

Francesco Marangon
Tiziano Tempesta

*Dipartimento di Scienze Economiche
Università di Udine
e-mail: marangon@uniud.it*

*Dipartimento Territorio e Sistemi
Agro-forestali
Università di Padova
e-mail: tiziano.tempesta@unipd.it*

*Parole chiave: acque sotterranee,
spese difensive, valutazione
contingente*

L'inquinamento da atrazina delle acque sotterranee.

Un confronto tra metodi alternativi per la stima monetaria del danno ambientale*

Groundwater is the main clean drinking water resource in Italy. Many groundwater contamination events have caused health damage. These events have rarely been evaluated. We used Contingent Valuation and Averting Costs methods in order to put a monetary value on the atrazine contamination of groundwater. Our survey was conducted in a municipality in the Friuli Venezia Giulia region in North East Italy. We found that Averting Costs underestimate contamination damage with respect to the contingent valuation, but the difference is not statistically significant. The results highlight the opportunity of further researches in this field in order to verify if the approaches of private appraisal, although not theoretically correct, could be a good proxy of the consumer surplus.

1. Introduzione

Le acque sotterranee¹ costituiscono una risorsa di primaria importanza poiché possono fornire una pluralità di beni e servizi a favore dell'intera collettività. Le acque sotterranee, infatti, possono essere consumate direttamente (acque potabili) oppure essere trasformate nell'ambito di vari processi produttivi (irrigazione colture, allevamento bestiame, preparazione alimenti, raffreddamento impianti e macchinari, ecc.). Le acque sotterranee svolgono inoltre importanti funzioni ambientali e ricreative poiché spesso riforniscono i corsi d'acqua superficiali tramite le risorgive (Abdalla, 1994; Bergstrom *et al.*, 1996).

In Italia la produzione di acqua potabile è garantita dai prelievi di falda che rappresentano l'85% di tutti i prelievi di acqua destinata alla potabilizzazione. In particolare al Nord gli usi civili sono soddisfatti prevalentemente dalle acque di falda (90%), mentre al Sud acquista importanza fondamentale l'uso delle acque

* L'articolo è frutto del lavoro comune degli autori. Francesco Marangon ha tuttavia curato la stesura dei paragrafi 4, 5 e 6; Tiziano Tempesta ha curato la stesura dei paragrafi 2, 3 e 7; in comune l'introduzione e le conclusioni. Gli autori desiderano ringraziare i due referee per le correzioni e gli utili suggerimenti forniti al fine di rendere più comprensibile e coerente il lavoro.

¹ Secondo il Decreto legislativo n. 152/99, che contiene Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento, si considerano acque sotterranee quelle che si trovano al di sotto della superficie del terreno, nella zona di saturazione ed in diretto contatto con il suolo ed il sottosuolo (art. 2).

di invasi superficiali (Ministero dell'Ambiente, 2001). Per quanto concerne l'acqua fornita dagli acquedotti, le fonti di approvvigionamento sono per più dell'80% di origine sotterranea (Zavatti, 1997; APAT, 2002).

Lo sviluppo economico ha comportato nel tempo un aumento della domanda di acque sotterranee e, parallelamente, ha determinato numerosi fenomeni di inquinamento che hanno, in taluni casi, ridotto fortemente la qualità delle acque e la possibilità che esse siano utilizzate a fini alimentari e domestici. L'inquinamento delle acque sotterranee avviene meno frequentemente rispetto a quello delle acque superficiali, poiché le falde sono protette dallo strato di terreno soprastante. Il suolo, essendo sede di importanti processi chimico-fisici e biologici di attenuazione della concentrazione degli inquinanti, agisce da filtro naturale. Tuttavia esistono delle sostanze tossiche che passano inalterate attraverso gli strati porosi e non vengono attaccate dai microrganismi presenti nel terreno (Bianucci e Ribaldone Bianucci, 1978). Purtroppo la gravità dell'inquinamento delle acque profonde viene acuita dal fatto che, rispetto a quelle superficiali, sono molto più lente nel ricambio. Pertanto, una volta contaminate, possono impiegare anche decenni prima di riacquistare una qualità elevata, ammesso che i danni non siano irreversibili (Zavatti, 1997; Addis e Cavallini, 1998).

I casi di inquinamento delle falde acquifere in Italia sono stati assai numerosi negli ultimi decenni e molto spesso sono stati causati dal settore agricolo. Nonostante il continuo verificarsi di tali fenomeni, solo poche ricerche hanno cercato di quantificare in termini monetari l'entità del danno (Press e Söderqvist, 1998; Stampini, 1998). Anche in campo internazionale, peraltro, le ricerche nel campo della valutazione monetaria dei danni da inquinamento alle acque sotterranee non sono molto numerose (Abdalla *et al.*, 1990, 1992; Abdalla, 1994; Crutchfield *et al.* 1995; US-EPA, 1995; Whitehead e Van Houtven, 1997; Görlach e Interwies, 2003) e riguardano prevalentemente gli usi alimentari. D'altro canto l'attenzione nei confronti delle tematiche accennate è molto alta, come può ad esempio testimoniare quanto in corso di elaborazione a livello comunitario. Infatti, la Commissione Europea, così come previsto dall'articolo 17 della Direttiva 2000/60/CE (Direttiva quadro in materia di acque)², ha predisposto una proposta di Direttiva comunitaria centrata proprio sui problemi della tutela della qualità delle acque sotterranee³.

² Oltre alle disposizioni della Direttiva 80/68/CEE sulla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento provocato da talune sostanze pericolose, la protezione delle acque è anche trattata dalla Direttiva 2000/60/CE (Direttiva quadro in materia di acque), che è la legislazione fondamentale per la protezione dell'ambiente acquatico europeo. L'articolo 17 della Direttiva quadro prescrive che il Parlamento europeo e il Consiglio adottino, sulla base di una proposta della Commissione, misure specifiche per prevenire e controllare l'inquinamento delle acque sotterranee, tramite la definizione di criteri comuni concernenti le tendenze qualitative e il buono stato chimico.

³ La Commissione Europea ha approvato nel settembre 2003 una proposta di Direttiva del Parlamento Europeo e del Consiglio sulla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento (COM(2003) 550 def). La proposta introduce, per la prima volta, obiettivi qualitativi, obbligando gli Stati membri a monitorare e valutare la qualità delle acque sotterranee, secondo uno schema armonico per l'intera UE.

Di fronte alle problematiche accennate, il presente studio si è posto l'obiettivo di confrontare la stima del danno ambientale ottenibile tramite l'analisi delle spese difensive e tramite la stima del surplus del consumatore realizzata con la valutazione contingente. L'indagine ha preso le mosse da un caso di inquinamento della falda freatica causato dall'atrazina in Friuli Venezia Giulia nel 1996. Attraverso un'indagine compiuta nel 1999 sono state raccolte informazioni circa i costi sostenuti dai cittadini per far fronte all'emergenza idrica. Inoltre, agli stessi intervistati è stato chiesto di esprimere la disponibilità a pagare per evitare che in futuro si possano ancora verificare fenomeni simili. È stato così possibile porre a confronto la stima del danno ottenibile tramite l'analisi delle spese difensive e quella ottenibile con la valutazione contingente. Successivamente sono stati elaborati dei modelli interpretativi che hanno consentito di meglio comprendere i fattori che stanno alla base dei costi sostenuti e della disponibilità a pagare dichiarata.

2. I metodi di valutazione del danno ambientale alle acque sotterranee

La stima monetaria del danno causato dall'inquinamento delle falde acquifere può essere realizzata ricorrendo essenzialmente a tre gruppi di metodologie:

- stima della riduzione del valore di mercato dell'acqua;
- stima dei danni economici subiti dalle attività produttive che utilizzano l'acqua come input;
- stima dei danni subiti dai consumatori.

Il primo approccio può essere utilizzato solo nel caso in cui esista un mercato dell'acqua di tipo concorrenziale, in cui, quindi, il prezzo rifletta correttamente le preferenze sociali.

Il danno economico delle attività produttive deriva essenzialmente dalla perdita di produttività della risorsa e/o dalla necessità di acquistare dei sostituti (qualora esistano). In linea del tutto generale la stima potrà essere attuata calcolando la variazione dei profitti delle imprese coinvolte. Va però osservato che, almeno per quanto attiene l'inquinamento agricolo delle acque sotterranee, il danno può essere considerato trascurabile per la quasi totalità delle attività economiche, con la sola esclusione delle produzioni agro-alimentari.

La stima dei danni subiti dai consumatori, infine, può essere realizzata ricorrendo alle metodologie di stima dei beni senza mercato che possono essere suddivise (Mitchell e Carson, 1989) in:

- metodi indiretti (*o revealed preferences*) quali il metodo del costo di viaggio (*travel cost*), il metodo del prezzo edonico (*hedonic pricing*);
- metodi diretti (*stated preferences*) quali la valutazione contingente, la *conjoint analysis*.

Alcuni autori hanno proposto di inserire tra i metodi indiretti il metodo delle spese difensive (*averting costs*) (Witthehead e Van Houten, 1997; Pireddu, 2002) che

si basa sull'analisi della relazione che si instaura tra danno ambientale e costi sostenuti per porvi rimedio.

Per quanto attiene le acque sotterranee il metodo del costo di viaggio non risulta praticamente utilizzabile poiché, come noto, si presta esclusivamente alla stima del valore ricreativo del territorio e quindi dei benefici che derivano dall'uso delle acque superficiali (fiumi, laghi, mare). Anche il metodo del prezzo edonistico incontra in questo caso forti limitazioni di tipo operativo, data la difficoltà di poter disporre di valori immobiliari attendibili in aree caratterizzate da una diversa qualità delle acque presenti nel sottosuolo. Gli unici due approcci utilizzabili per la stima del valore delle acque sotterranee sono quindi la valutazione contingente e l'analisi delle spese difensive. Il ricorso al metodo delle spese difensive potrebbe, almeno in linea teorica, consentire di individuare la domanda di "acqua potabile" e quindi di "salute". I costi sostenuti dalle famiglie per ovviare ai danni arrecati alle acque di falda sono, infatti, sicuramente legati da una relazione di complementarità debole alla qualità delle acque stesse e quindi, per converso, allo stato di salute connesso al loro consumo.

Sull'opportunità di utilizzare l'uno o l'altro strumento vi sono peraltro opinioni assai discordanti all'interno del mondo scientifico. Secondo alcuni autori (Defrancesco *et al.*, 2001) l'analisi delle spese difensive sarebbe sempre da preferire poiché si basa sull'osservazione di comportamenti reali ed oggettivi e va quindi esente dalle problematiche operative che talvolta possono inficiare le stime prodotte con i metodi non di mercato (specialmente la valutazione contingente). Il ricorso ad alcune categorie classiche dell'estimo italiano – quali il valore di surrogazione o il valore di costo – potrebbe fornire il necessario supporto metodologico ed operativo. Al contrario, altri autori (Laughland *et al.*, 1996) hanno messo in dubbio la possibilità che le spese difensive siano da considerare preferibili a priori ai metodi di stima non di mercato. I sostenitori di questa posizione hanno posto in risalto che, da un punto di vista teorico, non è possibile stabilire a priori se il calcolo delle spese difensive permetta di pervenire alla giusta quantificazione dei danni ambientali che, in ogni caso, è costituita dai cambiamenti del surplus dei consumatori e dei produttori.

3. Spese difensive e surplus del consumatore

Con il termine spese difensive possiamo intendere, in linea generale, tutti quei costi che sono sostenuti dalle famiglie o dalle imprese al fine di mitigare i danni dovuti all'inquinamento o, in generale, alla riduzione della qualità ambientale. Nel caso delle acque potabili si possono ricordare i costi degli impianti di depurazione, il costo per l'acquisto di acque minerali, le spese per l'acquisto di filtri, i costi per lo scavo di nuovi pozzi una volta che la falda più superficiale sia inquinata, i costi di derivazione di acque da altre località, le spese per il trasporto tramite autobotti, le spese di ripristino e bonifica.

Da un punto di vista concettuale, le spese difensive possono essere ricondotte ad alcune categorie analitiche tipiche dell'estimo privato⁴. Ad esempio, l'acquisto

di acqua minerale viene considerato un tipico costo di surrogazione nel caso di inquinamento delle fonti potabili. Va però sottolineato che il costo di surrogazione così inteso non può essere considerato una misura del tutto corretta delle perdite di benefici sociali. È infatti noto che in un'ottica pubblica il danno deve essere in ogni caso misurato tramite le variazioni del surplus dei consumatori o di quello dei produttori.

Tramite l'analisi delle spese difensive sarebbe possibile però, almeno in linea teorica, pervenire ad una stima delle variazioni del surplus del consumatore qualora si potesse individuare una relazione di complementarità debole tra spese sostenute e qualità dell'acqua o stato di salute del consumatore⁵.

La stima di una siffatta funzione è però assai complessa, sia perché non si dispone di una adeguata base di dati che possa mettere in relazione spese difensive e salute delle persone, sia perché risulta oggettivamente complesso individuare una unità di misura dello stato di salute o anche della stessa qualità delle acque.

Del resto, la possibilità di poter risalire alla funzione di domanda di qualità ambientale, e quindi alla stima delle variazioni del surplus, tramite l'analisi delle spese difensive è soggetta ad alcune limitazioni di un certo rilievo. Le spese difensive non devono in primo luogo riguardare l'acquisto di beni congiunti. Il fenomeno può invece verificarsi facilmente nel caso dell'acqua poiché la qualità dell'acqua minerale è spesso assai diversa da quella dell'acquedotto. I maggiori costi sostenuti per l'acquisto di acqua minerale possono essere dovuti sia alla necessità di sopprimere alla carenza di acqua potabile causata dall'inquinamento, sia il desiderio di consumare acqua con caratteristiche organolettiche migliori. In linea di principio bisognerebbe considerare come spesa difensiva l'acquisto di acqua con caratteristiche analoghe a quella dell'acquedotto o dei pozzi privati. Un problema in parte simile può porsi nell'acquisto di filtri che non sempre si limitano alla sola depurazione dell'acqua del rubinetto, ma spesso ne modificano il gusto. In secondo luogo le spese difensive possono trascurare alcune importanti voci di costo quali, ad esempio, le perdite di tempo dovute all'acquisto dell'acqua, o alla necessità di farla bollire. Altrettanto complesse da quantificare sono le spese mediche future connesse al fatto di aver consumato acque dannose per la salute (Withead *et al.*, 1998).

In alternativa, si può cercare di individuare se esista una qualche relazione tra surplus del consumatore e spese difensive sostenute per comprendere se ed in che misura i costi sostenuti possano essere considerati una proxy accettabile delle misure hicksiane di surplus o di variazione.

Per chiarire la relazione tra spese difensive e surplus del consumatore si consideri, a titolo esemplificativo, il caso di un lavoratore il cui reddito dipenda dalle

⁴ Per semplicità con il termine "Estimo privato" si farà riferimento a quella parte delle discipline estimative che riguarda la stima dei beni per i quali sussiste un mercato, mentre con "Estimo pubblico" si farà riferimento alle metodologie relative alla stima di beni privi di mercato o per i quali il valore di mercato non riflette pienamente le preferenze sociali a causa dei fenomeni di fallimento del mercato.

⁵ Una siffatta funzione assumerebbe lo stesso significato della funzione gite-costi di viaggio che viene usualmente stimata nel travel cost individuale.

giornate di lavoro effettuate in un dato arco di tempo. Per rendere più semplice ed intuitiva l'esposizione si è fatto riferimento alla relazione tra reddito percepito (e quindi giornate di lavoro) e stato di salute. In questo caso le variazioni di surplus corrispondono ai cambiamenti nel reddito percepito corrispondenti a vari livelli di qualità ambientale. L'analisi, pur facendo riferimento ad un caso specifico, consente di pervenire a risultati di carattere generale permettendo di superare le difficoltà di fornire una quantificazione monetaria di beneficio marginale dovuto a livelli diversi di salute. Non va inoltre trascurato che lo stabilire un trade-off tra reddito e stato di salute pone dei problemi di carattere etico e morale che, data la finalità della ricerca, non sono stati presi in considerazione⁶.

Si può considerare che il numero di giornate lavorative, e quindi il reddito (R), sia correlato positivamente al suo stato di salute (S) o, in altri termini, che il reddito, possa essere ridotto dalle giornate di malattia. Avremo quindi:

$$R = r(S) \quad \text{con } r'(S) > 0; \quad (1)$$

Si può d'altro canto supporre che lo stato di salute dipenda, oltre che da alcuni fattori individuali (X) che si possono assumere costanti, anche dalla situazione ambientale in cui egli vive (ad esempio dal livello di inquinamento dell'acqua) (I) nonché dalle spese difensive sostenute per porre rimedio alla scarsa qualità ambientale (C_d).

$$S = s(X; I; C_d) \quad \text{con } s'(I) < 0; s'(C_d) > 0; \quad (2)$$

Combinando la (1) con la (2) si può pervenire alla relazione che sussiste tra reddito e spese difensive.

$$R = \rho(X; I; C_d) \quad \text{con } \rho'(C_d) > 0; \quad (3)$$

Se ne può quindi ricavare che tra reddito e spese difensive deve sussistere una relazione di proporzionalità diretta.

La funzione (2) può essere trasformata in una funzione di costo.

$$C_d = c(X; I; S) \quad (4)$$

In cui le spese difensive sostenute sono poste in relazione al livello di inquinamento ambientale ed allo stato di salute desiderato. La funzione pone in evidenza che all'aumentare del livello di inquinamento ambientale, il mantenimento di un dato livello di salute comporta dei costi crescenti.

Per analizzare da un punto di vista teorico la relazione tra benefici sociali e spese difensive nella fig.1 viene illustrato l'equilibrio del consumatore in diverse

⁶ Per un inquadramento analitico più completo e articolato della relazione tra spese difensive e disponibilità a pagare si vedano: Abdalla *et al.* (1990); Whitehead *et al.* (1998).

ipotesi di inquinamento dell'ambiente, cui corrispondono diverse funzioni del costo marginale. In particolare, oltre alla funzione del reddito marginale (RM) che evidenzia le modificazioni al margine del reddito del lavoratore conseguenti ai cambiamenti nel suo stato di salute, sono riportate tre funzioni di costo marginale delle spese difensive (CM_d) che corrispondono a livelli crescenti di inquinamento e, quindi, di costi da sostenere per poter godere di un certo stato di salute.

Supponendo che inizialmente non vi sia inquinamento, lo stato di salute sarà pari a S_0 e $RM = 0$. In questo caso ovviamente non vi saranno spese difensive di alcun genere. Il reddito percepito sarà ORS_0 .

Se il livello di inquinamento aumenta, per il lavoratore diverrà conveniente affrontare dei costi per ridurre i danni alla salute e le conseguenti perdite di reddito. Se la funzione delle spese difensive marginali è CM_{d1} allora per il lavoratore sarà conveniente sostenere una spesa pari all'area OAS_1 per poter raggiungere uno stato di salute pari a S_1 . La perdita di reddito conseguente all'inquinamento sarà OAS_0 di cui S_1AS_0 è costituita da minori guadagni e OAS_1 dai maggiori costi. La somma OAS_0 corrisponde alla disponibilità a pagare ex-ante del lavoratore per

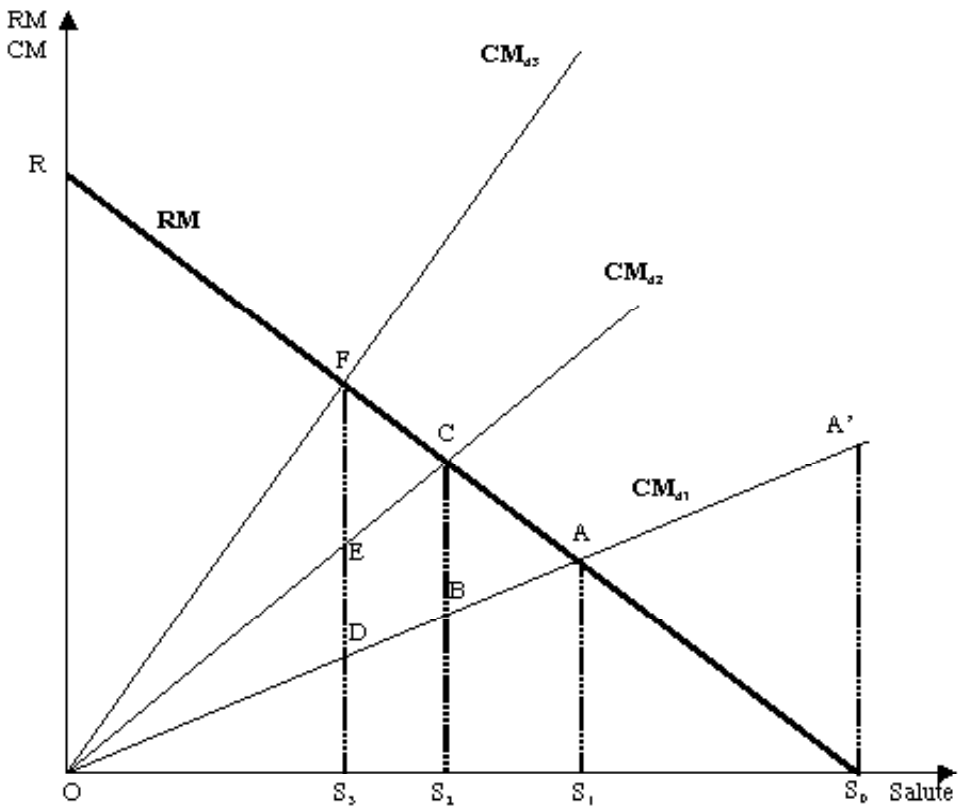


Figura 1. Variazioni del surplus del consumatore e spese difensive.

evitare che aumenti l'inquinamento dell'ambiente, mentre OAS_1 corrisponderà alle spese difensive sostenute ex-post. Considerazioni analoghe a quelle svolte si possono infatti fare avendo quale riferimento le funzioni di spesa difensive marginali CM_{d2} e CM_{d3} . Se ne può ricavare, quindi, che le spese difensive ex-post sono sempre inferiori alla disponibilità a pagare (cioè alla effettiva perdita di benefici sociali) qualsiasi sia il livello di inquinamento.

In secondo luogo si può osservare che, comunque, deve sussistere una correlazione positiva tra spese difensive e danno ambientale, per cui, almeno entro certi limiti, la stima delle spese difensive potrebbe costituire una proxy (*lower bound*) accettabile della perdita sociale. È noto infatti che le possibili fonti di errore nell'applicazione della valutazione contingente sono molto numerose (Mitchell e Carson, 1989; Arrow *et. al.*, 1993, Marangon e Tempesta, 2001) per cui il calcolo di costi per molti versi oggettivi potrebbe essere preferibile a stime che possono contenere un certo margine di aleatorietà. Il confronto a livello empirico della relazione esistente tra disponibilità a pagare per evitare il verificarsi di fenomeni di inquinamento e le spese difensive effettivamente sostenute a seguito di un evento di inquinamento idrico può fornire perciò utili elementi conoscitivi per poter stabilire se ed in quale misura le spese difensive possano essere considerate a livello operativo una proxy accettabile delle variazioni di benessere sociale.

Il modello illustrato in fig. 1 pone comunque in evidenza un altro elemento di interesse analitico. Si può infatti vedere che le spese necessarie a ripristinare il livello di benessere iniziale (cioè a riportare lo stato di salute al livello S_0), corrispondono all'area OAS_0 , e sono notevolmente superiori sia alla perdita di benessere sociale (OAS_0), sia all'entità delle spese difensive da considerarsi ottimali sul piano sociale (e nel caso specifico anche individuale) (OAS_1), una volta che sia peggiorata la qualità dell'ambiente. Voler stimare il danno ambientale attraverso i costi necessari a riportare il consumatore ad uno stato di salute pari a quello iniziale, comporta sempre una notevole sovrastima della perdita di benessere sociale. In altri termini l'ipotesi di calcolare le spese difensive sulla situazione ex-ante è da considerarsi errata sul piano teorico.

Si noti, peraltro, che la normativa in materia di danno ambientale vigente in Italia tende a valutare il danno principalmente tramite i costi necessari a ripristinare la situazione ex-ante. L'art. 18, comma 8, della Legge 349/86 dispone infatti che "Il giudice, nella sentenza di condanna, dispone, ove possibile, il ripristino dello stato dei luoghi a spese del responsabile". Il comma 6 del medesimo articolo peraltro dispone che "Il giudice, ove non sia possibile una precisa quantificazione del danno, ne determina l'ammontare in via equitativa, tenendo comunque conto della gravità della colpa individuale, del costo necessario per il ripristino e del profitto conseguito dal trasgressore in conseguenza del suo comportamento lesivo dei beni ambientali". Da questa formulazione si potrebbe comprendere che il ricorso a criteri di valutazione basati sui costi di ripristino o sui profitti debba essere subordinato alla verifica preventiva dell'impossibilità di quantificare correttamente il danno⁷.

⁷ Si osservi peraltro che il costo di ripristino non è necessariamente una componente del danno sociale poiché, in taluni casi, i danni possono essere totalmente reversibili anche in assenza di

4. L'inquinamento delle acque sotterranee in Friuli Venezia Giulia

La qualità delle acque sotterranee del Friuli Venezia Giulia

Le acque sotterranee del Friuli Venezia Giulia rappresentano una ricchezza naturale di particolare rilievo per due principali motivazioni: da un lato la loro relativamente ampia disponibilità⁸, dall'altro la facilità ed il basso costo di approvvigionamento su buona parte del territorio regionale. La maggior parte dei residenti in regione deriva l'acqua dal sottosuolo mediante pozzi, non solo a fini potabili ma anche per usi irrigui, industriali, zootecnici. In alcune zone della regione le acque sotterranee vengono messe in commercio come acque minerali, mentre verso la costa divengono fonte di energia geotermica (ARPA-FVG, 2002).

La qualità delle acque sotterranee viene controllata attraverso una rete regionale di campionamento gestita dai Dipartimenti Provinciali dell'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente del Friuli Venezia Giulia, con campionamenti in una serie di pozzi pubblici e privati. Il sistema di monitoraggio ha permesso di rilevare diversi episodi di contaminazione delle acque sotterranee, dovuti a rilasci di sostanze inquinanti provenienti da diverse attività (smaltimento dei rifiuti, produzioni industriali, agricoltura e zootecnia) nonché da inquinamenti di natura microbiologica (ARPA-FVG, 2002).

L'inquinamento di origine agricola, oggetto del presente studio, è com'è noto legato per la maggior parte all'uso dei concimi chimici e dei cosiddetti "pesticidi". Tra le Regioni italiane, il Friuli Venezia Giulia è uno dei maggiori utilizzatori di queste sostanze (INEA, 2002) e ciò rappresenta uno dei rischi di contaminazione diffusa di maggiore rilevanza, considerata la struttura idrogeologica e pedologica del territorio regionale. L'utilizzo di fertilizzanti chimici azotati e di residui organici di origine animale sono le principali cause del deterioramento della qualità delle acque sotterranee (ma anche di quelle superficiali), poiché sono caratterizzati da forti concentrazioni di azoto nella forma più solubile. Oltre ai fertilizzanti, anche il consumo dei prodotti fitosanitari ha provocato nel passato problemi legati alla contaminazione delle falde sotterranee, specialmente nella zona di pianura in cui si colloca il caso di studio affrontato di seguito.

alcun intervento dell'uomo. È infatti noto che molti ecosistemi presentano forti capacità di ritornare alla situazione originaria che limitano fortemente nel lungo periodo l'effetto degli impatti antropici. Si pensi, ad esempio, al caso dei boschi percorsi dal fuoco.

⁸ Dal punto di vista idrogeologico, il territorio pianeggiante del Friuli Venezia Giulia viene tradizionalmente ripartito in tre zone: Alta, Media e Bassa Pianura. Le acque meteoriche e quelle dei corpi idrici che provengono dalle aree montane vanno a formare nell'Alta e Media pianura una ricca falda freatica indifferenziata e continua che si trova ad una profondità variabile tra 100 e 40m dal piano campagna, divenendo sempre più superficiale fino ad emergere dando vita alla cosiddetta "linea delle risorgive", che attraversa l'intera pianura dalla provincia di Pordenone a Ovest a quella di Gorizia a Est. Sotto di tale linea si trova un complesso multifalda costituito da una decina di acquiferi artesiani stratificati (ARPA-FVG, 2002).

La contaminazione delle falde sotterranee da atrazina

I prodotti fitosanitari utilizzati nei processi produttivi agricoli sono i preparati contenenti una o più sostanze attive destinati a proteggere i vegetali da organismi nocivi, influire sui processi vitali dei vegetali, eliminare le piante indesiderate, eliminare parti di vegetali, frenare o evitare un indesiderato accrescimento di questi ultimi. In relazione al parassita che combattono si possono distinguere questi prodotti in: anticrittogamici; insetticidi; erbicidi e diserbanti; altri prodotti fitoiatrici (come coadiuvanti, fitoregolatori, integratori). La classe degli erbicidi comprende anche quelli triazinici che hanno trovato largo impiego nella coltivazione del mais, nei rimboschimenti, nel diserbo di aree industriali ed a lato di strade e ferrovie (Plossi e Stefanelli, 1997).

In particolare, l'atrazina è un diserbante che ha trovato largo uso per combattere le malerbe; si presenta come una polvere assunta dalle piante parassite per assorbimento fogliare e radicale ed esplica la sua azione erbicida tramite l'inibizione del processo di fotosintesi clorofilliana (Ribaud e Bouzaher, 1994). Dopo lo spargimento sui suoli agrari, può volatilizzarsi e disperdersi ad opera degli agenti atmosferici oppure, a causa del dilavamento dei terreni, contaminare la rete superficiale di irrigazione e dei fiumi. Ma l'effetto più grave è senza dubbio la contaminazione delle acque sotterranee per azione della pioggia che penetra nel terreno, un processo notevolmente amplificato dalla forte tendenza dell'atrazina a rimanere in soluzione acquosa (Ribaud e Bouzaher, 1994; Press e Söderqvist, 1998). Una volta filtrata, l'atrazina viene ben trattenuta dai suoli ad alto contenuto di sostanza organica e argilla dove viene trasformata per effetto dell'attività microbica, mentre in terreni ghiaiosi e sabbiosi, come quelli che caratterizzano la media pianura friulana, i processi di immobilizzazione sono notevolmente ridotti (Leita e Visintini-Romanin, 1996).

L'atrazina ha avuto un'ampia diffusione nell'agricoltura del Friuli Venezia Giulia (e non solo) principalmente per la sua selettività e per l'elevata efficacia in diverse condizioni e nel tempo; inoltre ha dimostrato una certa versatilità d'impiego. Ma ciò che ne ha decretato l'estesa applicazione è senza dubbio stata l'economicità rispetto a prodotti alternativi. Per questi motivi il diserbante ha in certi casi determinato un utilizzo eccessivo rispetto alle dosi consigliate (1,5-2 kg per ettaro). Dopo anni di utilizzo continuativo e costante del prodotto sono emersi i primi limiti: la pressione selettiva sulle malerbe ha determinato la progressiva assuefazione e la nascita di specie sempre più resistenti, la persistenza nel terreno ha comportato problemi alle colture successive, ma la conseguenza più grave è la presenza in tracce nelle acque destinate al consumo umano.

In Italia, in recepimento della Direttiva 80/778/CEE, l'impiego di atrazina è stato vietato con il DPCM dell'8.2.1985 (caratteristiche di qualità delle acque destinate al consumo umano) successivamente abrogato e sostituito dal DPR 236/88. Quest'ultimo Decreto ha determinato il limite di atrazina nelle acque potabili: la concentrazione massima ammissibile di antiparassitari e prodotti assimilabili per componente separato non può superare 0,1 mg per litro, mentre per gli antiparassitari in totale è 0,5 mg per litro. Il DPR 236/88 è stato sostituito dal Decreto Legislativo

2 febbraio 2001, n. 31 (integrato e modificato dal D.Lgs. n. 27 del 2 febbraio 2002) che recepisce la Direttiva 98/83/CE e introduce (a decorrere dalla fine del 2003) una diversa disciplina per le acque destinate al consumo umano. Ulteriori informazioni sulle concentrazioni limite di sostanze inquinanti si trovano inoltre nel Decreto Ministeriale 25 ottobre 1999, n. 471, concernente la messa in sicurezza, bonifica e ripristino ambientale dei siti inquinati.

Più in generale la difesa della qualità delle acque sotterranee costituisce un elemento fondamentale della normativa nazionale di tutela delle acque dall'inquinamento, contenuta nel Decreto Legislativo 11 maggio 1999, n. 152, così come integrato dal Decreto Legislativo n.258/2000. Il D.Lgs. 152/99, conosciuto come Testo Unico sulle Acque, è stato originato dalla necessità di provvedere al recepimento della Direttiva CEE 91/271, concernente il trattamento delle acque reflue urbane, e della Direttiva CEE 91/676, relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonte agricola.

Un provvedimento importante in materia di atrazina è quello rappresentato dal Decreto del Ministero della Sanità del 16 maggio 1996 in cui si affermava che non era possibile rimuovere il divieto di vendita ed impiego dei prodotti fitosanitari a base di atrazina in quanto non vi erano dati sufficienti che permettessero di escludere ragionevolmente il rischio di inquinamento delle acque potabili.

In Friuli Venezia Giulia il divieto di commercializzazione risale al 1986, seguito dalla completa messa al bando del prodotto nel 1989 con Decreto del Presidente della Giunta Regionale n. 933 (Stefanini, 1997). Il monitoraggio della concentrazione di atrazina e dei suoi metaboliti, che avevano provocato negli anni '80 problemi legati alla contaminazione delle falde, viene effettuato in Friuli Venezia Giulia dai Dipartimenti Provinciali dell'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi tecnici (ARPA). I risultati dei controlli effettuati nella seconda metà degli anni '90 denotano una situazione in progressivo miglioramento. Infatti, almeno per quanto riguarda le province di Pordenone e Udine, si osserva un significativo aumento della percentuale dei campioni che rispettano il limite stabilito dal DPR 236/88. Per contro non va sottovalutato il fatto che nel quinquennio esaminato l'incidenza dei controlli che hanno presentato quantità dei "pesticidi" al di sopra della soglia di 0,15 è stata costantemente e nettamente superiore al 10%. Da studi effettuati dall'Università di Trieste (Cucchi *et al.*, 1999) è risultato che la vulnerabilità è particolarmente elevata dove la falda freatica è prossima al piano di campagna e presenta elevate escursioni del livello piezometrico.

Il caso di studio

Il problema della presenza di atrazina nelle acque sotterranee del Friuli Venezia Giulia ha avuto una punta di attenzione nel 1996 quando le strutture all'epoca deputate al controllo della qualità delle acque (i Presidi Multizonali di Prevenzione - PMP - delle Aziende Sanitarie) hanno denunciato il superamento dei limiti di legge (DPR 236/88) per la tutela della qualità delle acque destinate al consumo umano (Plossi e Stefanelli, 1997). Sono state così emanate ordinanze di divieto del consumo delle acque inquinate e si è provveduto alla fornitura di acqua potabile

con mezzi alternativi (autobotti e distribuzione di acqua minerale). La contaminazione ha colpito gran parte dei comuni della Media e Bassa pianura friulana, sia al di sopra che al di sotto della linea delle risorgive.

La contaminazione delle risorse idriche ha interessato anche i pozzi del Comune di Palmanova, una cittadina in Provincia di Udine situata appena al di sopra della linea delle risorgive, al confine tra la Media e la Bassa Pianura Friulana. Il Comune si compone di tre frazioni: Palmanova, Sottoselva e Jalmicco. Il fulcro del comune è la città stessa di Palmanova, centro di numerose attività commerciali e meta di interesse storico-culturale.

Quando nel 1996 si è verificato l'allarme atrazina in Friuli Venezia Giulia, Palmanova fu uno dei comuni più colpiti suscitando molta apprensione tra i residenti. All'epoca il servizio di erogazione dell'acqua era assicurato in parte dall'acquedotto comunale, alimentato da 4 pozzi e gestito in economia dal Comune, mentre per rifornire la frazione di Jalmicco l'acqua veniva acquistata dal Consorzio per l'Acquedotto del Friuli Centrale. Tra la fine di maggio ed i primi di giugno del 1996, in seguito alle segnalazioni del PMP, fu emessa una serie di Ordinanze del Sindaco con cui si impose la chiusura di tutti i pozzi ubicati nel territorio del comune. Nell'immediato l'emergenza venne gestita dalla Protezione Civile che mise a disposizione dei cittadini delle autobotti ed in alcuni casi si preoccupò di rifornirli direttamente.

Successivamente, nel mese di agosto iniziarono i lavori di perforazione di un nuovo pozzo che avrebbe rifornito l'intero comune (ad eccezione di Jalmicco che era allacciato alla rete del CAFC dal 1994). Tale pozzo, profondo ben 350 metri, venne ultimato già a settembre, mentre il permesso di utilizzo dell'acqua giunse alla fine di marzo dell'anno successivo, ma solo per la frazione di Palmanova. A Sottoselva invece i disagi si protrassero più a lungo, fino a gennaio del 1998 quando, con l'entrata di Palmanova nel CAFC, venne nuovamente garantita la potabilità dell'acqua in tutte le frazioni.

Dalla seppur breve descrizione di quanto accaduto a Palmanova nel 1996, è evidente che i disagi subiti dalla popolazione sono stati notevoli sia sotto l'aspetto pratico (l'approvvigionamento da autobotti durò per quasi due anni), sia dal punto di vista economico, rappresentato non solo dalle spese effettivamente sostenute per far fronte al problema (maggiori spese per l'acquisto di acqua in confezione o per l'acquisto di filtri domestici), ma anche da aspetti di danno ambientale che richiedono una specifica valutazione.

5. La metodologia di indagine

Per analizzare le spese difensive sostenute in occasione dell'emergenza idrica a Palmanova e confrontarle con la disponibilità a pagare (WTP) è stata effettuata un'indagine presso i residenti del comune di Palmanova. A tale riguardo è stato predisposto un apposito questionario strutturato in tre parti.

Nella prima parte è stato chiesto agli intervistati di ripensare al periodo in cui si è verificata l'emergenza atrazina. Per ottenere il valore più realistico possi-

bile della WTP è stata posta una serie di domande relative al grado di memoria e di preoccupazione destata dal problema, alla percezione del rischio attribuito all'utilizzo dell'acqua contaminata, agli eventuali disagi pratici e le conseguenze economiche, nonché l'importo medio annuo pagato per il servizio di acquedotto. In questa parte è stato chiesto di quantificare il maggiore costo sostenuto a causa dell'inquinamento idrico. In particolare sono state indicate quattro voci principali:

- aumento della bolletta dell'acqua;
- costo per l'acquisto di acqua in bottiglia;
- costi per poter approvvigionarsi di acqua dalle autobotti;
- costi per l'acquisto di filtri per il rubinetto.

Tra le voci di costo non è invece stato inserito il valore del tempo impiegato per poter svolgere le operazioni precedenti sia perché sarebbe stato estremamente difficile quantificarlo, sia perché sarebbe risultato difficile stabilire quale valore unitario attribuire al tempo perso.

Nella seconda parte del questionario è stato proposto un mercato ipotetico teso a far esprimere la WTP utilizzando la tecnica del metodo referendario con una successiva domanda di *follow up* nel continuo⁹. Al riguardo si è proposto all'intervistato la seguente situazione:

Ipotizziamo che dalle analisi effettuate dagli Enti competenti, si siano riscontrate nuovamente tracce di atrazina nell'acqua destinata ad usi potabili. L'Autorità Pubblica, per garantire che l'acqua distribuita sia conforme ai parametri qualitativi imposti dal DPR 236/88, decide l'acquisto di filtri a carboni attivi, che verranno installati nei pressi dei pozzi di raccolta. La spesa per l'acquisto dei filtri verrà in parte finanziata con un contributo statale, mentre la restante quota graverà sugli utenti in termini di aumento della bolletta dell'acqua". Sarebbe disposto/a a pagare una somma di denaro per il finanziamento di tale progetto, evitando pertanto i disagi pratici ed economici derivanti dalla contaminazione delle falde acquifere da atrazina. Se sì, come famiglia, sareste disposti a pagare in termini di incremento annuo della bolletta dell'acqua un importo di Lire XXX?

Sono stati proposti cinque valori distinti anche se, come già osservato, si è ritenuto utile far seguire una domanda di *follow up* utile per evidenziare eventuali fenomeni di *yea-saying* (Blamey et al., 1999).

Nella terza parte del questionario, infine, sono state richieste alcune informazioni socio-economiche sul nucleo familiare (numero dei componenti occupati e

⁹ Come indicato da Mitchell e Carson (1989, pag. 104) l'utilizzo di una domanda di *follow up* nel continuo è da preferirsi quando sia lecito attendersi un elevato numero di risposte pari a zero. Gli stessi autori hanno utilizzato questo approccio nella stima della riduzione del rischio di inquinamento alle acque (Mitchell e Carson, 1986).

non, settore d'impiego degli occupati e professione, età, sesso e reddito netto medio annuo) e sull'intervistato (sesso, età, professione, titolo di studio, iscrizione ad associazioni ambientaliste).

Per valutare il grado di chiarezza e di comprensione del questionario è stato effettuato un pre test su un campione di 15 persone. In questa fase 10 questionari sono stati consegnati e successivamente ritirati con richiesta di indicare le eventuali domande poco comprensibili e 5 sono stati sottoposti a soggetti con i quali si sono discussi i punti poco chiari. Il pre test si è dimostrato efficace per eliminare alcune domande inutili e per riformularne altre in maniera più chiara. Inoltre, ha evidenziato che i valori (*bid*) inizialmente proposti con il metodo referendario erano troppo bassi¹⁰.

L'indagine definitiva¹¹ è stata condotta mediante interviste dirette, nei primi mesi del 2000, su un campione di 208 famiglie, che rappresenta quasi il 10% del totale dei nuclei familiari del Comune di Palmanova (2.111 nel 1999) e forma nel complesso un insieme di 630 individui¹². Per dare pieno conto della realtà oggetto di indagine è stata realizzata una stratificazione su base territoriale del campione. Il comune è stato suddiviso in 5 zone ed in ognuna di esse il numero di interviste è stato proporzionale al numero di famiglie residenti.

6. Le caratteristiche socio-economiche e l'atteggiamento nei confronti dell'emergenza atrazina

L'illustrazione dei risultati dell'indagine prende avvio dalla sintesi di alcuni caratteri socio-economici descrittivi del campione di intervistati.

¹⁰ Sono state proposte 5 offerte: 10.000, 40.000, 70.000, 100.000 e 150.000 lire.

¹¹ La costruzione del questionario, il pretest e l'indagine finale, con la relativa codifica ed archiviazione informatica dei dati, sono stati realizzati dalla Dott.ssa Roberta Bignolini nel corso della stesura della tesi di laurea dal titolo *Valutazione economica del danno da inquinamento idrico: il caso dell'atraxina in Friuli Venezia Giulia*, anno accademico 1999/2000.

¹² La determinazione delle dimensioni ottimali di un campione nel caso di una distribuzione dicotoma dipende fortemente dalla probabilità con cui si verifica l'evento indagato. Ad esempio, qualora la frequenza dell'evento fosse pari a 0,5, per avere una stima attendibile con il 95% di probabilità, accettando un margine di errore del 5%, il campione dovrebbe essere composto di 384 unità. Quindi, qualora la frequenza attesa di risposte positive fosse pari a 0,5, con 5 bid il campione dovrebbe essere composto di 1920 unità (Vajani, 1969 pp. 163-166). Poiché però la frequenza delle risposte "SI" tende a diminuire all'aumentare dell'offerta, le dimensioni corrette del campione sono assai inferiori. Ad esempio, utilizzando la frequenza delle risposte affermative ottenute nell'indagine alle 5 bid proposte, ammettendo un margine di errore del 10% per avere risposte accettabili al 90% di probabilità sarebbe stato sufficiente effettuare 185 interviste. Riguardo alla dimensione che dovrebbe avere il campione per poter effettuare stime corrette della WTP nel continuo, si può far riferimento alle indicazioni fornite da Mitchell e Carson (1989 pp. 224-225). In questo caso, poiché il coefficiente di variazione della WTP è pari a 0,85 le dimensioni del campione per poter effettuare stime corrette con il 90% di probabilità sono di 200 unità. Una probabilità del 90% che le stime siano corrette, anche se non ottimale a fini inferenziali, pare accettabile nel caso di un'indagine che ha prevalentemente lo scopo di confrontare due metodi alternativi di stima del danno ambientale. Da ultimo si osservi che nell'affrontare un problema analogo in un contesto territoriale per certi versi simile a quello oggetto di studio, Mitchell e Carson (2000) hanno utilizzato un campione di 237 famiglie.

Il gruppo dei 208 rispondenti è composto per il 43% da uomini e l'età media è di poco più di 45 anni. Il 61% del campione è costituito da occupati, mentre il restante 39% da casalinghe, pensionati e studenti. La maggior parte degli occupati è rappresentata da lavoratori dipendenti (70%), il 24% da lavoratori autonomi e solo il 6% da liberi professionisti. Il settore di impiego prevalente è costituito dai servizi (35%), seguito dalla Pubblica Amministrazione (27%) e dal commercio (18%); l'11% risulta impiegato nell'industria, l'8% nell'artigianato e solo l'1% nel settore agricolo. Per quanto concerne il livello di istruzione il 17% dichiara di aver conseguito la laurea o titoli equivalenti, il 39% degli intervistati ha dichiarato di possedere il diploma di scuola media superiore, il 30% la licenza media; infine il 13% possiede la licenza elementare o è privo di titolo di studio. L'ultimo quesito rivolto a ciascun intervistato riguarda un dato definibile come *proxy* dell'interesse per le problematiche ambientali ed ha permesso di rilevare che il 90% degli intervistati dichiara di non essere iscritto ad alcuna associazione ambientalista.

Accanto alle informazioni specifiche riguardanti il soggetto che ha risposto alle domande del questionario, sono state raccolte alcune notizie sugli altri componenti del nucleo familiare. Come accennato in precedenza, le 208 famiglie coinvolte nell'indagine comprendono nell'insieme 630 componenti, con una media di 3 individui per nucleo. Per oltre la metà (51%) si tratta di soggetti non attivi (casalinghe, studenti e pensionati). Per la parte rimanente (49%) si è riscontrato che la maggioranza è lavoratore dipendente (69%), il 26% lavoratore autonomo ed il 5% libero professionista. La distribuzione per settore di attività pone al primo posto (34,5%) i servizi, a seguire il commercio con il 21% e la Pubblica Amministrazione con il 20%; nell'industria e nell'artigianato opera rispettivamente il 13,5% ed il 10%, mentre solo l'1% nell'agricoltura.

Per meglio comprendere quali fattori possano influire sulle spese difensive e sulla WTP, oltre alle caratteristiche socio-economiche, sono state considerate delle variabili che descrivono l'atteggiamento soggettivo nei confronti dell'inquinamento da atrazina delle falde.

Il 95% degli intervistati ha dichiarato di risiedere nel comune di Palmanova fin da prima che si presentasse il problema. Il 70% del campione mantiene ben vivo in memoria lo stato di emergenza e i disagi che ha comportato; il 29% ricorda la situazione non chiaramente e solo un trascurabile 1% non ha alcun ricordo dei fatti accaduti. Il 58% dei soggetti intervistati è venuto a conoscenza del problema attraverso i mass media, il 39% è stato informato dalle Autorità Pubbliche, il 25% in famiglia, mentre il 14% dagli amici.

Ai fini della stima della WTP si è ritenuto utile chiedere il livello di preoccupazione destato dall'emergenza atrazina. Il 19% si è detto molto preoccupato ed il 45% si è abbastanza allarmato; il rimanente 36% si suddivide fra il 26% che ha dichiarato uno scarso livello di apprensione ed il 10% che ha affermato di non essersi per niente turbato per quanto accadeva.

Il 91% degli intervistati ritiene che l'atrazina contenuta nell'acqua potabile utilizzata in casa presenti dei rischi per la salute. Alla richiesta di "quantificare" il livello di rischio, si è riscontrato che oltre la metà (55%) dei rispondenti lo ha definito di alta (gravi malattie) o almeno media (disturbi più accentuati) entità; il 16%

lo ha collocato ad un basso livello (lievi e trascurabili disturbi), mentre il 28% non ha saputo specificarlo. Un approfondimento delle opinioni di coloro che hanno valutato la presenza di atrazina nell'acqua priva di effetti dannosi ha fatto venire a galla soprattutto un giudizio sui valori irrisori del livello di inquinamento, ritenuti non influenti sullo stato di salute degli utilizzatori.

Il questionario ha cercato di cogliere un parere generale delle famiglie intervistate sul livello di qualità attribuito all'acqua proveniente dai rubinetti della propria abitazione. Si è così constatato che ben il 57% esprime un giudizio negativo, definendo la risorsa di qualità mediocre per il 43% del campione e addirittura pessima per il 14%; sull'altro versante, invece, il 39% lo reputa discreto e solo il 3% lo considerano ottimo. Durante l'indagine più persone hanno lamentato una presenza eccessiva di cloro nell'acqua di casa propria; inoltre, è emerso che 3 famiglie su 4 non la utilizzano come bevanda abituale. In più si riscontra che l'11% non usa l'acqua del rubinetto nemmeno per cucinare e che il 4% non lava cibi con essa.

L'impossibilità di bere l'acqua di acquedotto per l'87,5% degli intervistati ha avuto almeno una ripercussione pratica. La più frequente (67%) risulta il maggior acquisto di maggior acqua in confezione, seguita dall'approvvigionamento presso le autobotti (57%). Il 37% delle persone sentite ha asserito di non aver cucinato con l'acqua di acquedotto ed il 25% ha evitato addirittura di lavare i cibi.

7. Le spese difensive e la disponibilità a pagare

La parte del questionario tesa ad indagare il valore del danno dovuto alla presenza di atrazina nell'acqua potabile, è stata introdotta da un primo quesito esplorativo sulla presenza di effetti economici dell'inquinamento. Il 25% del campione ha dichiarato di non aver subito alcuna ripercussione economica, mentre il 75% ha affermato il contrario. Tra questi ultimi, il 90% ha indicato un aumento della spesa per l'acquisto di acqua in confezione, il 14% ha dichiarato di aver subito un aumento della bolletta dell'acqua¹³; l'11% ha acquistato filtri domestici mentre il 7% ha avuto delle spese per poter usufruire del servizio di autobotti.

I costi medi sostenuti dagli intervistati a causa dell'inquinamento nel periodo di durata dell'emergenza sono stati così stimati:

- acquisto acqua minerale: 24.462 lire/famiglia (€ 12,63)
- acquisto filtri: 20.165 lire/famiglia (€ 10,41)
- aumento bolletta: 22.924 lire/famiglia (€ 11,84)
- utilizzo acqua da autobotti: 943 lire/famiglia (€ 0,49)

¹³ In effetti nel corso degli anni '90 le tariffe locali sono triplicate, pur rimanendo sensibilmente al di sotto della media nazionale. L'aumento significativo dei prezzi non è però dovuto al fenomeno atrazina in quanto si è registrato nel 1998 con l'entrata di Palmanova nel CAFC (cfr. par. 4). In ogni caso va ricordato che il cambiamento di gestore del servizio si è reso necessario per poter utilizzare l'acqua proveniente da fonti non inquinate.

Si può quindi valutare, pur con una certa cautela dovuta alle imprecisioni connesse alla stima svolta a qualche anno di distanza dei costi sostenuti, che le spese difensive connesse all'inquinamento da atrazina hanno avuto un importo medio pari a L. 68.495 (€ 35,37) per famiglia, con un intervallo di confidenza al 95% di probabilità compreso tra L. 47.400 (€ 24,48) e L. 89.490 (€ 46,22). Si tratta – è bene ribadirlo – di una stima orientativa poiché, ad esempio, non tiene conto delle perdite di tempo che pure l'emergenza ha causato, oltre ai danni morali dovuti all'apprensione generata tra la popolazione.

La stima della disponibilità a pagare è stata effettuata sia con il metodo della scelta dicotomica che tramite la media delle WTP dichiarate con la domanda di *follow-up*. Come visto con il mercato contingente è stata chiesta la WTP per finanziare un progetto che in futuro avrebbe evitato il ripetersi di fenomeni di inquinamento dell'acqua potabile distribuita dall'acquedotto. L'89% dell'intero campione ha dichiarato di essere disposto a pagare una somma per finanziare l'acquisto dei filtri, mentre il restante 11% (23 intervistati) ha dato una risposta negativa.

Analizzando i motivi di coloro che hanno manifestato una WTP nulla, 9 intervistati hanno affermato che tali spese non dovrebbero gravare sull'utente, ma sulla Regione, sul Comune o su chi gestisce il servizio di acquedotto; 3 persone ritengono corretto farle finanziare dai responsabili dell'inquinamento. Altre espressioni di protesta riguardano la mancanza di fiducia nelle Autorità, la scarsa trasparenza del sistema, o la spesa eccessiva già sostenuta. Si tratta quindi di atteggiamenti di protesta per cui queste interviste non sono state considerate al fine del calcolo della WTP media.

Seguendo una prassi consolidata il calcolo della WTP con il metodo referendario è avvenuto tramite la stima della distribuzione di frequenza cumulata tramite un modello logit in cui, tra le variabili indipendenti, oltre all'importo da pagare (*bid*), sono state inserite altre variabili indipendenti (Brown *et al.* 1996; Smith, 1996; Pate e Loomish, 1997; Poe *et al.*, 1997). Tale approccio si rivela utile poiché permette di analizzare i fattori che influenzano la disponibilità a pagare e quindi di meglio comprendere le caratteristiche della domanda di qualità ambientale. Le variabili riportate nel modello in tab. 1 sono state selezionate con una procedura di *forward logit selection*.

La WTP media, calcolata con il metodo proposto da Hanemann (1984), tramite la funzione riportata in tab. 1 è pari a L. 88.673 (€ 45,77) per famiglia e per anno con un intervallo di confidenza al 95% di probabilità compreso tra 65.668 lire/anno (€ 33,89) e 136.841 lire/anno (€ 70,13)¹⁴. Tramite le dichiarazioni fatte dagli intervistati nella domanda di *follow-up* è stata stimata una WTP media inferiore, pari a L. 79.569 (€ 41,09) per anno con un intervallo di confidenza al 95% di probabilità compreso tra L. 68.396 (€ 35,32) e L. 83.541 (€ 43,15) per anno.

¹⁴ Per il calcolo della WTP media alle covariate del modello è stato attribuito il valore medio del campione. In questo modo viene ricalcolata la costante del modello logistico che di fatto viene così ricondotto all'usuale formulazione in cui è presente una sola variabile indipendente (il livello di offerta).

La stima effettuata con il metodo referendario è, quindi, maggiore di quella calcolata attraverso la media dei valori dichiarati nella domanda di *follow up*. La tendenza del metodo referendario a sovrastimare il valore del surplus del consumatore è ormai ampiamente documentata in letteratura, anche se nel caso di studio la differenza si può considerare di modesta entità e non significativa sul piano statistico¹⁵. I valori della WTP sono risultati essere assai simili a quelli proposti da Stampini (1998) che, in un caso di inquinamento da idrocarburi, ha stimato una WTP media annua per famiglia di 95.000 lire. Si noti peraltro che alcune ricerche svolte in Canada, negli USA e in Europa hanno posto in evidenza la presenza di una grande variabilità nella disponibilità a pagare per la salvaguardia delle acque da utilizzare per usi potabili (Crutchfield *et al.*, 1995; Görlach e Interwies, 2003; Whitehead e Van Houtven, 1997).

La WTP calcolata con i due approcci è superiore alle spese difensive, dato coerente con il modello teorico proposto in precedenza e con i risultati di altre ricerche (Laughland *et al.*, 1996). Si può però notare che tale differenza non è significativa sul piano statistico. Potremmo quindi concludere che, almeno in prima istanza, la stima del danno ambientale tramite l'analisi delle spese difensive fornisce importi simili a quelli ottenibili tramite la stima della WTP effettuata attraverso la valutazione contingente.

Alla base di tale convergenza ci potrebbero comunque essere dei fenomeni di "ancoraggio" della WTP alle spese difensive sostenute durante l'emergenza atrazina. È parso quindi utile verificare se ed in che misura i due aggregati economici siano correlati tra loro cercando anche di elaborare dei modelli interpretativi che consentano in qualche modo di convalidare le stime fornite (*construct validity*) (Laughland *et al.*, 1996).

Il primo dato emerso confrontando spese difensive e WTP è che in realtà tra le due grandezze non esiste alcuna correlazione. L'analisi del diagramma di dispersione ed il confronto dei valori a coppie ha posto in evidenza che, a livello individuale, tra le due grandezze non vi è alcuna relazione.

La realizzazione di modelli interpretativi sia della WTP (tab. 1 e tab. 2) che delle spese difensive (tab. 3) consente di acquisire alcuni elementi interpretativi del fenomeno¹⁶. I modelli presentano alcuni elementi comuni di un certo interesse. Si può infatti osservare che la WTP e le spese difensive aumentano con il grado di preoccupazione destato dall'inquinamento idrico da atrazina e sono inoltre influenzate dal tipo di utilizzo che viene fatto dell'acqua nonché dal tipo di disagio patito durante l'emergenza idrica. Nei modelli delle spese e della WTP stimata nel continuo è presente anche la radice quadrata del reddito, dato coerente con il modello teorico proposto in precedenza. Il coefficiente di regressione è infatti positivo e la presenza nel modello della radice quadrata del reddito sta ad indicare che l'effetto marginale è via via decrescente.

¹⁵ La tendenza del metodo referendario a fornire una sovrastima della disponibilità a pagare è stata segnalata anche con specifico riferimento alla valutazione delle acque sotterranee da Boyle *et al.*, 1994.

¹⁶ I modelli sono stato stimati con procedura stepwise.

Tra i modelli vi sono però delle divergenze assai rilevanti che riguardano sia il tipo di variabili in essi presenti che il segno e il valore dei coefficienti. Innanzitutto il reddito fa aumentare in proporzione molto di più le spese difensive che la WTP. La WTP inoltre aumenta con il titolo di studio, mentre per le spese difensive avviene l'inverso. Le spese difensive paiono essere maggiormente influenzate da alcuni fattori socio-economici quali la presenza di non occupati in famiglia e il settore occupazionale, nonché da variabili relative al rischio associato all'inquinamento ed alla qualità dell'acqua del proprio rubinetto. Al contrario la WTP pare essere maggiormente condizionata dalle caratteristiche culturali (adesione ad associazioni ambientaliste, elevato titolo di studio).

Sia il modello relativo alle spese difensive che quello relativo alla WTP oltre ad alcuni indubbi elementi di forza, pongono in risalto pertanto anche alcuni elementi di debolezza delle stime. Ad esempio sulla WTP ha influito anche il ricordo dell'emergenza idrica conservato dall'intervistato (tab. 1), oppure la fonte da cui sono state ottenute le informazioni relative all'emergenza in atto (tab. 2). Ad uno scarso ricordo è associata una WTP più bassa, così come a fonti informative poco qualificate (la famiglia) corrisponde una WTP maggiore. Le spese difensive sono

Tabella 1
Fattori che influiscono sulla WTP.

-2 Log Likelihood		78,528	
Goodness of Fit		95,504	
Cox & Snell - R ²		0,587	
Nagelkerke - R ²		0,808	
% risposte stimate correttamente		90,53%	
	coefficiente	Errore standard	Signif.
RICOR2	-1,4769	0,7071	0,0367
PREOC4	1,7451	0,8662	0,0439
LAVCIBO	3,1655	1,4197	0,0258
DISAGI1	-2,8773	1,0180	0,0047
LAURE	1,8651	0,8591	0,0299
SUPER	2,2491	0,7311	0,0021
NEWBID2	-0,0873	0,0156	0,0000
Constant	3,9636	1,5232	0,0093

Legenda

RICOR2 = dummy non ricorda molto bene l'emergenza atrazina

PREOC4 = dummy intervistato molto preoccupato dell'emergenza atrazina

LAVACIBO = dummy acqua utilizzata per lavare gli alimenti

DISAGI1 = dummy tipo di disagio impossibilità di utilizzare l'acqua per bere

NEWBID = importo su cui è stata dichiarata la disponibilità a pagare

LAUREA = dummy titolo di studio laurea

SUPER = dummy titolo di studio diploma scuola superiore

Tabella 2
 Modello interpretativo della WTP tramite il metodo dei minimi quadrati.
 R^2 corretto = 0,22 - F = 8,7834 - Sign. F = 0,0000

Variabili	Coefficienti	Errore standard	Beta	t-student	Significatività t
(Constant)	25.554	14.199		1,7996	0,0735
ASSAMB	43.677	11.471	0,2544	3,8076	0,0002
REDD05	4.111	2.277	0,1282	1,8053	0,0726
DISAGI5	23.085	8.536	0,1827	2,7045	0,0075
DISAGI1	-25.953	11.029	-0,1573	-2,3530	0,0197
LAURE	31.210	10.579	0,2199	2,9502	0,0036
SUPER	17.990	7.962	0,1650	2,2594	0,0250
D3C	13.970	7.880	0,1146	1,7728	0,0779

Legenda:

ASSAMB = dummy appartenenza ad associazioni ambientaliste

REDD05 = radice quadrata del reddito

DISAGI5 = dummy tipo di disagio impossibilità di usare l'acqua per cucinare

DISAGI1 = dummy tipo di disagio impossibilità di utilizzare l'acqua per bere

LAURE = dummy titolo di studio laurea

SUPER = dummy titolo di studio diploma scuola superiore

D3C = dummy è venuto a conoscenza del problema attraverso la famiglia.

state fortemente condizionate dal rischio soggettivo associato alla presenza di atrazina nell'acqua, quindi ad un parametro che può risultare, entro certi limiti, assai aleatorio.

In definitiva pare di poter affermare che l'entità delle spese difensive e della WTP sono influenzate da alcune caratteristiche individuali in parte divergenti che dovranno essere attentamente analizzate per meglio comprendere se ed in che misura il ricorso all'una o all'altra misura debba essere considerato più utile e corretto nell'ambito della stima del danno ambientale.

8. Conclusioni

Il tema della conservazione dell'acqua potabile e della sua salvaguardia nei confronti di pericolosi fenomeni di inquinamento è andato assumendo nel tempo una importanza sempre maggiore, anche a causa di alcuni evidenti cambiamenti climatici in atto nella penisola italiana. Ciò è tanto più vero per le acque sotterranee i cui tempi di depurazione sono estremamente lunghi e per i quali appare estremamente complesso procedere ad interventi di bonifica. D'altro canto, l'agricoltura è il settore produttivo che è stato maggiormente implicato in passato in fenomeni di inquinamento delle acque specie da nitrati e da diserbanti. In questo quadro, la stima del danno sociale conseguente all'inquinamento delle falde causato dal settore

Tabella 3
Modello interpretativo dei fattori influenti sulle spese difensive.

Variabile dipendente = Spese difensive - R^2 corretto = 0,17 - F = 5,8128 - Sign. F = 0,0000

Variabili	Coefficienti	Errore standard	Beta	t-student	Significatività t
(Constant)	-117.449	50.547		-2,32357	0,02115
RISC3	95.317	28.483	0,24048	3,34645	0,00098
QUAL3	-54.392	20.321	-0,17189	-2,67663	0,00805
NONOCC	18.671	9.851	0,12014	1,89536	0,05948
DISAGI5	55.005	23.417	0,15359	2,34892	0,01980
ARTIG	-64.725	31.590	-0,12980	-2,04895	0,04177
PREOC2	61.130	23.615	0,17573	2,58860	0,01034
SERVIZ	-55.357	22.076	-0,17303	-2,50757	0,01295
REDD05	20.079	6.583	0,22477	3,05039	0,00259
ELEM	76.220	30.130	0,17366	2,52967	0,01218
RISC2	41.036	22.709	0,12532	1,80704	0,07225
(Constant)	-117.449	50.547		-2,32357	0,02115

Legenda:

RISC3 = dummy alto rischio per la salute attribuito al consumo di acqua contaminata con atrazina (gravi malattie)

QUAL3 = dummy qualità dell'acqua del rubinetto discreta

NONOCC = dummy numero persone non attive presenti nel nucleo familiare

DISAGI5 = dummy disagi connessi all'inquinamento: impossibilità di cucinare

ARTIG = dummy presenza di attivi nell'artigianato

SERVIZ = dummy presenza di attivi nei servizi

REDD05 = radice quadrata del reddito

PREOC2 = dummy l'emergenza atrazina ha destato poca preoccupazione

RISC2 = dummy medio rischio per la salute attribuito al consumo di acqua contaminata con atrazina (disturbi di un certo rilievo)

ELEM = titolo di studio licenza elementare

agricolo può essere un valido supporto alle decisioni da intraprendere nell'ambito delle politiche agrarie, quanto meno perché può consentire di disporre di un quadro più preciso delle esternalità connesse alla produzione agricola.

Del resto, anche in Italia, è divenuta sempre più pressante la disponibilità di metodologie di stima del danno ambientale che siano sia corrette sul piano scientifico sia utilizzabili in sede processuale. Benché il nostro quadro giuridico sia per molti versi ancora ambiguo rispetto al tema del danno ambientale (Stampini, 1998; Partesotti, 2001), è altrettanto evidente che il legislatore potrà procedere ad una revisione della normativa solo quando, come accaduto negli USA, sia supportato da una adeguata base conoscitiva e scientifica. Al riguardo va sottolineato che, con riferimento alle acque sotterranee, allo stato attuale in Italia sono state svolte solo pochissime ricerche, sia utilizzando la valutazione contingente sia utilizzando il metodo delle spese difensive. Per certi versi pare di poter ravvisare nel mondo della ricerca nazionale da una lato una sorta di diffidenza aprioristica nei confronti di metodologie

ampiamente utilizzate all'estero e, dall'altra, una fiducia nelle procedure dell'estimo privato (tradizionale) che però non è stata oggetto di alcuna verifica sperimentale in campo ambientale. Per certi versi si può affermare che, come l'estimo privato trova un supporto teorico essenzialmente nella teoria neoclassica dell'impresa, così l'estimo pubblico dovrebbe trovare un adeguato supporto nell'economia dell'ambiente. Inoltre, sarà necessario in futuro verificare attentamente quali siano i limiti operativi delle procedure dell'estimo privato applicate all'estimo pubblico.

L'indagine ha cercato di fornire un primo contributo in questa direzione ponendo a confronto la stima del danno da inquinamento delle falde acquifere effettuata con un metodo tipico delle stime ambientali con quella derivante da un tipico approccio di mercato (analisi delle spese difensive). Si è innanzitutto potuto osservare che, da un punto di vista strettamente teorico, l'analisi delle spese difensive non può essere considerata del tutto corretta poiché conduce ad una sottostima del vero danno sociale. Allo stato attuale quindi, l'analisi delle spese difensive può costituire al più una proxy del vero valore del danno. Si è anche potuto constatare che, sul piano strettamente operativo, la rilevazione dei costi sostenuti è cosa tutt'altro che semplice e può condurre a distorsioni che sono sicuramente paragonabili a quelle in cui si può incorrere tramite la valutazione contingente. Pur essendo indubbio che le modalità di svolgimento dello studio possono aver amplificato tali fonti di errore (la ricerca è stata svolta tre anni dopo il verificarsi dell'emergenza da inquinamento da atrazina) è altrettanto evidente che anche le analisi incentrate sui costi sostenuti dalle famiglie comportano importanti semplificazioni e assunzioni non facilmente accettabili e condivisibili.

Pur avendo ottenuto valori medi sostanzialmente convergenti con la valutazione contingente e con l'analisi delle spese difensive, si è anche visto che in realtà i due importi si diversificano notevolmente a livello individuale. L'analisi dei fattori che hanno influenzato l'entità delle spese difensive e la WTP ha permesso di evidenziare come il comportamento delle famiglie si diversifichi in maniera abbastanza significativa né pare di poter affermare che le spese effettivamente sostenute possano costituire un dato oggettivo e insindacabile. Come visto, infatti, esse sono notevolmente condizionate dalla percezione del rischio associato all'inquinamento delle acque che può a sua volta dipendere da considerazioni soggettive e prive di reale fondamento sul piano epidemiologico.

Si può quindi concludere affermando che, se da un lato le stime prodotte sembrano essere sufficientemente attendibili, poiché correlate significativamente ad importanti caratteristiche individuali e socio economiche, dall'altro si rendono sicuramente necessari ulteriori approfondimenti per migliorare le stime ed eliminare le potenziali fonti di errore che, indubbiamente, hanno influenzato i valori conseguiti con la ricerca svolta.

Bibliografia

Abdalla, W.C., (1994). Groundwater Values from Avoidance Cost Studies: Implications for Policy and Future Research. *American Journal of Agricultural Economics*. 76. pp. 1062-1067.

- Abdalla, C.W., Epp, D.J., e Roach, B.A., (1990). *Valuing Changes in Drinking Water Quality Using Averting Expenditures*. PennState Environmental Research Institute.
- Abdalla, C.W., Roach, B.A., Epp, D.J., (1992). Valuing Environmental Quality Changes Using Averting Expenditures: An Application to Groundwater Contamination. *Land Economics*. 68(2). pp. 163-169.
- Addis, D., e Cavallini, C. (1998). Protezione delle acque dolci superficiali e sotterranee nella normativa comunitaria. *Agricoltura delle Venezie*. 12. pp. 33-50.
- APAT – Agenzia per la Protezione dell’Ambiente e per i servizi tecnici, (2002). *Annuario dei dati ambientali. Edizione 2002*. APAT Stato dell’ambiente 7/2002. Roma.
- ARPA FVG – Agenzia Regionale per la Protezione dell’Ambiente del Friuli Venezia Giulia, (2002). *Rapporto sullo Stato dell’Ambiente. Anno 2001*. Milano.
- Arrow, K., Solow, R., Portney, P. R., Leamer, E.E., Radner, R., e Eshuman, E.H., (1993). Report to the General Counsel of the US National Oceanic and Atmospheric Administration panel on Contingent Valuation. Natural resource damage assessments under the Oil Pollution Act of 1990. *Federal Register*. 58(10). pp. 4601-4614.
- Bergstrom, J.C., Boyle, K.J., Job, C.A., e Kealy, M.J., (1996). Assessing the Economic Benefits of Ground Water for Environmental Policy Decision. *Water Resources Bulletin*. 32(2). pp.279-291.
- Bianucci, G., e Ribaldone Bianucci, E., (1978). *Il trattamento delle acque inquinate*. Milano. Hoepli.
- Blamey, R., Bennett, M., e Morrison, M., (1999). Yea-saying in contingent valuation surveys. *Land Economics*. 75(1). pp. 126-141.
- Boyle, K.J., Poe, G.L., e Bergstrom, J.C., (1994). What Do We Know About Grounwater Values? Preliminary Implication from a Meta Analysis of Contingent Valuation. *American Journal of Agricultural Economics*. 76. pp. 1055-1061.
- Brown T.C., Champ P.A., Bishop R.C., e McCollum D.W., (1996). Which responses format reveal the truth about donation to a public good, *Land Economics*, 72 (2), pp.152-66.
- Crutchfield, S.R., Feather P.M., e Hellerstein D.R. (1995). The Benefits of Protecting Rural Water Quality. An Empirical Analysis. *USDA – Agricultural Economic Report* n. 701.
- Cucchi, F., Massari, G., e Oberti, S., (1999). *Il chimismo delle falde freatiche e artesiane della Painura Friulana*. Quaderno del Museo Carsico Geologico e Paleontologico. n. 7. Trieste.
- Defrancesco, E., Rosato, P., e Rossetto, L. (2001). “La valutazione economica del risarcimento per danni all’ambiente ai sensi dell’art.18 L.n.349/1986: un approccio estimativo”. In: Marangon, F., Tempesta, T. (a cura di). *La valutazione dei beni ambientali come supporto alle decisioni pubbliche*. Udine. Forum Editrice Universitaria.
- Görlach, B., e Interwies, E. (2003). *Economic Assessment of Groundwater Protection: A survey of the Literature*. Berlin. Ecologic, Institute for International and European Environmental Policy.
- Hanemann, W.M., (1984). Welfare Evaluation in Contingent Valuation Experiments with Discrete Responses. *American Journal of Agricultural Economics*. 66(3). pp. 332-341.
- INEA, (2002). *Annuario dell’agricoltura italiana. Volume LV. 2001*. Napoli. Edizioni Scientifiche Italiane.
- ISTAT, (1991). *Acquedotti e reti di distribuzione dell’acqua potabile in Italia (Anno 1987)*. Roma. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato.
- Laughland, A.S., Musser, W.N., Shortle, J.S., e Musser, L.M. (1996). Construct Validity of Averting Cost Measures of Environmental Benefits. *Land Economics*. 72(1). pp. 100-112.
- Leita, L., e Visintini-Romanin, M., (1996). L'emergenza atrazina. *Rassegna Tecnica*. n. 4. pp. 18-22.
- Marangon, F., e Tempesta, T. (a cura di) (2001). *La valutazione dei beni ambientali come supporto alle decisioni pubbliche*. Udine. Forum Editrice Universitaria.
- Ministero dell’Ambiente, (2001). *Relazione sullo stato dell’ambiente*. Roma. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato.
- Mitchell, R.C., e Carson, R.T., (1986). Valuing Drinking Water Risk Reduction Using The Contingent Valuation Method: A Methodological Study Of Risk From TMT And Giardina, Draft Report To The U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C..
- Mitchell, R.C., e Carson, R.T., (1989). *Using Survey to Value Public Goods: the Contingent Valuation Method*. Washington. Resources for the Future.

- Mitchell, R.C., e Carson, R.T., (2000). Public Preferences Toward Environmental Risks: The Case Of Trihalomethanes, University Of California – San Diego, Department of Economics, Discussion Paper 2000-21.
- Partesotti, L., (2001). "Il danno ambientale e la sua valutazione. Gli strumenti giuridici a disposizione di cittadini, enti ed associazioni rinvenibili nella normativa e nella giurisprudenza comunitaria nazionale". In: Marangon, F., e Tempesta, T., (a cura di). *La valutazione dei beni ambientali come supporto alle decisioni pubbliche*. Udine. Forum Editrice Universitaria.
- Pate J., e Loomish J., (1997). The effect of distance on willingness to pay: a case study of wetlands and salmon in California, *Ecological Economics*, 20, pp.192-207.
- Pireddu, G., (2002). *Economia dell'ambiente*. Milano. Apogeo.
- Plossi, P., e Stefanelli, N., (1997). "Le Risorse idriche". In: Ecoistituto del F.V.G., *Rapporto – Stato dell'ambiente in Friuli – Venezia Giulia 1997*. Udine.
- Poe G.L., Welsh M.P., e Champ PA (1997). Measuring the difference in Mean Willingness to pay when *dichotomous choice* in contingent valuation responses are not independent), *Land Economics*, 73 (2), pp.255-67.
- Press, J., e Söderqvist, T. (1998). On Estimating the Benefits of Groundwater Protection: A Contingent Valuation Study in Milan. In Swanson, T.M., Vighi, M., *Regulating Chemical Accumulation in the Environment*, pp. 121-182. Cambridge. CUP.
- Ribaudo, M.O., e Bouzaher, A., (1994). *Atrazine: Environmental Characteristics and Economics of Management*. Resources and Technology Division, Economic Research Service, U.S. Department of Agriculture. Agricultural Economic Report No. 699.
- Smith V.K., (1996). Can contingent valuation distinguish economic values for different public goods?, *Land Economics*, 72 (2), pp 139-51
- Stampini, M., (1998). Il metodo delle valutazioni contingenti e la valutazione del danno ambientale: applicazione a un caso di inquinamento di acque pubbliche. *Economia Pubblica*. 1. pp. 89-117.
- Stefanini, S., (1997). Le acque sotterranee della pianura friulana. *Rassegna tecnica*. 4. pp. 15-19.
- US-EPA – United States Environmental Protection Agency (1995), *A Framework for Measuring the Economic Benefits of Ground Water*, EPA Interoffice Groundwater Valuation Workgroup, EPA 230-B-95-003, October 1995.
- Whitehead, J.C., Hoban, T.J., e Van Houtven, G.V., (1998). "Willingness to Pay and Drinking Water Quality: An Examination of the Averting Behavior Approach". In: 68th Annual Conference of the Southern Economic Association. Baltimore. November.
- Whitehead, J.C., e Van Houtven, G.V., (1997). *Methods for Valuing the Benefits of the Safe Drinking Water Act: Review and Assessment*. East Caroline University. Dept. of Economics-Working Paper.
- Vajani L., (1969). *Metodi statistici nelle ricerche di mercato*, ETAS Kompass, Milano
- Zavatti, A., (1997). "Qualità delle acque sotterranee: metodi di prevenzione e controllo". In: Funari, E., e Ottaviani, M. (a cura di). *Aspetti igienico-sanitari delle acque destinate al consumo umano*. Rapporti ISTISAN 97/9. Roma. pp. 147-174.