Marone E. (a cura di). Area vasta e governo del territorio, nuovi strumenti giuridici, economici ed urbanistici .ISSN 1826-249X (online)
© 2006 Firenze University Press

La valutazione del costo pieno delle risorse idriche: metodologie e problemi aperti.

Vittorio Gallerani, Davide Viaggi

Dipartimento di Economia e Ingegneria Agrarie, Università di Bologna

1. Introduzione e obiettivi

La direttiva quadro sull'acqua 60/2000/EC (WFD) costituisce il principale riferimento normativo per la regolamentazione dell'uso dell'acqua in Europa. L'applicazione è differenziata a livello locale, sulla base di distretti idrografici. L'implementazione della direttiva passa attraverso diverse fasi e dovrebbe essere completata nel 2012, al fine del raggiungimento del buono stato dei corpi idrici per il 2015 (WATECO, 2003).

Dopo un ritardo di oltre due anni, l'applicazione della direttiva quadro in Italia ha subito una improvvisa accelerazione con il decreto legislativo 152/2006 che regola la difesa del suolo e delle acqua, incluso il recepimento della direttiva 60/2000 (Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio, 2006).

La direttiva 60/2000 rappresenta un caso paradigmatico di innovazione nei processi decisionali riguardanti la gestione delle risorse su scala territoriale per almeno tre motivi:

- la scelta dell'area di riferimento a fini decisionali e di implementazione delle politiche (il distretto idrografico);
- le modalità di strutturazione del processo decisionale, basato su un processo ciclico finalizzato ad integrare contributi di carattere tecnico ed espressione delle preferenze degli stakeholder attraverso modalità partecipative;
- il ruolo importante dell'analisi economica.

Gli obiettivi ambientali da perseguire vengono definiti a livello di distretto idrografico, così come i "programmi di misure", vale a dire i pacchetti di strumenti di politica dell'acqua da attuare per raggiungere gli obiettivi fissati. Tra le misure da attuare, la direttiva pone l'accento su strumenti economici (nel senso di creatori di incentivi) quale la tariffazione volumetrica. La direttiva inserisce esplicitamente l'utilizzo di analisi economiche nella scelta di tali pacchetti di misure e, più in generale, nella gestione e nei processi politico-decisionali relativi alla risorsa idrica. A tal fine, un concetto centrale nell'applicazione della direttiva è quello del "costo pieno". Il costo pieno comprende i costi finanziari (privati), i costi opportunità dovuti alla sottrazione dell'acqua ad altri impieghi e i costi ambientali.

La direttiva prevede che il costo pieno rappresenti il punto di riferimento economico nel determinare il sistema di incentivi a carico dell'utilizzatore dell'acqua. L'applicazione rigorosa del recupero del costo pieno prevede che l'utente finale dell'acqua si faccia carico di tutti i costi conseguenti al suo utilizzo e, quindi, paghi un prezzo sufficientemente alto da consentire il recupero di tali costi. La direttiva tuttavia prevede che del costo pieno si debba "tenere conto" nella determinazione del prezzo dell'acqua senza dover essere interamente recuperato. La scelta circa la percentuale di costo pieno da recuperare viene lasciata alle amministrazioni locali responsabili dei piani di azione a livello di bacino.

L'obiettivo di questo contributo è quello di illustrare e discutere le metodologie per la valutazione monetaria del costo pieno e per la scelta delle forme di intervento da includere nei programmi di misure, alla luce, in particolare, del ruolo loro assegnato all'interno del processo decisionale proposto dalla direttiva 60/2000. Il lavoro farà riferimento prevalente alle problematiche relative al settore agricolo.

La realizzazione del presente contributo è stimolata sia dalla innovatività della direttiva 60/2000 (e dalla possibilità di utilizzarne l'esperienza per considerazioni di carattere generale sulle politiche delle risorse), sia dalle difficoltà riscontrabili nella sua applicazione. In particolare, le componenti del costo pieno si prestano a interpretazioni non univoche ed è prevedibile che sollecitino l'uso di un varietà di metodologie anche a rischio di risultati incongruenti (Heinz, 2005). A queste problematiche si aggiungono inoltre le peculiarità dovute all'uso della risorsa idrica nel settore agricolo (Johansson et al., 2002; Massarutto, 2002). Infine, è necessario tenere presente la complessità delle relazioni tra l'uso di criteri economici potenzialmente rigorosi e la varietà degli obiettivi e dei problemi decisionali locali posti dalla direttiva.

Il contributo è organizzato come segue. Nel paragrafo 2 viene illustrato il processo decisionale come proposto dalla direttiva 60/2000. Nel paragrafo 3 vengono illustrate le metodologie di valutazione proposte ed i relativi problemi di applicazione. Nel paragrafo 4 viene riportata una breve discussione conclusiva.

2. Il modello decisionale proposto dalla direttiva 60/2000 e l'analisi economica

Nonostante la notevole esperienza maturata negli ultimi decenni nel settore della valutazione economica delle risorse ambientali, tali esperienze hanno mantenuto un carattere prevalentemente accademico. Al contrario, la direttiva 60/2000 integra per la prima volta in modo esplicito strumenti di analisi economica nel processo decisionale relativo alle risorse idriche e rappresenta la prima esperienza nella normativa comunitaria su tematiche ambientali in cui l'analisi economica svolge un ruolo tanto ampio ed articolato.

Pur ponendo l'accento sull'importanza dell'analisi economica, tuttavia, la direttiva chiarisce che questa non rappresenta il criterio unico di decisione circa gli usi dell'ac-

qua. Al contrario, l'analisi economica ha il ruolo di informare il processo decisionale senza sostituirsi alla decisione.

Il processo proposto per l'implementazione della direttiva riproduce in buona parte la classica forma del ciclo delle politiche, basato sulla sequenza disegno-implementazione-valutazione (figura 1).

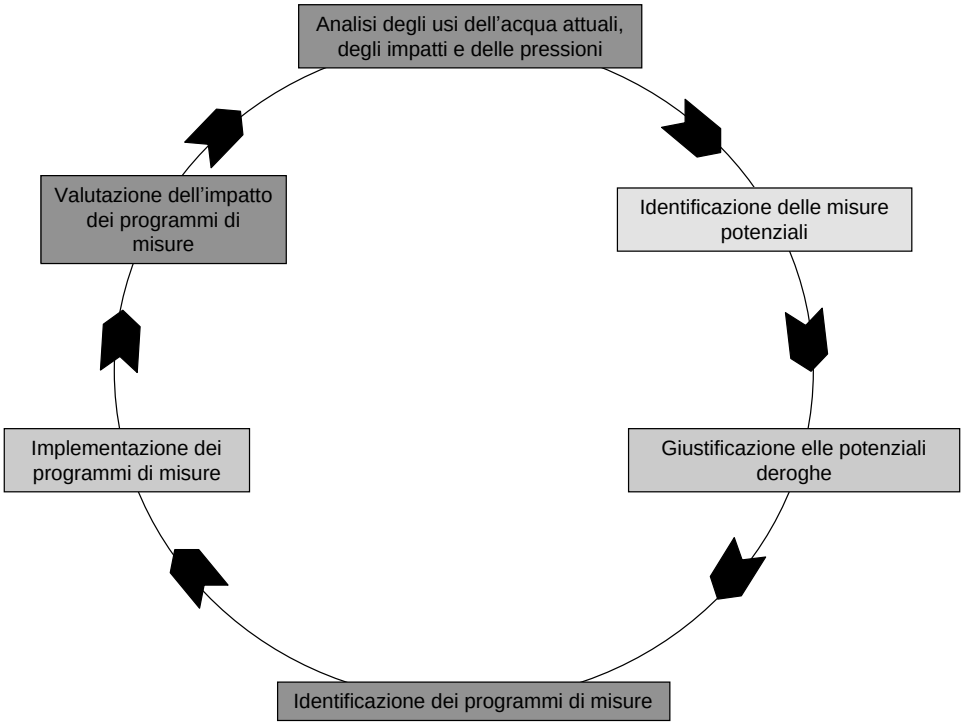

Figura 1 – Il processo decisionale nella direttiva 60/2000. Fonte: modificato da WATECO, 2003

Tale processo ciclico, a cui la letteratura recente sulla valutazione delle politiche attribuisce solitamente una portata esclusivamente teorica (Howlett Ramesh, 1995), viene peraltro istituzionalizzato all'interno della direttiva, che prevede cicli di revisioni delle misure di intervento ogni 6 anni a partire dal 2015.

Il ruolo dell'analisi economica viene definito soprattutto con riferimento alla fase iniziale dell'implementazione della direttiva, vale a dire per il periodo 2004-2009 (figura 2.).

I piani di bacino costituiscono gli strumenti di gestione delle risorse idriche a livello di distretto idrografico e dovrebbero essere redatti per il 2009 a seguito di una procedura partecipata svolta sotto la responsabilità dell'autorità di distretto. Tra i contenuti dei piani di gestione figurano i programmi di misure, vale a dire l'insieme di provvedimenti rivolti a produrre adeguati incentivi per il raggiungimento del buono stato delle risorse idriche (ad esempio tariffazione, vicoli alle emissioni, incentivi al risparmio idrico, etc.).

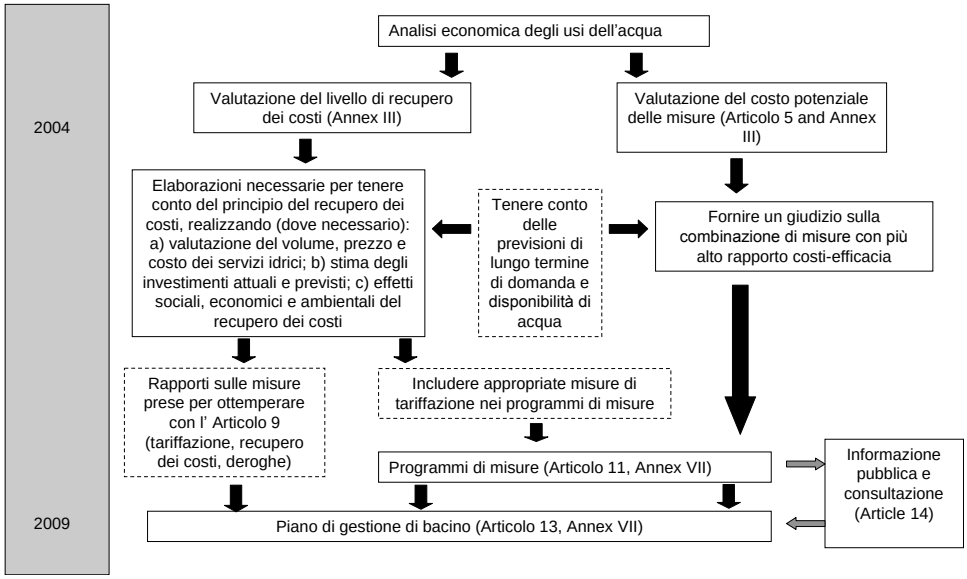

Figura 2 – Il ruolo dell'analisi economica nella direttiva 60/2000. Fonte: modificato da WATECO, 2003

Seppure grossolanamente, l'insieme dei ruoli assegnati all'analisi economica nell'applicazione della direttiva quadro si può ricondurre a due tipologie di valutazione:

- valutazione del costo pieno della risorsa idrica;
- valutazione degli effetti delle misure di politica dell'acqua da attuare all'interno dei piani di bacino.

3. Metodologie di valutazione tra teoria e pratica

3.1. La valutazione del costo pieno

Il costo pieno comprende i costi finanziari (privati), i costi opportunità dovuti alla sottrazione dell'acqua ad altri impieghi e i costi ambientali (figura 3).

I costi finanziari si riferiscono alla realizzazione delle infrastrutture e alla gestione dei servizi idrici. Sono divisi in costi correnti, costi per deprezzamento e costi d'uso del capitale. I costi della risorsa riguardano le opportunità di reddito perse a causa della sottrazione della risorsa ad usi alternativi. I costi ambientali comprendono il valore dei peggioramenti dell'ambiente prodotti a causa dell'uso dell'acqua.

Le tre componenti di costo evidenziate dalla direttiva presentano problemi diversi di valutazione e, potenzialmente, implicazioni diverse in termini di recupero del costo.

Per quanto riguarda i costi finanziari, i metodi di valutazione fanno in genere riferimento a problematiche ben note e a voci definite in modo relativamente chiaro. La

<table>
<tr><td>Costi ambientali non legati all’acqua</td><td rowspan="2">Costi ambientali (esterni)</td><td rowspan="6">Costi economici</td></tr>
<tr><td>Costi ambientali legati all’acqua</td></tr>
<tr><td>Costi opportunità (di scarsità)</td><td>Costi della risorsa (esterni)</td></tr>
<tr><td>Altri costi diretti</td><td rowspan="3">Costi finanziari
(inclusi i costi ambientali e opportunità già internalizzati)</td></tr>
<tr><td>Costi amministrativi</td></tr>
<tr><td>Costi del capitale, operativi e di manutenzione</td></tr>
</table>

Figura 3. – La struttura del costo pieno. Fonte: modificato da WATECO, 2003

parte forse più complessa riguarda il calcolo del deprezzamento del capitale, in relazione alle diverse modalità possibili di calcolo del valore (costo storico, costo storico rivalutato, costo di sostituzione). La scelta del metodo si profila differenziata anche in relazione ai sistemi di contabilizzatone dei costi in uso nei diversi paesi.

Per quanto riguarda il settore agricolo, ulteriori problemi derivano dal fatto che la maggior parte delle infrastrutture è stata realizzata grazie al contributo pubblico. Esiste inoltre il problema di determinare quali possano essere effettivamente le spese per il deprezzamento degli investimenti poste a carico degli agricoltori, anche in relazione alla distinzione tra le strutture utilizzate per l’erogazione dell’acqua costruite molti decenni (se non addirittura secoli) fa, e per quelle più recenti. Inoltre, le strutture di distribuzione delle acque usate per l’irrigazione solitamente vengono utilizzate per diverse finalità, non esclusivamente agricole. Ad esempio molti canali durante il periodo estivo forniscono acqua alle aziende agricole, mentre nel periodo invernale hanno funzioni di scolo. Inoltre, alcune strutture forniscono acqua non solo agli agricoltori, ma anche ad utenti civili ed industriali, sollevando il problema di come dividere gli oneri tra i diversi utenti.

Il costo opportunità presenta caratteristiche più complesse e concettualmente innovative, in quanto richiede la valutazione degli usi alternativi dell’acqua e del loro valore economico. Evidentemente, il costo opportunità è influenzato dalle condizioni di scarsità della risorsa. Qualora l’acqua non fosse scarsa, non esisterebbe una ragione economica per attribuirgli un prezzo come risorsa. In caso contrario sarebbe necessario calcolarne il costo opportunità in base al valore marginale nell’uso dei diversi settori. In genere, si ritiene che gli usi civili o industriali dell’acqua presentino un valore molto alto; gli usi agricoli, al contrario, hanno rendimenti relativamente bassi. Tale assunzione, tuttavia, andrebbe valutata caso per caso. Inoltre, la logica del costo

opportunità presupporrebbe la conoscenza della funzione di domanda di ogni settore, in modo da potere calcolare la variazione marginale del costo opportunità in relazione alla quantità di acqua sottratta al settore stesso. Tale funzione può avere andamenti anche molto diversi da quelli ipotizzabili i base al calcolo di elasticità attorno al punto attuale di utilizzo.

Per quanto riguarda la valutazione dei costi ambientali, i problemi di valutazione sono da ricondurre a quelli ormai tradizionali della valutazione ambientale. I metodi principali proposti in letteratura sono:

- *market methods:* utilizzati per beni e servizi per i quali esiste un mercato mercato (es. attività turistiche);
- *cost-based valuation methods*: basati sull'assunzione che il costo per misure di prevenzione/mitigazione del danno ai corpi idrici sia una stima ragionevole del costo esterno;
- *revealed preference methods:* basati sul comportamento degli agenti (es. costo del viaggio, hedonic price);
- *stated preference methods:* basati sulla disponibilità a pagare rilevata attraverso interviste (es. *contingent valuation*);
- *value transfer:* basato sull'uso di informazioni sui costi e benefici derivanti da aree/casi diversi da quello oggetto di valutazione (Loomis, 2000).

Tali metodologie sono oggetto di discussione circa la possibilità di impiegarle in modo sistematico e su larga scala. Le perplessità derivano sia dalla affidabilità dei metodi (spesso ritenuta insufficiente), sia dal costo. Per l'agricoltura, esiste tuttavia un problema ancora più basilare. In particolare, l'uso dell'acqua in agricoltura produce sia effetti ambientali negativi (es. abbassamento delle falde), sia effetti positivi (es. mantenimento di sistemi agricoli ad alto contenuto di biomassa). La gamma di effetti da valutare diventa pertanto estremamente ampia, con potenziali risvolti sia a favore, sia a sfavore del settore agricolo. Inoltre, molti di questi effetti hanno natura di esternalità diffuse (*non point*), il che aumenta le difficoltà di valutazione e rende più precaria l'attribuzione di responsabilità a singoli attori, se non, in alcuni casi, al settore stesso.

Tra le metodologie elencate, il *value transfer* (VT) presenta caratteristiche di grande interesse ai fini dell'applicazione della direttiva. Il VT prevede invece stima dei valori su un'area di interesse rispetto alle scelte di politica dell'acqua (ad esempio un distretto idrografico) sulla base di valori stimati empiricamente su un'area diversa (ad esempio un sub-distretto). Il metodo prende anche il nome di benefit trasfer quando i valori da trasferire sono costituiti da benefici. L'interesse per questo metodo deriva evidentemente dai costi più bassi rispetto a metodi di stima diretta del valore degli effetti ambientali, per i quali l'utilizzo su vasta scala risulta probabilmente non sostenibile economicamente, oltre a dare luogo, potenzialmente, ad inconvenienti metodologici.

Il VT può essere effettuato secondo diverse modalità. In particolare si distinguono (Bateman et al., 2000):

- il trasferimento di valori unitari non aggiustati;

- il trasferimento di valori unitari aggiustati;
- il trasferimento di funzioni di beneficio.

L'applicazione del VT, soprattutto se si utilizzano i metodi più approssimativi, può tuttavia condurre ad errori notevoli (Brower e Spaniks, 1999), oltre ad essere applicabile solo a problemi per i quali esistano comuque valutazioni prodotte con altri metodi.

3.2. La valutazione economica delle misure

La seconda tipologia di analisi economica consiste nella valutazione costi efficacia delle misure. Il criterio generale suggerito dai documenti di supporto all'implementazione della direttiva è il rapporto efficacia/costi. La realizzazione di questa valutazione passa attraverso alcune attività principali riassumibili nelle seguenti:

- definizione della scala di analisi;
- definzione dell'orizzonte temporale;
- definizione degli effetti delle misure;
- stima dei costi delle misure;
- valutazione del rapporto efficacia/costi.

La stima può limitarsi alla valutazione degli effetti e dei costi diretti delle misure, oppure tenere conto degli effetti e dei costi indiretti.

La valutazione dell'efficacia e dei costi delle misure assume un rielivo notevole nel supportare la scelta circa le migliori modalità di intervento o, addirittura, qualora i costi si rivelino sproporzionati, nella scelta di non intervenire o di posticipare l'intervento. Questa attività presenta tutte le caratteristiche di una valutazione ex ante di programmi ed implica pertanto previsioni più o meno esplicite sul comportamento degli attori. Tra gli elementi di tale comportamento, un tema di grande rilievo è la reazione alle politiche di tariffazione, in particolare all'uso del rezzo dell'acqua come forma di incentivo al risparmio idrico.

Il comportamento degli agenti può essere rappresentato attraverso diversi strumenti, in particolare:

- interviste ad esperti/stakeholders;
- analisi della letteratura;
- sviluppo di modelli statistici per specifici settori;
- sviluppo di modelli di comportamento.

I modelli statistici possono essere basati su informazioni di tipo *cross-section* oppure *time series*.

I modelli di comportamento fanno in genere riferimento a modelli economici ottimizzanti.

Mentre i modelli statistici ed econometrici hanno trovato uso relativamente ampio nell'interpretazione dell'uso dell'acqua nel settore civile e industriale, i modelli economici sono stati usati ampiamente per rappresentare il comportamento delle aziende agricole. I risultatati di queste analisi mettono in rilievo la diversità e la complessità

del comportamento dei sistemi agricoli rispetto a diverse strategie di tariffazione, nonché le difficoltà nel mettere a punto adeguati incentivi in sistemi a bassa redditività dell'uso dell'acqua e, frequentemente, in assenza di sistemi di misura dei prelievi o delle emissioni (Gallerani et al., 2004; 2005).

3.3. Costi efficacia dell'analisi costi efficacia

I documenti di supporto all'implementazione della direttiva pongono l'accento sui costi e sulla complessità dell'analisi economica. Pertanto, evidenziano la necessità di una adeguata programmazione della valutazione in relazione alle risorse economiche disponibili e agli effettivi bisogni informativi.

Tale problema riconduce al tema più ampio del rapporto efficacia-costo dell'analisi economica, che pervade molto del dibattito sull'analisi economica delle risorse naturali e dell'ambiente.

La risposta della direttiva a tale problema può essere ritrovata in due elementi principali.

In primo luogo, non viene richiesta un'analisi economica sistematica, ma solo nei casi in cui siano ritenute necessarie misure per ricondurre i corpi idrici al buono stato previsto. L'esclusione di aree o copri idrici dall'applicazione di misure all'interno del piano di gestione deve essere giustificato da un'attività di screening iniziale.

In secondo luogo, l'implementazione della direttiva fa riferimento, sia nella stima del costo pieno, sia nella valutazione degli effetti di programmi di misure, ad una varietà di metodologie di diversa complessità e costo.

Oltre che sul piano del costo, il problema del rapporto efficacia costi dell'analisi economica può essere affrontato dal punto di vista dell'efficacia, intesa come contributo al risultato del processo decisionale. Da questo punto di vista la direttiva pone l'accento sull'analisi economica come strumento di supporto a processi partecipativi. In tale ambito l'adeguata comunicazione dei presupposti e dei risultati dell'analisi economica diventano elementi sostanziali della sua integrazione con il processo di redazione dei piani di gestione.

4. Discussione: problemi aperti e linee di sviluppo

La direttiva presenta numerosi elementi innovativi nel tentativo di integrare l'analisi economica nel processo decisionale riguardante le risorse idriche. Le sfide poste dalla direttiva aprono numerosi problemi di valutazione. Peraltro, tali problemi sono da affrontare non su un piano puramente metodologico, ma piuttosto su un piano operativo, in cui i costi ed i benefici delle informazioni raccolte giustifichino l'esercizio di valutazione. Questo giustifica lo sviluppo relativamente recente di metodologie quali il *value transfer*, che tentano di conciliare una ragionevole qualità del risultato con il costo delle informazioni rilevate.

Bibliografia

Bateman I.J., Jones A.P., Nishikawa N. e Brouwer R. (2000): Benefits transfer in theory and practice: a review, *CSERGE Working Paper* GEC 2000-25

Brower and Spaniks (1999) The Validity of Environmental Benefits Transfer: Further Empirical Testing, *Environmental and Resource Economics* 14, pp. 95–117.

Gallerani V., Bazzani G.M., Viaggi D., Bartolini F. and Raggi M. (2004): The case of Italy, in Berbel, J. and Gutierrez, C. (a cura di): *Sustainability of European Irrigated Agriculture under Water Framework Directive and Agenda 2000*, EUR 21220, Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities, pp. 141-164. (ISBN 92-894-8005-X)

Gallerani V., Raggi M., Viaggi D. (2005): Irrigation water pricing and cost recovery under asymmetric information, *Proceedings of the IWA Conference on Water Economics, Statistics and Finance*, Rethymno, Greece, 8-10 July 2005, pp. 187-194.

Heinz I. (2005) How can the WFD cost categories made more feasible?, *Second Integration workshop on implementing economic analysis in the Water Framework Directive*, Paris February 17th-19th 2005.

Howlett M. e Ramesh M. (1995): *Studying public policy: policy cycles and policy instruments*, Oxford university press, trad. italiana Howlett M. e Ramesh M. (2003): Come studiare le politiche pubbliche, il Mulino.

Johansson R.C., Tsur Y., Roe T.L., Doukkali R. and Dinar A. (2002). Pricing irrigation water: a review of theory and practice, *Water Policy*, 4(2), 173-199.

Loomis J.B. (2000), Environmental valuation techniques in water re-source decision making, J. Water Resour. Plan. Manage, n. 126-6, pp. 339–344.

Massarutto A. (2002). *The full-cost recovery of irrigation: rationale, methodology, European experience*. Les Politiques d'irrigation considerations micro et macro economiques, Agadir, Maroc, 15-17 Juin 2002.

Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio (2006): *Decreto legislativo 152/2006 recante "Norme in materia ambientale"*, Roma.

WATECO (2003). *Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)*. DRAFT.