincentivare livelli di consumo eccessivamente elevati.

46,5% dei comuni, mentre il 10% utilizza uno schema con meno di quattro blocchi, il 28,4% a cinque, e il restante 15,2% a sei o più blocchi. Per gli utenti non domestici risulta prevalente la struttura tariffaria a due parti, con la parte fissa dipendente dal diametro del flussometro, come raccomandato dall'Autorità, pur sussistendo una parte dei comuni, il 16,8%, in cui la tariffa risulta interamente variabile. Infine, per quanto attiene all'applicazione di tariffe speciali, viene dimostrato che solo il 26,4% dei comuni ha previsto tariffe sociali per utenti anziani o disagiati, il 25,6% utilizza tariffe particolari per famiglie numerose e il 16,5% applica entrambe le tipologie; l'impiego di tariffe stagionali risulta ancora più limitato, essendo previste in tre comuni, che, contrariamente allo spirito della norma, sono situati in zone non caratterizzate da notevole scarsità della risorsa.

Nonostante il processo di semplificazione posto in essere, la complessità e la diversità degli schemi tariffari invia segnali confusi agli utenti, incapaci di comprendere la relazione che lega i volumi di consumo alla spesa per l'acquisto della risorsa: ne consegue la necessità di chiarire gli obiettivi connessi alla tariffa, al fine di definire un equilibrio tra efficienza ed equità, e affiancare al prezzo altri strumenti di gestione della domanda, aventi un maggiore potenziale educativo ed informativo, come suggerito dalla normativa comunitaria e dai piani e programmi nazionali (Martins e Fortunato, 2005; Martins e Moura e Sa, 2011).

Capitolo V

Le evidenze empiriche

SOMMARIO: 5.1 Le fonti – 5.2 Le caratteristiche del campione e prime evidenze – 5.3 I risultati – 5.4 Le limitazioni e le possibili ricerche future

5.1 Le fonti

Nei capitoli precedenti è stata illustrata la questione idrica, espressione indicativa di una situazione caratterizzata dalla scarsità di acqua e dal progressivo deterioramento della sua qualità. Muovendo da tale problema è stato evidenziato come, al fine di garantire la sostenibilità del settore e i più ampi obiettivi di natura economica, sociale ed ambientale connessi alla disponibilità della risorsa, sia necessario assicurare un suo uso efficiente e sostenibile. Le politiche per il risparmio idrico assumono dunque un'importanza crescente, essendo in grado, almeno potenzialmente, di orientare le scelte dell'utente finale. Tra gli strumenti di gestione della domanda è stata dimostrata la rilevanza delle campagne educative ed informative, utilizzate da sole o di concerto con gli altri strumenti: le stesse, infatti, agiscono sulle motivazioni dei consumatori influenzandone i comportamenti, supplendo all'inefficacia delle politiche di prezzo nel breve termine e delle tecnologie nel medio lungo termine. Definita la centralità delle campagne, si è osservata l'assenza di studi relativi al grado di diffusione dello strumento, ai soggetti che le pongono in essere e alle variabili operative ed ambientali che ne influenzano l'adozione. Al fine di colmare tali gap è stata realizzata un'indagine empirica, basata sui dati delle utility portoghesi, resi disponibili dalle attività di benchmarking condotte nel Paese, di cui analisi precedenti hanno evidenziato le performance, prevalentemente sul profilo dell'efficienza.

Le informazioni sui gestori portoghesi e sul relativo contesto di operatività sono state raccolte mediante la consultazione di diverse fonti. In primo luogo dal sito ADPA - Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas (www.apda.pt) - è stata ricavata la lista dei gestori e il relativo segmento di attività, con distinzione della vendita all'ingrosso di acqua potabile dalla distribuzione al dettaglio, e della raccolta delle acque reflue dalle attività di depurazione. Dalla stessa fonte sono inoltre stati attinti i dati, riferiti al 31 dicembre 2010, relativi alla popolazione servita dall'attività di vendita al dettaglio di acqua potabile, alla tariffa al metro cubo applicata dai gestori, calcolata su un consumo medio annuo di 120 metri cubi, e al modello di gestione caratterizzante l'operatore, con distinzione della gestione comunale, dei servizi municipalizzati, delle imprese municipali di proprietà comunale o statale, e delle concessionarie comunali o regionali, che sono state successivamente ricondotte a due categorie, ovvero la gestione diretta e la gestione indiretta.

La medesima fonte ha consentito di raccogliere, con riferimento a ciascun operatore, i dati relativi ai volumi di acqua prodotta e ai volumi venduti in metri cubi all'anno, con dettaglio di quelli destinati ad altri operatori e ai consumatori finali: queste informazioni sono state impiegate nel calcolo delle perdite, definite quale rapporto tra l'acqua prodotta al netto dell'acqua fatturata sul totale dell'acqua prodotta.

Dal sito ADPA sono, infine, stati desunti i dati relativi all'estensione dell'area servita, misurata in chilometri quadrati, e ai comuni di operatività; questi ultimi sono stati successivamente ricondotti ai 18 distretti del Portogallo continentale e alle isole Azzorre e Madeira, al fine di attribuire a ciascun gestore il dato relativo alla piovosità, definita come media annua di distretto dei millimetri di pioggia caduti dal 2005 al 2010, come risultanti, per ciascun anno, dagli annuari statistici della Regione Algarve (INE, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010 e 2011).

Dai siti internet dei gestori e dal Rapporto Annuale del settore dell'acqua e residui in Portogallo (ERSAR, 2010) sono state ricavate le informazioni relative alla proprietà, distinguendo le utility pubbliche da quelle partecipate da capitale privato (private o miste), e le informazioni sulla diversificazione del business, distinguendo le mono-utility, operanti nel solo settore dell'acqua potabile ed eventualmente nel settore fognatura, dalle multi-utility, che oltre alla gestione delle risorse idriche svolgono altre attività, quali, ad esempio, la raccolta e la

gestione dei rifiuti, le attività di trasporto o la gestione dei servizi cimiteriali. Come già accennato nel terzo capitolo, la distinzione degli operatori in base al grado di diversificazione del business è stata possibile solo per un sotto-campione di 65 unità, non potendo tale variabile essere oggetto di osservazione nei servizi in gestione diretta comunale a cui non è preposta una specifica unità organizzativa.

Infine, i siti internet dei gestori sono stati consultati anche per raccogliere le informazioni relative alle attività di promozione di campagne educative ed informative per il risparmio idrico⁷¹. In particolare è stata verificata la presenza di messaggi rivolti agli utenti e finalizzati a promuovere un uso sostenibile della risorsa: tali messaggi sono stati mappati ed è stata costruita una variabile di conteggio, indicativa del numero di messaggi prodotti da ciascun operatore, utilizzata come misura dell'intensità informativa della campagna e come proxy della sensibilità sociale ed ambientale del gestore.

5.2 Le caratteristiche del campione e prime evidenze

L'analisi empirica è stata condotta su un campione di 168 utility operanti nel segmento acqua potabile, con una copertura del 56%; è stato, inoltre, considerato un sub-campione di 65 utility, dal quale sono stati esclusi i gestori diretti comunali che erogano il servizio senza un'unità organizzativa preposta a tale funzione, in quanto all'impossibilità di attribuire agli stessi la qualifica di mono o multi utility e di valutare, conseguentemente, l'influenza della variabile diversificazione sulla propensione a promuovere campagne informative ed educative.

Le statistiche descrittive che emergono dall'analisi del campione mostrano la presenza di gestori aventi differenti peculiarità operative e che servono aree con diverse caratteristiche ambientali (Tab. 13, 14 e 15). In particolare, sotto il profilo dimensionale, viene confermata l'elevata frammentazione del settore, con il 50% degli operatori che servono ciascuno meno di 20.000 abitanti, nel quale realtà molto piccole, con un bacino di utenza di soli 2.000 abitanti,

⁷¹ La raccolta dei dati è avvenuta in un arco temporale ristretto, nei mesi di giugno e luglio 2013, al fine di garantire la comparabilità delle informazioni raccolte.

convivono con altre di più grandi dimensioni, con oltre 2,8 milioni di utenti. Anche l'estensione dell'area di operatività conferma queste differenze: ogni gestore serve in media un'area di 320 km², con un intervallo tuttavia compreso tra gli otto e gli oltre 1.700 km².

In merito alla proprietà viene confermata la prevalenza degli operatori pubblici, che costituiscono oltre l'85% del campione, risultando dunque la presenza di capitale privato, ammesso nel settore con la Riforma del 1993, ancora limitata. Anche sotto il profilo gestionale si osserva la ancora netta prevalenza di servizi erogati in gestione diretta comunale (il 73,21%) e la preferenza per modelli mono-business (il 73,85% del sub-campione), che limitano l'ambito di operatività dei gestori ai soli servizi idrici di distribuzione di acqua potabile ed, eventualmente, di raccolta e di depurazione delle acque reflue.

In merito alle scelte compiute dai gestori sul fronte della sostenibilità, le variabili tariffe e perdite mostrano posizioni differenziate: in particolare la tariffa, calcolata su un consumo di 120 m³ all'anno varia da un minimo di 25 centesimi di euro ad un massimo di 1,80 euro, con una media pari a 0,85 euro, che trova conferma nelle statistiche nazionali⁷²; il range di valori assunto dalle tariffe nel contesto portoghese è indicativo dell'attuazione di strategie diverse sul fronte della sostenibilità economico-finanziaria del settore e sul fronte della gestione della domanda, oltre che del non totale recepimento delle Raccomandazioni dell'Autorità. Per quanto riguarda le perdite, le stesse assumono valori compresi tra lo 0% e il 96%: nonostante la potenziale anomalia degli estremi dell'intervallo, si è optato per la non esclusione di osservazioni, in quanto la stessa sarebbe avvenuta su basi puramente discrezionali, sussistendo una certa continuità nei valori osservati; il valore medio del campione, pari al 39%, risulta di poco superiore alla media nazionale stimata, pari al 33%, percentuale ancora lontana dall'obiettivo del 15% da conseguirsi entro il 2020 (Plano Nacional da Água, DL 112/2002 del 17 aprile).

Tra le variabili ambientali, le precipitazioni confermano la presenza di condizioni climatiche differenti, dove distretti ad elevata piovosità, con oltre 1.200 millimetri di pioggia caduta annualmente, coesistono con altri particolarmente siccitosi, nei quali le precipitazioni sono

⁷² Si veda la tabella 11 a pagina 121 nella quale viene indicato che il 77% della popolazione usufruisce del servizio ad una tariffa compresa tra 0,40-1 €/m³.

inferiori ai 400 millimetri annui. La Tabella 15 presenta, infine, la distribuzione dei gestori per regioni di attività, le quali sono caratterizzate da condizioni socio-economiche, climatiche e territoriali differenti. In particolare la regione del Nord presenta una maggiore disponibilità di acqua e una notevole dispersione demografica; le zone del Centro e di Lisbona si caratterizzano per una più elevata densità demografica e per un maggiore sviluppo socio-economico; l'Alentejo e l'Algarve presentano, infine, una minore disponibilità di acqua e un elevato potenziale per il riutilizzo della risorsa (PEAASAR II, 2007).

Tab. 13 – *Le variabili esplicative continue*

| Variabili (N. 168; 56%) | media | mediana | Dev. Stand. | min | max |
|------------------------------------|-----------|-----------|-------------|----------|--------------|
| Pop | 79.464,49 | 19.995,00 | 310.515,65 | 1.924,00 | 2.825.444,00 |
| Km ² | 320,08 | 228,60 | 280,23 | 7,97 | 1.720,60 |
| Tariffa (120 m ³ /anno) | 0,85 | 0,83 | 0,32 | 0,25 | 1,80 |
| Perdite | 0,39 | 0,36 | 0,19 | 0,00 | 0,96 |
| Precip. media 2005-10 | 849,43 | 856,00 | 233,58 | 377,00 | 1.259,00 |

Fonte: Ns elaborazione

Tab. 14 – *Le variabili esplicative categoriche*

| Proprietà | N. | % | Gestione | N. | % | Diversificazione* | N. | % |
|---------------|-----|--------|-----------|-----|--------|-------------------|----|--------|
| Pubblici | 143 | 85,12 | Diretta | 123 | 73,21 | Mono | 48 | 73,85 |
| Privati-misti | 25 | 14,88 | Indiretta | 45 | 26,79 | Multi | 17 | 26,15 |
| Totale | 168 | 100,00 | Totale | 168 | 100,00 | Totale | 65 | 100,00 |

Fonte: Ns elaborazione

* Diversificazione definita su un sub-campione che esclude i gestori diretti comunali, privi di un'unità organizzativa preposta

Tab. 15 – *Le zone di operatività*

| Localizz. | N. | % |
|----------------|-----|--------|
| Nord | 52 | 30,95 |
| Centro | 34 | 20,24 |
| Lisbona region | 36 | 21,43 |
| Alentejo | 24 | 14,29 |
| Algarve | 12 | 7,14 |
| Isole | 10 | 5,95 |
| Totale | 168 | 100,00 |

Fonte: Ns elaborazione

Infine, in merito alla variabile dipendente, la mappatura preliminare ha portato a rilevare la presenza di messaggi esclusivamente informativi (Fielding et al., 2013) e finalizzati ad ottenere un'azione positiva da parte dell'utente finale (Howarth e Butler, 2004), riconducibili a:

1. chiudere il rubinetto mentre ci si lava;
2. preferire la doccia al bagno;
3. ridurre il gettito del water o tirare lo sciacquone il minor numero di volte possibile;
4. non usare il wc o il lavello come pattumiera;
5. lavare in lavastoviglie e in lavatrice a pieno carico e non lavare a mano singoli pezzi;
6. acquistare elettrodomestici e preferire programmi a basso consumo di acqua;
7. usare la minima quantità di detergente necessaria;
8. controllare la tenuta di rubinetti e valvole;
9. applicare riduttori di flusso ai rubinetti;
10. scopare i pavimenti prima di lavarli;
11. lavare la macchina usando un secchio o preferire il lavaggio automatico;
12. raccogliere e riutilizzare l'acqua quando possibile;
13. annaffiare piante e fiori al mattino presto o alla sera;
14. preferire piante autoctone, coprire il terreno con corteccia, annaffiare meno frequentemente e più intensamente;
15. lavare frutta e vegetali in un contenitore, cucinare a vapore o a microonde invece di bollire, chiudere il rubinetto centrale dell'acqua in caso di lunghe assenze, controllare periodicamente il contatore per limitare le perdite, non bagnare la strada di fronte casa, controllare i filtri e coprire la piscina: questi messaggi sono stati ricondotti ad una sola categoria, in quanto usati meno frequentemente, essendo ciascuno presente in meno di 8 operatori.

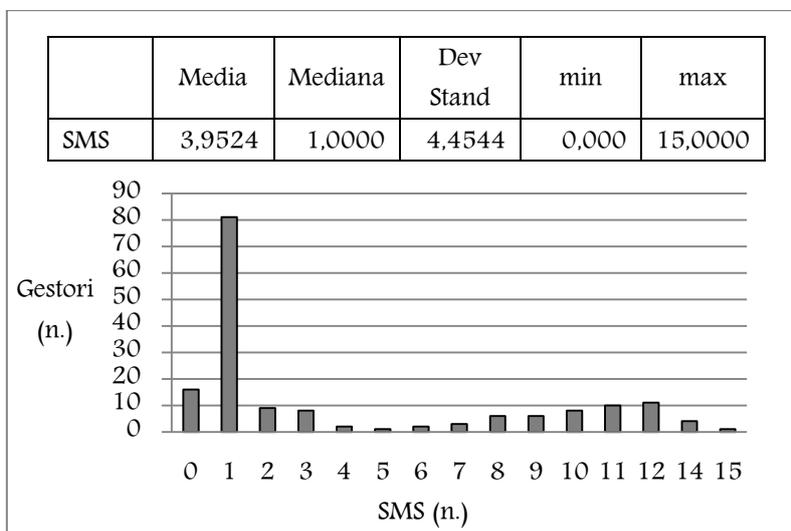
Si è inoltre osservata la presenza nella home page del sito di un link o di informazioni sull'uso sostenibile dell'acqua, della parola "sostenibilità" o "educazione ambientale", di un bilancio di sostenibilità e di eventuali altre informazioni, oltre a quelle sopra elencate, sull'uso sostenibile della risorsa.

I messaggi informativi mappati risultano rivolti all'utente domestico, mentre non vi è riferimento agli altri usi della risorsa che, come visto, hanno tuttavia un'incidenza non irrilevante nella determinazione del consumo totale di acqua⁷³. Il conteggio di tali messaggi ha consentito di costruire la variabile SMS, che nel campione assume valori compresi tra zero e 15 messaggi, a fronte di un massimo potenziale di 19 messaggi, intervallo indicativo della diversa propensione dei gestori a promuovere un uso sostenibile della risorsa. In media il numero di messaggi proposti nei siti dei gestori risulta pari a quattro e il 50% dei gestori presenta zero o un solo messaggio di sostenibilità: questa prima evidenza porta ad affermare la presenza di un ampio numero di operatori che non effettua campagne per il risparmio idrico o che, al più, dà un'informazione di tipo spot e consente di rispondere alla prima domanda di ricerca mostrando come la promozione di un uso sostenibile della risorsa non sia una prassi diffusa e consolidata nel settore.

La presenza, tuttavia, di posizioni sufficientemente differenziate, con una distribuzione che approssima quella di Poisson, consente di avviare la seconda parte dell'analisi relativa all'influenza delle caratteristiche ambientali ed operative sopra descritte sulla propensione dei gestori a promuovere campagne informative ed educative per il risparmio idrico (Fig. 11).

⁷³ Come indicato nella nota n. 3 pagina 16, tra gli usi alternativi della risorsa, quelli attribuibili al settore agricolo ammontano al 70%-80% dell'acqua estratta e sono in crescita a causa dell'aumento della domanda di derrate alimentari; l'incidenza del settore industriale risulta pari al 20% dei consumi totali (compresa l'acqua utilizzata per la produzione di energia che per il 95% viene comunque restituita all'ambiente), mentre l'uso domestico, in crescita in relazione all'aumento della popolazione e ad altre istanze di natura sociale, incide sui consumi di acqua per circa il 10%. Da considerare infine gli altri usi in loco, che pur non consumando la risorsa, possono concorrere spesso al deterioramento della sua qualità (UNESCO, 2009).

Fig. 11 – I messaggi informativi ed educativi: statistiche descrittive e distribuzione di frequenza



Fonte: Ns elaborazione

5.3 I risultati

Dimostrata la presenza di campagne educative ed informative per un uso efficiente della risorsa aventi una diversa intensità informativa ed evidenziata l'esistenza di differenti caratteristiche degli operatori, derivanti da specifiche scelte gestionali compiute dagli stessi o relative all'ambiente di operatività, risulta possibile indagare l'influenza esercitata da queste ultime sulle prime. In altri termini, il grado di differenziazione che sussiste tra i gestori consente di valutare l'esistenza di una relazione causale tra le caratteristiche endogene ed esogene degli operatori e la loro propensione a promuovere campagne per un uso efficiente e sostenibile delle risorse idriche.

I risultati dell'analisi empirica, ottenuti mediante la regressione di Poisson, vengono presentati nella Tabella 16, in cui i parametri di regressione sono proposti nella forma di IRR, e nella Tabella 17, che mostra i coefficienti β , espressivi della relazione che lega ciascuna variabile indipendente al logaritmo naturale del numero di messaggi ricevuti nei siti internet dei gestori. In entrambe le tabelle vengono proposti due modelli: il primo (Modello 1) definito sul sub-campione di 65 gestori, che esclude i servizi erogati direttamente dal comune senza

un'unità dedicata, e il secondo (Modello 2) relativo al campione esteso di 168 unità; i due modelli differiscono per una variabile esplicativa, includendo il primo la diversificazione degli operatori, che porta a distinguere gli operatori mono dai multi business, e il secondo la modalità di gestione, diretta o indiretta.

Tab. 16 – *Stime con la regressione di Poisson - Variabile dipendente: SMS*

| Modello 1a Sub-campione (N=65) | | | Modello 2a Campione (N=168) | | |
|-----------------------------------|-----------|-----------|--------------------------------|-----------|-----------|
| SMS | IRR | Std. Err. | SMS | IRR | Std. Err. |
| Pop | 0,6763** | 0,1109 | Pop | 0,7069** | 0,0998 |
| Pub | 2,1863*** | 0,3250 | Pub | 2,0647*** | 0,3062 |
| Multi | 0,6463*** | 0,1066 | Gest_ind | 2,1935*** | 0,2535 |
| Tariffa | 0,8327 | 0,1879 | Tariffa | 0,9453 | 0,1323 |
| Perdite | 0,1301*** | 0,0744 | Perdite | 0,5958** | 0,1456 |
| Km ² | 1,0751*** | 0,0260 | Km ² | 1,0419*** | 0,0152 |
| Precip. | 0,7114 | 0,2412 | Precip. | 0,9748 | 0,2307 |
| Zone | | | Zone | | |
| Centro | 0,5856** | 0,1333 | Centro | 1,3662*** | 0,1632 |
| Lisbona region | 0,6566** | 0,1092 | Lisbona region | 1,5997*** | 0,2094 |
| Alentejo | 0,4932** | 0,1721 | Alentejo | 1,1051 | 0,1922 |
| Algarve | 1,1873 | 0,3543 | Algarve | 1,1394 | 0,2356 |
| Isole | 0,9710 | 0,2282 | Isole | 1,8225*** | 0,3093 |
| cons | 5,1138*** | 2,5223 | cons | 0,7438 | 0,3235 |

Fonte: Ns elaborazione

Pop. in milioni di ab., Km² in centinaia e Precip. in migliaia di mm

***Significativo all'1%, **Significativo al 5%, *Significativo al 10%

Muovendo dalle caratteristiche endogene e, in particolare dalla prima variabile, entrambi i modelli concordano nell'evidenziare una relazione negativa tra la *popolazione servita* e il numero di messaggi di sostenibilità prodotti dall'operatore (IRR minore di 1 e β negativo, entrambi significativi, in tutti e due i modelli). Contrariamente a quanto ipotizzato (H_1), dunque, sono i gestori idrici di piccole dimensioni a risultare più inclini a promuovere la riduzione dei consumi mediante l'uso delle campagne. Tale conclusione contrasta con le evidenze degli studi precedenti, i quali hanno dimostrato come operatori di dimensioni maggiori, che godono di economie di scala, con cui far fronte ai costi della campagna, e che dispongono di personale da dedicare a tale funzione, promuovano maggiormente programmi

ambientali volontari e campagne per un uso efficiente della risorsa (Videras e Alberini, 2000; Khanna, 2001; Hughes, 2012; Romano et al., 2013 b e c).

Tab. 17 – *Stime con la regressione di Poisson - Variabile dipendente: log_e SMS*

| Modello 1b Sub-campione (N=65) | | | Modello 2b Campione (N=168) | | |
|-----------------------------------|------------|-----------|--------------------------------|-----------|-----------|
| Log _e SMS | β | Std. Err. | Log _e SMS | β | Std. Err. |
| Pop | -0,3912** | 0,1640 | Pop | -0,3468** | 0,1411 |
| Pub | 0,7822*** | 0,1486 | Pub | 0,7250*** | 0,1483 |
| Multi | -0,4365*** | 0,1650 | Gest_ind | 0,7855*** | 0,1155 |
| Tariffa | -0,1831 | 0,2256 | Tariffa | -0,0562 | 0,1399 |
| Perdite | -2,0395*** | 0,5719 | Perdite | -0,5179** | 0,2444 |
| Km ² | 0,0724*** | 0,0242 | Km ² | 0,0411*** | 0,0146 |
| Precip. | -0,3405 | 0,3391 | Precip. | -0,0255 | 0,2367 |
| Zone | | | Zone | | |
| Centro | -0,5351** | 0,2276 | Centro | 0,3121*** | 0,1195 |
| Lisbona region | -0,4207** | 0,1664 | Lisbona region | 0,4698*** | 0,1309 |
| Alentejo | -0,7068** | 0,3490 | Alentejo | 0,0999 | 0,1739 |
| Algarve | 0,1717 | 0,2984 | Algarve | 0,1305 | 0,2067 |
| Isole | -0,0294 | 0,2351 | Isole | 0,6002*** | 0,1697 |
| cons | 1,6319*** | 0,4932 | cons | -0,2959 | 0,4350 |

Fonte: Ns elaborazione

Pop. in milioni di ab., Km² in centinaia e Precip. in migliaia di mm

***Significativo all'1%, **Significativo al 5%, *Significativo al 10%

Il maggior numero di messaggi proposti dai piccoli gestori, che richiederebbe di approfondire, nel sistema in esame, il legame tra la dimensione e le altre variabili, quali ad esempio la proprietà, può essere considerato segnale della loro maggior attenzione alle questioni ambientali e sociali e, conseguentemente, della loro performance sotto tali profili. Il risultato così conseguito può essere posto a confronto con gli studi sulla relazione esistente tra dimensione e performance economica degli operatori, che, nel contesto portoghese, hanno evidenziato il possibile conseguimento di economie di scala connesse alla crescita dimensionale dei gestori (Martins et al., 2006; Correira e Marques, 2011; Marques e De Witte, 2011). La dimensione agisce dunque in maniera differente sui diversi profili di performance, essendo i gestori più piccoli meno efficienti sul versante economico, ma più attenti alle problematiche sociali ed ambientali connesse all'attività svolta.

Anche la *proprietà* influenza le politiche di sostenibilità: il numero di messaggi dei gestori idrici a capitale pubblico risulta infatti maggiore, in entrambi i modelli, rispetto a quello dei gestori a capitale privato o misto. Conformemente a quanto atteso (H_2), questi ultimi, presentando un maggior orientamento al profitto, risultano meno inclini all'adozione di campagne per la riduzione dei consumi della risorsa, in quanto un calo della domanda si rifletterebbe in una diminuzione dei ricavi delle vendite e, dunque, dei risultati economici, già gravati dai costi sostenuti per la campagna. Il risultato ottenuto conferma quanto evidenziato da studi precedenti in merito all'influenza della proprietà sull'intensità informativa delle campagne per un uso sostenibile della risorsa (Romano et al., 2013 b e c) e sulla più generale attitudine alla conservazione delle risorse idriche e alla tutela dell'interesse pubblico (Haughton, 1998; Howarth, 1999; Hall e Lobina, 2004; Bakker, 2005; Honey-Rosés, 2009; Kallis et al., 2010; da Cruz e Marques, 2012). Ne consegue che la gestione delle risorse idriche non può essere interamente rimessa al privato, a causa della sua minore attenzione alle questioni inerenti alla conservazione della risorsa, risultando il ruolo del pubblico essenziale al fine di promuovere specifici strumenti per la salvaguardia della stessa e al fine di garantire una maggiore accountability del sistema.

Gli effetti della proprietà sulla promozione di politiche per il risparmio idrico completano il quadro relativo all'influenza di tale variabile sulle performance degli operatori: in particolare i gestori pubblici portoghesi presentano, rispetto ai privati, una migliore performance ambientale e sociale, approssimata nel presente studio dall'intensità informativa delle campagne condotte, mentre gli effetti della proprietà sulla performance economico-finanziaria non emergono con chiarezza dagli studi precedenti, che riportano risultati contrastanti e tali da non giustificare l'accesso del capitale privato neppure su questo fronte (Marques, 2008; Correira e Marques, 2011; da Cruz e Marques, 2011).

Anche la variabile *diversificazione* influenza l'intensità delle campagne informative. In particolare, come risultante dal Modello 1 definito sulla base del sub-campione di 65 unità, gestori multi-business sono meno inclini alla promozione di un uso efficiente dell'acqua mediante la diffusione di messaggi per il risparmio idrico attraverso il proprio sito web. L'ipotesi H_{3a} e gli assunti posti alla base della stessa risultano così verificati, confermando le

evidenze empiriche di studi precedenti (Romano et al., 2013 b e c): la focalizzazione in un solo business rende i gestori più consapevoli della gravità del problema idrico e più sensibili alla promozione di un uso efficiente della risorsa.

Se diversi studi convergono nel dimostrare, sul fronte dell'efficienza, la presenza di economie di scopo connesse all'erogazione congiunta di più servizi (Lynk, 1993; Hunt e Lynk, 1995; Fraquelli et al., 2004; Guerrini et al., 2011; Guerrini et al., 2013), i risultati qui ottenuti in merito alla relazione che sussiste tra la diversificazione del business e l'assunzione di un atteggiamento attivo verso la promozione del risparmio idrico portano, al contrario, a preferire modelli mono-business⁷⁴. In altri termini, mentre modelli multi-business presentano una migliore performance economico-finanziaria, modelli mono-business evidenziano una più marcata sensibilità verso le questioni ambientali e sociali.

Nel Modello 2 la variabile diversificazione è stata sostituita con quella relativa al *modello gestionale*, mostrando che gestori che erogano il servizio in modalità indiretta presentano un maggior numero di messaggi per la promozione del risparmio idrico (in media 2,19 messaggi in più rispetto agli operatori in gestione diretta, come indicato dall'IRR). Ciò porta a confermare l'ipotesi H_{3b} che muove dagli stessi assunti della precedente: operatori in gestione indiretta, analogamente agli operatori mono-business, focalizzano su una sola attività o su un numero ristretto di attività che li porta ad avere una maggiore attenzione verso le tematiche di sostenibilità non strettamente economica del relativo settore di operatività; per converso, l'intensità delle campagne informative risulta minore nell'ipotesi di servizi erogati direttamente dagli enti locali in quanto le numerose funzioni svolte sono tali da distogliere gli stessi, almeno in parte, dalle questioni inerenti il problema idrico.

⁷⁴ I risultati ottenuti sul fronte della gestione della domanda in relazione alla diversificazione del business non sono posti a confronto con i risultati degli studi portoghesi relativi al conseguimento di economie di scopo, in quanto questi ultimi hanno adottato una diversa accezione di diversificazione, considerando multi-utility i gestori che operano al contempo nel segmento acqua potabile e nel segmento acque reflue; queste analisi mostrano la sussistenza di economie di scopo solo fino alla soglia minima di efficienza (Martins et al., 2006) e la presenza di diseconomie di scopo giustificate sulla base della minore specializzazione e del più alto costo del lavoro (Correira e Marques, 2011; Marques e De Witte, 2011).

L'evidenza qui ottenuta contrasta con quanto dimostrato da studi precedenti, dai quali emerge che la performance sociale degli operatori, misurata tuttavia mediante variabili differenti, quali il prezzo e la qualità del servizio, è migliore nell'ipotesi di gestione diretta (Silvestre, 2012) e che modelli gestionali alternativi disincentivano i gestori dal perseguimento di obiettivi sociali ed ambientali, influenzando sul tipo e sull'estensione dei programmi finalizzati al risparmio idrico (Furlong e Bakker, 2010).

Infine, anche dal confronto tra la performance sociale ed ambientale e quella economica emergono risultati divergenti: mentre operatori in gestione indiretta presentano una maggiore sensibilità relativamente alla promozione del risparmio idrico, come evidenziato dalla presente analisi, gestori che erogano il servizio in modalità diretta mostrano invece una migliore performance sul versante della produttività (da Cruz e Marques, 2011).

Passando dalle caratteristiche dei gestori, all'uso congiunto di più strumenti di gestione della domanda, la presente analisi ha indagato la relazione che sussiste tra *politiche di prezzo* e politiche educative, mostrando come a tariffe più elevate corrisponda un minor numero di messaggi per un uso sostenibile della risorsa prodotti mediante i siti web dei gestori, ottenendo un risultato simile a quello evidenziato da analisi precedenti (Romano et al, 2013 b e c). La non significatività di tale legame porta, tuttavia, a ritenere l'ipotesi H_4 non verificata e a sostenere che le politiche di prezzo e le campagne sono usate, nel contesto portoghese, sia come strumenti alternativi sia come strumenti complementari. In altri termini l'assenza di una relazione significativa nell'uso dei due strumenti porta a presumere che gestori che promuovono campagne ad alta intensità informativa convivono con altri che usano il solo strumento del prezzo e con altri ancora che azionano entrambe o nessuna delle due leve. Il risultato ottenuto conferma la natura complessa della relazione esistente tra tariffe e campagne e come la stessa sia mediata anche da altri fattori; del resto lo stesso prezzo è influenzato da numerose variabili, relative sia a caratteristiche dei gestori sia a caratteristiche ambientali (Romano et al. 2013 a), nonché, infine, nello specifico sistema portoghese, dal differente grado di recepimento delle Raccomandazioni dell'Autorità.

Tra le scelte dei gestori, quella relativa alla riparazione delle infrastrutture assume notevole rilevanza in quanto condiziona il livello di spreco e, dunque, la disponibilità futura della

risorsa. In particolare, nell'analisi qui condotta, si è scelto di analizzare la relazione che sussiste tra le *perdite* dei gestori e il numero di messaggi per il risparmio idrico presenti nei relativi siti internet: entrambi i modelli concordano nell'evidenziare l'esistenza di un legame negativo, che porta ad affermare come gestori che presentano perdite minori realizzino campagne aventi un maggior potenziale informativo ed educativo. Questo risultato, confermando quanto ipotizzato (H_5), è tanto più rilevante se si considera che le perdite e le campagne possono essere ritenute espressive delle politiche poste in essere, rispettivamente, sul fronte della fornitura e sul fronte della domanda. Emerge dunque una certa concordanza tra le azioni realizzate che porta a ribadire la complementarità della gestione sui due diversi fronti (Brooks, 2006) e a sottolineare lo sforzo di interiorizzazione dei principi e degli obiettivi definiti dalla Direttiva Quadro sulle Acque. Infine, tale concordanza è indicativa di come lo strumento delle campagne non sia implementato con la sola finalità di ottenere un certo livello di consenso e, dunque, di legittimazione ad operare, quanto il suo uso sia da ritenersi espressione di una ben più profonda strategia aziendale, finalizzata a salvaguardare una risorsa scarsa e a garantire la sostenibilità del settore.

Tra le variabili ambientali, relative alle aree geografiche di operatività, nel modello esplicativo dell'intensità informativa delle campagne sono state incluse l'estensione dell'area servita, la piovosità e la regione di attività, in quanto all'influenza esercitata dalle stesse sulla domanda di acqua e sulla performance degli operatori.

In merito all'*estensione dell'area servita*, entrambi i modelli concordano nel dimostrare che tale variabile influenza positivamente il numero di messaggi prodotti nei siti web dei gestori⁷⁵. In altri termini, sono i gestori che operano in aree più vaste a promuovere campagne, per un uso efficiente della risorsa, caratterizzate da un maggior sforzo informativo.

Tale evidenza nega dunque quanto ipotizzato in sede di definizione del disegno di ricerca (H_6), dato che vaste zone, a parità di popolazione servita, si caratterizzano per una minore densità demografica, alla quale sono associate diseconomie di densità, di utenza e di output, e perdite

⁷⁵ Si precisa che l'estensione dell'area servita non può essere considerata una misura alternativa alla popolazione del profilo dimensionale del gestore: a conferma di tale osservazione la presenza di un coefficiente di correlazione negativo (-0,11) e non significativo (p value uguale a 0,14).

più contenute connesse al minor sfruttamento degli impianti, alla più bassa pressione con cui l'acqua viene pompata nelle tubature e alla maggior facilità con cui procedere agli interventi di riparazione. Tale risultato conferma dunque quanto osservato sul fronte delle perdite⁷⁶, mentre trova una minore giustificazione sul versante dei costi, in relazione alle diseconomie di densità associate a gestori che operano in aree relativamente ampie e scarsamente popolate.

In sintesi, dunque, zone ad alta densità si caratterizzano per la presenza di gestori che non disincentivano i consumi, favorendo per converso un uso intensivo della risorsa; al contrario, gestori che operano su vaste aree, ma meno densamente popolate, promuovono maggiormente un uso efficiente della risorsa.

In merito alla *piovosità*, il coefficiente espressivo del legame tra i millimetri di pioggia annui e il numero di messaggi per il risparmio idrico è, in entrambi i modelli, negativo, ma non significativo. Non sussiste dunque evidenza di un'influenza significativa tra le condizioni climatiche e l'intensità informativa, risultando l'ipotesi H_7 non verificata. Ciò contrasta con quanto dimostrato da studi precedenti dai quali è emerso che le campagne per un uso efficiente della risorsa sono promosse soprattutto in zone a bassa piovosità, dove la domanda di acqua risulta particolarmente elevata (Romano et al., 2013 b e c).

Nel contesto portoghese, non sussistendo una relazione significativa tra piovosità e numero di messaggi, sembra possibile concludere che le campagne non sono intese quale leva per ridurre la domanda in zone particolarmente siccitose caratterizzate da consumi elevati, quanto piuttosto come uno strumento volto a sensibilizzare gli utenti indipendentemente dal loro attuale comportamento di consumo, favorendo la diffusione di atteggiamenti positivi verso il risparmio idrico, in grado di orientare le scelte e le abitudini del consumatore in un orizzonte temporale di breve e di medio-lungo termine. Infine, l'assenza di una relazione significativa tra la piovosità e l'intensità informativa delle campagne porta ad evidenziare come la scarsità delle risorse idriche non sia intesa dai gestori quale questione confinata in zone specifiche,

⁷⁶ Come descritto al punto precedente, gestori che registrano minori perdite sul fronte della fornitura presentano un maggior numero di messaggi di sostenibilità, indicativi della più marcata propensione a promuovere campagne per il risparmio idrico.

quanto un problema di ordine maggiore, che richiede una consapevolezza diffusa e una gestione integrata anche sotto il profilo territoriale.

Nonostante tale considerazione, alcune differenze si riscontrano con riferimento alle *zone* di attività, identificate con le sei regioni in cui viene ripartito il territorio portoghese sulla base di caratteristiche geografico-territoriali, demografiche e socio-economiche. In relazione a questa variabile si osservano differenze significative nei risultati ottenuti mediante i due modelli, da attribuirsi alla diversa numerosità del campione, che porta a preferire il secondo modello in quanto il relativo campione è maggiormente rappresentativo del contesto portoghese. Da tale modello emerge che, rispetto al Nord, tutte le regioni si caratterizzano per la presenza di gestori che promuovono campagne più intense per un uso sostenibile della risorsa, tuttavia solo nelle regioni di Lisbona e del Centro e nelle isole, la relazione risulta statisticamente significativa. Si può dunque concludere che non sono le temperature elevate e la scarsità della risorsa proprie delle regioni dell'Algarve e dell'Alentejo a giustificare la maggiore propensione dei gestori alla promozione di un uso efficiente dell'acqua, quanto la presenza di particolari condizioni socio-economiche che caratterizzano gli stili di vita, influenzando anche le modalità e l'intensità di impiego della risorsa. In altri termini, i risultati ottenuti sembrano dimostrare che non sono i maggiori consumi indotti da particolari condizioni climatiche a spiegare l'intervento dei gestori sul fronte della domanda, quanto piuttosto i maggiori consumi connessi a migliori condizioni socio-economiche, che avendo carattere più discrezionale possono influenzare favorevolmente anche il successo della campagna.

5.4 Le limitazioni e le possibili ricerche future

Numerose sono le limitazioni del presente studio, che consentono di individuare possibili spazi per ricerche future. Un primo limite è connesso al canale di comunicazione analizzato, essendo state considerate le sole campagne educative ed informative condotte mediante il web, escludendo di fatto altre forme di comunicazione basate sull'impiego di mezzi diversi, quali ad esempio la bolletta, i volantini o altri prospetti cartacei inviati agli utenti, la proposta di incontri educativi e formativi, eventualmente differenziati per categorie di consumatori, sulla

base della fascia di età o della tipologia d'uso, o infine gli annunci pubblici mediante programmi o spot televisivi e radiofonici. Partendo da tale limite, ricerche future potranno ampliare la prospettiva di analisi considerando l'impiego alternativo o congiunto, da parte dei gestori, di diversi canali di comunicazione con i quali promuovere un uso efficiente della risorsa anche in ambiti diversi da quello domestico, confermando o negando i risultati del presente studio. In relazione al canale di comunicazione utilizzato, si sottolinea inoltre l'assenza di studi empirici che dimostrino l'efficacia di mezzi alternativi: ulteriori analisi dovranno dunque, in primo luogo, mostrare gli effetti sulla domanda della promozione del risparmio idrico mediante campagne on-line, e confrontare poi gli stessi effetti con quelli derivanti dall'impiego di altri canali.

Un secondo limite attiene alla variabile indipendente, utilizzata quale proxy dell'intensità informativa delle campagne e quale misura del profilo di sostenibilità ambientale e sociale degli operatori del settore. La scelta in merito all'utilizzo di tale variabile è stata dettata dalla volontà di non limitare la valutazione alla sola presenza delle campagne, ma di dare una misura del grado di differenziazione delle stesse; inoltre, non essendo stato possibile distinguere le campagne sulla base del contenuto dei messaggi, in quanto, laddove presenti, la mappatura preliminare ne ha evidenziato una sostanziale uniformità, si è optato per una valutazione dell'ampiezza delle campagne, che è stata approssimata mediante il numero di messaggi prodotti. Se tale scelta si giustifica alla luce di analisi precedenti (Romano et al., 2013 b e c), permane comunque da dimostrare l'esistenza di un legame tra il numero di messaggi e l'efficacia delle campagne.

Dubbi ulteriori emergono in merito all'uso della variabile quale misura del profilo di sostenibilità ambientale e sociale degli operatori, comprendendo quest'ultimo aspetti diversi che possono essere colti mediante misure di performance non tanto alternative, quanto piuttosto complementari rispetto a quella qui impiegata. Approssimare il profilo di sostenibilità ambientale e sociale con una sola misura di performance relativa ad una peculiare modalità di gestione della domanda può infatti essere considerato riduttivo, essendo necessario includere nell'analisi anche numerosi altri aspetti, quali ad esempio la qualità del bene distribuito e del servizio offerto, gli impatti ambientali dell'attività svolta, e, in generale,

la qualità dei rapporti e il grado di soddisfacimento dei diversi stakeholder. Tali indicatori potranno essere considerati singolarmente o trovare sintesi in un unico indice, da confrontarsi infine, non solo con le variabili di influenza, operative ed ambientali, ma anche con la performance economica degli operatori, data la natura aziendale dell'attività svolta.

Ulteriori limiti sono rinvenibili con riferimento alle variabili esplicative e, in particolare, in relazione all'uso delle regioni come proxy di differenti caratteristiche aventi molteplice natura, economico-sociale, demografica, climatica e territoriale: l'utilizzo di una sola variabile a cui sono associati più fattori non consente, infatti, di discriminare in merito all'influenza di ciascuno di essi sulla variabile dipendente. E' dunque necessario disaggregare la variabile zone in numerose altre che consentano di rappresentare ciascun fattore ritenuto potenzialmente in grado di influenzare l'attitudine dei gestori a promuovere campagne per il risparmio idrico.

Oltre al canale di comunicazione scelto e alle variabili, un ulteriore limite della presente analisi è attribuibile al metodo utilizzato, che se da un lato ha consentito di discriminare le determinanti dell'intensità informativa delle campagne, dall'altro non permette di identificare le reali motivazioni sottostanti alle scelte dei gestori, che, attraverso la definizione di opportune domande di ricerca e l'impiego di un'adeguata metodologia qualitativa, potranno essere oggetto di approfondimento in analisi future.

Considerazioni conclusive

Il presente lavoro muove dall'analisi del problema idrico e ne propone una trattazione in un'ottica aziendale. La scarsità della risorsa, la presenza di usi concorrenti e di istanze ed obiettivi economici, sociali ed ambientali, che ne condizionano il processo di allocazione, portano a qualificare l'acqua quale bene economico, sociale ed ambientale.

La natura del bene influenza le caratteristiche del settore che, negli ultimi decenni, è stato oggetto di numerosi interventi normativi, finalizzati ad incrementare il livello di efficienza nell'erogazione del servizio mediante una sua riorganizzazione e a salvaguardare la risorsa mediante l'adozione di un approccio gestionale integrato. Quest'ultimo, promosso dalla politica idrica europea, si basa sull'identificazione di bacini idrografici comuni a più stati e sul riconoscimento dell'esistenza di usi alternativi dell'acqua e del suo legame con le altre risorse, di esternalità nell'uso e nella gestione del bene che, congiuntamente, richiedono la collaborazione tra gli stati e l'adozione di una logica intertemporale che consideri i bisogni delle generazioni future.

Il concetto di integrazione assume, infine, un'accezione partecipativa in quanto il disegno di politiche pubbliche e la loro successiva interiorizzazione nei sistemi aziendali dei gestori idrici non è sufficiente a garantire la sostenibilità del settore, essendo necessario il coinvolgimento dell'utente finale che, mediante un uso efficiente e sostenibile, concorre attivamente al conseguimento dei più ampi obiettivi di natura economica, sociale ed ambientale connessi alla disponibilità della risorsa.

Ne consegue la necessità di porre in essere policy per il risparmio idrico sul fronte della domanda che, data la peculiarità del bene in questione, può essere gestita mediante più strumenti, quali il prezzo, le restrizioni e i razionamenti, le tecnologie conservative e le campagne educative ed informative. Il confronto delle diverse leve, condotto mediante l'analisi della letteratura antecedente, ha fatto emergere la rilevanza delle campagne, quale strumento capace di indurre un cambiamento nei comportamenti del consumatore, che assume

consapevolezza della gravità della questione idrica e dell'importanza delle sue azioni ai fini della tutela della risorsa. Le campagne, oltre a supplire all'inefficacia del prezzo nel breve termine e delle tecnologie nel medio lungo termine e a rafforzare gli effetti dei programmi obbligatori, si presentano come uno strumento efficiente ed equo, in quanto ai bassi costi di promozione e controllo e al contributo dato per il conseguimento di una condizione di equità intergenerazionale.

Dimostrata l'essenzialità delle campagne, il presente lavoro ha proposto una nuova prospettiva di analisi, indagando la propensione dei gestori alla promozione di messaggi per il risparmio idrico e i potenziali fattori di influenza. L'analisi empirica condotta nel contesto portoghese ha dimostrato, in primo luogo, la scarsa attitudine dei gestori a promuovere campagne per un uso sostenibile della risorsa e, in secondo luogo, la presenza di variabili operative ed ambientali che condizionano l'intensità informativa delle stesse. In particolare è emerso che gestori piccoli, pubblici, mono-business, che erogano il servizio in modalità indiretta presentano nel proprio sito web un più elevato numero di messaggi per il risparmio idrico; inoltre le campagne, essendo poste in essere da gestori che registrano, sul fronte della fornitura, minori perdite idriche, non sembrano essere intese quale mero strumento di ricerca di consenso e di legittimazione ad operare, ma al contrario risultano espressione di una più profonda strategia aziendale. Tra le variabili ambientali, l'analisi ha rilevato l'influenza delle zone di attività, essendo i gestori che operano in aree più vaste, meno densamente popolate, e caratterizzate da un maggior sviluppo economico e sociale a presentare un maggior numero di messaggi per un uso sostenibile della risorsa. Al contrario, le strategie di prezzo e il grado di piovosità non sono annoverabili tra i fattori di influenza.

Le evidenze ottenute, mostrando la relazione esistente tra le caratteristiche organizzative dei gestori, tenuto conto dell'ambiente di attività, e l'intensità informativa delle campagne, non solo ampliano la letteratura su tale strumento di gestione della domanda, dapprima analizzato prevalentemente sotto il profilo dell'efficacia dei contenuti, ma consentono inoltre di completare il quadro di analisi dell'influenza delle variabili operative ed ambientali sulla sostenibilità dei gestori, dapprima oggetto di valutazione solo sul versante economico, e non anche su quello sociale ed ambientale.

Nonostante i numerosi limiti dello studio, attinenti all'uso dell'intensità informativa delle campagne come proxy della performance non economica dei gestori, alla non provata efficacia delle informazioni trasmesse mediante il web e alla necessità di considerare l'impiego anche di altri canali di comunicazione nonché di sviluppare una misura di sostenibilità integrata, che contempi congiuntamente i tre profili, economico, sociale ed ambientale, si ritiene che lo studio possa avere una rilevanza non solo scientifica, ma anche pratica. L'analisi può infatti costituire uno strumento di sensibilizzazione dei gestori idrici e un elemento di riflessione per il legislatore, orientandone le scelte in merito agli interventi di riforma del settore. Questi ultimi, infatti, non possono essere finalizzati solo al miglioramento delle condizioni di efficienza nell'erogazione del servizio e, dunque, essere fondati solo sulla relazione esistente tra la struttura organizzativa e la performance economica, ma richiedono di considerare anche il legame tra la prima e la sensibilità sociale ed ambientale degli operatori, e possono spingersi fino al disegno di schemi incentivanti o obbligatori, qualora le scelte volontarie dei gestori non siano sufficienti per garantire la sostenibilità del settore.

Appendice A – Indice delle figure

| | |
|--|-----|
| Fig. 1 – Modello inglese di organizzazione del settore idrico | 31 |
| Fig. 2 – Modello francese di organizzazione del settore idrico..... | 32 |
| Fig. 3 – Modello di organizzazione del settore idrico basato su imprese pubbliche | 32 |
| Fig. 4 – L'integrazione della nozione di sostenibilità nella gestione delle risorse idriche | 37 |
| Fig. 5 – L'integrazione della nozione di sostenibilità nella gestione: supply e demand management..... | 40 |
| Fig. 6 – Emissioni di CO ₂ connesse al ciclo fornitura-uso-trattamento dell'acqua | 66 |
| Fig. 7 – Le campagne educative ed informative quale gap tra gli studi sulla gestione della domanda e gli studi sulla misurazione delle performance degli operatori idrici | 82 |
| Fig. 8 – Fattori di influenza delle campagne quale gap tra gli studi sulle determinanti delle strategie di gestione della domanda e gli studi sulle determinanti della performance | 84 |
| Fig. 9 – Distribuzione di Poisson e distribuzione normale con uguale media e varianza: il confronto..... | 102 |
| Fig. 10 – Operatori pubblici, privati e misti: percentuale popolazione servita (anno 2008) .. | 111 |
| Fig. 11 – I messaggi informativi ed educativi: statistiche descrittive e distribuzione di frequenza | 136 |

Appendice B – Indice delle tabelle

| | |
|--|-----|
| Tab. 1 – Timetable definito dalla Direttiva Quadro sulle Acque e altri interventi comunitari.. | 22 |
| Tab. 2 – Caratteristiche del settore in alcuni paesi europei..... | 34 |
| Tab. 3 – Fattori determinanti del prezzo dell’acqua..... | 46 |
| Tab. 4 – Meta-analisi su determinanti dell’elasticità della domanda al prezzo..... | 53 |
| Tab. 5 – Strumenti di gestione della domanda a confronto: punti di forza e di debolezza | 79 |
| Tab. 6 – Variabili, indicatori e descrizione | 100 |
| Tab. 7 – Modelli gestionali nel sistema idrico portoghese..... | 106 |
| Tab. 8 – Numero di operatori e copertura per modello gestionale nel segmento fornitura di acqua (dicembre 2010)..... | 107 |
| Tab. 9 – Numero di operatori e copertura per modello gestionale nel segmento fognatura (dicembre 2010)..... | 108 |
| Tab. 10 – Principali interventi normativi nel sistema idrico portoghese | 117 |
| Tab. 11 – Popolazione servita per classi tariffarie..... | 121 |
| Tab. 12 – Principali interventi nazionali per la pianificazione del settore..... | 123 |
| Tab. 13 – Le variabili esplicative continue | 133 |
| Tab. 14 – Le variabili esplicative categoriche | 133 |
| Tab. 15 – Le zone di operatività | 133 |
| Tab. 16 – Stime con la regressione di Poisson – Variabile dipendente: SMS..... | 137 |
| Tab. 17 – Stime con la regressione di Poisson – Variabile dipendente: \log_e SMS | 138 |



**“Gheorghe Asachi” Technical University of Iasi,
Romania**



WATER UTILITIES AND THE PROMOTION OF SUSTAINABLE WATER USE: AN INTERNATIONAL INSIGHT

Extended abstract

Giulia Romano¹, Nicola Salvati¹, Martina Martini², Andrea Guerrini²

¹University of Pisa, Department of Economics and Management, Via Ridolfi, 10, 56124, Pisa, Italy

²University of Verona, Via dell'Artigliere, 19, 37129, Verona, Italy

Background

In the European Union (EU), the Water Framework Directive (2000/60/EC) is based on the idea that water management needs to take account of economic, ecological and social issues and that its prime objective is the sustainable use and management of water resources. Throughout the EU there is growing concern regarding drought events and water scarcity. Policymakers therefore face the challenge of balancing the increasing human demand for water and the protection of the ecosystems' sustainability. Residential customers account for the majority of water demand in urban areas, mainly through household appliances, such as baths and washing machines. Implementing actions aimed at reducing water demand can deliver potential benefits not only at economic and financial levels, but also considering environmental and social purposes.

Water conservation generally refers to the technical water savings that can be achieved through a particular technology or policy intervention. Sustainable use of water resources may be defined as a “pattern of use which ensures satisfaction of needs for both the present and future generations” (Bithas, 2008: 222). Water conservation policies can have different characteristics and use a variety of instruments, all of which should encourage the efficient use of resources (Bithas, 2008). These instruments include supply restriction, water pricing, incentives for the implementation of high-efficiency household appliances and information campaigns to improve the knowledge of activities useful in reducing water consumption.

Since a number of environmental problems, including water scarcity, are caused by consumer lifestyles, it is necessary to raise water conservation awareness and the knowledge of daily life activities that are useful in reducing water consumption. Information campaigns motivate households to attempt to implement more water-efficient behaviors, and provide information on how to reduce usage. Nieswiadomy (1992) and Renwick and Green (2000) found that public education campaigns have reduced water usage. Furthermore, as argued by Barrett (2004), although it is true that higher prices will encourage better water use, without the assistance of non-price measures, price increases may become only a means of raising water-utility revenues rather than reducing water consumption.

Objectives

This paper aims to contribute to the existing literature on sustainable water use by analyzing whether Italian and Portuguese water utility companies pursue the objective of encouraging the reduction of household water consumption through web information campaigns, and by identifying which factors affect the water utility companies' willingness to promote these campaigns. To achieve this target we use a new methodology based on M-quantile regression to build a performance measure for 161 water utility companies. In this work the variable studied is a count for a construct of performance measurement, in which we use an extended version of the M-quantile regression model developed by Tzavidis et al. (2013) for count data.

Cross-national comparisons give the possibility of having a larger database to identify international best practices and provide guidance to utility managers and policy makers. Portugal and Italy are two Mediterranean countries that have similar characteristics such as climate, legislation, institutional framework and room for improvement in the efficiency (da Cruz et al., 2012). Nevertheless, there are also some differences such as the scale and model of management, the actual role of local government and the reforms experienced (da Cruz et al., 2012).

To the best of our knowledge, this is the first study to address these relevant issues and, therefore, it can provide potential guidance to policy makers in defining the water management framework and in selecting firms to manage water services that are more inclined to promote sustainable water use and the reduction of household water consumption.

Outline of the work

This work is divided in four main parts:

- The first part offers a review of the literature. It focuses on water conservation policies, that can have different characteristics and use a variety of instruments, all of which should encourage the efficient use of resources.
- The second part offers a brief overview of the Italian and Portuguese water industries, showing the main features of this two Mediterranean countries, their similarities and differences.
- The third part describes the process of data collection and analysis and offers an outline of the methodology used.
- The fourth part provides the key findings of our empirical research and the resulting policy implications.

Methods

Using the latest available Report from Co.N.Vi.Ri. (Italy's National Supervisory Board on Water Resources) (2011), AIDA database of Bureau Van Dijk, Istat (the Italian National Institute of Statistics) website, the Annual Report from ERSAR (the Portuguese National Authority for Water and Waste) (2011), APDA (the Portuguese association for water distribution and wastewater collection) database, corporate annual reports and websites, and other documents available, we listed 114 Italian and 47 Portuguese water utilities for which there is information about all the variables analyzed: country (Italy-Portugal), ownership (public or mixed-private firms), diversification strategies (mono-utilities or multi-utilities), size (specified by annual sales and the population served), the expenditure for the consumption of 100 (Italian utilities) or 120 (Portuguese utilities) cubic meters of water (tariff), and the average annual rainfall during the period from 2000 to 2009 in the Italian provinces and from 2005 to 2010 in the Portuguese districts where the water utility companies' main business was located.

For each company we hand-collected data about suggestions for reducing household water consumption and regarding the sustainable reporting information given through the corporate websites. Using dummy variables, we reported the following 14 items: 1. Existence of a corporate website, 2. Presence on the home page of a link or notice regarding household water conservation best practices; 3. Presence on the websites of information regarding household water conservation best practices; 4. Promotion of the practice of turning off the tap while washing; 5. Promotion of the practice of taking a shower instead of a bath; 6. Promotion of the practice of using a high efficiency toilet or flushing the toilet less; 7. Promotion of the practice of washing fruit and vegetables by soaking in a container; 8. Promotion of the practice of using the washing machine and dishwasher with a full load; 9. Promotion of

the practice of periodically checking the tightness of taps and valves; 10 Promotion of the practice of applying flow reducers to taps; 11. Promotion of the practice of washing the car using a bucket; 12. Promotion of the practice of closing the main water tap in the case of long absences; 13. Promotion of the practice of watering plants and flowers in the evening; 14. Presence of a sustainability report on the websites.

Regression analysis is a standard tool for modelling the relationship between a response variable y and some covariates x . It summarises the average behavior of y given x and has been one of the most important statistical methods in applied research for many decades. However, in some circumstances, the mean does not give a complete picture of a distribution. It does not consider, for example, the extreme behavior of y conditional on x .

Quantile regression summarises the behavior of different parts (e.g. quantiles) of the conditional distribution of y at each point in the set of the x 's. In the linear case, quantile regression leads to a family of hyper-planes indexed by a real number $q \in (0,1)$. Given a set of covariates x and a response variable y for each value of q , the corresponding model $Q_y(q|x) = x\beta_q$ shows how the q -th quantile of the conditional distribution of y given x varies with x . The set of regression quantile parameter estimates satisfies the criterion of the minimum sum of absolute asymmetrically weighted residuals and estimates of β_q are obtained using linear programming methods.

M-quantile regression further extends this idea by a 'quantile-like' generalisation of regression based on influence functions. The relationship between sample M-quantiles and standard M-estimates of a regression function is shown by sample quantiles and the sample median. In fact, the M-quantile regression line of order q is defined as the solution $Q_y(q|x, \psi_q) = x\beta_{\psi_q}$,

$$\int \psi_q(y - Q_y(q|x, \psi_q)) dF(y|x) = 0, \quad (1)$$

where F denotes the distribution of y given x underlying the data and ψ_q denotes the influence function associated to the q -th M-quantile. Being a robust regression model, it can be fitted using an IRLS algorithm, which guarantees the convergence to a unique solution. M-quantiles are somehow less intuitively interpretable than quantiles. However, M-quantile regression also shares other advantages of robust regression connected to the great flexibility in modelling that comes from using different influence functions such as the Hubers or the Hampel function.

The use of M-quantile regression with discrete outcomes is challenging, since in this case there is no agreed definition of an M-quantile regression function (Tzavidis et al., 2013). A popular approach for modelling the mean of a discrete outcome as a function of predictors is through the use of generalised linear models, by assuming that the response variable follows a Poisson distribution and using the logarithm as link function. Tzavidis et al. (2013) consider extending the robust version of the estimating equations for generalized linear models. In particular, for M-quantile regression the estimating equations (1) can be re-written as

$$\sum_{j=1}^n \left\{ \psi_q(r_{jq}) \frac{1}{\sigma(Q_{y_j}(q|x_j, \psi_q))} \frac{\partial Q_{y_j}(q|x_j, \psi_q)}{\partial \beta_{\psi_q}} w(x_j) - a(\beta_{\psi_q}) \right\} = 0 \quad (2),$$

where $r_{jq} = \frac{y_j - Q_{y_j}(q|x_j, \psi_q)}{\sigma(Q_{y_j}(q|x_j, \psi_q))}$ is the Pearson residual, $Q_{y_j}(q|x_j, \psi_q) = \exp\{x_j \beta_{\psi_q}\}$,

$\sigma(Q_{y_j}(q|x_j, \psi_q)) = [\exp\{x_j \beta_{\psi_q}\}]^{1/2}$, $\frac{\partial Q_{y_j}(q|x_j, \psi_q)}{\partial \beta_{\psi_q}} = \exp\{x_j \beta_{\psi_q}\} x_j$ and $a(\beta_{\psi_q})$ is a correction term for obtaining unbiased estimators (see Tzavidis et al. 2013 for details).

The M-quantile regression for count data can be used to construct a performance measure of the Italian and Portuguese water utility companies. A key concept in the application of M-quantile methods to data is the identification of a unique 'M-quantile coefficient' associated with each datum observed. For most values in the x -range, the fitted M-quantile surface $\hat{Q}_{y_j}(q|x_j, \psi_q)$ will increase monotonically with q , starting below all the y -data values when $q=0$ and finishing above all y -data values when $q=1$. If the q -th M-quantile surface passes through y_j , then we set the performance measure for the j -th company to $q_j = q$. In the continuous y case the M-quantile coefficient for observation j is simply defined as the unique solution q_j to the equation $y_j = \hat{Q}_{y_j}(q|x_j, \psi_q)$. However, with count data and $Q_{y_j}(q|x_j, \psi_q)$ defined by the Poisson M-quantile regression model, values of y_j observed can never be

part of the strictly positive domain of $Q_{y_j}(q|x_j, \psi_q)$. To overcome this problem we use the definition by Tzavidis et al. (2013):

$$\hat{Q}_{y_j}(q|x_j, \psi_q) = \begin{cases} \min\left\{1 - \epsilon, \frac{1}{\exp\{x_j \beta_{\psi_{0.5}}\}}\right\} & y_j = 0 \\ y_j & y_j > 0 \end{cases} \quad (3)$$

For a detailed discussion see Tzavidis et al. (2013). Thus, the performance of each company is defined by q_j that solves equation (3).

Results and discussion

We applied the M-quantile regression for count data to the number of pieces of information given through the corporate websites (y variable) in order to study the distribution of y given the auxiliary variable: country, annual rainfall, diversification, ownership, tariff, population served, or annual sales. Then we evaluated the performance of each company by the identification of unique q_j for each company. These coefficients were then averaged from observations based on the group to define a group-level M-quantile coefficient. Table 1 reports the average values for each group defined by the auxiliary variables. Four variables (annual rainfall, tariff, population served, and sales) are continuous, so they were divided into three categories: low (the first 33% of the distribution of the variable, first tertile), medium (from 33% to 66% of the distribution, second tertile), high (the last 33% of the distribution).

Table 1. Group level M-quantile coefficients

| Country | | Annual rainfall | | Diversification | | Ownership | | Tariff | | Population served | | Annual sales | |
|----------|-------|-----------------|-------|-----------------|-------|---------------|-------|--------|-------|-------------------|-------|--------------|-------|
| Italy | 0.417 | Low | 0.496 | Mono | 0.435 | Publicly | 0.442 | Low | 0.437 | Low | 0.365 | Low | 0.328 |
| Portugal | 0.472 | Medium | 0.466 | Multi | 0.430 | Mixed-Private | 0.417 | Medium | 0.463 | Medium | 0.375 | Medium | 0.489 |
| | | High | 0.337 | | | | | High | 0.399 | High | 0.564 | High | 0.481 |

Information campaigns on sustainable water use are mainly promoted by water companies located in Portugal. So, Portuguese water utilities seem to be more sensitive to promoting the reduction of household water consumption. Moreover, considering the data obtained regarding the amount of rainfall, as expected we find that companies located in geographical areas characterized by drought and water scarcity, such as the south of Italy (which also includes the two main Italian islands, Sicily and Sardinia) and the Alentejo and Algarve regions in Portugal, tend to pay more attention to the promotion of sustainable water use than others. The ranking referring to the average annual rainfall shows that an increase in rainfall reduces the companies' willingness to promote sustainable water use.

A second issue is the degree of diversification, used to group firms in mono- and multi-utility companies. The data show that when companies operate only in the water industry they have a slightly higher inclination to foster public information campaigns on their own websites, promoting sustainable water use and the reduction of household water consumption. So, multi-utility companies, on average, seem to be less sensitive to water sustainability issues, since they are involved in multiple and different problems which affect their multi-businesses.

Ownership also seems to have an impact on water utility companies' willingness to promote sustainable water use through the firm's website. A fully publicly owned company pays greater attention to this issue than a mixed or totally private firm. This finding could be explained by considering a public shareholder's goal of maximizing the benefits of the community through the preservation of water resources, avoiding any waste and excess consumption. In contrast, private shareholders are more oriented towards the company's profit; consequently, they have less interest in decreasing water consumption since this determines a contextual decrease of revenues and net income.

The evidence that has emerged regarding the expenditure for 100/120 cubic meters of water show that companies who apply lower tariffs (the first and second tertiles) are more interested in a reduction of water consumption, while those who apply higher tariffs pay less attention to this issue. Tariffs are frequently used as a tool for improving water savings. So, some water utilities seem to discourage higher consumption through tariffs charged to citizens than encourage more sustainable behavior through

information campaigns on the web. However, if the price elasticity score is lower than -1.00, this choice improves revenues and net income of the companies and the expenditure of citizens.

The last aspect considered in this paper concerns the presence of some scale incentives for the implementation of sustainable water use campaigns. The evidence relating to the clusters defined on the basis of both revenues and population show that the incentives exist. Larger companies that provide water services to many citizens (the upper tertile) have a greater willingness to invest resources in water conservation campaigns, since their potential recipients are very numerous. Moreover, due to the higher number of people to reach and to inform, the best tool is probably a website, since it is the most efficient and the least expensive. In contrast, the same campaign is not cost-effective for a company that serves only few thousand customers.

Moreover, larger firms (second and third tertile) in terms of total annual sales (large mono-utility companies and also multi-utility companies that serve relatively few water customers and operate in other areas) have a higher incentive to promote water conservation campaigns than their smaller counterparts since they have, on average, more resources to invest in effective websites/campaigns that are able to encourage the reduction of household water consumption and the promotion of sustainable water use.

Concluding remarks

This paper applies the M-quantile regression for count data to a dataset of 161 Italian and Portuguese water utility companies for determining the factors that affect water utility companies' willingness to foster public information campaigns aimed at promoting sustainable water use and reducing household water consumption. This knowledge can provide guidance to policy makers in entrusting the service to the companies that are more inclined to fulfill the objectives of sustainability and conservation. Larger firms, companies located in drought regions and in the driest areas, companies that are publicly owned and apply lower tariffs embody the type of institutions that make greater use of web information. We find also that Portuguese utilities seem to be more sensitive than Italian companies to promoting the reduction of household water consumption through web information campaigns.

Keywords: Italy, M-quantile regression, Portugal, sustainable water use, water utilities

References

- Barrett G., (2004), Water Conservation: the Role of Price and Regulation in Residential Water Consumption. *Economic Papers: A Journal of Applied Economics and Policy*, **23**, 271–285.
- Bithas K., (2008), The Sustainable Residential Water Use: Sustainability, Efficiency and Social Equity. The European Experience, *Ecological Economics*, **68**, 221–229.
- Cruz N.F., Marques R.C., Romano G., Guerrini A., (2012), Measuring the efficiency of water utilities: A cross-national comparison between Portugal and Italy, *Water Policy*, **14**, 841–853.
- Nieswiadomy M.L., (1992), Estimating Urban Residential Water Demand: Effects of Price Structure, Conservation, and Education, *Water Resources Research*, **28**, 609-615.
- Renwick M.E., Green R.D., (2000), Do residential water demand side management policies measure up? An analysis of eight California water agencies, *Journal of Environmental Economics and Management*, **40**, 37–55.
- Tzavidis N., Ranalli M.G., Salvati N., Dreassi E., Chambers R., (2013), Poisson M-quantile Regression for Small Area Estimation. Paper accepted in *Statistical Methods in Medical Research*.

Bibliografia

- Abbott M. e Cohen B. (2009), Productivity and efficiency in the water industry, *Utilities Policy*, vol. 17, 233–244.
- Abrate G., Erbetta F. e Fraquelli G. (2011), Public utility planning and cost efficiency in a decentralized regulation context: the case of the Italian integrated water service, *Journal of Productivity Analysis*, vol. 35:3, 227–242.
- Aghte D. E. e Billings B. R. (1987), Equity, Price Elasticity, and Household Income under Increasing Block Rates for Water, *American Journal of Economics and Sociology*, vol. 46:3, 273–286.
- Ajzen I. (1985), From intentions to actions: A theory of planned behavior, in Kuhl J. e Beckmann J. (a cura di), *Action-control: From cognition to behavior*, Springer, Heidelberg, 1–39.
- Ajzen I. (1987). Attitudes, traits, and actions: Dispositional prediction of behavior in personality and social psychology. In Berkowitz L. (a cura di), *Advances in experimental social psychology*, Academic Press, New York, 1–63.
- Ajzen I. (1991), *The Theory of Planned Behavior*, *Organizational behavior and human decision processes*, n. 50, 179–211.
- Alizzi A. e Testa F. (2012), La liberalizzazione dei Servizi Pubblici Locali e la necessità di nuove competenze per un diverso ruolo del “pubblico”, *Management delle Utilities*, vol. 10:3, 26–37.
- Antonioli B. e Filippini M. (2001), The use of a variable cost function in the regulation of the Italian water industry, *Utilities Policy*, vol.10:3, 181 –187.
- Arbués F. e Villanua I. (2006), Potential for pricing policies in water resource management: Estimation of urban residential water demand in Zaragoza, Spain, *Urban Studies*, vol. 43:13, 2421–2442.
- Arbués F., García-Valiñas M. A. e Martínez-Espiñeira R. (2003), Estimation of residential water demand: a state-of-the-art review, *Journal of Socio-Economics*, vol. 32, 81–102.
- Arcangeli R. (1995), *Economia e gestione delle imprese di servizi pubblici*, Cedam, Padova.

- Argento D. e Van Helden G. (2006), *Reforming the Dutch water chain; a lively polder model*. SOM Report, University of Groningen, Groningen.
- Arnell N. W., van Vuuren D. P. e Isaac M. (2011), *The implication of climate policy for the impacts of climate change on global water resources*, *Global Environmental Change*, vol. 21, 592–603.
- ASCE – Task Committee on Sustainability Criteria (1998), *Sustainability Criteria for Water Resource Systems*, Reston, Virginia.
- Baccarani C. (1988), *Mutamenti ambientali e condotta strategica*, Cedam, Padova.
- Bakker K. (2005), *Neoliberalizing nature? Market environmentalism in water supply in England and Wales*, *Annals of the Association of American Geographers*, vol. 95:3, 542–565.
- Barrett G. (2004), *Water conservation: the role of price and regulation in residential water consumption*, *Economic Papers*, vol. 23:3, 271–285.
- Bates B.C., Kundzewicz Z.W., Wu S. e Palutikof J.P. (2008) *Climate Change and Water: Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC Secretariat, Geneva.
- Bateman J. S., Sohail M. e Njiru C. (2005), *Socially sensitive regulation for water services*, *Water Management* 158:4, 177–181.
- Barrett G. (2004), *Water conservation: the role of price and regulation in residential water consumption*, *Economic Papers*, vol. 23:3, 271–285.
- Batten D. F. (2007), *Can economists value water's multiple benefits?*, *Water Policy*, n. 9, 345–362.
- Bender M. J. e Simonovic S. P. (1997), *Consensus as the measure of sustainability*, *Hydrological Sciences Journal*, vol. 42:4, 493–500.
- Bentler P. M. e Speckhart G. (1981) *Attitudes cause behaviors: a structural equation analysis*, *Journal of Personality and Social Psychology*, vol. 40, 726–238.
- Berg S. V. e Marques R. C. (2010), *Quantitative studies of water and sanitation utilities: a literature survey*, MPRA Paper No. 32891, available online at http://mpra.ub.uni-muenchen.de/32891/1/MPRA_paper_32891.pdf

- Berk R. A., Schulman D., McKeever M. e Freeman H. E. (1993), Measuring the impact of water conservation campaigns in California, *Climatic Change*, vol. 24, 233–248.
- Biswas K. A. (2004), Integrated Water Resources Management: A Reassessment, *Water International*, vol. 29:2, 248–256.
- Bithas K. (2008), The sustainable residential water use: Sustainability, efficiency and social equity. The European experience, *Ecological Economics*, vol. 68, 221–229.
- Bitrán, G. A. e Valenzuela E. P. (2003), *Water Services in Chile: Comparing Private and Public Performance*, World Bank, Washington, DC.
- Brennan D., Tapsuwan S. e Ingram G. (2007), The welfare costs of urban outdoor water restrictions, *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, vol. 51, 243–261.
- Briscoe J. (1996), Water as an economic good: the idea and what it means in practice. *Proceedings of the World Congress of the International Commission on Irrigation and Drainage*, September 1996, Cairo.
- Broadbent J. e Guthrie J. (2008), Public sector to public services: 20 years of “contextual” accounting research, *Accounting, Auditing & Accountability Journal*, vol. 21:2, 129–169.
- Brooks D. B. (2006), An Operational Definition of Water Demand Management, *International Journal of Water Resources Development*, vol. 22:4, 521–528.
- Bruvold W. H. e Smith B. R. (1988), Developing and assessing a model of residential water conservation, *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 24: 3, 661–669.
- Cameron A. C. e Trivedi P. K. (1998), *Regression analysis of count data*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Campbell H. E., Johnson R. M. e Larson E. H. (2004), Prices, devices, people, or rules: the relative effectiveness of policy instruments in water conservation, *Review of Policy Research*, vol. 21:5, 637–662.
- Carvalho P. e Marques R. C. (2011), The influence of the operational environment on the efficiency of water utilities, *Journal of Environmental Management*, vol. 92, 2698–2707.
- Carvalho P., Marques R. C. e Berg S. (2012), A meta-regression analysis of benchmarking studies on water utilities market structure, *Utilities Policy*, vol. 21, 40–49.

- Chaves H. M. L. e Alipaz S. (2007), An integrated indicator based on basin hydrology, environment, life, and policy: the Watershed Sustainability Index. *Water Resources Management*, vol. 21:5, 883–895.
- Colby B. G. (1989), Estimating the value of water in alternative uses, *Natural Resources Journal*, vol. 29, 511–527.
- Commissione Europea (2007), Towards sustainable water management in the European Union. First stage in the implementation of water framework directive 2000/60/EC. Communication from the Commission to the European Parliament and the Council. Brussels, 22.3.2007.
- Correia T. e Marques R. C. (2011), Performance of Portuguese water utilities: how do ownership, size, diversification and vertical integration relate to efficiency?, *Water Policy*, vol.13, 343–361.
- Cuppens A., Smets I. e Wyseure G. (2013), Identifying sustainable rehabilitation strategies for urban wastewater systems: A retrospective and interdisciplinary approach. Case study of Coronel Oviedo, Paraguay, *Journal of Environmental Management*, vol. 114, 423–432.
- da Cruz N. F. e Marques R. C. (2011), Viability of Municipal Companies in the Provision of Urban Infrastructure Services', *Local Government Studies*, vol. 37:1, 93–110.
- da Cruz N. F., Marques R. C., Romano G. e Guerrini A. (2012), Measuring the efficiency of water utilities: a cross-national comparison between Portugal and Italy, *Water Policy*, vol. 14, 841–853.
- da Cruz N.F. e Marques R. C. (2012), Mixed companies and local governance: no man can serve two masters, *Public Administration*, vol. 90:3, 737–758.
- da Cruz N. F., Carvalho P. e Marques R. C. (2013), Disentangling the cost efficiency of jointly provided water and wastewater services, *Utilities Policy*, vol. 24, 70–77.
- Da-ping X., Hong-yu G. e Dan H. (2011). Discussion on the Demand management of water resources, *Procedia Environmental Sciences*, vol. 10, 1173–1176.
- Dalhuisen J. M., Groot H. D. e Nijkamp P. (1999), The economics of water a survey of issues, Paper prepared for special issue of the *International Journal of Development Planning Literature*, Faculteit der Economische Wetenschappen en Econometrie, Amsterdam.

- Dalhuisen J. M. e Nijkamp P. (2002), Critical factors for achieving multiple goals with water tariff systems: Combining limited data sources and expert testimony, *Water Resources Research*, vol. 38:7.
- Dalhuisen J. M., Florax R. J., de Groot H. L. e Nijkamp P. (2003), Price and income elasticities of residential water demand: a meta-analysis, *Land Economics*, vol. 79: 2, 292-308.
- Dalocchio M. (2001), La privatizzazione delle public utilities in Italia, in Dalocchio et al. (a cura di), *Public Utilities, Creazione del valore e nuove strategie*, Egea, Milano, 67-103.
- Danilenko A., Dickson E. e Jacobsen M. (2010), Climate change and urban water utilities: challenges and opportunities, World Bank Group.
- Dassler T., Parker D. e Saal D. S. (2006), Methods and trends of performance benchmarking in UK utility regulation, *Utilities Policy*, vol. 14, 166-174.
- Dawadi S. e Ahmad S. (2013), Evaluating the impact of demand-side management on water resources under changing climatic conditions and increasing population, *Journal of Environmental Management*, vol. 114, 261-275.
- De Witte K. e Marques R. C. (2009), Gaming in a benchmarking environment. A non-parametric analysis of benchmarking in the water sector, MPRA Paper No. 14679, available Online at <http://mpra.ub.uni-muenchen.de/14679/>.
- De Witte K. e Marques R. C. (2010), Designing performance incentives, an international benchmark study in the water sector, *Central European Journal of Operations Research*, vol. 18:2, 189-220.
- De Witte K. e Saal D. (2010), Is a little sunshine all we need? On the impact of sunshine regulation on profits, productivity and prices in the Dutch drinking water sector, *Journal of Regulatory Economics*, vol. 37:3, 219-242.
- Del Giacco L. J. (2013), Gli investimenti nel settore idrico: fabbisogni e prospettive, *Management delle Utilities*, vol. 11:2, 41-43.
- Dell'Acqua A. (2001), Public utilities e dinamiche evolutive, in Dalocchio M. et al. (a cura di), *Public Utilities, Creazione del valore e nuove strategie*, Egea, Milano, 7-40.

- Dell'Acqua A. e Gianfrate G. (2001), Processi innovativi di creazione del valore nelle network industries, in Dallochio M., Romiti S. e Vesin G. (a cura di), *Public Utilities, Creazione del valore e nuove strategie*, Egea, Milano, 161-183.
- Delorme D. E., Hagen S. C. e Stout I. J. (2003), Consumers' Perspectives on Water Issues: Directions for Educational Campaigns, *The Journal of Environmental Education*, vol. 34:2, 28-35.
- Duke J. M., Ehemann R. W. e Mackenzie J. (2002), The Distributional Effects of Water Quantity Management Strategies: A Spatial Analysis, *The Review of Regional Studies*, vol. 32:1, 19-35.
- EA (2008), Greenhouse gas emissions of water supply and demand management options, Environment Agency, Bristol.
- EA (2009 a), Evidence. A Low Carbon Water Industry in 2050, Environment Agency, Bristol.
- EA (2009 b), Quantifying the energy and carbon effects of water saving full technical report, Environment Agency, Bristol.
- EEA (2012), Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2012, European Environmental Agency, Copenhagen, n. 12.
- ERSAR (2010), Relatório Annual do Sector de Águas e Resíduos em Portugal, ERSAR, Lisboa.
- ERSAR (2011), Relatório Anual do Sector de Águas e Resíduos em Portugal 2010 - Sumário Executivo, Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos, Lisboa.
- ERSAR (2011 b), Relatório Anual do Sector de Águas e Resíduos em Portugal 2010 - Caracterização geral do sector, Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos, Lisboa.
- Espey M., Espey J. e Shaw W. D. (1997), Price elasticity of residential demand for water: A meta-analysis, *Water Resources Research*, vol. 33: 6, 1369-1374.
- EUREAU (2009), EUREAU Statistics Overview on Water and Wastewater in Europe 2008, EUREAU, Brussel.
- European Community (2006), Water scarcity management in the context of Water Framework Directive, European Community, Brussel.

- European Union (2010), *Water is for life*, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Fabbri P. e Fraquelli G. (2000), Costs and structure of technology in the Italian water industry, *Empirica*, vol. 27, 65–82.
- Fidar A., Memon F. A. e Butler D. (2010), Environmental implications of water efficient microcomponents in residential buildings, *Science of the Total Environment*, vol. 408, 5828–5835.
- Fielding K. S., Russell S., Spinks A. e Mankad A. (2012), Determinants of household water conservation: The role of demographic, infrastructure, behavior, and psychosocial variables. *Water Resources Research*, vol. 48:10, 1–12.
- Fielding K. S., Spinks A., Russell S., McCrea R., Stewart R. e Gardner J. (2013), An experimental test of voluntary strategies to promote urban water demand management, *Journal of Environmental Management*, vol. 114, 343–351.
- Filippini M., Hrovatin N. e Zorić J. (2008), Cost efficiency of Slovenian water distribution utilities: an application of stochastic frontier methods, *Journal of Productivity Analysis*, vol. 29:2, 169–182.
- Foster H. S. e Beattie B. R. (1979), Urban Residential Demand for Water in the United States, *Land Economics*, vol. 55, 43–58.
- Fraquelli G. e Vannoni D. (2012), Pubblico e privato nei Servizi pubblici locali tra concorrenza e aspetti di governance, *Management delle utilities*, vol. 10:2, 10–19.
- Fraquelli G., Piacenza M. e Vannoni D. (2004), Scope and scale economies in multi-utilities: evidence from gas, water and electricity combinations, *Applied Economics*, vol. 36:18, 2045–2057.
- Furlong K. e Bakker K. (2010), Governance and Sustainability at a Municipal Scale: The Challenge of Water Conservation, *Canadian Public Policy*, vol. 37:2, 219–237.
- Garcia S. e Thomas A. (2001), The structure of municipal water supply costs: application to a panel of French local communities, *Journal of Productivity Analysis*, vol. 16, 5–29.

- Garlatti A. (2009), Pubblico, privato e partenariato come problemi di scelta delle forme di gestione dei servizi, in Mele R. e Mussari R. (a cura di), *L'innovazione della governance e delle strategie nei settori delle public utilities*, il Mulino, Bologna, 11-31.
- García Valiñas M. (2006), Analysing rationing policies: drought and its effects on urban users' welfare (Analysing rationing policies during drought), *Applied Economics*, vol. 38:8, 955-965.
- García-Sánchez I. M. (2006), Efficiency measurement in Spanish local government: the case of municipal water services. *Review of Policy Research*, vol. 23:2, 355-371.
- Geller E. S. Erickson J. B. e Buttram B. A. (1983), Attempts to Promote Residential Water Conservation with Educational, Behavioral and Engineering Strategies, *Population and Environment*, vol. 6:2, 96-112.
- Giannessi E. (1961), *Interpretazione del concetto di azienda pubblica*, Cursi, Pisa.
- Gibbs K. (1978), Price variable in residential water demand models, *Water Resources Research*, vol. 14:1, 15-18.
- Glavič P. e Lukman R. (2007), Review of sustainability terms and their definitions, *Journal of Cleaner Production*, vol. 15, 1875-1885.
- Grafton R. Q. e Ward M. B. (2008), Prices versus rationing: Marshallian surplus and mandatory water restrictions, *The Economic Record*, vol. 84, 57-65.
- Grey D. e Sadoff C. W. (2006), Water for growth and development, in *Thematic Documents of the IV World Water Forum*. Comision Nacional de Agua, Mexico City, 2006.
- González-Gómez F. e García-Rubio M. (2008), Efficiency in the management of urban water services. What have we learned after four decades of research?, *Hacienda Pública Española / Revista de Economía Pública*, vol. 185:2, 39-67.
- González-Gómez F., Martínez-Espiñeira R., Valiñas M. A. G. e Rubio M. Á. G. (2012), Explanatory factors of urban water leakage rates in Southern Spain, *Utilities Policy*, vol. 22, 22-30.
- Guerrini A., Romano G. e Campedelli B. (2011), Factors affecting the performance of water utility companies, *International Journal of Public Sector Management*, vol. 24:6, 543-566.

- Guerrini A., Romano G. e Campedelli B. (2013 a), Economies of Scale, Scope, and Density in the Italian Water Sector: A Two-Stage Data Envelopment Analysis Approach, *Water Resources Management*, vol. 27:13, 4559-4578.
- Guerrini A., Romano G. e Martini M. (2013 b), The effects of operational and environmental variables on efficiency of Danish water and wastewater utilities, working paper.
- Hackett M.J. e Gray N.F. (2009), Carbon dioxide emission savings potential of household water use reduction in the UK, *Journal of sustainable development*, vol. 2: 1, 36-43.
- Halich G. e Stephenson K. (2009), Effectiveness of residential water-use restrictions under varying levels of municipal effort, *Land Economics*, vol. 85:4, 614-626.
- Hall D. e Lobina E. (2004), Private and public interests in water and energy, *Natural Resources Forum*, vol. 28, 268-277.
- Hamilton L. C. (1985), Self-reported and actual savings in a water conservation campaign, *Environment and Behavior*, vol. 17:3, 315-326.
- Haughton G. (1998), Private profits. Public drought: the creation of a crisis in water management for West Yorkshire, *Transactions of the Institute of British Geographers, New Series*, vol. 23:4, 419-433.
- Henrichs T., Lehner B. e Alcamo J. (2002), An integrated analysis of changes in water stress in Europe, *Integrated Assessment*, vol. 3:1, 15-29.
- Hering D., Borja A., Carstensen J., Carvalho L., Elliott M., Feld C. K., Heiskanen A. S., Johnson R. K., Moe J., Pont. D., Solheim A. L. e van de Bund W. (2010), The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendation for the future, *Science of the Total Environment*, n. 408, 4007-4019.
- Hewitt J. A. e Hanemann W. M. (1995), A Discrete/Continuous Choice Approach to residential water demand under block rate pricing, *Land Economics*, vol. 71: 2, 173-192.
- Honey-Rosés J. (2009), Reviewing the arguments for market based approaches to water distribution: a critical assessment for sustainable water management in Spain, *Sustainable Development*, vol. 17, 357-364.
- Howarth D. A. (1999), Privatization. A help or hindrance in managing water demand? *Water Resources Update*, vol. 114, 18-25.

- Howarth D. e Butler S. (2004) Communicating water conservation: how can the public be engaged? *Water science and technology: water supply*, 43:33-44.
- Howe C. W. e Linaweaver F. P. (1967), The impact of price on residential water demand and its relation to system design and price structure, *Water Resources Research*, vol. 3:1,13-32.
- Howe C. W. (2005), The functions, impacts and effectiveness of water pricing: evidence from the United States and Canada, *Water Resources Development*, vol. 21:1, 43-53.
- Hughes S. (2012), Voluntary environmental programs in the public sector: evaluating an urban water conservation program in California, *The Policy Studies Journal*, vol. 40: 4, 650-673.
- Hunt L. e Lynk E. (1995), Privatisation and efficiency in the Uk water industry: an empirical analysis, *Oxford Bulletin of Economics and Statistics*, vol. 57:3, 371-388.
- Iglesias A., Garrote L., Flores F. e Moneo M. (2007), Challenges to manage the risk of water scarcity and climate change in the Mediterranean, *Water Resources Management*, vol. 21, 775-788.
- INE (2006), *Anuário Estatístico da Região Algarve – 2005*, Instituto Nacional de Estatística, Lisboa.
- INE (2007), *Anuário Estatístico da Região Algarve – 2006*, Instituto Nacional de Estatística, Lisboa.
- INE (2008), *Anuário Estatístico da Região Algarve – 2007*, Instituto Nacional de Estatística, Lisboa.
- INE (2009), *Anuário Estatístico da Região Algarve – 2008*, Instituto Nacional de Estatística, Lisboa.
- INE (2010), *Anuário Estatístico da Região Algarve – 2009*, Instituto Nacional de Estatística, Lisboa.
- INE (2011), *Anuário Estatístico da Região Algarve – 2010*, Instituto Nacional de Estatística, Lisboa.
- Inman D. e Jeffrey P. (2006), A review of residential demand-side management tool performance and influences on implementation effectiveness, *Urban Water Journal*, vol. 3:3, 127-143.

- Ioris A. A. R., Hunter C. e Walker S. (2008), The development and application of water management sustainability indicators in Brazil and Scotland, *Journal of Environmental Management*, vol. 88, 1190–1201.
- Jønch-Clausen T. (2004), “...Integrated Water Resources Management (IWRM) and water Efficiency Plans by 2005. Why, What and How?” Global Water Partnership, Sweden.
- Juwana I., Muttill N. e Perera B. J. C. (2012), Indicator-based water sustainability assessment — A review, *Science of the Total Environment*, vol. 438, 357–371.
- Kaika M. (2003), The Water Framework directive: a new directive for a changing social, political and economic European framework, *European Planning studies*, vol. 11:3., 299–316.
- Kallis G., Ray I., Fulton J. e McMahon J. E. (2010), Public Versus Private: Does It Matter for Water Conservation? Insights from California, *Environmental Management*, vol. 45, 177–191.
- Kenney D.S., Goemans C., Klein R., Lowrey J. e Reidy K. (2008), Residential water demand management: lessons from Aurora, Colorado, *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 44:1, 192–207.
- Khanna M. (2001), Non-mandatory approaches to environmental protection, *Journal of Economic Surveys*, vol. 15:3, 291–324.
- Kouanda I. e Moudassir M. (2007), Social policies and private sector participation in water supply – The case of Burkina Faso, UNRISD project.
- Lam S. P. (1999), Predicting intentions to conserve water from the Theory of Planned Behavior, Perceived Moral Obligation, and Perceived Water Right, *Journal of Applied Social Psychology*, vol. 29:5, 1058–1071.
- Lam S. P. (2006) Predicting intention to save water: Theory of Planned Behavior, response efficacy, vulnerability, and perceived efficiency of alternative solutions, *Journal of Applied Social Psychology*, vol. 36:11, 2803–2824.
- Lambert A. O. (2000), A Realistic Basis for an International Comparison of Real Losses from Public Water-Supply Systems, *Water and Environment Journal*, vol. 14:3, 186–192.

- Lee M., Tansel B. e Balbin M. (2011), Influence of residential water use efficiency measures on household water demand: A four year longitudinal study, *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 56, 1–6.
- Lee M. e Tansel B. (2013), Water conservation quantities vs customer opinion and satisfaction with water efficient appliances in Miami, Florida, *Journal of Environmental Management*, vol. 128, 683–689.
- Lee M., Tansel B. e Balbin M. (2013), Urban Sustainability Incentives for Residential Water Conservation: Adoption of Multiple High Efficiency Appliances, *Water Resources Management*, vol. 27, 2531–2540.
- Lozano R. (2012), Towards better embedding sustainability into companies' systems: an analysis of voluntary corporate initiatives, *Journal of Cleaner Production*, vol. 25, 14–26.
- Loucks D. P. (1997) Quantifying trends in system sustainability, *Hydrological Sciences Journal*, vol. 42:4, 513–530.
- Loucks D. P. (2000) Sustainable Water Resources Management, *Water International*, VOL. 25:1, 3–10.
- Loucks D. P. e Stakhiv E. Z. (2000), Sustainable water resources management (Editorial), *Journal of water resources planning and management*, 43–47.
- Ludwig F., Kabat P., Van Schaik H. e Van der Valk M. (2009), *Climate Change Adaptation in the Water Sector*. Earthscan, London.
- Ludwig F., van Slobbe E. e Cofino W. (2013), Climate change adaptation and Integrated Water Resources Management in the water sector, *Journal of Hidrology*, article in press.
- Lundqvist J. e Gleick P. (1997), *Sustaining our waters into the 21st Century*. Stockholm Environment Institute, Sweden.
- Lynk E. (1993), Privatisation, joint production and the comparative efficiencies of private and public ownership: the UK water industry case, *Fiscal Studies*, vol. 14:2, 98–116.
- Maddaus W. O. (2011), Realizing the benefits from water conservation, *Journal of contemporary water research and education*, vol. 114:1, 8–17.
- Mansur E. T. e Olmstead S. M. (2012), The value of scarce water: Measuring the inefficiency of municipal regulations, *Journal of Urban Economics*, vol. 71, 332–346.

- March H., Therond O. e Leenhardt D. (2012), Water futures: reviewing water-scenario analysis through and original interpretative framework, *Ecological Economics*, vol. 82, 126-137.
- Marques R. C. (2006), A yardstick competition model for Portuguese water and sewerage services regulation, *Utilities Policy*, vol. 14, 175-184.
- Marques R. C. (2008), Measuring the total factor productivity of the Portuguese water and sewerage services, *Economia Aplicada*, vol. 12:2, 215-237.
- Marques R. C. (2010), *Regulation of Water and Wastewater Services: an International Comparison*, IWA Publishing, London-New York.
- Marques R. C. e De Witte K. (2010), Towards a benchmarking paradigm in European water utilities, *Public Money & Management*, vol. 30:1, 42-48.
- Marques R.C. e De Witte K. (2011), Is big better? On scale and scope economies in the Portuguese water sector, *Economic Modelling*, vol. 28, 1009-1016.
- Marin P. (2009), *Public-Private Partnerships for Urban Water Utilities: A Review of Experiences in Developing Countries*, World Bank, Washington, DC.
- Martins R. e Fortunato A. (2005), Residential water demand under block rates – a Portuguese case study, GEMF working paper, 9.
- Martins R. e Maura e Sa P. (2011), Promoting sustainable residential water use: a Portuguese case study in ownership and regulation, *Policy Studies*, vol. 32:3, 291-301.
- Martins R., Fortunato A. e Coelho F. (2006), Cost structure of the Portuguese water industry: a cubic cost function application, GEMF working paper, 9.
- Martins R., Coelho F. e Fortunato A. (2012), Water losses and hydrographical regions influence on the cost structure of the Portuguese water industry, *Journal of Productivity Analysis*, vol. 38:1, 81-94.
- Martins R., Cruz L. e Barata E. (2013), Water price regulation: a review of Portuguese tariff recommendations, *Public Organization Review*, vol. 13:2, 197-205.
- Martinez-Espiñera R. (2002), Residential Water Demand in the Northwest of Spain, *Environmental and Resource Economics* vol. 21, 161-187.

- Martínez-Espiñeira R. e Nauges C. (2004), Is all domestic water consumption sensitive to price control?, *Applied Economics*, vol. 36:15, 1697–1703.
- Martínez-Espiñeira R. e García-Valiñas M.Á. (2013), Adopting versus adapting: adoption of water-saving technology versus water conservation habits in Spain, *International Journal of Water Resources Development*, vol. 29:3, 400–414.
- Martínez-Espiñeira R., García-Valiñas M. A. e González-Gómez F. (2009), Does private management of water supply services really increase prices? An empirical analysis, *Urban Studies*, vol. 46:4, 923–945.
- Massarutto A. (2009), *La regolazione economica dei servizi idrici – Research Report n. 1*, IEFCE Center for Research on Energy and Environmental, Università Bocconi, Milano.
- Mazzanti M. e Montini A. (2006), The determinants of residential water demand: empirical evidence for a panel of Italian municipalities, *Applied Economics Letters*, vol.13:2, 107–111.
- McDonald R. I., Green P., Balk D., Fekete B. M., Revenga C., Todd M. e Montgomery M. (2011 a), Urban growth, climate change, and freshwater availability, *PNAS*, vol. 108:15, 6312–6317.
- McDonald R. I., Douglas I., Revenga C., Hale R., Grimm N., Grönwall J. e Fekete B. (2011 b), Global urban growth and geography of water availability, quality, and delivery, *AMBIO*, vol. 40, 437–446.
- McNeill D. (1998), Water as an economic good, *Natural resources Forum*, vol. 22:4, 253–261.
- Mele R. (2009), Public utilities: governance e strategie, in Mele R. e Mussari R. (a cura di), *L'innovazione della governance e delle strategie nei settori delle public utilities*, il Mulino, Bologna, 11–31.
- Michelsen A. M., McGuckin J. T. e Stumpf D. (1999), Nonprice water conservation programs as a demand management tool, *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 35:3, 593–602.
- Milly P. C. D. e Betancourt J. (2008), Stationarity Is Dead: Whither Water Management?, *Science*, vol. 319, 573–574.

- Millock K. e Nauges C. (2010), Household adoption of water-efficient equipment: the role of socio economic factors, environmental attitudes and policy, *Environmental and Resource Economics*, vol. 46: 4, 539-565.
- Mizutani F. e Urakami T. (2001), Identifying network density and scale economies for Japanese water supply organizations. *Papers in Regional Science*, vol. 80:2, 211-230.
- Moran D. e Dann S. (2008), The economic value of water use: Implications for implementing the water Framework Directive in Scotland, *Journal of Environmental Management*, Vol. 87, 484-496.
- Moss B. (2008), The Water Framework Directive: Total environment or political compromise?, *Science of the total environment*, n. 400, 32-41.
- Moss R. H., Jae A. Edmonds J. A., Hibbard K. A., Manning M. R., Rose S. K., van Vuuren D. P., Carter T. R., Emori S., Kainuma M., Kram T., Meehl G. A., Mitchell J. F. B., Nakicenovic N., Riahi K., Smith S. J., Stouffer R. J., Thomson A. M., Weyant J. P. e Wilbanks T. J. (2010), The next generation of scenarios for climate change research and assessment, *Nature*, vol. 463, 747-756.
- Musolesi A. e Nosvelli M. (2007), Dynamics of residential water consumption in a panel of Italian municipalities, *Applied Economics Letters*, vol. 14, 441-444.
- Muthukumaran S., Baskaran K. e Sexton N. (2011), Quantification of potable water savings by residential water conservation and reuse – A case study, *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 55, 945-952.
- Nauges C. e Thomas A. (2000), Privately operated water utilities, municipal price negotiation, and estimation of residential water demand: The case of France, *Land Economics*, vol. 76:1, 68-85.
- Nauges C. e Thomas A. (2003), Long-run study of residential water consumption, *Environmental and Resource Economics*, vol. 26, 25-43.
- Nauges C. e van den Berg C. (2008), Economies of density, scale and scope in the water supply and sewerage sector: a study of four developing and transition economies. *Journal of Regulatory Economics*, vol. 34:2, 144-163.

- Nelson K., Cismaru M., Cismaru R. e Ono T. (2011), Water management information campaigns and protection motivation theory, *International Review on Public and Nonprofit Marketing*, vol. 8:2, 163–193.
- Nieswiadomy M. L. (1992), Estimating urban residential water demand effects of price structure, conservation, and education, *Water Resources Research*, vol. 28:3, 609–615.
- Nieswiadomy M. L. e Molina D. J. (1991), A Note on Price Perception in Water Demand, *Land Economics*, vol. 67:3, 352–359.
- OECD (2004), Competition and regulation in the water sector, risorsa online, ultimo accesso 19.10.2013 <http://www.oecd.org/regreform/sectors/33691325.pdf>.
- OECD (2006), *Water: the Experience in OECD Countries*, OECD, Paris.
- OECD (2012), OECD work on water, risorsa online, ultimo accesso 19.10.2013 <http://www.oecd.org/env/resources/OECD%20Work%20on%20Water%20brochure.pdf>.
- Oliveira R. de (2008), Private Provision of Water Service in Brazil: Impacts on Access and Affordability, MPRA paper 11149, University Library of Munich, Germany.
- Olmstead S. (2013), Climate change adaptation and water resource management: a review of the literature, *Energy Economics*, in stampa.
- Olmstead S. M., Michael Hanemann W. e Stavins R. N. (2007), Water demand under alternative price structures, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 54, 181–198.
- Olmstead S. M. e Stavins R. N. (2008), Comparing price and non-price approaches to urban water conservation, Working Paper n. 14147, National Bureau of Economic Research.
- Osborne D., Walker D. e Sparham L. (2010), Water for the future communication campaign research, Research report prepared for the Department of the Environment, Water, Heritage and Arts, risorsa online, ultimo accesso 02.01.2014 <http://www.environment.gov.au/resource/water-future-communication-campaign-research>.
- Pahl-Wostl C. (2002), Towards sustainability in the water sector – The importance of human actors and processes of social learning, *Aquatic Sciences*, vol. 64, 394–411.

- Peda P., Grossi G. e Liik M. (2013), Do ownership and size affect the performance of water utilities? Evidence from Estonian municipalities, *Journal of Management and Governance*, vol. 17, 237-259.
- Pint E. M. (1999), Household responses to increased water rates during the California drought, *Land Economics*, vol. 75:2, 246-266.
- Pischel G. (1972), *L'azienda municipalizzata*, Cispel, Roma.
- PEAASAR I (2000), *Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais 2000-2006*, Ministério do ambiente, do ordenamento do territorio e do desenvolvimento regional, Lisboa.
- PEAASAR II (2007), *Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais 2007-2013*, Ministério do ambiente, do ordenamento do territorio e do desenvolvimento regional, Lisboa.
- PNUEA (2012), *Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água*, Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do ordenamento do territorio, Lisboa.
- Poddighe F. e Coronella S. (2010), La dimensione aziendale: alcuni spunti di riflessione, *Rivista Italiana di Ragioneria e di Economia Aziendale*, n. 9/10, 544-556.
- Policy Research Initiative (2007), *Canadian Water Sustainability Index*. Ultimo accesso 30.12.2013 <http://publications.gc.ca/collections/Collection/PH2-1-14-2007E.pdf>.
- Pollard P. e Huxham M. (1998), The European Water Framework Directive: a new era in the Management of aquatic ecosystem health?, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 8, 773-792.
- Prasad N. (2007), Privatisation of water: a historical perspective, *LEAD Law, Environment and Development Journal*, vol. 3/2.
- Renwick M. E. e Archibald S. O. (1998), Demand side management policies for residential water use: who bears the conservation burden? *Land Economics*, vol. 74:3, 343-359.
- Renwick M. E. e Green R. D. (2000), Do residential water demand side management policies measure up? An analysis of eight California water agencies, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 40, 37-55.

- Renzetti S. e Dupont D. (2005), Measuring the technical efficiency of municipal water suppliers: the role of environmental factors, *Land Economics*, vol. 85:4, 627–636.
- Reynaud A. (2003), An Economic Estimation of Industrial Water Demand in France, *Environmental and Resource Economics*, vol. 25, 213–232.
- Reynaud A. (2013), Assessing the impact of price and non-price policies on residential water demand: a case study in Wisconsin, *International Journal of Water Resources Development*, vol. 29:3, 415–433.
- Rogers P., Silva R. D. e Bhatia R. (2002), Water is an economic good: How to use prices to promote equity, efficiency, and sustainability, *Water Policy*, vol. 4, 1–17.
- Rogers R. W. (1975), A protection motivation theory of fear appeals and attitude change, *Journal of Psychology*, vol. 91, 93–114.
- Roibás D., García-Valiñas M. Á. e Wall A. (2007), Measuring welfare losses from interruption and pricing as responses to water shortages: an application to the case of Seville, *Environmental and Resource Economics*, vol. 38, 231–243.
- Romano G. e Guerrini A. (2011), Measuring and comparing the efficiency of water utility companies: A data envelopment analysis approach, *Utilities Policy*, vol. 19:3, 202–209.
- Romano G., Guerrini A. e Masserini L. (2013 a), Endogenous and environmental determinants of water pricing policy in Italy, working paper.
- Romano G., Salvati N. e Guerrini A. (2013 b), Factors affecting water utility companies' willingness to promote sustainable water use, working paper.
- Romano G., Salvati N., Martini M. e Guerrini A. (2013 c), Water utilities and the promotion of sustainable water use: an international insight, *Environmental Engineering and Management Journal*, vol. 12, 129–133.
- Ruester S. e Zschille M. (2010), The impact of governance structure on firm performance: An application to the German water distribution sector, *Utilities Policy*, vol. 18:3, 154–162.
- Ruijs A., Zimmermann A. e van den Berg M. (2008), Demand and distributional effects of water pricing policies, *Ecological Economics*, vol. 66, 506–516.

- Saal D. e Parker D. (2001), Productivity and price performance in the privatized water and sewerage companies of England and Wales, *Journal of Regulatory Economics*, vol. 20:1, 61–90.
- Sáez-Fernández F. J., González-Gómez F. e Picazo-Tadeo A. J. (2011), Opportunity costs of ensuring sustainability in urban water services, *International Journal of Water Resources Development*, vol. 27:4, 693–708.
- Sandoval-Solis S., McKinney D. C. e Loucks D. P. (2010), Sustainability index for water resources planning and management, *Journal of Water Resources Planning and Management*, vol. 137:5, 381–390.
- Sauri D. (2003), Lights and shadows of urban water demand management: the case of the metropolitan region of Barcelona, *European planning studies*, vol. 11:3, 229–243.
- Savenije H. G. H. (2002), Why water is not an ordinary economic good, or why the girl is special, *Physics and Chemistry of the Earth*, vol. 27, 741–744.
- Savenije H. G. H. e Var der Zaag P. (2002), Water as an Economic Good and Demand Management Paradigms with Pitfalls, *Water International*, vol. 27:1, 98–104.
- Schwarz N. e Ernst A. (2009), Agent-based modeling of the diffusion of environmental innovations — An empirical approach, *Technological Forecasting & Social Change*, vol. 76, 497–511.
- Sleich J. e Hillenbrand T. (2009), Determinants of residential water demand in Germany, *Ecological Economics*, vol. 68, 1756–1769.
- Sibly H. (2006), Efficient Urban Water Pricing, *The Australian Economic Review*, vol. 39:2, 227–237.
- Silvestre H. C. (2012), Public-private partnership and corporate public sector organizations: Alternative ways to increase social performance in the Portuguese water sector? *Utilities Policy*, vol. 22, 41–49.
- Simonovic S. P. (1997), Sustainable development of water resources: introduction, *Hydrological Sciences Journal*, vol. 42:4, 449–450.
- Simonovic S. P. (2001), Measures of sustainability and their utilization in practical water management planning, *Regional Management of Water Resources, Proceedings of a*

- symposium held during the Sixth IAHS Scientific Assembly at Maastricht, The Netherlands, July 2001, n. 268, 3–16.
- Skipworth P. J., Saul A. J. e Machell J. (1999). The effect of regional factors on leakage levels and the role of performance indicators. *Water and Environment Journal*, vol. 13:3, 184–188.
- Smith A. (1776), *An Inquiry into the Nature and Causes of the Wealth of Nations*, London.
- Starkl M. e Brunner N. (2004), *Journal of Environmental Management*, vol. 71, 245–260.
- Statzu V. e Strazzera E. (2007), The effect of a tariff reform on the demand of water for residential uses: a panel data analysis of water consumption in Sardinia, XIX Conferenza della Società Italiana di Economia Pubblica.
- Sullivan C. (2002), Calculating a water poverty index. *World Development*, vol. 30:7, 1195–1210.
- Survis F. D. e Root T. L. (2012), Evaluating the effectiveness of water restrictions: A case study from Southeast Florida, *Journal of Environmental Management*, vol. 112, 377–383.
- Syme J. G., Nancarrow B. E. e Seligman C. (2000), The Evaluation of Information Campaigns to Promote Voluntary Household Water Conservation, *Evaluation Review*, vol. 24, 539–578.
- Testa F. (2001), *Aspetti manageriali della transizione al mercato nelle public utilities locali*, Cedam, Padova.
- Testa F. (2005), I servizi pubblici locali tra regolamentazione e concorrenza, in Dezi L. Gilardoni A., Testa F. (a cura di), *Economia e management delle imprese di pubblica utilità*, Cedam, Padova, 51–98.
- Thorsten R. E., Eskaf S. e Hughes J. (2009), Cost plus: Estimating real determinants of water and sewer bills, *Public Works Management and Policy*, vol. 13:3, 224–238.
- Timmins C. (2003), Demand-side technology standards under inefficient pricing regimes, *Environmental and Resource Economics*, vol. 26, 107–124.
- Torres M. e Morrison-Paul C. J. (2006), Driving forces for consolidation or fragmentation of the US water utility industry: a cost function approach with endogenous output. *Journal of Urban Economics*, vol. 59:1, 104–120.

- Tsai Y., Cohen S. e Vogel R. M. (2011), The impacts of water conservation strategies on water use: four case studies, *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 47:4, 687–701.
- Tupper H. e Resende M. (2004), Efficiency and regulatory issues in the Brazilian water and sewerage sector: an empirical study. *Utilities Policy*, vol. 12:1, 29–40.
- UN (2003), United Nations World Water Assessment Programme. *The World Water Development Report 1: Water for people, water for life*. UNESCO, Paris.
- UN Water.Org (2013), World water day 2013, available at <http://www.unwater.org/water-cooperation-2013>, last accessed 19.10.2013.
- UNESCO (2009), *Water in a changing world*, The United Nations World Water Development Report 3, Unesco Publishing.
- Van den Bergh J. (2008), Environmental regulation of households: An empirical review of economic and psychological factors, *Ecological Economics*, vol. 66, 559–574.
- Van Vliet M. T. H., Franssen W. H., Yearsley J. R., Ludwig F., Haddeland I., Lettenmaier D. P. e Kabat P. (2013), Global river discharge and water temperature under climate change, *Global Environmental Change*, vol. 23, 450–464.
- Vié J., Hilton-Taylor C. e Stuart S. M. (a cura di) (2009), *Wildlife in a Changing World. An analysis of the 2008 IUCN red list of threatened species*. Gland, IUCN. Risorsa on-line <http://data.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/RL-2009-001.pdf>
- Videras J. e Alberini A. (2000), The appeal of voluntary environmental programs: which firms participate and why?, *Contemporary Economic Policy*, vol. 18:4, 449–461.
- Vörösmarty C. J., Green P., Salisbury J. e Lammers R. B. (2000), Global water resources: vulnerability from climate change and population growth, *Science*, vol. 289, 284–288.
- Vörösmarty C. J., McIntyre P. B., Gessner M. O., Dudgeon D., Prusevich A., Green P., Glidden S., Bunn S. E., Sullivan C. A., Reidy Liermann C. e Davies P. M. (2010), Global threats to human water security and river biodiversity, *Nature*, vol. 467, 555–532.
- Waddams C. e Clayton K. (2010), *Consumer choice in the water sector*, ESRC Centre for Competition Policy, University of East Anglia.

- Walter M., Cullmann A., von Hirschhausen C., Wand R. e Zschille M. (2009), Quo vadis efficiency analysis of water distribution? A comparative literature review, *Utilities Policy*, vol. 17, 225–232.
- Wang Y. D., Song J. S., Byrne J. e Yun S. J. (1999), Evaluating the persistence of residential water conservation: a 1992–1997 panel study of a water utility program in Delaware, *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 35:5, 1269–1276.
- Willis R. M., Stewart R. A., Panuwatwanich K., Jones S. e Kyriakides A. (2010), Alarming visual display monitors affecting shower end use water and energy conservation in Australian residential households, *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 54, 1117–1127.
- Willis R. M., Stewart R. A., Giurco D. P., Talebpour M. R. e Mousavinejad A. (2013), End use water consumption in households: impact of socio–demographic factors and efficient devices, *Journal of Cleaner Production*, vol. 60, 107–109.
- Woo C. K. (1992), Managing water supply shortage: interruption vs. pricing. Department of Economics and Finance, City Polytechnic of Hong Kong, working paper.
- Wooldridge J. M. (2009), *Introductory Econometrics. A modern approach*. South–Wester Cengage Learning, Canada.
- World Commission on Environment and Development WCED (1987), *Our common future*, Oxford University Press, Oxford.
- World Resources Institute (2013), *Aqueduct METADATA document*, working paper.
- Worthington A. C. e Hoffman M. (2008), An empirical survey of residential water demand modelling, *Journal of Economic Surveys*, vol. 22:5, 842–871.
- WWAP (World Water Assessment Programme) (2012), *The United Nations World Water Development Report 4. Managing Water under Uncertainty and Risk*. Paris, UNESCO.
- Yurdusev M. A. e Kumanhoglu A. A. (2008), Survey–Based Estimation of Domestic Water Saving Potential in the Case of Manisa City, *Water Resources Management*, vol. 22:3, 291–305.
- Zaki S. e Amin N. (2013), Is the Tap Locked? An Event History Analysis of Piped Water Access in Ouagadougou, Burkina Faso, *Urban Studies*, vol. 50:5, 1292–1310.

Zetland D. e Gasson C. (2013), A Global Survey of Urban Water Tariffs – Are They Sustainable, Efficient and Fair?, *International Journal of Water Resources Development*, vol. 29:3, 327-342.

Zschille M. e Walter M. (2012), The performance of German water utilities: a (semi)-parametric analysis, *Applied Economics*, vol. 44:29, 3749-3764.