

**ALMA MATER STUDIORUM – UNIVERSITA' DI BOLOGNA**  
*FACOLTA' DI AGRARIA*

Dipartimento di Protezione e Valorizzazione Agroalimentare

***DOTTORATO DI RICERCA IN ZOOECONOMIA***  
*AGR/01*

**ANALISI ECONOMICA ED AMBIENTALE  
DELLE POLITICHE DI GESTIONE  
DELLA RISORSA ACQUA IN AGRICOLTURA**

Dissertazione della  
Dott.ssa Annelies Broekman

Relatori  
Prof. Giulio Zucchi  
Prof. Marco Setti

**CICLO XIX**  
***Esame finale 2007***

## PRIMA PARTE

CAPITOLO 1 - LA RISORSA ACQUA	1
1.1 Le caratteristiche intrinseche della risorsa	2
1.1.a Il ciclo idrico	2
1.1.b Spazi e tempi della disponibilità dell'acqua	4
1.1.c Funzioni dell'acqua	7
1.2 Sostenibilità della gestione dei consumi idrici	8
1.2.a Strategie dell'offerta e strutturalismo idraulico	9
1.2.b Scarsità	10
1.2.c Economia delle infrastrutture	11
1.2.d Modelli gestionali delle acque superficiali e sotterranee	13
1.2.e Modelli gestionali di tipo pubblico e privato	14
1.2.f Razionalità economica	17
1.2.g Metodi di valutazione dei costi	19
1.3 Le politiche idriche europee	20
1.3.a Obiettivi della Direttiva Acque	20
1.3.b Azioni proposte dalla Direttiva Acque	21
CAPITOLO 2 – IL CONSUMO IDRICO IN AGRICOLTURA	25
2.1 Interazioni tra agricoltura ed ambiente	25
2.1.a Struttura dell'agricoltura italiana	29
2.2 Caratteristiche del consumo idrico in agricoltura	31
2.2 a Entità del consumo quantitativo	31
2.3 Bilancio idrico a supporto delle analisi di bacino e delle scelte di allocazione	34
2.3 a Valutazione della risorsa disponibile	34
2.3 b Livelli di analisi	35
2.3.c Componenti del bilancio idrico	36
2.3.e Allocazione della risorsa acqua	38
2.3.f Colture e bilancio idrico	39
2.4 Consumo qualitativo dell'agricoltura	42

2.4.a Presenza di inquinanti di origine agricola nelle acque	44
<b>CAPITOLO 3 - CONTABILITÀ E TARIFFAZIONE DELL'ACQUA IRRIGUA</b>	<b>47</b>
3.1 Termini e definizioni inerenti la "tariffazione idrica"	47
3.2 Metodi di "tariffazione" dell'acqua irrigua	51
3.2.a Tariffe ad importo fisso	52
3.2.b Tariffe ad importo variabile	53
3.3 Il calcolo del costo della fornitura	54
3.3.a Struttura di calcolo della fornitura delle acque superficiali.	55
3.3.b Effetti dell'energia elettrica sui costi dell'acqua	56
3.3.c Calcolo del costo di fornitura dell'acqua sotterranea	57
3.4 Mercati e banche dell'acqua	57
<b>CAPITOLO 4 - POLITICA ED ECONOMIA DELLA GESTIONE IDRICA</b>	<b>61</b>
4.1 Il quadro politico della gestione idrica in agricoltura: WFD e PAC	61
4.1.a La tariffazione idrica nella WFD ed i suoi effetti sull'agricoltura	61
4.2 Interazioni tra PAC e sistemi di tariffazione dell'acqua	64
4.2.a Comportamento degli agricoltori	67
4.2.b Il processo di adattamento tecnologico	67
4.2.c Elasticità della domanda idrica	69
4.2.d La disponibilità a pagare degli agricoltori per l'acqua irrigua	72
4.2.e Fattori che interagiscono con il settore irriguo.	73
4.2.f Conservazione della risorsa idrica attraverso innovazioni manageriali.	74
4.3 Indicazioni per le politiche di gestione dell'acqua irrigua dalla letteratura recente	75
<b>CAPITOLO 5 - ANALISI ECONOMICA ED AMBIENTALE L'INQUINAMENTO DI ORIGINE AGRICOLA DELLE ACQUE SOTTERRANEE</b>	<b>80</b>
5.1 Strumenti di protezione delle acque sotterranee	80
5.1.a Interventi promossi dalla Direttiva Nitrati	81

5.1.b Analisi economica degli interventi promossi dalla Direttiva 91/676/CE	86
5.1.c Strumenti economici per la protezione della qualità delle acque	87
5.2 Valutazione economica ed ambientale del consumo delle acque sotterranee	96
5.2.a Strumenti per il ripristino della qualità delle acque di falda	98
5.3 Il valore delle acque sotterranee	100
5.3.a Valori d'uso dell'acqua sotterranea	101
5.3.b Benefici stimati come danni evitati	102
5.3.c I valori di non uso	108
SECONDA PARTE	
CAPITOLO 6 - OBIETTIVI DELLA RICERCA	110
CAPITOLO 7 - STUDIO PER LA FORNITURA D'ACQUA PROVENIENTE DAL FIUME EBRO AI COMUNI DI ALBALATE, ALCORISA, ALLOSA, ANDORRA E ARIÑO"	
1. Analisi della domanda potenziale	112
2. Analisi economica dell'infrastruttura	116
3. Risultati	121
CAPITOLO 8 - ANALISI ECONOMICA ED AMBIENTALE DELLA TARIFFAZIONE DEL CONSUMO QUALITATIVO DELLA RISORSA ACQUA IN AGRICOLTURA	
124	
METODOLOGIA	126
1. Modello informatico CAPRI/ELBA	126
2. Modello integrale settoriale CAPRI/ ELBA: componente economica	127
3. Modello integrato settoriale ELBA: componente bio-fisica	129
4. stima dell' impatto, la valutazione del costo esterno	132
4.1. L'osmosi inversa	132
4.2 Il costo di ripristino	133
5. Metodi di internalizzazione del costo esterno	134

RISULTATI	136
1. Impatto	136
2. Risposte	141
2.1 Analisi statica comparata dell'anno base con lo scenario MTR	142
2.1.a Risultati regionali aggregati.	142
2.1.b Risultati disaggregati per regione e per coltura in riferimento alla comparazione dell'anno base con lo scenario MTR	143
2.2 Analisi statica comparata dello lo scenario MTR 1	144
2.2.a Risultati regionali aggregati.	144
2.1.b Risultati disaggregati per regione e per coltura in riferimento all'analisi statica comparata tra lo scenario MTR1	144
2.3 Analisi statico comparata dello scenario MTR2	146
2.3.a Risultati regionali aggregati	146
2.3.b Risultati disaggregati per regione e per coltura in riferimento all'analisi statica comparata per lo scenario MTR2	146
CAPITOLO 9 - CONCLUSIONI	153
<b>BIBLIOGRAFIA</b>	<b>157</b>

*“In my mind, water scarcity is not the primary reason people lack drinking water. The water is available, they just don’t have the access to a safe supply. It’s a problem of inadequate government investment, of political will, of making it a priority to meet the basic water needs for the poor. It’s a solvable problem, if we decide to do it.”*

*Sandra Postel*

## CAPITOLO 1 - LA RISORSA ACQUA

Da millenni la disponibilità dell'acqua, più o meno limitata, è stata considerata una caratteristica inerente ciascun territorio, dipendente dal clima e dalla distribuzione geografica dei fiumi e acquiferi. Tale disponibilità ha condizionato la distribuzione delle popolazioni e l'insediamento dei paesi e città. Allo stesso modo com'è accaduto per altri fattori naturali, come l'orografia, l'altitudine o il clima, la gente ha adattato le sue attività e forme di vita alla disponibilità dell'acqua nel contesto naturale caratteristico di ciascun luogo (Arrojo, 2006).

Il fatto che a più di un miliardo e cento mila persone non sia garantito l'accesso all'acqua potabile e che più di 2.4 miliardi non abbiano misure igieniche adeguate, mentre la salute degli ecosistemi acquatici del pianeta si sta irreversibilmente compromettendo, ha provocato la nascita di crescenti conflitti sociali e politici in tutto il mondo.

La sostenibilità e l'equità nella gestione delle acque sono oggi le principali sfide della nostra società e a tale fine la comunità internazionale ha proposto diverse strategie di azione. A questo riguardo, si possono evidenziare i progetti promossi dalle Nazioni Unite "Millennium Goals" (Obiettivi di sviluppo del Millennio – UN, 2006), che puntano a dimezzare la popolazione mondiale che non ha accesso all'acqua e a diffondere misure igienico sanitarie per il 2025, e l'iniziativa "Water for life" dell'UE (CE, 2003) per rendere effettiva la partecipazione dell'Europa nel conseguimento degli obiettivi di sviluppo del Millennio.

Oltre all'utilità dell'acqua nell'agricoltura, nella produzione elettrica, o nell'industria, gli ecosistemi acquatici svolgono funzioni chiave tanto per la vita nella biosfera quanto nell'assicurare l'organizzazione e la coesione sociale delle comunità umane perchè rappresentano patrimoni naturali che caratterizzano l'identità di territori e popolazioni. Assumere come obiettivo la sostenibilità di tali equilibri richiede dei cambiamenti profondi nelle nostre scale di valori, nel nostro modo di intendere la natura e nel nostro modello di vita; richiede, quindi, una nuova cultura dell'acqua che abbia un approccio olistico e che riconosca le molteplici dimensioni ambientali, sociali e culturali della risorsa acqua.

Sulla base del principio universale della vita, i fiumi, i laghi, le zone umide e le falde devono essere considerate come patrimonio della biosfera e come tali devono essere gestiti con la responsabilità delle comunità e delle istituzioni pubbliche. Acqua e territorio sono le due facce della stessa medaglia (FNCA, 2005).

Come verrà poi approfondito, in seguito alla crisi del tradizionale modello di gestione idrica in cui l'acqua è considerata una semplice risorsa produttiva, le politiche idriche dell'Unione Europea hanno assunto un nuovo approccio che dia la priorità alla sostenibilità degli ecosistemi come base per le diverse funzioni che la risorsa svolge. Questo è lo spirito sia della Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60, che delle altre direttive ambientali. Al fine di raggiungere

gli obiettivi preposti sarà necessario applicare queste leggi ed integrare efficacemente le diverse politiche settoriali attraverso strategie di pianificazione territoriale, l'implementazione di una "buona governance" e lo sviluppo culturale mediante l'azione concertata di tutte le figure coinvolte.

La tematica necessita di solide basi analitiche per l'identificazione degli elementi costitutivi del sistema idrico e delle relative interazioni con le attività antropiche sia a livello fisico che economico che qualitativo.

A tale fine si rivela necessaria un'attenta analisi dei concetti portanti e delle metodologie delle politiche di gestione e degli strumenti econometrici disponibili.

## **1.1 Le caratteristiche intrinseche della risorsa**

### 1.1.a Il ciclo idrico

La caratteristica principale di qualsiasi corpo idrico è la sua dinamicità: tutta l'acqua del pianeta circola costantemente (Pielou, 1998)

Il ciclo idrico, ovvero il movimento continuo dell'acqua nell'idrosfera indotto dall'energia solare, comporta cambiamenti di stato dell'acqua (liquido, vapore e ghiaccio) che possono perdurare per periodi che variano da pochi secondi e millenni. Nonostante il movimento continuo, la quantità totale dell'acqua nell'idrosfera in qualsiasi momento rimane essenzialmente costante.

Il movimento dell'acqua avviene mediante diversi processi fisici e biofisici, tra i quali quelli di rilevanza maggiore sono le precipitazioni e l'evaporazione. Tali fenomeni trasportano circa 505,000 Km<sup>3</sup> d'acqua ogni anno (Shiklomanov, 2000).

La precipitazione, costituita da vapore condensato che cade sulla superficie terrestre, avviene principalmente sotto forma di pioggia, ma include anche la neve, la grandine, le nebbie.

Parte delle precipitazioni vengono intercettate dalla copertura fogliare della vegetazione e non raggiungono il terreno, ma la quantità che vi arriva si distribuisce attraverso diverse modalità di scorrimento. Con questo movimento l'acqua si può riversare nei corpi idrici superficiali, infiltrarsi nel suolo oppure evaporare.

Nel processo di scorrimento superficiale l'acqua può accumularsi in zone che costituiscono una riserva idrica, come i laghi, i canali e i mari.

Le precipitazioni possono permeare attraverso il suolo e raggiungere i corpi idrici sotterranei formando le falde e acquiferi profondi. Queste riserve sono in stretta relazione con le acque superficiali, attraverso le sorgenti e zone umide, oppure possono permeare fino al mare. L'acqua ritorna in superficie ad un'altezza inferiore rispetto al sito d'infiltrazione, sotto l'influenza della forza di gravità o pressioni indotte da essa.

L'evaporazione è il passaggio dell'acqua dalla fase liquida a gassosa. Approssimativamente il 90% dell'acqua atmosferica deriva dall'evaporazione, il 10% dalla traspirazione vegetale (definita come "evapotraspirazione").

Nel contesto del ciclo idrico, i mari costituiscono la maggiore riserva idrica del pianeta (97%), di cui il 2% permane allo stato solido nei ghiacciai e calotte polari, e soltanto una minima parte costituisce la riserva disponibile per il sostentamento degli organismi viventi.

*Tabella 1. Volumi d'acqua immagazzinati nelle riserve del ciclo idrico*

<b>Riserve idriche</b>	<b>Volume d'acqua (10<sup>6</sup> km<sup>3</sup>)</b>	<b>Percentuale sul totale</b>
Oceani	1370	97,25
Calotte glaciali & ghiacciai	29	2,05
Acque sotterranee	9,5	0,68
Laghi	0,125	0,01
Umidità del terreno	0,065	0,005
Atmosfera	0,013	0,001
Correnti e fiumi	0,0017	0,0001
Biosfera	0,0006	0,00004

Fonte Pidwirny M. (2006)

Il tempo di permanenza in una riserva del ciclo idrico è calcolato come tempo medio della molecola in quella fase. Questo periodo è breve per le quantità evaporate, traspirate o che scorrono nei corpi superficiali, mentre le acque sotterranee si muovono lentamente per cui possono permanere negli acquiferi per millenni ("acque fossili").

*Tabella 2 Tempi di permanenza dell'acqua in una riserva idrica*

<b>Riserva idrica</b>	<b>Tempo medio di permanenza</b>
Oceani	3 200 anni
Ghiacciai	da 20 a 100 anni
Copertura nevosa stagionale	da 2 a 6 mesi
Umidità del terreno	da 1 a 2 mesi
Acque sotterranee poco profonde	da 100 a 200 anni
Acque sotterranee profonde	10 000 anni
Laghi	da 50 a 100anni
Fiumi	da 2 a 6 mesi
Atmosfera	9 giorni

Fonte Pidwirny M. (2006)

L'acqua rappresenta anche una componente chiave per il ciclo di altre sostanze chimiche. Infatti, lo scorrimento dell'acqua trasporta sostanze disciolte dal suolo ai corpi idrici, come ad esempio succede con i sali derivati dall'irrigazione di certe tipologie di terreni agricoli.

Gli acquiferi possono anche costituire una sorgente di inquinamento quando vi sono rilasci di sostanze contaminanti racchiusi in anfratti o materiali naturali provenienti da riserve o caverne (es. sorgenti di fluoro) dentro il corpo idrico stesso. Quando il livello dei fiumi è basso e le falde sono alte, l'acqua ivi contenuta può ricaricare i livelli delle acque superficiali, generando una duplice connessione tra acque superficiali e sotterranee e influenzandone anche la qualità.

Le acque disciolte o precipitate in fiumi, laghi, estuari e zone umide convogliano nei bacini idrici, che rappresentano l'unità territoriale di riferimento del ciclo idrico. Il bacino è costituito sia dai corpi idrici superficiali così come le terre che ne hanno convogliato l'afflusso. Ogni bacino idrico è separato topograficamente da quelli adiacenti da barriere naturali, fino a creare zone idrogeografiche o "ecoregioni" caratteristiche (Brunckhorst, D. 2000).<sup>1</sup>

Per questo motivo, per una gestione ottimale della risorsa è fondamentale basare le analisi e gli interventi nell'ambito dei bacini idrici nella loro dimensione naturale. L'Unione Europea, come verrà specificato meglio in seguito, ha intrapreso l'approccio alle problematiche inerenti il consumo e la protezione delle risorse idriche proprio su questa base, superando i confini amministrativi che fino ad ora costituivano delle barriere per la realizzazione di una gestione idrica integrata.

### 1.1.b Spazi e tempi della disponibilità dell'acqua

La prospettiva spazio/temporale della naturale distribuzione dell'acqua deve essere posta al centro delle analisi delle problematiche legate al consumo idrico, poiché in stretta relazione con gli interventi gestionali e all'origine dei conflitti d'uso intersettoriali.

La disponibilità idrica in un determinato territorio varia in base alle caratteristiche idrografiche intrinseche e stagionalmente, in base all'andamento climatico della zona.

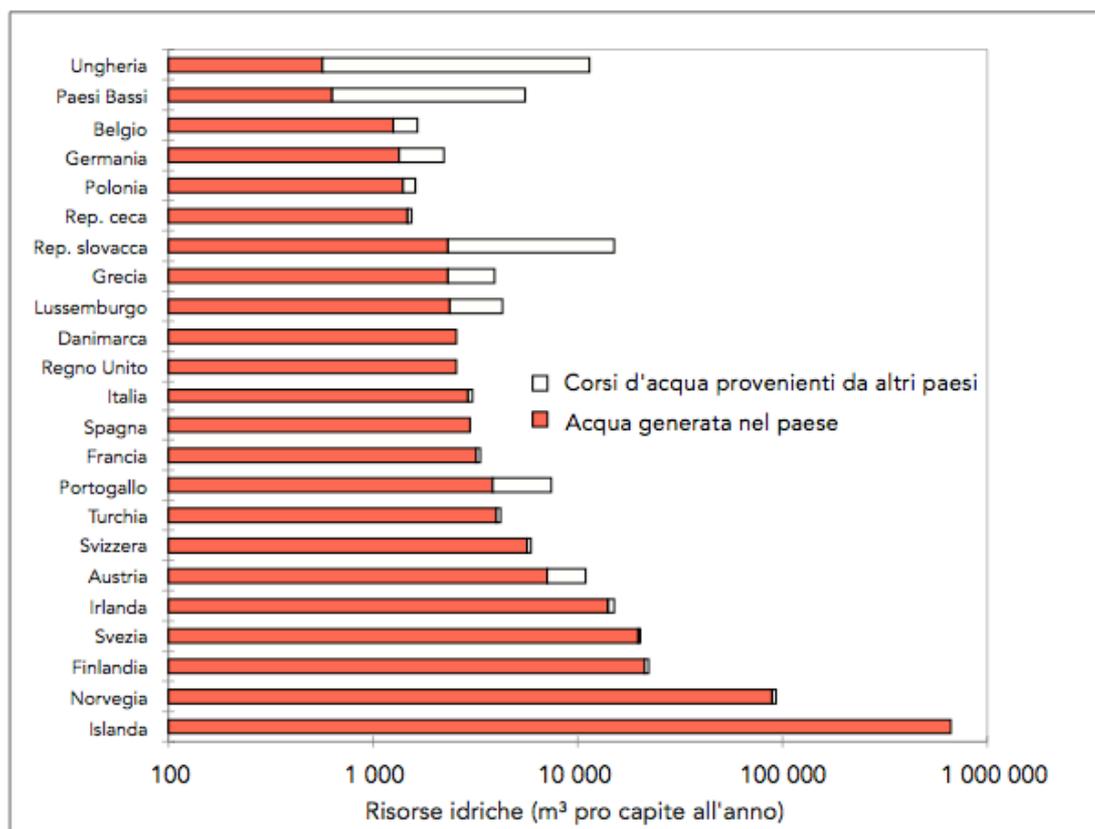
Annualmente in media ogni abitante dell'Unione europea dispone sino a 3.200 m<sup>3</sup> di acqua, di cui vengono prelevati solo 660 m<sup>3</sup>. Il deflusso medio annuo delle precipitazioni varia da oltre 3.000 mm nella Norvegia occidentale a meno di 25 mm nella Spagna centrale e meridionale ed è di circa 100 mm

---

<sup>1</sup>Un ecoregione, a volte chiamato bioregione, è stato definito dal WWF "un area di terra o acqua relativamente grande che contiene una composizione di comunità naturali geograficamente distinta". Il termine 'relativamente grande' è stato interpretato in maniera diversa dai vari autori. Un altro modo di interpretare le ecoregioni è "uno schema ricorrente di ecosistemi associati ad una combinazione caratteristica del suolo e del paesaggio che identificano quel territorio"

su vaste zone dell'Europa orientale.

Figura 1. Distribuzione della risorsa idrica in Europa



fonte Eurostat e OCSE (1997) in AEA (1999)

In figura 1 (rappresentata con scala logaritmica) viene comparata dettagliatamente la disponibilità di acqua in Europa, illustrando le quantità disponibili pro capite (i) dalle precipitazioni di ciascun paese e (ii) dall'afflusso di fiumi da paesi confinanti. La forte dipendenza in materia di acqua da un paese confinante può naturalmente sfociare in dispute politiche legate alla condivisione della risorsa.

I conflitti s'inaspriscono quando le condizioni climatiche alterano la disponibilità ricorrente nella zona considerata.

Secondo le previsioni dell'IPCC (International Panel on Climate Change, la commissione internazionale di esperti che studia i cambiamenti del clima), i cambiamenti climatici avranno effetti sull'intero ciclo idrico e alterando le disponibilità attuali nei diversi territori.

Negli ultimi 50 anni, la siccità ha colpito vaste aree d'Europa. Tali eventi differiscono per carattere e gravità, ma la loro frequenza dimostra che la siccità è una caratteristica ciclicamente ricorrente del clima europeo. I recenti periodi di siccità, gravi e prolungati, hanno convinto il pubblico, i governi e le agenzie operative della necessità di misure volte ad attenuare i rischi (Nixon et al., 2000)

Le siccità determinano importanti impatti economici in talune parti d'Europa, tra i quali problemi di approvvigionamento idrico per i centri urbani, scarsità e deterioramento della qualità, perdite di raccolti e di bestiame, inquinamento degli ecosistemi di acqua dolce ed estinzione di specie animali a livello regionale.

Nella maggior parte dei casi, i periodi di siccità sono identificati troppo tardi rendendo inefficaci le misure adottate. Sono necessari dei criteri chiari e coerenti per l'identificazione del fenomeno allo scopo di fornire le risposte adeguate per la gestione del sistema delle risorse idriche. Tuttavia, l'attuale modellizzazione climatica ed idrologica non consente una previsione esatta dei periodi di siccità e le direttive tecniche per la gestione dell'acqua in tali periodi sono tuttora scarse.

L'assenza di quantità idriche necessarie a coprire i diversi fabbisogni antropici ed ecologici può essere anche provocato da squilibri del ciclo idrico indotti da fattori concomitanti. Ad esempio, il fenomeno della desertificazione è un processo di degradazione del suolo risultante dall'interazione di numerosi fattori, tra cui le variazioni climatiche e le attività umane, che riduce drammaticamente la fertilità dei suoli e, di conseguenza, la capacità di un ecosistema, seppure in origine desertico o semi-desertico, di produrre servizi.<sup>2</sup> Il rischio di desertificazione interessa già oggi il 30% delle terre emerse, in Italia il 27% della superficie coltivata. (AEA 1999)

Le fluttuazioni stagionali dei fiumi e delle inondazioni di zone ripariali sono caratteristiche naturali dei corsi d'acqua. Tuttavia nei periodi prolungati di intense precipitazioni possono provocare inondazioni che causano la perdita di vite umane ed ingenti danni materiali, specialmente nelle pianure alluvionali intensamente sfruttate dall'uomo. Le inondazioni, infatti, sono la calamità naturale più comune in Europa e, in termini di danni economici, la più costosa. Dal 1971 al 1995 vi sono state 154 importanti inondazioni in Europa, e ben 9 nel 1996.

Le modificazioni determinate dall'intervento umano sull'idrologia nell'ambito dei bacini imbriferi, dei letti dei corsi d'acqua e delle pianure alluvionali possono influire in maniera significativa sulla portata e durata delle inondazioni.

Per il controllo e prevenzione del fenomeno sono state adottate misure strutturali per il controllo delle piene (ad es. bacini di ritenzione delle piene; zone per allagamenti controllati; protezione del suolo e rimboschimento; incanalamento dei fiumi; argini di protezione nonché protezione e pulizia dei letti dei fiumi, cunicoli di scarico di strade e ferrovie e ponti) e misure non strutturali ( ad es. la costruzione e protezione contro le inondazioni degli edifici; restrizioni allo sviluppo i pianure alluvionali mediante la pianificazione

---

<sup>2</sup> Il termine desertificazione si configura quindi come un generico degrado delle terre in particolari ambiti climatici, e non necessariamente come l'espansione dei deserti (desertizzazione). Le cause che maggiormente contribuiscono al processo di desertificazione sono molte e complesse e comprendono, oltre alle classiche attività di deforestazione, sovrappascolo, cattive pratiche di irrigazione e, più genericamente pratiche di uso del suolo non sostenibili, anche alcuni complessi meccanismi relativi al commercio internazionale. (UNCCD 1994)

territoriale controllata; sistemi di previsione e di allarme preventivo)<sup>3</sup>.

Attraverso la costruzione di dighe per impianti di generazione idraulica e disponibilità irrigue, la modifica della portata dei fiumi, l'aumento vertiginoso del prelievo sia di acque superficiali che sotterranee, l'impermeabilizzazione dei suoli urbanizzati ed il drenaggio dei campi agricoli l'uomo ha determinato alterazioni profonde del ciclo dell'acqua, compromettendo anche la propria sicurezza.

La protezione ed il rispetto delle caratteristiche naturali dell'acqua in un certo territorio ed in un determinato momento diventa un obiettivo politicamente importante per preservare la salute ed incrementare la sicurezza delle persone attraverso la riduzione dei rischi legati alle siccità, alle inondazioni e il deterioramento della qualità delle acque (EPA 2005).

Paradossalmente, in passato le caratteristiche intrinseche dell'acqua non sono state tenute in considerazione nelle decisioni in merito alla sua gestione.

Ad esempio, le zone umide sono state a lungo considerate inutili, fonti di malattie come la malaria e la febbre gialla e quindi soggette a bonifica e solo recentemente sono stati intrapresi studi approfonditi volti alla comprensione delle molteplici le funzioni ambientali svolte dalle zone umide ed il loro significato per la società. Le strategie di gestione idrica moderne, infatti, puntano al mantenimento di questi spazi perchè forniscono un habitat per la vegetazione, i pesci ed animali selvatici fondamentali per la funzionalità ecosistemica, che permette il miglioramento della qualità delle acque mediante autodepurazione, la ricezione delle piene dei fiumi, la protezione delle linee costiere dall'erosione, offrendo opportunità per servizi ludici ed estetici e prodotti fruibili a costo zero o quasi.

### 1.1.c Funzioni dell'acqua

Attualmente la scienza è impegnata nella comprensione e caratterizzazione delle funzioni dell'acqua, poiché essa costituisce la base di analisi per formulare strategie di gestione appropriate. Infatti, al fine di stabilire le priorità, i diritti ed i criteri di gestione s'incorre nella necessità di identificare categorie distinte di funzioni e usi collegati da scale di valore dell'acqua molto diversificate (Naredo, 2003 a).

Ad esempio, Shamir (2000) distingue fino a dieci dimensioni dell'acqua: fisica, economica, ambientale, sociale, intergenerazionale, etica, scientifica, istituzionale, legale e politica.

L'acqua non è un bene omogeneo e la sua gestione deve essere formulata secondo un chiaro ordine da un punto di vista etico/funzionale. Secondo Arrojo (2006) questa distinzione può essere definita nel seguente modo:

Acqua per la vita: riguarda le funzioni di base per la sopravvivenza sia agli

---

<sup>3</sup> Secondo l'agenzia ambientale dell'UE (1999) si devono preferire le misure non strutturali, poiché ci si è accorti che quelle strutturali favoriscono lo sviluppo di comunità nelle zone dove tuttavia sussistono i rischi d'inondazione.

esseri umani ( individualmente e collettivamente ) che a tutti gli altri esseri viventi in natura. L'allocazione della risorsa per questo fine deve essere riconosciuto come alta priorità e garantita efficacemente come diritto umano e patrimonio della biosfera.

Acqua per scopi di interesse generale: riguarda le funzioni di preservare la salute e la coesione sociale, tanto in ambito urbano che rurale, deve essere classificata al secondo livello di priorità, sotto il principio una gestione responsabile e socialmente efficiente, in relazione ai diritti sociali dei cittadini e all'interesse generale della società.

Acqua per la crescita economica: riguarda le funzioni di legittimo sviluppo economico relativo alla produzione e all'interesse privato, a cui deve essere riconosciuto ad un terzo livello di priorità, in connessione con il diritto individuale di tutti di migliorare la propria qualità di vita, e deve essere gestita efficacemente secondo principi di razionalità economica.

Infine, non si può prescindere dal considerare gli usi illegittimi dell'acqua - se non esplicitamente illegali - per scopi produttivi. Lo sfruttamento abusivo delle falde acquifere o l'uso irresponsabile in concomitanza con l'emissione di rifiuti inquinanti ne sono un esempio. Tali usi devono semplicemente essere evitati attraverso la rigorosa applicazione della legge.

## **1.2 Sostenibilità della gestione dei consumi idrici**

Il ruolo che l'acqua e gli ecosistemi acquatici hanno rappresentato nel corso della storia per le varie civiltà è stato strettamente dipendente dalla maniera in cui la natura era intesa (FNCA, 2005).

La visione della natura come base della vita ha fatto nascere il principio di Natura come Madre nelle culture più ancestrali. Tuttavia, quel mito simbolico era accompagnato da una visione piuttosto minacciosa della Natura, che motivava la necessità di provvedere ad interventi volti a controllarla. Attraverso la preminenza della conoscenza scientifica, stabilita dal Rinascimento e più tardi confermata dall'Illuminismo, il principio del Dominio della Natura ha rafforzato la sua presa come base del pensiero moderno. La concezione dell'abilità scientifica come uno strumento per mettere la natura al servizio dell'uomo è diventata così la base dell'importantissimo concetto e modello di sviluppo economico nel corso del 20° secolo.

Oggi, nel momento che questo modello è entrato in crisi, il principio del dominio della natura ha fatto altrettanto. La sfida per la scienza non è più incentrata tanto sul "dominio" quanto sulla migliore conoscenza dell'ambiente, per ottenere un'integrazione armoniosa per il nostro sviluppo socio-economico con questo ordine naturale.

Così, la sfida del 21° secolo è quella di sviluppare il principio della sostenibilità. La chiave per questo passaggio al nuovo principio è spostarsi dal concetto di dominio al concetto di governo saggio e responsabile, basato sui principi etici di giustizia e rispetto per i diritti delle generazioni future.

Il concetto di sostenibilità delle interrelazioni delle attività dell'uomo con la

risorsa idrica è stato definito sotto diversi aspetti dalle convenzioni internazionali. Questi sono sintetizzabili in 4 parti:

Sostenibilità ecologica, che considera l'acqua come capitale naturale di cui vanno conservate le funzioni ambientali insostituibili;

Sostenibilità economica, che considera l'acqua come risorsa scarsa avente un valore economico e da gestire secondo principi di efficienza;

Sostenibilità finanziaria, che considera l'acqua come servizio garantito attraverso la presenza di infrastrutture di cui va assicurata la solidità finanziaria, intesa come capacità di riprodurre nel tempo gli asset;

Sostenibilità etica, che considera l'acqua ed i servizi idrici come beni essenziali di cui va garantita l'accessibilità in condizioni eque, non discriminatorie e democraticamente accettate.

Le dinamiche evolutive dei concetti di sviluppo si possono comprendere attraverso la descrizione delle politiche tradizionali dell'acqua e le motivazioni della crisi di tale modello che hanno dato vita ad un nuovo paradigma delle politiche idriche.

*Tabella 3 Le principali componenti dell'evoluzione dei principi di gestione idrica.*

	Da...	a...
Interesse generale	Infrastrutture per incrementare l'uso dell'acqua	Gestione integrata orientata alla sostenibilità
Interventi mirati a	Opere pubbliche di fornitura idrica	Gestione e risoluzione di conflitti intersettoriali
Finanza	Bilancio pubblico Contributi forfait	Tariffazione al costo ed incentivi economici
Approccio	Gestione dell'offerta	Gestione della domanda
Processo decisionale	Burocrazia pubblica, industrie delle costruzioni, "grandi utilizzatori"	Trasparenza delle informazioni funzionale ad un processo decisionale aperto e partecipato
Scala territoriale	Centrale - confini amministrativi	Decentrato - unità di bacino
Valutazione dei costi	ACB delle infrastrutture	Valutazione integrata economico/ambientale/sociale (ACB+MCA-DSPIR...)
Competenza professionale	Ingegneria civile	Interdisciplinare
Gestione	Amministrazione pubblica	Privato, pubblico partecipato, cooperazione, non profit.

Fonte: rielaborazione da Massarutto 2006

### 1.2.a Strategie dell'offerta e strutturalismo idraulico

Le politiche tradizionali di gestione idrica sono basate sull'idea che alla scarsità delle risorse naturali si debba ovviare attraverso la costruzione di

nuove infrastrutture. Questo approccio è anche definito strutturalismo idraulico ed è incentrato su interventi sull'offerta delle risorse naturali scarse (Arrojo 2005, Massarutto 2006).

Questa posizione detiene dei forti limiti dovuti alla bassa efficienza e problemi di redditività economica, all'ingiusta distribuzione di costi e benefici, al grave impatto sociale e l'irreversibile impatto ecologico ed ambientale.

### 1.2.b Scarsità

Come evidenziato nei paragrafi precedenti, la scarsità è da considerarsi un fenomeno relativo (Llamas, 2006; FNCA, 2005; Naredo, 2003)

La scarsità d'acqua dovuta alla diversità climatica di certi territori rispetto ad altri, tradizionalmente è stata affrontata come un problema di "squilibri idrologici" in termini di tempo e spazio, introducendo concetti come bacini fluviali o regioni "eccedentari". Questa prospettiva di "ingiustizia della natura" ha portato ad un concetto etico di solidarietà da parte delle regioni ricche di acqua o di bacini di fiume verso quelle che hanno minori risorse d'acqua. Questo concetto, tuttavia, è spesso usato in maniera demagogica, generalmente per promuovere il trasferimento delle risorse da regioni meno sviluppate ad altre più ricche, aggravando gli squilibri regionali e sociali nel tempo.

Le tradizionali strategie di promozione di importanti infrastrutture idrauliche in nome di un supposto interesse generale, infatti, raramente sono formulate usando criteri di razionalità economica, sociale ed ambientale (López-Gálvez, 1997, Naredo 2003, Arrojo 2006).

Come descritto nella Dichiarazione per una Nuova Cultura dell'Acqua, la diversità climatica è vista come la salute dell'ambiente. Riconoscere ed avvantaggiarsi delle opportunità fornite da questa caratteristica in ogni regione, accettando anche i limiti che questo impone, è la chiave al progetto dei criteri di sviluppo sostenibile in ogni contesto geografico. Così come sarebbe privo di senso discutere di un deficit strutturale della luce del sole nei paesi settentrionali o di squilibri orografici ( montagne ) in aree con un corrispondente deficit di aree di superficie piane, coltivabili, è anche privo di senso intendere la diversità della piovosità come uno squilibrio da correggere attraverso finanziamenti e sussidi pubblici, a qualunque costo.

Nell'ultimo secolo, in praticamente tutte le regioni aride o semi aride del pianeta, è avvenuto ciò che è stato definito una "Rivoluzione Silenziosa" dell'uso intensivo dell'acqua sotterranea (Llamas 2005, Fornes 2005). Questo processo è stato qualificato come una rivoluzione dato che ha comportato cambi drastici del consumo dell'acqua e la disponibilità alimentare in quelle regioni; la "rivoluzione" è stata definita "silenziosa", perchè realizzata mediante milioni di piccoli agricoltori soggetti ad una scarsissima pianificazione e controllo da parte dei gestori ufficiali della politica dell'acqua in queste regioni. Si tratta di un fenomeno tecnologico e sociale tanto nuovo che tuttavia rimane praticamente ignorato o frainteso dalla maggior parte delle istituzioni internazionali che si occupano di acqua (Llamas, 2005).

Nella terminologia della letteratura internazionale, entrambe le tipologie di acqua, superficiale e sotterranea sono state definite acqua "azzurra", in contrapposizione all'acqua "verde" che si riferisce a quella, proveniente dalle

precipitazioni che si trova nella zona radicale delle piante. Solo recentemente l'acqua "verde" è stata considerata negli studi sulle risorse idriche in modo quantitativo e la sua misurazione e valutazione monetaria sono molto complesse.

Un'analisi del ruolo dell'acqua verde ha portato al concetto di acqua virtuale, cioè quella quantità complessivamente necessaria alla produzione di un bene o servizio (Allan, 2003). All'inizio lo studio dell'acqua virtuale si riferiva soltanto alla produzione di alimenti, ma progressivamente si è stesa alla produzione di tutti i beni e servizi che fanno uso della risorsa in una regione (Hoekstra et al, 2002).

La somma di tutta l'acqua virtuale di cui ha bisogno un paese o una regione per fornire beni e servizi per i suoi abitanti viene denominata "impronta idrica" (hydrological footprint). Il concetto di impronta idrica è relazionato ed in un certo senso corollario, a quello di impronta ecologica, enunciato già da circa dieci anni, che si riferisce alla quantità di superficie del terreno necessario perchè una comunità possa realizzare uno sviluppo sostenibile.

Lo studio delle impronte idriche di diversi paesi sta fornendo nuovi dati e permette di ottenere una visione abbastanza ottimista della cosiddetta "imminente crisi dell'acqua". Si vedrà se i dati disponibili confermeranno quello che già da tempo alcuni enunciano: che la presupposta crisi dell'acqua non è una crisi dovuta a scarsità fisica della risorsa, ma che essenzialmente si tratta di un problema di cattiva gestione (Llamas, 1992 e 1995).

Perciò, nella formulazione di politiche di gestione idrica sostenibile la scarsità deve essere intesa come una condizione creata nella maggioranza dei casi per ragioni socio-economiche e non come una mancanza di risorse fisiche. Ad esempio, alcuni aspetti delle Politiche Agricole Comunitarie possono svolgere un ruolo importante nella "creazione" di scarsità, promovendo e sussidiando colture idroesigenti incurante delle disponibilità della risorsa nel territorio (Gómez-Limón, 2002).

### 1.2.c Economia delle infrastrutture

"Non è l'acqua ad essere scarsa ma il denaro"(Massarutto, 2005). Infatti, la problematica di ottenere accesso alla risorsa scarsa non è di natura tecnica ma si tratta di soluzioni limitate dalla loro gravosità ed inefficienza economica (Naredo, 2005).

L'aumento dei costi relativi agli investimenti in infrastrutture contribuiscono alla crisi fiscale dello stato che fino ad ora era stato considerato il solo incaricato dell'onere a causa della natura pubblica dell'acqua.

La realizzazione di tali investimenti comporta notevoli costi oggi, ma produce costi e benefici anche nel futuro e per renderli comparabili con quelli attuali è necessario ricorrere alla pratica dell'attualizzazione (VAN). Scegliere il tasso di sconto più appropriato è però molto problematico.

Sarebbe necessario utilizzare tassi sociali di sconto diversi in funzione del tipo di opera o del reddito di chi subisce gli effetti della stessa. Purtroppo non esiste, neanche in linea di massima, un'opinione universale sulla scelta del tasso di sconto e, di conseguenza, le valutazioni dei tassi di sconto proposte

dalle varie scuole di economisti per scontare gli utili derivanti dai progetti pubblici differiscono notevolmente le une dalle altre (Pearce et al., 1994).

Il modo di procedere più comune è di fissare il tasso di sconto tramite precise scelte politiche: generalmente esso varia tra il 5 e l'8 %, tenendo presente che l'adozione di un basso tasso di sconto sociale tende a privilegiare gli investimenti a lungo termine (Nuti, 1987).

Convenzionalmente per la valutazione dei costi e dei benefici per le opere pubbliche viene considerata una durata economica di circa 25 anni. Per durata o vita economica si intende l'orizzonte temporale massimo oltre il quale i benefici netti attualizzati diventano insignificanti. Si definisce invece vita utile dell'opera il periodo oltre il quale essa non è più in grado di soddisfare la domanda per la quale è stata costruita.

Le infrastrutture idrauliche sono investimenti che hanno una durata temporale molto lunga e spesso i progetti sono valutati con tassi di sconto troppo alti (WCD, 2000).

E' importante sottolineare che lo sconto può condizionare radicalmente la decisione definitiva di accettare o rifiutare un progetto o può modificare la graduatoria tra progetti alternativi. La determinazione del tasso di sconto è pertanto fortemente soggettiva in quanto dipende dai portatori di interesse.

Si può ragionevolmente affermare che l'attribuire un peso inferiore ai benefici e ai costi futuri, mediante un tasso di sconto positivo, determina effetti spiacevoli per quanto riguarda l'ambiente (Pearce et al., 1994).

Quando il danno ambientale provocato da un progetto si verifica lontano nel futuro, lo sconto renderà il valore attuale di tale danno notevolmente inferiore al suo valore effettivo. Il fenomeno è generalmente noto con il termine "tirannia dello sconto" (Pearce et al., 1994). In questo modo lo sconto può trasferire dei costi ingenti sulle generazioni future e per questa apparente discriminazione nei confronti del futuro, spesso coloro che comprendono l'importanza della protezione dell'ambiente si oppongono al sistema dello sconto. Infatti, i danni prodotti all'ambiente non possono essere valutati accuratamente mediante la pratica dell'attualizzazione perché, se si manifestano dopo un lungo arco di tempo, vengono praticamente annullati dal tasso di sconto (Catalano, 1990).

Uno dei più importanti effetti che derivano dalla scelta del tasso di sconto positivo è che i progetti con conseguenze potenzialmente catastrofiche non ottengono una grande attenzione. Per questo motivo alcuni movimenti ambientalisti propongono di utilizzare un tasso di sconto nullo, il che equivale a considerare il benessere delle generazioni future importante quanto quello presente. Anzi, il desiderio di assicurare un reddito ai propri discendenti potrebbe far propendere per l'attribuzione di valori negativi al saggio di preferenza temporale per tutti i casi che comportano un rapido sfruttamento di risorse scarse (Layard, 1983).

Se il governo fosse disposto a sottoscrivere un tale giudizio di valore, potrebbe essere giustificata l'adozione di un saggio di preferenza temporale molto basso (ma non negativo) nella valutazione dei progetti, in modo tale da incoraggiare la conservazione delle risorse nel tempo (Layard, 1983).

Tuttavia ciò rappresenta solo in parte una soluzione ad alcuni problemi "ambientali" dei mercati, si tratta comunque di un artificio, poiché è difficile

che un individuo esprima una preferenza, o un'uguale valutazione, per il futuro rispetto ai costi sostenuti nel presente (Pearce et al., 1991).

#### 1.2.d Modelli gestionali delle acque superficiali e sotterranee

I modelli di gestione delle risorse idriche sono caratterizzati in maniera differente per le acque superficiali e per le acque sotterranee.

Infatti, sotto il dominio del modello strutturalista si sono consolidate le posizioni fortemente gerarchiche e strettamente legate agli interessi dei maggiori investitori pubblici attraverso potenti burocrazie tecniche, scientifiche ed amministrative. Gli approcci liberali dello scorso secolo in molti paesi europei hanno imposto un processo di liquidazione del patrimonio naturale come conseguenza inevitabile dello sviluppo economico. Lo sviluppo di infrastrutture su larga scala per l'irrigazione e la navigazione dei corsi d'acqua interni si è concluso di frequente in bancarotte finanziarie a causa dell'ampiezza degli investimenti e lunghi periodi di ammortamento che tali progetti esigono. In questo contesto, all'inizio del ventesimo secolo la maggior parte di responsabilità di regolazione distribuzione e gestione delle acque superficiali rimasero sotto controllo pubblico, specialmente nei paesi con tradizione in diritto romano (FNCA, 2005).

Viceversa, l'acqua sotterranea poco profonda era considerata come proprietà privata dei proprietari terrieri. Il fatto che gli investimenti necessari sia a scavare pozzi che a coprire i risultanti costi operativi siano limitati, è risultato in situazioni in cui la gestione dell'acqua - e persino la proprietà - rimaneva nelle mani dei proprietari terrieri, portando ad un modello privato di gestione dell'acqua in molti paesi.

I progressi tecnologici e l'accessibilità delle tecniche di pompaggio e prelievo hanno portato ad uno sfruttamento in misura massiccia di falde acquifere, particolarmente in paesi aridi e semi-aridi. Oggi le forniture di acqua urbana per più di due miliardi di persone provengono dall'acqua sotterranea. Tuttavia, è principalmente nella sfera della terra irrigata che la crescita è stata molto spettacolare perchè i costi di queste tecnologie decentralizzate rappresentano soltanto una piccola parte del valore dei raccolti, rendendo possibile assumere il criterio del recupero della spesa con poco o nessun contributo. Ma questo modello privato di recupero della spesa di solito non include il costo ambientale e non considera la sostenibilità delle falde acquifere.

Secondo le cifre prodotte dalla Food and Agriculture Organization (FAO, 2003) sembra che l'area totale irrigata dall'acqua sotterranea del mondo ammonti a circa un terzo della superficie totale di terra irrigata del mondo. Secondo le stime delle Nazioni Unite, nel 2003 quest'area irrigata usava a stento il 20 per cento dell'acqua totale assegnata per quello scopo per produrre circa il 50 per cento del valore economico dell'agricoltura irrigua. La conclusione è che l'efficienza tecnica dell'irrigazione di acqua sotterranea è in media due volte quella dell'irrigazione con acqua di superficie, mentre la sua efficienza economica e sociale è nell'ordine di cinque volte più grande di quella dell'irrigazione con acqua di superficie ( pesantemente sovvenzionata).

Ovviamente queste differenze non sono dovute ad alcun vantaggio intrinseco

dell'acqua sotterranea sull'acqua di superficie, ma dipende piuttosto dal modello di gestione adottato nel quale i fruitori stessi pagano per le loro richieste. Questo ha stimolato incrementi dell'efficienza tecnica attraverso l'uso di sistemi di irrigazione pressurizzati moderni e contatori dei volumi prelevati, incentivando approcci commerciali più attivi con maggiore produttività per unità idrica apportata.

Tuttavia, quando si valuta l'efficienza economica del consumo idrico devono essere considerati gli impatti sociali ed ambientali che derivano dallo sfruttamento eccessivo ed incontrollato dell'acqua sotterranea che ha portato all'esaurimento e all'inquinamento delle falde acquifere .

Nonostante le tendenze politiche attuali riconoscano l'unicità del ciclo idrologico e mirino a sviluppare modelli integrati di gestione delle acque superficiali e sotterranee è importante tenere in considerazione l'influenza degli approcci consolidati sulla situazione attuale e le prospettive del futuro.

### 1.2.e Modelli gestionali di tipo pubblico e privato

Le attuali strutture finanziarie, generalmente basate sull'erario pubblico di carattere centralizzato risultano troppo complesse, burocratizzate ed inefficaci per una gestione ottimale, perciò sono nati numerosi appelli alla tariffazione calibrata sui costi reali del servizio e l'uso di strumenti economici che possano incentivare una allocazione più razionale e lungimirante della risorsa. L'urgenza di riorganizzare la gestione delle risorse idriche in maniera tale da permettere una risoluzione dei conflitti e coordinamenti degli interessi degli attori coinvolti riguarda anche il sistema di finanziamento degli interventi.

Attualmente, negli ambienti accademici e politici vi è un acceso dibattito sulla gestione privata o pubblica delle risorse idriche, contrapponendo queste due forme concettuali estreme e spesso trascurando di integrare la discussione con termini pragmatici che possano condurre ad una intesa comune.

Il termine "privatizzazione" potrebbe essere interpretato in almeno tre modi diversi: la trasformazione dello statuto legale dell'operatore, la vendita dei beni pubblici di questo operatore (storicamente pubblico) ad attori privati, e la privatizzazione delle risorse d'acqua (attraverso diritti di proprietà e di uso come le concessioni ).

I tre elementi potrebbero essere legati, ma questo non è necessariamente il caso (FNCA, 2005).

Con il termine "liberalizzazione" s'intende l'introduzione di meccanismi di mercato ( competizione per o nel mercato ). Liberalizzazione e privatizzazione potrebbero essere legate, ma non ci sono relazioni causali obbligatorie tra i due processi.

Il termine "deregolamentazione" indica la riduzione dell'intervento dello stato ( legislatura, statuti, etc.) mentre i processi di liberalizzazione molto spesso implicano ri-regolazione, nel senso di nuove regole e possibilmente un livello più alto dell'intervento dello stato che in passato ( p.e. creazione di agenzie regolatrici, definizione di obbligazioni di servizi pubblici, regolazione di accesso a parti terze, prezzi, protezione del consumatore, composizioni di liti, etc.).

Dal dibattito inerente questa tematica si possono identificare argomentazioni a favore della liberalizzazione quali la gestione fornitura di questi servizi e la privatizzazione sul mercato dell'acqua e la sua gestione, giustificati di solito sulla base dei seguenti argomenti:

- Ci sono molti esempi di gestione pubblica inefficiente, mentre liberalizzazione, deregolamentazione e privatizzazione sono associate a livelli più alti di efficienza attraverso l'incentivo della competizione.
- La credibilità del settore privato nei mercati finanziari può accrescere la capacità di investimento per i servizi e le infrastrutture dell'acqua.
- La crescente complessità dei servizi dell'acqua richiede capacità tecnologiche che possono essere sviluppate con maggiore solvibilità dal settore privato.
- L'appropriata ri-regolazione, in un contesto di liberalizzazione, garantisce gli obiettivi e le condizioni del servizio che le istituzioni pubbliche stabiliscono essere di interesse generale.
- L'indipendenza del regolatore sia dalle autorità politiche che dagli operatori migliora il controllo e la qualità del servizio.
- Le Partnership Pubblico-Private (PPP) offrono la possibilità di collaborazione tra il settore privato e le istituzioni pubbliche senza influenzare il controllo pubblico del servizio.

Le argomentazioni contro questo tipo di riformulazione della gestione pubblica contestano i pretesi benefici della liberalizzazione e difendono i vantaggi di un sistema di gestione pubblica modernizzata e partecipativa:

- Ci sono molti esempi di gestione pubblica altamente efficiente sia nei paesi evoluti (waterschappen - Olanda) che in quelli in via di sviluppo e, per contro, sono documentati numerosi fallimenti dei processi di liberalizzazione (Bolivia, Chile).
- La necessità di usare un'unica rete e la tendenza a creare sistemi integrati verticali impongono forte rigidità sul mercato, cosicché si compete soltanto per il contratto (competizione per il mercato, non nel mercato) in un contesto di pochi concorrenti di mercato (oligarchie delle grandi multinazionali) e periodi di concessione molto lunghi (20-30 anni). Così, tipicamente, si stabilisce un monopolio naturale, a lungo termine senza competizione.
- Il dominio di pochissime compagnie transnazionali nel mercato dei servizi idrici privati riduce i profitti che potrebbero teoricamente derivare da una competizione, che scarsamente esiste nella realtà.
- Il potere sproporzionato di queste compagnie, in contrasto con la debolezza finanziaria di molte istituzioni pubbliche locali, accresce il ben noto fenomeno di "cattura regolatrice" o "anoressia del pubblico operatore".

- I diritti di riservatezza delle compagnie private creano mancanza di trasparenza e rendono difficile il controllo da parte del pubblico, anche quando esistono enti regolatori sul posto.
- Il settore privato è interessato alla gestione dei servizi (es. incrementare gli aspetti commerciali dell'affare ) ma non a fare investimenti cospicui, a lungo termine (es. nel ridurre le perdite, rinnovare le infrastrutture, etc.), e proteggere le risorse d'acqua ( es. introdurre iniziative di gestione della domanda e destinare volumi ad usi non remunerativi come il mantenimento degli ecosistemi d'acqua).
- Gli accordi delle partnership Pubblico-Privato riducono il livello della reale competizione: anche dove esiste una partecipazione pubblica maggioritaria nella proprietà, il controllo di gestione viene concesso di solito alla compagnia transnazionale, che tenderà a bloccare la competizione nei mercati d'entrata secondari (manutenzione, tecnologia, etc.) nei quali si produce la maggior parte dell'affare.
- Le compagnie pubbliche che operano in città medie o grandi per la gestione degli usi urbani possiedono capacità tecnologiche importanti e funzionano con economie di scala che garantiscono servizi eccellenti. Nelle aree rurali, che non interessano al settore privato, queste capacità possono essere acquisite da organizzazioni locali e regionali.
- Il libero mercato non è uno strumento adatto a gestire beni sociali ed ambientali, e certamente non a proteggere i diritti delle generazioni future.
- Liberalizzazione e privatizzazione tendono a ridimensionare i diritti dei cittadini a "scelta di consumatori".
- Non c'è bisogno di liberalizzazione e privatizzazione per migliorare l'efficienza dei servizi. Ci sono modelli di tariffe, strumenti di "raffronto economico", e persino formule di mercato pubblico (Banche dell'Acqua), che possono aiutare a modernizzare la gestione pubblica, incoraggiando così elementi di competizione, razionalità e flessibilità economica.

Garantire l'accesso all'acqua potabile ed alle misure igieniche a tutti gli individui e le comunità nel mondo, come diritto umano, implica una sfida di investimento e finanziamento che deve essere accettata da governi locali, regionali e nazionali e da istituzioni internazionali. Non è ottimale assegnare una tale responsabilità al mercato a causa della sua intrinseca prospettiva a breve termine sul ritorno dell'investimento. Che ci sia o no privatizzazione, ci devono essere organismi regolatori pubblici rappresentativi, che assicurino efficacemente la trasparenza e stimolino la partecipazione cittadina ed il controllo sociale, così come il garantire la conformità agli obiettivi sociali ed ambientali e livelli di servizio al di sopra degli interessi privati, politici o burocratici (FNCA, 2005).

Le istituzioni finanziarie internazionali e le agenzie di sviluppo dei paesi OECD dovrebbero rivedere le proprie strategie in questo campo ed abbandonare la loro politica di condizionare il finanziamento di investimenti di

base per le infrastrutture di servizio all'introduzione di sistemi gestionali liberali e privati (WBI 2003). Queste politiche imposte hanno spesso fallito nel portare i risultati promessi ed hanno nei fatti alimentato corruzione, inefficienza, conflitto sociale e politico, ostacolando la realizzazione di programmi fondamentali al sostegno della gestione dell'acqua nel settore pubblico (Bauer, 1997). La garanzia del rispetto delle funzioni e valori dell'acqua richiede miglioramenti democratici, il controllo dell'uso dei fondi pubblici, e la simultaneamente promozione di interventi per l'adozione di migliori pratiche nella gestione integrata delle risorse d'acqua.

### 1.2.f Razionalità economica

L'acqua usata come fattore di produzione per le attività economiche private rappresenta più del 50 per cento dell'acqua estratta da fiumi e falde acquifere. Una delle sfide da affrontare è la razionalizzazione economica della gestione dell'acqua per questi usi, garantendo la gestione degli ecosistemi dell'acqua basata su solidi impegni etici di sostenibilità e giustizia sociale.

La complessità di gestire i valori socio-ambientali, quelli della pianificazione della terra ed interessi economici terzi, oltre alla sfida di accettare gli obiettivi di sostenibilità per le generazioni future, rendono consigliabile tenere sotto il controllo pubblico la gestione dell'acqua finalizzata agli usi economici.

In ogni caso, la conoscenza del valore dell'acqua consumata mediante sistemi di contabilità che riflettano tutte le componenti di costo e l'applicazione del principio del recupero della spesa attraverso adeguate politiche tariffarie sono criteri di base per la gestione razionale dell'acqua per la crescita economica. Spesso si è verificato un abuso delle tradizionali sovvenzioni elargite dalle istituzioni, pesando sul bilancio pubblico senza promuovere consumi coerenti con il reale valore della risorsa. Un esempio eclatante è il prezzo dell'acqua irrigua, tradizionalmente fornita a prezzi decisamente inferiori ai costi sostenuti per l'erogazione del servizio a scapito della conservazione della risorsa. Comunque, l'ampia esperienza documentata in proposito all'irrigazione con acqua sotterranea ( con eccezioni come l'India e la Grecia, dove lo Stato sovvenziona l'elettricità per il pompaggio ) rivela che il recupero dei costi marginali di fornitura del servizio potrebbe essere sostenuto dall'irrigatore.

La mancanza di razionalità economica nella gestione delle acque viene aggravata dall'assenza di valutazione degli usi non produttivi (funzioni non direttamente relazionate ad una produzione) e del costo opportunità di "mancati usi", che devono invece essere contabilizzati (quando possibile) e tenuti in conto nei processi decisionali (in termini qualitativi).

Il contributo dell'analisi economica alla politica della gestione delle acque è un tema che ha suscitato molteplici dibattiti e che richiede diversi chiarimenti. Infatti la letteratura offre un'ampia gamma di linee d'interpretazione e metodologie di studio.

Da quando, nel 1992 durante la Conferenza Internazionale sull'Acqua e l'Ambiente di Dublino (ICWE, 1992) l'acqua fu definita una risorsa scarsa che detiene un valore economico, si sono sollevate molte discussioni riguardo la giusta interpretazione della definizione "acqua come bene economico"

(Briscoe, 1996; Perry, 1997 e 2001; Savenije et al., 2002; Meinzen-Dick, 1997).

Da parte del pubblico non impegnato nel ambiente accademico inerente la tematica dell'economia dell'acqua, l'analisi economica spesso viene malintesa come la mera contabilizzazione dei costi coinvolti nella gestione e fornitura idrica. Inoltre si sono sollevati molti timori per una mercantilizzazione dell'acqua sulla falsa riga di altre risorse non rinnovabili come il petrolio o i minerali. Da parte degli analisti economici si tende spesso a ridurre il quadro di studio alla definizione di sistemi di allocazione ottimale attraverso l'applicazione di prezzi corrispondenti ai costi marginali (o alla sua produttività) e alla mera internalizzazione dei costi esterni generati. Come ampiamente esposto nel presente lavoro, la problematica è più ampia e può fruire dell'analisi economica per diversi aspetti, ma non in maniera esclusiva.

Secondo Massarutto (2005) l'acqua non è e non sarà mai un "bene commerciale". I prezzi e gli altri strumenti economici possono essere funzionali ad una gestione più sostenibile della risorsa, ma sempre in maniera imparziale ed imperfetta; l'efficienza economica è importante ma non può essere unico obiettivo.

In letteratura sono documentati molteplici studi volti a definire il modo in cui l'acqua è un bene economico: nei confronti della domanda il criterio di efficienza può aiutare a discernere gli usi con un valore più elevato, però la domanda deve essere collocata nel contesto della reale disponibilità a pagare, cioè quando il costo è superato dai benefici. Non solo, come esposto in seguito (paragrafo 1.1.c), l'acqua è anche un bene sociale che riflette l'interesse generale in quanto fabbisogno a cui deve essere garantito accesso in quantità sufficienti per il benessere della popolazione. Il valore di tale funzione sociale viene generato attraverso il processo politico e non dalla disponibilità individuale a pagare.

La razionalizzazione economica deve essere applicata con sensibilità verso l'importanza sociale degli usi della risorsa come fattore produttivo per promuovere la responsabilità ed efficienza dei consumi in modo da costituire uno strumento per la gestione della scarsità alla base di modelli di gestione sostenibile. Da questa prospettiva, il prezzo o tariffa deve essere considerato uno strumento per moderare la domanda a livelli sostenibili, limitando la crescita dei consumi.

A prescindere dal modello di gestione adottato in ogni regione, le funzioni fondamentali dell'acqua devono essere poste al di sopra dei criteri di redditività indotti dal mercato. Perciò i servizi idrici essenziali devono essere riconosciuti come un servizio di interesse pubblico generale, distinto dai consumi finalizzati alle attività produttive che, invece, rappresentano di interesse economico di tipo privato (es. il dibattito in corso a livello dell'Unione Europea scaturito dall'iniziativa di Bolkenstein). I cittadini dovrebbero essere consapevoli sia dei loro diritti che dei loro doveri in questo campo, anche attraverso tariffe dell'acqua che riflettano di più i valori multidimensionali dell'acqua.

Su queste basi concettuali, le strategie di sviluppo economico e sociale possono riflettere le dimensioni funzionali e di valore dell'acqua per

proteggere la disponibilità e accesso nel lungo periodo con un buono stato qualitativo della risorsa nella sua interezza. A tale fine, nella formulazione delle politiche di gestione della risorsa si deve, quindi, assumere una prospettiva olistica, che consideri le interazioni ecosistemiche, sostenuta da analisi di carattere interdisciplinare.

Infatti tradizionalmente la gestione idrica è considerata materia ingegneristica d'eccellenza, mentre oggi questa si rivela una prospettiva troppo limitata, richiedendo il coinvolgimento di conoscenze limnologiche (caratteristiche fisico/chimiche della risorsa) economiche, idrogeologiche, geografiche, sociologiche, giuridiche, scienze sanitarie, chimiche ed altre, al fine di comprendere i molteplici aspetti relazionati al ciclo idrico e le sue interazioni.

### 1.2.g Metodi di valutazione dei costi

Il modello tradizionale di gestione basata sull'offerta è stato messo in crisi dalla consapevolezza della fragilità degli ecosistemi idrici e delle interrelazioni che interessano gli usi dell'acqua a livello di bacino. Perciò non sono più sufficienti le analisi che contabilizzano soltanto i costi inerenti la costruzione delle infrastrutture idrauliche e i benefici potenziali che gli utenti possono trarre da un aumento della disponibilità. Un approccio sostenibile alla risoluzione dei problemi di gestione dei fabbisogni e domande della risorsa comporta un ampliamento dei metodi di valutazione della fattibilità dei progetti intrapresi. Infatti, per una valutazione integrata dei costi economici, ambientali e sociali sono necessari nuove metodologie contabili riguardo l'individuazione delle componenti di costo e le loro interrelazioni. In particolare, la stima dei costi relativi agli effetti sull'ambiente correlati ai consumi dell'acqua fa sì che la ricerca di nuove tecniche contabili assuma un ruolo fondamentale per la valutazione degli effetti diretti ed indiretti delle misure politiche d'intervento con il raggiungimento degli obiettivi ambientali.

In questo ambito, i concetti della teoria economica neoclassica applicate alla formulazione di metodologie di contabilità ambientale possono concorrere alla risoluzione di problematiche di gestione dell'acqua come risorsa scarsa in un'ottica di tipo microeconomico. In questo quadro si collocano le analisi sugli effetti ambientali indotti dalle tariffazioni incentivanti e le strategie per il recupero dei costi sostenuti per l'erogazione dei servizi, così come l'efficienza delle modalità allocative verso gli usi più produttivi e la convenienza a trasferire diritti d'uso tra funzioni al fine di ottenere il massimo beneficio sociale al minimo costo complessivo (Azqueta, 2002, Pearce et al 1994).

Temi di livello macro economico ed istituzionale, invece, comportano la necessità di strutturare le analisi in modo generalizzato, permettendo una concertazione delle diverse problematiche in misure politiche complessive (Naredo 2003 a ). A tale fine possono rivelarsi molto utili i concetti portanti dell'economia ecologica, incentrata su un approccio olistico delle attività produttive e la biosfera. Ad esempio, un concetto significativo è quello della "carrying capacity" (capacità di carico. Postel, 1994) volto all'identificazione dei limiti del mantenimento delle funzioni ecologiche fondamentali dell'ambiente di un determinato territorio alle pressioni esercitate dalle attività antropiche, in una prospettiva a lungo termine, per la protezione dell'equilibrio tra i consumi

e le disponibilità .

Le analisi di questo tipo mirano alla comprensione delle funzioni ambientali dell'acqua, dei valori ad essa associati e degli eventuali trade-off fra le diverse componenti della sostenibilità, in riferimento alla scelta delle priorità allocative relative sia all'acqua, sia al capitale e lavoro coinvolti nei consumi idrici. Questo approccio sistemico è utile anche per individuare il grado di "sostituibilità" del capitale naturale e/o delle funzioni ambientali, permettendo l'identificazione delle componenti critiche del capitale naturale in relazione alle dinamiche economiche che muovono i fattori di pressione e le determinanti economiche della domanda. Tale analisi è funzionale alla previsione della reazione degli utenti agli interventi economico/politici che modificano le variabili coinvolte per indirizzare le dinamiche di sviluppo futuro. Ad esempio permettono di individuare le modalità con cui i costi delle politiche e dei servizi ricadono sugli attori sociali, sia a livello individuale che settoriale e territoriale, per permettere eventuali misure di perequazione.

Le analisi economiche, a tutti i livelli, sono funzionali a processi decisionali aperti e partecipati in quanto rivelano agli attori coinvolti le dimensioni di valore, diritti e funzioni in gioco (Arrojo, 2006).

### ***1.3 Le politiche idriche europee***

La crisi degli ecosistemi idrici, lo sfruttamento insostenibile di molte falde acquifere, i problemi crescenti derivati dal deterioramento della qualità delle risorse d'acqua, i problemi di inefficienza ed irrazionalità economica, di controllo della "governance" e la mancanza di trasparenza spingono, quindi, ad una riformulazione dei modelli gestionali della risorsa idrica.

La Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE - WFD) racchiude molti elementi atti a promuovere i concetti portanti della gestione sostenibile delle risorse idriche ed è formulata per la promozione di uno snellimento del quadro legislativo europeo in materia di acqua per creare una omogeneità di approccio agli interventi promossi dai singoli stati membri.

Si tratta di politiche molto incisive, perciò sono previsti molti gradi di discrezionalità per gli stati membri di adeguarsi, al fine di proteggere la società da cambiamenti troppo bruschi ed attenuare i costi necessari all'implementazione.

La politica è caratterizzata da una scaletta temporale molto ambiziosa per la realizzazione degli obiettivi preposti che, in Italia, ad oggi non è stata ancora possibile seguire.

#### **1.3.a Obiettivi della Direttiva Acque**

Tradizionalmente le entità del fabbisogno idrico e del relativo carico inquinante erano considerate come conseguenze automatiche ed inevitabili dello sviluppo economico. Perciò la direttiva ha come obiettivo principale il ripristino della sostenibilità ecologica attraverso la prevenzione di ogni forma di degrado cumulativo e ripristino delle funzioni ecologiche fondamentali. La

linea politica è formulata per raggiungere il buono stato ecologico dei corpi idrici superficiali e sotterranei mediante un approccio che combina gli standard di qualità delle emissioni con quelli dei corpi recettori finali, definiti sia in termini di concentrazione di sostanze chimiche presenti, che attraverso parametri biologici e morfologici.

La direttiva vuole promuovere l'allocazione della risorsa idrica disponibile secondo i limiti imposti dalla scarsità relativa ai diversi consumi tenendo conto dei principi di efficienza per garantire la sostenibilità economica della sua gestione. I meccanismi indotti dalle politiche mirano a scoraggiare usi che vanno al di là del "valore sociale" delle risorse attraverso il governo dei fattori di pressione da cui dipendono le domande di acqua. Questo approccio sta alla base delle misure atte a promuovere una maggiore partecipazione ai costi delle infrastrutture e dei servizi da parte dei beneficiari e a formulare strategie d'incentivo economico per indirizzare i consumi verso un livello quantitativo e qualitativo adeguato alla conservazione della risorsa.

La revisione dell'economia della gestione idrica non deve compromettere l'accessibilità delle funzioni essenziali che essa svolge, per cui nella Direttiva è stato assunto il criterio BATNEEC (Best Available Technology Not Entailing Excessive Costs) volto all'individuazione delle migliori tecnologie disponibili che non impongono costi ritenuti eccessivi, per individuare i casi di deroga al fine di salvaguardare della sostenibilità sociale delle misure adottate.

Per la identificazione delle componenti chiave per la salvaguardia della giustizia sociale viene posto in evidenza l'importanza di coinvolgere i cittadini e i portatori di interessi nei processi decisionali, in modo da garantire le più ampie basi di legittimazione e la condivisione tra tutti i settori dei costi degli interventi.

### 1.3.b Azioni proposte dalla Direttiva Acque

#### I. Piani di Bacino

La Direttiva Acque vuole rappresentare una risposta agli effetti negativi della gestione settoriale assunta in passato e indica la gestione integrata, imperniata sul concetto di bacino idrografico, come riferimento per l'implementazione delle misure necessarie al raggiungimento di un buono stato ecologico delle risorse idriche. Queste misure devono coinvolgere tutti i settori e tipologie di uso e consumo dell'acqua del bacino al fine di allocare le risorse in maniera efficiente sotto un punto di vista economico ed ambientale tenendo conto dei risvolti sociali.

A tale fine la Direttiva indica la necessità di costruire un quadro istituzionale adeguato a impostare le politiche in modo integrato e ad assicurare la coerenza delle politiche settoriali con l'obiettivo di sostenibilità.

La Direttiva stabilisce un approccio integrato della gestione dell'acqua basata sui bacini idrici. In essa si richiede l'istituzione di "Piani di Gestione dei Bacini Idrici" (RBMP) entro il 2009 che devono essere aggiornati ogni 6 anni.

Il primo Piano di gestione deve contenere informazioni dettagliate su come si intendono raggiungere gli obiettivi prefissati per ciascun bacino (caratterizzazione dello stato ecologico, quantitativo e chimico delle acque e

obbiettivi delle aree vulnerabili) entro i tempi richiesti dalla Direttiva (in generale entro il 2015).

I piani di bacino dovrebbero essere basati sulle caratteristiche idrogeologiche del territorio, attraverso la descrizione dell'impatto delle attività antropiche sullo stato ecologico delle acque, la stima degli effetti della legislazione vigente ed esprimere il divario esistente tra questi e gli obiettivi ambientali della Direttiva.

## *II. Partecipazione pubblica*

Secondo la Direttiva 2000/60 il piano deve essere sviluppato attraverso un processo di partecipazione pubblica (PP), che ha come obiettivo quello di definire una serie di misure formulate per colmare il divario con la legislazione vigente attraverso l'attribuzione di un ruolo attivo e la responsabilizzazione degli attori sociali coinvolti (stakeholders). Si punta, così, alla risoluzione di conflitti mediante un processo decisionale in cui possano essere integrate le esigenze dei soggetti interessati, fondato sulla trasparenza e riduzione delle asimmetrie informative, per la identificazione ed implementazione di strategie d'intervento mirate.

La "partecipazione pubblica" tuttora lascia molte incomprensioni sulle modalità di consultazione, accolta con atteggiamenti contrastanti, e manca tuttora di un approccio politico strutturato affinché possa essere instaurato con profitto, come invece è avvenuto in Francia (SAGE, Agences de l'eau), in Germania (Wasserphennig) e Inghilterra (Cathment plan) .

Questo strumento rappresenta un'occasione per far emergere problematiche, far schierare gli attori, identificare le posizioni e disarticolare i conflitti trasformando le contrapposizioni ideologiche e di principio in aspetti negoziabili, favorendo la ricerca di soluzioni a partire dal reciproco riconoscimento e legittimazione.

La partecipazione pubblica non è una democratizzazione della gestione idrica, ma un modo alternativo per costruire un concetto di "interesse generale" attraverso lo scambio e la negoziazione delle parti interessate. Quindi, le istituzioni partecipanti sono istituzioni "corporative", rappresentanti gruppi d'interesse capaci di mobilitare risorse necessarie ed attivare la politica pubblica. La partecipazione ha lo scopo di risanare le basi di legittimazione del potere, di rappresentare uno strumento di rendicontazione e valutazione delle politiche attuate per garantire "lealtà" e costruire fiducia nel perseguire gli obiettivi. Non si tratta di una mera forma di relazioni con il pubblico, ma di un processo di apprendimento collettivo che gradualmente possa individuare i valori che gli attori attribuiscono alle funzioni ambientali e le interrelazioni nella distribuzione di costi e benefici implicati nella gestione sostenibile della risorsa idrica. (Massarutto, 2005 )

Una componente fondamentale della Direttiva è la considerazione di diversi aspetti, non soltanto economici, e la loro integrazione nel processo generale di implementazione. Questa integrazione vuole racchiudere le diverse prospettive degli enti amministrativi, obiettivi politici e di settore, ma anche scientifici ed inerenti le condizioni locali del territorio. La considerazione esplicita e trasparente degli aspetti economici vuole sostenere uno scambio d'idee basato su informazioni obiettive riguardo le differenti opzioni d'implementazione. Questo aspetto risulta particolarmente importante nei casi in cui le conseguenze finanziarie abbiano una forte influenza sull'economia e società del territorio.

A garanzia di un servizio di qualità e la trasparenza ed equità d'imputazione dei costi cresce l'importanza del ruolo attivo degli utenti nei processi decisionali riguardo alla gestione degli interventi. Questo approccio deve promuovere un processo decisionale aperto e partecipato incentrato sull'analisi della consistenza e delle caratteristiche della domanda.

### *III. Raccolta di informazioni*

Come primo passo dell'implementazione della Direttiva gli Stati membri hanno dovuto riportare informazioni sui problemi ambientali ed una prima stima dei dati economici disponibili per l'attuazione degli obiettivi al fine di formulare un quadro della situazione vigente e suggerire azioni future necessarie al superamento delle mancanze d'informazione e di metodo.

Gli studi finalizzati alla promozione di un uso sostenibile della risorsa idrica in Europa si basano sul concetto di Valutazione Integrata dell'Ambiente (Integrated Environmental Assessment - IEA), definito come un sistema d'identificazione, analisi e valutazione di tutti i processi naturali ed antropici e loro interazioni che determinano lo stato attuale e futuro della qualità ambientale e delle risorse in una scala spazio- temporale appropriata, facilitando la formulazione e implementazione delle strategie d'intervento.

Questo tipo di approccio al sostegno delle decisioni implica la raccolta di informazioni ed elaborazione di schemi che ne evidenzino le interrelazioni. A tale fine è stato sviluppato un sistema d'analisi, DPSIR (Determinanti, Pressione, Stato, Impatto, Risposta), utilizzato anche nel presente lavoro di tesi. Come esposto nella figura 2, i fattori coinvolti nella gestione idrica sono molteplici e sono rappresentati dalle attività produttive e condizioni che determinano le pressioni sull'ambiente. La valutazione degli impatti che ne derivano per la società possono portare alla definizione degli obiettivi che gli interventi a favore di una migliore gestione della risorsa mediante strumenti economico-politici mirati.

Ancora non sono state pubblicate le valutazioni complessive dei rapporti ricevuti dalla commissione ( l'Italia ancora non ha compiuto questo compito), ma da una prima osservazione si evince che, sebbene sussiste una notevole mole d'informazioni utili per l'approccio agli aspetti economici della Direttiva, devono essere ancora superati molte mancanze ( es studi sull'elasticità della domanda idrica, costi ambientali e della risorsa relativi ai servizi idrici, etc). Inoltre vi sono molti dubbi da chiarire su come gli obiettivi della Direttiva saranno interpretati e perseguiti in pratica, specialmente nel caso delle tariffazioni, e quali connessioni e coordinamenti sono possibili con le politiche

nazionali d'interesse.

*Figura 2 Modello di analisi economico ambientale DPSIR*



## CAPITOLO 2 – IL CONSUMO IDRICO IN AGRICOLTURA

### *2.1 Interazioni tra agricoltura ed ambiente*

L'agricoltura si è sviluppata dal dopo guerra ad oggi con una crescita fortissima dell'offerta aggregata sostenuta da un incremento della produttività senza precedenti, soprattutto nei paesi occidentali.

A questo processo di trasformazione si fa spesso riferimento in termini di "Rivoluzione verde", ed è anche stato definito (Romano, 2003) come "modernizzazione" dell'agricoltura, riferendo con questo termine alle pratiche agricole dominanti nelle economie industrializzate, in contrapposizione con l'agricoltura "tradizionale", o "classica" (Iacoponi, 1995).

L'evoluzione delle caratteristiche strutturali del settore agricolo dei paesi industrializzati è stata influenzata fortemente dal sostegno politico per l'introduzione di mezzi tecnici innovativi nelle pratiche agricole e per la promozione di una finalità eminentemente produttivistica dell'attività volto a garantire la sicurezza alimentare.

Le strutture produttive definite "tradizionali" sono state plasmate su una dimensione rivolta al benessere della famiglia, sostenuta mediante pratiche agricole rivolte all'autoconsumo gestite mediante l'integrazione nell'azienda di produzioni vegetali ed animali con biotipi adatti alle caratteristiche del territorio e fortemente dipendenti dall'incertezza dei fenomeni naturali come l'andamento climatico e l'insorgenza di patologie. Le materie prime e prodotti erano venduti su mercati di dimensioni ridotte, rivolte ad una domanda locale.

La necessità di rispondere ad un cambiamento della domanda quantitativa e qualitativa dei prodotti agro-alimentari ha determinato un'apertura ed interazione sempre maggiore dell'azienda agricola con gli orientamenti del mercato dei prodotti e dei fattori, comportando risvolti importanti sulla società rurale e sul territorio.

La professionalità degli operatori del settore, oggi, richiede il confronto con le esigenze gestionali di aziende più grandi, qualifiche specialistiche avanzate e coordinarsi con la sostituzione del lavoro manuale con lavoro meccanico.

Si sono stabilite relazioni d'integrazione verticale con i settori a monte dell'azienda agricola per l'approvvigionamento degli input e a valle per la fornitura di prodotti che corrispondano alle esigenze delle industrie di trasformazione, al fine di regolare e coordinare l'offerta di prodotti agroalimentari. Questo processo ha comportato una forte specializzazione produttiva e concentrazione geografica delle aziende economicamente più efficienti.

La struttura produttiva dell'agricoltura "moderna", definita anche "produttivistica" (De Benedictis 1996), "intensiva" (Merlo e Boscolo 1994), "omologata" (Basile e Cecchi 1994) o "tecnologica" (Iacoponi 1995), comporta anche un impatto notevole e diffuso sulla quantità e qualità delle risorse del territorio rurale a causa dell'intenso ricorso a misure atte alla riduzione dei rischi legati alle variabilità degli ecosistemi naturali.

La necessità di garantire una stabilità quantitativa e qualitativa delle produzioni ha provocato un'accelerazione dell'evoluzione degli ecosistemi naturali o semi-naturali verso agro-ecosistemi sempre più artificiali, facendo emergere un evidente *trade-off* tra produzione agricola ed ambiente.

Come schematizzato da Romano (2003) le interazioni agricoltura-ambiente implicite nella modernizzazione dell'agricoltura sono la conseguenza di due differenti meccanismi che caratterizzano la dinamica evolutiva dell'agricoltura degli ultimi cinquant'anni (Fig. 2.1):

l'intensificazione delle pratiche agricole tradizionali: la modernizzazione agricola dal punto di vista ecologico si configura come un passaggio da un sistema chiuso, sostanzialmente in equilibrio dal punto di vista energetico, ad un sistema aperto, per il cui funzionamento sono necessari apporti energetici dall'esterno sotto forma di fertilizzanti chimici, pesticidi, macchinari e materiale geneticamente migliorato;

l'abbandono di territori prima destinati all'agricoltura: l'agricoltura più competitiva si concentra in alcune aree geografiche strategiche per quanto riguarda le condizioni di produzione ed il trasporto, il che comporta una progressiva marginalizzazione dei sistemi agricoli non competitivi<sup>4</sup>. Questa situazione obbliga spesso l'uscita dal circuito produttivo di aziende, senza la possibilità per questi agro-ecosistemi abbandonati di riuscire spontaneamente a rinaturalizzarsi, manifestando fenomeni di degrado ambientale.

Inoltre, la specializzazione e la concentrazione delle produzioni agricole comportano modifiche dettate dalle esigenze dell'uso efficiente dei mezzi meccanici: l'aumento delle dimensioni degli appezzamenti, il modellamento, la bonifica ed il condizionamento dei terreni hanno plasmato i paesaggi rurali moderni.

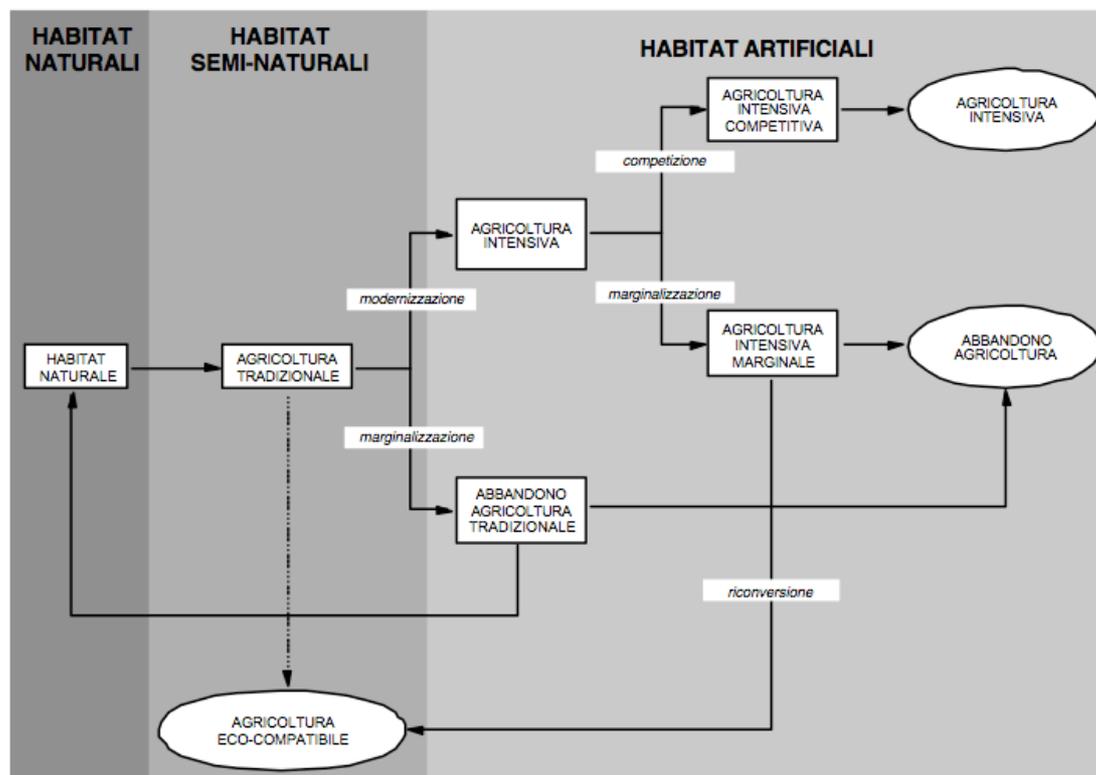
La crescita della meccanizzazione dell'agricoltura ha migliorato sensibilmente la qualità della vita degli operatori e permesso notevoli miglioramenti della produttività per unità di terreno, ma ha comportato un impatto negativo per l'ambiente rurale. Ad esempio, il compattamento dei suoli per effetto dell'impiego di mezzi meccanici pesanti modifica la permeabilità e struttura del terreno, causando aumenti dello scorrimento superficiale, fenomeni di erosione, maggiori polveri nell'aria e la sedimentazione di fanghi nei corpi idrici.

Anche la rimozione della vegetazione naturale (siepi, filari d'alberi, ecc) ed elementi separatori ( fossi, muretti a secco etc..) sono dettati dalle necessità di migliorare l'efficienza tecnica delle pratiche agricole meccanizzate, comportando una omologazione del paesaggio e diminuzione della biodiversità.

---

<sup>4</sup> La non competitività delle aree descritte può dipendere sia dalle condizioni territoriali, inadatte alla trasformazione in strutture produttive moderne, sia sistemi produttivi moderni in aree che non consentono più un accesso competitivo al mercato.

Figura 2.1 Schematizzazione della dinamica evolutiva agricola (fonte Romano 2005)



Queste strutture semi-naturali, infatti, costituiscono un elemento importante per la permanenza sul territorio di diverse specie animali e vegetali selvatici e detengono perciò un grande valore ecologico, ma la presenza di tali strutture comportano inefficienze e rischi (diffusione di piante infestanti, ostacoli al passaggio dei mezzi per la lavorazione del terreno, etc) incompatibili con la struttura produttiva "intensiva".

Il cambiamento delle dinamiche del ciclo dell'acqua indotto dalle pratiche di irrigazione, dal prelievo di acque dalle falde acquifere e dal drenaggio ha provocato l'alterazione delle caratteristiche edafiche dei terreni (salinizzazione, alcalinizzazione e acidificazione) e ha determinato effetti importanti sulla qualità delle acque, e su alcuni habitat e sistemi idrogeologici particolari (ad esempio, le zone umide).

La riduzione della biodiversità rurale si manifesta anche con la modifica delle scelte agronomiche in favore di numero ridotto di specie e varietà d'interesse agricolo nell'ambito di pacchetti tecnologici ad alta produttività calibrati sulle esigenze del mercato.

L'applicazione di pesticidi sulle colture provoca l'emissione di sostanze tossiche nell'aria, nel suolo (con accumulo di pesticidi non degradabili) e nell'acqua (con inquinamento delle falde). Questa pratica è responsabile della riduzione della biodiversità in maniera diretta (effetti di pesticidi ad ampio spettro su microflora e microfauna, avvelenamento della fauna) ed indiretta (alterazione delle catene alimentari). L'uso di principi attivi in maniera diffusa provoca l'aumento della resistenza dei patogeni ai pesticidi, imponendo l'uso

di quantità maggiori di trattamenti e/o di nuovi formulati e la selezione di varietà geneticamente maggiormente resistenti ai patogeni stessi.

Lo stesso accade per le produzioni zootecniche intensive, laddove un incremento drastico del numero di animali per unità territoriale determina una forte pressione sull'ambiente interno ed esterno degli allevamenti.

Il numero elevato di animali allevati comporta la stabulazione in strutture e spazi più ristretti rispetto agli allevamenti estensivi, esponendo gli animali ad una maggiore vulnerabilità alla trasmissione di patogeni e rendendo necessaria l'adozione di interventi strategici di prevenzione e profilassi che si ripercuotono sulla gestione aziendale e sulla qualità della vita degli animali.

Le deiezioni, che dapprima era possibile utilizzare e smaltire nelle aziende stesse, ora superano le capacità di carico territoriali, determinando un eccesso di ammoniaca, fosforo e metalli pesanti che si accumulano nel suolo ed inquinano le falde acquifere.

Gli allevamenti producono elevate emissioni di metano ed ammoniaca nell'atmosfera, contribuendo ad incrementare l'effetto serra e l'acidificazione delle piogge, come verrà evidenziato in seguito a proposito del ciclo dell'azoto agricolo.

È opportuno ricordare che l'agricoltura, oltre ad avere effetti sull'ambiente, è a sua volta influenzata dalla qualità ambientale. Ad esempio, possono essere citati gli effetti dell'alterazione della qualità e struttura dei suoli esausti sulla produttività delle colture, della mancanza di biodiversità sul controllo delle patologie vegetali ed animali, della qualità idrica sulla qualità dei prodotti, etc... Risulta, quindi, fondamentale riformulare alcuni concetti portanti tale modello di sviluppo per attenuare questi disequilibri.

La qualità ambientale è necessaria per la continuazione stessa dell'agricoltura in futuro visto che la qualità delle risorse naturali ed il mantenimento di determinati paesaggi agrari sono la preconditione per lo sviluppo rurale anche a livello economico, tecnologico e produttivo.

Infatti, la schematizzazione delle dinamiche evolutive dell'agricoltura proposta da Romano include una indicazione dove specifica la "riconversione" di "agricoltura moderna marginale" in "agricoltura eco-compatibile".

Si tratta di un fenomeno sempre più ampio, proporzionale all'aumento del numero di aziende che non hanno potuto seguire il processo di modernizzazione e che per la propria competitività hanno assunto un'ottica che conferisce un ruolo principale alla qualità del prodotto e del contesto produttivo. L'Unione Europea sostiene fortemente questo tipo di attività al fine di preservarne l'esistenza e promuoverne la funzionalità sociale ed ambientale(CE, 1992).

In queste situazioni, infatti, si esplica in massimo grado la multifunzionalità dell'agricoltura, rivolta all'offerta di prodotti agro-alimentari, ma anche a servizi di fruibilità del mondo rurale da chi non ne fa parte in maniera diretta. Si è assistito così alla nascita di aziende, definite "biologiche", che operano con pratiche agricole più rispettose dell'ambiente, degli animali e delle persone. Queste aziende hanno come obiettivo mantenere le eredità culturali del territorio attraverso l'utilizzo delle materie prime, biotipi e manodopera locale e

sostenere la permanenza di aziende in zone “marginali”. Tali attività sono spesso accompagnate da iniziative di “agriturismo” che permettono un accesso ai servizi naturali degli ecosistemi rurali e la promozione di prodotti eno-gastronomici tipici locali.

Queste aziende generalmente non sono economicamente efficienti e dipendono in larga misura dal sostegno offerto dalle politiche di sviluppo rurale nazionali ed Europee, però trovano un largo consenso nella domanda di prodotti salubri ottenuti nel rispetto dell’etica di sostenibilità.

Queste forme di produzione, quindi, superano la contrapposizione tra il modello tradizionale produttivista e costituiscono una porta verso la “modernità sostenibile” in cui vengano introdotte tecnologie innovative a sostegno di pratiche produttive rivolte anche al rispetto dell’ambiente e della società rurale.

### 2.1.a Struttura dell’agricoltura italiana

Dal censimento INEA pubblicato nel 2003, riferito alla struttura agricola italiana tra 2001 e 2002, si evince che il settore è soggetto ad un profondo mutamento a diversi livelli: nelle caratteristiche strutturali rilevate dal nuovo Censimento, nell’organizzazione e nel ruolo del Ministero delle politiche agricole, nell’evoluzione dei rapporti Stato-Regioni, nel rapporto tra agricoltura e società civile, nelle linee di politica agraria tracciate dalla Commissione e fatte proprie dagli Stati Membri.

La scomparsa in Italia, tra il 1990 e il 2000 di circa 500.000 aziende, concentrata soprattutto nelle regioni del Nord-Ovest (-39,5%) e del Nord-Est (-20,5%), e di circa 1.8 milioni di ettari di SAU mette in evidenza che nell’agricoltura italiana oggi ci sono due tipi di aziende: quelle piccole destinate a luogo di residenza della famiglia e ad integrazione del suo reddito (la grande maggioranza) e quelle professionali, efficienti o che vogliono diventarlo, proiettate verso il mercato. Quanto osservato non sembra, a prima vista, molto diverso da prima, ma la drastica riduzione del numero delle aziende e altri dati circa la distribuzione, la dimensione, la forma di conduzione, l’attività svolta dai componenti della famiglia e le produzioni attuate permettono di dire che la maggioranza delle piccole aziende rimaste o che rimarranno, vengono condotte in equilibrio con le scelte della famiglia pluriattiva e con le attività multifunzionali.

Se si leggono i dati del Censimento si può trovare una conferma a quanto osservato. Tra il 1990 e il 2000 le aziende sotto l’ettaro (ben 1 milione e 160 mila), quelle che si potrebbero chiamare le “non aziende”, sono rimaste quasi invariate; le classi fino a 20 ettari hanno registrato invece riduzioni del numero e della superficie fino al 25%, mentre le classi superiori hanno subito riduzioni molto inferiori (-4%) tanto che, a fronte della contrazione del totale delle aziende attorno al 14%, si potrebbe leggere come un consolidamento di queste ultime classi. In conclusione, il Censimento del 2000 mette in evidenza che su 2.594.825 aziende rilevate per 13.206.297 ettari di superficie agricola utilizzata, circa 340 mila tra 5 e 20 ettari si estendono per 3 milioni e 300 mila ettari e altre 120 mila, oltre i 20 ettari, interessano altri 7 milioni e 300 mila ettari. Queste ultime sono le aziende agricole accomunate da strategie

organizzative, di investimento e di reddito che non sono diverse tra impresa a conduzione diretta del coltivatore o a conduzione a salariati (in economia).

Come indicato in precedenza, il concetto tradizionale di interesse generale alla base delle sovvenzioni al sostegno dell'attività agricola necessita una revisione dal punto di vista della sostenibilità.

In questa ottica, l'agricoltura irrigua intensiva o "agri-business", che causa gravi impatti ambientali e fornisce poca utilità alle comunità rurali in termini sociali non dovrebbe essere accettata come attività di interesse generale senza considerare il particolare modello operativo in questione o l'impatto ambientale che produce.

Una parte significativa di aziende a conduzione familiare può essere considerata come attività produttiva di interesse generale perchè esplica una funzione di mantenimento dei paesaggi ed ambienti rurali. In questi casi tali attività potrebbero meritare misure di sostegno pubblico, sebbene questa attività non costituisca fonte di reddito principale. Infatti, in europa, meno di  $\frac{1}{4}$  degli agricoltori prendono il loro reddito esclusivamente da questa attività.

Per contrasto, le aziende tradizionali che rappresentano il sostentamento di base delle comunità rurali, specialmente nelle zone montane, devono essere considerate attività legate agli interessi collettivi ed individuali di quelle comunità.

Perciò è fondamentale per una gestione sostenibile dello sviluppo del settore agricolo identificare le attività agricole che meritano di essere considerate di interesse generale, evitando l'assegnazione dei fondi pubblici per sovvenzionare gli affari privati, che non sono svolte nell'interesse della società nel suo insieme (FNCA, 2005).

Non si può, quindi, parlare di agricoltura come fosse un settore omogeneo. Inoltre le interattività tra il settore agricolo e il territorio in cui si attua sono complessi ed i disequilibri che si possono instaurare dipendono da innumerevoli parametri d'ordine economico, tecnologico, sociale ed ecologico. La problematica deve essere affrontata in maniera sistemica ed intersettoriale, intervenendo tenendo conto dell'interattività di tutti i parametri coinvolti.

## **2.2 Caratteristiche del consumo idrico in agricoltura**

La domanda di acqua da parte del settore agricolo comporta un consumo sia sotto un profilo quantitativo che qualitativo.

### 2.2 a Entità del consumo quantitativo

Dall'analisi dei consumi idrici a livello mondiale effettuato dalla FAO (2003) l'agricoltura assorbe la maggior parte delle risorse idriche disponibili. Si calcola che a livello mondiale circa il 70 % dell'acqua prelevata dai fiumi, dai laghi e dalle falde sotterranee sia destinato all'irrigazione. Attualmente il 30-40% delle disponibilità di prodotti agricoli a livello mondiale derivano dal 16% irrigato della superficie agricola totale; inoltre viene stimato che nei prossimi 30 anni, l'80% delle disponibilità alimentari supplementari deriveranno dall'agricoltura irrigua (Faurès, 2002).

In Europa i consumi idrici per l'agricoltura si aggirano intorno al 30% sul totale dei prelievi. Le aree destinate a colture irrigue presentano una marcata variabilità, sia in termini di ettari che percentuale sulla SAU totale, in relazione al clima del paese considerato (AEA, 1999).

In Italia l'irrigazione riguarda più di 3,6 milioni di ettari, rappresentanti il 24,4% della SAU totale. I trend indicati nella tabella 2.1 dimostrano chiaramente l'incremento dell'agricoltura irrigua che, a partire dai rilevamenti del 1993, ha raggiunto gli attuali quantitativi con un aumento costante. (Bazzani, 2001)

*Tabella 2.1 Agricoltura irrigua in Italia*

<b>Anno</b>	<b>Area irrigata</b>	<b>% rispetto SAU totale</b>
1993	2.649.058	18
1995	2.698.013	18,4
1996	2.944.501	20
1997	3.639.100	24,4

Fonte ISTAT 2000

I volumi totali consumati dall'agricoltura irrigua italiana sono diminuiti del 30% in un periodo di 8 anni, passando dai 30 miliardi del 1991 a 20 miliardi nel 1999. Anche l'incidenza dei consumi del settore agricolo a livello aggregato si è ridotto passando dal 60% nel 1990 a circa 49,6% nel 1999.

Le cause di tali tendenze possono essere identificate nella parziale sostituzione dei canali a cielo aperto con sistemi di distribuzione più moderni, l'incremento dei costi di gestione per il prelievo riflessi in un aumento dei canoni dei Consorzi di Bonifica, oltre alle dinamiche di produzione indotte dalla PAC e relativi tendenze dei prezzi dei prodotti agricoli. La riduzione dei consumi è dovuta anche a carenze di disponibilità idrica indotta da frequenti

periodi di siccità. Infatti, nonostante le previsioni eseguite in passato indicassero continui aumenti dei consumi per il futuro, oggi appare più razionale pensare che il consumo di stabilizzerà intorno ai 20 miliardi di m<sup>3</sup> nei prossimi anni (Massarutto, 2001). Questa stima è motivata dagli effetti della politica di riforma a medio termine sulle scelte produttive, l'abbandono dell'attività da parte delle aziende meno competitive e soprattutto per la mancanza fisica della risorsa in se.

La maggior parte dell'acqua disponibile si trova nelle regioni del Nord (75%), mentre in misura minore si trova al Sud e le isole(18%) e il Centro (7%); tale distribuzione riflette la variabilità climatica ed ambientale dell'Italia che determina una sostanziale diversità nell'origine e accessibilità delle acque utilizzate per l'irrigazione.

Le statistiche ufficiali sulle fonti d'approvvigionamento idrico dell'agricoltura non sono complete per quanto riguarda le quantità d'acqua prelevate dalle diverse fonti, bensì contengono dati sul numero di aziende per tipo di fornitura. In questi termini si può osservare che la principale forma di prelievo delle acque irrigue è rappresentata da prelievi indipendenti (più della metà delle aziende). Tali prelievi provengono per circa 1/3 da acque superficiali, mentre ben 2/3 provengono da acque sotterranee, e soltanto il 40% delle acque irrigue sono gestite dai Consorzi (ISTAT, 1990). Questo dato è indicativo dell'importanza dei prelievi diretti dalle acque sotterranee.

Il rapporto del consumo idrico del settore agricolo rispetto ad altri settori varia notevolmente tra i paesi europei, ad esempio, l'approvvigionamento idrico pubblico rappresenta l'utilizzo più importante in numerosi paesi dell'Europa occidentale e nordici, ma copre una quota inferiore nei paesi mediterranei (AEA,1999 ).

Nell'Europa meridionale, dove l'irrigazione è un elemento essenziale della produzione agricola, la maggior parte dell'acqua disponibile è destinata all'agricoltura. Al contrario, nell'Europa centrale e occidentale l'irrigazione è tipicamente un mezzo per migliorare la produzione nelle estati secche.

Come verrà specificato in maniera più approfondita in seguito, la maggior parte dell'acqua prelevata non viene consumata ma restituita al ciclo idrologico e risulta quindi nuovamente disponibile, previo trattamento adeguato o depurazione naturale.

Tuttavia, essa può essere reintrodotta in punti diversi del bacino idrografico dal quale era stata prelevata. Perciò, benché il volume di acqua consumato in un particolare bacino possa essere relativamente ridotto, possono insorgere impatti significativi in corrispondenza dei punti di prelievo (ad esempio, prosciugamento di fiumi).

Fortunatamente, nella maggior parte dei paesi europei il volume di acqua disponibile è di gran lunga superiore a quello di acqua consumata e in media viene utilizzato solo il 21 % dell'acqua disponibile. Le più alte percentuali (oltre al 30 %) di acqua prelevata rispetto a quella disponibile si registrano in Belgio- Lussemburgo, Germania, Italia e Spagna .

Nell'Europa occidentale e nei paesi di recente adesione, in media, circa il 16 % dell'acqua disponibile è prelevato e il 5 % consumato. Tuttavia, l'efficienza di rete varia ampiamente, con "predite" fino al valore massimo di circa il 50 % del prelievo totale nei paesi mediterranei.

Figura 2.2 Distribuzione del consumo idrico in Europa (Fonte AEA 2000)

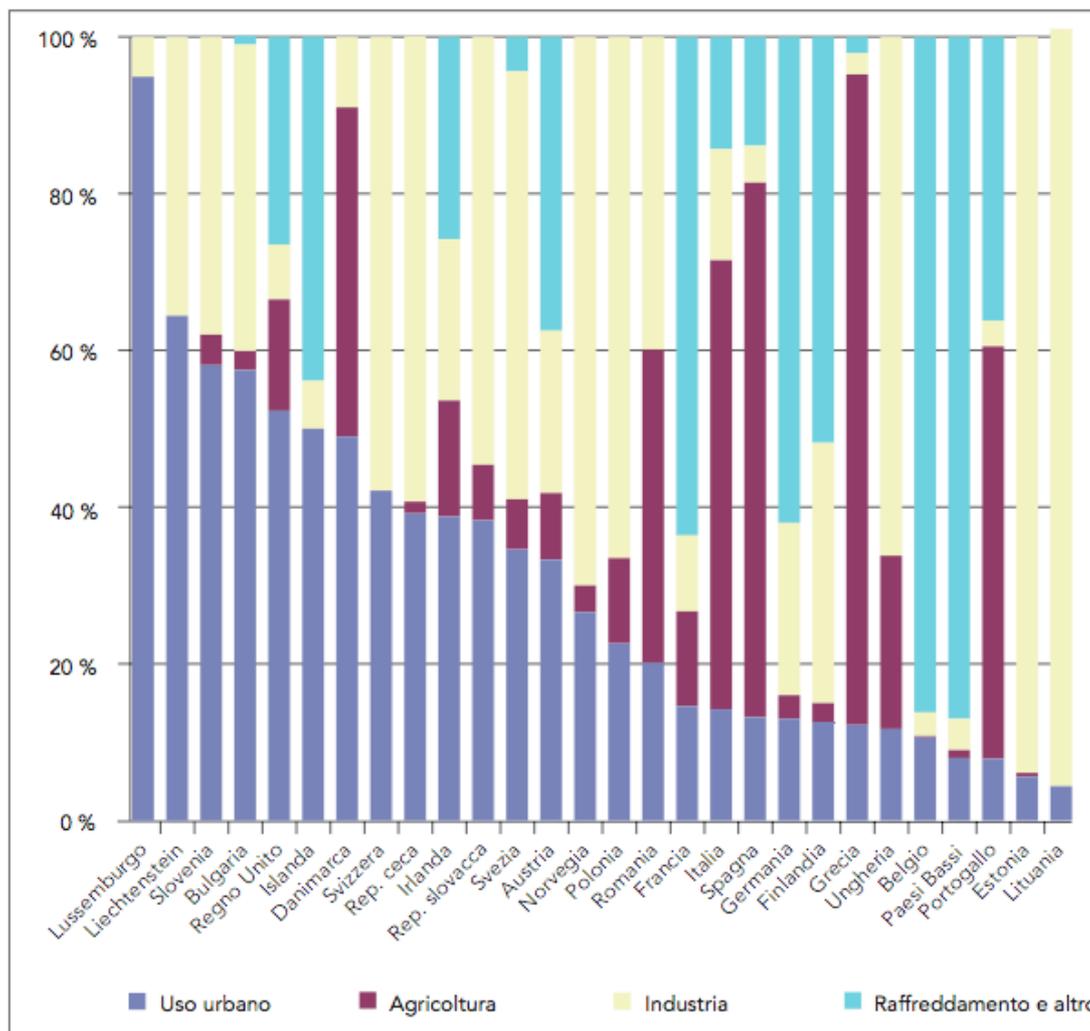
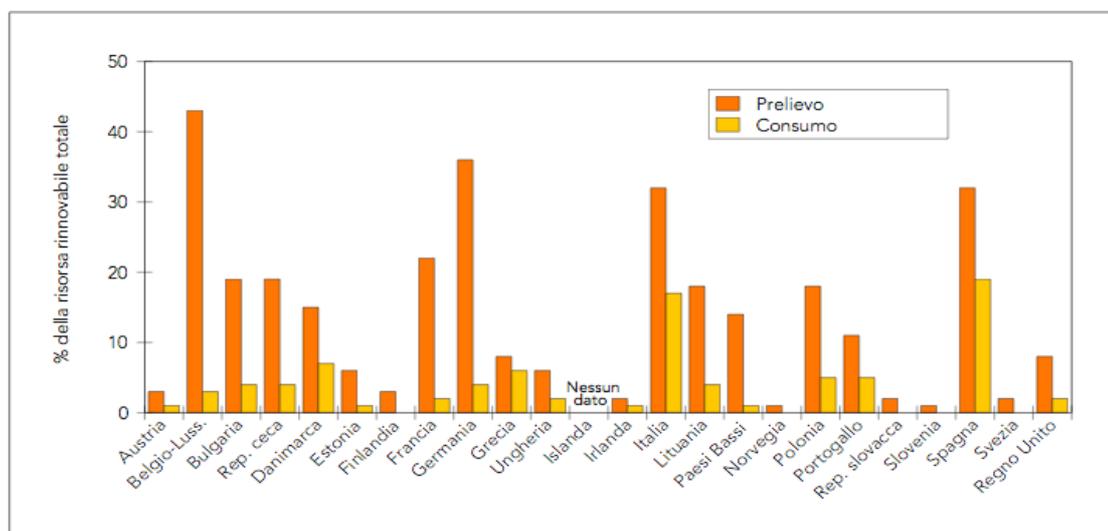


Figura 2.3 Intensità del prelievo e del consumo di acqua in rapporto alle diverse risorse rinnovabili totali i acqua dolce in Europa (fonte AEA 1999)



### **2.3 Bilancio idrico a supporto delle analisi di bacino e delle scelte di allocazione**

La redazione di un bilancio idrico è strumentale ad una corretta gestione dei consumi idrici da parte delle Autorità di Bacino. Secondo il D.M. 28 luglio 2004, il bilancio idrico rappresenta «una componente fondamentale del modello quali-quantitativo di bacino destinato alla rappresentazione in continuo della dinamica idrologica ed idrogeologica, degli usi delle acque e dei fenomeni di trasporto e trasformazione delle sostanze inquinanti nel suolo e nei corpi idrici».

Oggetto del provvedimento è il “bilancio idrico” e non il “bilancio idrologico”:

- il primo termine riferisce alla comparazione effettuata al netto delle risorse necessarie alla conservazione degli ecosistemi acquatici e la copertura dei fabbisogni per i diversi usi, esistenti o previsti. Deve essere mantenuto in equilibrio, al fine di consentire la sostenibilità nel tempo e di concorrere, con gli altri interventi previsti dal D.Lgs. n. 152/1999, al raggiungimento dei previsti obiettivi di qualità ambientale

- il secondo termine indica la comparazione, nel periodo di tempo considerato e con riferimento ad un determinato bacino (o sottobacino), superficiale e sotterraneo, tra afflussi e deflussi naturali, con esclusione, quindi, dei deflussi determinati dall'attività dell'uomo;

La componente naturale (idrologica) del bilancio si valuta sommando gli afflussi meteorici, l'evotraspirazione, l'infiltrazione nel terreno, gli afflussi sotterranei da altri bacini e i corrispondenti deflussi, i deflussi fluviali verso altri bacini, etc.

La stima del bilancio idrico, invece, richiede di aggiungere i termini dovuti agli usi antropici, quali i volumi idrici prelevati all'interno del bacino e quelli restituiti, le differenze tra i volumi invasati in serbatoi artificiali all'inizio e quelli alla fine del periodo di riferimento, ecc.

È, quindi, necessario avere a disposizione un sistema di raccolta di dati ed informazioni ingente e conoscere le principali opere esistenti e fattibili per l'approvvigionamento, la regolazione, l'adduzione e la distribuzione delle acque, nonché le strutture per il collettamento, la depurazione e lo scarico dei reflui.

La costruzione di questo modello è sicuramente una meta ambiziosa, in una realtà nella quale molti bacini idrici interessano più di una regione e, in qualche caso, più di uno Stato. Non mancano, in Italia, esempi di costruzione di bilanci idrici e successiva modellazione, già completati o in via di elaborazione, ancor prima dell'emanazione del decreto che detta le linee guida. Questi esempi attestano la possibilità di pervenire a utili risultati, ma anche la difficoltà nel raccogliere ed elaborare la gran mole di dati necessari.

#### **2.3 a Valutazione della risorsa disponibile**

Il punto di partenza per la stima delle risorse idriche naturali è una valutazione dei dati sperimentali (pluviometrici, termometrici, freaticometrici, ecc.) su base

pluriennale, data la variabilità delle situazioni naturali dalle quali le risorse stesse traggono origine; si deve pervenire a stimare un valore medio annuale e lo scostamento (statisticamente prevedibile) dalla media. Alle risorse naturali vanno aggiunte a quelle di altra origine, per esempio quelle derivanti dal riutilizzo e dagli usi in cascata della risorsa.

Le risorse così determinate non sono interamente disponibili per le diverse destinazioni d'uso, infatti, si deve tener conto di vincoli sia tecnici (possibilità di trasferire la risorsa nel luogo e nel tempo in cui è richiesta) che socioeconomici, oltre le esigenze di tutela ambientale. In particolare, per la falda sotterranea si deve rispettare la condizione che nell'anno medio non venga prelevato un quantitativo d'acqua superiore alla capacità di ricarica dell'acquifero; per i corsi d'acqua superficiali si deve tener conto della necessità di assicurare il cosiddetto "deflusso minimo vitale". Questa entità è stata definita come la portata istantanea rilevata in ogni tratto omogeneo del corso d'acqua, necessario per garantire la salvaguardia delle caratteristiche fisiche del corpo idrico, quelle chimico-fisiche delle acque nonché il mantenimento delle biocenosi tipiche delle condizioni naturali locali.

La precisa quantificazione del deflusso minimo vitale viene effettuata raramente; in ogni caso, i criteri che si adottano sono attualmente disparati e non omogenei da bacino a bacino.

Il D.M. 28 luglio 2004 precisa che, nella definizione dei singoli valori di deflusso minimo vitale, si debba tener conto sia degli aspetti naturalistici (caratteristiche ideologiche, idrogeologiche e geomorfologiche, conservazione e recupero dell'ecosistema fluviale) sia degli aspetti legati ad attività antropiche (modificazioni dell'alveo, presenza di carichi inquinanti da fonti puntuali e diffuse. Il deflusso minimo vitale deve essere prioritariamente definito per i corsi d'acqua significativi e per quelli a specifica destinazione funzionale (ad esempio, destinati alla potabilizzazione), nel senso definito nel D.Lgs. n. 152/1999 e la scelta di valori differenti nei vari periodi dell'anno può essere opportuna. Infatti, questo parametro può anche avere valori diversi da quello naturale, che in taluni casi è zero, quando il fiume va incontro a periodi di asciutta che non dipendono dai prelievi, bensì da fattori naturali.

La determinazione del deflusso minimo vitale richiede una base conoscitiva molto estesa, nella quale, oltre ai parametri morfologici, idrogeologici, idraulici e, in genere, a quelli fisici che caratterizzano il corso d'acqua, occorre rilevare anche le variabili chimico-fisiche e quelle biologiche (Indice Biologico Esteso, Indice di Funzionalità Fluviale, carica microbica totale e specifica, flora e fauna ripariale, ecc.).

Alla raccolta di queste informazioni deve, necessariamente, seguire una fase di organizzazione dei dati che attualmente non può ancora essere codificata, perchè non esiste un metodo consolidato che sia riconosciuto come il più adatto alla generalità dei casi. Esistono, infatti, metodi basati su variabili morfologiche, mentre altri si fondano su variabili idrologiche o su una loro combinazione, ed altri ancora nei quali si fa uso della statistica e che sono riferiti alla portata media giornaliera di durata 355 giorni in un anno o su intervalli temporali diversi.

### 2.3 b Livelli di analisi

Per lo studio dei flussi idrici si possono identificare tre livelli d'analisi d'utilizzo

dell'acqua (Molden, 1997):

- livello macro: che si riferisce alla dimensione bacino/sub-bacino
- livello intermedio: che si riferisce alla dimensione delle reti di servizi come sistemi irrigui o acquedotti municipali
- livello micro: che si riferisce alla dimensione del campo agricolo, utenti domestici, uso ambientale degli ecosistemi locali.

Quando tutte, o quasi tutte, le risorse idriche di un bacino sono state allocate per vari utilizzi si incorre in problematiche allocative.

La comprensione delle interazioni tra i diversi livelli d'analisi può migliorare la previsione delle conseguenze degli interventi. Un incremento di efficienza ad un livello "micro" può risultare in un incremento della produttività idrica a livello "macro" oppure ridurre la produttività degli utenti a valle. Soltanto quando si colloca un intervento di gestione in un contesto analitico più ampio si possono evidenziarne gli effetti.

### 2.3.c Componenti del bilancio idrico

Il primo passo verso l'analisi di un bilancio idrico è la determinazione dei domini d'interesse mediante l'identificazione dei limiti spaziali e temporali.

La contabilità idrica identifica le componenti del bilancio e li classifica secondo l'uso e produttività di questi usi. Molte di queste componenti non sono facilmente definibili ( ad esempio i flussi in entrata/uscita dell'acqua di falda, consumo effettivo delle colture, deflussi da drenaggio, ...), nonostante ciò, anche conti approssimati possono rivelarsi molto utili a tutti e tre i livelli d'analisi.

La contabilità idrica è funzionale all'analisi delle interferenze antropiche con il ciclo dell'acqua, relazionando le tipologie di utilizzo alle quantità.

Si possono identificare 4 processi generici attraverso i quali si "consuma" l'acqua (Molden, 1998):

- mediante evaporazione dal suolo, dalle riserve idriche superficie, o per traspirazione delle piante;
- quando defluisce verso scarichi (sink), cioè verso luoghi dove economicamente è irraggiungibile per usi di consumo, come ad esempio il mare oppure falde saline;
- quando l'inquinamento la rende inutilizzabile;
- quando l'acqua è parte costituente di un prodotto, come avviene con le produzioni vegetali.

Come descritto in merito all'acqua virtuale, si può considerare l'acqua per l'ottenimento di un prodotto come la somma dell'acqua prelevata e consumata per il processo. In un processo industriale questa quota include la quantità evaporata per il raffreddamento, o trasformata in un prodotto, mentre in agricoltura rappresenta l'acqua evaporata dalle colture più quella inclusa nei tessuti delle piante.

Il consumo non produttivo, invece, si riferisce all'acqua che viene consumata,

ma non per il processo produttivo per il quale era stata prelevata. Ad esempio, in agricoltura le acque irrigue sono consumate dalla traspirazione delle piante (processo produttivo) e dall'evaporazione dal suolo e dai canali (non produttivo). Questo tipo di consumo può essere considerato benefico o nocivo, per esempio, quando le acque "perse" sono utilizzate da un ecosistema costituisce un beneficio, anche se questo non era la ragione del prelievo ed apporto.

Le acque prelevate per usi non consuntivi sono quegli usi i cui benefici non determinano un consumo, come quella utilizzata per generare energia idroelettrica.

È importante chiarire a quale categoria di consumo idrico appartiene l'acqua della quale si misura la produttività. Ad esempio, il livello d'analisi contabile dell'uso d'acqua irrigua in parcella viene spesso studiato allo scopo di aumentare la produttività, per unità di terreno e acqua, in una ottica di conservazione della risorsa. A livello del campo, le dimensioni delle componenti del bilancio idrico sono in funzione delle condizioni climatiche, del terreno, della coltura (livello di traspirazione) e pratiche agricole (tecnica irrigua). Le dimensioni di tali fattori influiscono sulle quantità defluite per scorrimento superficiale ed il livello di percolazione. Per esempio, in presenza di tecniche irrigue a goccia si avranno riduzioni della percolazione in falda, mentre vi sono alti tassi di evaporazione e percolazione in presenza di sistemi irrigui a scorrimento.

Le procedure contabili idriche cercano di tenere in conto queste differenze.

Per lo studio del bilancio idrico a livello intermedio (dei servizi) i confini d'analisi di un sistema irriguo sono rappresentati dalle acque sotterranee che sottostanno le superfici irrigate, mentre per il bilancio idrico relativo alle parcelle, questo confine è considerato la zona radicale delle piante. Quindi, rispetto la dimensione riferita alla parcella, in questo livello d'analisi le porzioni di uso non consuntivo sono maggiori poichè si tiene conto delle variazioni nei volumi presenti nel suolo, nella falda e nelle acque superficiali.

Le acque dei sistemi irrigui devono inoltre garantire un deflusso per i consumi a valle. Spesso vi sono conflitti per i prelievi quando una zona a monte preleva quantità tali da compromettere la disponibilità per le zone irrigue a valle nei periodi di siccità. Perciò, i flussi in uscita da questi sistemi per percolazione o drenaggio, devono essere considerati come acque "impegnate". Le quantità di acque disponibili a livello dei servizi irrigui corrispondono prelievi totali meno la parte impegnata.

A livello di bacino devono essere considerati diversi processi di consumo idrico, incluso gli usi non agricoli. Le acque prelevate per scopi irrigui spesso provvedono all'apporto per altri settori, come allevamenti ittici, acque potabili, ricreativi o industriali<sup>5</sup>.

Come descritto in precedenza, la maggior parte dell'apporto idrico

---

<sup>5</sup> Ad esempio il Consorzio di Bonifica del Canale Emiliano Romagnolo è impegnato con la istituzione di una società denominata "Plurima, che attraverso la fornitura idrica finalizzata sia ad uso agricolo che urbano ed industriale. (CER, 2002).

complessivo è determinato dalle precipitazioni, ma deriva anche dai fiumi verso sub-bacini, comunicazioni con corpi idrici ed acque sotterranee di altri bacini. A questo livello d'analisi della contabilità è funzionale ad identificare gli effetti complessivi delle modalità d'uso dell'acqua.

### 2.3.e Allocazione della risorsa acqua

Al fine di allocare la risorsa acqua si rivela essenziale formulare strategie efficienti per ottenere una maggiore produttività dell'acqua utilizzata, mantenendo e migliorando al contempo la qualità ambientale (Keller, 1996). Sprechi ed usi improduttivi devono essere individuati con cura per identificare potenziali risparmi. Devono essere implementati procedure allocative che aiutino a risolvere i problemi di equità e minimizzino i conflitti intersettoriali, in maniera da ottenere la maggior efficienza possibile nell'uso delle risorse e strutture disponibili.

Quando aumenta la competitività per l'accesso alle fonti di approvvigionamento, cresce l'esigenza definire con chiarezza come viene utilizzata la risorsa e come gli interventi di gestione influiranno sulla comunità di utenti. La metodologia di contabilità idrica può essere utilizzata per l'analisi degli usi irrigui, municipali, industriali ed ambientali ed evidenziare le relazioni intersettoriali.

Spesso la gestione idrica avviene in una ottica settoriale oppure ristretto ad un territorio in maniera incoerente con le dinamiche dei flussi del bacino. Incrementi dell'efficienza d'irrigazione non sempre coincidono in un incremento della produttività a livello del bacino idrico complessivo. L'acqua persa dalle inefficienze non è persa se si considera un sistema di riferimento più ampio. (Keller, 1995)

Come evidenziato prima, nell'ambito dell'analisi dell'allocazione dell'acqua viene fatta spesso la distinzione tra il consumo e prelievo dal ciclo idrico. Ad esempio Bos (1979) ha identificato chiaramente i percorsi di flusso in entrata e uscita da un sistema irriguo, dimostrando che l'acqua che ritorna ad un bacino idrico si rende disponibile per l'utilizzo nelle aree a valle. Sarà, quindi, soprattutto il livello di riutilizzo a determinare un incremento nell'efficienza dell'uso dell'acqua.

Le interazioni tra le diverse dimensioni delle analisi devono essere chiarite al fine di valutare gli obiettivi di risparmio idrico complessivo.

La contabilità idrica funzionale ad una gestione sostenibile della risorsa richiede la redazione di bilanci idrici specifici, per la formulazione dei quali sarebbero richiesti nuovi metodi di misurazione delle acque ad uso agricolo. Infatti, spesso la misurazione avviene sui prelievi, ma per completare i bilanci si dovrebbero avere dati sui deflussi di drenaggio (Bos 1989). Le stime degli usi non consuntivi vengono raramente effettuate a livello dei sistemi irrigui e di bacino, portando a trascurare anche l'esatto consumo imputabile all'attività agricola. In questo ambito un punto critico del processo contabile sono le stime delle quantità evaporate e traspirate dalle colture, che aumentano con l'ingrandirsi della dimensione di riferimento.

### 2.3.f Colture e bilancio idrico

Una riduzione del contenuto idrico nel suolo provoca una riduzione della quantità di acqua assorbita dalla pianta che non sarà più sufficiente a bilanciare le perdite per traspirazione determinando, pertanto, una riduzione del contenuto idrico dei tessuti (deficit idrico). In termini agronomici la carenza di acqua nella pianta determina complessivamente una riduzione dell'attività vegetativa, della produttività e della qualità dei prodotti.

Mentre la maggior parte di un principio nutritivo qualsiasi viene trattenuto dalla pianta che l'ha assorbito, la caratteristica saliente dell'acqua è il suo continuo fluire, a senso unico, dal terreno attraverso le radici, lungo il fusto e fino alle superfici fogliari, diffondendosi, poi, come vapore nell'aria attraverso gli stomi.

I fabbisogni idrici dell'irrigazione dipendono fondamentalmente dal clima, dalle caratteristiche proprie delle colture, del tipo di suolo e dell'efficienza del sistema irriguo utilizzato (Cob, 1998). La formulazione delle tecniche e metodologie di determinazione di queste componenti sono fondamentali non solo per l'analisi di efficienza irrigua ma anche per la distinzione tra usi consuntivi e non.

Negli anni '70 la FAO ha sviluppato una metodologia per la determinazione delle necessità idriche dell'irrigazione che prevede :

- Il calcolo dell'evapotraspirazione delle colture ( $ET_c$ ); costituisce il fabbisogno idrico lordo delle colture per il loro sviluppo ottimale e rappresenta la quantità d'acqua che deve essere presente nella zona radicale necessaria a soddisfare le esigenze nutrizionali del vegetale ed a compensare le perdite dovute all'evaporazione ed alla traspirazione; tale misura si determina in funzione del clima, il cui effetto si ingloba nel concetto dell'evapotraspirazione di riferimento ( $ET_0$ ), ed in funzione delle caratteristiche proprie della coltura, effetto che si ingloba nel concetto di coefficiente della coltura ( $K_c$ )
- Il calcolo del fabbisogno idrico netto delle colture ( $NH_n$ ): costituisce la quantità d'acqua che si deve apportare attraverso l'irrigazione; per calcolare  $NH_n$ , si sottrae dal  $ET_c$  la quantità d'acqua apportata attraverso la precipitazione effettiva (PE) rappresentato dalla frazione di precipitazione che contribuisce a soddisfare la  $ET_c$  della coltura.
- Il calcolo del fabbisogno lordo d'acqua per l'irrigazione delle colture ( $NR_b$ ): rappresenta la quantità d'acqua che il sistema irriguo deve provvedere nel campo perché, scontato le perdite d'acqua dovute ad inefficienze del sistema d'irrigazione, la quantità d'acqua che effettivamente si immagazzina nella zona radicale sia uguale alle  $NH_n$  della coltura.

Per la determinazione dell'  $ET_c$  si può operare con il cosiddetto approccio a "due fasi" secondo le indicazioni del Quaderno 56 della FAO (Allen 1998). All'evapotraspirazione di riferimento  $ET_0$ , una volta calcolata, si applica un coefficiente colturale ( $K_c$ ) che ingloba e sintetizza tutti gli effetti sull'evapotraspirazione legate alle caratteristiche morfo-fisiologiche delle

diverse specie, alla fase fenologica, al grado di copertura del suolo, che le rendono differenti dalla coltura di riferimento.

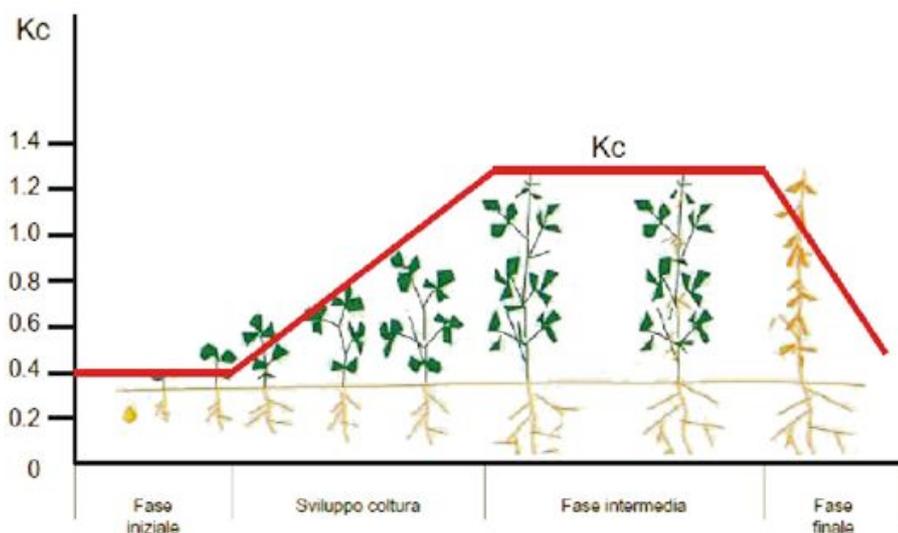
Il risultato del calcolo è rappresentato perciò dal semplice prodotto dei due termini, vale a dire:

$$ET_C = Kc \cdot ET_0$$

I valori calcolati con tale metodo devono intendersi come consumi massimi possibili per piante coltivate su superfici ampie, indenni da parassiti ed in condizioni ottimali di fertilità e disponibilità idrica.

Attraverso questi dati si possono individuare i fabbisogni idrici relativi a ciascuna fase fenologica della pianta al fine di intervenire con interventi irrigui mirati.

*Figura 2.4 Andamento del Kc di una coltura erbacea tipo nelle varie fasi fenologiche.*



Fonte FAO (1998)

La relazione tra fabbisogni d'acqua per una produzione ottimale e la valutazione dell'acqua necessaria per l'irrigazione pone le basi per gli studi di efficienza dei consumi idrici in agricoltura.

Le funzioni di produzione acqua/culture (crop water production functions) descrivono, spiegano, e predicono i livelli di prodotto a partire da un determinato livello di apporto d'acqua. In base a queste funzioni sono stati sviluppati modelli di simulazione (es CROPWAT) in grado di combinare i diversi parametri coinvolti (umidità suolo, clima, caratteristiche colture, ...) e di indicare la quantità ed il momento per l'apporto dell'acqua irrigua al fine di

ottimizzare il consumo idrico per una determinata produzione. Questi strumenti mirano anche ad integrare le informazioni necessarie alla previsione delle risposte degli agricoltori a diverse politiche di gestione dell'acqua (elasticità della domanda irrigua), ed informare i decisori privati o pubblici riguardo l'irrigazione delle colture (livello consumi).

Ciononostante a tutti livelli di analisi vi è una mancanza di dati rilevati e di strumenti d'implementazione delle metodologie preposte.

Mentre nel campo della contabilità finanziaria esistono procedure standard e di ampio consenso, ciò non si verifica in materia di acqua. Questa materia è in rapida evoluzione e mira alla identificazione degli strumenti per migliorare i criteri di allocazione, ottenere un risparmio della risorsa ed incrementi di produttività.

Una riallocazione delle destinazioni d'uso così individuate è fondamentale per contrastare il prelievo eccessivo o illegale di acque irrigue e la salinizzazione dei terreni irrigati (van Schilfaarde 1990, Kijne 1988).

Come menzionato in precedenza, tali analisi non possono prescindere dall'adozione di una prospettiva che considera il ciclo idrico come un sistema ecologico funzionale. Infatti, anche la qualità dell'acqua gioca un ruolo fondamentale nel consumo e nella produttività. Nel sistema di contabilità idrica, quindi, si devono includere i consumi per l'inquinamento, in particolar modo in bacini dove le acque siano state già tutte assegnate e quindi per aumentare le disponibilità spesso non sono sufficienti incrementi del riutilizzo e la diluizione è impossibile (Kijne, 2003; Molden, 1997).

## **2.4 Consumo qualitativo dell'agricoltura**

Qualsiasi valutazione della disponibilità dell'acqua deve prendere in considerazione non solo gli aspetti di allocazione quantitativa, ma anche lo stato qualitativo in cui tale risorsa si trova. Una qualità scadente ridurrà la disponibilità reale dell'acqua e ne limita il potenziale uso .

Allo scopo di prevenire i problemi economici, ambientali e sociali legati al deterioramento qualitativo delle acque, la Direttiva Acque ha posto come obiettivo primario la identificazione dello stato delle risorse idriche europee come base di partenza per l'attuazione di piani di intervento mirati al recupero delle funzionalità.

Le acque possiedono un potere autodepurante che si manifesta nella capacità di decomporre biologicamente i composti organici di provenienza animale o vegetale ed anche alcune sostanze sintetiche, oltre a vari composti inorganici (tra cui sali del fosforo e sali azotati). Questa capacità è dovuta alla presenza di microorganismi nelle acque, in grado di ossidare i materiali demolendoli in molecole semplici che prendono parte ai cicli naturali. Questa funzione naturale svolge un ruolo importantissimo per la sostenibilità e viene presa a riferimento per la valutazione del livello di degrado complessivo di un corpo idrico (WRC, 1996). Infatti, le condizioni di inquinamento delle acque superficiali vengono espresse da un parametro detto domanda biochimica di ossigeno o BOD (da Biochemical Oxygen Demand), il cui valore specifica la quantità, espressa in mg, di ossigeno disciolto, che viene consumato nell'ossidazione delle sostanze organiche presenti in un litro di acqua lasciato per cinque giorni ad una temperatura di 20 °C, al buio. Un'acqua non risulta inquinata se il valore del BOD risulta inferiore a 3,00 mg/L.

Un altro parametro importante è la domanda chimica di ossigeno o COD (da Chemical Oxygen Demand), che esprime la quantità di ossigeno necessaria per degradare sia le sostanze organiche ossidabili biologicamente, sia quelle non biodegradabili, ma che possono essere ossidate solo chimicamente e in tempi molto più lunghi (CE, 1992)

Al fine di migliorare le conoscenze in merito all'impatto che determinano le acque inquinate con gli effluenti agricoli, la Direttiva 2000/60 integra l'approccio consolidato nelle precedenti direttive nazionali e europee di settore. Infatti, passa dallo studio dei soli mg/l con riferimenti tabellari dei vari parametri chimico-fisici, chimici e microbiologici a metodologie di studio integrate con parametri che riferiscono degli effetti sulla componenti biotiche e misurando il discostamento da condizioni di riferimento (CE, 2000).

Nella messa a punto delle strategie di monitoraggio dello "stato di salute" dell'acqua, quindi, risulta fondamentale la messa a punto di descrittori biologici di diversi livelli trofici dell'ecosistema (produttori primari, fitoplancton, consumatori di diverso ordine, comunità macrobentoniche, macrofite e comunità ittiche).

Come "indicatore" s'intende una unità biologica in grado di fornire informazioni

globali su una situazione complessa, non misurabile direttamente. Infatti, le popolazioni animali e vegetali costituiscono, nel loro insieme, gli indicatori per eccellenza degli effetti prodotti dall'inquinamento sull'ambiente in cui vivono.

La grande diversità fisiologica ed ecologica degli organismi presenti in un corso d'acqua permette una vasta gamma di scelte di specie in grado di reagire alla variazione della situazione ambientale. Questa strategia di monitoraggio offre la possibilità di essere utilizzata in modo pratico fornendo valori quantitativi e confrontabili attraverso un linguaggio universale.

Per la valutazione delle acque correnti viene utilizzato l'Indice Biotico Esteso (I.B.E.) (Ghetti, 1997), integrato dall'analisi sui macrodescrittori chimici (indice SECA – Stato Ecologico dei Corsi d'Acqua) ed è stato messo a punto il metodo standardizzato Indice di Funzionalità Fluviale (Siligardi et al., 2000)

Per gli ambienti lacustri lo stato ecologico viene definito dallo stato di trofia delle acque (indice SEL - Stato Ecologico dei Laghi), ricavato in base ai parametri solitamente utilizzati in limnologia: trasparenza, ossigeno ipolimnico, clorofilla "a" e fosforo totale.

Queste metodologie di valutazione non possono essere adottate per il monitoraggio delle acque di falda la cui integrità è minacciata dall'inquinamento da nitrati e pesticidi. In talune aree, anche i metalli pesanti e gli idrocarburi costituiscono un serio problema.

Per questo tipo di problematica ambientale, la misurazione diretta delle concentrazioni di inquinante presente per unità di volume mediante campionamento rimane l'unica metodologia disponibile di rilevamento.

Inquinanti come nitrati, pesticidi e metalli pesanti sono potenzialmente dannosi per la salute umana e possono rendere l'acqua non potabile. Le acque sotterranee inquinate che alimentano i corsi d'acqua superficiali contribuiscono all'eutrofizzazione<sup>6</sup> o alla tossicità in altre parti dell'ambiente acquatico. Inoltre, le conseguenze dell'inquinamento sono tanto più gravi quanto più limitata è la massa d'acqua in cui vengono immesse le sostanze inquinanti, quindi un eccesso di prelievi può aggravare tali effetti e provocare l'abbassamento dei livelli della superficie freatica diminuendo le capacità di diluizione ed autodepurazione dei corpi idrici (AEA, 1997).

Anche le zone umide o gli ecosistemi paludosi vengono danneggiati dall'abbassamento del livello delle falde freatiche. Si calcola (AEA, 1999) che circa il 50 % delle zone umide più importanti d'Europa siano "a rischio" a causa dell'eccessivo sfruttamento delle acque sotterranee.

L'intrusione dell'acqua salmastra nelle falde acquifere può derivare dallo sfruttamento delle acque sotterranee lungo la costa, dove di solito si trovano gli insediamenti urbani, turistici ed industriali.

L'intrusione di acqua salmastra costituisce un problema in molte regioni costiere europee, ma soprattutto lungo le coste del Mediterraneo, del Baltico

---

<sup>6</sup> Crescita eccessiva di alghe e piante, con potenziali effetti nocivi sulla biodiversità o sull'uso dell'acqua per il consumo umano. La definizione precisa fornita all'articolo 2, lettera i) della direttiva è: «per "eutrofizzazione", si intende l'arricchimento dell'acqua con composti azotati il quale causa una crescita rapida delle alghe e di forme di vita vegetale più elevate, con conseguente indesiderabile rottura dell'equilibrio degli organismi presenti in tali acque e deterioramento della qualità delle acque in questione».

e del Mar Nero (AEA, 1995). Una volta raggiunta dall'acqua salmastra, una falda acquifera può rimanere contaminata a lungo.

#### 2.4.a Presenza di inquinanti di origine agricola nelle acque

Gli inquinanti presenti nelle acque imputabili all'uso di fertilizzanti ed antiparassitari nei processi di produzione agricola sono di diverso tipo.

##### I. Inquinanti organici persistenti

Essendo relativamente stabili nell'ambiente, gli inquinanti organici persistenti hanno spesso la tendenza a sedimentare. Dato che il sedimento è il substrato nutritivo degli organismi bentonici, che a loro volta servono a nutrire organismi superiori, i composti organici persistenti tendono a raggiungere concentrazioni elevate quando si accumulano nella catena alimentare. In generale, le concentrazioni dei composti più persistenti sono elevate in prossimità di grandi città e delle aree industrializzate. L'analisi e il monitoraggio di numerosi inquinanti organici persistenti sono difficili e costosi e i loro potenziali effetti sull'essere umano sono altrettanto difficilmente determinabili.

##### II. Pesticidi

In Europa vengono utilizzati circa 800 principi attivi come pesticidi, ma solo una piccola parte di essi è maggiormente diffusa. Le informazioni relative alla presenza di pesticidi nelle acque sotterranee sono alquanto limitate. Tuttavia, numerose tracce di pesticidi sono state reperite nelle acque sotterranee europee in concentrazioni superiori a quella massima ammissibile di 0.1 µg/l fissata dalla direttiva concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano.

I pesticidi più comunemente reperiti sono l'atrazina, la simazina e il lindano.

##### III. Azoto

Un indicatore eloquente della pressione dell'agricoltura sull'ambiente acquatico è rappresentato dall'azoto.

Dall'analisi delle statistiche ufficiali della Commissione Europea (AEA, 2004) si può comprendere la forza della pressione esercitata sull'ambiente dall'uso agricolo dei fertilizzanti azotati. Infatti l'uso di azoto inorganico ha raggiunto a metà degli anni '80 picchi di 11 milioni di tonnellate per scendere poi nel periodo più recente a 9-10 milioni di tonnellate, sebbene, nello stesso periodo, il numero di animali è aumentato con un corrispondente aumento del carico di azoto attraverso il concime.

I cambiamenti della politica agricola (quote latte nel 1984 e quote premio per le vacche e le pecore nutrici nel 1992) hanno da allora stabilizzato o contribuito a ridurre il numero di capi bovini e ovini, ma i suini ed il pollame hanno continuato ad aumentare. Il numero di capi per singole aziende è in espansione ed oltre il 40% del bestiame da latte dell'UE si trova in aziende con più di 50 vacche mentre la grande maggioranza degli allevamenti di suini riproduttori annovera più di 100 scrofe. Globalmente la pressione dell'azoto sui suoli agricoli, proveniente soprattutto da allevamenti bovini, suini, avicoli e ovini, comporta spandimenti annui di circa 8 milioni di tonnellate e quindi la

pressione dell'azoto diffuso dovuta all'agricoltura raggiunge quasi 18 milioni di tonnellate.

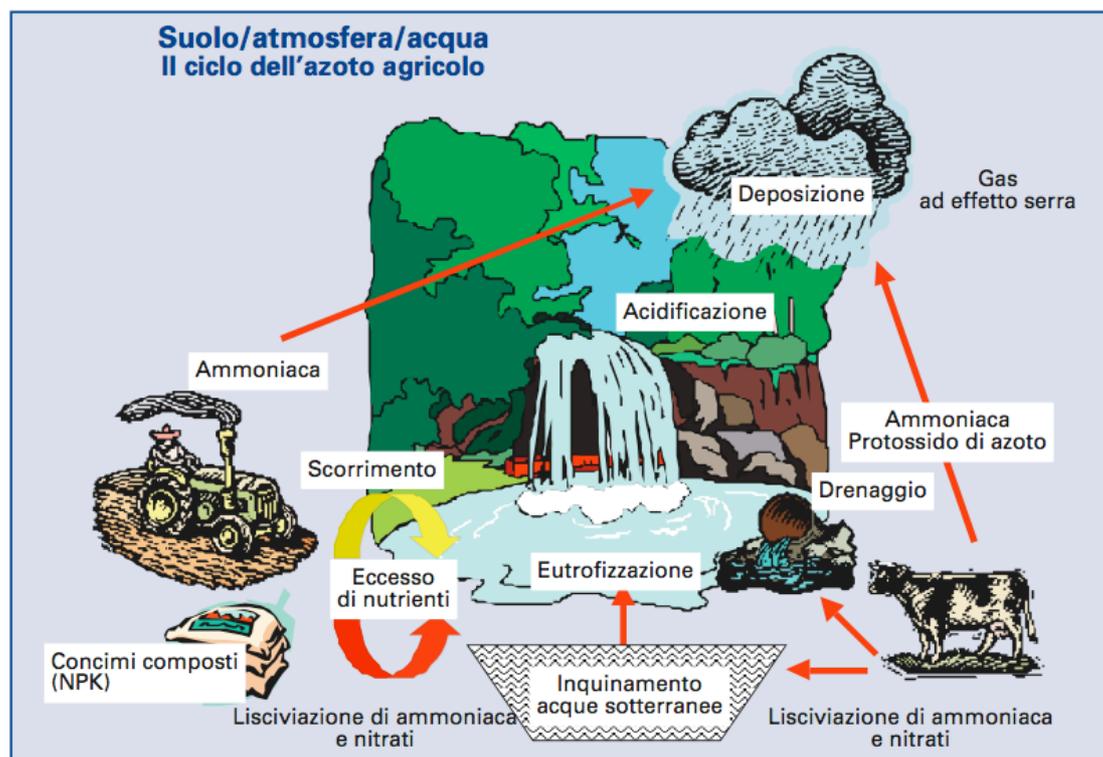
Come descritto in precedenza, nell'arco di 50 anni i cambiamenti in agricoltura si sono accompagnati ad una riduzione dei prati permanenti e delle zone «tampono» (fossati e siepi, zone umide, ecc.), il che favorisce l'erosione e lo scorrimento e accelera il drenaggio dei nutrienti negli ecosistemi acquatici e nelle acque sotterranee.

Nell'ultimo secolo in Francia è scomparso il 67% delle zone umide. A partire dagli anni '50, gli stessi fenomeni si sono verificati nel Regno Unito (scomparsa dell'84% delle torbiere), in Germania e in Spagna (scomparsa rispettivamente del 57% e del 60% delle zone umide), a causa del drenaggio dei terreni agricoli, l'impianto di alberi negli acquitrini e le opere di urbanizzazione. Le zone umide consentono di eliminare dall'acqua fino a 2kg di azoto per ettaro al giorno (quasi 0,8t per ettaro/anno) attraverso un processo naturale di denitrificazione e l'assimilazione ad opera delle piante (EU, 2002). La perdita degli ecosistemi rurali è, quindi, molto negativa per la qualità dell'acqua.

Infine, la maggiore densità degli impianti di allevamento, lo stoccaggio e lo spandimento degli effluenti zootecnici ha determinato la volatilizzazione di grandi quantità di ammoniaca, che si deposita nei suoli e nelle acque circostanti, con valori fino a 50-60 kg di azoto per ettaro/anno nelle regioni ad allevamento intensivo (EMEP, 1999; RIVM, 2000).

L'azoto si trova in forme chimiche differenti a seconda del mezzo in cui si trova e le interazioni a cui è soggetto.

Figura 2.5 Ciclo dell'azoto agricolo



Una parte delle perdite di azoto (50-80%) è riciclata nell'acqua e nel suolo e provoca l'arricchimento delle acque sotterranee e l'eutrofizzazione delle acque superficiali insieme al fosforo, contribuendo inoltre alle «piogge acide», che danneggiano la flora terrestre ed i suoli; un'altra parte (20- 50%) si trasforma in azoto elementare inerte e, in piccola percentuale, in un gas ad effetto serra, il protossido di azoto (N<sub>2</sub>O), attraverso il processo di «denitrificazione» ad opera dei batteri del suolo e dei sedimenti o, in alcuni suoli e acque sotterranee, mediante riduzione chimica naturale.

I concimi minerali apportano direttamente ammoniaca e nitrati nelle acque sotterranee per lisciviazione, e nelle acque superficiali per scorrimento e percolazione sotterranea. L'entità di questo apporto dipende in larga misura dalle condizioni del terreno al momento dello spandimento.

L'azoto organico (negli effluenti di allevamento) segue lo stesso andamento; inoltre una parte si disperde nell'atmosfera sotto forma di ammoniaca (volatilizzazione) e N<sub>2</sub>O (denitrificazione incompleta). Queste sostanze rappresentano il 10-30% dell'azoto iniziale di origine zootecnica e si depositano nuovamente nel suolo e nei corsi d'acqua sotto forma di pioggia (deposizione umida) o direttamente (deposizione atmosferica a secco).

Il tempo necessario per il passaggio dei nitrati dal suolo alle acque sotterranee (2-3 anni per le acque superficiali in suoli sabbiosi; 10-40 anni per le acque profonde in suoli calcarei), porta ad un costante rilascio di nitrati nelle acque sotterranee e circa il 40% del territorio UE è interessato da questo fenomeno.

## CAPITOLO 3 - CONTABILITÀ E TARIFFAZIONE DELL'ACQUA IRRIGUA

In riferimento alle problematiche evidenziate ed al quadro normativo delineato, lo studio esamina le strategie d'implementazione di criteri di razionalità economica per il consumo idrico in agricoltura.

Il valore dell'acqua ed il diritto di accesso sono punti cruciali della gestione idrica da secoli, specialmente nei paesi aridi e semiaridi. In funzione di questi elementi si sono diffusi molteplici di approcci e soluzioni di allocazione e di uso dell'acqua che riflettono le condizioni di scarsità ed inquinamento della risorsa a livello locale, così come le condizioni giuridiche, amministrative e socioeconomiche dell'area considerata.

### **3.1 Termini e definizioni inerenti la “tariffazione idrica”**

Come tutti i settori strutturati in rete, la gestione idrica è caratterizzata da alti costi fissi per l'installazione e manutenzione dell'infrastruttura di distribuzione idrica, e costi variabili relativamente bassi per unità di acqua consumata; sistemi di tariffazione devono riflettere queste specifiche proprietà. A causa delle caratteristiche intrinseche della risorsa, i costi di distribuzione sono più alti rispetto a quelli di altre tipologie di reti, come la fornitura di energia elettrica o del gas<sup>7</sup>.

Inoltre, come approfondito in precedenza, i sistemi di tariffazione idrica devono tenere conto anche del fatto che l'acqua è un diritto ineludibile per la vita umana e svolge funzioni sociali, ambientali e culturali fondamentali (Dinar et al.,1997). Perciò le questioni di recupero dei costi, tariffazione ed allocazione sono di natura politica ed i prezzi non possono essere determinati esclusivamente mediante i meccanismi di mercato.

Il termine “tariffa” viene utilizzato largamente, anche se spesso impropriamente per malintesi concettuali o di traduzione. Infatti, il servizio di distribuzione dell'acqua ad uso irriguo è una funzione pubblica e pertanto non può essere tariffata bensì soggetta ad un “contributo” teoricamente basato sulla mera copertura dei costi di distribuzione (Small and Carruthers,1991). Contrariamente ad una tariffa, un contributo non è soggetto ad IVA.

#### *1. Contributi irrigui (water charges)*

Il termine “contributi irrigui” include la totalità di pagamenti che un utente corrisponde per il servizio idrico (fisso, volumetrico, basato sulla coltura,...)

Un sistema contributivo comprende tutte le politiche, le azioni pratiche e meccanismi richiesti per raggiungere un livello di entrate, decidere il metodo di imputazione del contributo stesso e della sua riscossione.

In alcuni contesti culturali o politici è inaccettabile che si imponga un prezzo

---

<sup>7</sup> L'acqua è una risorsa “ingombrante” e deve mantenere la garanzia di qualità

all'acqua e quindi vengono utilizzati termini come "contributo al servizio d'irrigazione", ponendo l'accento sul fatto che si sta pagando per il servizio di erogazione dell'acqua e non per la risorsa in sè.

## II. Tariffazione idrica (water pricing)

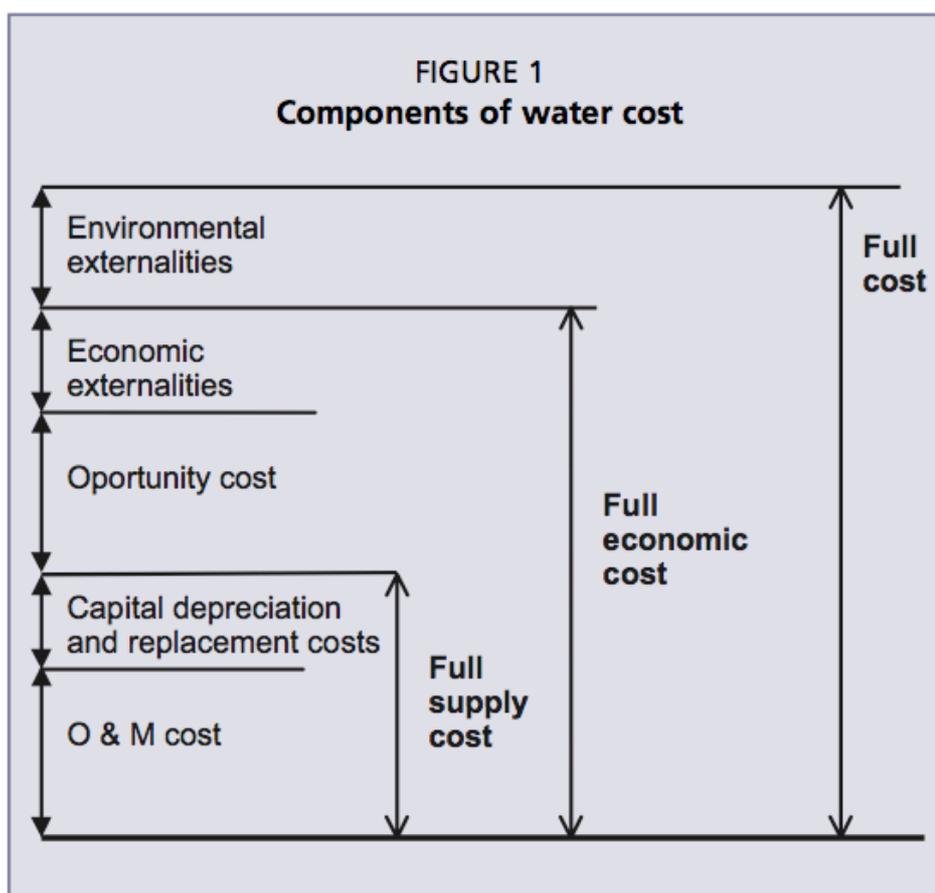
La "tariffazione idrica" viene a volte utilizzata in letteratura come sinonimo di "contributo". Più comunemente è un termine ristretto al prezzo per unità quantitativa d'acqua. Il concetto risulta chiaro quando si parla di tariffazione volumetrica, ma quando si tratta di una tariffazione non volumetrica il prezzo implicito può essere derivato dividendo il "contributo" per il volume d'acqua erogato. Il prezzo reale o implicito è utile per comparare il valore produttivo dell'acqua (comunemente definito come prezzo ombra), con il costo marginale dell'approvvigionamento di un'unità aggiuntiva d'acqua.

## III. Il costo dell'acqua

Il costo dell'acqua deve essere attentamente distinto dal prezzo dell'acqua (nonostante per l'agricoltore il costo sia uguale al prezzo).

Il costo, in letteratura e negli studi di caso, tende a riferirsi alle spese dirette in cui si incorre provvedendo al servizio idrico. E' importante enfatizzare che il costo per un singolo agricoltore sarà molto differente dai costi totali per la società, ottenuti per esempio da una valutazione economica totale (total economic value TEV). Questo metodo generalizzato, formulato per stabilire il costo complessivo dell'acqua è stato utilizzato per la prima volta da "Global Water Partnership" (GWP, 2000). Il metodo presuppone un'analisi completa dei diversi elementi che possono contribuire al costo di approvvigionamento dell'acqua come i costi operativi e di mantenimento, il deprezzamento del capitale e sostituzione, oltre ai costi opportunità ed i costi ambientali. Il GWP identifica tre tipologie di costo: costo pieno di fornitura (full supply cost), costo pieno economico (full economic cost) e costo pieno (full cost).

Figura 3.1 descrizione struttura del costo economico totale dell'acqua



Source: Global Water Partnership (2000a).

Il costo pieno di fornitura (Full supply cost) si riferisce esclusivamente ai costi associati all'approvvigionamento idrico. Include i costi di gestione e mantenimento dell'infrastruttura e del capitale investito<sup>8</sup>. Il costo pieno (full cost) include il costo pieno di fornitura, costo opportunità ed esternalità (FAO, 2004).

Il costo opportunità riflette il mancato reddito che si sarebbe determinato in seguito alla destinazione dell'acqua ad impieghi diversi da quello scelto. Qualora l'uso alternativo avesse un valore socio-economico maggiore, allora, da un punto di vista economico "classico", si incorre in un costo per la società generato da una cattiva allocazione della risorsa o uso inefficiente. Questo principio è un elemento chiave per la gestione della scarsità delle acque disponibili utilizzate per attività produttive sotto una prospettiva di razionalità economica. La definizione e stima di questo costo è importante nella programmazione dell'allocazione della risorsa tra settori, ma raramente ha

<sup>8</sup> Rimane poco chiaro se i costi del capitale investito dovrebbero includere il costo di sostituzione delle attrezzature a prezzi correnti, secondo il costo storico o un costo intermedio. In letteratura si possono incontrare entrambi. Nel caso di trasferimenti dalla proprietà pubblica a privata, i valori del capitale spesso vengono riportati come valori di costruzione storici più che il valore di sostituzione a valori correnti.

giocato un ruolo nella definizione pratica del prezzo o struttura “tariffaria” per un determinato gruppo di utenti perchè assegnare un valore monetario concreto al valore alternativo dei diversi consumi è un procedimento complesso. Briscoe (1996) indica che i valori opportunità sono fortemente dipendenti da fattori come destinazione d’uso, luogo, stagione, tempo, qualità e affidabilità di accesso. Inoltre, le informazioni riguardo il costo opportunità sono difficili da ottenere, e non esistono metodologie estimative universalmente accettate (ICID, 1997).

Una complessità aggiuntiva è data dal fatto che il costo opportunità cambia molto già per trasferimenti di piccoli quantitativi d’acqua tra settori. Ad esempio la quantità d’acqua necessaria per soddisfare l’intera domanda urbana generalmente è una frazione minima della domanda d’acqua irrigua. Una volta raggiunta la domanda necessaria, il costo opportunità decade fino al consumatore residuale.

Oggi la Direttiva Acque vuole superare un approccio strettamente economico, mediante la identificazione delle componenti di costo ed i livelli di consumo in una ottica intersettoriale attraverso criteri allocativi generati da processi decisionali trasparenti e sviluppati con la partecipazione di tutti i gruppi d’interesse coinvolti.

Le esternalità possono essere definite come “conseguenze indirette o effetti collaterali dell’approvvigionamento idrico ad un determinato settore, che non sono inclusi in maniera diretta nei costi rilevati dal sistema contabile”. Infatti, i costi o benefici associati all’estrazione ed uso della risorsa determinano risvolti sia sulla redditività per usi produttivi (esternalità economica) sia per la funzionalità ecologica della risorsa (esternalità ambientale). Le esternalità, siano positive o negative, costituiscono una componente importante dei costi relativi all’ uso dell’acqua irrigua. In seguito verrà approfondito l’argomento, attraverso la presentazione di un’analisi dell’esternalità delle attività agricole sulla qualità delle acque sotterranee.

Alcuni autori utilizzano questa terminologia con definizioni differenti. Non esiste un accordo condiviso su quale sia il livello dei costi che conviene recuperare attraverso la tariffazione dell’acqua.

In alcuni paesi, gli stessi membri dell’Organizzazione per la Cooperazione e Sviluppo Economica (OCSE o OECD), è prevalente il concetto di “recupero del costo pieno” riferendosi soltanto ai costi di gestione e mantenimento, laddove altri approcci considerano anche di costi del capitale investito (OECD ,1999).

Nell’Unione Europea il termine “full cost recovery” incorpora i valori di scarsità ed esternalità ambientali, in una formulazione simile alla definizione fornita da GWP (CE, 2000).

Il “recupero dei costi” riguarda soltanto i costi pieni di fornitura (costi che possono essere definiti facilmente), mentre “allocazione efficiente della risorsa” entro un contesto nazionale o di bacino richiede la considerazione dei costi opportunità ed esternalità.

### 3.2 Metodi di “tariffazione” dell’acqua irrigua

I servizi irrigui possono essere “tariffati” in diverse maniere.

A volte vengono impiegati combinazioni di sistemi d’imputazione.

Tabella 3.1 Sistemi di tariffazione idrica in agricoltura

Tipologia tariffaria	Descrizione
1) Per unità di superficie	<p>a) un importo fisso per ettaro dell’azienda agricola (applicata laddove non sia possibile riferire agli ettari irrigati, la tipologia di coltura, o al volume d’acqua ricevuto); solitamente è <u>parte di una tariffa bipartita</u> disegnata per coprire i costi fissi del servizio. Possono esserci tariffe differenti riferite ad approvvigionamenti per gravità o in pressione.</p> <p>b) un importo fisso per ettaro di terreno irrigato. La tassa non è riferita alle dimensioni aziendali, tipologia di coltura o reale volume d’acqua ricevuto (eccetto che per un’area irrigua maggiore implica maggiore volume d’acqua)</p>
2) Per tipologia di coltura	Un importo variabile per ettaro con contributo differenziato per il tipo di coltura (rappresenta una stima approssimata del volume d’acqua ricevuto).
3) Volumetrica	<p>a) un importo fisso per unità di acqua erogata; l’importo è riferito direttamente e proporzionalmente al volume d’acqua ricevuto.</p> <p>b) un importo variabile per unità d’acqua erogata; il contributo per il servizio è relazionato direttamente alla quantità d’acqua ricevuta, ma in maniera non proporzionale (es. una certa quantità d’acqua per ettaro può essere fornita a basso costo, una quantità successiva definita ad un costo maggiore, e una quantità addizionale a costo alto) Questo metodo è chiamato “tariffa a blocchi crescenti”</p>
4) Concessioni/diritti negoziabili	Le concessioni d’uso dell’acqua di un progetto irriguo, o tra una serie di utenti diversi, vengono definite in base alle quantità d’acqua disponibili. I detentori del diritto possono comprare o vendere le loro concessioni in accordo con determinate regole disegnate soprattutto per proteggere i diritti di parti terze. ( come nel Murray Darling Basin authority, Australia, e la maggior parte di stati occidentali degli USA, Spagna, EU) o possono richiedere l’approvazione di una corte quando sono assenti autorità specifiche di riferimento (es. Colorado USA).

Fao 2004

Ciascuna delle tariffe presentate in tabella provvede differenti livelli di reazioni degli utenti al consumo ed offrono differenti strutture degli introiti per il fornitore del servizio.

### **3.2.a Tariffe ad importo fisso**

La strategia maggiormente diffusa è la tariffazione basata sulle superfici coltivate. Bos e Walters (1990) riportano in un caso di studio che relaziona i sistemi tariffari all'efficienza dei consumi idrici che, su una indagine globale di 12,2 milioni di ettari di terreni agricoli in Argentina, più del 60% viene tariffato per unità di superficie.

In questo caso il costo globale del servizio viene distribuito su tutte le aziende agricole che potrebbero beneficiare dell'uso dell'acqua con un contributo modesto e fisso per ettaro.

Questa procedura è molto diffusa specie laddove l'erogazione avvenga mediante canali aperti ed implica un pagamento identico tra utenti che abbiano utilizzato o meno l'acqua, oltre ad essere indipendente dalla quantità consumata. Infatti, nel caso di tariffe ad importo fisso (tipo 1 e 2 ) il prezzo marginale dell'acqua ( il costo di una unità addizionale d'acqua) è zero.

Quando il contributo è fisso e relazionato alle dimensioni aziendali, o alle superfici irrigate, si genera un introito regolare e garantito per l'agenzia di erogazione ( Consorzi di Bonifica, agenzie dell'acqua, altri enti gestori del servizio di fornitura idrica).

A volte il contributo per ettaro viene differenziato in base alla coltura, costituendo un sistema binomiale che incide maggiormente sulle colture idroesigenti. Questo tipo di gestione introduce un sistema volumetrico nonostante non vi sia una relazione diretta tra quantità utilizzata e prezzo implicando, ad esempio, che si continua a pagare lo stesso contributo anche in anni di siccità. Il sistema per superficie è soggetto a molte distorsioni sia sulla gestione della risorsa in se che di tipo economico/gestionale per gli utenti, tanto che spesso l'utenza è restia a pagare il servizio quando questo non dà garanzie sulla fornitura (Perry, 1998).<sup>9</sup>

Altri metodi di tariffazione non volumetrica si basano sulla resa produttiva delle colture, imputando un contributo per unità di prodotto ottenuto. In questo modo si possono distinguere le produzioni intensive da quelle più estensive e derivare, attraverso stime adeguate, le quantità idriche consumate. L'applicazione corretta di questo metodo è limitata dalle problematiche di definizione delle funzioni di produzione acqua/colture espresse in precedenza.

Laddove la portata dell'acqua consegnata all'azienda è abbastanza costante l'imputazione del contributo per unità di tempo dell'acqua erogata rappresenta una tariffazione volumetrica implicita. Se il volume erogato per unità di tempo dall'ente di fornitura diminuisce durante la stagione, ad esempio a causa di situazioni di siccità, si prevede un incremento proporzionale del prezzo effettivo per unità d'acqua consegnata.

L'assegnazione di licenze per l'estrazione di acque di falda può funzionare similmente ad un sistema non volumetrico (es Germania) oppure può

---

<sup>9</sup> Es turni irrigui

includere sistemi di misurazione. Quest'ultima strategia è maggiormente diffusa dove le aziende agricole hanno dimensioni maggiori, laddove l'agricoltore fa fronte a tutti i costi del capitale, operativi e di manutenzione delle pompe o altre infrastrutture presenti ed in più paga un contributo annuale per la licenza di estrazione, o come tariffa fissa annuale sulla portata massima della pompa o una tariffa binomiale (in presenza di contatore annesso alla pompa).

Ad esempio in Gran Bretagna viene utilizzato un contributo per la licenza binomiale, una parte fissa, che costituisce il 25-50% dell'importo annuale viene determinato in base al volume massimo permesso, la rimanente parte viene determinata secondo il volume effettivamente utilizzato (OECD, 1999).

### **3.2.b Tariffe ad importo variabile**

I metodi di tariffazione volumetrici si applicano quando si hanno informazioni sulle quantità d'acqua effettivamente utilizzate da tutti gli utenti.

In relazione a questa esigenza di misurazione, i costi d'implementazione di questa strategia di tariffazione possono essere alti. In presenza di sistemi volumetrici la tariffazione è semplice e richiede soltanto la manutenzione e letture periodiche dei contatori.

Sotto un sistema tariffario come in 3 il prezzo marginale che gli agricoltori pagano è uguale al prezzo per unità d'acqua.

Laddove i consumi siano riconducibili a "categorie di consumo" le tariffe volumetriche possono essere a blocchi crescenti (3b); normalmente prevedono importi bassi per le concessioni iniziali in combinazione con importi molto alti per consumi che vanno oltre un certo limite. Questo sistema, tipicamente utilizzato per la fornitura di acque urbane, risulta in un costo totale basso ed un prezzo marginale alto.

Con sistemi di tariffazione volumetrica gli utenti pagheranno importi maggiori se utilizzano una unità aggiuntiva e minori se vi rinunciano. In termini economici questa forma di tariffazione costituisce un incentivo per risparmiare acqua che non si ha nei sistemi a tariffa fissa. Per questo motivo la tariffazione basata sui volumi ricevuti viene proposta come strategia per la riduzione dei consumi.

In regioni dove sono presenti tecnologie di monitoraggio, si possono applicare tariffe binomiali (in due parti), dove si attua una tariffazione volumetrica basata sui costi marginali, maggiorata da un contributo fisso per l'erogazione del servizio. Questi metodi sono comuni in California (Zilberman, 1992) ed Israele (Yaron, 1997).

Questo sistema garantisce all'ente erogatore una maggiore stabilità degli introiti, anche nei periodi siccitosi ed in presenza di tecnologie irrigue a basso consumo (in caso della mera tariffazione volumetrica l'ente deve distribuire costi fissi su volumi minori, incrementando il prezzo, provocando un aumento di rinunce e morosità).

Laddove vi siano molte aziende piccole e l'acqua è distribuita in canali aperti il

costo di installare contatori e controlli individuali risulta molto costoso, specialmente in presenza di sistemi disegnati per schemi irrigui uniformi e per grandi aree. In questi casi si può distribuire l'acqua a partire da un punto di raccolta antecedente i canali secondari o terziari, incaricando alle associazioni di agricoltori la responsabilità di decidere riguardo la gestione della distribuzione e la tariffazione individuale. In questa situazione si demanda l'interfaccia tra offerta e domanda tra gli utenti per gruppi omogenei con l'obiettivo di creare un sistema misto tra tariffazione volumetrica e per superficie entro il gruppo.

Le fonti di finanziamento per l'implementazione di sistemi di rilevazione dei volumi erogati possono essere di diverso tipo, soprattutto attraverso il reinvestimento diretto delle risorse derivanti l'istituzione dei criteri del recupero dei costi nei sistemi tariffari.

L'ipotesi di una tariffazione basata sull'effettivo consumo, per unità d'acqua evapotraspirata e/o inquinata, potrebbe superare il problema della rilevazione volumetrica. Questa linea si basa sul concetto che la scarsità è causata dal consumo, non dalla quantità d'acqua erogata. Come accennato prima, l'entità del riutilizzo delle acque non consumate varia molto tra i bacini e dipende da fattori geologici, distribuzione geografica e caratteristiche della domanda.

Nella maggior parte dei sistemi irrigui è l'uso consuntivo d'acqua il fattore chiave della scarsità, e principalmente le reali "perdite di acqua" sussistono solo quando le acque reimmesse nel ciclo idrico sono inquinate, e non possono essere utilizzate a valle. In ogni caso i costi di fornitura del servizio sono rilevanti sotto la prospettiva degli investimenti di capitale e costi finanziari della gestione del sistema, e sono relazionati al volume d'acqua erogata, non all'effettivo consumo.

Quindi la gestione della scarsità e la tariffazione dell'acqua con l'obiettivo di promuovere un consumo sostenibile della risorsa dovrebbe centrarsi sui volumi d'acqua effettivamente consumata (quantitativamente e qualitativamente), mentre il recupero dei costi (sostenibilità finanziaria) è connesso al volume erogato, indipendentemente dalle disponibilità per usi successivi.

### **3.3 Il calcolo del costo della fornitura**

Per l'analisi della gestione e dei costi inerenti l'acqua irrigua è imprescindibile caratterizzare le procedure di fornitura della risorsa (Caballer, 1998).

Si deve distinguere tra le acque superficiali e sotterranee, oltre la possibilità di considerare anche le acque riciclate e desalinizzate. Come esposto prima, le acque superficiali sono state considerate per molto tempo come una risorsa libera e di gestione pubblica o semi pubblica, caratterizzata da prezzi di fornitura relativamente bassi, vincolati fundamentalmente ai costi di mantenimento di una opera pubblica.

Le acque sotterranee invece sono sempre state considerate come bene economico gestito da privati, ed i costi vincolati tanto all'investimento in

infrastrutture quanto ai costi di energia elettrica, mano d'opera e distribuzione sono stati contabilizzati dalle aziende irrigue stesse.

### 3.3.a Struttura di calcolo della fornitura delle acque superficiali.

Indipendentemente della ripercussione dei costi di fornitura dell'acqua sulle imprese agricole (tariffa reale quando coincide con il costo di fornitura) o la concessione a basso prezzo da parte della pubblica amministrazione agli agricoltori (tariffa sovvenzionata), il contributo per l'acqua superficiale per l'irrigazione si può realizzare attraverso il calcolo dei costi sostenuti:

- ammortamento della opera idraulica
- ammortamento dei canali irrigui per la distribuzione dell'acqua dagli invasi o fiumi alle parcelle
- mantenimento delle strutture
- manodopera
- amministrativi
- energia

questi costi operativi sono contabilizzati come :

costi fissi: (ammortamento e mantenimento) comprendono i costi indipendenti dal volume d'acqua utilizzata. Generalmente, nel caso di investimento pubblico, questi costi sono riconosciuti come "canone di concessione" dell'acqua

costi variabili: comprendono i costi del personale e mano d'opera (amministrazione, vigilanza e mantenimento), costi energetici (energia elettrica, comustibili e lubrificanti) necessario per la elevazione dell'acqua e spese generali ( telecontrollo o gestione emergenze..).

I costi fissi si distribuiscono come costo unitario per metro cubo.

Le quote di ammortamento si calcolano mediante la formula di ammortamento finanziario, il che implica accettare i seguenti presupposti:

- includere l'ammortamento tecnico, gli interessi della inversione viva
- che la durata dell'investimento sia la stessa della durata di un prestito, quando si tratta di finanziamento esterno
- che il costo di opportunità del capitale proprio equivalga questo tipo di interesse
- che il valore residuale sia zero

Il costo di mantenimento generalmente si calcola come percentuale del valore delle installazioni.

Tra i costi variabili ha la maggiore incidenza l'energia elettrica che dipende dal prezzo dell'energia.

Per i costi di manodopera, amministrazione, ed altri non esiste informazione sufficiente per stabilire criteri generali e sono differenti per ciascun caso.

### 3.3.b Effetti dell'energia elettrica sui costi dell'acqua

La domanda d'acqua irrigua non è uniforme nel corso dell'anno ma ha una struttura stagionale di consumo fortemente relazionata alle condizioni meteorologiche, capacità di stockaggio e tipologia di terreno, necessità idriche delle colture ed estensione della zona irrigua.

Questo aspetto viene studiato in dettaglio per L'Associazione Nazionale delle Bonifiche e dell'Irrigazione da Visentini e Linoli (1993). Questo studio evidenzia che i costi di fornitura irrigua variano sensibilmente e risulta più alto nel Centro-Sud e zone insulari, rispetto ad altre zone. Questo è dovuto a fattori come:

- maggior fabbisogno idrico
- maggiore estensione delle infrastrutture
- minore estensione delle zone irrigate attraverso i Consorzi di Bonifica
- maggiore diffusione di sistemi di elevazione delle acque, sia per la distribuzione in canali a pelo scoperto che per sistemi irrigui in pressione.

Ferrarese e Merlo (Caballer, 1998) riportano nel loro studio sui sistemi irrigui in Veneto, che l'incidenza dei costi possono variare molto, come ad esempio nel caso del Consorzio Medio Astico Bacchiglione, dove le spese di vigilanza incidono per il 70%, oppure nel caso del Consorzio Pedemontano Brenta-Citadella l'energia elettrica incide il per il 65% sui costi totali e per l'intera regione l'incidenza dei costi di manodopera, mediamente sul 50%, mostra valori estremi che variano da 8% al 90%.

La struttura della domanda irrigua influisce sui costi operativi a causa della variabilità delle tariffe elettriche, distinte in ore di basso ed alto costo a seconda dell'andamento della domanda nella ore del giorno.

Non sempre è possibile attuare un comportamento di minimizzazione del costo energetico perchè le ore di funzionamento del sistema irriguo sono in stretta relazione alla giornata di lavoro agricolo, specialmente quando il sistema necessita di manodopera per l'azionamento del sistema irriguo o si adotta un sistema d'irrigazione localizzato non sufficientemente automatizzato.

Se gli agricoltori applicassero un criterio di minimizzazione dei costi mediante la scelta delle ore di funzionamento, questo produrrebbe due effetti opposti, da un lato il maggior utilizzo delle installazioni genererebbe economie di scala e pertanto diminuirebbe l'incidenza dei costi fissi; invece, la concentrazione della domanda comporterebbe un aumento del consumo elettrico nelle ore "basse" tale, da aumentare il costo medio dell'energia. Quindi, per "ottimizzazione dell'uso delle infrastrutture irrigue" si deve intendere la minimizzazione del costo totale (fissi ed energetici).

Si può calcolare il valore dell'acqua irrigua superficiale a partire dai costi totali per l'investimento dell'opera pubblica.

Questa analisi si articola mediante la valutazione di:

- importo all'anno zero dei costi preventivati per l'implementazione della struttura,

- guadagni eventualmente ottenuti dalla generazione di energia elettrica (nel caso della creazione di un invaso)
- spese di mantenimento ed installazione della diga
- consumo elettrico per la distribuzione alle parcelle

come variabili del calcolo del prezzo minimo al quale l'investimento risulti attuabile (generalmente si utilizza il VAN e R...).

### 3.3.c Calcolo del costo di fornitura dell'acqua sotterranea

Al contrario di quello che generalmente avviene per le acque superficiali, l'elevazione di acque dalle falde sotterranee avviene per iniziativa imprenditoriale degli agricoltori. Questa può essere individuale o quando si tratta di zone agricole più estese che raggruppano diverse aziende agricole di piccole dimensioni che si associano per fare un progetto irriguo mediante la costituzione di una società civile, una cooperativa, una società agraria di trasformazione o società senza scopo di lucro.

Il progetto consiste in una perforazione sotterranea, installazione di una struttura di pompaggio e rete di trasporto fino alle parcelle. Nel caso di una iniziativa individuale si può ipotizzare la vendita dell'acqua disponibile in "eccesso" ad un determinato prezzo; nel caso dell'iniziativa associativa sarà l'ente costituente a decidere i criteri di utilizzo tra i soci partecipanti. I costi coinvolti nel progetto si articolano in :

spese di implementazione

- studi idrogeologici preventivi
- prospetto
- perforazione
- tubature
- sviluppo e perforazione dell'impianto
- installazione delle strutture di elevazione e reti elettriche
- spese generali

spese operative:

- ammortamenti
- energia elettrica
- manodopera
- spese generali
- riparazioni e mantenimento

### 3.4 Mercati e banche dell'acqua

Nel caso di tariffazione volumetrica diretta, ciascun utente decide quanta acqua comprare ad un prezzo quotato ed in base ad esso programmerà lo schema colturale. Il costo totale dell'acqua per l'agricoltore risulterà il prezzo moltiplicato per il volume acquistato e la transazione si svolge tra l'agricoltore e l'agenzia di fornitura.

Invece, con un sistema di diritti negoziabili di concessioni, i diritti d'uso di ciascun utente vengono definiti in termini di volume e l'utente pagherà un

importo per quel diritto oltre ai i costi di gestione e mantenimento, piuttosto che il valore economico dell'acqua (FAO, 2004). Collettivamente coloro i quali detengono il diritto hanno il permesso di negoziare tra loro – e con utenti con produttività maggiore (includendo usi commerciali, industriali e domestici) e compreranno da utenti con una produttività inferiore, incrementando così la produttività generale dell'acqua. In questo caso, il totale la spesa complessiva del singolo utente corrisponderà alla tariffa da pagare all'agenzia di servizi più il costo dei diritti idrici acquistati da altri. Siccome i diritti idrici vengono allocati in modo che la loro somma eguaglia la quantità d'acqua disponibile, questo approccio porta direttamente ad un equilibrio tra offerta e domanda.

Teoricamente la distinzione tra diritti negoziabili e tariffazione volumetrica sono importanti: laddove la tariffazione viene impiegata direttamente per regolare la domanda, tutti gli agricoltori devono affrontare un rincaro della tariffe, mentre dove vengono assegnati diritti negoziabili gli agricoltori possono continuare a produrre come prima pagando un canone irriguo direttamente associato alle spese operative e di mantenimento relativo al volume prelevato. Soltanto coloro i quali entrano nel mercato pagheranno o riceveranno importi addizionali associati alle compravendite delle concessioni.

In un sistema di permessi negoziabili il bilancio tra offerta e domanda viene assicurato dalla definizione dei diritti piuttosto che attraverso il prezzo. Commerci mediati da istituzioni centralizzate (detti "commerci idrici formali") d'acqua saranno possibili solo in presenza di diritti di proprietà ben individuati, basati su una accurata conoscenza della disponibilità delle risorse. Questo richiede forti istituzioni e infrastrutture, capaci di misurare e controllare la consegna ai detentori di diritti individuali.

I mercati idrici possono essere formali o informali. I mercati informali si sviluppano intorno a pozzi privati e sono molto diffusi in India (Saleth, 1998) e molte zone dell'Asia (Shah, 1991; Saleth, 1996), Mexico (Thobani, 1998) ma in misura minore anche in Europa (sono presenti anche in Italia, Bazzani, 2001). Le transazioni sono generalmente su scala locale e di piccole dimensioni, con vendite a vicini e paesi limitrofi. Vi è un mercato informale molto sviluppato in Bangladesh, dove da 700 000 pozzi forniscono acqua a gruppi di 14 -17 agricoltori. In questa maniera più di 10 milioni di agricoltori ottengono acqua irrigua. Meinzen-Dick (1998) argomenta che piccoli agricoltori che non possono permettersi il proprio sistema di pompaggio possono avere accesso all'acqua grazie ai mercati informali.

Rosegrant e Biswanger (1994) suggeriscono che i mercati idrici possono costituire uno strumento flessibile ed efficiente per allocare e provvedere incentivi benefici per gli utenti. Secondo gli autori, laddove i diritti d'uso siano commerciabili, essi possono costituire una entrata aggiuntiva per gli agricoltori, mentre la tariffazione rappresenta sempre un costo.

Da uno studio più approfondito della letteratura disponibile, un fatto di rilievo riguarda la mancanza di analisi empiriche, documentati con dati effettivamente rilevati ed elaborati con metodi statistici validi. La maggior parte delle pubblicazioni sono di tipo economico/teorico e di carattere politico in favore del modello di gestione neoliberale, senza documentazioni sull'effettivo raggiungimento degli obiettivi preposti (Bauer, Aguilera 2002).

Un esempio in tal senso è rappresentato dal caso cileno. Dopo oltre 20 anni dall'istituzione di un mercato dell'acqua formulato secondo i principi liberali, oggi se ne possono osservare i risvolti negativi sia in relazione agli obiettivi preposti dalla stessa "Codigo de aguas", sia in relazione ai principi di gestione integrata delle risorse idriche (Bauer 2004). Tra i punti più salienti si può evidenziare che il modello non ha apportato una maggiore efficienza nei livelli di consumo, non ha stimolato un dinamismo di mercato per una riallocazione della risorsa (non sono avvenute transazioni se non per pochissimi casi nel Nord desertico e nell'area metropolitana di Santiago) e la definizione dei diritti di proprietà dell'acqua rimangono incompleti ed i conflitti rimasti irrisolti. Tale caso dimostra che l'istituzione di un quadro istituzionale di sistemi giuridici e politici adatto alla commercializzazione efficiente di diritti di prelievo è stato fino ad ora impossibile (Young, 1986).

Un altro esempio è rappresentato dai mercati idrici di Tenerife, dove il 91% delle acque disponibili sono sotterranee e di proprietà privata ed, al contrario del caso Cileno, avvengono molte transazioni. Aguilera e Padrón (2002) hanno effettuato per la prima volta uno studio che ha coinvolto piccoli e grandi proprietari ed intermediari dell'acqua, utenti urbani e consigli comunali ed ha messo in evidenza le posizioni contrastanti dei diversi protagonisti. L'analisi ha portato a concludere che gli intermediari delle transazioni seguono procedure poco trasparenti che generano situazioni di monopolio, a scapito della competizione e fonte di distorsioni e abusi<sup>10</sup>. Tra gli altri problemi esposti nello studio, è rilevante riportare che in pratica i prezzi pagati dagli agricoltori non riflettono il valore opportunità della risorsa ed il mercato risulta fittizio poichè non vi è la possibilità reale di negoziazione.

Uno dei sistemi di concessioni negoziabili in un mercato formale più all'avanguardia è quello del bacino Murray Darling in Australia, ben documentato (FAO, 2004; MDBC, 2005). In questo mercato le concessioni sono vendute su base permanente (meno dell'1%) e stagionale con una definita garanzia di disponibilità ed include aspetti di tutela ambientale (salinità) (Baere et al, 2002). Transazioni per diritti di prelievo temporanei sono funzionali alla gestione dei rischi legati alla variabilità climatica stagionale, mentre i diritti di prelievo permanenti permettono di investire in attività che richiedono maggiori capitali iniziali ed esigono apporti idrici regolari (es orticoltura). Il sistema australiano è estremamente complesso e dimostra l'importanza di una solida base istituzionale e giuridica per una corretta implementazione, oltre ad un considerevole livello di informazione, monitoraggio e partecipazione attiva da parte degli agricoltori.

Il modello gestionale neoliberale non tiene conto della difficile problematica tra prelievi e consumi. Il detentore dei diritti di prelievo sarà interessato a ridurre i propri consumi mediante miglioramenti tecnologici, riducendo le quantità erogate e mantenendo fisso il consumo. I volumi dapprima apportati in eccesso ricaricavano le falde, mentre attraverso la vendita dei diritti di prelievo in eccesso ad un altro utente cambiano le condizioni e dinamiche del bacino, mettendo a rischio la disponibilità idrica commerciata.

---

<sup>10</sup> ad esempio il sistema di distribuzione detiene perdite tali da non erogare le quantità corrispondenti ai diritti acquisiti.

Anche le condizioni politiche possono influenzare i meccanismi dei mercati, ad esempio stimolando la vendita di diritti di prelievo per usi diversi da quelli agricoli e con valore aggiunto maggiore, o l'insorgere di situazioni d'instabilità e cambiamenti istituzionali.

Il modello di tipo differente è rappresentato da quello californiano che riguarda diritti (concessioni) negoziabili stagionali tra settori e giurisdizioni. Queste forme di mercato sono definite "Banche dell'acqua" e costituiscono un modello di gestione pubblica che permette una maggiore flessibilità del sistema di concessioni nei momenti in cui le circostanze climatiche richiedono una riallocazione dei volumi disponibili (Reisner M.,1993, Arrojo,1997). Lo Stato rileva dai detentori dei diritti di prelievo i volumi assegnati per redistribuirli ad altri utenti, a fronte di una compensazione ad un prezzo stabilito dalla "Banca dell'acqua". Queste banche non solo permettono di riallocare l'acqua per i consumi più efficienti in un determinato momento, ma soprattutto lo fanno in mutuo accordo con le parti coinvolte, su base volontaria ed in relazione ad una concreta esigenza di gestione delle risorse disponibili. Inoltre, la natura pubblica delle Banche dell'acqua permettono di destinare una parte delle concessioni recuperate negli anni di siccità al mantenimento del buono stato funzionale degli ecosistemi, secondo una logica di gestione dell'interesse generale che sfuggirebbe ad un libero mercato. In definitiva si tratta di una formula di gestione pubblica che permette di rendere flessibili i tradizionali sistemi di concessione, migliorando le condizioni di governabilità e di gestione dei conflitti nelle difficili circostanze di scarsità generate dai fenomeni cicli di siccità (Arrojo 2005).

Il dibattito inerente l'istituzione di mercati idrici si incentra sulla sua fattibilità (alti costi di transizione, esternalità, mancanza di contesti istituzionali e legali appropriati) e su temi di equità. I mercati raramente non sono distorti anche nelle economie più sofisticate e non possono risolvere i conflitti potenziali tra obiettivi della efficienza produttiva e la riduzione della povertà.

## CAPITOLO 4 - POLITICA ED ECONOMIA DELLA GESTIONE IDRICA

### 4.1 Il quadro politico della gestione idrica in agricoltura: WFD e PAC

Gli effetti dell'agricoltura sull'ambiente sono importanti e complessi, con impatti sia positivi che negativi a livello locale, regionale, nazionale e globale. I recenti mutamenti di carattere normativo si sono registrati in due aree cruciali delle politiche europee: la Riforma a Medio Termine della Politica Agricola Comune (MTR-PAC) e la Direttiva Quadro sulle Acque (WFD) presentano l'opportunità di combinare gli sforzi per migliorare lo stato dell'ambiente (Interwies, 2006).

Il quadro legislativo europeo in materia d'acqua offre l'opportunità di stabilire un approccio sistematico alle tematiche centrali della gestione idrica in agricoltura ed introduce nuovi strumenti. Perciò l'implementazione di strumenti legali delle due politiche in entrambe le aree d'intervento dovrebbe essere rivisto in modo da identificare le possibilità per una migliore coordinazione e combinare gli sforzi per il raggiungimento degli obiettivi.

#### 4.1.a La tariffazione idrica nella WFD ed i suoi effetti sull'agricoltura

La comunicazione della Commissione Europea intitolata "politiche di tariffazione per la promozione del consumo sostenibile delle risorse idriche" (CE, 2000 a ) è il primo documento ufficiale Europeo che tratta in dettaglio la tematica della gestione economica dell'irrigazione, e le osservazioni in esso contenute sono alla base del quadro giuridico riflesso nella Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/EU.

Diversi punti della WFD si riferiscono alla tariffazione idrica, che viene considerata una misura potenzialmente efficiente (cost effective, secondo l'articolo 11 ) per l'implementazione degli obiettivi della Direttiva.

Linee guida più specifiche possono essere trovate nell'art. 9 che introduce i concetti di tariffazione incentivante, recupero dei costi dei servizi idrici (FCR) e il principio dell'inquinatore –pagatore (PPP).

Questi concetti interagiscono, ma non sono di per se sempre in armonia. Ad esempio, un sistema tariffario basato sul recupero totale dei costi può fallire nel promuovere un consumo efficiente della risorsa idrica (massarutto 2005); oppure può indurre una violazione del principio dell'inquinatore pagatore recuperando una parte dei costi da un gruppo di utenti che non sono responsabili dell'origine dei problemi idrici che hanno generato il costo (accordi di cooperazione).

Una delle sfide per l'implementazione della Direttiva è la formulazione di un sistema tariffario che racchiuda tutti e tre le richieste in un livello adeguato (Strosser, 2001).

La interdipendenza tra questi fattori viene generalmente schematizzata come:



Figura 4.1 Interrelazioni tra gli elementi economici della WFD

- il recupero dei costi si riferisce a quanto si debba pagare per i servizi idrici
- il principio inquinatore pagatore riguarda quanto siano adeguati i contributi dei differenti utenti rispetto al costo totale, basato sul ruolo da essi assunto nella generazione di detti costi<sup>11</sup>;
- la tariffazione incentivante riguarda la modalità di pagamento degli utenti e come i prezzi influiscano sul comportamento degli utenti

Nell'articolo 11 della direttiva gli stati membri sono tenuti a sviluppare un Programma di Misure (POM) per ciascun Bacino idrico (RBD) tenendo in conto i risultati della caratterizzazione del particolare territorio. I programmi possono includere azioni come:

- misure specifiche di gestione per alleviare pressioni derivanti dall'agricoltura, foreste, industrie, etc
- regimi di controllo dei sistemi di gestione ambientale
- misure di gestione della domanda
- strumenti economici come incentivi, tasse etc
- strategie di recupero dei livelli qualitativi dei fiumi, etc

Qualsiasi misura o strumento politico intrapreso rivolto al cambiamento delle tariffe idriche deve essere riportato nel Programma di Misure e, oltre ad essere applicabile in pratica, deve essere economicamente efficiente, cioè provvedere al raggiungimento degli obiettivi ambientali nella maniera più conveniente.

Dato che, come verrà approfondito in seguito, l'inquinamento di tipo diffuso derivante dall'agricoltura è uno dei maggiori ostacoli al raggiungimento del buono stato ecologico delle acque, i programmi e le misure intraprese in base all'articolo 11 influiranno fortemente il settore agricolo in diverse modalità. Vi è un particolare interesse verso gli strumenti con doppia finalità, che possono

<sup>11</sup> questo implica che il principio pagatore inquinatore non sia relativo soltanto all'inquinamento ma a tutti i costi generati dal consumo della risorsa e indirizza la domanda su chi li debba sostenere.

quindi avere un impatto positivo sulla tariffazione incentivante e l'implementazione del principio PP, ed allo stesso tempo fare parte di una serie di misure costo-efficaci per l'implementazione dell'articolo 11.<sup>12</sup>

L'istituzione di tariffe "adeguate" avrebbe lo scopo di affrontare le problematiche di qualità e quantità della domanda idrica in Europa (EU 2000 b). Gli stati membri possono adottare le strategie proposte con una certa flessibilità in relazione agli effetti sociali, ambientali, economici e delle condizioni idrogeografiche e climatiche della regione. Allo stesso tempo, però, viene richiesta un'analisi approfondita e trasparente delle opzioni tariffarie e degli effetti, sulla base delle quali possano essere prese le decisioni.

Il principio del recupero dei costi, esplicitato nella direttiva non riguarda soltanto i costi finanziari per la fornitura del servizio ( in modo da garantire la persistenza e sostenibilità della distribuzione ora ed anche nel futuro, incluso la creazione, mantenimento, operatività e sostituzione delle infrastrutture) ma deve anche coprire i costi degli effetti negativi associati con i servizi idrici ( costi ambientali) ed i mancati redditi da usi alternativi ( costo opportunità della risorsa).

Più specificatamente i Paesi membri devono tenere in conto e fornire una strategia di applicazione di questi principi, ed entro il 2010, assicurando che le tariffe siano riconducibili al vero costo di ciascun uso. È molto importante precisare che il principio FCR deve costituire una guida e non pretende che le tariffe siano effettivamente corrispondenti al costo totale contabile della domanda in questione, il che sarebbe di improbabile applicabilità.

Il principio PP è parte delle linee generali delle politiche ambientali europee e non tratta soltanto i costi relativi all'inquinamento e chi debba sostenerli, ma tutti i costi generati dal consumo in senso lato. Insieme al FCR queste linee guida mirano a relazionare il costo reale della risorsa con il prezzo pagato dagli utenti. Questi principi sono molto importanti per l'agricoltura a causa dell'ingente inquinamento e consumo della risorsa da parte di questo settore.

Nel contesto dell'attuazione della Direttiva il sistema di tariffazione idrica è legato a molti fattori:

- deve rappresentare un aiuto all'efficacia delle misure, che possono includere strumenti politici non strutturali che influiscono direttamente sul sistema di prezzi, come tasse, compensi o permessi negoziabili.
- Deve tenere in conto il recupero dei costi ambientali e della risorsa associati al servizio.
- devono essere ridotti o eliminati i sussidi incrociati dei servizi idrici.
- Deve essere coerente col principio PP e fornire un incentivo adeguato per un consumo sostenibile dell'acqua
- Deve tenere conto delle condizioni specifiche della nazione, della regione e locali nella definizione delle politiche e livello dei prezzi idrici.
- Deve considerare gli effetti sociali ed economici delle possibili soluzioni per assicurare la sostenibilità e consenso dell'approccio. Ad esempio,

---

<sup>12</sup> La Direttiva distingue tra misure e strumenti: le misure hanno rilevanza locale (es soluzioni di tipo ingegneristico), mentre gli strumenti vengono decisi a livello più ampio (bacino idrico nazionale..) e mirano a provocare cambiamenti nei comportamenti per raggiungere gli obiettivi WFD.

se la riforma delle tariffe porta all'allontanamento dal mercato di comparti produttivi ed industrie agro-alimentari, il costo deve essere considerato sproporzionato. In quei casi si devono provvedere eccezioni temporanee o misure di sostegno adeguate.

Le indicazioni della Direttiva sono abbastanza generali, ed alcuni aspetti devono essere ulteriormente chiariti. Non sono chiare, infatti le caratteristiche determinanti degli "usi dell'acqua" e dei "servizi idrici"; se l'articolo 9 vada applicato ai diversi usi dell'acqua o solo ai servizi idrici e gli utenti; quali siano le categorie di costo da prendere in considerazione per la formulazione della tariffa; quale sia esattamente un "contributo adeguato" al recupero dei costi da parte degli utenti e come le politiche di tariffazione dovrebbero provvedere ad un incentivo "adeguato" per un uso efficiente.

Nel contesto del Common Implementation Strategy (CIS) della Direttiva sono stati redatti molti studi e documenti guida, al fine di chiarire questi aspetti. Da questi studi emerge che in agricoltura, l'irrigazione è considerato un "uso" dell'acqua mentre l'acqua irrigua fornita attraverso l'intervento di parti terze è un "servizio". Nel caso dell'uso di acqua sotterranee in maniera autonoma, dovrà essere stimato, caso per caso, se questo ha impatti significativi sullo stato delle acque, condizione nella quale sarebbe qualificato come servizio.

Come accennato in precedenza, la prospettiva di introdurre una struttura tariffaria dettagliata e mirata all'istituzione di sistemi per la gestione della domanda idrica è fortemente limitata dalla disponibilità di informazioni riguardo le quantità effettivamente consumate. Inoltre, l'alta percentuale di prelievi non ufficiali o illegali costituiscono un impedimento significativo per il corretto funzionamento dei sistemi tariffari. Per relazionare i prelievi all'uso che se ne fa, è necessario conoscere quali colture vengono prodotte nell'area d'interesse. I costi relativi alla raccolta di tali informazioni possono essere considerevoli ed influenzare la convenienza dei cambiamenti degli schemi tariffari.

Al fine di comprendere come la tariffazione possa influire sui consumi idrici si deve considerare il valore aggiunto delle produzioni irrigue. Informazioni finanziarie sulla produttività dell'acqua consumata dall'agricoltura, teoricamente espresso dai metri cubi necessari per una specifica coltura (o per ettaro di tale coltura) sono funzionali per valutare il potenziale o effettivo incentivo della tariffa idrica. Il valore aggiunto deve essere disaggregato al fine di identificare l'entità dovuta ai sussidi PAC, come ad esempio i pagamenti strutturali o di coesione. Tali analisi incorrono nelle difficoltà di identificare in maniera dettagliata e trasparente le voci di costo del bilancio agricolo (es determinazione del reddito netto). Oltre a tali valori finanziari diretti si dovrebbe tenere in conto anche le possibili esternalità positive dell'attività agricola, come ad esempio i valori sociali aggiunti dalla presenza delle aziende per il mantenimento di posti di lavoro e lo sviluppo di aree rurali. Anche questi valori sono di difficile stima.

#### 4.2 Interazioni tra PAC e sistemi di tariffazione dell'acqua

La praticabilità ed efficienza dei sistemi tariffari idrici dipende molto da fattori

esterni. Infatti, gli effetti del prezzo idrico sono trascurabili rispetto all'influenza che hanno le Politiche Agricole sulle decisioni degli agricoltori.

Al fine di sviluppare un sistema di tariffazione adeguato al conseguimento degli obiettivi della WFD, vi è un evidente bisogno di comprendere come il sistema vigente dei sussidi agricoli influisca sulle modalità d'uso dell'acqua da parte degli agricoltori, e quale atteggiamento assumono in merito agli incentivi trasmessi dal sistema tariffario idrico.

Alcuni di questi pagamenti potrebbero agire contro gli obiettivi della conservazione della risorsa promovendo un maggiore consumo d'acqua. Al fine di stabilire una strategia comune d'implementazione per la PAC e WFD le misure d'integrazione devono rispettare i principi fondamentali ed obiettivi di entrambi le aree politiche come il PPP della WFD ed il principio della sicurezza alimentare della PAC (Lange, 2006).

Da quando è stata introdotta la PAC, le Organizzazioni Comuni di Mercato (OCM) hanno gradualmente sostituito le organizzazioni nazionali di mercato garantendo ai produttori di certi comparti prezzi più alti rispetto a quelli che avrebbero ricevuto sui mercati mondiali. Furono introdotti dazi di importazione per proteggere gli agricoltori da prodotti competitivi provenienti da paesi esterni all'UE. Quando i prezzi interni erano minori rispetto ad una determinata soglia, le organizzazioni di mercato avevano diversi strumenti per intervenire nel mercato per ristabilire l'equilibrio. I sussidi della PAC erano finalizzati a garantire il reddito degli agricoltori per incentivare maggiori produzioni.

Come accennato in precedenza, è ampiamente condiviso che gli interventi sul mercato hanno incoraggiato un maggiore uso di prodotti agro/chimici e promosso la coltivazione di terre marginalmente produttive, senza tenere in conto le condizioni ecologiche locali, risultando nella sovrapproduzione di certi prodotti e causando ingenti danni ambientali (Brouwer, 2002).

Al fine di designare un sistema di tariffazione idrica si deve analizzare il ruolo dei sussidi PAC, specialmente nella misura in cui essi vadano contro gli obiettivi di sostenibilità dei consumi idrici.

Quando si prendono in considerazione gli effetti del disaccoppiamento sulla protezione delle acque, si può osservare che fattori come il prezzo dei fertilizzanti, acqua o sementi avranno un impatto prevalente sulle decisioni di produzione a livello aziendale più che in passato. Infatti, il disaccoppiamento è stato promosso al fine di sostenere gli agricoltori senza influire direttamente sulle scelte produttive che invece saranno basate sui prezzi generati dal libero mercato. Questa strategia potrebbe risultare in impatti maggiori o minori sull'ambiente, in relazione alle condizioni locali, agli incentivi del mercato e tipo di attività in se (es dimensione aziendale, produzione biologica). Secondo gli studi effettuati dall'UE, per esaminare gli effetti del disaccoppiamento bisogna distinguere tra consumo idrico quantitativo e qualitativo. Tecnicamente il disaccoppiamento avrebbe pochi effetti sugli incentivi per risparmiare acqua dato che le scelte degli agricoltori dipendono dai margini che otterranno dal mercato. Finchè i prezzi dell'acqua sono bassi conviene praticare l'irrigazione perchè permette di produrre colture redditizie e protegge le rese dai rischi climatici (Massarutto, 2002). In presenza di tariffe idriche

alte, invece, è prevedibile un cambiamento da pratiche irrigue a coltivazioni in asciutta, dato che i margini per tali colture saranno maggiori (Fonseca et al 2005). In altre parole, il disaccoppiamento crea le condizioni affinché si possa instaurare un sistema di tariffazione incentivante.

Riguardo agli effetti sulla qualità vi sono pochi studi. Secondo alcuni autori (Shmid et al., 2004) a livello regionale si può prevedere un aumento dell'intensità di produzione, con un maggiore uso di fertilizzanti. In seguito verrà esposto una posizione differente nei risultati dell'analisi del presente lavoro.

Nel caso del disaccoppiamento parziale, volto ad evitare l'abbandono di certe attività produttive, comunque persisterà una distorsione delle scelte di produzione, mantenendo un incentivo per le colture idroesigenti anche se in misura minore rispetto alla vecchia PAC (es riso). Anche per questi aspetti non vi sono ancora pubblicazioni che possano prevedere gli effetti sul consumo idrico.

Nella misura in cui i pagamenti PAC interagiscono sui sistemi vigenti di gestione idrica, i costi finanziari per investimenti in servizi idrici potrebbero essere coperti in parte da misure per lo sviluppo rurale. Al fine di definire i prezzi dell'acqua irrigua e definire il livello di recupero dei costi, è importante stimare il contributo di tali pagamenti alla copertura del costo dei servizi idrici separatamente.

Entrambi le politiche, PAC e WFD, creano differenti incentivi per gli agricoltori. La PAC introduce incentivi sulla produzione (anche se in misura minore rispetto a prima della riforma del 2003) e la WFD introduce incentivi per il consumo sostenibile dell'acqua. E' fondamentale comprendere meglio questi incentivi essendo in parte contraddittori.

L'implementazione della WFD e della riforma di medio termine avrà effetti sociali ed economici sul settore agricolo. Entrambe le politiche attuano meccanismi per evitare difficoltà in tale senso o per compensarli. Non sempre tali norme sono definite in maniera chiara ed esplicita, anche per permettere alle autorità nazionali di adeguare gli interventi alle esigenze del paese.

Perciò sussiste la necessità di sviluppare un'intesa comune sul termine "costi adeguati" nella WFD e "ragionevole standard di vita" della PAC. A causa delle limitate risorse fornite sotto la regolazione per lo sviluppo rurale, ci si può aspettare che i fondi provveduti per il sostegno agli agricoltori non saranno sufficienti. Perciò è prevedibile che vi sarà la necessità di trovare risorse addizionali, mentre si deve rafforzare la funzione incentivante della riforma PAC verso un consumo più sostenibile della risorsa idrica e l'implementazione della PPP. Una possibile opzione è l'uso delle entrate generate da tasse ambientali e tariffe rivolte al recupero dei costi relativi al consumo idrico per sostenere specificamente misure di adattamento del settore agricolo. Questo può avvenire attraverso la destinazione dei fondi ottenuti nei programmi di misure della WFD per investimenti per il risparmio idrico, oppure nei contributi nazionali per lo sviluppo rurale della PAC.

#### 4.2.a Comportamento degli agricoltori

L'acqua irrigua viene utilizzata in concomitanza con altri fattori di produzione e capitale, attraverso l'uso delle conoscenze, capacità manageriali ed informazioni disponibili agli agricoltori (Garrido, 2005).

In genere si assume che gli agricoltori rispondano agli incentivi politici e mercati con comportamenti atti a massimizzare il loro profitto, soggetti a limitazioni di disponibilità delle risorse naturali, tecnologie e strategie gestionali. Ciononostante vi è un ampio dibattito sulle conseguenze di tale approccio nell'analisi del comportamento degli agricoltori in risposta a politiche economiche di gestione dell'acqua. Vi sono innumerevoli altri fattori che influiscono sulle scelte, facenti parte del complesso della cultura rurale, che esercitano una forte influenza sulle scelte di gestione e risultati economici finali.<sup>13</sup>

Nonostante l'agricoltura irrigua sia meno vulnerabile verso fattori inattesi, anch'essa è esposta a rischi climatici, malattie, problemi meccanici, e rischi politici e del mercato. L'irrigazione viene attuata per aumentare le rese, migliorare la qualità dei prodotti e ridurre la dipendenza dalla variabilità climatica.

L'irrigazione viene praticata sempre più in "pacchetti tecnologici chiusi", permettendo soltanto poca sostituzione tra input e richiedendo capacità manageriali ed investimenti di capitale significativi.<sup>14</sup> Perciò in molti paesi l'irrigazione viene praticata in maniera collettiva attraverso schemi di distribuzione o distretti con gestione decentralizzata.<sup>15</sup>

Come esposto in precedenza, possono essere identificati tre livelli manageriali, precisamente il livello aziendale, il livello distrettuale e quello di bacino/regione/area di prelievo. L'acqua viene prelevata dalla sorgente, portata ai distretti e aziende, ma una frazione di questa viene reimpressa nel corpo idrico con una differente composizione chimica. Lungo l'intero ciclo dell'utilizzo idrico, gli ingegneri hanno identificato diversi rapporti tra fattori di efficienza ed efficacia che dipendono da fattori tecnologici, naturali e gestionali. Questi rapporti provvedono approssimazioni sulle perdite idriche lungo il sistema di distribuzione, nonostante il loro miglioramento non necessariamente implichi un minore consumo idrico.

#### 4.2.b Il processo di adattamento tecnologico

Spesso si ipotizza che miglioramenti delle tecnologie irrigue siano una chiave per un risparmio idrico e possano essere una strategia assunta in reazione ad

---

<sup>13</sup> Ad esempio, nei mercati liberi dell'acqua in Cile, sussisterebbe convenienze economica alla vendita dei diritti d'uso dell'acqua non utilizzata, ma prevalgono considerazioni sul futuro e sul privilegio dell'accesso che fanno sì che non vengano venduti.

<sup>14</sup> Ad esempio gli impianti a goccia sono hanno tempi di ammortamento lunghi e obbligano ad esigere un livello di qualità dell'acqua di un certo tipo ed influiscono sulle pratiche culturali e meccanizzazione.

<sup>15</sup> Vi sono molti esempi di gestione collettiva locale dei sistemi di distribuzione dell'acqua irrigua che permettono la calibrazione del sostegno dei costi e garanzie di fornitura.

aumenti del prezzo dell'acqua. Questo approccio presenta numerosi limiti.

La figura 1 cerca di descrivere il processo di adattamento tecnologico. La curva grande rappresenta l'isoquante misurato in output dell'azienda (€) per ettaro irrigato e l'ascissa misura il capitale in equipaggiamento e tecnologie irrigue, mentre l'ordinata misura l'input di variabili incluso l'acqua. Il punto 1 rappresenta la tecnologia tradizionale ed il punto 2 la tecnologia moderna.

È improbabile che il punto 2 sia il punto finale della produzione perché in seguito all'introduzione di una nuova tecnologia si ha una diversa disposizione degli isoquanti (rappresentati dalle curve con i puntini). Alla fine una volta che il processo di adattamento è terminato, gli agricoltori potrebbero muoversi verso il punto 3 richiedendo meno input per produrre lo stesso valore di output. Muovendosi dal punto 1 a 2 ed eventualmente 3 è richiesto un tempo di adattamento e incentivi chiari. In generale, maggiori investimenti di capitale permettono una minore flessibilità di sostituzione di input ( incluso l'acqua) e meno sensibilità ai prezzi idrici. Un caso estremo potrebbe essere un frutteto di una particolare varietà di limoni, irrigato con un sistema a goccia; in un caso simile, nel breve termine la domanda è completamente anelastica fino al punto in cui i costi variabili sono maggiori dei prezzi dei prodotti, e quindi la domanda si arresterebbe.

Il principale avvertimento che si può trarre da questa analisi è che se il prezzo idrico diventasse più caro rispetto al prezzo del capitale e le aziende si muovessero verso sistemi produttivi che richiedono investimenti più intensivi, gli isoquanti tenderebbero ad essere più inclinati. Come risultato, la tariffa idrica non influenzerebbe il livello di consumo idrico e gli agricoltori tenderebbero a produrre fino al punto in cui l'utilizzo del capitale è ottimale. Oltre questa soglia, le opzioni per una ulteriore conservazione della risorsa idrica può avvenire soltanto ad un forte abbassamento dei benefici.

In letteratura è spesso riportato che l'istituzione di mercati idrici provvede un spinta notevole verso l'adozione di tecnologie moderne d'irrigazione, primariamente perché vi è un aumento della produttività dell'acqua grazie ad un apporto più efficiente, permettendo la vendita dell'acqua risparmiata in presenza di mercati idrici competitivi. (Peterson et al., 2005; Caswell et al., 1986; Caswell et al., 1990)

I risultati più rilevanti sono che l'adozione di nuove tecnologie tende a conservare la risorsa se il prezzo è basso, mentre sotto tariffazione alta le nuove tecnologie potrebbero incrementare l'uso idrico e l'uso di altri input. Questo risultato ha implicazioni fondamentali in aree dove vi siano seri problemi di qualità delle acque sotterranee e l'abbassamento delle falde.

Se costituisce obiettivo politico incentivare gli agricoltori ad adottare tecnologie più efficienti promovendo risparmi a livello aziendale, questo potrebbe risultare in un aumento del consumo idrico complessivo, inasprando il problema.

Figura 4.2 Effetti economici della transizione verso sistemi irrigui più moderni

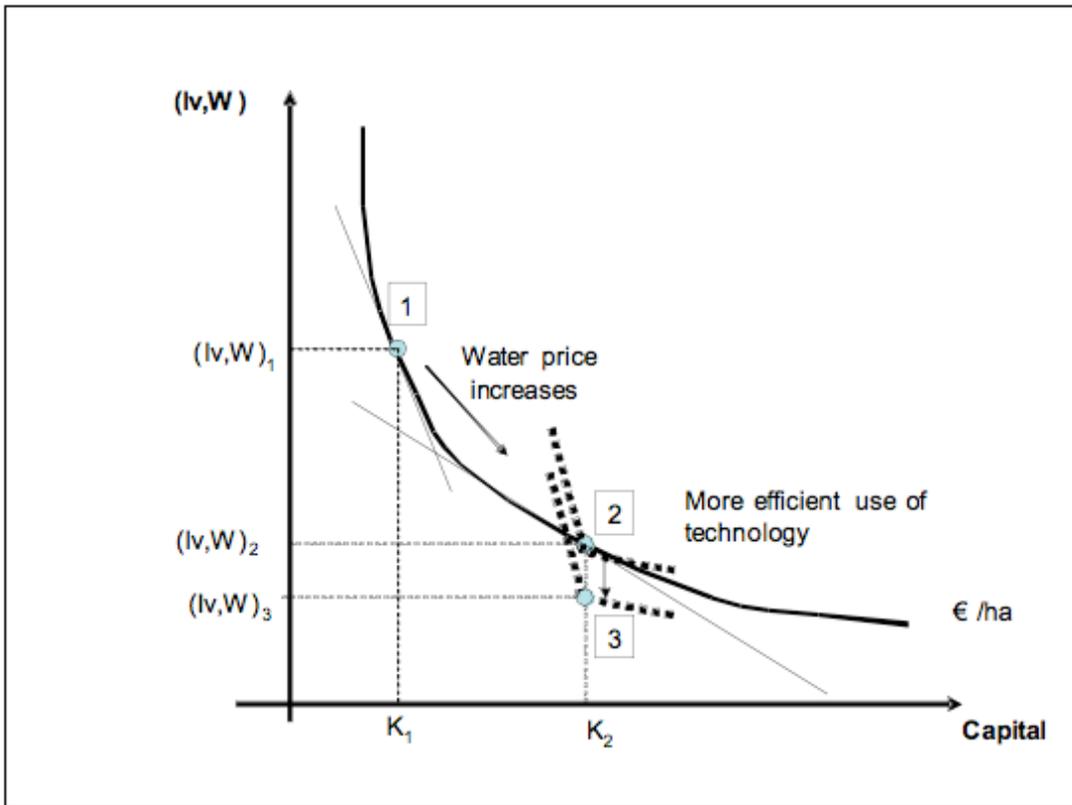


Figure 1. Moving from old to modern irrigation technologies

#### 4.2.c Elasticità della domanda idrica

Un terzo fattore importante è che la domanda idrica è derivata, nel senso che gli agricoltori la utilizzano come fattore di produzione. In generale, l'elasticità della domanda può essere espressa come:

(Layard and Walters, 1978, citato da Boggess et al. 1993):

$$e_{ii} = v_i \eta_0 - (1 - v_i) s_{ij}$$

dove  $e_{ii}$  è l'elasticità della domanda d'acqua;  $v_i$  è la parte relativa al costo dell'acqua nei costi produttivi;  $\eta_0$  è la domanda di prodotti alimentari ed  $s_{ij}$  è l'elasticità della sostituzione tra l'acqua ed altri input. Con tecnologie innovative (basso  $s_{ij}$ ) ed un uso molto efficiente dell'acqua (laddove il prezzo della risorsa sia basso) la domanda idrica tenderà ad essere anelastica; al contrario, con le tecnologie tradizionali e costi idrici relativi alti, la domanda idrica sarà più elastica. L'implicazione è che una volta raggiunto un certo livello di modernizzazione del settore irriguo (a qualsiasi dei tre livelli menzionati sopra) la domanda diventerà poco sensibile ad aumenti di prezzo dell'acqua.

La tariffazione del consumo di risorse naturali potrebbe fornire un incentivo

per ridurre il consumo (incluso l'inquinamento), però l'efficacia di questo strumento dipende dall'elasticità della domanda e, strettamente connesso ad essa, dagli effetti sul reddito che incrementi di prezzo dell'acqua potrebbero avere sul settore agricolo.

In agricoltura, la elasticità della domanda di acqua è molto variabile, in base alle regioni, alle colture e alle infrastrutture di fornitura idrica presenti (de Fraiture et al. 2003). Più precisamente, il grado di elasticità dipende da una serie di fattori come:

- L'arco di temporale dell'analisi; le elasticità tendono ad essere minori nel breve periodo, quando gli agricoltori hanno minore flessibilità per ridurre il consumo idrico attraverso l'adozione di tecnologie innovative o modifiche scelte colturali rispetto al lungo periodo (RPA, 2000)
- Il livello del prezzo; l'elasticità della domanda idrica non è costante e varia con i diversi livelli di prezzo. Come esposto da Massarutto (2005 a ), l'elasticità sarà maggiore per livelli di prezzo medi e minore a livelli estremi. Con prezzi molto bassi, l'effetto sui consumi sarà minimo dato che il consumo idrico dipenderà da necessità tecniche piuttosto che dai prezzi. Per livelli di prezzo alti, l'elasticità sarà minima dato che un certo consumo idrico è indispensabile. Infatti oltre un certo limite di prezzo le attività produttive non saranno più attuabili ed il consumo scenderà a zero.
- La tipologia di coltura; il valore aggiunto del consumo agricolo dell'acqua è fortemente relazionato con la tipologia di coltura e può variare in maniera significativa in relazione alle condizioni del mercato (RPA 2000). Entro certi margini, gli agricoltori hanno la possibilità di scegliere colture o varietà meno idroesigenti, ma come in seguito dimostrato, in certe condizioni incrementi di prezzo possono portare ad un incremento di domanda idrica. Con prezzi idrici alti la produzione di colture di basso valore di mercato possono non generare reddito e spingere gli agricoltori verso la produzione di colture ad alto valore aggiunto per compensare i costi dell'acqua, nonostante la necessità di effettuare forti investimenti per effettuare il cambiamento. Ciò dimostra che incrementi di prezzo non sempre riducono il consumo complessivo di acqua, ma riducono soltanto il consumo per unità di prodotto (incremento della produttività). Evidentemente, il potenziale valore aggiunto dipenderà fortemente dai sussidi PAC per tale coltura.
- La tipologia aziendale; la risposta degli agricoltori dipenderà da diverse caratteristiche delle aziende, come le dimensioni, la proprietà, la gestione, il modello aziendale (orientata verso il mercato o verso produzioni di qualità o tipiche di un certo territorio) e l'intensità di capitale e lavoro necessari alla produzione.
- Le infrastrutture esistenti; il potenziale risparmio di risorse dipende largamente dalle dotazioni tecniche presenti. Come verrà approfondito in seguito, l'elasticità tende ad essere maggiore laddove le tecnologie irrigue non sono moderne, oltre al fatto che l'applicazione di minori volumi irrigui in campo può avere risvolti negativi sui consumi complessivi a livello di bacino.

In conseguenza delle considerazioni enunciate, gli incrementi di prezzo che sarebbero necessari per determinare un'effettiva riduzione del consumo della risorsa possono essere estremamente alti. Come osservato dal Water Scarcity Drafting Group (2005) ; “ specialmente nel caso dell'acqua irrigua, l'efficacia di incrementi del prezzo dipende dalla differenza tra il valore per l'utente (prezzo ombra) ed il prezzo (molto minore) imputato per ciascuna unità d'acqua. In molti paesi tale differenza è così grande che, affinché l'incremento del prezzo risulti efficace, esso dovrebbe essere talmente alto da sollevare considerazioni politiche tali da proibirne l'istituzione.”

Il fatto che la domanda sia spesso anelastica, specialmente nel breve periodo, potrebbe comportare che se la tariffazione fosse l'unico strumento adottato, i livelli di prezzo necessari alla conservazione della risorsa sarebbero superiori al reale costo della risorsa. La conoscenza di informazioni relative all'elasticità della domanda ai prezzi è fondamentale per la previsione dell'efficienza dei sistemi tariffari, oltre al fatto che l'impatto degli incrementi del prezzo possono avere effetti differenti sui redditi agricoli in relazione alle circostanze specifiche. Molti autori dubitano della possibile implementazione di questo strumento perchè in molte aree del mediterraneo l'irrigazione è indispensabile nei piani di sviluppo rurale (Berbel et al 2005)

In aree dove l'acqua è scarsa è essenziale distinguere a quale punto del flusso dalla fonte alla parcella viene misurata e valutata la domanda idrica. Perciò, l'analisi della domanda deve distinguere tra le differenze degli usi consuntivi e il prelievo.

Come spiegato in precedenza, usi consuntivi ed il prelievo differiscono a causa delle discrepanze tra consegne effettive ed consumi idrici aziendali. Scheierling et al (2004) hanno dimostrato che la domanda consuntiva è decisamente meno sensibile a variazioni di prezzo rispetto alla domanda di fornitura. Perciò il prezzo d'incentivo avrebbe un impatto solo limitato sui consumi a livello di bacino e non liberebbe molta acqua addizionale per usi emergenti.

Bontemps e Couture (2002) mostrano che la domanda idrica nel sud della francia è anelastica per la disponibilità di volumi bassi e dipende fortemente dalle condizioni del tempo.

La tabella 4.1 riporta alcuni dati riguardo studi elaborati da Garrido e Calatrava (2005). La maggior parte degli studi svolti in Spagna tendono a sostenere l'ipotesi che la domanda idrica sia anelastica, almeno in un range di prezzi fino a quello che potrebbe essere considerato il recupero del costo pieno.

Tabella 4.1 Effetti della WFD sul settore irriguo

Table 2. The effects of the WFD on the irrigation sector

RBA	Present rate		Tariff increase		Results			Sources
	Type	Levels <sup>1</sup> (€ per cm)	Medium	FCR <sup>2</sup>	Farm income	Water demand	Other	
Duero	Per hectare	0.01	0.04	0.06	-40% to -50%	-27% to 52%	Great influence of agricultural policies	Gómez-Limón and Riesgo (2004)
Guadalquivir	Per ha & Vol	0.01-0.05	0.05	0.1	-10% to -19%	0 to -10%	Same	Berbel et al. (2004)
Duero	Per ha & Vol	0.01	0.04	0.1	-10% to 49%	-5% to -50%	Technical response	Sumpsi et al. (1998)
Guadalquivir	Per ha & Vol	0.01-0.05	0.06	0.12	-10% to 40%	-1% to -35%	Technical and crop response	Sumpsi et al. (1998)
Guadalquivir	Per ha & Vol	0.01-0.05	0.03	0.09	-16% to 35%	-26% to -32%	Technical and crop response	Iglesias et al. (2004)
Guadiana	Per ha	0.005	0.03	0.06	-15% to 20%	-30% to -50%	Technical and crop response	Iglesias et al. (2004)
Júcar	Per ha, Vol & hourly rates	0.03-0.15	0.06	0.15	-10% to -40%	0 to -40%	Technical response	Sumpsi et al. (1998)
Segura	Per ha, Vol & hourly rates	0.05-0.30	0.10	0.25	-10% to -30%	0 to -10%	Very inelastic demand	Sumpsi et al. (1998)

<sup>1</sup>Equivalent measure; <sup>2</sup> Full cost recovery rates.  
Source: Compiled by Garrido and Calatrava (2005)

Berbel et al (2005) hanno analizzato in dettaglio le politiche di tariffazione in Europa, con particolare attenzione agli effetti della direttiva acque. Le loro conclusioni più salienti possono essere riassunte nei seguenti punti:

- seppure i principi di recupero dei costi venissero applicati in maniera lassa, il divario tra i costi e le tariffe sarebbe evidente poichè devono essere imputati senza una precisa valutazione dei costi.
- Gli stati membri che debbano eventualmente esimersi dal compimento degli obiettivi della WFD, devono necessariamente motivarlo su basi di analisi costi benefici, poichè sono responsabili in fronte alla Commissione Eu per l'istituzione di sistemi di riscossione che permettano il recupero dei costi ed il principio inquinatore pagatore.
- Vi sono dubbi sull'efficienza delle politiche di FCR. In primo luogo poichè in EU sussistono settori ed economie di agricoltura irrigua estremamente diversi, ma gli obiettivi politici sono ispirati su trend molto simili. In alcuni paesi del mediterraneo la pianificazione territoriale e lo sviluppo rurale sono fortemente interconnessi col settore irriguo. La transizione verso sistemi tariffari di recupero totale dei costi non sarà facile in molte di queste regioni. Inoltre, le problematiche riguardo la qualità idrica e una equa allocazione sono tra le più urgenti nei paesi con maggiore stress idrico. Se la società necessita sistemi irrigui più ecocompatibili, con bassi investimenti, questo potrebbe premere su altri fattori ancora prima di mettere in ginocchio il reddito degli agricoltori attraverso tariffe più alte. Sono stati documentati impatti forti derivanti da politiche di tariffazione simili da molteplici autori (Gomez Limon et al., 2004 )

#### 4.2.d La disponibilità a pagare degli agricoltori per l'acqua irrigua

Calatrava Leyva e Sayadi (2005) esaminano le caratteristiche di gestione delle produzioni, delle tecnologie e delle risorse che determinano l'interesse

espresso in disponibilità a pagare degli agricoltori (WTP) per le acque che utilizzano, così come il loro atteggiamento verso fonti idriche alternative (come acque riciclate). Essi mostrano che la WTP media per l'acqua, espressa dai coltivatori di frutti tropicali nell'area di studio era di 0,27 €/m<sup>3</sup>, mentre il valore marginale dell'acqua stimato era di 1,52 €/m<sup>3</sup>.

Bazzani et al (2005) hanno mostrato che sistemi colturali di cereali e frutteti in Italia subirebbero un impatto molto diverso da una implementazione "ragionevole" di prezzi FCR. Nelle colture cerealicole i prezzi ridurrebbero il consumo idrico, in concomitanza con una significativa diminuzione del reddito aziendale, una forte riduzione di impiego di manodopera ed un beneficio per l'ambiente. Nei frutteti hanno riscontrato un comportamento rigido. L'impatto della WFD potrebbe essere identificato in un a riduzione della redditività aziendale, con impatti minori sui parametri riguardanti l'impiego di manodopera e la qualità ambientale.

#### 4.2.e Fattori che interagiscono con il settore irriguo.

Molti studi empirici che saranno trattati predicono che sopra certi livelli di prezzo dell'acqua gli agricoltori preferirebbero coltivare in asciutta oppure non coltivare affatto. Secondo Garrido (2005), il rischio è un elemento decisivo al quale non è stato dedicato abbastanza attenzione. Gli effetti della riduzione del rischio sono evidenziati nella figura 3, che illustra i risultati di una simulazione stocastica per due aziende Castigliane sotto diverse ipotesi (Garrido et al 2005). Variabili random includono il livello produttivo delle colture e dei prezzi con funzioni di domanda da dati reali osservati. La figura 3 rappresenta la funzione di distribuzione cumulativa del margine netto degli agricoltori.

Il grafico dimostra che la coltivazione con acqua irrigua è ancora preferito rispetto a regimi che dipendono dalle piogge, persino se i prezzi idrici sono incrementati per coprire il costo totale. Persino se prezzi idrici sussidiati fossero imputati a costo pieno o quasi pieno, gli agricoltori preferirebbero mantenere le loro operazioni di irrigazione piuttosto che convertire le loro aziende in non irrigue.

Figura 4.3 Margini netti di rilevazioni di coltivazioni in asciutta in confronto con colture irrigue in Aziende Catigiane.

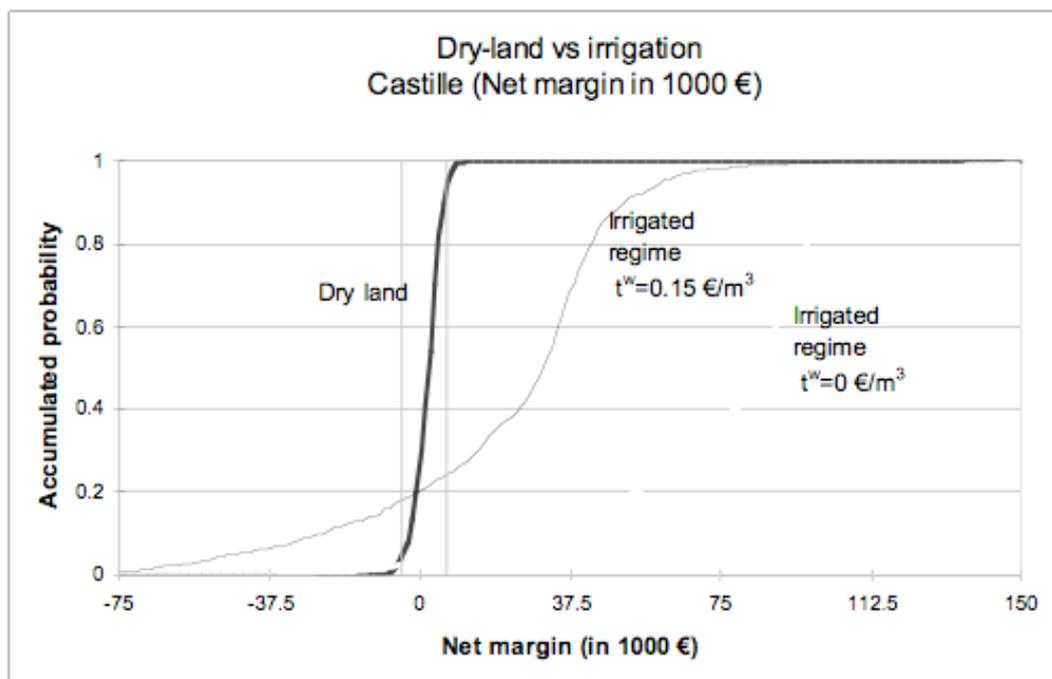


Figure 3. Net margin measures of dryland and irrigated Castilian farms (cumulative distribution functions) Source: Garrido et al. (2005)

#### 4.2.f Conservazione della risorsa idrica attraverso innovazioni manageriali.

Gli evidenti benefici a supporto di una gestione e tecnologia innovativa dell'irrigazione sono eclatanti; si possono risparmiare 30%-40% dei consumi già solo con interventi manageriali e schemi di apporto idrico alle colture, senza riduzioni di resa, come riferito da Causape et al. (2004), e Luquet et al. (2005).

Nonostante la dubbia efficacia per una riduzione dei consumi idrici a livello di bacino, miglioramenti tecnologici a livello aziendale e distrettuale forniscono significativi guadagni economici. (Peterson et al., 2005; Cetin, et al., 2004). Nella maggior parte dei casi, semplicemente il controllo di fattori chiave della gestione, come il grado di umidità del suolo lungo gli stadi fenologici della coltura è sufficiente per ottenere riduzioni di consumo.

Modelli economici generalmente racchiudono diverse opzioni di gestione entro le scelte degli agricoltori, incluso l'irrigazione supplementare (Oweis, 2004; Pereira, 2002) e tecnologie di risparmio idrico. (Varela-Ortega et al., 1998) Questi modelli mostrano che investimenti in tecnologie irrigue più efficienti è soltanto uno delle risposte che gli agricoltori possono attuare in reazione a rincari del costo idrico.

A volte l'abbandono delle colture meno efficienti e la trasformazione verso pratiche non irrigue sarebbero più benefici rispetto l'investimento in tecnologie innovative, però tali scelte sono limitate dalla flessibilità alla trasformazione delle aziende e l'influenza dei sussidi PAC nelle scelte colturali.

La disponibilità di informazioni riguardo i parametri produttivi sono fondamentali e, ad esempio, l'implementazione di sistemi di supporto alle decisioni GIS forniscono informazioni importanti agli agricoltori che decidono di risparmiare soldi e acqua nelle aziende. (Olalla et al. 2003; Satti et al., 2004).

#### **4.3 Indicazioni per le politiche di gestione dell'acqua irrigua dalla letteratura recente**

- Cautela verso i sussidi per migliorare la efficienza irrigua a livello aziendale.

L'efficienza irrigua non è sinonimo alla conservazione della risorsa idrica in tutte le circostanze. Huffaker e Whittsey (2003) confermano che investimenti in tecnologie irrigue più efficienti è un modo di incrementare la produttività, però in una ottica più ampia portano ad un maggiore consumo quantitativo della risorsa.

- Sono necessari condizioni economiche favorevoli per ottenere i migliori risultati.

Gli agricoltori nei paesi OECD sono coscienti del bisogno di conservare la risorsa idrica. Nonostante ciò, i dati raccolti mostrano che per implementare la gestione integrata e tecnologie innovative devono essere basati su condizioni economiche favorevoli (Johnston et al., 2001).

Schaible and Aillery (2003) dimostrano che politiche di incentivo per la conservazione della risorsa, quando integrati in una riforma politica bilanciata, possono portare ad ingenti risparmi di acqua applicata per ettaro per regione, in concomitanza con notevoli guadagni da parte degli agricoltori. La WTP dei produttori per accettare un cambiamento nelle politiche idriche è minimo per interventi regolatori e massima per interventi d'incentivo che incrementino sia l'efficienza irrigua che la produttività delle colture. Politiche di incentivo alla conservazione inducono anche i decisori ad una maggiore flessibilità per raggiungere obiettivi multipli.

- Il ruolo delle riforme irrigue entro piani di gestione dei bacini

Gomez and Garrido (2004) evidenziano che l'intervento meno costoso per raggiungere un migliore stato ecologico delle acque è la riabilitazione dei distretti irrigui. Questa misura rappresenta un metodo efficiente perchè permettere la valutazione del costo opportunità della risorsa, gli agricoltori possono beneficiare direttamente delle iniziative di conservazione e gli incentivi sono più trasparenti.

- Le aspettative delle tariffe nel recupero dei costi

Gli amministratori idrici devono ridurre le loro aspettative riguardo i benefici d'implementazione delle politiche di tariffazione, soprattutto nelle aree con forte stress idrico. La maggior parte delle analisi dimostrano che con politiche di tariffazione modici gli agricoltori non ridurranno i loro consumi idrici in maniera significativa, non investiranno in tecnologie di basso consumo o adegueranno il loro comportamento. Mentre nei distretti irrigui ben finanziati le tariffe sono segno di buon governo idrico, essi comunque non sono in grado

di affrontare i problemi più seri di inquinamento e scarsità idrica.

- Il caso specifico dell'irrigazione con acque sotterranee

Lamas e Garrido (2005) avvertono che il sovrasfruttamento degli acquiferi è un tema complesso che deve essere studiato in termini di comparazione con i costi e benefici sociali, economici ed ambientali che derivano da un certo livello di prelievo. Definire il sovrasfruttamento soltanto in termini idrogeologici è insensato e fuorviante, dato che le incertezze sulle entità di ricarica e prelievo ed il volume totale disponibile in una zona sono estremamente variabili e influenzati da azioni antropiche e decisioni gestionali.

- Sviluppo di metodologie e costruzione banche dati informative

Una condizione necessaria per una corretta implementazione di qualsiasi strategia politica per la salvaguardia delle risorse idriche è di avere metodologie di riferimento che possono essere applicate in maniera diffusa. Questo richiede investimenti cospicui per la raccolta di dati per il controllo dei flussi idrici, variabili del suolo e delle colture, del drenaggio e dello scorrimento superficiale e numerosi altri parametri che permettono la caratterizzazione del sistema nella sua interezza. Ci si può aspettare un consumo responsabile, razionalità economica e tecnologie irrigue più sostenibili soltanto se sussistono tali informazioni.

- Interconnessioni tra politiche agricole ed idriche

Più gli agricoltori hanno la possibilità e flessibilità di scelta tra le colture da impiantare, più efficiente sarà il consumo idrico e minore la perdita di redditività a causa delle politiche di conservazione, (Mejias et al., 2004).

Le analisi effettuate sulle influenze della Riforma delle Politiche agricole Europee sui consumi idrici si osserva che attraverso strumenti di aiuto disaccoppiato vi è una maggiore sensibilità alle politiche di tariffazione con un minore impatto sulla redditività delle aziende.

Gómez Limón et al. (2002) evidenziano che le politiche rurali e quelle idriche hanno obiettivi conflittuali. Il trend verso misure di aiuto disaccoppiati probabilmente allevierà le tensioni riscontrate negli studi europei.

Tutti gli aspetti menzionati devono essere tenuti in conto per poter raggiungere l'obiettivo di assicurare un minor consumo idrico e inquinamento, mantenendo fattibile e redditizio l'attività agricola.

Gli obiettivi non possono essere raggiunti se gli agricoltori subiscono una forte riduzione del reddito e abbandonano prospettive di sviluppo futuro, se gli interventi sono puramente in risposta ad aumenti tariffari o basati su azioni volontarie, così come avviene con le iniziative individuali di agricoltori che utilizzano acque sotterranee. Queste considerazioni portano ad affermare che sono necessari interventi politici basati sullo sviluppo a livello più mirato e locale possibile.

Garrido (2005) evidenzia le dinamiche di interrelazione tra i fattori coinvolti nel consumo idrico sostenibile con un grafico;

Figura 4.4 Le interrelazioni tra le dimensioni sociali, economiche ed ambientali coinvolte nelle politiche di gestione sostenibile della risorsa idrica

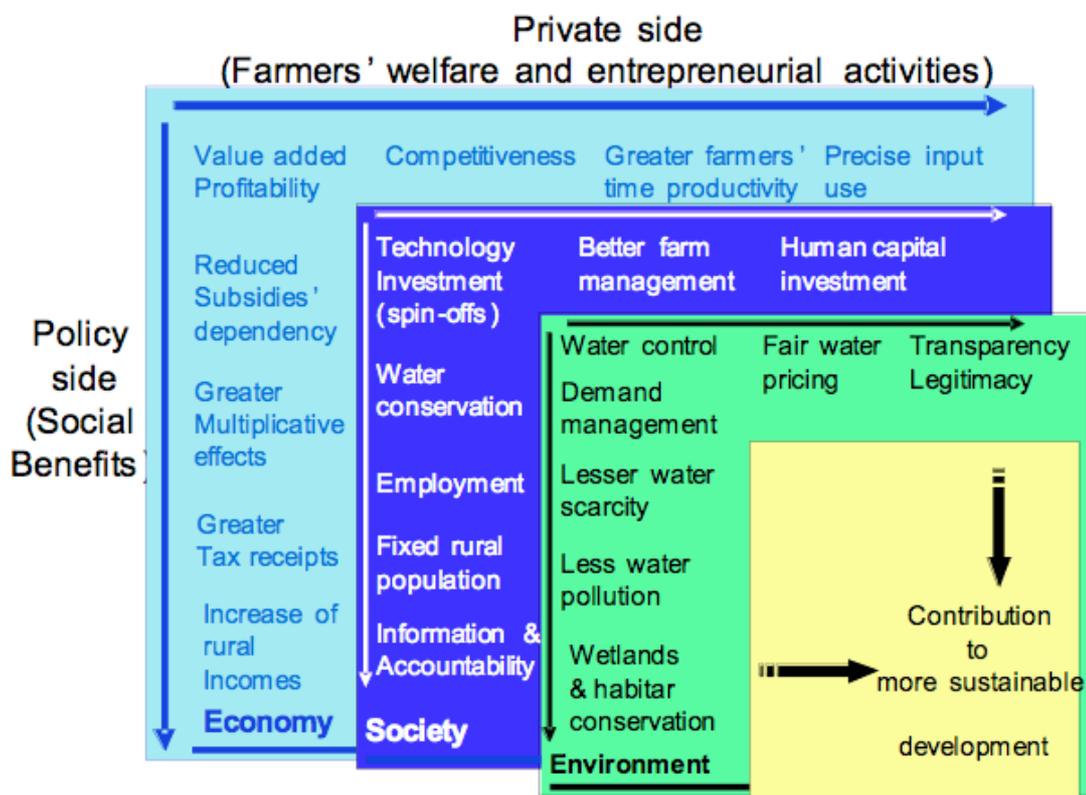


Figure 4. The socio-, economic and environmental dimensions

Le componenti di questo modello politico sono:

1. Necessità finanziarie

I progetti devono essere finanziati in maniera congiunta dagli agricoltori ed i distretti irrigui, eventualmente mediante prestiti a lungo termine con condizioni favorevoli. L'investimento in nuove reti di distribuzione può provocare difficoltà di tipo finanziario perchè un'infrastruttura collettiva non può costituire una garanzia il sostegno delle banche e nemmeno le singole proprietà degli agricoltori partecipanti a causa del fatto che gli investimenti maggiori avvengono fuori dalla loro proprietà. Perciò le associazioni di agricoltori hanno bisogno di supporto governativo e riconoscimento sociale per poter intraprendere investimenti finalizzati al risparmio delle perdite lungo la rete di distribuzione.

2. Formulazione tecnica

Gli agricoltori dovrebbero partecipare nella formulazione dei progetti insieme agli ingegneri e consulenti ambientali. Si conferma al necessità di competenze professionali interdisciplinari per garantire l'efficacia delle misure di informazione, consulenza e partecipazione degli operatori perchè vengano intraprese misure efficienti contro le pratiche insostenibili.

### 3. Formulazione istituzionale

Istituzioni costituite da diverse componenti (multilayered) hanno dimostrato esempi di successo nella gestione delle risorse naturali (Dietz et al., 2003). Entro il quadro delle risorse idriche, una riforma istituzionale comporta un cambiamento del ruolo dei diversi enti nei processi decisionali.

Se molti costi degli interventi sono sostenuti da denaro pubblico devono essere divulgate informazioni in merito alle strategie adottate, studi di riferimento e le valutazioni eseguite.

### 4. Definizioni del diritto all'acqua

I distretti irrigui devono cedere una certa quantità delle concessioni d'uso dell'acqua. Si dovrebbero misurare i benefici della conservazione idrica nei diversi punti del sistema di fornitura. Le unità risparmiate devono essere valutate al loro vero costo opportunità per evidenziare i criteri sociali del progetto e permettere analisi di costi benefici tenendo conto anche delle funzioni ecologiche della risorsa.

Nella maggior parte dei casi, i diritti all'acqua non devono per forza essere ceduti pienamente. Gómez-Ramos and Garrido (2004) evidenziano che le concessioni idriche possono essere scomposte in molte componenti, incluso il luogo e tempo di esclusività, qualità e garanzia di accesso. Questi autori dichiarano che negli schemi di consumo tipici del Mediterraneo le concessioni di maggior valore sono realmente utili in uno ogni 5-7 anni.

### 5. Una valutazione completa dell'impatto ambientale

Le analisi LCA (Life Cycle Analysis) e le stime dei costi ambientali legate alle produzioni dovrebbero garantire che i progressi tecnici e gestionali forniscano i benefici ambientali attesi. Nei casi dove i progetti hanno portato a miglioramenti delle zone umide o habitat naturali devono essere raccolte e divulgate le documentazioni relative.

### 6. Garanzia del reddito degli agricoltori nel medio e lungo periodo

Le valutazioni finanziarie e analisi di convenienza devono assicurare che le aziende siano fornite con migliori strumenti di controllo dell'ecologia dei loro sistemi colturali ed incrementare la qualità delle produzioni.

### 7. Responsabilità condivisa nello sviluppo e gestione dei progetti

Le organizzazioni degli agricoltori devono essere pienamente responsabili degli investimenti attuati entro ed oltre le loro aziende.

In conclusione, decenni di studi sul settore irriguo dimostrano che gli incentivi e politiche di gestione del consumo idrico possono comportare risultati inaspettatamente negativi.

Il consumo idrico dell'agricoltura in quasi tutti i paesi OECD è messo in discussione da molti processi socio-economici, incluso da politiche ambientali e domande di uso urbano. Le tecnologie sono oggi disponibili per mettere in pratica la conoscenza accumulata sull'ecologia delle colture, clima e suolo. L'informazione in tempi utili per il monitoraggio delle variabili chiave può essere disponibile e gestita a livello dei distretti e bacini irrigui. Questo permetterebbe di raccogliere dati molto disaggregati che possono essere utilizzati per ogni tipo di indicatori di performance ed efficienza.

Queste opportunità non possono essere sfruttate unilateralmente dagli

agricoltori oppure dalle autorità. Il settore pubblico deve governare e sostenere gli interventi intrapresi dagli agricoltori e dagli enti irrigui collettivi. Si possono guadagnare grandi benefici per la società in forma di ridotti consumi, minor inquinamento e migliore produttività.

Le riforme dei mercati e politiche idriche ed ambientali inevitabilmente ristruttureranno il ruolo dell'agricoltura irrigua nel promuovere progetti specifici per l'ingegneria rispettosa dell'ambiente e dimostrare le tecnologie dell'informazione possano permettere una gestione più sofisticata. Una gestione che mantenga i prodotti sul mercato, provveda ad una qualità di vita decorosa degli agricoltori e minimizzi significativamente gli impatti ambientali.

## **CAPITOLO 5 - ANALISI ECONOMICA ED AMBIENTALE L'INQUINAMENTO DI ORIGINE AGRICOLA DELLE ACQUE SOTTERRANEE**

### **5.1 Strumenti di protezione delle acque sotterranee**

Il quadro giuridico dei principi delle politiche europee per il controllo dell'ambiente e della qualità delle acque è in continua evoluzione e deve essere consolidato mediante una maggiore integrazione nelle politiche agricole (Lange, 2006).

A partire dai primi programmi d'azione per l'ambiente, nel 1973, sono state introdotte diverse misure per la prevenzione dell'inquinamento delle acque basate principalmente su un approccio regolatorio. Tali Direttive suddividono gli ecosistemi acquatici in categorie, ognuna con normative di protezione specifiche e standard di qualità ambientale propri<sup>16</sup>. Successivamente, altre Direttive stabilirono i limiti che regolavano il livello delle emissioni di inquinanti particolarmente pericolosi<sup>17</sup>. L'adozione della direttiva sulle acque potabili (80/778/CE) ha posto le basi per la definizione degli standard di riferimento per i parametri relativi ai livelli di nitrati e pesticidi contenuti nelle acque potabili, focalizzando l'attenzione sull'impatto dell'inquinamento diffuso di origine agricolo. Questa problematica è stata affrontata in maniera più mirata dalla Direttiva Nitrati (91/676/CE) che è incentrata sull'identificazione delle possibili strategie di rimedio e pratiche di prevenzione del degrado delle falde.

Nella pratica, però, tale approccio frammentato ha comportato poca chiarezza nelle legislazioni e difficoltà d'implementazione. Negli anni le politiche finalizzate alla protezione dell'ambiente hanno acquistato un ruolo centrale nella giurisprudenza comunitaria e la scarsa efficacia e relative problematiche oggi percepite dipendono mancata implementazione di tali legislazioni<sup>18</sup>. La WFD vuole rappresentare, infatti, un quadro per promuovere l'implementazione dei diversi strumenti delle politiche idriche europee, oltre ad introdurre nuovi standard di riferimento e strategie per la protezione della qualità ecologica delle risorse idriche. Nell'ambito di tale politica, è stato emanato nel gennaio 2006 la Direttiva 2006/118 (GWD) rivolta in particolare alla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento.

Il successo di tali politiche dipenderà largamente da ciò che avverrà nei prossimi 6-12 anni; vi sono molte preoccupazioni riguardo tale esito dovute al livello di protezione poco chiaro, le scadenze a lungo termine, definizioni ambigue, la presenza di molti gradi di libertà negli strumenti da adottare, la sottostima degli effetti dell'inquinamento diffuso e la ampia tolleranza per il livello di valori soglia di emissione per le sostanze pericolose (da stabilirsi entro il 22 dicembre 2008, secondo la Direttiva 2006/118).

---

<sup>16</sup>(Surface water directive 75/440/EEG; Bathing water directive 76/160/EEG; Fish water directive 78/659/EEG; Shellfish water directive 79/923/EEG)

<sup>17</sup> (Dangerous Substances Directive 76/464/EEG; Groundwater Directive 80/68/EEG).

<sup>18</sup> Ad esempio, per la mancata applicazione della Direttiva Nitrati 91/676/EEC sono stati aperte indagini per 13 dei 15 stati membri

I punti critici riguardo l'inquinamento diffuso nelle attuali politiche sono di diverso tipo. In primo luogo la WFD non è inclusa nella lista dei regolamenti a cui devono attenersi gli agricoltori, con la conseguente assenza di sanzioni come violazione dell'ecocondizionalità. Vi sono, inoltre, molti ritardi nell'applicazione della clausola di "non deterioramento" (2006/118/Ce), dato che soltanto di recente sono stati emanati i criteri per la valutazione del buono stato chimico dei corpi idrici. È ragionevole prevedere che l'individuazione degli inquinanti<sup>19</sup>, l'applicazione dei piani per l'inversione delle tendenze e la limitazione degli scarichi indiretti siano un processo lungo e può rimanere esente da controllo e sanzioni fino al 2021. Il regolamento è ulteriormente indebolito dal fatto che il livello di applicazione delle misure di limitazione dell'inquinamento è devoluto ai singoli stati e l'obiettivo di "non deterioramento" riferisce ad una gamma molto ampia di concentrazioni (da lo stato di "buono" a "cattivo")<sup>20</sup>.

#### 5.1.a Interventi promossi dalla Direttiva Nitrati

Il continuo aumento delle concentrazioni di nitrati nelle risorse di acqua potabile e le perturbazioni degli ecosistemi acquatici dovuti all'eutrofizzazione hanno spinto l'Unione Europea ad intervenire con misure strategiche di prevenzione per migliorare la qualità dell'acqua (CE, 2002).

La politica agricola ha reagito a queste tendenze, in particolare con la Direttiva Nitrati 91/676/Ce, l'introduzione di misure agro-ambientali nel 1992 e la loro espansione nella riforma della PAC di Agenda 2000.

Per limitare le perdite derivanti dalle attività agricole, i principali tipi di azione promossi dalla Direttiva Nitrati 91/676/CE riguardano simultaneamente:

- La rotazione delle colture, il mantenimento di una copertura vegetale

---

<sup>19</sup> include la determinazione delle sostanze oggetto delle limitazioni, individuazione delle soglie stabilite a livello nazionale, di distretto idrografico o di corpo o gruppi di corpi idrici sotterranei; esame dello stato delle acque sotterranee; comunicazione alla commissione ed approvazione

<sup>20</sup> Inoltre, per i pesticidi verrà adottato il limite di 0,1 µg/l della direttiva riguardo le acque potabili, ma non il valore limite di 0,5 µg/l della somma di tutti i pesticidi rilevati. Un'altra lista di sostanza nocive viene richiesta ai singoli Stati Membri<sup>20</sup>, ma è stata definita con criteri grossolani e senza possibilità di penalizzazione in caso vengano stabiliti obiettivi insufficienti. Gli Stati membri hanno il permesso di definire questi valori soglia in maniera differenziata per tipologia di acquifero sotterraneo ed in base all'impatto su attività antropiche ed i costi economici e sociali per la misure di ricostituzione del livello qualitativo richiesto.

Ad oggi non sono state definite le sostanze pericolose prioritarie (14 sostanze candidate) ed è in corso una causa indetta presso la Corte di Giustizia Europea da parte di alcune industrie di produzione di pesticidi contro l'inserimento nella lista delle sostanze vietate per sette pesticidi<sup>20</sup>. Ognuno di questi pesticidi detiene proprietà pericolose e sono stati rilevati nelle acque superficiali e sotterranee in quantitativi superiori al valore soglia di 0,1 µg/l.

Il settore agricolo viene apertamente privilegiato nelle restrizioni previste dalla WFD dato che lo scarico indiretto di pesticidi e biocidi nelle acque di falda può essere ammesso se l'obiettivo di raggiungimento del "buono stato" non viene compromesso. Perciò per l'agricoltura viene concesso il diritto di scarica fino al valore limite di 0,1 µg/l, che però costituisce il valore che fu individuato come limite di rilevazione, essendo un valore nullo inapplicabile giuridicamente. Pertanto anche questo regolamento può essere interpretato come una degradazione della protezione delle acque.

durante il periodo invernale; le colture intercalari al fine di limitare la lisciviazione durante il periodo delle piogge;

- L'uso di fertilizzanti ed effluenti di allevamento basato sull'equilibrio tra necessità delle colture, apporto di azoto e ammendamento del suolo, con frequenti analisi degli effluenti e del suolo; i piani di concimazione obbligatori e le restrizioni generali all'uso di concimi azotati minerali ed organici a seconda del tipo di coltura;
- Istituzione di appositi calendari di spandimento dell'azoto e la previsione di sufficiente capacità di stoccaggio degli effluenti, da usare soltanto quando le colture hanno bisogno di nutrienti e informazioni riguardo buone pratiche di spandimento;
- Mantenimento delle fasce erbose non concimate e delle siepi lungo i corsi d'acqua ed i fossati perchè svolgano un effetto «tampon»;
- La buona gestione e la limitazione della coltivazione e dell'irrigazione nei terreni in pendenza ripida.
- Identificazione delle zone maggiormente vulnerabili all'inquinamento

L'eccesso di azoto (differenza tra input e output per coltivazione o produzione di carne o latte) può essere un buon indicatore delle potenziali perdite nell'ambiente a livello di azienda agricola, locale o regionale. Si osservano grandi differenze tra le regioni dell'UE, con eccedenze da 0 a 300 kg N/ettaro e picchi in zone con un'eccessiva densità di bestiame da riproduzione. Forti eccedenze di N e i rischi associati di perdite nell'acqua si osservano anche in regioni con coltivazioni intensive di ortofruttili o cereali e mais con concimazione non equilibrata e pratiche che favoriscono le perdite di azoto (terreni nudi d'inverno).

Attualmente la superficie totale delle zone vulnerabili ai nitrati (e dei paesi che applicano un programma di azione in tutto il territorio nazionale) rappresenta il 38% del territorio UE-15 (1,2 milioni di km<sup>2</sup> su un totale di 3,2 milioni di km<sup>2</sup>). Tuttavia, secondo la valutazione della CE, questa percentuale potrebbe arrivare almeno al 46% (1,5 milioni di km<sup>2</sup>) del territorio UE-15.

La superficie totale delle zone vulnerabili ai nitrati previste dal Belgio(18%) è nettamente inferiore all'area individuata dalla CE (60%) in base ai dati disponibili sulla qualità delle acque, soprattutto nelle Fiandre.

La Vallonia sta ampliando notevolmente la superficie delle zone vulnerabili (2001). La Francia ha già designato come zona vulnerabile ai nitrati il 45% del territorio nazionale, ma secondo la valutazione CE la percentuale dovrebbe salire al 50%. La CE ha inoltre individuato altre zone potenzialmente vulnerabili in Spagna, Italia, Portogallo e Svezia, ma questi paesi non hanno finora proposto alcun ampliamento. Per la Grecia le zone vulnerabili designate recentemente (2001), corrispondono approssimativamente al 70% della valutazione CE. Nel 2001 Irlanda, Regno Unito e Belgio (Fiandre) hanno annunciato un notevole ampliamento a breve termine (2002) della superficie delle zone vulnerabili che però non ha ancora avuto luogo.

Tabella 5.1 Le zone vulnerabili all'inquinamento da nitrati in Europa

Stato membro	Superficie totale (x 1000 km <sup>2</sup> )	Superficie ZVN		Zone vulnerabili <b>aggiuntive</b>			
			%	Superficie proposta dagli Stati membri	%	Superficie potenziale secondo la valutazione CE**	%
Belgio	31	2.7	9	2.9	9	15.9	51
Danimarca	43	43	100*				
Germania	356	356	100*				
Grecia	132	13.9	11			9.0	7
Spagna	504	32	6			70.6	14
Francia	539	240.9	48			37.1	7
Irlanda	69	0	0			6.5	9
Italia	301	5.8	2			88.7	29
Lussemburgo	3	3	100*				
Paesi Bassi	37	37	100*				
Austria	84	84	100*				
Portogallo	91	0.9	1			12.2	13
Finlandia	334	334	100*				
Svezia	448	41	9			43.7	10
Regno Unito	244	7.8	3			19.2	8
Totale UE-15	3,216	1,202	38	2.9	0.1	303	9

\* Paesi dove il programma di azione copre tutto il territorio nazionale (articolo 3, paragrafo 5 della direttiva)  
 \*\* Elenco non esaustivo a causa della grande carenza di dati sulla qualità delle acque in diversi paesi (Regno Unito, Irlanda, Italia, Portogallo) al momento della valutazione CE (1999-2000).

Fonte CE (2002)

Fino ad ora sono stati pubblicati quasi 200 programmi di azione.

Secondo l'indagine CEE la maggior parte dei paesi non rispetta le misure relative ai periodi di limitazione dell'uso di fertilizzanti. In particolare le misure spesso sono rispettate per i concimi organici (effluenti di allevamento), ma non per i concimi minerali. Mancano, inoltre, specifiche misure per l'applicazione dei fertilizzanti in prossimità dei corsi d'acqua e dei fossati (ad esempio, le fasce tampone sono talvolta limitate a soli 2 o 3 metri o è autorizzato l'apporto di azoto chimico, mentre alcuni studi (CIPEL, 2001; Gilliam et al., 1966) indicano che anche in condizioni di corretta concimazione, per un buon assorbimento dell'azoto sono necessarie fasce non concimate di almeno 5 m di larghezza) e le restrizioni all'uso di fertilizzanti nei terreni a forte pendenza sono anch'esse poco applicate, nonostante siano fondamentali per prevenire le perdite di azoto dovute all'erosione, allo scorrimento e al drenaggio sotterraneo.

In alcuni paesi non è obbligatoria una capacità minima di stoccaggio degli effluenti organici oppure essa non è sufficiente a coprire i periodi in cui lo spandimento è vietato o impossibile a causa delle condizioni climatiche: la capacità di stoccaggio può variare da 2 a 7 mesi in regioni confinanti con condizioni climatiche simili. Alcuni studi (ERM, 2001) indicano che si dovrebbero stabilire periodi minimi da 4 mesi (zone mediterranee) a 9-11 mesi (zone boreali).

L'aspetto essenziale (pur se facoltativo nell'allegato II della direttiva) del mantenimento di una copertura vegetale durante la stagione invernale, è spesso trascurato, nonostante le colture invernali o l'erba possano assorbire da 50 a 80 kg di azoto per ettaro durante l'inverno o all'inizio della primavera e offrire quindi una protezione ai suoli coltivati nelle zone vulnerabili .

Infine alcuni Stati membri non hanno ancora stabilito nei programmi di azione i limiti di applicazione di azoto organico (normalmente prima del 20.12.1998 per < 210 kg N/ha e prima del 20.12.2002 per < 170 kg N/ha).

In base alle informazioni fornite da alcuni Stati membri, gli imprenditori agricoli sembrano tuttavia più consapevoli dell'importanza delle misure di prevenzione dell'inquinamento dell'acqua. I nuovi programmi di azione in preparazione sembrano puntare su misure preventive più rigorose e controlli più frequenti nelle aziende agricole e nei campi (eccesso di azoto, analisi del suolo, ecc.).

Una stretta collaborazione tra istituti di ricerca, autorità pubbliche ed agricoltori è il modo migliore per favorire la corretta attuazione delle misure e ridurre significativamente l'apporto di azoto in agricoltura e le perdite di azoto dovute a lisciviazione dei nitrati, volatilizzazione dell'ammoniaca o erosione del suolo (CE, 2002).

In Danimarca è in corso un programma d'azione, avviato 15 anni fa (1987), che prevede contemporaneamente un servizio di consulenza agli agricoltori per promuovere un uso accorto e moderato dei concimi (su un migliaio di appezzamenti pilota monitorati), il mantenimento obbligatorio di una copertura vegetale nella stagione invernale, l'equilibrio tra capi di bestiame, capacità di stoccaggio degli effluenti e superficie di spandimento, un rigoroso sistema di controllo statale sul bilancio annuale e l'eccesso di azoto per ciascuna azienda agricola e periodici controlli delle pratiche agricole nei campi (varie migliaia ogni anno).

Il programma ha consentito di ridurre del 28% le perdite di azoto di origine agricola nelle acque danesi e del 50% l'eccesso di azoto delle aziende agricole. Nei bacini esclusivamente agricoli è stata constatata una riduzione del 20% del carico di azoto (effetto ritardato a causa dell'assorbimento nel suolo e nelle acque sotterranee) e l'eutrofizzazione delle acque costiere comincia a diminuire.

L'iniziativa francese «Ferti-Mieux» è stata lanciata nel 1991 come programma di assistenza agli agricoltori per promuovere la concimazione razionale, sulla base della direttiva «nitrati». Concepita ad integrazione delle misure legislative, il programma intende incoraggiare gli imprenditori agricoli a tutelare l'ambiente (acquatico), attraverso misure a carattere volontario.

Attualmente la superficie interessata è di 1,3milioni di ettari (per un totale di 22 000 imprese agricole), distribuiti su tutto il territorio nazionale.

Tra gli aspetti principali figurano:

- impegno a modificare le pratiche agricole esistenti;
- un approccio collettivo alla salvaguardia della qualità delle acque nel bacino idrografico;
- sostegno scientifico (compresi servizi di consulenza);

- monitoraggio e valutazione permanenti delle nuove pratiche;
- comunicazione attiva tra agricoltori e consulenti.

I risultati più recenti del programma di monitoraggio nei vari bacini (giugno 2000) mostrano:

- una diminuzione significativa dell'uso netto di concimi minerali per il mais;
- progressi nel frazionamento dell'apporto di azoto per i cereali;
- un uso più efficace degli effluenti di allevamento;
- una diminuzione dei suoli privi di copertura vegetale nella stagione invernale;
- un miglioramento delle pratiche sia di concimazione che di irrigazione.

«Prop'eau-Sable» è il nome di un progetto pilota per la protezione delle acque nei suoli sabbiosi della Vallonia (Belgio). Il progetto è stato avviato nel 1997 con un'indagine sulle pratiche di concimazione azotata degli agricoltori, da cui è emerso che circa il 50% degli agricoltori faceva ricorso ad analisi del suolo per i propri piani di concimazione. Negli anni successivi le azioni di formazione e consulenza sono state intensificate per migliorare ulteriormente le pratiche di concimazione e prevenire le perdite di azoto nelle acque.

In Germania è stato intrapreso un programma d'azione denominato "Schalvo" nel Land Baden-Württemberg. La regione ha una superficie di 36 000 km<sup>2</sup> e una densità di popolazione di 293 abitanti/km<sup>2</sup>. La superficie agricola è di 1,5 milioni di ettari, pari a circa il 45% della superficie totale, di cui un milione di ettari di terre arabili (compreso il mais) e 0,6 milioni di ettari destinati a prato.

Tra il 1990 ed il 1999 la densità del bestiame è scesa da 1,04 a 0,92 UB per ettaro. Circa l'80% dell'acqua potabile di questo Land proviene da acque sotterranee. Nei prossimi anni il governo intende aumentare la superficie oggetto di misure di protezione delle acque dal 21 al 27%.

Le prime iniziative risalgono al 1976 (programma di investimento per lo stoccaggio dei liquami) e al 1988 (decreto per la protezione dei bacini idrografici). Inoltre dal 1995 sono in vigore regole più severe per lo spandimento degli effluenti.

Le iniziative più recenti mirano ad incrementare le attività di consulenza alle imprese agricole e a portare a 100 000 il numero di analisi del suolo effettuate ogni anno per misurare l'azoto residuo nel periodo autunnale, al fine di verificare i risultati ottenuti dagli agricoltori in termini di bilancio dell'azoto.

Altre misure obbligatorie sono:

- aumento della superficie destinata a prato permanente;
- divieto di praticare la concimazione azotata al di fuori della stagione di crescita;
- riduzione del 20% dell'apporto di azoto raccomandato;
- ridotta lavorazione del suolo in autunno.

A sostegno di queste iniziative è prevista l'assistenza di 75 consulenti; per

controllare le pratiche di concimazione, nel corso dell'autunno vengono prelevati 55 000 – 80 000 campioni di suolo a differenti profondità (0-30, 30-60 e 60-90 cm). La quantità massima ammissibile di nitrati-N nel suolo (azoto residuo in autunno) è di 45 kg N/ha (con una tolleranza massima di 25 kg N/ha e ammende previste). Se sono riscontrati valori più elevati gli agricoltori devono pagare una multa, mentre ricevono un premio nel caso di valori inferiori.

Il programma è interamente finanziato da un'imposta sul consumo di acqua ('Wasserpfeinig'). In base ai risultati comunicati dalle autorità il contenuto di nitrati N nel suolo del bacino si è ridotto del 40-60% tra il 1988 ed il 1999 a seconda del tipo di coltura (da 60 a 30 kg N/ha per il grano e da 120 a 40 kg N/ha per il mais), e la concentrazione di nitrati nelle acque sotterranee è attualmente in diminuzione o stabile nella maggior parte delle zone.

#### 5.1.b Analisi economica degli interventi promossi dalla Direttiva 91/676/CE

Dall'esame di alcuni studi effettuati nell'UE risulta che i costi delle misure nei programmi di azione possono variare notevolmente a seconda degli Stati membri e del tipo di misure. Secondo una prima stima approssimativa e incompleta, il costo si aggira su 50 e 150 € per ettaro/anno (CE, 2002).

L'aumento della superficie delle colture intercalari nella stagione invernale è una misura che consente di ridurre efficacemente le perdite di nitrati, in quanto le colture assorbono l'azoto residuo del suolo. Il costo complessivo di queste pratiche (lavorazione del suolo, semina, semi) per i progetti francesi in precedenza descritti è stato stimato a 125 € per ettaro/anno.

La presenza di fasce tampone è una misura di gestione del suolo che consente di ridurre le perdite di azoto per scorrimento e di evitare l'introduzione diretta di fertilizzanti nei corsi d'acqua. Il costo di una fascia di 5 m di larghezza è leggermente più elevato rispetto a quello delle colture invernali (200 € per ettaro/anno).

L'aumento della capacità di stoccaggio degli effluenti all'aperto può avere costi elevati. I costi effettivi di investimento, uso e manutenzione variano a seconda del tipo di effluente, delle modalità e della capacità di stoccaggio. È evidente che la necessità di aumentare la capacità di stoccaggio dipenderà dal tipo di azienda e dalla superficie coltivata. Ad esempio, secondo lo studio MAFF (1998), mediamente è necessaria una capacità di stoccaggio aggiuntiva di soli 200 m<sup>3</sup> per gli allevamenti bovini situati in zone vulnerabili, rispetto a più di 2000 m<sup>3</sup> per gli allevamenti intensivi di suini.

I costi oscillano tra 5€/m<sup>3</sup> per i sistemi di stoccaggio più semplici (ad es. vasche) e 50€/m<sup>3</sup> per i sistemi più complessi (ad es. contenitori di cemento con copertura per impedire le infiltrazioni di acqua piovana e l'emissione di odori; cfr. MAFF 1998). È chiaro tuttavia che i costi di stoccaggio degli effluenti di allevamento diminuisce rapidamente con l'aumento del volume e della capacità di stoccaggio.

I costi relativi alla sostituzione dei concimi minerali con quantità equivalenti di azoto organico riportate in letteratura dipendono essenzialmente dai diversi costi di trasporto degli effluenti. Ad esempio secondo uno studio condotto nel

Regno Unito (MAFF, 1988) il costo annuo del trasporto di effluenti varia da 25 a 200€ per ettaro/anno rispettivamente per le aziende produttrici di latte e per gli allevamenti suini/avicoli. I costi inferiori sostenuti dalle prime dipendono dal fatto che queste aziende hanno più terra a disposizione.

### 5.1.c Strumenti economici per la protezione della qualità delle acque

Generalmente, le misure di comando e controllo hanno ricevuto poca attenzione dagli economisti: sono considerati le meno efficienti degli strumenti economici e tipicamente considerati utili soltanto come valori identificativi per la definizione delle soglie di riferimento per gli obiettivi ambientali. Questo avviene perchè gli standard offrono poco o affatto una motivazione di incentivo per cambiamenti comportamentali dopo che sia stato raggiunto ed il loro rispetto implica un sistema di controllo spesso di difficile applicazione. Possono inoltre provocare azioni che vanno contro gli obiettivi della regolazione (FAO, 1996).

Le misure di “comando e controllo” sono decisamente favorevoli anche sotto un punto di vista economico nel caso in cui l’inquinamento in questione può arrecare danni ingenti ed irrimediabili. Questi casi si verificano maggiormente per inquinamenti di tipo puntuale e specialmente in luoghi vulnerabili, ma standard e regolamenti sono preferibili anche quando le misure economiche dovessero dipendere da misurazioni e monitoraggi che hanno costi elevati.

Secondo la comunicazione sulle politiche di tariffazione idrica della Commissione, l’uso di strumenti economici ha cominciato ad aumentare d’importanza nel sostegno alle politiche ambientali a partire dagli anni ’90, e fu definitivamente legittimato dalla Dichiarazione di Rio delle Nazioni Unite nel 1992 (UNECD, 1992)<sup>21</sup>. Il ruolo centrale degli strumenti economici per la protezione dell’ambiente è riconosciuto anche a livello europeo, come dichiarato nel Quinto Programma Quadro di Azione per l’Ambiente “Verso la sostenibilità” (CE, 1992) e ribadito nel Sesto. Infatti, la Direttiva Acque indica esplicitamente gli strumenti economici come potenziali “misure supplementari” per la sua implementazione. Perciò, propone l’introduzione di strumenti economici come tariffe e tasse ambientali per promuovere sia incentivi verso comportamenti sostenibili che il recupero dei costi attraverso l’internalizzazione dei costi ambientali e della risorsa. L’obiettivo di tali strumenti nel contesto della Direttiva è, similmente alla ipotesi di tariffazione, di correggere il prezzo dell’acqua in modo che rifletta il “reale” costo dei consumi al fine di incentivare un uso efficiente, riferendo la funzione incentivante ad un specifico obiettivo ambientale.

#### 1. Tasse ambientali

Gli strumenti economici maggiormente utilizzati per limitare comportamenti

---

<sup>21</sup> La Convenzione sulla Biodiversità (CBD) fu firmata dalla Comunità e tutti gli Stato Membri alla Conferenza sull’Ambiente e Sviluppo delle Nazioni Unite a Rio de Janeiro dal 3 al 14 giugno del 1992.

dannosi per l'ambiente di consumatori e produttori sono costituiti da sistemi di tassazione. La teoria delle tasse ambientali atte ad un miglioramento del benessere generale risale agli anni '20, proposte da A.C.Pigou (Pigou, 1920). L'uso di politiche di tariffazione idrica come strumento per l'abbattimento dei processi inquinanti è stato considerato da molti autori (Helfand et al., 1995; Martinez et al., 2004).

Essendo la percolazione di nitrati fortemente relazionata al consumo di acqua irrigua, vi sarebbe ragione nel credere che una tassa sull'acqua potrebbe fornire una soluzione "second best" per ridurre la percolazione. Se si includono nell'analisi le dinamiche dello stock di nitrati nel suolo, come effettuato da Martinez e Albiac (2004), si evidenzia la maggiore efficacia degli strumenti rivolti direttamente alla riduzione degli inquinanti emessi (es nitrati) rispetto agli interventi rivolti all'acqua irrigua.

Oltre alla funzione d'incentivo, le entrate garantite dall'istituzione di simili misure possono essere utilizzate in modo mirato per la protezione dell'ambiente (misure d'implementazione della direttiva, perequazione di problemi economici e sociali indotti dal settore agricolo, interventi di bonifica di siti contaminati e tecniche di prevenzione,...).

Ad esempio, in Svezia è stata istituita una tassa sui fertilizzanti azotati (0,20euro/kg), che rende approssimativamente 25-30 milioni di €/anno. A partire dal 2005 questi fondi sono stati utilizzati in parte per finanziare i programmi di sviluppo rurale e in certe zone per compensare gli agricoltori che intraprendono contromisure per la riduzione della percolazione dei nitrati nelle falde. In particolare vengono effettuate colture per la copertura dei terreni in inverno, la creazione di zone "tampone" lungo corsi d'acqua, la restaurazione di zone umide e arature primaverili. Parte dei fondi viene investito in ricerca in pratiche agricole sostenibili e per campagne di informazione e consulenza agli agricoltori (CE, 2002).

Sono disponibili diversi casi studio riguardo la stima degli impatti economici delle tasse mirate alla riduzione dell'inquinamento da nitrati. Ad esempio, Johnson et al (1991) ha simulato gli effetti di due differenti forme di tassazione sui nitrati nel bacino Columbia in Oregon. La ricerca indica che l'elasticità della domanda di nitrati al prezzo è bassa, quindi alte tasse su input azotati non portano a riduzioni significative dell'utilizzo dei fertilizzanti. In una seconda simulazione conclude che tasse sui nitrati lisciviati sono più efficienti ed hanno un costo inferiore, che viene valutato sui 3-6% dei profitti totali. Lo studio però indica che questo tipo di tassa è difficile da implementare a causa della difficoltà di misurazione dei nitrati percolati.

Anche Gardner e Young (1998), in una ricerca sulla percolazione dei sali nel fiume Colorado, confermano che le tasse sulle emissioni sono le più efficienti; la tariffazione dell'acqua irrigua diminuisce l'inquinamento ma ha un impatto forte sul reddito delle aziende agricole e sussidi volti a miglioramenti tecnologici delle tecniche irrigue non sempre permettono di raggiungere un miglioramento sia ambientale che economico e comportano un alto costo sociale.

Da questi casi studio si può evincere che le tasse sulle emissioni sono indicate ad essere estese a diversi casi di inquinamento diffuso poiché

intervengono in maniera diretta. Il problema che limita l'applicazione pratica di questo strumento risiede maggiormente nel monitoraggio delle unità di inquinante emesso. Oggi sono disponibili strumenti di calcolo per stimare queste entità, come verrà esposto in seguito a proposito del modello economico ambientale CAPRI/ELBA.

Il caso studio Neumuller 2000 descrive una valutazione estensiva delle tasse sull'uso delle acque sotterranee in Germania. Il sistema si riferisce solo ad una tassa sull'uso quantitativo delle acque di falda, che però ha effetti positivi sulla qualità poiché le somme riscosse sono investite in miglioramenti tecnologici e misure di prevenzione ed indirizzo delle scelte comportamentali. L'autore sottolinea che a causa dell'anelasticità della domanda idrica, l'effetto di riduzione del consumo è basso ma le riscossioni esistono nonostante un mancato cambiamento di comportamento. Specialmente nel lungo periodo gli effetti degli investimenti attuati con le riscossioni avrebbero un effetto molto positivo sia sulle quantità che sulle qualità delle acque di falda a causa delle misure d'intervento promosse con i fondi resi disponibili. Queste riguardano l'acquisto dei terreni nelle zone di protezione delle falde, informazione e consulenza agli agricoltori, costruzione di strutture di raccolta delle deiezioni e restauro/istituzione di canali di scolo. Lo studio non fornisce una stima monetaria di questi interventi.

## *II. Sussidi*

Una strategia strettamente relazionata alla tassazione è quella dei sussidi. Da una prospettiva economica i sussidi sono tasse negative : l'effetto di "guida" che rende le tasse uno strumento tanto versatile cambiando la struttura d'incentivo può essere raggiunto anche con i sussidi.

La rilevanza dei sussidi è molto evidente per il settore dell'agricoltura: essa costituisce il principale responsabile delle emissioni nelle falde in tutta europa ed al contempo costituisce il maggior ricettore di sussidi la sostegno dell'attività produttiva.

Laddove un pagamento pubblico agisce contro gli interessi pubblici piuttosto che promuoverla si definisce di "sussidio perverso" (De Moor, 2005). In questo caso, ridurre o reindirizzare i sussidi avrebbero lo stesso effetto che l'attuazione di una tassa, ma ad un costo amministrativo considerevolmente più basso. Per questo, piuttosto che tassare l'uso di nitrati o pesticidi, un primo passo sarebbe stimare se i sussidi agricoli odierni tengono in considerazione gli effetti sulle acque sotterranee e correggerli di conseguenza. Ad esempio, i pagamenti PAC legati al raggiungimento degli Standard di Qualità Ambientale sarebbero in contraddizione con il principio PP dato che sostengono coloro i quali inquinano per adeguarsi ad un obiettivo ambientale stabilito per legge. Dall'altro lato, nella riforma PAC 2003 il principio PP forza gli agricoltori a pagare per le proprie emissioni attraverso le misure di ecocondizionalità<sup>22</sup>. Inoltre i nuovi schemi di pagamento offrono agli agricoltori l'opportunità di essere pagati per la

---

<sup>22</sup> la misura in cui ciò avverrà dipende in larga misura dagli strumenti di controllo istituiti nei singoli Stati. Mussner et al 2006

produzione di “beni ambientali”, ed in alcuni casi per “non produrre esternalità negative”(Lange, 2006).

Inoltre, le analisi settoriali non evidenziano le importanti conseguenze sulle dinamiche dei costi e dei consumi della risorsa da parte dei sussidi erogati per altri settori, come l'energia ed i trasporti (Ruijgrok, 1997).

La questione su come dovrebbero essere allocati i costi ambientali, specialmente in un contesto di tariffazione idrica, comporta delle decisioni complesse. Due casi estremi possono essere identificati, come disegnati da Coase in merito dalla distribuzione dei “diritti ad inquinare” (Coase, 1960; Görlach, 2003)

Se il costo della depurazione e trattamento delle acque di falda ed anche i costi di prevenzione al danno vengono sostenuti dagli utenti privati, questo porta ad un principio vittima-pagatore; allora si presume che non esista il diritto implicito di avere accesso ad acqua pura e perciò la si deve pagare. Questa visione considera le acque di falda unicamente come risorsa potabile e le funzioni come la depurazione naturale sono considerate gratis.

Nell'altro estremo viene considerato il diritto imprescindibile del consumatore di avere accesso all'acqua pura ed allora i costi di depurazione devono ricadere interamente sugli inquinatori. In questo caso gli utilizzatori devono pagare soltanto i costi del servizio e un valore di scarsità e un costo di smaltimento dei reflui da loro prodotti. La decisione ricade in questo caso sugli emittenti se preferiscono ridurre l'inquinamento oppure sopportare il costo di depurazione. Questo porterebbe ad una piena applicazione del principio inquinatore pagatore.

Secondo FAO (2004) il principio inquinatore pagatore, previsto dalle politiche europee è di improbabile applicazione rigorosa per

- Motivazioni politiche: una applicazione rigorosa metterebbe una pressione eccessiva sulle parti affette, come gli agricoltori, perciò non troverebbe supporto politico. Questo viene supportato anche dalla logica di Olson che definisce le dinamiche dell'“azione collettiva”: I potenziali perdenti costituiscono un gruppo relativamente piccolo ma con molto da perdere, perciò probabile che si organizzeranno per contrastare il regolamento. Per contro il gruppo dei potenziali beneficiari è molto maggiore ma con minori benefici privati. Perciò è improbabile che essi si organizzeranno in una lobby per una regolazione più stretta.
- Motivazioni tecniche: il ripristino di un acquifero al suo stato originario è spesso impossibile oppure connesso a costi molto alti; trasferire questi costi sugli utenti sarebbe discutibile sia socialmente che economicamente.
- Motivazioni legali: imputare l'intero costo della contaminazione sull'inquinatore richiede una completa informazione sulle emissioni di ciascuno ed una chiara identificazione dei soggetti coinvolti.

### III. Accordi di cooperazione.

Per problemi d'inquinamento una situazione comune è che i benefici di una riduzione dell'inquinamento superino i costi per ottenerlo, in questi casi è

teoreticamente efficiente negoziare una soluzione in cui l'inquinatore riduce le sua attività inquinanti e riceve un compenso per il mancato guadagno dal beneficiario del miglioramento ambientale. Questo tipo di accordi possono ma non devono per forza essere conclusi sotto la guida di una autorità governativa. Possono essere negoziati a livello locale in una maniera specifica, oppure istituzionalizzati e regolati da termini legali.

Nel caso della protezione delle acque sotterranee tipicamente sono accordi di cooperazione (AC) tra acquedotti e aziende agricole. Questa strategia è un esempio del problema concettuale determinato dal conflitto con il principio del principio inquinatore-pagatore: se gli agricoltori ricevono un compenso per ridurre l'applicazione dei nitrati questo in pratica segue un principio di vittima-pagatore. Infatti, quando i fornitori di acque municipali compensano gli agricoltori per le perdite di reddito legate a pratiche di coltivazione meno intensive. La convenienza degli accordi nasce dal fatto che nella maggior parte dei casi la rimozione di nitrati e pesticidi dalle acque destinate ad uso potabile è molto più costosa delle strategie di riduzione di emissione di queste sostanze. Da una prospettiva economica, un risvolto di un simile compenso è che la produzione agricola viene sussidiata doppiamente. Il normale livello di produzione è già determinato largamente da sussidi, perciò un compenso per la produzione mancata sarà in parte un compenso per la perdita di sussidi. Questo rende molto difficile il calcolo dei livelli economicamente efficienti.

Pfaffenberger and Scheele (1990) descrivono il modello tedesco denominato *Wasserpfennig*, applicato nelle regioni (*Länder*) Hessia, Lower Saxony, North Rhine-Westphalia e Baden-Württemberg.

L'idea portante è che gli agricoltori vengano compensati dagli acquedotti se le loro pratiche agricole sono adeguate alle necessità di protezione degli acquiferi. I fondi vengono riscossi da tutti gli utenti dell'acquedotto attraverso le tariffe ed il livello del compenso viene determinato da negoziazioni tra agricoltori e acquedotti a livello municipale o infrastatali.

Una problematica determinata dall'implementazione dello strumento è che per calcolare il livello della compensazione devono prima essere definiti standard comuni per le pratiche agricole. Per gli agricoltori questo costituisce un incentivo a creare un comportamento di lobby che definisca uno standard basato su pratiche molto intensive, dato che questo aumenta il compenso. Uno degli aspetti centrali degli accordi di cooperazione è, quindi, che dipendono da specifiche legali della protezione degli acquiferi sotterranei ed i diritti di proprietà dei soggetti riceventi i compensi. Sinabell e Hotreither 1996 mettono in evidenza le differenze tra Germania e Austria; gli agricoltori tedeschi hanno limiti di legge per le emissioni che permettono un rilascio considerevole di inquinanti e perciò ricevono alti compensi, mentre quelli austriaci devono rispettare standard inferiori e sarebbero quindi piuttosto interessati a risarcire gli acquedotti per un aumento dei rilasci!

Un seconda problematica è relativa ai costi di monitoraggio: il pagamento del compenso significa che gli agricoltori sono obbligati dalla legge a cambiare le loro pratiche e questo è verificabile solo attraverso un controllo estensivo e costoso.

Grael and Urban (2001) presentano uno studio sull'efficienza degli accordi

di cooperazione nel breve e nel lungo periodo per la riduzione delle concentrazioni di nitrati nella regione Tedesca Hesse. In base alle concentrazioni di nitrati nel suolo risultanti dalle negoziazioni (of 20 to 60 kg N/ha), gli autori hanno calcolato un costo medio di 0,29 €/m<sup>3</sup>, in confronto ai costi del trattamento di potabilizzazione (da 0,25 a 0,75 €/m<sup>3</sup>), concludendo che in queste condizioni gli accordi cooperativi sono una valida alternativa.

Gli autori, basandosi su interviste con gli agricoltori hanno evidenziato che uno degli ostacoli all'implementazione degli accordi è la resistenza di coloro che rifiutano di cambiare le loro pratiche di coltivazione. Di conseguenza, in quella regione circa un terzo dei pagamenti emanati negli accordi furono destinati all'informazione, fornendo agli agricoltori consulenza professionale sull'uso dei fertilizzanti. I compensi effettivamente emessi hanno costituito in realtà soltanto un terzo dei costi totali.

Gli autori specificano che l'efficacia degli accordi di cooperazione nel breve periodo è limitata: le concentrazioni di nitrati nel suolo sono diminuiti in soli due anni, ma in misura di poco superiore ai risultati di regioni. Allo stesso tempo, viene evidenziato che i benefici degli accordi si manifesteranno nel medio lungo periodo, a causa dei tempi di percolazione fisica dei nitrati nelle falde. Di conseguenza è necessario un certo lasso di tempo prima che i benefici possano essere tangibili in un miglioramento delle acque per gli acquedotti. In confronto con le misure di prevenzione dell'inquinamento puntuale, come l'implementazione di nuove tecniche di depurazione per la potabilizzazione (che hanno effetto immediato), gli accordi sono più lenti nel mostrare i risultati. In ogni caso la depurazione delle acque potabili è solo parte del problema e non aiuta il miglioramento della qualità complessiva delle acque di falda. Quindi, le misure di prevenzione degli accordi ripagano nel lungo periodo se si tengono in conto anche gli altri usi delle acque sotterranee, risultando conveniente rispetto agli interventi di ripristino puntuale.

Da uno studio molto esteso eseguito da I. Heinz et al (2002) risulta che la maggior parte degli accordi sono stati stipulati negli ultimi 10 anni in Germania, seguiti da Francia e Olanda. La stragrande maggioranza fu effettuata per contrastare l'inquinamento da nitrati ed in misura minore per ridurre l'inquinamento da pesticidi e risolvere questioni di allocazione del consumo quantitativo. Nella maggior parte dei casi presi in esame, gli accordi di cooperazione furono utilizzati per prevenire ai livelli di inquinanti nelle falde di superare i limiti oltre i quali si sarebbero resi necessari misure estensive di rimedio ad elevati costi. In generale gli accordi si sono rivelati incoraggianti, poiché nonostante lo studio s'incentri sui miglioramenti della qualità delle acque e non sul risparmio degli acquedotti, il confronto tra interventi di cooperazione e i costi ipotetici di trattamento si sono dimostrati molto favorevoli ai primi. Ad esempio, nei Paesi Bassi il costo delle misure preventive a livello di campo di 10 volte inferiore ai costi di denitrificazione dell'acqua. Inoltre, gli accordi sono tendenzialmente più convenienti rispetto alle misure di comando e controllo specialmente perché possono essere adottati più facilmente in situazioni locali specifiche.

Tabella 5.1 Diffusione degli accordi di cooperazione in Europa

Paese	Numero aziende per AC	Numero aziende coinvolte nell' AC rispetto al numero totale di aziende nell'area di prelievo dell'acqua (%)	Area del AC (Ha)	Dimensione dell'impresa di fornitura dell'acqua potabile (1000 m <sup>3</sup> /anno)
Austria	10 – 250	20 – 90	5 – 250	0,07 – 2,2
Danimarca	1 – 50	30 – 100	30 – 2700	11 – 1000
Francia	70 – 3000	< 50	1300 – 130 000	1 – 260
Germania	10 – 1300	10 -100	2 – 3840	-
Olanda	10 – 300	10 – 25	3000 – 6000	-
Svezia	25 – 65	50 - 100	600 – 750	-

Fonte: elaborazione da F.Bouwer (2003)

È importante distinguere se gli accordi sono designati per il raggiungimento di una obbligazione legale( standard qualitativi) oppure se le acque prelevate rispettano tali richieste e sono stati stipulati per prevenire il degrado ed istaurati su base volontaria. Gli accordi di cooperazione sono utilizzati come soluzione preventiva in Germania, con l'obiettivo di raggiungere le minime concentrazioni possibili, mentre gli interventi "ferti-mieux" francesi sono una risposta a concentrazioni nei prelievi che già superano i limiti di legge. Per soddisfare gli standard qualitativi delle acque potabili, gli accordi di cooperazione possono essere considerati come un'integrazione ai trattamenti di depurazione ed altre misure di protezione ambientale.

Gli accordi analizzati nello studio erano stati stipulati direttamente tra gli agricoltori e gli acquedotti oppure hanno coinvolto le autorità pubbliche in certa misura, soprattutto quando gli accordi sono finanziati attraverso tasse o tariffe idriche. Infatti, i fondi per il pagamento dei compensi possono provenire direttamente dalle tariffe idriche da tutti gli utenti dell'acquedotto, da tasse sui prelievi oppure da fondi pubblici nazionali o regionali, come attraverso la partecipazione in programmi di azione per l'ambiente. Questi fondi possono essere utilizzati per servizi di consulenza (es caso francese) oppure per il sostegno di investimenti in tecnologie per adattamenti strutturali (es caso tedesco) (Heinz, 2002).

L'implementazione degli accordi è facilitata in zone non troppo estese perchè è maggiormente percepito la relazione causa-effetto relative alle condizioni locali e riduce i costi totali. Nelle aree estese gli accordi generalmente riguardano soltanto la fornitura di servizi di consulenza per l'istaurarsi di modesti cambiamenti a livello aziendale, senza prevedere compensazioni. In Olanda gli accordi sono tipicamente relazionati agli obiettivi ambientale che supeprano i livelli di legge nazionali, in riferimento alle attività produttive nelle zone vulnerabili. In questi casi vengono compensate le riduzioni delle rese

con fondi provenienti dalle tasse sul prelievo delle acque sotterranee.

Gli autori evidenziano che accordi cooperativi vengono accettati più facilmente dagli agricoltori più "innovativi" e per raggiungere quelli più conservatori sono necessari una buona comunicazione e l'aiuto di azioni come la assistenza tecnica e consulenza. Un risultato dell'analisi evidenzia che l'efficienza degli accordi dipende principalmente dalla loro formulazione: per esempio l'efficienza economica della gestione dei pagamenti può essere migliorata con una riduzione graduale dei compensi nel tempo, poiché l'agricoltore effettua un cambio strutturale verso pratiche meno inquinanti (es Olanda). Infatti, gli accordi non devono essere basati soltanto sui compensi, ma vogliono indurre miglioramenti della qualità ambientale attraverso cambiamenti produttivi che permettano sia un risparmio dei costi per gli acquedotti che maggiore efficienza a livello della gestione dell'azienda agricola. Queste situazioni di vantaggio totale (win-win solutions) sono fondate sulla diffusione di maggiore professionalità nella conoscenza dei mezzi e fattori produttivi ed informazione sulle interazioni delle attività produttive con l'ambiente.

#### IV. Misure informative

Le misure d'informazione sono gli strumenti poco invasivi, non possono obbligare nessun comportamento e non impongono costi diretti sulle parti coinvolte. Per questo sono limitate al senso per la responsabilità ambientale soltanto e possono funzionare al meglio in situazioni di vantaggio totale. Ad esempio, una gestione migliore dei tempi e modalità di applicazione dei fertilizzanti, calibrato per le condizioni meteorologiche, dallo stato del suolo e livello di saturazione possono determinare risparmi per l'agricoltore e per l'ambiente.

Le strategie d'informazione possono essere un modo a basso costo e non controverso di promuovere la coscienza e conoscenza di differenti strategie e può perciò giocare un ruolo importante nel miglioramento delle pratiche agricole. In questo contesto sussiste un potenziale per una ulteriore integrazione di elementi per la protezione degli acquiferi nelle politiche agricole europee. Per esempio le buone pratiche agricole non dovrebbero essere definite solo in termini di applicazione per ettaro di nitrati e pesticidi, ma dovrebbero anche includere altri parametri che determinano gli effetti delle pratiche agricole sulle falde. Potrebbero includere un miglioramento della tempistica e dosaggio di fertilizzante applicato, tenuta in conto delle condizioni idrogeologiche e condizioni del suolo, stoccaggio di fertilizzanti e pesticidi, miglioramento delle tecniche irrigue, scelta delle colture e pratiche di aratura che riducano la percolazione dei nitrati (Dwyer et al., 2000).

Rejesus and Hornbacker (1999) riportano un caso USA dove significanti riduzioni di nitrati sono stati ottenuti soltanto con la gestione appropriata dei tempi di applicazione e i dosaggi. Gli autori dimostrano che spesso gli agricoltori non tengono conto delle condizioni del suolo e del clima quando decidono di effettuare gli interventi di fertilizzazione e perciò spesso eccedono nelle quantità applicate, oltre la soglia della convenienza economica.

Johnson et al 1991, presentano un'analisi economica dei costi della

protezione degli acquiferi per agricoltori dell Oregon, usa. Essi dimostrano, invece, che una riduzione uniforme delle applicazioni di nitrati porta ad un decremento delle quantità percolate di soli 2-4%, in base alla coltura, mentre le rese si riducono dal 10-22%. Quindi secondo i loro studi una riduzione uniforme delle applicazioni sarebbe inefficiente sotto un punto di vista economico e bisogna individuare con maggiore precisione la dinamica di interrelazione tra le applicazioni e l'impatto ambientale.

Per la identificazione e gestione delle informazioni sulle dinamiche dei nutrienti nel suolo si stanno elaborando diversi programmi di simulazione si possono individuare le tempistiche migliori per gli interventi. Anche le analisi del suolo sono uno strumento promettente per ridurre le perdite di azoto.

In Europa le pratiche di concimazione basate sulle analisi del suolo suscitano il crescente interesse degli Stati membri.

Diversi studi forniscono informazioni anche sul punto economico di equilibrio, ossia la quantità di azoto risparmiata quando il costo dell'analisi del suolo è pienamente compensato dalla riduzione dei costi di concimazione (senza diminuzione delle rese). Dalla tabella risulta che risparmi compresi tra 10 e 45 kg di azoto per ettaro/anno compensano totalmente il costo delle analisi del suolo. L'esperienza indica che diminuzioni di questa portata sono spesso fattibili.

#### V. Permessi negoziabili

Sistemi di negoziazione di diritti d'uso sono recentemente diventati molto popolari tra gli economisti ambientali perché promettono di raggiungere gli obiettivi preposti con l'efficienza dei liberi mercati (Collentine, 2005). L'idea di base è semplice: in primo luogo si devono identificare le quantità di beni naturali utilizzati, in termini di emissioni inquinanti oppure in termini fisici di consumo. La definizione della quantità di beni naturali desiderati può essere stimato attraverso analisi costi benefici oppure risultare da mediazioni politiche. Una autorità centrale può allora vendere titoli legali che permettano l'uso dei beni naturali, generalmente ad utilizzatori grandi come industrie o l'agricoltura. È fondamentale per il funzionamento del sistema che gli utilizzatori non possano emettere o consumare più di quello che ammetta il titolo ottenuto. Perciò uno schema di permessi negoziabili deve essere dotato di un sistema di monitoraggio efficiente e prevedere penalità in caso di inadempienza.

Nel caso di funzionamento perfetto del sistema in questo modo sarà garantito che l'uso delle risorse sia ottimizzato: se in una attività le risorse vengono utilizzate in maniera più efficiente che in un'altra, sarà più proficuo per quest'ultima ridurre il livello produttivo oppure migliorare le tecnologie utilizzate e vendere le quantità di permessi corrispondenti. Attraverso questo meccanismo il costo di abbattimento delle emissioni potrebbe essere equilibrato tra le diverse aziende. Vi sono stati molto casi in cui sono stati utilizzati sistemi di permessi negoziabili, soprattutto in USA, Australia e Messico (Kraemer et al., 1999; Kraemer et al., 2002). Nella maggior parte dei casi i permessi sono stati utilizzati per il controllo di emissioni puntuali ma si ipotizza tale sistema anche in merito all'inquinamento di tipo diffuso

(Collentine, 2005).

Per la protezione degli acquiferi, similmente ai mercati idrici, questi sistemi presentano molteplici inconvenienti:

- È estremamente difficile relazionare in maniera diretta gli impatti sull'ambiente per particolari sostanze inquinanti, specialmente nel caso di inquinamento diffuso. Per un corretto funzionamento del sistema di permessi negoziabili è indispensabile un sistema di monitoraggio affidabile. Per la protezione degli acquiferi questo presenta difficoltà oggettive e costose che rendono lo strumento significativamente inefficiente.
- Un sistema di permessi negoziabili equilibra i costi delle emissioni in una determinata area. Questo può essere ottimale dal punto di vista dell'efficienza economica, ma non dal punto di vista del benessere sociale. Infatti, a causa degli effetti differenti sulle acque delle circostanze specifiche (variabili temporali, spaziali, stagionali, idrologiche e meteorologiche), si generano effetti esterni differenti. Queste differenze non possono essere tenuti in conto nel sistema di permessi negoziabili. L'integrazione di tali effetti attraverso misure di comando e controllo oppure l'istituzione di tasse comporta la riduzione della trasparenza ed efficienza del sistema.
- Come dimostrato dal caso cileno, la massima espressione della liberalizzazione dei diritti d'uso dell'acqua, in agricoltura non avvengono facilmente gli scambi di mercato. Chi ha il diritto e non lo sfrutta interamente, da un valore maggiore al fatto di poterlo utilizzare eventualmente in futuro rispetto al valore monetario della concessione sul mercato.

Kahlenborn and Klaphake (2001) hanno valutato uno schema di negoziazione di permessi di prelievo delle acque su base regionale proposto in Germania. Come evidenziato dai commenti esposti, i mercati di diritti d'uso delle acque sotterranee non sono lo strumento migliore per la protezione delle falde. Potrebbe essere uno strumento per la gestione allocativa delle concessioni di prelievo e quindi limitare l'uso quantitativo della risorsa comportando indirettamente anche effetti sulla qualità.

## **5.2 Valutazione economica ed ambientale del consumo delle acque sotterranee**

La valutazione economica ed ambientale dell'inquinamento diffuso subito dalle acque sotterranee comporta diverse difficoltà che derivano dalle caratteristiche peculiari di questa risorsa e delle modalità di consumo (Lange, 2006).<sup>23</sup>

---

23 L'agricoltura è il settore che maggiormente contribuisce all'inquinamento delle acque sotterranee ed è la principale fonte d'inquinamento di tipo diffuso.

Gli effetti dell'inquinamento delle acque sotterranee sono fortemente dipendenti da condizioni locali, perciò una stessa quantità di inquinante emesso può provocare danni ed impatti molto differenti a seconda delle condizioni idrogeologiche, il grado di interferenza con ecosistemi e acque superficiali connessi, come pure dai potenziali utilizzi a fini economici della risorsa.

L'impatto che il contaminante esercita, infatti, dipende dalle condizioni idrogeologiche del sito, come lo spessore e stratificazione dei suoli, profondità dell'acquifero, la sua comunicazione con corpi idrici superficiali e dalle condizioni meteorologiche come la piovosità.

Risulta molto complicato effettuare un monitoraggio accurato dell'efficacia degli interventi economico politici promossi perchè l'inquinamento delle acque sotterranee è soggetto a considerevoli ritardi: alcuni contaminanti viaggiano per decenni prima di raggiungere la falda e determinare l'inquinamento idrico. Inoltre le dimensioni temporali di questi trasferimenti sono molto variabili e le caratteristiche della dinamica del contaminante e la sua permanenza dipende da innumerevoli fattori. Quindi, nonostante possano essere ridotte le concentrazioni di nitrati e pesticidi nelle fasce superficiali del terreno, saranno le quantità massicce di sostanze applicate nel corso degli anni a determinare la contaminazione delle falde.

I danni avvenuti provocano, quindi, effetti percepiti a lungo nel tempo e sono molto difficili od impossibili da correggere: nel caso di inquinamento diffuso il potenziale per il ripristino è limitato o impossibile, perciò è importante rivolgere le misure alla riduzione delle emissioni. L'irreversibilità della qualità delle acque sotterranee incrementa il costo degli errori di giudizio sul grado necessario di protezione (Görlach, 2003).

Allo stesso tempo, l'impatto della contaminazione della falda dipende anche dall'uso della risorsa: le caratteristiche qualitative condizionano il consumo per l'irrigazione, uso urbano ed industriale così come la vulnerabilità degli ecosistemi che dipendono da essa.

Nel caso dell'agricoltura l'analisi delle pressioni sulla qualità delle acque non dipende unicamente dalle quantità e tipologia di contaminante emesso e le condizioni idrogeologiche ma anche da fattori come la struttura colturale, i tempi di applicazione dei trattamenti e concentrazioni già presenti del terreno.

Di conseguenza, l'inquinamento diffuso dovuto alle attività agricole può essere ridotto anche attraverso misure specifiche come una migliore gestione dell'irrigazione, la tempistica delle applicazioni, la scelta delle colture e strategie rotazionali, oltre all'applicazione dei fertilizzanti calibrata sulle quantità già presenti nel terreno. Come approfondito in precedenza, molti di

---

Esistono attualmente tre definizioni dell'"inquinamento diffuso": una definizione pratica in cui si definisce "diffuso" se le emissioni inquinanti provengono da una superficie ampia ed in piccole, innumerevoli quantità.

Le principali pressioni che l'agricoltura esercita sulle falde sono determinate dall'applicazione di fertilizzante e pesticidi che comportano la presenza di Nitrati, Cadmio, Fosfato e pesticidi nelle acque e salinizzazione causata dall'irrigazione.

questi interventi possono essere ottenuti a basso costo, attraverso informazione e sostegno per gli agricoltori.

L'entità dei costi correlati al rimedio all'inquinamento e protezione delle acque sotterranee è determinato da caratteristiche locali e deve essere eseguito in maniera specifica del luogo. In questo contesto gli strumenti dell'economia ambientale possono essere applicati in maniera utile (dimensione microeconomica) a supporto di obiettivi di più ampio respiro (dimensione macroeconomica).

La problematica dell'inquinamento delle falde può essere affrontato mediante interventi volti al rimedio e, se possibile, l'eliminazione fisica dell'inquinamento dagli acquiferi, oppure attraverso un approccio proattivo di prevenzione dell'inquinamento. La suddivisione è funzionale all'analisi teorica poiché per affrontare il problema nella realtà, entrambi gli approcci devono essere presenti allo stesso tempo ed alcune misure possono servire ad entrambi gli obiettivi.

L'efficienza e i costi relativi agli interventi preposti sono strettamente dipendenti dall'identificazione dei limiti di sensibilità, cioè la concentrazione dell'inquinante superiore al quale gli utenti sono forzati a prendere provvedimenti. Dal punto di vista economico il danno avviene prima che il limite venga raggiunto. Per i prodotti ottenuti con l'acqua erogata, il problema è maggiore essendo loro imposto che non vi siano tracce di inquinanti nel prodotto finale e spesso anche nell'acqua da utilizzare.

### 5.2.a Strumenti per il ripristino della qualità delle acque di falda

Gli interventi relazionati alla bonifica di acque sotterranee contaminate in molti casi non permette il ripristino della purezza e comporta costi notevoli. Nel caso degli inquinanti di tipo diffuso, come quelli di origine agricola, non si possono confinare ad una zona determinata, le tecnologie di depurazione sono complesse.

Nella maggior parte dei casi ad esso non viene fatto rimedio se non nel momento di depurazione finalizzato ad uno specifico consumo, come per la potabilizzazione. È importante specificare che il trattamento delle acque per la potabilizzazione è diverso dai trattamenti per il ripristino della qualità delle acque di falda. Nonostante si tratti in entrambi i casi di utilizzo di tecnologie di depurazione con specifiche simili, l'obiettivo del rimedio (groundwater remediation) della qualità dell'acqua sotterranea è rivolta alle acque contenute entro l'acquifero, mentre la potabilizzazione (groundwater treatment) avviene soltanto sulle quantità che vengono immesse nella rete di fornitura idrica urbana. In questo senso la differenziazione tra i due metodi è analitica oltre che tecnologica.

Inoltre da una prospettiva economica il costo del ripristino può essere interpretato in differenti maniere: come costo per ottenere lo stato di purezza per un determinato uso oppure come beneficio per la protezione delle acque di falda<sup>24</sup>.

---

<sup>24</sup> Come nel nostro caso di studio, il costo di ripristino visto come costo o

I gestori dei servizi idrici che utilizzano acque sotterranee soggette ad inquinamento da nitrati hanno sviluppato diverse risposte in base alle condizioni e obiettivi (Rinaudo, 2003)

- Abbandono della fonte inquinata senza riabilitazione

La prima reazione consiste nella riduzione oppure la cessazione dell'estrazione dell'acqua dal pozzo inquinato e di aumentare l'estrazione da altre fonti. Questa strategia è possibile soltanto quando l'ente gestore ha accesso a diverse fonti e quando la capacità totale dei pozzi in uso eccede il flusso necessario.

- Diluizione di acqua estratta da pozzi inquinati

La strategia viene adottata quando si presuppone che i pozzi contaminati siano riabilitabili in futuro, quando saranno disponibili ulteriori tecnologie o disponibilità finanziarie. Il pozzo abbandonato significa comunque un costo per l'ente perchè costituisce un capitale congelato che assume un costo opportunità.

Esistono casi in cui si scelga di non cessare completamente l'attività, ma soltanto di ridurre il prelievo, mantenendo un volume minimo di estrazione dai pozzi inquinati. In questa maniera si mantiene operativo l'impianto e si possono utilizzare queste acque in miscela con altre di più elevato grado di purezza. Nel caso la miscelazione avvenga lasciando confluire diverse fonti ad una principale, si genera un'elevata vulnerabilità e rischio ad inquinamenti accidentali dell'acqua potabile fornita. Perciò è consigliabile ciò venga evitato mediante bacini di raccolta e sistemi di monitoraggio separati per ciascuna fonte di prelievo. In ogni caso, i valori medi della qualità delle acque miscelate fluttua molto.

- Sostituzione di un pozzo inquinato con uno nuovo o acquisto da altre fonti

Pochi enti costruiscono un nuovo pozzo dopo l'abbandono della fonte inquinata e spesso preferiscono comprare dalla municipalità più vicina la quantità necessaria. Costruire un pozzo nuovo implica prevedere la disponibilità di coprire alti costi, mentre l'allacciamento ad una rete vicina comporta costi minori relativi all'installazione di tubature ed una pompa.

Il prezzo che l'ente pagherà per l'acqua acquisita sarà maggiore di quella pompata in proprio, ma può essere meglio gestito rispetto ad un investimento per nuove infrastrutture, caratterizzato da tempi lunghi e poca flessibilità. Spesso l'acquisto viene considerato una soluzione temporanea fino alla decontaminazione dei propri pozzi.

- Costruzione di impianti di depurazione per eliminare gli inquinanti

Questa soluzione può essere adottata quando non ci sono fonti alternative e l'acqua è costantemente inquinata. Gli enti sono riluttanti ad adottare questa soluzione perchè l'investimento generalmente non può godere dei tassi governativi agevolati disponibili per le opere pubbliche. Inoltre, i costi operativi e di manutenzione sono alti e le tecnologie oggi disponibili non sono adatti a piccoli bacini. Le tecniche di denitrificazione più rappresentative e maggiormente diffuse sono lo scambio ionico, denitrificazione biologica,

---

come beneficio

osmosi inversa ed elettrodialisi.

#### VI. Protezione delle zone di captazione

Uno degli strumenti legislativi più diffusi per la protezione delle falde è l'istituzione di zone protette in cui vengono ristrette o proibite attività potenzialmente inquinanti, come descritto per le zone vulnerabili della direttiva nitrati. Questa strategia viene assunta anche su iniziativa degli enti di potabilizzazione stessi, in modo da poter restringere ulteriormente le misure di prevenzione ed incrementarne il controllo.

A questo scopo alcuni stati membri come la Germania, l'Austria o la Gran Bretagna hanno una regolamentazione esplicita per stabilire le modalità di protezione a diversa distanza dal pozzo e sono basate tipicamente sui tempi necessari all'inquinante di raggiungere la falda sottostante (Ribaud, 2003 a). La rilevanza economica di questi approcci si esplicita nel costo opportunità, come i benefici mancati da coloro che utilizzano l'area. Questo sarebbe il caso del mancato reddito di agricoltori che devono limitare l'uso dei fertilizzanti. Come verrà specificato in seguito, in reazione a questi problemi alcuni paesi hanno istituito schemi di compensazione per parti lese dal regolamento.

Accanto a questi effetti diretti vi sono anche conseguenze secondarie sull'area di protezione. Ad esempio se l'area di protezione preclude le produzioni di un settore, la riduzione delle produzioni provoca minori stipendi dei lavoratori ed una diminuzione della ricchezza della regione. Questi effetti sono di difficile misurazione almeno che non siano molto estremi.

Un altro effetto collaterale è che le aree protette possono essere associate ad un aumento della bellezza paesaggistica e utilità sociale. Questi effetti hanno ricadute positive sulla qualità della vita dei residenti e possono anche generare nuove fonti di guadagno, ad esempio attraverso la creazione di servizi turistici ed un incremento di valore delle case limitrofe.

Se in queste aree si impiantano boschi si può ottenere anche un beneficio dalla funzionalità ecologica di depurazione naturale, molto efficiente nel trattenere nitrati e fosforo in caso di piogge forti (Præsthalm, 2002).

Spesso l'istituzione di zone protette ha deluso le aspettative in passato ed esistono casi in cui gli acquedotti hanno comprato i terreni sovrastanti la zona di captazione. Nel caso i terreni siano dedicati ad agricoltura intensiva i costi di acquisto possono essere notevoli e se l'acquifero è interconnesso con acque inquinate provenienti da zone al di fuori dell'area protetta, non sempre la strategia risulta efficace.

### **5.3 Il valore delle acque sotterranee**

Determinare il valore delle acque di falda e del suo livello qualitativo è una strategia per poter soppesare i costi sostenuti per gli interventi, che sono noti, affinché siano comparabili ai benefici che si possono ottenere.

Le acque sotterranee forniscono molteplici benefici e soltanto alcuni di questi servizi sono scambiati sui mercati. Il valore dei benefici è perciò soltanto in parte di carattere economico, e includono anche benessere, sicurezza

alimentare e salute.

In questa ottica la stima dei danni di un aumento della contaminazione delle acque può essere visto come la stima del beneficio di una riduzione dell'inquinamento.

Per una valutazione economica completa delle risorse idriche sotterranee non è sufficiente considerare la qualità come un valore binario: buona o cattiva (Görlach, 2003). È necessario stimare i cambiamenti del valore a seconda del livello qualitativo, però sussistono diversi limiti rispetto ai dati necessari per questa ricerca:

trasferibilità dei risultati: le stime del valore delle acque di falda possono essere ottenuti solo da studi di caso locali e perciò sono sempre specifici. Nonostante l'obiettivo a lungo termine sia arrivare ad una funzione di valutazione completa che permetterebbe di trasferire i risultati su più aree, questo oggi non è possibile.

Completezza dei risultati: il valore economico totale non è una misura completa dei benefici degli interventi di protezione se non considera i benefici indiretti sul sistema. Essendo il campo della valutazione delle acque sotterranee ancora una scienza giovane e non sufficientemente studiata rimane in dubbio se è possibile determinare il valore totale.

Natura ipotetica dei risultati: i benefici pratici delle misure di protezione delle falde sono reali e tangibili, ma le stime dei valori derivati dalle misure economiche sono almeno in parte costruiti. Perciò con l'evolversi delle conoscenze delle metodologie di stima sono possibili cambiamenti nei valori. Questo vale soprattutto per analisi di valutazione contingente.

Natura concreta dei costi: nel confronto tra costi e benefici, un problema strutturale è che i costi sono manifesti per coloro che li devono sostenere, mentre i benefici sono calcolati con metodi sofisticati e costosi e determinano un effettivo ritorno economico spesso soltanto nel lungo periodo.

Dimensione temporale della valutazione delle acque sotterranee: il potenziale autodepurativo delle acque sotterranee è limitata, perciò gli effetti degli inquinamenti sono percepibili a lungo nel tempo. Per decidere una politica ottimale è necessario comparare i costi ai benefici per l'intero periodo di programma, che potrebbe estendersi anche dei decenni. Perciò è necessario stimare i benefici nel futuro ad un opportuno tasso di sconto. Come esposto in precedenza, le conseguenze dell'applicazione del tasso di sconto sono importanti, soprattutto se la razionalità economica indica che è più conveniente soffrire il danno piuttosto che intervenire. Questo può avvenire perché il costo deve essere sostenuto oggi, mentre i benefici arrivano con nel tempo. Questa situazione è rafforzata se il contaminante si muove lentamente e gli usi futuri delle acque sotterranee non sono prevedibili.

### 5.3.a Valori d'uso dell'acqua sotterranea

Il concetto dei valori d'uso comprende gli impatti sulle acque sotterranee che hanno effetti negativi concreti. Idealmente questi effetti prendono forma in una funzione di danno, che mette in relazione il livello di inquinanti emessi ai costi economici totali.

Per stimare l'impatto economico dell'inquinamento è anche necessario trovare un quadro di riferimento di base (baseline condition) che misura la qualità delle acque senza essere mai state contaminate. Dato che le concentrazioni di alcune sostanze inquinanti possono essere significanti anche in acque vergini, la costruzione di questo riferimento può essere molto difficile. Inoltre questo riferimento dovrebbe essere valido in qualsiasi momento temporale e tenere conto delle variazioni di quantità e qualità attese.

La stima dei benefici totali delle acque sotterranee in relazione ad un determinato livello qualitativo è un procedimento complesso e la funzione che lega i costi relativi ai danni causati dall'inquinamento sarà discontinua e strettamente connessa alle esigenze delle diverse tipologie di consumo (Bergstrom, 2001). Ad esempio, per certi livelli soglia alcune destinazioni d'uso non saranno più possibili. Ad esempio i livelli di nitrati nelle acque sono rilevanti per uso potabile, mentre è irrilevante per usi irrigui.

### 5.3.b Benefici stimati come danni evitati

Un approccio diretto di misurare il valore economico della qualità delle risorse idriche è di considerare i costi che i consumatori devono sopportare se la qualità delle acque si deteriora. La idea sottostante è che questi costi non si dovrebbero esborsare se la qualità venisse restaurata, in questo senso si tratta di una stima del valore dell'acqua indiretto ottenuto attraverso la contabilità delle spese che sono necessarie per prevenire il danno.

Questo metodo si può suddividere in altre strategie di analisi: il comportamento preventivo, il costo della malattia ed i costi del trattamento evitati.

Il metodo del comportamento preventivo conferisce alle acque sotterranee un valore indirettamente, attraverso il costo sostenuto dai consumatori per evitare la contaminazione. Il metodo è limitato all'uso potabile delle acque e considera la spesa per acque minerali o sistemi di depurazione domestici. In teoria si potrebbe estendere il metodo ai rischi per la salute derivati da contaminazione delle colture irrigate con acque impure, ma questi effetti non sono stati misurati.

Attraverso la scelta di attuare un comportamento difensivo i consumatori rivelano la loro valutazione della qualità dell'acqua in maniera indiretta. Assumendo che le persone tornerebbero ad utilizzare le acque del rubinetto se queste fossero pulite, il metodo fornisce anche una misura del beneficio ottenuto dal miglioramento della qualità.

La contaminazione delle falde non comporta soltanto costi per danni già avvenuti, ma anche la preoccupazione dei consumatori per la qualità delle acque potabili hanno un costo. Perciò un'indagine sulla disponibilità a pagare per una migliore qualità può fornire una indicazione della situazione. Il concetto su cui si basa la valutazione contingente è quella di espressione di preferenze attraverso interviste e questionari.

### I. Benefici stimati come disponibilità a pagare

La valutazione contingente ha la forza di essere una misura diretta delle preoccupazioni degli utenti verso la qualità delle acque, e può essere rafforzata dall'obbligo di pagare effettivamente ciò che l'intervistato dichiara di voler pagare. Le preoccupazioni espresse possono riguardare i rischi sulla salute, ma anche altri valori di non uso che i consumatori attribuiscono alle acque sotterranee. Le interviste di valutazione contingente simulano un mercato dove l'acqua sotterranea pura, viene comprata come un ipotetico bene. Un altro beneficio è che un'alta disponibilità a pagare può essere interpretato come un indicatore che evidenzia che le regolamentazioni vigenti sono inefficienti dal punto di vista sociale (Whitehead, 1998).

Nonostante ciò vi sono diversi dubbi. In pratica l'idea di dover pagare per miglioramenti delle acque di falda viene spesso rifiutata perché considerato un diritto naturale, altri percepiscono che non tocca a loro pagare per questo. Vi è molto dibattito accademico su come e se includere queste espressioni di protesta nelle elaborazioni di calcolo del valore delle acque sotterranee (Abdalla, 1994).

Un'altra difficoltà riguarda il trasferimento dei benefici (benefit transfer); una indagine contingente necessariamente si rivolge ad un gruppo campionario di persone ed è oggetto di dibattito se questi risultati possano essere generalizzati. In particolare i risultati si differenzieranno molto tra aree dove l'inquinamento è presente e viene percepito, rispetto ad aree dove la conoscenza del problema è minore. A livello europeo la limitazione del benefit transfer è particolarmente rilevante essendo che sono stati eseguiti pochi studi di valutazione contingente.

Press and Söderqvist (1998) hanno pubblicato uno studio sulla volontà a pagare per la protezione degli acquiferi sottostanti la città di Milano, contaminato con Atrazina, un pesticida che non è stato incluso nell'elenco delle sostanze di particolare pericolosità. L'analisi si occupava della volontà a pagare per l'introduzione di un piano di gestione complessivo di protezione, informando gli intervistati che il fallimento di un simile piano avrebbe compromesso ulteriormente la qualità delle acque e che perciò gli standard qualitativi per le acque potabili non sarebbero più potuti essere raggiunti.

Il prezzo dell'acqua potabile di Milano è uno dei più bassi in Europa, 0,13 €/m<sup>3</sup> (1/6 della media europea) e ciononostante il nord Italia è una delle regioni con il consumo maggiore di acqua in bottiglia per persona (più del 70% degli intervistati la usa in maniera esclusiva per bere).

In base a differenti misure di calcolo, la media annuale della disponibilità a pagare derivata dall'analisi dicotomica risultò tra 425 e 559 € per casa, basato su 144 osservazioni; mentre le domande aperte hanno dato risultati da 215 a 231 €. Questi risultati sono abbastanza alti ed indicano che la disponibilità a pagare ammonta ad 1,2% del reddito della casa, altrimenti espresso come il 166% delle spese annue su acque in bottiglia. Questa cifra così alta è stata interpretata come un'eccessiva preoccupazione dei rischi per la salute dei contaminanti ed una forte coscienza del valore di non uso. Questa considerazione viene confermata dal fatto che 96% degli intervistati hanno dichiarato che la protezione degli acquiferi è importante indipendentemente

dell'uso come acque da bere.

Gli studi di valutazione contingente confermano che sussiste una volontà a pagare per miglioramenti della qualità delle acque sotterranee. Quindi nei municipi interessati, misure di protezione più restrittive apporterebbero un beneficio sociale. Ciò nonostante, non si possono derivare linee guida per le decisioni politiche oltre l'area studiata basandosi su questi dati: la volontà a pagare è calcolata su basi regionali prendendo in considerazione parametri geologici e demografici altamente specifici. I risultati sono quindi utilizzabili soltanto nelle regioni dove sono stati svolti gli studi ( la regione fu scelta per lo studio proprio perché detiene un livello d'inquinamento sopra la media nazionale).

Per la valutazione delle acque sotterranee sarebbe molto utile uno strumento che potesse trasporre i risultati di una serie di studi in altre aree. Un simile approccio dovrebbe identificare in primis una serie di fattori rilevanti che influiscono sulla disponibilità a pagare, come il reddito, la grandezza della famiglia, età, livello educativo, etc... e successivamente si dovrebbe calcolare come questi fattori influiscono sulla disponibilità a pagare. Nel caso ideale, la disponibilità a pagare per un obiettivo ambientale potrebbe essere calcolata semplicemente inserendo valori rilevanti disponibili dalle statistiche nazionali. Comunque questi trasferimenti dei risultati da uno studio ad altre regioni ha difficoltà metodologiche<sup>25</sup>. Inoltre, le basi empiriche (numero di studi effettuati) è ancora troppo limitato per il benefit transfer (Boyle et al. 2001).

Come verrà approfondito in seguito, questo è ancora più evidente per i valori di non uso delle acque sotterranee, dove sono ancora più scarsi gli studi sulla disponibilità a pagare per acque pulite che non hanno una previsione d'uso al momento.

Un punto di forza particolare del metodo WTP è che permette una valutazione molto vicina alle preferenze del consumatore. Ad esempio, nonostante non sia ufficialmente dichiarato in che misura l'atrazina abbia effetti negativi sulla salute, l'inchiesta eseguita da Söderqvist (1998) ha dimostrato una disponibilità a pagare consistente per la riduzione di questa molecola nell'acqua. Questo comportamento non ha, quindi, basi scientifiche e dimostra che il disegno di politiche ambientali non può basarsi esclusivamente su tali fattori per ottimizzare il beneficio sociale.

## II. Costo delle malattie

Il metodo di stima del "costo delle malattie" considera il valore dell'impatto sulla salute delle acque contaminate. Vi sono numerose incertezze legate all'uso di questa procedura con le acque sotterranee, in primo luogo perché i consumatori riducono il rischio dell'esposizione con comportamenti difensivi. Naturalmente, se i consumatori percepiscono una minaccia seria dalle acque contaminate non la useranno più, quindi in una certa misura in questo caso il comportamento difensivo e il costo della malattia sono complementari.

---

<sup>25</sup> come es nel caso estremo, se la disponibilità a pagare dipende dal grado d'istruzione, l'acqua sotterranea di una città universitaria vale di più?

I sistemi di assistenza sanitaria nella maggior parte dei paesi industrializzati sono largamente sovvenzionati dallo stato, quindi non sempre vi sono prezzi di mercato per i trattamenti terapeutici ed il costo della malattia viene sopportato in misura maggiore dalle assicurazioni sulla salute e imprenditori. Inoltre, ed il costo sociale supera di molto quello del solo trattamento.

In merito ai giorni persi di lavoro e quindi mancati guadagni, la misurazione è problematica per le persone che non lavorano in un mercato del lavoro ufficiale, come la persone che lavorano da casa. Al fine di calcolare il costo totale della malattia devono essere applicati diversi metodi di stima per poter includere anche questi valori senza mercato.

L'uso del metodo di stima dell'impatto sulla salute dell'inquinamento da nitrati e pesticidi pone differenti problematiche fondamentali. Un esempio evidente è dato dal confronto tra problematiche di stima degli effetti d'inquinamento aereo e idrico: la differenza più evidente è l'uniformità (Maria, 2003).

Infatti si può assumere che l'inquinamento atmosferico sia relativamente uniforme in una determinata area, mentre la qualità dell'acqua può variare fortemente in relazione al sito di contaminazione. Inoltre, entro una specifica area dove l'inquinamento atmosferico viene considerato uniforme tutti respirano la stessa aria, mentre sono molte le variabili che influiscono la qualità dell'acqua ingerita dagli individui. Per questo motivo è stato possibile stabilire relazioni dose/risposta per sostanze inquinanti nell'aria, mentre nel caso di inquinamento idrico il problema è più complesso e sono pochi gli studi disponibili in letteratura.

Inoltre, gli effetti sulla salute dovuti ad inquinamento atmosferico possono essere relazionati direttamente alla qualità dell'aria respirata ed isolata da altri tipi di patologia respiratoria, mentre per le malattie dovute all'inquinamento idrico possono avere altre cause scatenanti; inoltre la maggior parte delle malattie relazionate alla qualità dell'acqua possono anche essere trasmesse attraverso il cibo, contatto fisico, insetti, etc....

Queste problematiche hanno recentemente portato diverse istituzioni di piani di sviluppo a rivolgersi ad approcci più olistici coinvolgenti problemi idrici, sanitari e igienici, più che concentrarsi sulla sola fornitura dell'acqua potabile.

### III. Costi di trattamento evitati

Una estensione del comportamento difensivo è di considerare il costo di depurazione delle acque sotterranee per uso potabile.

Nella maggior parte d'europa è comune che siano gli acquedotti a fornire acque garantite con norme qualitative standard per cui sono costretti ad intervenire con trattamenti per mantenere costanti le caratteristiche. Il livello ufficiale degli standard qualitativi per gli inquinanti delle falde sono tali che sia garantita l'assenza di rischio, quindi il metodo può essere applicato solo in assenza di queste regolamentazioni o quando vengano violate. Perciò i metodi di comportamento difensivo non avrebbero senso almenochè vi fosse sfiducia verso i sistemi di monitoraggio degli acquedotti. In ogni caso, il costo della depurazione sostenuto dagli acquedotti per l'ottenimento del livello qualitativo di legge viene riversato sugli utenti, rappresentando quindi un

costo realmente sostenuto dalla società indipendentemente dall'istaurarsi di comportamenti difensivi.

Hofreither and Sinabell (1996) descrivono i costi di potabilizzazione per l'Austria. Essi stimano che le compagnie di fornitura dell'acqua potabile municipale hanno speso un totale di €205 a 214 milioni per investimenti per impianti depurativi e €21,6 fino a 36 milioni per costi operativi annui. La parte maggiore di questa spesa è per eliminare i nitrati, 72% degli investimenti e fino ad 84% dei costi operativi. Inoltre, €11,7 milioni di compensi sono stati esborsati ad agricoltori che hanno ridotto le loro applicazioni di fertilizzanti. La restante parte dei costi deriva dall'eliminazione dei pesticidi ed una parte per il trattamento degli idrocarburi clorati.

Lacroix e balduchi (1995) hanno stimato il costo del trattamento per la potabilizzazione. Essi considerano 25 impianti di denitrificazione installati in Francia dal 1981, esclusivamente in aree con alta contaminazione da nitrati dall'agricoltura. Eccetto che per 4 casi, tutti gli impianti erano utilizzati per trattare solo acque sotterranee e in ciascun impianto vi erano differenti opzioni per garantire la fornitura a livelli standard. L'opzione di trasportare acque potabili da altre regioni è stata scartata a causa di costi proibitivi e ostacoli tecnici e perchè le comunità volevano essere indipendenti per la fornitura di acque potabili.

Nello studio non sono state prese in considerazione misure preventive per mancanza di dati e personale e la loro impotenza nel determinare un cambiamento nelle pratiche colturali agricole. I trattamenti di denitrificazione sono stati scelti per il loro effetto immediato e non soltanto per ragioni di efficienza economica.

Gli autori confrontano due tipi di trattamento, la denitrificazione biologica e la denitrificazione attraverso impianti fisico chimici (più comuni in Francia). Entrambe le tecnologie sono capaci di ridurre l'inquinamento da nitrati quasi interamente, ma vengono impiegati per raggiungere un livello di 25 mg/l.

Per quanto riguarda i costi d'investimento lo studio dimostra che sono maggiori nello stadio iniziale per gli impianti di denitrificazione biologica che però hanno minori costi operativi per unità di acqua trattata. Questo può essere spiegato dal fatto che impianti di denitrificazione biologica sono più indicati per grandi volumi e possono attuare economie di scala.

Gli autori specificano che i dati dei costi operativi sono pubblicati pochissimo perché provenienti da impianti privati con un mercato fortemente competitivo; inoltre sono molto specifici in base al livello d'inquinamento e caratteristiche delle acque da trattare. Comunque in media dicono che non vi siano differenze enormi tra i costi operativi dei diversi impianti all'incirca intorno ai 0,12 €/m<sup>3</sup>. I costi totali che combinano i costi d'investimento, deprezzamento e operativi del sistema biologico è meno costoso, nell'ordine dei 0,24€/m<sup>3</sup> contro i 0,28€/m<sup>3</sup>.

Perciò concludono che entrambi i tipi di trattamento hanno solo conseguenze economiche marginali che, paradossalmente, non sono sopportati dagli inquinatori ma dalle vittime. Infatti, tutti eccetto due degli impianti indagati ammettono di aver riversato i costi di investimento sugli utenti attraverso aumenti dei prezzi. Gli autori commentano che l'ingiustizia di questa

situazione è maggiorata dai sussidi che vengono garantiti agli impianti in modo tale che sia gli utenti che i contribuenti li sostengono.

In fine gli autori concludono che il trattamento offre solo una soluzione parziale essendo che viene applicato soltanto alle acque potabili e soltanto alla contaminazione da nitrati. Inoltre, la strategia procura soltanto un sollievo di breve termine se non si frenano gli incrementi di nitrati emessi il costo del trattamento diventerà proibitivo e perciò la prevenzione è conveniente nel lungo termine. Per quanto riguarda il costo della prevenzione, paragonato ai costi del trattamento, viene dimostrato che sarebbero meno onerosi nella maggioranza dei casi e soltanto in condizioni molto favorevoli i due costi si eguaglierebbero rispetto un obiettivo di riduzione delle emissioni.

Küchli and Meylan (2002) presentano alcuni dati relativi al ruolo delle foreste nelle aree vulnerabili, intorno ai pozzi. Essi dimostrano che le foreste esplicano una funzione di protezione delle falde valido sia economicamente che ecologicamente a causa dell'effetto di filtraggio dei nitrati percolati e di scolo. Essi riportano che nel caso della Svizzera tra il 41 ed il 51 % delle acque di falda possono essere prelevate dall'acquedotto senza nessun trattamento e per un addizionale 40% è sufficiente un semplice trattamento di una fase. È una differenza di costo significativa se paragonati a quelli sostenuti per i restanti 17% delle acque potabili provenienti da laghi che sottostanno a trattamenti intensivi chimici, biologici e fisici. Gli autori stimano che se il costo annuale del trattamento (0,14€/m<sup>3</sup>) fosse applicato per tutta la fornitura delle acque potabili i costi totali annui aumenterebbero di 54 milioni €/anno. Dato che una grande proporzione delle acque di falda che possono essere utilizzate senza trattamento provengono da zone di captazione forestale, questa somma può essere una stima approssimativa del valore delle foreste nella protezione degli acquiferi.

Kosz (1996) in un'analisi del valore dei piani alluvionali del Danubio ad est di Vienna ha considerato il ruolo di questi ecosistemi nella protezione degli acquiferi. Sono stati considerati i costi evitati per la potabilizzazione in caso il fiume fosse utilizzato per la generazione di energia elettrica. Le stime indicano che l'investimento, costi operativi e di mantenimento sarebbero di circa 44 a 105 milioni€ e conclude che la protezione del parco dei piani alluvionali del Danubio è la maniera economicamente più efficiente di proteggere la quantità e qualità delle acque sotterranee.

Il metodo dei costi di trattamento evitati è generalmente apprezzato per via del fatto che si basa su decisioni che effettivamente sono state prese in contrasto al metodo della disponibilità a pagare che invece si basa su indagini ipotetiche.

Un limite del metodo dei danni evitati è che sarebbe un'approssimazione grossolana affermare che il valore delle acque di falda corrisponde al prezzo medio di depurazione delle acque potabili, portando a diverse sottostime.

Il valore della protezione delle falde viene stimato soltanto in base ai volumi estratti attualmente; soltanto estendendo i risultati anche su quella estratta in futuro e finalizzando l'analisi a sostegno di strategie di protezione degli acquiferi nel loro complesso, gli interventi avranno effetti benefici anche sulla

grande parte delle falde che non viene considerata da questo metodo.

### 5.3.c I valori di non uso

In questa tipologia di stima si vuole esprimere il danno per coloro che subiranno i danni da inquinamento per usi futuri (valore di opzione) o perché vorrebbero rimanere inviolata (valore di esistenza). In stretta relazione vi sono inoltre il valore altruistico, che esprime il desiderio che la risorsa rimanga disponibile in buono stato per l'uso di altre persone, che siano odierne o future (valore ereditario). Naturalmente questi valori non sono separabili e costituiscono un valore di non uso indicativo e complessivo.

Sfortunatamente i valori di non uso sono molto difficili da stimare e la loro quantificazione è determinabile soltanto attraverso la valutazione contingente. Dato l'impegno cospicuo necessario e poca oggettività di questi studi, generalmente vengono omessi da stime economiche ed i valori d'uso sono considerati come il livello minimo del valore delle acque sotterranee. (Raucher,1983)

#### 1. Benefici ecosistemici.

I benefici ecologici si riferiscono al danno evitato che l'inquinamento avrebbe sugli ecosistemi dipendenti dalle acque sotterranee. Al fine di stimare questi benefici si devono individuare i servizi economicamente rilevanti che verrebbero affetti dalla contaminazione; l'analisi necessita quindi due tipi d'informazione: il valore dell'ecosistema stesso (somma di tutti i servizi ecosistemici) e l'impatto dell'inquinamento delle acque sotterranee su questi ecosistemi.

Naturalmente queste sono informazioni molto difficili da ottenere e sono pochi gli studi fatti in questo ambito. Infatti, Turner (Turner et al., 2000) hanno considerato che la valutazione economica dei servizi delle zone umide può essere considerata come il passaggio dalle funzioni agli usi di questi ecosistemi. Gli usi sono ristretti alle funzioni alle quali la società lega alcuna sorta di valore; gli autori identificano 11 casi che spaziano dalla bellezza paesaggistica alla provvisione di combustibili a ritenzione di nitrati e mantenimento della biodiversità.

Comunque, quando si effettua il passaggio dalle funzioni degli ecosistemi agli usi che se ne fanno, risulta evidente la mancanza di dati necessari per giungere a delle conclusioni. Anche per quanto riguarda gli effetti delle politiche di protezione è molto difficile appurare con precisione i benefici risultanti in materia di ritenzione dei sedimenti e dei nutrienti, scambi gassosi, assorbimento delle contaminazioni per una certa area.

Ad oggi nessuno studio si è rivolto in particolare alla valutazione dei benefici ecosistemici delle misure di protezione degli acquiferi sotterranei; una stima può essere al massimo di tipo sperimentale.

I prelievi per uso potabile ed urbano rappresentano un parte molto ridotta del volume della falda, mentre le quantità di acque sotterranee che alimentano i fiumi, laghi e zone umide sono decisamente più consistenti. Questa

considerazione non implica una classificazione economica, ma dovrebbe essere considerato come parametro guida di analisi estimative locali e specifiche: se si tratta di una falda praticamente isolata dai corpi idrici superficiali e non vi siano degli ecosistemi con valore economico d'uso importante direttamente dipendenti da essa, allora i benefici ecosistemici potrebbero essere poco consistenti. Mentre se queste interazioni ed utilizzi sono significativi, la loro mancata stima potrebbe portare ad una seria sottovalutazione. Si dovrebbero in ogni caso tenere in conto alcuni principi precauzionali perchè il fatto che se non vi siano stime del valore ecosistemi disponibili non vuol dire che il valore sia zero.

Inoltre, la valutazione dei benefici ecosistemici deve tenere in conto che le fonti inutilizzate oggi potrebbero esserlo in futuro e i danni subiti dall'acquifero ed ecosistemi relativi potrebbero essere irreversibili. In questo caso, infatti, non sarà possibile alcuna sostituzione con risorse alternative. L'importanza di questo aspetto è stato spesso trascurato.

Parte del valore delle acque sotterranee può, quindi, essere attribuita al valore delle risorse da essa dipendenti diminuirebbero col ridursi della qualità e quantità della falda. In termini tecnici, quindi, gli ecosistemi sono considerati parte della protezione e rimedio degli acquiferi, abbassando i costi dei trattamenti contro l'inquinamento. Perciò la stima economica della protezione degli acquiferi sotterranei dovrebbe considerare la salubrità degli ecosistemi come un metodo efficiente di protezione e rimedio.

L'assenza di un valore espresso in termini monetari dei benefici ecosistemici contro la chiara entità dei costi delle misure protettive è una delle motivazioni della gestione insostenibile delle risorse idriche.

Dalla letteratura emerge, quindi, che le conoscenze empiriche attuali sono limitate e che gli studi sono stati eseguiti prevalentemente su una piccola porzione delle funzioni e servizi degli acquiferi sotterranei. Soltanto l'uso potabile è stato ampiamente analizzato e sussiste una ragionevole base di nozioni, mentre negli altri campi, specialmente dei valori ecosistemici, le conoscenze sono decisamente sperimentali.

Come dichiara Abdalla (1994) gli economisti utilizzano in preferenza alcuni tipi di metodo e alcune categorie di danno.

Ad esempio la maggior parte degli studi si incentra sull'analisi della volontà a pagare per la riduzione di rischi per la salute legati agli effetti dell'inquinamento di tipo diffuso sulle acque ad uso potabile. L'autore considera questa compartimentazione come un ostacolo ad una applicazione più effettiva e diffusa della conoscenza economica nei processi decisionali delle politiche ambientali e afferma che si dovrebbero eseguire analisi integrate dei diversi aspetti dell'inquinamento.

Infatti, Whitehead (1997) afferma che i metodi dovrebbero essere visti come complementari piuttosto che sostitutivi. Una stima complessiva dei benefici della protezione degli acquiferi dovrebbe integrare differenti prospettive ed utilizzare differenti metodi per le diverse circostanze. Ad oggi non vi sono esempi di studi elaborati con questo approccio.

## SECONDA PARTE

### CAPITOLO – 6 OBIETTIVI DELLA RICERCA

Durante il periodo di ricerca previsti dal presente dottorato sono stati elaborati due studi relativi a diversi aspetti centrali della gestione risorsa idrica analizzati nella letteratura.

In primo luogo (Capitolo 7) è stato analizzato un progetto di fornitura idrica, che rappresenta appieno un caso di ciò che è stato definito “strutturalismo idraulico” (vedi paragrafo 1.2.a), ovvero, una logica di gestione della risorsa incentrata sull’ incremento della offerta di acqua al fine di promuovere lo sviluppo economico e sociale di una zona caratterizzata da attività produttive marginali.

Il progetto, infatti , è stato ideato per trasferire le acque dal fiume Ebro verso una zona situata a 50 Km di distanza (e con un incremento di quota altimetrica di 600m) dal punto di prelievo, al fine di aumentare i volumi disponibili per coprire fabbisogni futuri per uso urbano, agricolo ed industriale in una zona che ha subito il degrado dell’attività mineraria.

Nell’analisi si sono messi in evidenza gli aspetti chiave che rendono una iniziativa di tale portata incompatibile con i concetti di sostenibilità della gestione idrica (vedi paragrafo 1.2 ed 1.3) ed identifica quali fattori rilevanti non sono stati considerati dai promotori del progetto. Questa analisi, inoltre, confronta la metodologia di redazione del progetto e degli obiettivi che vorrebbe raggiungere con i principi e le indicazioni strategiche contenute nella Direttiva Quadro sulle Acque. Infatti, nello studio è stato evidenziato l’assenza di razionalità economica nella redazione del progetto ed è stato messo in evidenza quali siano, invece, le componenti del costo di fornitura reale dell’acqua. Tali costi sono stati messi in relazione alle caratteristiche della domanda, sia in una ottica di ridimensionamento delle previsioni di sviluppo della zona, che della copertura dei costi sostenuti da parte dei futuri beneficiari.

Inoltre, in nessun momento, nel progetto sono stati tenuti in conto aspetti legati alla qualità dell’acqua che si intende trasferire, né in riferimento al punto di prelievo (gli effetti che tale azione avrebbe sullo stato del fiume Ebro), né in riferimento ai consumi (gli effetti del livello qualitativo sui potenziali utilizzi dell’acqua).

In un secondo studio (Capitolo 8), invece, sono stati analizzati gli aspetti economici ed ambientali del consumo idrico qualitativo dell’agricoltura, evidenziando gli effetti delle Politiche Agricole Europee sulle emissioni di inquinanti nelle acque delle falde e sui consumi idrici necessari per coprire il fabbisogno delle diverse colture.

Questi aspetti sono stati analizzati con l’obiettivo di evidenziare il costo che l’inquinamento idrico sotterraneo con nitrati di origine agricola comporta per la società e quali siano le dirette conseguenze economiche su altre tipologie di consumo dell’acqua, come il settore di fornitura idrica urbana. Le interrelazioni tra questi effetti sono state inserite in un’analisi delle possibili strategie di

risposta alla problematica esposta, attraverso l'uso di strumenti economici finalizzati all'intergrazione del costo esterno nelle politiche di gestione idrica. In tal senso è stata ipotizzata l'implementazione delle indicazioni sul recupero dei costi della Direttiva Quadro sulle Acque, includendo il costo generato dalle alterazioni della qualità delle acque in un sistema di gestione che penalizza le attività produttive inquinanti (tariffazione in riferimento ad uno standard ambientale), successivamente confrontato con un sistema di gestione volto alla prevenzione delle emissioni inquinanti (sussidio corrisposto al fine di adeguare le emissioni al livello dell'obiettivo ambientale).

I due casi di studio sono quindi metodologicamente complementari, nel primo sono stati analizzati gli aspetti economici ed ambientali legati alla fornitura idrica, mentre nel secondo tali aspetti sono stati analizzati in merito al consumo idrico, sempre in una ottica d'indagine intersettoriale e tenendo in conto i principi di sostenibilità della gestione della risorsa.

## **CAPITOLO 7 - “STUDIO PER LA FORNITURA D’ACQUA PROVENIENTE DAL FIUME EBRO AI COMUNI DI ALBALATE, ALCORISA, ALLOSA, ANDORRA E ARIÑO”**

Durante il periodo di studio all'estero (settembre 2005-aprile 2006), all'interno del progetto “Analisi delle politiche economiche della gestione idrica nel Bacino Idrografico dell'Ebro”, finanziato da una borsa di studio Marco Polo, ho avuto modo di collaborare con la Fondazione per una Nuova Cultura dell'Acqua e con il Dipartimento di Analisi Economica dell'Università di Zaragoza (Spagna).

Sotto la direzione del Professore Pedro Arrojo Agudo, è stato elaborato uno studio sul progetto di trasferimento di acque dal fiume Ebro verso 5 comuni della Zona Mineraria di Teruel: Albalate, Alcorisa, Alloza, Andorra e Ariño, proposto dalla Mancomunidad Turolese e dei relativi municipi. Il progetto era finalizzato allo sviluppo economico della zona con l'impiego di fondi statali del “Plan Miner”.

Il lavoro svolto ha riguardato l'analisi di due versioni del progetto di trasferimento delle acque; una prima versione, redatta nel 2001, è stato studiato in dettaglio, incentrando sull'analisi della domanda che dovrebbe motivare il progetto ed uno studio critico del bilancio dei costi previsti; una seconda versione, redatta alla fine del 2005 e reso a disponibile per l'osservazione agli inizi del 2006, ha confermato che le osservazioni critiche scaturite dalle elaborazioni del primo progetto erano fondate.

### ***1. Analisi della domanda potenziale***

Nel progetto sono state stimate le domande potenziali che potrebbero essere generate in futuro per il consumo d'acqua urbana, industriale, agricola, zootecnica e ludica nella zona. In questo come in molti altri casi, il termine “domanda” è stato utilizzato impropriamente. Nella scienza economica, infatti, il concetto di domanda prevede il confronto tra l'interesse a disporre della risorsa in questione ed il costo che tale disponibilità comporterebbe. Nel caso analizzato, la “domanda” indica solo il livello di richiesta idrica senza il confronto con la spesa corrispondente ai futuri beneficiari.

Secondo il progetto in questione, i Sindacati e Comuni della zona mirano ad uno sviluppo industriale medio, che necessita di una portata regolare e costante d'acqua. Attualmente tale portata non può essere garantita dalle acque superficiali e sotterranee esistenti ed i promotori del progetto sostengono che questo sia uno dei principali problemi che trattengono gli industriali dall'investire nella zona.

La prima versione del progetto, oltre alla priorità industriale, prevedeva una crescita delle aree urbane, agricole e zootecniche, tale da risultare in una aspettativa di domanda complessiva molto consistente, come mostrato in tabella 1.

*Tabella 1. Prospettiva di domanda idrica complessiva del progetto del 2001*

Domanda urbana	0,076 m <sup>3</sup> /s
Domanda industriale	0,385 m <sup>3</sup> /s
Domanda allevamenti	0,0284 m <sup>3</sup> /s
Domanda agricola	0,476 m <sup>3</sup> /s
Domanda totale	0,965 m <sup>3</sup> /s (30,44 hm <sup>3</sup> /año)

Inoltre nel progetto si prospettava una riserva strategica per possibili usi ludici di 0,1 m<sup>3</sup>/s.

Il progetto del 2001, ipotizzava tre diverse strategie d'implementazione di una infrastruttura corrispondente a diversi livelli di prelievo e distribuzione delle acque: nel primo non si considera l'incremento d'uso irriguo (opzione 1), mentre negli altri due si include la crescita della domanda agraria (irrigazione ulivi), differenziandosi per le soluzioni tecniche di costruzione dell'infrastruttura (Opzione 2 e 3).

Nella successiva versione del 2005 si prevedeva uno scenario soltanto, che non considerava nè la domanda irrigua per ragioni economiche, nè la domanda ludica perchè ingiustificata, confermando le conclusioni tratte dallo studio della prima versione del progetto. Infatti, nella prima analisi, sebbene il progetto contenesse uno studio tecnico per la determinazione delle dotazioni idriche potenziali dell'agricoltura nella zona in previsione di una estensione delle superfici irrigue, mancava uno studio socioeconomico per la individuazione delle reali condizioni in cui il consumo si sarebbe articolato. Dalle indagini svolte si è potuto dimostrare che in nessun caso sarebbe stato possibile per i futuri beneficiari pagare una tariffa per l'acqua irrigua che rispecchiasse in maniera realistica i costi di fornitura dell'acqua risultante dal progetto per mancanza sia di dinamismo impresariale, che di razionalità economia (reddito).

Per quanto riguarda la domanda per scopi ludici, le quantità previste (stimata più di 3 milioni di m<sup>3</sup>/anno, 329 l/hab/gg) supera quella urbana totale, oltre al fatto che normalmente gli standard di uso urbano (250l/hab/gg) sono già leggermente sovradimensionati perchè includono utilizzi ludici urbani come piscine, fontane e simili.

Per ragioni di sintesi verranno esposti soltanto i commenti relativi alle parti più significative e presenti sia nella prima che nell'ultima versione del progetto. La domanda prevista, quindi, è stata modificata nel seguente modo:

*Tabella 2. Prospettiva di domanda del 2005 in confronto con le voci*

*corrispondenti del progetto del 2001*

	2001	2005
Domanda urbana	2,4 Hm <sup>3</sup> /anno	<b>1,2 Hm<sup>3</sup>/anno</b>
Domanda industriale	12,2 Hm <sup>3</sup> /anno	<b>4 Hm<sup>3</sup>/anno</b>
Domanda zootecnica	0,8 Hm <sup>3</sup> /anno	<b>0,6 Hm<sup>3</sup>/anno</b>

1.1 Domanda urbana

Nel primo progetto si suppone una crescita regolare della popolazione con un fattore di 1,675 per un periodo di 15 anni.

Nel secondo progetto si specifica che nel 2004 nella zona vivono 15 255 abitanti e la fornitura idrica viene dimensionata per un incremento del 40% in 10 anni.

Secondo la nostra opinione tale tendenza non è giustificata dall'evoluzione storica della zona, che nell'ultima decade ha registrato una diminuzione sistematica della popolazione (7-8 hab/km<sup>2</sup>) e non vi sono piani di sviluppo per infrastrutture e servizi che sosterrrebbero una simile crescita. Raggiungere nuovamente la numerosità della la popolazione presente nel 1986 supporrebbe un aumento del 10%, e quest'ultima prospettiva ci sembra più realistica.

Per il dimensionamento dell'opera nel progetto si sono utilizzate le aspettative di domanda nel loro complesso invece di considerare gli incrementi di domanda previsti oltre ai fabbisogni già soddisfatti dall'attuale fornitura. Questo errore conferisce in partenza già un notevole sovradimensionamento dei fabbisogni da coprire mediante il trasferimento. Infatti, se la domanda attuale stimata è di 0,045 m<sup>3</sup>/s, l'incremento della domanda urbana sarebbe di 0,031 m<sup>3</sup>/s. Sarebbe corretto indicare questa entità per definire la portata da fornire mediante le acque trasferite e non 0,076 m<sup>3</sup>/s come indicato dal progetto.

Le dotazioni urbane utilizzate in entrambi i progetti ( 250 l/hab/gg ) riflettono i dati medi proposti dal Piano Idrico Nazionale spagnolo per popolazioni inferiori a 10 000 abitanti. Ciononostante appare importante notare che queste entità includono gli usi industriali connessi alla rete urbana, gli usi commerciali, irrigazione di giardini e perdite della rete. Il solo consumo domestico della zona è calcolato intorno ai 150 l/hab/gg e nel progetto gli usi industriali sono riportati con una voce a se stante.

Se si considerano insieme gli usi urbani ed industriali la dotazione totale raggiunge 1500 l/hab/gg, mentre nelle zone dove gli usi industriali sono maggiori, le domande urbano/industriali non superano i 600 l/hab/gg. In questo progetto quindi le dotazioni sono più che duplicate.

Inoltre, specialmente nel caso di domande di tipo urbano, è essenziale indicare la qualità delle acque in oggetto di studio. Secondo i dati ufficiali dell'Autorità di Bacino dell'Ebro (Confederación Hydrografica del Ebro), l'acqua che si prospetta di utilizzare (Escatrón - Mesquinenza) è di bassa qualità (categoria A3 della classificazione EU) ed altamente salina. Ad

esempio, l'acqua che s'intende trasferire ha una salinità media di 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , raggiungendo valori più alti in estate (2000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), mentre il massimo livello raccomandato dall'EU per le acque potabili è di 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Nel progetto sarebbe, quindi, stato necessario prevedere una depurazione per la potabilizzazione, con un costo del trattamento nell'ordine di 0,15 €/  $\text{m}^3$  (nanofiltrazione), oltre agli investimenti necessari per la costruzione di un impianto di depurazione per ciascun comune. Un'altra opzione sarebbe stata quella di mescolare le acque provenienti dal fiume Ebro con quelle attualmente utilizzate, di qualità superiore. Questo, evidentemente, avrebbe portato un forte aumento delle tariffe per gli utenti oppure una minore qualità delle acque potabili nella zona.

È utile precisare che gli usi urbani richiedono portate basse ma di alta qualità che potrebbero essere garantiti, oggi e nel futuro, a partire da altre fonti disponibili nella zona come Cueva Foradada, Santolea, Calanda ed altre.

### 1.2 Domanda industriale

Nel progetto del 2001 si prevedeva un consumo per l'impianti industriali di tipo non pesante di 200  $\text{m}^3/\text{hab}/\text{gg}$ , distribuito su 166,35 Ha di suolo industriale. Non sono state riportate informazioni in merito alle tipologie d'impresa che si potrebbero realmente instaurare, ma dallo studio delle dotazioni previste si evince che corrispondono ai valori dei processi produttivi più idroesigenti. Infatti, nella versione del progetto del 2005 questa ipotesi viene confermata poichè si applica un criterio di consumo di 10,96  $\text{m}^3/\text{hab}/\text{gg}$  per attività d'impresa non definite, ed una domanda aggiunta finalizzata specificamente ad una industria di produzione di carta di 0,090  $\text{m}^3/\text{s}$  (2,8  $\text{m}^3/\text{anno}$ ), distribuito su 316,17 ha di suolo industriale. Questi dati dimostrano che il solo complesso di fabbricazione di carta costituisce il 70% della domanda industriale ed il 48% della domanda totale, confermando il sospetto che il progetto di trasferimento delle acque dal fiume Ebro fosse giustificato principalmente per l'instaurazione di tale attività industriale. Le industrie di produzione della carta possono essere di diverso tipo, ma basandosi sulle portate previste si può dedurre che si tratta di un impianto che non prevede il riciclo interno delle acque.

Anche per la domanda industriale non sono state riportati studi sugli effetti della qualità dell'acqua fornita sui possibili utilizzi. Ad esempio, il livello qualitativo basso delle acque non permetterebbe l'instaurarsi di industrie di trasformazione agro-alimentare.

Il progetto (sia 2001 che 2005) non tiene conto del fatto che le emissioni inquinanti che le industrie ad alto consumo idrico possono influire negativamente sulla qualità degli altri corpi idrici presenti nella zona, come il fiume Martín o Gadalope, che hanno una qualità delle acque di categoria superiore (A2). Come verrà specificato in seguito, questo potrebbe essere un altro fattore limitante poichè potrebbero essere trasgredite le normative della Direttiva Quadro sulle Acque, molto esigenti su questo aspetto.

### 1.3 Domanda zootecnica

Per la domanda zootecnica il progetto ipotizza un aumento delle attuali produzioni tale da triplicare il numero di animali in un orizzonte di 15 anni. Attualmente, gli allevamenti più diffusi sono di suini e di ovini. I prodotti di maggiore valore generati da queste zootecnie sono il Prosciutto di Teruel (500.000 unità /anno) e l'agnello di Aragón. Analizzando la situazione attuale, difficilmente il settore zootecnico potrà avere in un futuro così prossimo uno sviluppo tanto intenso; Infatti, per quanto riguarda gli ovini le produzioni stanno diminuendo, non solo per le limitazioni del mercato, ma anche per la mancanza di giovani che si occupano di tale attività.

Anche per quanto riguarda il settore suinicolo si è registrato un calo delle produzioni dovuto alle influenze sul mercato dei nuovi Stati Membri dell'UE (minori costi per la manodopera, minori preoccupazioni per la protezione dell'ambiente, modernizzazione delle strutture produttive con fondi strutturali, ...). La regione vicina di Valderrobes costituisce un esempio significativo delle difficoltà locali del settore in quanto caratterizzata da diversi allevamenti intensivi di suini che hanno subito un arresto delle espansioni produttive a causa della saturazione del mercato. Nella regione di Valderrobes oggi si punta all'incremento qualitativo dei prodotti e non all'aumento dei capi allevati.

Non vi sono dati che giustifichino prospettive di sviluppo di altre tipologie di produzioni zootecniche tali da giustificare incrementi significativi della domanda idrica.

### **2. Analisi economica dell'infrastruttura**

Lo studio critico del bilancio economico dei costi previsti ha comportato l'analisi in dettaglio del progetto del 2001, modificato nel 2005. Le caratteristiche dell'infrastruttura descritta nell'ultima versione sono del tutto simili alla opzione 1 della prima versione. Si riportano, in questa sede, i dati salienti del primo studio, successivamente confrontati con i dati complessivi del secondo progetto in seguito riportati.

L'infrastruttura prevedeva la costruzione di una rete primaria di prelievo ed elevazione delle acque, da Escatrón – Mezquinezza fino al deposito di Piagordo, ed una rete secondaria di distribuzione che partiva dai diversi scaloni di pompaggio intermedi fino alle rispettive zone di distribuzione.

Tabella 3. Schema della rete di prelievo ed elevazione primaria

	Quota altimetrica (m)	Depositi di impulsione (m <sup>3</sup> )	Depositi di distribuzior (m <sup>3</sup> )	Lunghezza (m)	Lunghezza tubi linea elettrica (m)
<b>Escatrón</b>	143				
<b>Samper</b>	320	4000		16 667	18 585
<b>Val de Arcos</b>	550	4000	4000	12 500	17 120
<b>Andorra</b>	720	2000	10 000	14 765	8 250
<b>Piagordo</b>	760		10 000	3 446	3 446
<b>Totale</b>				47 378	47 401

Tabella 4. Schema della rete secondaria di distribuzione

DA	A	Quota (m)	Lunghezza (m)
<b>Val de Arcos</b>	<b>Albalate</b>	342	11 940
<b>Andorra</b>	<b>Ariño</b>	536	13 630
	<b>Alcorisa</b>	632	13 000
<b>Piagordo</b>	<b>Andorra</b>	714	3 446
	<b>Alloza</b>	668	6 441
<b>Totale</b>			48 457

Si prevedeva il pompaggio tra le diverse stazioni in orari notturni durante la settimana e in orario completo durante il fine settimana per minimizzare i costi energetici di pompaggio; si tratta di una tariffa T-4 del costo di 0.042 €/Kw/h.

Il periodo di ritenzione per la fornitura urbana, industriale, zootecnica e ludica è di un giorno, mentre per la domanda agraria si prevede la costruzione di invasi la cui capacità è diversa in ciascuna delle opzioni descritte di seguito.

Le tre opzioni di realizzazione dell'infrastruttura previste nel progetto del 2001 si differenziano dal prendere in considerazione o meno l'estensione di nuove zone irrigue, la costruzione degli invasi e loro capacità, il numero di pompe e le dimensioni delle tubi.

### a) Opzione 1

Prevede di soddisfare le domande urbane, industriali, zootecniche e ludiche mediante il prelievo in ore di basso costo e un sistema di distribuzione continuo durante i 12 mesi dell'anno. In questa opzione non è previsto lo sviluppo di nuove zone irrigue. Il prelievo totale è di 18,25 hm<sup>3</sup>/anno, che si distribuiscono nei diversi livelli di quota come segue: il 4,5% del volume pompato corrisponde alla domanda di Val de Arcos e Albalate de Arzobispo (incremento di quota rispetto al punto di prelievo di 407 m); il 24% dell'acqua corrisponde a Andorra e Alcorisa (con un incremento di quota rispetto al punto di prelievo di 170 m); e il restante 71,5% dell'acqua viene destinato a Piagordo y Alloza (con un incremento di quota rispetto al punto di prelievo di 40 m).

### b) Opzione 2

Prevede soddisfare le domande urbane, industriali, zootecniche, ludiche e per l'irrigazione mediante il prelievo in ore di bassa e un sistema di distribuzione continuo durante i 12 mesi dell'anno.

Per l'irrigazione si prevede la costruzione di invasi, con una capacità di immagazzinamento di 7 mesi, mentre i 5 restanti mesi si somministra in continuo. Gli invasi avrebbero le seguenti dimensioni:

Val de Arcos	2 900 000 m <sup>3</sup>
Andorra	4 050 000 m <sup>3</sup>
Piagordo	1 819 364 m <sup>3</sup>

Il prelievo totale è di 33,267 hm<sup>3</sup>/anno, che si distribuiscono nei diversi livelli di quota come segue: il 15,6% del volume pompato corrisponde alla domanda di Val de Arcos e Albalate de Arzobispo (incremento di quota rispetto al punto di prelievo di 407 m); il 36,4% dell'acqua corrisponde a Andorra e Alcorisa (con un incremento di quota rispetto al punto di prelievo di 170 m); e il 48% dell'acqua viene destinato a Piagordo y Alloza (con un incremento di quota rispetto al punto di prelievo di 40 m).

### c) Opzione 3

Prevede soddisfare le domande urbane, industriali, zootecniche, ludiche e per l'irrigazione con uno schema di distribuzione identico all'opzione 2, mediante il prelievo in ore di basso costo concentrate nel regime stagionale, da maggio a settembre (5 mesi) , mentre la distribuzione è continuo durante i 12 mesi dell'anno.

Per l'irrigazione si prevede la costruzione di invasi, con una capacità di immagazzinamento di 2 giorni. Dato le minori dimensioni degli invasi rispetto all'opzione 2 ed un pompaggio concentrato in un arco di tempo inferiore, la potenza delle pompe aumenta. Gli invasi avrebbero le seguenti dimensioni:

Val de Arcos	30 000 m <sup>3</sup>
Andorra	40 000 m <sup>3</sup>
Piagordo	17 090 m <sup>3</sup>

I volumi prelevati e la distribuzione delle portate ai diversi livelli di quota sono identici

all'opzione 2.

### 2.1 Stima dei costi del progetto

La seguente tabella riassuntiva sono presentati i dati contenuti nel progetto del 2001 che riguardano i costi riferiti alla costruzione delle diverse opzioni di realizzazione dell'infrastruttura, in confronto con le proprie elaborazioni effettuate dal presente studio. Sono state analizzate in maniera disaggregata le voci di costo riportati nel progetto e messe a confronto con dati ufficiali riguardo il materiale di costruzione, oltre alla correzione di incongruenze di metodo e di elaborazione presenti nel progetto stesso.

*Tabella 5. Schema dei costi di costruzione dell'infrastruttura*

	Opzione 1		Opzione 2		Opzione 3	
	Progetto 2001	Elaborazioni proprie	Progetto 2001	Elaborazioni proprie	Progetto 2001	Elaborazioni proprie
Totale stazioni di prelievo	€3.375.104	€6.554.120	€3.375.104	€6.088.130	€4.407.838	€9.511.500
Totale reti di prelievo e distribuzione	€29.049.682	€29.049.682	€29.049.682	€29.049.682	€44.775.639	€44.775.639
Espropriazioni	€362.617	€362.617	€3.530.792	€3.530.792	€551.870	€551.870
Totale invasi	€0	€0	€18.450.742	€75.328.837	€183.237	€1.439.598
Totale messa in opera del punto di prelievo	€499.080	€499.080	€499.080	€499.080	€499.080	€499.080
<b>Totale</b>	<b>€33.286.483</b>	<b>€36.465.500</b>	<b>€54.905.400</b>	<b>€114.496.521</b>	<b>€50.417.664</b>	<b>€56.777.687</b>
<i>Totale senza espropriazioni</i>	€32.923.866	€36.102.882	€51.374.608	€110.965.729	€49.865.794	€56.225.816
Spese generali e beneficio industriale 19%	€6.255.535	€6.859.548	€9.761.176	€21.083.489	€9.474.501	€10.682.905
Totale	€39.542.018	€43.325.047	€64.666.575	€135.580.009	€59.892.165	€67.460.592
IVA 16%	€6.326.723	€6.932.008	€10.346.652	€21.692.802	€9.582.746	€10.793.695
Totale	€45.868.741	€50.257.055	€75.013.227	€157.272.811	€69.474.911	€78.254.286
Progetto (2,5%) E direzione lavori (2,5%)	€1.646.193	€1.805.144	€2.568.730	€5.548.286	€2.493.290	€2.811.291
IVA 16%	€263.391	€288.823	€410.997	€887.726	€398.926	€449.807
Totale progetto e direzione lavori	€1.909.584	€2.093.967	€2.979.727	€6.436.012	€2.892.216	€3.261.097
<b>Totale incluso espropriazioni</b>	<b>€47.778.325</b>	<b>€52.351.022</b>	<b>€77.992.955</b>	<b>€163.708.823</b>	<b>€72.367.127</b>	<b>€81.515.384</b>

## 2.2 I costi di ammortamento degli investimenti

Nel progetto non vengono considerati nè i costi di ammortamento dell'investimento nè i corrispondenti costi finanziari, in quanto potrebbero essere coperti a fondo perduto dai fondi statali di finanziamento "Plan Miner".

Nel presente studio sono stati calcolati i costi di ammortamento dell'infrastruttura progettata per evidenziare gli effetti sull'efficienza economica del progetto ed il costo finale dell'acqua che si vuole prelevare.

Per sviluppare questi calcoli è stato adottato un tasso del 4% (seguendo il riferimento del Piano Idrologico Nazionale) e un tempo di ammortamento di 25 anni, eccetto per gli strumenti elettromeccanici e le stazioni di pompaggio a cui sono stati assegnati (in una visione ottimistica) un periodo di 15 anni.

*Tabella 6. Schema dei costi di ammortamento*

	Tempo Amm.	Opzione 1		Opzione 2		Opzione 3	
		Progetto 2001	Elaborazioni proprie	Progetto 2001	Elaborazioni proprie	Progetto 2001	Elaborazioni proprie
Strutture stazioni di pompaggio	25 anni	54.656 €	146.263 €	54.656 €	135.677 €	62.451 €	198.546 €
Attrezzature elettromecc. stazioni di pompaggio	15 anni	226.765 €	383.976 €	226.765 €	356.938 €	308.698 €	576.504 €
Reti di prelievo e distribuzione	25 anni	1.859.527 €	1.859.527 €	1.859.527 €	1.859.527 €	2.866.177 €	2.866.177 €
Espropriazioni	25 anni	23.212 €	23.212 €	23.212 €	23.212 €	35.326 €	35.326 €
Totale invasi	25 anni	0 €	0 €	1.836.644 €	4.821.947 €	11.729 €	92.151 €
Totale riparazione e mantenimento punto di prelievo	25 anni	31.947 €	31.947 €	31.947 €	31.947 €	31.947 €	31.947 €
<b>Totale incluso le spese generali</b>	25 anni						
<b>Progetto e direzione lavori</b>		3.058.384 €	3.351.092 €	4.992.482 €	10.479.323 €	4.632.362 €	5.217.960 €
<b>Totale /m<sup>3</sup></b>		<b>0,171 €</b>	<b>0,190 €</b>	<b>0,152 €</b>	<b>0,318 €</b>	<b>0,142 €</b>	<b>0,162 €</b>

Al fine di integrare l'analisi sono stati calcolati anche i costi di mantenimento (assenti nel progetto) ed energetici (incompleti nel progetto). Tali elaborazioni hanno permesso di valutare il costo finale di fornitura dell'acqua che risulta dall'analisi dei dati riportati dal progetto del 2001 e di effettuare un confronto con il costo dell'acqua che risulta dalle elaborazioni critiche del presente studio.

*Tabella 7. Schema del costo finale dell'acqua.*

Costo dell'acqua/m3	Opzione 1 concessione annuale di <b>18,25 hm3/año</b>		Opzione 2 concessione annuale di <b>33,267 hm3/ año</b>		Opzione 3 Concessione annuale di <b>33,267 hm3/ año</b>	
	Elaboraz. Progetto proprie		Elaboraz. Progetto proprie		Elaboraz. Progetto proprie	
Costi di energetici sollevamento €/m3	0,160 €	0,102 €	0,160 €	0,117 €	0,160 €	0,221 €
Costi d'ammortamento dell'opera €/m3	0,171 €	0,190 €	0,152 €	0,318 €	0,142 €	0,162 €
Costi di mantenimento €/m3	0,069 €	0,069 €	0,081 €	0,081 €	0,090 €	0,090 €
<b>Costo dell'acqua €/m3</b>	<b>0,342 €</b>	<b>0,419 €</b>	<b>0,350 €</b>	<b>0,559 €</b>	<b>0,453 €</b>	<b>0,412 €</b>

### **3.Risultati**

La revisione dei dati contenuti nel progetto ha permesso di evidenziare diversi aspetti critici riguardanti la valutazione della domanda ipotizzata per il dimensionamento dell'infrastruttura di fornitura idrica, così come la metodologia contabile di redazione del bilancio riguardante i costi di costruzione, operativi e di mantenimento della stessa . I punti salienti sono:

- La stima delle domande future appare sovradimensionata, specialmente in ambito urbano, infatti, nella seconda versione del progetto tali prospettive di domanda sono stati ridimensionati fortemente: complessivamente si passa da 30,44 hm<sup>3</sup>/anno a 5,99 Hm<sup>3</sup>/anno.
- L'ipotesi di fornitura idrica per scopi irrigui e ludici è stata abbandonata perchè economicamente inconsistente ed ingiustificata.
- La domanda ipotizzata deve confrontarsi con le reali possibilità economiche dei futuri beneficiari di pagare tariffe che rispecchino i costi derivanti dal progetto di prelievo delle acque.
- È altrettanto importante considerare la disponibilità delle portate dell'Ebro in base alle esigenze di funzionalità ecologica prospettate dalla Direttiva Quadro sulle Acque. In ogni caso negli anni di siccità

non esistono tali disponibilità. Questo aspetto dovrebbe essere analizzato ed incluso nelle future elaborazioni per la realizzazione del progetto per sapere con quale frequenza si possono produrre disequilibri tra le acque disponibili ed i quantitativi previsti per la fornitura. È necessario includere nella contabilità questi mancati usi previsti, dal momento che è fondamentale tenere conto di queste carenze nei bilanci economici (non si può ammortizzare un investimento imputando tariffe su acque che non possono essere erogate).

- Il sovradimensionamento della domanda comporta, nella pratica, il mancato uso di buona parte dell'acqua resa disponibile, con il conseguente aumento delle tariffe del servizio per adeguarle ai consumi reali.
- La qualità delle acque disponibili non permette l'uso potabile e compromette l'uso industriale. Attualmente, parlare di offerta di acqua senza considerarne il livello qualitativo è inaccettabile.
- Nella contabilità degli investimenti previsti dal progetto non si contabilizzano gli ammortamenti delle opere e delle infrastrutture, ma vengono considerati soltanto gli investimenti secondari di mantenimento e riparazione delle installazioni.
- I costi energetici riportati nel progetto sono stati calcolati in maniera erronea, sia da un punto di vista metodologico, sia perchè non vengono distinte le quote altimetriche di distribuzione delle diverse portate dell'acqua.
- Il costo d'investimento in installazioni di pompaggio è stato sottovalutato. In riferimento ai dati del Piano Idrologico Nazionale, tali investimenti dovrebbero essere il doppio rispetto a quelli previsti dal progetto.
- Riguardo agli investimenti previsti per la costruzione degli invasi, il progetto non tiene in considerazione le informazioni relative all'ubicazione esatta o le caratteristiche geologiche del terreno dove verrebbero costruiti. Inoltre, in riferimento ai dati del Piano Idrologico Nazionale, gli investimenti relativi agli invasi sono significativamente maggiori rispetto alle previsioni del progetto (nell'opzione 2 il costo è quadruplicato e nell'opzione 3 -se gli invasi sono considerati come diga di materiale sciolto e non come invaso- il costo è duplicato)
- Aggiustando l'ammortamento degli investimenti sono stati riscontrati costi per metro cubo superiori più del 10% rispetto a quelli previsti dal progetto (nel caso 2 ancora maggiori), che rappresentano costi significativi (che sono stati elusi nel progetto).
- Il costo totale dell'infrastruttura enunciato nell'ultima versione del progetto è di 61 280 859 € per una portata massima di 0,4 m<sup>3</sup>/s contro i 47.778.325 € previsti nell'opzione 1 del progetto del 2001 per una portata di 1 m<sup>3</sup>/s. Secondo i calcoli del presente studio, il costo di ammortamento approssimativo dell'opera sarebbe di 0,24 €/m<sup>3</sup>. Questo dato dimostra che nell'ultimo progetto è stato adottato una maggiore razionalità economica nella redazione del bilancio, a

conferma della correttezza delle elaborazioni analitiche del primo progetto che indicavano una sensibile sottostima dei costi previsti.

- Secondo le stime dei costi energetici, dell'ammortamento degli investimenti e dei costi di mantenimento nel presente studio, il costo totale dell'acqua fornita sarebbe di 0,47 €/m<sup>3</sup>. Oggi, il costo di dissalazione dell'acqua verte intorno a 0,4€/m<sup>3</sup>, con la differenza che le acque così ottenute sono di alta qualità e con una salinità inferiore ai 300 µS/cm, mentre le acque che si vogliono trasferire con l'infrastruttura prevista dal progetto sono di bassa qualità, con salinità maggiore di 1500 µS/cm. Viene confermato, quindi, che il progetto implica costi eccessivi che invalidano la sua razionalità economica.
- È stato dimostrato (e dopo confermato) che l'infrastruttura è stata progettata principalmente per l'installazione di una industria di fabbricazione di carta. Il progetto specifica che l'obiettivo prioritario dell'iniziativa è il miglioramento dell'ambiente delle zone degradate dall'attività mineraria (ex miniere di carbone) ma considera soltanto il rispetto delle prescrizioni generali dell'INAGA (Istituto Aragonese per la Gestione Ambientale) per minimizzare l'impatto dei lavori di costruzione dell'infrastruttura, senza tenere conto degli effetti delle industrie a cui è destinata la fornitura. Le industrie di produzione della carta emettono effluenti con alte concentrazioni di organoclorati, diossina, lignina e materiale organico, oltre ad inquinanti solidi. Nessuno di questi aspetti è stato valutato e non è stato considerato l'impatto sulle risorse idriche superficiali o sotterranee dell'area. Con molta probabilità, data la collocazione geografica del progetto, le emissioni verrebbero scaricate nei fiumi Martín e Guadalope, che hanno una buona qualità dell'acqua e svolgono importanti funzioni ecologiche per il territorio<sup>26</sup>. Pertanto sarebbe auspicabile fosse intrapreso uno studio relativo al bilancio sociale ed ambientale che tali industrie potrebbero generare nella zona.

---

<sup>26</sup> Per una stima delle entità e tipologia degli inquinanti in questione sono stati consultati i dati ufficiali pubblicati dall'UE (<http://www.eper.cec.eu.int/eper>) che riguardano la pressione sulle risorse idriche (omettendo gli effetti sulla qualità sull'aria) generate da alcune imprese che attualmente esistono nel bacino dell'Ebro:

- L'impresa della Sociedad Anónima de Industrias Celulosa Aragonesa (SAICA) di Saragozza scarica nell'Ebro direttamente 7,64 t di fosforo e 259 t di TOC (Total Organic Carbon) per anno.
- L'impresa della SAICA 1 e 2 di Burgos (ZA) scarica ogni anno nell'Ebro direttamente 0,112 t di Nikel e suoi composti.
- L'impresa Torrapapel (ZA) scarica 9,01 t di fosforo, 47,10 t di AOX (Halogenated Organic Compounds) e 1,390 t di TOC (Total Organic Carbon) per anno.

## **CAPITOLO 8- ANALISI ECONOMICA ED AMBIENTALE DEL CONSUMO QUALITATIVO DELLA RISORSA ACQUA IN AGRICOLTURA**

La dissoluzione e percolazione nelle falde delle sostanze fertilizzanti applicate in eccesso rispetto al deficit nutritivo del suolo ed alle esigenze delle piante rappresenta una delle componenti più evidenti del consumo qualitativo delle acque da parte dell'agricoltura.

Il seguente studio s'incentra sull'analisi della sostenibilità del consumo idrico dell'agricoltura attraverso lo studio dell'inquinamento da nitrati delle acque sotterranee.

La problematica è stata affrontata seguendo la struttura d'analisi DPSIR (Determinante, Pressione, Stato, impatto, Risposta).

Questo modello, ideato dall'Agenzia Europea dell'Ambiente (2000) permette di identificare in maniera sistemica le caratteristiche delle interrelazioni tra processi produttivi e ambiente.

Gli studi svolti in precedenza presso il DIPROVAL hanno permesso di individuare gli agenti causanti l'inquinamento (uso del suolo per le attività agricole), l'entità della pressione esercitata sull'ambiente (quantità di nitrati in eccesso) e la caratterizzazione dello stato dell'ambiente recettore (quantità di nitrati lisciviati nelle acque sotterranee).

Il presente lavoro ha come obiettivo l'integrazione dell'analisi DPS con la valutazione dell'impatto che questa situazione determina sull'intero sistema socio-economico-ambientale (I) e di completare l'analisi DPSI con la risposta che la società potrebbe attuare verso le problematiche emerse (R).

L'inquinamento delle falde rappresenta un danno ambientale che ha molteplici ripercussioni sulle diverse funzioni svolte dalle acque sotterranee, tra cui quella di provvedere alla fornitura di acque potabili alle zone urbane.

È stata svolta una valutazione monetaria che permette di definire in termini economici l'impatto del rilascio di nutrienti nelle falde acquifere da parte delle attività agricole.

Tale valutazione ha riguardato la stima del costo di potabilizzazione, mettendo in relazione le alterazioni fisico/chimiche degli ecosistemi idrici con gli oneri sostenuti per farvi rimedio. (Costo esterno)

L'analisi ha permesso l'individuazione della soglia di rilascio di nutrienti per unità di terreno coltivato oltre al quale si genera il costo di ripristino.

Questa soglia costituisce l'obiettivo ambientale di riferimento per lo studio degli strumenti economico-politici, formulati al fine di completare l'analisi DPSI.

In risposta alla situazione evidenziata dall'analisi si sono avanzate due ipotesi per internalizzare il costo esterno nel sistema integrato DPSIR:

1. il costo di ripristino è stato imputato agli agenti determinanti sotto forma di tariffa calibrata al livello di emissioni oltre la soglia ambientale di riferimento.

L'entità di tale costo potrebbe rappresentare un caso di applicazione del principio inquinatore pagatore.

2. Il costo di ripristino è stato erogato come sussidio alle aziende allo scopo effettuare adattamenti tali da raggiungere l'obiettivo ambientale e prevenire l'insorgenza del costo esterno a carico degli acquedotti. L'entità di tale costo potrebbe rappresentare lo spazio di negoziazione tra gli agricoltori e gli enti di depurazione.

Le ipotesi sono state valutate mediante l'uso di strumenti informatici di simulazione (CAPRI/ELBA) che hanno permesso di ottenere scenari di riferimento per l'analisi statica comparata dei probabili effetti sulla redditività delle aziende, scelte colturali, consumi idrici e struttura dei mercati agricoli.

## METODOLOGIA

### **1. Modello informatico CAPRI/ELBA**

La metodologia d'analisi ha comportato l'uso integrato dei modelli informatici di simulazione CAPRI ("Common Agricultural Policy Regional Impact analysis") ed ELBA ("Environmental Liveliness and Blent Agriculture") che hanno permesso lo studio dei sistemi agro-ambientali Italiani sotto un profilo economico ed ambientale.

L'originale struttura del modello ELBA ha inteso armonizzare tra loro approcci e conoscenze solitamente poco interconnesse, seppure rivolte alla stessa realtà e con analoghi obiettivi. Si osserva di frequente, infatti, come da un lato, i modelli di carattere economico tendano a trascurare le ricadute di carattere ambientale ed il ritorno informativo che da tali analisi derivano. Dall'altro lato, i modelli di natura bio-fisica sono spesso di carattere sperimentale (pertanto con insufficienti riferimenti di carattere empirico) e con riferimento di tipo puntuale (difficilmente generalizzabile ad estesi casi di studio).

La realizzazione del modello ELBA si colloca in una più estesa attività di ricerca realizzata nell'ambito di una rete universitaria europea, il progetto CAPRI. Quest'ultimo mira alla realizzazione di un omonimo modello settoriale esteso su dati riferiti a tre differenti livelli spaziali:

- Stati Membri (EU27 e Norvegia);
- 300 regioni amministrative (NUTS2) di 25 Paesi membri
- base dati globale che attualmente include 16 regioni non EU

E' in questo contesto che il quadro conoscitivo e metodologico che caratterizza ELBA ha trovato applicazione anche a livello europeo con particolare riferimento alla modellizzazione dei comparti di produzione animale (moduli di alimentazione, di evoluzione demografica zootecnica e di analisi ambientale) e dei fenomeni connessi ai sistemi agro-ambientali.

In maniera speculare, anche ELBA ha ampiamente beneficiato di preziosi arricchimenti, come l'implementazione metodologica (entropia, consumo, colture pluriennali, ...) e l'architettura modulare, offerti dall'esperienza condotta col modello CAPRI e dal contributo delle università europee coinvolte.

I modelli ELBA e CAPRI risultano pertanto strettamente correlati tra loro, tanto in termini di congruità della base di dati, di approccio metodologico, quanto di comparabilità dei risultati, sebbene ELBA mantenga, nel contempo, una specifica originalità in grado di riflettere le peculiarità dei sistemi agro – ambientali italiani (eterogeneità dei comparti di produzione, diversificazione climatico – pedologica delle aree di interesse agricolo).

Il modello CAPRI/ELBA, quindi, si configura come un modello d'analisi integrata perchè assume come oggetto di studio i sistemi agro-ambientali intesi nell'accezione più ampia del termine e perchè considera l'insieme delle relazioni che caratterizzano i rapporti tra settori di produzione agro-

zootecnica e tra questi ed i media naturali. Inoltre, estende la sua attività d'indagine ai fenomeni che investono tanto la sfera tecnico-economica quanto quella più strettamente bio-fisica del settore.

Il modello consente la simulazione delle interazioni esistenti tra i diversi comparti di produzione primaria, delle ripercussioni derivanti da tali attività antropiche sull'ambiente e di effettuare proiezioni a medio termine di scenari sperimentali, permettendo analisi di carattere statico – comparato.

Essendo rivolto alla promozione e sviluppo sostenibile dei comparti agricoli e zootecnici ed alla verifica ed orientamento delle politiche coinvolte, il sistema effettua analisi della realtà oggetto di studio di carattere sia descrittivo (ex-post, tese alla descrizione dell'evoluzione temporale delle risultanze economico-ambientali riferite a serie storiche), sia predittivo (ex-ante, tese alla simulazione a medio termine di scenari alternativi).

## **2. Modello integrato settoriale CAPRI / ELBA: componente economica**

Il sistema opera riferendo alle attività di 46 comparti di produzione primaria delle 20 regioni e 103 province italiane ed esegue proiezioni di carattere ambientale per oltre trecentomila areali a copertura dell'intera superficie agricola nazionale (Palladino e Setti, 2003 e 2004; Zucchi, 2003).

La componente economica del modello ha carattere settoriale ed esamina i fenomeni di concorrenzialità tra i comparti produttivi nei processi di acquisizione delle risorse e di collocazione dell'offerta sul mercato. Sulla base di questo esercizio, il modello compendia in un'unica struttura di analisi le tecnologie di produzione, i flussi commerciali, i consumi intermedi e finali dei beni primari e dei loro derivati, le condizioni di mercato e le misure amministrative e deriva la posizione reddituale dei produttori, il surplus dei consumatori ed il bilancio dei contribuenti.

Al fine di disporre di un quadro di riferimento completo e coerente sia in termini temporali sia spaziali, la base di dati del sistema si estende al periodo 1985-2002 misurando i parametri tecnici ed economici dei 29 comparti vegetali su scala provinciale, delle 17 attività zootecniche a livello regionale e dei rispettivi mercati dei fattori e dei prodotti.

In funzione dell'obiettivo di sviluppare uno strumento di indagine scientifica e di supporto alle decisioni politiche, lo schema di bilancio assunto a riferimento è individuato nel sistema europeo di contabilità economica agraria (EAA) in base al quale sono quantificati i flussi di produzione, di reimpiego e di destinazione commerciale dei beni primari e sono misurati i coefficienti di input ed output, le principali voci di costo, i prezzi all'origine e gli indicatori di reddito dell'azienda agraria aggregata.

Inoltre, insieme a tali elementi, il modello comprende variabili di natura politica (tariffe, sussidi, ...) e parametri descrittivi le condizioni dei mercati interni ed internazionali (popolazione, quotazioni all'ingrosso ed al consumo, ...).

I valori medi registrati o stimati dal sistema informativo nell'ultimo triennio misurano il riferimento empirico a cui il modello si riconduce per "calibrare" il proprio sistema di equazioni di comportamento impiegato nei processi di simulazione.

Su tali basi, il modello effettua proiezioni a medio termine senza ricorrere ad imposizioni arbitrarie quale condizione imprescindibile tanto nell'assicurare la coerenza intrinseca del sistema informativo, quanto nel potere comparare gli scenari simulati con le condizioni osservate (analisi statica).

Va inoltre evidenziato che, se da un lato l'esclusione dalla struttura di analisi di vincoli non giustificati sul piano scientifico o su quello empirico consente di derivare proiezioni condizionate solo dalle forme funzionali e dai valori delle relative variabili, dall'altro la calibrazione del modello non garantisce da sola l'attendibilità delle simulazioni che deriva, in particolare, da processi sistematici di validazione della struttura di equazioni e di verifica dei risultati.

D'altra parte, poiché il numero delle attività osservate è di solito superiore a quello dei vincoli oggettivi imposti, soprattutto se il contesto di analisi concerne realtà aggregate, l'esito dei canonici approcci di programmazione lineare individua una soluzione ottimale contraddistinta da una sovraspecializzazione produttiva che comporta, quindi, un'erronea calibrazione della realtà empiricamente osservata.

Una soluzione ai problemi di ottimizzazione vincolata secondo le condizioni sopra richiamate è offerta, come noto, dalla programmazione matematica positiva (PMP) adottata nello sviluppo della componente economica del modello quale metodologia di stima delle equazioni di comportamento dei comparti produttivi. Formalizzata da Howitt (1995), la PMP tara il modello mediante l'imposizione temporanea di vincoli di calibrazione a livelli pari a quelli di produzione osservati nel periodo assunto a riferimento.

I valori duali  $\lambda$  dei vincoli provvisoriamente imposti, misura dello scarto esistente tra prezzo e sommatoria tra costi variabili e marginali, sono impiegati per la specificazione di una funzione obiettivo quadratica la cui forma, di corretta curvatura, garantisce l'equivalenza tra prezzo e costo marginale totale (condizione Kuhn-Tucker) ai livelli di attività rilevati nel periodo base per ogni regione / provincia ed è espressa dalla (1.a):

$$\max_{x_j \geq 0} z = \sum_{j=1}^n (p_j - c(x_j))x_j$$

$$s.t. \sum_{j=1}^n a_{ij}x_j \leq b_i \quad [\pi]$$

dove: z = valore della funzione obiettivo; x = livello di attività; j = attività di produzione; p = prezzo all'origine; c = costi variabili unitari; a = impiego della risorsa; i = unità territoriale; b = disponibilità della risorsa;  $\pi$  = variabile duale del vincolo di risorsa ed in cui la componente di costo variabile assume la forma quadratica (1.b):

$$C^v = d'x + \frac{1}{2}x'Qx$$

dove gli elementi  $q_{jj}$  di  $Q$  derivano dal rapporto  $\lambda_j / x_{j0}$ , in cui l'apice del denominatore indica l'osservazione nel periodo di riferimento per l'area considerata.

In base alla formulazione accolta, la soluzione di massimo per il periodo di riferimento risulta esattamente calibrata ai valori empirici di base e vincolata da un numero limitato di equazioni che consente l'elaborazione di simulazioni scevre da imposizioni arbitrarie. Nello specifico, le restrizioni imposte al problema di ottimizzazione del modello sono individuate nella disponibilità di risorse fisse (superficie agricola, pascoli), nelle limitazioni di natura biologica e tecnologica (fabbisogni alimentari, ...), nei contingentamenti amministrativi (quote, set-aside) e nella necessità di assicurare la coerenza delle voci di bilancio stimate.

Su tali basi, il modello massimizza il margine operativo lordo delle attività (aggregate) di produzione individuando simultaneamente una soluzione ai problemi multi-fattore e multi-prodotto di ottima offerta regionali (comparti animali) e provinciali (comparti vegetali).

In sede di analisi previsionale, i volumi di offerta stimati sono quindi commisurati alla domanda di beni intermedi e finali espressa dal mercato nazionale ed internazionale. Le attese disponibilità di consumo determinano a loro volta nuove quotazioni dei prodotti primari impiegate in un ulteriore processo di ottimizzazione dell'offerta avviando un processo iterativo teso all'individuazione di una posizione di equilibrio parziale ed alla chiusura della componente economica del modello.

Specifiche procedure di analisi della sensitività sono infine realizzate al fine di verificare la coerenza degli algoritmi impiegati e dei risultati conseguiti a fronte della definizione di scenari caratterizzati da forti perturbazioni di carattere tecnologico, economico e politico.

### **3. Modello integrato settoriale ELBA: componente bio-fisica**

L'integrazione del sistema CAPRI/ELBA con una componente di simulazione bio-fisica ha lo scopo di estendere lo studio delle ripercussioni ambientali determinate dalle attività antropiche. Mentre l'analisi economica consente di quantificare l'uso delle risorse naturali come fattori della produzione e di misurare la pressione esercitata dai residui dei processi di lavorazione sulle risorse ambientali, diviene essenziale per la ricerca scientifica ed operativa derivare i connessi impatti sull'ecosistema.

A tale fine il modello ELBA stima una serie di indicatori agroambientali:

emissione di nutrienti (N, P, K) e di gas (NH<sub>3</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub>), consumo di

acqua, erosione e compattazione del suolo.

Come descritto in precedenza, nell'ambito delle attività di produzione agricola, il rilascio di sostanze azotate e la loro successiva dispersione nei media naturali (scorrimento superficiale, volatilizzazione e lisciviazione) rappresentano uno dei principali fenomeni di inquinamento del terreno e dei corpi idrici superficiali e sotterranei.

Il modello tiene in considerazione le dinamiche che descrivono l'evoluzione dell'inquinante azotato sono definite dal sistema clima - suolo - pianta - idrologia.

Come noto, l'azoto è, al pari dell'acqua, un elemento essenziale per la crescita delle piante. La quantità di azoto necessaria per la coltura dipende dalle caratteristiche fenologiche della pianta e da quelle della sua produzione, dal tipo di fertilizzante, dall'epoca di fertilizzazione e dalle condizioni climatiche, dallo schema rotazionale adottato, dalle condizioni e dalle caratteristiche fisico-chimiche del suolo, dalla tecnica di coltivazione. Nel caso in cui l'azoto disponibile ecceda i fabbisogni della coltura, poste le fasi del ciclo di crescita vegetativa e le condizioni pedo-climatiche, il nutriente in esubero è rilasciato divenendo potenziale fonte inquinante dell'ambiente.

La dispersione nel suolo dell'eccesso di sostanze azotate per lisciviazione (dalla zona radicale agli strati più profondi del suolo) dipende a sua volta da una complessa serie di fattori: dalle condizioni del sistema agro-ambientale (tipo di suolo), dal processo di denitrificazione, dalle condizioni climatiche e dalla stagione, dagli ordinamenti colturali adottati e dalle tecniche di coltivazione (quantità e tempi di applicazione del fertilizzante).

La complessità e la rilevanza dei fenomeni che intervengono nella definizione delle dinamiche di lisciviazione dei nitrati implicano per gli studi di natura economico - ambientale la necessità di integrare le analisi delle attività antropiche con opportuni modelli di crescita colturale.

Nell'ambito di un più esteso filone di ricerca teso all'implementazione del sistema informativo ELBA con il modello idrologico SWAT (Agricultural Research Service, USDA), lo studio conduce un'analisi di carattere esplorativo dell'inquinamento da nitrati nelle falde acquifere (impatto) anche allo scopo di compararne su vasta scala la dimensione e la distribuzione con i valori stimati di esuberanti azotati rilasciati dalle attività agricole (pressione).

Il modulo bio-fisico a tal fine sviluppato ed integrato al modello ELBA impiega, mediante uno specifico processo di georeferenziazione, una banca dati di uso del suolo per unità territoriali di 1 Km<sup>2</sup> e relativa all'intera superficie agricola italiana, ed una banca dati climatica e di profilo del suolo (fonte: Consorzio ITA).

Il fatto che il sistema considera il riparto colturale e l'insieme delle variabili natura climatica, pedologica ed orografica per unità territoriali di 1 km<sup>2</sup>, offre l'opportunità di svincolare le proprie analisi da ambiti territoriali delimitati da confini amministrativi ed estendere il campo di osservazione ad aggregati spaziali diversi e di maggiore significatività in funzione di analisi di

sostenibilità, come le aree vulnerabili, bacini idrografici, etc.

Nello specifico, la quantità di nitrati soggetta a potenziale lisciviazione è stimata sulla base di un bilancio tra gli apporti (definiti dalla componente economica del modello) ed i fabbisogni dell'intero ciclo colturale (2):

$$\text{Fabbisogno di azoto (kg/ha)} = \text{N\_UPTK (kg/ha)} - \text{N\_AVA (kg/ha)}$$

dove:

N\_UPTK = azoto assimilato dalla coltura e calcolato in funzione della produzione media per ettaro e della capacità di assorbimento della coltura; N\_AVA = azoto disponibile alla coltura durante il suo ciclo di crescita e derivante da fonti diverse dalla concimazione organica ed inorganica: azoto presente nel terreno all'inizio del ciclo colturale (1); azoto disponibile per effetto della mineralizzazione della sostanza organica presente nel terreno (2); azoto derivante dai residui della precedente coltura (3); azoto derivante dagli effetti residuali di fertilizzazioni organiche effettuate negli anni passati (4).

La quota potenzialmente lisciviata è calcolata in funzione della coltura (copertura del suolo), della piovosità invernale, della tecnica di coltivazione e della quantità di azoto immediatamente disponibile alla coltura. Nel periodo invernale, la quota dilavata è stata stimata in funzione della piovosità:

- con piovosità inferiore ai 150 mm: nessuna perdita;
- con piovosità compresa fra i 150 ed i 250 mm: perdita del 50% dell'azoto disponibile (2);
- con piovosità superiore ai 250 mm: perdita del 100% dell'azoto disponibile (2).

Il quantitativo di nitrati lisciviati misurato per areale di 1 km<sup>2</sup> e per l'intera superficie rurale del Paese è stimato ceduto alla falda acquifera in funzione di un flusso di ricarica medio (177 mm / anno) (Grassi et al., 2000). In assenza delle necessarie informazioni desumibili dalla mappatura dei corpi idrici sotterranei, come noto non disponibile, lo studio accoglie l'assunzione di presenza diffusa ed omogenea di falde acquifere in corrispondenza dei terreni ad uso agricolo.

#### ***4. stima dell' impatto, la valutazione del costo esterno***

I dati riguardanti le attività di produzione agricola e quantificazione delle pressioni che queste determinano sull'ambiente hanno costituito la base per la valutazione dell'impatto che questi comportano per la società espresso in termini economici. La presenza di elevate concentrazioni di nitrati nelle falde acquifere influisce sulla possibilità e modalità di queste di svolgere funzioni e fornire servizi. In particolare, uno degli effetti percepiti dalla società è costituito dalla necessità di depurare le acque prelevate dal sottosuolo affinché possano essere adibite ad uso potabile.

##### **4.1. L'osmosi inversa**

Le tecniche utilizzate per la denitrificazione delle acque sotterranee ad uso potabile possono essere di diverso tipo e la scelta della tecnologia di potabilizzazione avviene in base a molteplici variabili inerenti fattori ingegneristici, economici e di natura fisico/chimica delle acque da trattare.

Le tecniche di denitrificazione più rappresentative e maggiormente diffusi sono lo scambio ionico, denitrificazione biologica, osmosi inversa ed elettrodialisi (Kapoor et al., 1997).

Nel presente studio ci si è riferiti all'osmosi inversa, un processo molto diffuso per la potabilizzazione delle acque di falda fortemente inquinate da sostanze di diversa natura. Questo sistema forza il passaggio di un solvente da una soluzione più concentrata ad una soluzione meno concentrata, applicando alla soluzione più concentrata una pressione maggiore della sua pressione osmotica.

Il passaggio delle molecole disciolte nelle acque da trattare viene impedito da un sistema di nanofiltrazione mediante membrane. In pratica, l'osmosi inversa viene realizzata come un filtro che cattura il soluto da una parte e permette di ricavare il solvente puro dall'altra, eliminando i soluti come scarti reflui. Le membrane utilizzate nei processi di osmosi inversa sono costituite da densi strati di polimeri di spessore microscopico.

Il processo di filtraggio mediante osmosi inversa richiede pressioni forti esercitate dalla parte dove si trova la soluzione più concentrata, normalmente nell'ordine di grandezza di 2-14 bar per acque dolci e salmastre, 40-70 bar per acque di mare.

Le caratteristiche del bilancio economico relativo ad un impianto di osmosi inversa per la potabilizzazione di acque di falda inquinate da residui di fertilizzanti e pesticidi di origine agricola, dipende dalle dimensioni dell'impianto, concentrazione iniziale delle sostanze disciolte e quindi dalle necessità energetiche per la pressione di filtrazione. Da studi sperimentali, in condizioni standardizzate, le voci di costo coinvolte nel processo sono ripartite come in figura 1:

Figura 1. Distribuzione dei costi di un impianto di osmosi inversa

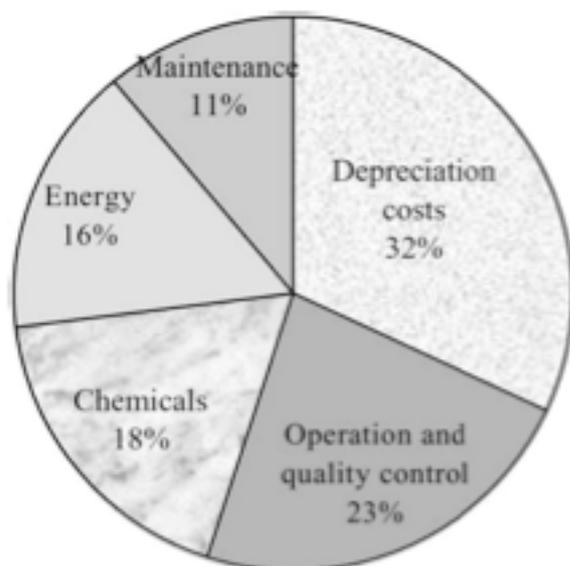


Fig. 3. Distribution of the operating costs at an operating pressure of 8 bar.

fonte Van der Bruggen (2001)

#### **4.2 Il costo di ripristino**

Il costo esterno determinato dall'uso di fertilizzanti azotati in agricoltura, quindi, può essere posto in relazione con i costi sostenuti dall'impresa dei servizi idrici per fornire acque con livello qualitativo conforme agli standard di legge (40mg/l).

Tale metodo di stima del costo esterno viene denominato "costo di ripristino" ed in particolare, la sua valutazione nel presente studio è stato reso possibile grazie a dati forniti da un impianto di depurazione operativo nel comune di Parma. Le caratteristiche dell'impianto hanno permesso la stima dei costi relazionati in maniera esclusiva alle concentrazioni di nitrati grazie ai seguenti fattori:

1. i dati forniti dall'azienda, costituiti (a) dalle serie storiche di valori di nitrati rilevati nei cinque pozzi di prelievo e (b) dalle tabelle dei costi di acquisto dell'acqua per la diluizione, consentono una immediata applicazione in tal senso;
2. il caso di studio della realtà di Parma consente un semplice ed immediato isolamento dell'inquinante  $\text{NO}_3$  dagli altri inquinanti presenti nell'acqua e, di conseguenza, facilita l'individuazione del rapporto tra l'inquinante stesso e il costo di ripristino (di potabilizzazione).

3. il costo sostenuto per il ripristino della qualità dell'acqua è a carico dell'industria (a monte) e non dei consumatori (a valle).

Dal punto di vista analitico, mediante il presente studio si è pervenuti all'individuazione della funzione che relaziona il livello di  $\text{NO}_3$  presenti nell'acqua al costo sostenuto per il ripristino della potabilizzazione del corpo idrico stesso. La funzione, di tipo esponenziale, esprime il costo totale di denitrificazione per ogni livello di inquinamento dell'acqua contenuta nei pozzi di prelievo. Essa è rappresentabile secondo l'espressione (3):

$$f(x) = ae^{bx}$$

La funzione (3) è stata impostata tenendo conto di due classi di variabili:

- 1) la variabile indipendente: tenore di nitrati per metro cubo di acqua ( $\text{NO}_3$ );
- 2) la variabile dipendente: i costi di ripristino della potabilità dell'acqua.

Per ciò che concerne la variabile indipendente, ovvero il livello di nitrati presenti nell'acqua, sono stati utilizzati valori trimestrali espressi in mg/l per il periodo II trimestre 1998-IV trimestre 2004. Ognuno di questi valori è stato opportunamente ponderato tenendo in considerazione la portata di ciascuno dei cinque pozzi di prelievo.

I costi di ripristino (variabile dipendente) sono formati da due voci distinte:

- a) i costi dell'impianto di denitrificazione e del suo funzionamento;
- b) i costi variabili (operativi), costituiti dalle spese sostenute per l'acquisto di acqua al fine di diluire il corpo idrico raccolto nei pozzi di prelievo per mantenere un livello standard di concentrazione di  $\text{NO}_3$  pari a 40 mg/l. Ciascuna delle voci di costo è stata riportata al 2004 secondo il tasso di inflazione annuo rilevato dall'ISTAT.

Non è stato considerato il costo di ammortamento dell'investimento.

## **5. Metodi di internalizzazione del costo esterno**

Le informazioni ottenute sono state utilizzate per lo studio di ipotesi di imputazione dei costi esterni generati dal consumo qualitativo delle acque sotterranee dai nitrati.

L'obiettivo delle misure da attuare è rappresentato dalla riduzione dell'impatto del rilascio di nitrati sulla qualità idrica e sui sistemi ecologici, incentivare un minor consumo d'acqua irrigua e minori costi di produzione delle acque potabili, senza compromettere la redditività delle aziende agricole ed incentivare un aumento delle esternalità positive della permanenza delle attività rurali nel territorio.

La formulazione degli interventi sono calibrati sulle linee politiche oggi perseguite in Europa, descritte in precedenza, e tengono conto delle problematiche riportate in letteratura.

Come descritto nel paragrafo precedente, grazie all'individuazione del costo esterno per unità di nitrati applicata in eccesso e per ettaro di coltura, si è

potuti individuare la soglia “obbiettivo” al quale le politiche possano fare riferimento.

Perciò entrambe le ipotesi si riferiscono alla stessa soglia e alla stessa entità di costi esterni che vogliono essere integrati.

Dato che il consumo qualitativo di acqua da parte dell’agricoltura è indipendente dal fatto che venga praticata l’irrigazione o meno, si è deciso di assumere come riferimento per l’imputazione dei costi l’unità di superficie coltivata, differenziato per coltura e livello di produzione.

A tale fine si sono formulate due ipotesi d’intervento:

1. il costo di ripristino viene imputato agli agenti determinanti sotto forma di tariffa calibrata al livello di emissioni oltre la soglia ambientale di riferimento per ettaro e per coltura.
2. Il costo di ripristino viene erogato come sussidio alle aziende allo scopo effettuare adattamenti tali da raggiungere l’obiettivo ambientale e prevenire l’insorgenza del costo esterno a carico degli acquedotti.

La prima strategia vuole seguire il principio inquinatore pagatore proposto nella direttiva Quadro sulle Acque, calibrando una “tassa” ambientale al livello di consumo qualitativo che comporta ciascuna coltura per ettaro coltivato. Si tratta, quindi di una tariffa che vuole disincentivare le emissioni oltre la soglia di determinazione del costo esterno.

La seconda strategia, invece, mira alla prevenzione al danno, istituendo un sussidio calibrato per ciascuna coltura per ettaro coltivato fino all’adeguamento delle emissioni alla soglia di determinazione del costo esterno.

Questo approccio vuole rappresentare una prima analisi metodologica dello spazio di negoziazione tra gli acquedotti, che hanno interesse ad evitare il costo di denitrificazione, e gli agricoltori, che verrebbero compensati per la ridotta applicazione dei fertilizzanti oppure per attuare un adattamento strutturale delle pratiche di produzione.

Le ipotesi sono state studiate attraverso l’integrazione delle strategie proposte nel modello informatico di simulazione CAPRI/ELBA al fine di analizzarne gli effetti sul rilascio di nitrati, superfici investite per ciascuna coltura, consumo di acqua irrigua e redditività delle aziende agricole.

Le simulazioni sono state effettuate per le tre regioni che presentano maggiori problemi di contaminazione delle acque sotterranee da nitrati: Lombardia, Emilia Romagna e Veneto.

## RISULTATI

### **1. *Impatto***

L'impiego del modello economico CAPRI/ELBA, la sua implementazione con un originale modulo di analisi bio-fisica e lo sviluppo di una funzione di costo esterno realizzati dallo studio, hanno consentito un'analisi integrata e sistemica della problematica economico-ambientale dell'inquinamento da nitrati delle risorse idriche a destinazione potabile.

L'approccio della ricerca offre infatti l'opportunità di valutare l'intero ciclo di consumo e di ripristino del bene naturale nelle diverse fasi del suo percorso evolutivo (*pathway*): dalle attività antropiche generanti l'emissione, alla dispersione nell'ecosistema dell'elemento contaminante fino alla valutazione del valore economico del danno indotto e, quindi, alla sua possibile riconduzione all'agente determinante.

I risultati dello studio evidenziano innanzitutto come l'individuazione di indicatori di pressione, nel caso in esame l'eccesso di nitrati, offra un'utile informazione sul rapporto esistente tra attività economica e risorsa ambientale ed un'indicazione del grado di sostenibilità raggiunto.

L'estensione della ricerca alla definizione del relativo indicatore di impatto, ovvero, la dispersione per lisciviazione dei nitrati nel suolo ed in falda, evidenzia tuttavia come la dimensione del consumo effettivo della risorsa naturale registri valori significativamente diversi per entità e distribuzione spaziale.

I risultati riportati nella tabella 1, limitati al settore agricoltura nel suo complesso ed alle medie provinciali, mostrano tali differenze.

Tabella 1 Pressione ed impatto di azoto e nitrati per provincia italiana. Anno 2004.

Provincia	Rilascio		Lisciviato		Provincia	Rilascio		Lisciviato	
	kg N / ha	mg NO3/m3	kg N / ha	mg NO3/m3		kg N / ha	mg NO3/m3	kg N / ha	mg NO3/m3
Torino	42,3	13,3	33,1		Grosseto	15,9	15,2	37,8	
Vercelli	38,1	8,3	20,6		Perugia	35	12,1	30,1	
Biella	58,6	6,2	15,4		Terni	28,2	10,7	26,6	
Verbano-C.-O.	17,9	2,7	6,7		Pesaro e Urbino	20,3	8,8	21,9	
Novara	45,1	15,4	38,3		Ancona	21,9	13,3	33,1	
Cuneo	54,9	11,7	29,1		Macerata	24,9	11,6	28,8	
Asti	36,8	8,9	22,1		Ascoli Piceno	14,6	9,4	23,4	
Alessandria	13,5	12,5	31,1		Viterbo	13,8	10,1	25,1	
Varese	74,3	17,1	42,5		Rieti	22,5	7,2	17,9	
Como	68,1	13,9	34,6		Roma	31,5	9,7	24,1	
Lecco	47,3	10	24,9		Latina	19,6	11,8	29,3	
Sondrio	20,8	1,1	2,7		Frosinone	27,3	9,6	23,9	
Milano	94,7	20,3	50,5		L'Aquila	10,2	3,4	8,5	
Bergamo	75,1	14,4	35,8		Teramo	19,7	8,1	20,1	
Brescia	98,7	18,7	46,5		Pescara	40,4	4,3	10,7	
Pavia	48,5	9,5	23,6		Chieti	23,2	4	9,9	
Lodi	190,7	22,2	55,2		Isernia	15,2	9,4	23,4	
Cremona	181,5	23	57,2		Campobasso	8,8	2,3	5,7	
Mantova	144,7	17,8	44,2		Caserta	38,7	13,7	34,1	
Verona	114,6	9,2	22,9		Benevento	47,9	13,8	34,3	
Vicenza	71,8	12,7	31,6		Napoli	42,9	7,6	18,9	
Belluno	14,7	2,6	6,5		Avellino	30,3	13,4	33,3	
Treviso	104,5	15,3	38,0		Salerno	35,3	6,1	15,2	
Venezia	90,1	24,9	61,9		Foggia	7,1	4,5	11,2	
Padova	98,8	18,2	45,2		Bari	14,4	12,7	31,6	
Rovigo	69,4	20,6	51,2		Taranto	20,7	11,8	29,3	
Pordenone	41,8	19,1	47,5		Brindisi	22,6	6,5	16,2	
Udine	27,5	20,1	50,0		Lecce	26,3	7,8	19,4	
Gorizia	38,1	16,3	40,5		Potenza	12,4	2,3	5,7	
Trieste	4,7	1,4	3,5		Matera	9,4	8	19,9	
Piacenza	21,5	14	34,8		Cosenza	16,6	6,8	16,9	
Parma	74,1	7,7	19,1		Crotone	11,1	4,3	10,7	
Reggio Emilia	75	10,3	25,6		Catanzaro	8,1	5	12,4	
Modena	75,9	9,9	24,6		Vibo Valentia	12,6	8,9	22,1	
Bologna	22,6	12,5	31,1		Reggio Calabria	27,6	2,9	7,2	
Ferrara	20,4	18,2	45,2		Trapani	11	5,9	14,7	

Ravenna	30	14	34,8	Palermo	27	11,2	27,8
Forlì-Cesena	51,6	6,5	16,2	Messina	33,1	1,7	4,2
Rimini	18,3	9,5	23,6	Agrigento	23,7	8,2	20,4
Massa-Carrara	16,3	4,9	12,2	Caltanissetta	14	11,1	27,6
Lucca	16,7	5	12,4	Enna	32,4	11,5	28,6
Pistoia	21,7	5,9	14,7	Catania	31,4	6,7	16,7
Firenze	20,5	6,4	15,9	Ragusa	37,5	22	54,7
Prato	18,2	7,8	19,4	Siracusa	14	6,4	15,9
Livorno	12,4	7,4	18,4	Sassari	21,1	6,2	15,4
Pisa	12,9	9	22,4	Nuoro	11,4	2,4	6,0
Arezzo	27,1	6,4	15,9	Oristano	17,8	7,4	18,4
Siena	18,2	8,1	20,1	Cagliari	7,7	7,6	18,9

In generale, mentre gli indicatori di pressione descrivono le variabili che sono causa dei problemi ambientali considerati, gli indicatori d'impatto misurano gli effetti sull'ecosistema derivanti dai cambiamenti di stato della risorsa naturale.

L'oggetto di studio della ricerca è stato quello di valutare il danno economico determinato dall'eccessiva concentrazione di nitrati nelle acque destinate ad uso potabile. Nel caso specifico, la ricerca ha sviluppato una funzione di costo totale in grado di descrivere la relazione tra il livello di inquinamento dell'acqua determinato dalle attività di produzione agricola e l'onere complessivo del processo di denitrificazione sostenuto dall'industria di servizi idrici.

La funzione esponenziale che descrive tale relazione (inquinante  $\text{NO}_3$  e costo di ripristino) è espressa dalla formula (4) e descritta in figura 2:

$$c = 3,932 e^{0,197 * \text{NO}_3}$$

(1,357)      (13,493)

$$F = 182,06515$$

$$R^2 = 0,87927$$

i cui parametri di analisi registrano valori che consentono di affermare che i singoli coefficienti di regressione e la funzione complessiva sono da ritenersi statisticamente significativi.

In riferimento alle peculiarità del caso di studio per quanto concerne la tecnologia adottata per la potabilizzazione dell'acqua, va sottolineato come la funzione di costo possa essere correttamente applicata solo per valori di nitrati compresi nell'intervallo rilevato dall'industria considerata e non per l'intera casistica del territorio rurale nazionale (celle di un  $\text{km}^2$ ). Da un lato,

infatti, le concentrazioni modeste dell'inquinante non comportano la necessità di alcun intervento di denitrificazione dell'acqua e, quindi, di alcun costo, mentre tenori molto elevati di nitrati richiedono, dall'altro lato, tecnologie o soluzioni alternative a quelle descritte dalla funzione stimata.

I risultati della valutazione economica dei costi esterni sono pertanto riportati in tabella 2, per le province italiane e sono stati, quindi, derivati da valori medi dei relativi areali (celle di un km<sup>2</sup>). Ciò comporta che, in alcuni casi, vengano distribuiti elevati carichi inquinanti misurati per determinate zone sull'intera superficie provinciale e, di conseguenza, che vengano definiti livelli medi di impatto contenuti e di costo esterno irrilevante.

Come si evince dalla tabella 2, nell'ambito del territorio nazionale il costo di ripristino della potabilità dell'acqua varia sensibilmente in funzione della provincia considerata. Si tratta pertanto di una variabilità dei valori medi d'uso della risorsa idrica che, per le considerazioni sopra riportate, riassumono (e spesso celano) un'ancora più vasta differenziazione del valore che il bene ambientale acqua assume all'interno della provincia.

*Tabella 2 Costo esterno da nitrati di origine agricola per provincia italiana (€, anno 2004)*

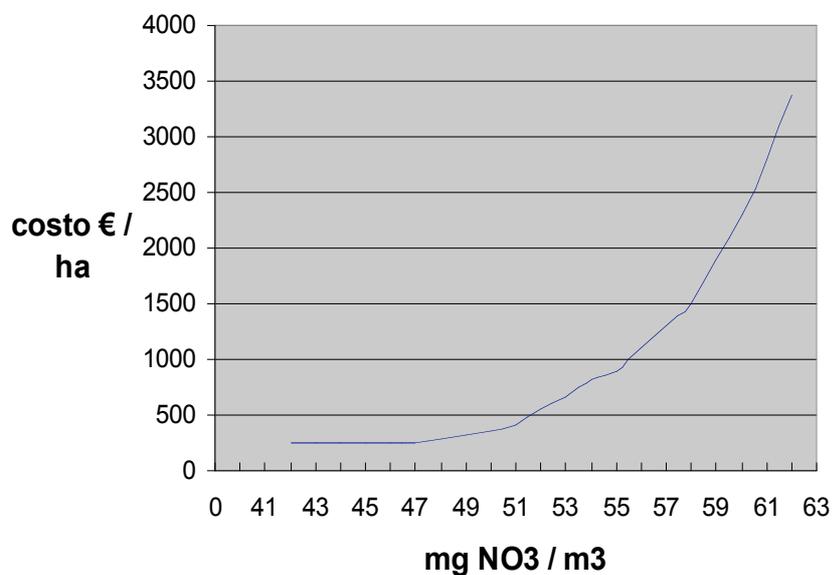
<b>Provincia</b>	<b>Costo / g NO<sub>3</sub></b>	<b>Costo totale</b>	<b>Costo/ha</b>	<b>Costo marginale/ha</b>
Varese	0,573	3.513.634,78	243,48	14,61
Milano	0,704	28.903.360,35	355,11	70,04
Brescia	0,524	43.719.200,00	243,48	31,99
Lodi	1,632	50.500.179,39	900,45	177,63
Cremona	2,330	174.543.946,70	1332,32	262,83
Mantova	0,550	40.621.913,04	243,48	20,59
Padova	0,538	33.032.208,70	243,48	25,04
Rovigo	0,803	46.890.771,83	411,31	81,13
Pordenone	0,513	18.965.739,13	243,48	38,92
Udine	0,644	46.465.727,36	321,98	63,51
Ferrara	0,538	43.624.730,43	243,48	25,04
Ragusa	1,493	80.690.600,05	816,44	161,05

La derivata della funzione (4) misura infine il costo esterno determinato da una variazione marginale dell'impatto da nitrati riferita ad una superficie di un ettaro (tabella n. 3) e, per il suo carattere duale, il beneficio generato da una corrispondente riduzione dell'inquinante considerato per le tre regioni oggetto di studio.

Tabella 3 Costo esterno per ettaro e per kg di nitrato in eccesso

<b>REGIONE</b>	<b>Costo medio € / ha</b>	<b>Costo medio € / kg N in eccesso</b>
Lombardia	282,3	15,44
Emilia-Romagna	356,1	27,39
Vento	528,0	26,40

Figura 2 Funzione esponenziale di costo esterno



## **2. Risposte**

Al fine di integrare il costo esterno determinato dalla funzione descritta, si sono avanzate ipotesi riguardo misure economico/politiche adatte alla rendicontazione di tali costi per il settore agricolo.

Lo strumento di simulazione CAPRI/ELBA ha permesso di valutare gli effetti di tali misure, previo inserimento nel sistema delle relazioni tra le quantità di nitrati immessi nelle acque ed il costo di potabilizzazione sostenuto dagli acquedotti definiti dalla funzione.

Si sono quindi ottenuti 4 scenari raffiguranti il quadro previsionale delle scelte degli agricoltori alla luce degli effetti delle misure:

### SCENARIO 1: ANNO BASE

L'anno base preso a riferimento riguarda una media delle caratteristiche del settore agricolo negli anni 2000-2002, e costituisce il quadro della situazione di riferimento attuale.

### SCENARIO 2: MTR

Lo scenario MTR si riferisce all'istituzione della riforma a medio termine della PAC, e dipinge il quadro della situazione del settore all'anno 2010 per effetto di tali politiche.

### SCENARIO 3: MTR1

Lo scenario MTR1 si riferisce alla situazione del settore agricolo in presenza della riforma a medio termine della PAC, e dipinge il quadro della situazione del settore all'anno 2010 nel caso venga applicata la prima ipotesi.

La simulazione quindi dimostra gli effetti dell'istituzione della tariffazione basata sulle emissioni di nitrati.

### SCENARIO 4: MTR2

Lo scenario MTR2 si riferisce alla situazione del settore agricolo in presenza della riforma a medio termine della PAC, e dipinge il quadro della situazione del settore all'anno 2010 nel caso venga applicata la seconda ipotesi

La simulazione quindi mostra gli effetti dell'istituzione di un sussidio basato sulle emissioni di nitrati.

## **2.1 Analisi statica comparata dell'anno base con lo scenario MTR**

### **2.1.a Risultati regionali aggregati.**

Dall'analisi statica comparata del quadro di riferimento dell'anno base 2000-2002 con la proiezione per l'anno 2010 (MTR), si evince che l'evoluzione nel medio termine delle condizioni tecnologiche ed economiche e l'introduzione delle misure di politica agraria comune definite dalla riforma MTR

determineranno un incremento dei margini dei redditi degli operatori del settore primario (Tab. 5).

In confronto al periodo di base, preso come riferimento si osserva, inoltre, un miglioramento delle condizioni ambientali in termini di rilascio di nitrati (fig. 3) a fronte di una sostanziale stabilità dei consumi irrigui (fig.5).

La regione Emilia-Romagna evidenzia un calo dei consumi idrici di grande entità (13%) dovuto ad un marcato orientamento verso le colture cerealicole invernali ed ad una maggiore estensivizzazione delle produzioni, oltre che ad una spiccata tendenza ad abbandonare i suoli coltivati. Queste dinamiche inducono una presenza inferiore di colture irrigue con evidenti effetti sul consumo idrico complessivo della regione.

La riduzione del consumo irriguo comporta anche un aumento della qualità ambientale dovuta ad una tendenziale diminuzione del rilascio di nitrati. A livello aggregato, infatti si registra una diminuzione del surplus di nitrati emessi del 4,5% in Lombardia, del 8% in Emilia Romagna e del 6 % in Veneto. Va tuttavia evidenziato che in questo scenario i fenomeni di esternalità mantengono una significativa consistenza.

Da tale scenario si evince, quindi, che le politiche della riforma a medio termine avranno effetti diretti positivi sul reddito aziendale complessivo in tutte le regioni analizzate e comporteranno effetti indiretti positivi per quanto riguarda le risorse idriche, sia sotto un profilo quantitativo che qualitativo.

Tali eventi appaiono riconducibili ad una generalizzata razionalizzazione dei criteri gestionali e ricerca di migliori performance in risposta sia alle dinamiche di mercato (sostanziale staticità dei consumi; aumentata concorrenza internazionale) che alle misure di liberalizzazione dei mercati agricoli (riduzione dei sostegni pubblici e conseguente indipendenza dalle scelte d'impresa) ed agro-ambientali.

### **2.1.b Risultati disaggregati per regione e per coltura in riferimento alla comparazione dell'anno base con lo scenario MTR**

Le variazioni più significative indotte dall'istituzione della riforma a medio termine in tutte tre le regioni sono sintetizzabili in un aumento della superficie dedicata alle colture più redditizie (tab 4).

In Lombardia aumentano sensibilmente le superfici adibite a mais, riso e soia. Le colture di mais foraggero mostrano un calo deciso, mentre diminuiscono in misura minore i pascoli estensivi in favore di quelli intensivi ed altre colture foraggere.

Le leguminose, barbabietole da zucchero e colture oleaginose (come colza e girasole) mostrano una diminuzione delle superfici investite di lieve entità.

I cereali come grano tenero e grano duro non mostrano grandi variazioni, mentre diminuiscono le superfici dedicate all'orzo.

La regione Veneto mostra andamenti simili alla Lombardia, per quanto riguarda il mais e la soia ed i cereali.

Diminuiscono le superfici coltivate con barbabietola da zucchero e tale tendenza si osserva, in misura maggiore, anche per le orticole.

Lo scenario evidenzia un lieve calo dei frutteti a fronte di un deciso aumento delle superfici dedicate alla produzione delle uve per la produzione di vini da tavola. Inoltre si osserva un aumento del mais foraggero ed altre colture foraggere.

In l'Emilia Romagna gli andamenti differiscono dalle altre regioni e lo scenario evidenzia un notevole aumento del set aside volontario e l'abbandono dei terreni.

Si osserva un aumento delle superfici coltivate con grano tenero, grano duro, orzo ed altri cereali, mentre soltanto un lieve incremento del mais.

Mele, pere e pesche e uva per la produzione di vini da tavola registrano un aumento a fronte di una diminuzione delle altre tipologie di coltivazione della frutta. Inoltre, si osserva una sensibile diminuzione delle orticole e delle colture foraggere.

Gli effetti indotti dalla riforma delle politiche PAC comportano una lieve diminuzione della pressione delle attività agricole sull'ambiente. Dai dati disaggregati si evince che la riduzione si articola in maniera diversa a seconda del livello di produzione e superfici delle colture.

Lo scenario MTR mostra che la pressione ambientale è maggiore in Lombardia, dove le colture responsabili della maggior quantità di surplus di nitrati applicati sono il riso ed il mais. In Veneto si osserva che le colture dileguminose determinano la maggiore pressione ambientale, mentre in Emilia Romagna le emissioni più significative sono dovute alle colture orticole, il mais ed i cereali (tab 6).

## **2.2 Analisi statica comparata dello scenario MTR 1**

### **2.2.a Risultati regionali aggregati.**

L'imposizione a fianco della riforma MTR di una tariffa (definita dal costo esterno) per unità di superficie agricola ed in funzione del livello di emissione di residui azotati (scenario MTR1) determina ripercussioni articolate sulle attività agricole dell'area considerata. In primo luogo, si registra un ulteriore processo di specializzazione produttiva a favore degli investimenti colturali più efficienti per effetto del (potenziale o concreto) aggravio dei bilanci aziendali introdotto dalla tariffa accompagnato in alcune zone da un consistente abbandono dei terreni (Tab 5 e Fig 4).

In secondo luogo, un contraddittorio risultato in termini ambientali è dovuto, da una parte, al sensibile abbattimento dei nitrati in esubero (Tab. 6) e, quindi, al miglioramento qualitativo dello stato delle acque e, dall'altra, all'accresciuto consumo di volumi di acqua (Tab. 3) a causa della prevalente diffusione delle più competitive colture irrigue.

### **2.1.b Risultati disaggregati per regione e per coltura in riferimento all'analisi statica comparata tra lo scenario MTR1**

A livello disaggregato si possono evidenziare tre situazioni ( Fig 4):

1. Per le colture con efficienza economica debole si osserva una produzione che consente di rimanere sotto la soglia di rilascio nitrati (soglia che implica l'esborso della tassa) ed una diminuzione delle superfici coltivate.

Ad esempio, per quanto riguarda i cereali, in Lombardia e Veneto si denota una sensibile diminuzione del grano tenero ed in misura minore il grano duro.

In tutte le regioni si osserva, inoltre, una diminuzione della superficie di mais foraggero ed altri foraggi, soprattutto in Emilia Romagna e Veneto. Anche le superfici adibite alla coltura di soia si portano verso il livello della soglia attraverso una marcata contrazione delle superfici, soprattutto in Veneto.

Spicca una intensa riduzione dei pascoli intensivi in Lombardia e Veneto, in favore di quelli estensivi, mentre in Emilia Romagna l'andamento è diametralmente opposto, con una tendenza all'intensificazione dei pascoli ed un marcato ricorso all'abbandono dei terreni.

2. Per le colture con efficienza economica media si osserva il rispetto della soglia di emissioni che determina la tassa ambientale accompagnata da un aumento delle superfici coltivate per poter compensare il livello produttivo inferiore.

Ad esempio le superfici investite con il riso aumentano sensibilmente in Lombardia, mentre nella regione Emilia Romagna si osserva un forte aumento delle colture di grano, dei pascoli intensivi e delle barbabietole da zucchero. In Veneto si denota un aumento delle superfici adibite alle orticole. In Lombardia e Veneto aumentano le superfici dedicate ai pascoli estensivi, che si conformano con la soglia di emissioni.

3. Per le colture più efficienti economicamente si osserva un livello produttivo con emissioni inquinanti superiori alla soglia ambientale ed un aumento delle superfici coltivate.

Infatti, in Emilia Romagna e con particolare vigore in Lombardia, le superfici dedicate alle colture di mais aumentano, ed il livello produttivo è tale da superare la soglia delle emissioni.

In Veneto si osserva una intensificazione della barbabietola da zucchero, dovuto ad una lieve riduzione della superficie investita accompagnato da un aumento di redditività che permette l'esborso della tassa ambientale. Nella stessa regione le leguminose, una coltura redditizia con livelli produttivi che superano la soglia, registrano un lieve aumento delle superfici per compensare una diminuzione della redditività.

Questo quadro evidenzia l'importo della tassa potrebbe essere sostenuto soltanto dalle colture più redditizie e comporta una situazione di estrema competitività tra i diversi comparti. Inoltre, si può evidenziare un cambio marcato della struttura del settore agricolo, che tenderà ad una maggiore diffusione di aziende di tipo intensivo ed in altri casi un abbandono dell'attività.

Per quanto riguarda gli effetti sul consumo idrico si osserva un aumento nelle regioni Lombardia e Veneto perché la competitività privilegia le colture irrigue, mentre in Emilia Romagna si osserva una diminuzione dei consumi idrici a causa di un deciso aumento dei cereali vernini, dei pascoli intensivi ed un intenso ricorso all'abbandono dei terreni.

## **2.3 Analisi statico comparata dello scenario MTR2**

### **2.3.a Risultati regionali aggregati**

Dall'analisi dello scenario MTR2 si evince che la sostituzione della politica tariffaria (MTR1) con una misura incentrata sulla combinata introduzione di incentivi e di standard posti alle emissioni (MTR2) attenua in maniera sostanziale il processo di selezione dei comparti di produzione attivi sul mercato e favorisce un più diversificato uso del suolo. Infatti i margini operativi lordi (RL) dei diversi comparti sono tutelati e lo standard ambientale, che viene raggiunto da tutte le aziende che hanno ricevuto i finanziamenti, fa sì che il rilascio nitrati è sotto la soglia (livello di determinazione del costo di potabilizzazione).

A ciò si affianca un significativo miglioramento del consumo della risorsa acqua in termini sia qualitativi (tenore di nitrati in falda, Fig. 3) sia quantitativi (irrigazione, fig. 5).

Da questo scenario si evince che l'incentivo (sussidio ambientale) favorisce l'innovazione tecnologica diffusa e la prevenzione dai danni ambientali, consentendo il raggiungimento degli obiettivi economici dei comparti agricoli e lo standard ambientale.

### **2.3.b Risultati disaggregati per regione e per coltura in riferimento all'analisi statica comparata per lo scenario MTR2**

I risultati disaggregati dimostrano un'attenuazione dei disequilibri dovuti alla forte competitività osservati nello scenario mtr1.

Rispetto alla prima ipotesi, infatti, le colture ad efficienza economica debole come il grano tenero e grano duro mostrano minori contrazioni in Lombardia e Veneto.

L'Emilia Romagna conferma il ricorso all'abbandono delle terre coltivate, ma in questo scenario anche il Veneto mostra una tendenza in tal senso.

In Lombardia lo scenario MTR2 evidenzia un aumento dei pascoli intensivi a scapito di quelli estensivi, mentre questa tendenza risulta di tipo opposto nelle altre due regioni. In tutte le regioni si osserva un aumento delle superfici adibite a mais foraggiero e altri foraggi.

Per quanto riguarda le colture a redditività media, il riso in Lombardia si assesta sul livello produttivo pari allo scenario MTR.

In tutte le regioni spicca una diminuzione delle superfici investite con mais rispetto allo scenario MTR ed MTR1.

Le colture di barbabietola da zucchero mostrano una minore superficie investita rispetto allo scenario MTR, ma in misura minore rispetto le variazioni rilevate in MTR1.

Le colture leguminose, invece, mostrano un aumento delle superfici investite rispetto ad entrambi gli scenari.

Nello scenario MTR2 risulta che le colture di soia aumentano rispetto ad MTR1, eccetto in Lombardia.

Per quanto riguarda il consumo idrico, complessivamente si può osservare una riduzione dei consumi rispetto allo scenario MTR 1 per Lombardia e Veneto, ma il risparmio complessivo non avviene in maniera marcata quanto nello scenario MTR. In Emilia Romagna, il consumo idrico è maggiore rispetto allo scenario MTR1 ed MTR, ma sempre minore rispetto lo scenario base di riferimento.

Figura 3 Pressione per Kg di nitrati/Ha per regione

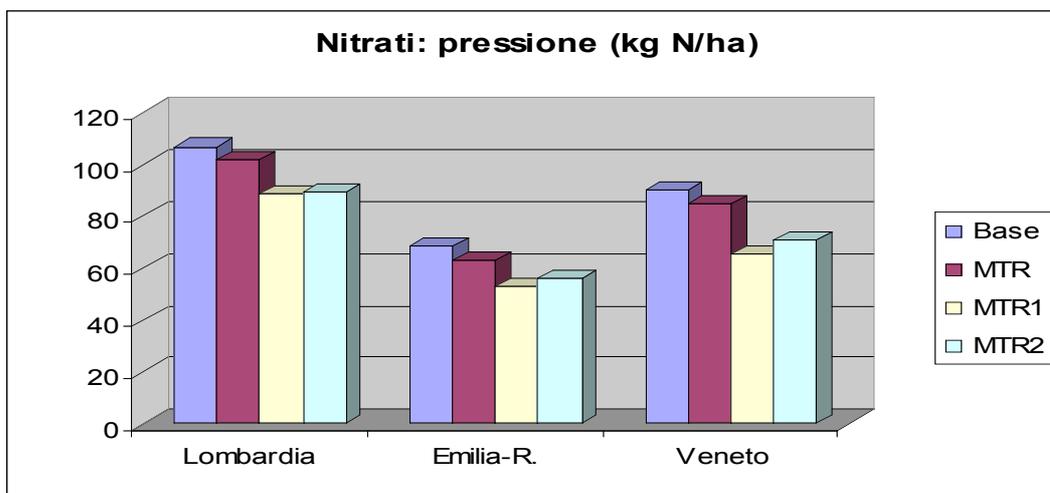


Figura 4 Effetto della tariffazione sulle superfici coltivate (es. Regione Lombardia)

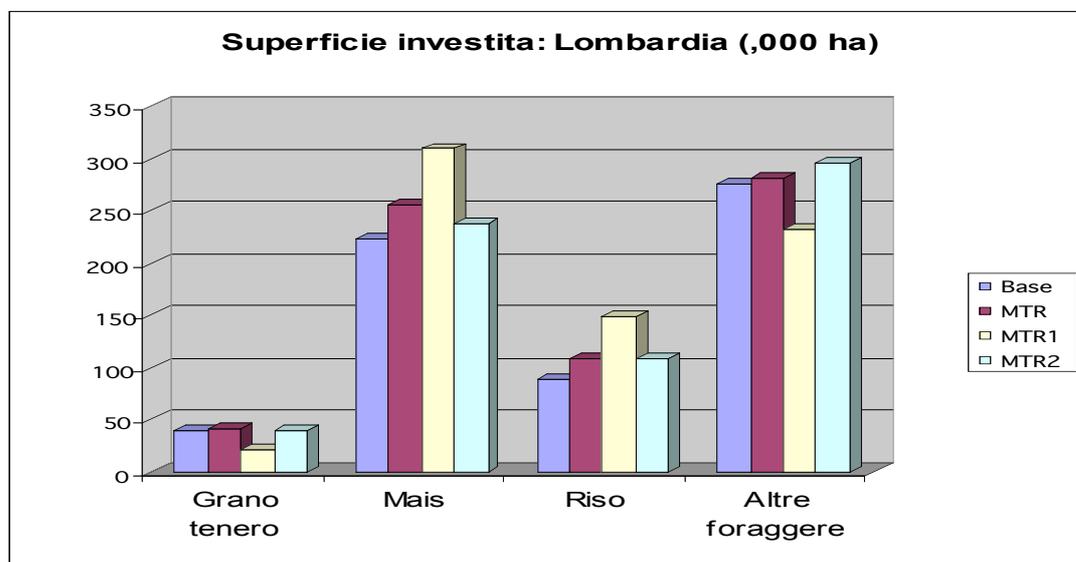


Figura 5 Dinamiche del consumo irriguo indotto dalle politiche di internalizzazione del costo esterno.

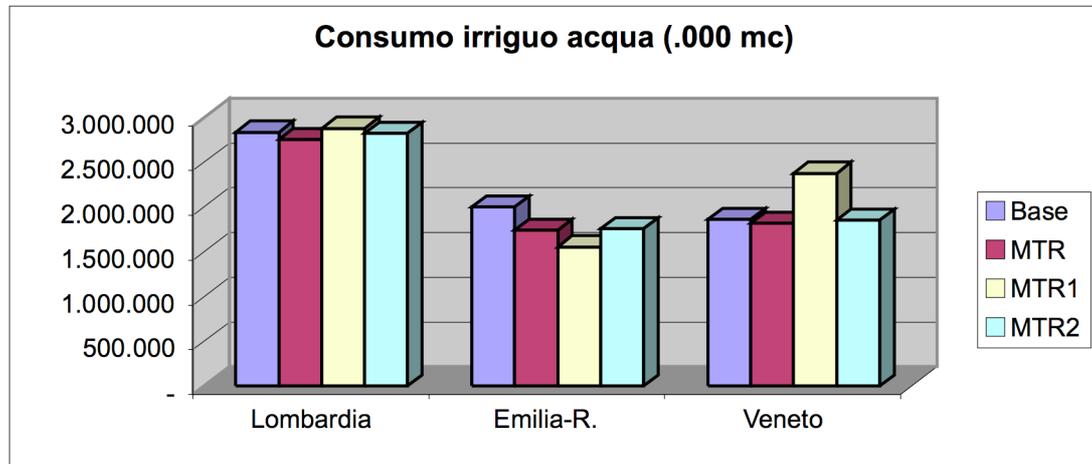


Tabella 3 Fabbisogni idrici

	Scenario			
	Anno base	MTR	MTR1	MTR2
Lombardia	2.838.963	2.753.658	2.881.513	2.823.086
Emilia Romagna	2.002.334	1.742.024	1.556.879	1.758.670
Veneto	1.865.265	1.817.822	2.380.498	1.857.463

Tabella 4 Le superfici coltivate

		Anno Base	MTR	MTR1	MTR2
		Area coltivata (.000) Ha	Area coltivata (.000) Ha	Area coltivata (.000) Ha	Area coltivata (.000) Ha
LOMBARDIA	Grano Tenero	39,94	40,64	21,21	40,4
	Riso	89,55	108,93	149,51	108,8
	Mais	223,35	255,21	309,45	236,93
	Soia	44,54	75,65	50,51	36,71
	Barbabietola	22,62	19,63	20,93	20,24
	Orticole	10,08	1,01	1,01	1,01
	Vino da tavola	18,62	18,15	18,15	18,15
	Mais foraggiero	110,92	49,29	46,49	69,67
	Altre foraggere	275,46	281,03	232,34	295,3
	Pascoli intensivi	152,18	154,99	104,12	137,7
	Pascoli estensivi	152,18	149,37	200,24	166,65
	Terre incolte	0,98	0,98	0,98	1,61
Emilia Romagna	Grano tenero	137,56	157,02	207,43	144,87
	Mais	68,2	69,2	80,63	58,15
	Soia	29,46	34,24	9,28	16,55
	Barbabietola	80,52	79,54	90,11	79,45
	Orticole	26,56	2,66	4,05	2,66
	Mele, pere & pesche	60,1	62,48	62,48	62,48
	altri frutti	23,13	14,82	14,82	14,82
	Vino da tavola	43,87	50,79	50,79	50,79
	Altri vini	13,99	13,89	13,89	13,89
	Mais foraggiero	22,28	21,39	13,42	22,48
	Altre foraggere	255,91	241,02	186,51	254,4
	Pascoli intensivi	67,16	66,53	127,61	51,86
	Pascoli estensivi	67,16	67,79	6,72	82,46
	Terre incolte	34,98	59,31	107,23	107,23
VENETO	Grano Tenero	37,57	37,02	3,76	43,49
	Mais	285,03	294,6	253,67	279,61
	Soia	73,7	92,35	39,4	51,91
	Barbabietola	38,23	34,15	24,75	37,74
	Orticole	30,11	3,01	214,85	3,01
	Mele, pere & pesche	18,37	16,24	16,24	16,24
	Vino da tavola	53,23	68,73	68,73	68,73
	Altri vini	17,36	16,37	16,37	16,37
	Mais foraggiero	43,49	50,91	19,38	33,63
	Altre foraggere	82,46	93,64	73,78	127,13
	Pascoli intensivi	84,5	86,29	62,01	58,93
	Pascoli estensivi	84,5	82,7	106,99	110,07
	Terre incolte	8,88	8,88	12,52	25,39

Tabella 5 Reddito Lordo

		Base Year	MTR	MTR1	MTR2
		Reddito Lordo €/Ha	Reddito Lordo €/Ha	Reddito Lordo €/Ha	Reddito Lordo €/Ha
<b>LOMBARDIA</b>	Grano tenero	1046,4	1192,65	1242,14	1187,18
	Riso	1603,93	1661,7	1627,93	1643,9
	Mais	1723,22	1548,25	1548,25	1531,5
	Soia	880,36	849,96	821,17	959,65
	Barbabietola	1957,07	2059,97	1891,48	2040,15
	Orticole	10398,87	10645,98	10645,98	10645,98
	Vino da tavola	1121,18	1157,96	1157,96	1157,96
	Mais foraggiero	650,5	1018,07	1017,33	941,91
	Altre foraggere	861,73	1593,04	1533,18	1488,09
	Pascoli intensivi	150,53	833,8	833,8	833,8
	Pascoli estensivi	53,5	736,85	736,85	736,85
	Terre incolte	438,32	438,32	438,32	438,32
<b>Emilia Romagna</b>	Grano tenero	998,12	976,34	932,69	957,01
	Mais	1643,88	1413,34	1345,72	1427,97
	Soia	862,12	767,42	711,04	730,93
	Barbabietola	1651,47	1613,92	1555,7	1607,16
	Orticole	11534,7	11799,66	10998,14	11799,66
	Mele, pere & pesche	5878,57	6078,19	6078,19	6078,19
	Altri frutti	14918,84	14222,4	14222,4	14222,4
	Vino da tavola	1990,37	2071,33	2071,33	2071,33
	Altri vini	23095,88	23156,09	23156,09	23156,09
	Mais foraggiero	612,03	968,96	924,5	950,34
	Altre foraggere	747,72	1428,7	1563,27	1390,55
	Pascoli intensivi	127,35	814,86	814,86	814,86
	Pascoli estensivi	42,66	730,22	730,22	730,22
	Terre incolte	298,95	298,95	298,95	298,95
<b>VENETO</b>	Grano tenero	1073,67	1312,42	1270,26	1232,68
	Mais	1665,85	1621,47	1501,38	1613,39
	Soia	931,07	1087,2	1119,83	984,25
	Barbabietola	1848,33	2061,7	2166,34	2036,88
	Orticole	10941,09	11228,11	10954,09	11228,11
	Mele, pere & pesche	6811,63	7023,78	7023,78	7023,78
	Vino da tavola	1791,55	1865,79	1865,79	1865,79
	Altri vini	23087,56	23085,11	23085,11	23085,11
	Mais foraggiero	1778,14	2073,75	1901,44	1967,74
	Altre foraggere	484,6	1171,6	1142,18	1125,03
	Pascoli intensivi	107,94	775,79	775,79	775,79
	Pascoli estensivi	41,13	707,86	707,86	707,86
	Terre incolte	552,21	552,21	552,21	552,21

Tabella 6 Eccesso di Nitrati

		Anno Base	MTR	MTR1	MTR2	
Lombardia	Orzo	93,54	88,72	88,72	88,72	
	Mais	158,01	149,85	149,85	88,72	
	Riso	210,29	201,55	89,1	88,72	
	Leguminose	91,54	88,49	34,26	88,72	
Emilia Romagna	Grano tenero	112,67	104,94	55,87	55,37	
	Grano duro	85,57	81,33	55,38	55,37	
	Mais	134,94	125	107,29	55,37	
	Leguminose	32,44	30,19	30,19	55,37	
	Barababietola	89,13	84,75	55,54	55,37	
	Orticole	249,06	230,35	58,82	55,37	
	Mele,Pere&pesche	39,8	36,95	55,41	55,37	
	Table wine	22,42	21,07	55,57	55,37	
Veneto	Mais	24,68	22,81	70,52	70,5	
	Soia	28,6	26,75	70,57	70,5	
	Leguminose	252,85	240,94	187,48	70,5	
	Barababietola	24,98	23,75	114,52	70,5	
	Orticole	20,67	19,52	70,58	70,5	
	Vino da tavola	0,9	0,85	70,82	70,5	

## CAPITOLO 10 - CONCLUSIONI

La ricerca si è configurata per un approccio sistemico ed integrato. In tal senso l'analisi ha riguardato dapprima lo studio delle condizioni di riferimento per la formulazione di strategie gestionali della risorsa acqua. Infatti, la ricerca bibliografica ha messo in luce che i concetti portanti delle ultime tendenze in materia di gestione idrica si rifanno alla struttura della natura intrinseca della risorsa.

La letteratura disponibile sulle componenti del processo decisionale che sottostanno la formulazione delle linee guida delle politiche europee in materia di acqua è rivolta all'identificazione delle categorie distinte di funzioni e tipologie di consumo. Tali caratteristiche sono collegate da scale di valore della risorsa molto diversificate, la cui comprensione è finalizzata a stabilire le priorità, i diritti ed i criteri di gestione idrica in un'ottica intersettoriale.

La crisi del modello gestionale tradizionalmente adottato, riferito a strategie d'intervento mirate all'incremento dell'offerta d'acqua attraverso la creazione di infrastrutture di fornitura idrica, ha evidenziato la necessità d'integrare i concetti della sostenibilità nelle politiche adottate.

Come dimostrato nel capitolo 7, è fondamentale che l'analisi della domanda tenga in conto con le reali possibilità economiche dei futuri beneficiari di pagare tariffe che rispecchino i costi derivanti dal progetto di prelievo delle acque. Ad esempio, il sovradimensionamento della infrastruttura di fornitura idrica in un'ottica di sviluppo futuro comporta, nella pratica, il mancato uso di buona parte dell'acqua resa disponibile, con il conseguente aumento delle tariffe del servizio per adeguarle ai consumi reali.

È altrettanto importante considerare la disponibilità delle portate dell'Ebro in base alle esigenze di funzionalità ecologica prospettate dalla Direttiva Quadro sulle Acque. In ogni caso negli anni di siccità non esistono tali disponibilità. Questo aspetto dovrebbe essere analizzato ed incluso nelle future elaborazioni per la realizzazione del progetto per sapere con quale frequenza si possono produrre disequilibri tra le acque disponibili ed i quantitativi previsti per la fornitura. È necessario includere nella contabilità questi mancati usi previsti, dal momento che è fondamentale tenere conto di queste carenze nei bilanci economici (non si può ammortizzare un investimento imputando tariffe su acque che non possono essere erogate).

Inoltre, nella contabilità degli investimenti previsti dal progetto analizzato non si contabilizzano gli ammortamenti delle opere e delle infrastrutture, ma vengono considerati soltanto gli investimenti secondari di mantenimento e riparazione delle installazioni. Secondo la mia opinione è inaccettabile ignorare l'ammortamento dei reali investimenti nonostante si preveda che tali costi dovranno essere coperti a fondo perduto da finanziamento pubblico. Questa decisione deve essere presa sulle basi di considerazioni politiche, ma non si deve occultare la razionalità o l'irrazionalità economica del progetto in sé

La qualità delle acque che si intendono trasferire mediante l'infrastruttura oggetto d'analisi non permette l'uso potabile e compromette l'uso industriale. Attualmente, come ampiamente evidenziato nel presente lavoro, parlare di

offerta di acqua senza considerarne il livello qualitativo è inaccettabile . Infatti, lo studio ha evidenziato che non si può formulare la gestione del consumo idrico soltanto in termini di allocazione delle risorse disponibili, ma che tale consumo è strettamente interrelazionato con fattori economici, ambientali e sociali.

Pertanto le conclusioni tratte dallo studio pongono le basi per l'apertura di un dibattito serio sull'opportunità o meno di promuovere la realizzazione del suddetto progetto. In ogni caso a partire dal 2006 e fino al 2009 la Confederazione Idrografica dell'Ebro deve promuovere, in accordo con la Direttiva Quadro sulle Acque, un processo partecipativo che permetta revisionare il Piano di Gestione del Bacino Idrico dell'Ebro, adeguandosi ai criteri ed obiettivi delle politiche idriche europee. Ritengo che in tale occasione debbano essere revisionate le entità delle concessioni richieste dal progetto. Peraltro, i fondi pubblici per lo sviluppo della zona previsti dal Fondo Miner, che sicuramente devono essere destinati ad iniziative d'impresa, senza dubbio possono essere utilizzati in maniera più intelligente, ragionevole e proficuo per la comunità.

L'urgenza di adottare criteri di gestione in un'ottica di sostenibilità è stato recepito dall'Unione Europea mediante l'emanazione delle misure contenute nella Direttiva Quadro sulle Acque e nel presente lavoro sono stati identificati gli elementi caratterizzanti il cambiamento radicale che tale legislazione implica anche per il consumo idrico in agricoltura.

Dall'analisi delle variabili che intervengono nelle modalità di consumo dell'acqua come fattore di produzione delle attività agricole si evince l'importanza di una gestione integrata a livello di bacino idrico attuata in base a bilanci redatti sia in termini quantitativi che qualitativi. Infatti, il consumo di acqua per scopi irrigui devia dal ciclo idrico del bacino soltanto parte dell'acqua prelevata a tale scopo, mentre la restante vi fa ritorno e si rende disponibile per altri usi. Il consumo di acqua da parte dell'agricoltura si esplica, quindi, in maggior misura nei cambiamenti qualitativi che il rilascio di fertilizzanti e fitoterapici determina sulle acque utilizzate per l'irrigazione delle colture. Inoltre, questo consumo riguarda anche le acque provenienti dalle precipitazioni nelle produzioni non irrigue.

La Direttiva Acque promuove l'uso di strumenti economici per incentivare un consumo delle risorse idriche conforme ai principi di sostenibilità e volto alla conservazione della risorsa nel suo complesso. A tale fine indica la tariffazione come uno strumento per consapevolizzare gli utenti del reale valore della risorsa idrica ed indurre l'allocazione verso gli usi più produttivi per la società.

Dall'analisi bibliografica effettuata si evince che la tariffazione basata sui prelievi di acqua irrigua non può raggiungere appieno tali obiettivi e quindi nella ricerca effettuata nell'ambito del presente lavoro, si sono avanzate ipotesi di implementazione delle indicazioni della Direttiva Acque incentrate sul consumo qualitativo della risorsa determinato per unità di superficie e comparto produttivo.

In tale contesto d'indagine, si sono individuate le interazioni ed incongruenze tra le misure politiche d'intervento sia dalle disposizioni in merito alla riforma a medio termine della PAC che della Direttiva sulle Acque. Infatti, le politiche

agricole hanno a lungo sostenuto modelli produttivi che incentivavano il consumo di acqua irrigua e l'adozione di pratiche colturali intensive. Le riforme a medio termine di tale quadro politico, indurranno miglioramenti in tal senso, ma saranno necessarie ulteriori interventi, sia di natura istituzionale che giuridico, affinché possano essere coordinate le misure rivolte alla salvaguardia dell'ambiente.

L'analisi, quindi, è stata estesa alla definizione delle pressioni ambientali determinate dalle specifiche attività di produzione agricola, all'evoluzione degli elementi inquinanti emessi nell'ecosistema fino agli effetti terminali provocati sulla natura e sull'uomo.

La complessità dei fenomeni coinvolti comporta da un lato la necessità /opportunità di affrontare tematiche di carattere economico – ambientale secondo criteri di indagine multidisciplinare, ma dall'altro implica un lavoro di ricerca di particolare onerosità, anche in termini di organizzazione e di informazione.

Dato l'approccio intersettoriale della ricerca, lo studio ha valutato in termini monetari (costo di ripristino) l'impatto originato da individuate attività di produzione, ma sostenuto da differenti imprese di servizio. Infatti, sono stati individuati i costi sostenuti dalle aziende di potabilizzazione generati dall'aumento di concentrazione dei nitrati nelle acque e ricondotti alla responsabilità economica dell'uso della risorsa naturale all'agente fruitore.

Per la prima volta in letteratura è stato possibile relazionare in maniera diretta le concentrazioni di nitrati nelle acque sotterranee ai costi sostenuti per farvi rimedio. Grazie all'implementazione del modello di simulazione CAPRI/ELBA è stato possibile esprimere tali costi sia per ettaro di suolo coltivato che per kg di fertilizzante immesso in eccesso rispetto le esigenze nutritive riferite ad una specifica coltura.

Va tuttavia sottolineato come, pur limitando la considerazione allo specifico ambito di analisi qui affrontato, la valutazione dei costi esterni presenti margini di implementazione in merito sia alle diverse tecnologie di ripristino della qualità del media naturale (potabilizzazione) sia al potenziamento delle funzioni di costo in ordine all'ampiezza dei valori delle variabili esplicative (indicatori fisici di impatto). L'analisi è da considerarsi, quindi, come un esempio metodologico di approccio alla problematica esposta.

Sulla base dei valori delle esternalità stimati, la ricerca ha dimensionato lo strumento tariffario quale misura di internalizzazione dei costi sociali verificando, nel contempo, la sua capacità di determinare effetti di cross – achievement (in termini di consumo quantitativo, oltre che qualitativo, della risorsa naturale). È stato possibile, quindi, osservare l'efficacia degli strumenti economici formulati (tariffazione/sussidio) rispetto agli obiettivi di sostenibilità dei consumi idrici in agricoltura.

Pur limitando il proprio campo di osservazione ad alcune regioni italiane ed a livello aggregato, lo studio ha posto in evidenza come una maggiore efficacia ambientale, in entrambi i termini richiamati, ed economica sia garantita da

politiche tese a prevenire i fenomeni di inquinamento mediante il sostegno ad opportune modificazioni e razionalizzazioni delle tecnologie di produzione. La prevenzione, infatti, innesca un processo di adattamento delle pratiche colturali e di innovazione tecnologica che trasforma la struttura produttiva del settore verso modelli coerenti con la protezione delle risorse naturali. Inoltre, tale strategia di prevenzione implica che, rispetto all'ipotesi di tariffazione, dopo un periodo necessario alla completa attuazione delle modifiche indotte, si possa ipotizzare di raggiungere un equilibrio tra attività produttive e mantenimento della funzionalità ambientale.

I risultati conseguiti e, in particolare, la misurazione del valore del costo esterno mostrano in conclusione possibili ambiti di approfondimento della ricerca teorica ed applicativa e potenziali ricadute di carattere politico ed operativo in relazione sia alle prospettive delineate dal quadro normativo sia all'opportunità di definizione di nuove misure di politica ambientale (incentivi alla riduzione dei costi sociali) in un'ottica di sistema.

## BIBLIOGRAFIA

Abdalla C.W., (1994): *Groundwater values from avoidance cost studies: implications for policy and future research*. American Journal of Agricultural Economics. Vol. 76 n.5, pp. 1062-7;

AEA – Agenzia Europea per l’Ambiente - (1999): *Sustainable Water Use in Europe – Part 1: Sectoral Use of Water. Environmental assessment report No 1*. Agenzia Europea dell’Ambiente, Copenaghen. URL: <http://reports.eea.europa.eu/binaryeenviasses01pdf/en/enviasses01.pdf>;

AEA– Agenzia Europea per l’Ambiente - (1999): *Nutrients in European ecosystems*, Environmental Assessment Report n. 4, Copenaghen. URL: <http://reports.eea.europa.eu/ENVIASSRP04/en>;

AEA – Agenzia Europea per l’Ambiente - Nixon S. C., Lack T. J., Hunt D. T. E., Lallana C., Boschet A. F., (2000): *Usò sostenibile dell’acqua in Europa? Stato, prospettive e problemi*, Copenaghen. URL: [http://reports.it.eea.europa.eu/water\\_assmnt07/it/index\\_html\\_local](http://reports.it.eea.europa.eu/water_assmnt07/it/index_html_local);

AEA – Agenzia Europea per l’Ambiente - (2000): *Introduzione per migliorare l’ambiente in Europa*. Copenaghen. URL: [http://orgclassic.eea.europa.eu/documents/brochure/brochure\\_index.html-it](http://orgclassic.eea.europa.eu/documents/brochure/brochure_index.html-it);

AEA – Agenzia Europea per l’Ambiente - (2003): *Europe’s water: An indicator- based assessment*, Topic Report n. 1, Copenaghen. URL: [http://reports.eea.europa.eu/topic\\_report\\_2003\\_1/en/Topic\\_1\\_2003\\_web.pdf](http://reports.eea.europa.eu/topic_report_2003_1/en/Topic_1_2003_web.pdf);

AEA– Agenzia Europea per l’Ambiente - (2004): *Segnali ambientali 2004. Un aggiornamento dell’Agenzia europea dell’ambiente su alcuni temi specifici*. Copenaghen. URL: [http://reports.eea.europa.eu/signals2004/it/IT\\_Signals\\_web.pdf](http://reports.eea.europa.eu/signals2004/it/IT_Signals_web.pdf);

Aguilera Klink F., (2002): *Los mercados de agua en Tenerife*, Colección Nueva Cultura del Agua 9, Bakeaz, Bilbao;

Allan J.A., (2003): *Virtual Water- the Water, Food, and Trade Nexus. Useful Concept or Misleading Metaphor?* Water International. Vol. 28, No. 1, pp. 4-11, The Strand, London, U.K;

Allen R.A., Pereira L.S., Raes D., Smith M., (1998): *Crop Evapotranspiration. Guidelines for Computing Crop Water Requirements*. FAO Irrigation and Drainage Paper 56. United Nations Food and Agriculture Organization. Rome;

Arrojo P., (2006): *El reto ètico de la nueva cultura del agua. Funciones*,

*valores y derechos en juego*. Paidós – Estado y Sociedad Vol 139, Barcelona;

Arrojo P., Naredo J.M., (1997): *La gestión del agua en España y California*. Centro de Documentación y Estudios para la Paz, Balkeaz, Bilbao;

Azqueta D., (2002): *Introducción a la economía ambiental*. McGraw – Hill/ Interamericana de España, S.A.U., Madrid;

Basile E., Cecchi C., (1994): *Il dualismo funzionale dell'agricoltura*. In *L'economia italiana dagli anni settanta agli anni novanta. Pragmatismo, disciplina e saggezza convenzionale*, a cura di Pizzuti F.R., McGraw-Hill, Milano, pp. 327-47;

Bauer C., (2004) *Siren song: Chilean Water law as a Model for International Reform*. Resources for the future, RFF Press, Washington DC, USA;

Bauer C., (1996) *El mercado de aguas en California* In A. Embid (dir.): *Precios y mercados del agua*, Civitas, Madrid;

Bauer.C., (1997) *Bringing Water Markets down to Earth: The Political Economy of Water Rights in Chile 1976-95*, World Development, 25:639-656;

Bazzani G.M., Di Pasquale S., Gallerani V., Moranti S., Raggib M., Viaggi D., (2005): *The sustainability of irrigated agricultural systems under the Water Framework Directive: first results*. Environmental Modelling & Software. Vol. 20 (2005), pp. 165-175.;

Bazzani G.M., Di Pasquale S., Gallerani V., Viaggi D., D'Amore A., Fabbri A., (2001): *WADI - Survey of current framework for water management in European irrigated systems: Italy*. Università di Bologna, CBRO, CSA. URL: <http://www.wadi.unifi.it/>;

Beare S., Heaney A., (2002): *Externalities and water trading in the Murray Darling Basin, Australia*. Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics Australian Conference of Economists, Adelaide, 30 September–3 October 2002 ;

Berbel J. et al., (2005): *Un enfoque multicriterio para analizar el impacto de la tarificación del agua en regantes heterogéneos*. Paper presented at the International Workshop “Hydro-economic modelling and tools for implementation of the EU Water Framework Directive”;

Bergstrom J.C., Boyle K.J., Poe G.L. (eds.), (2001): *The economic value of water quality*. New Horizons in Environmental Economics series, Cheltenham / Northampton, MA: Edward Elgar ;

Bontempi S., Broekman A., Palladino G., Setti M., (2005): *Agricoltura ed ambiente: una valutazione dei costi esterni*, XLII Convegno SIDEA *Biodiversità e tipicità. Paradigmi economici e strategie competitive*, 22-24.09.2005, Pisa (I);

Bontemps C., Couture S., (2002): *Irrigation Water Demand for the Decision Maker*. Environment and Development Economics. Vol. 7, pp. 643-57;

Bos M. G., (1979): *Der Einfluss der Grosse der Bewässerungs einheiten auf die verschiedenen Bewässerungs wirkungsgrade*. Zeitschrift für Bewässerungs Wirtschaft, Bonn. Vol. 14(1), pp. 139–155;

Bos M. G., Walters W., (1989): *Project or overall irrigation efficiency*. In *Irrigation theory and practice*, 499– 506, ed. J. R. Rydzewski and C. F. Ward, *Proceedings of the International Conference held at the University of Southampton*, 12–15 September, 1989. London, UK: Pentech Press;

Bos M.G., Walters W., (1990): *Water Charges and Irrigation Efficiencies*. Irrigation and Drainage Systems, Vol. 4, pp. 267-278;

Boyle K.J., Bergstrom J.C., Poe G.L., (2001): *The Economic Value of Water Quality: Summary and Conclusions* (Chapter 9). In Bergstrom, et al. (editors), *The Economic Value of Water Quality*. New Horizons in Environmental Economics Series (W.E. Oates and H. Folmer, general editors). Edward Elgar Publishing: Cheltenham, UK and Northampton, MA;

Briscoe J., 1996: *Water as an Economic Good: The Idea and what it Means in Practice*. International Commission on Irrigation and Drainage, Special Congress, Special Session R. 11, Cairo;

Britz W., (2005): *CAPRI Modelling System Documentation*, edited by University of Bonn, August 2005, Bonn (D);

Britz W., Perez I., (2006): *Medium term changes of nitrate balances for EU15 under different CAP policy options*, in Evaluation of policy measures and methods to reduce diffuse water pollution, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt-D) URL: <http://www.umweltbundesamt.de> ;

Brouwer F., (2002): *Effects of Agricultural Policies and Practices on the Environment: Review of empirical work in OECD Countries*. COM/AGR/CA/ENV/EPOC(2001)60/FINAL ;

Brunckhorst D., (2000): *Bioregional planning: resource management beyond the new millennium*. Harwood Academic Publishers, Sydney, Australia;

Caballer V., Guadalajara N., (1998): *Valoración económica del agua de riego*.

Ed. Mundi Prensa, Madrid;

Calatrava Leyva J., Sayadi S., (2005): *Economic valuation of water and "willingness to pay" analysis with respect to tropical fruit production in southeastern Spain*. Spanish Journal of Agricultural Research, Vol. 3, pp. 25-33;

Caswell M., Zilberman D., (1986): *The Effects of Well Depth and Land Quality on the Choice of Irrigation Technology*, Amer. J. Agr. Econ., 68: 798-811;

Caswell M., Lichtenberg E., Zilberman D., (1990): *The effects of pricing policies on water conservation and drainage*. American Journal of Agricultural Economics, 72(4), 883–890;

Catalano G.M., Lombardo S., (1990): *Analisi Costi Benefici: opere pubbliche*, Il Mulino, Bologna;

Causape J., Quilez D., Aragues R., (2004): *Assessment of irrigation and environmental quality at the hydrological basin level - I. Irrigation quality*. Agricultural Water Management. Vol. 70 (2004), pp.195-209;

CE - Commissione Europea – DG Environment (2000): *Water pricing in selected Accession Countries to the European Union, current policies and trends*. Part I Comparative Analysis. Final Report, December 2000;

CE - Commissione Europea (1992): *Towards Sustainability*. COM (92) 23 final VOL.II, Brussels, 27 March 1992;

CE - Commissione Europea (2000). *Water pricing policies in theory and practice*. Accompanying document SEC(2000)1238 to the Communication COM(2000) 477;

CE - Commissione Europea (2000): *Pricing policies for enhancing the sustainability of water resources*. COM(2000) 477;

CE - Commissione Europea, (2000) : *2000/60/EC Directive of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy*. OJ, L 327 (22.12.2000), pp. 1-72;

CE - Commissione Europea (2002): *Attuazione della direttiva 91/676/CEE del Consiglio relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole. Sintesi delle relazioni trasmesse dagli Stati membri per il 2000*. Lussemburgo Copenaghen. URL: [http://ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/91\\_676\\_eec\\_it.pdf](http://ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/91_676_eec_it.pdf) ;

CE - Comunità Europea (2003): *Water for Life. EU water initiative, International Cooperation: from knowledge to action.* URL: [http://ec.europa.eu/research/water-initiative/index\\_en.html](http://ec.europa.eu/research/water-initiative/index_en.html);

CER – Canale Emilano Romagnolo - Bortone G.,(2002): *Acqua: risparmio e usi plurimi, I progetti per la Romagna – Risorse idriche e agricoltura: le scelte per la Regione.* Speciale Agricoltura. URL.: [http://www.consorziocer.it/Pubblicazioni/pubblicazioni\\_2002.html](http://www.consorziocer.it/Pubblicazioni/pubblicazioni_2002.html);

Cetin B., Yazgan S., Tipi T., (2004): *Economics of drip irrigation of olives in Turkey.* Agricultural Water Management. Vol. 66 (2004), pp.145-51;

Coase R.H., (1960): *The Problem of Social Cost.* In *Journal of Law and Economics*, Vol. 3, pp.1-44;

Cob A. M., Faci Gonzalez J.M., Bercero Bercero A., (1998): *Evapotraspiración y necesidades de riego en las principales comarcas de Aragón.* Institución “Fernando Católico”, Zaragoza (S);

Collentine D., (2005): *Setting permit prices in a transferable discharge permit (TDP) system for water quality management.* Paper prepared for presentation at the 99th seminar of the EAAE (European Association of Agricultural Economists), Copenhagen, Denmark August 24-27, 2005 ;

De Benedictis M., (1996): *Agricoltura e ambiente: interazioni tecniche ed economiche.* Università di Roma “La Sapienza”, Facoltà di Economia, Dipartimento di Economia Pubblica. Dattiloscritto;

de Fraiture C., Perry C., (2003): *Why is irrigation water demand inelastic at low price ranges?* Paper Presented at the Conference on Irrigation Water Policies: Micro and Macro Considerations, 15-17 June, Agadir;

De Moor A.P.G., (2005): *Perverse incentives: subsidies and sustainable development.* Institute for Research on Public expenditure, Olanda. URL: <http://worldpolicy.org/globalrights/subsidies.html>;

Dietz T., Ostrom E., Stern Paul C., (2003): *The Struggle to Govern the Commons.* Science Vol. 302, pp. 1907-1912;

Dinar A., Letey J., (1996): *Modelling economic management and policy issues of water in irrigated agriculture.* Westport, USA, Praeger Publishers;

Dinar A., Subramanian A., (1997): *Water pricing experiences: an international perspective.* World Bank Technical Paper No. 386. Washington, DC, World Bank;

Dworak T., (2006): WFD meets CAP. Opportunities for the future. Ecologic Institute. URL: <http://www.ecologic-events.de/cap-wfd>;

Dwyer J., Baldock D., Einschütz S., (2000): *Cross-compliance under the Common Agricultural Policy. A Report to the Department of the Environment, Transport and the Regions (DETR)*. Institute for European Environmental Policy, London;

EMEP (1999): *Atmospheric supply of nitrogen to the OSPAR Convention Waters in the period 1990–2000* URL: <http://www.emep.int/publ/ospar/2003/index.html>;

FAO – Ongley E.D., (1996): *Control of water pollution from agriculture. Irrigation and drainage paper 55.* URL: <http://www.fao.org/docrep/W2598E/W2598E00.htm#Contents> ;

FAO (1993): *Economic evaluation of water resources in agriculture*, in The state of food and agriculture. FAO Agriculture Series, n. 26, Rome;

FAO (2003): *Rethinking the approach to groundwater and food security. Water reports N° 24.* URL: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/005/y4495E/y4495E00.pdf>;

FAO (2003): *Unlocking the water potential of agriculture* URL: <http://www.fao.org/docrep/006/y4525e/y4525e00.htm>;

FAO. Cornish G., Bosworth B., Perry C., Burke J., (2004): *Water charging in irrigated agriculture. An analysis of international experience.* Water reports, N° 28. URL: <http://www.fao.org/docrep/008/y5690e/y5690e00.htm>;

Faurès J.M., Hoogeveen J., Bruinsma J., (2002): *The FAO irrigated area forecast for 2030.* Rome. URL: <ftp://ftp.fao.org/agl/aglw/docs/fauresetalagadir.pdf>;

Feijoo M., Calvo E., Albiac J., (2000): *Economic and environmental policy analysis of the Flumen-Monegros irrigation system in Huesca, Spain.* Geogr. Anal., 32, 187 – 204. Spain;

Fischer P., (1996): *Quantifizierung der Eintragspfade für Pflanzenschutzmittel in Fließgewässer.* In *Boden und Landschaft, Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie.* Band 12, pp. 166;

FNCA - Fundación para una Nueva Cultura del Agua (2005): *European Declaration for a "New Water Culture"*, URL: <http://www.unizar.es/fnca/euwater/index2.php?x=3&idioma=en>;

Fonseca M., Martinez E., (2005): *Modelling new EU agricultural policies: global Guidelines, local strategies* . In: Interwies E., Dworak T., Görlach B., Best A., (2006): *Deliverable 13 – WFD and Agriculture Linkages at the EU Level. Final Paper about Incentive water pricing and cost recovery in the WFD. Elements for linking EU Agricultural and Water Policies*. Water Framework Directive meets Common Agricultural Policy – Opportunities for the future. Ecologic SSPE-CT-2005-006618-CAP-WFD ISSN: 1366-7017. URL: [http://www.ecologic.de/download/projekte/1950-1999/1966/1966\\_deliverable\\_13.pdf](http://www.ecologic.de/download/projekte/1950-1999/1966/1966_deliverable_13.pdf);

Fornés J. M., Hera A. de la, Llamas M. R., (2005 ): *The Silent Revolution in Ground- water Intensive Use and its Influence in Spain*, Water Policy, Vol. 7, No. 3, pp. 253-268;

Gardner R.L., Young R.A., (1998): *Assessing Strategies for Control of Irrigation-Induced Salinity in the Upper Colorado River Basin*. American Journal of Agricultural Economics. Vol. 70, pp. 37-49;

Garrido A., (2002): *Transition to full-cost pricing of irrigation water for agriculture in OECD countries*, Document No. COM/ENV/EPOC/AGR/CA(2001)62/FINAL, OECD, Paris, France. URL:<http://www.worldbank.org/html/fpd/water/pdf/GarridoPricingofwaterinagriculture.pdf>;

Garrido A., (2005): *Using good economic principles to make irrigators become true partners of water and environmental policies*. OECD Workshop on Agriculture and Water Sustainability, Markets and Policies. URL: <http://www.oecd.org/agr/meet/water>;

Garrido A., Calatrava J., (2005): *Recent and future trends in water charging and water markets*, In Garrido A, Llamas M.R. (Eds.). *Water policy in Spain*, Resources for the Future, Washington, D.C. 2006, in preparation;

Ghetti P. F., (1997): *Manuale di applicazione. Indice Biotico esteso ( I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia Autonoma di Trento. Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente, pp. 222;

Gómez Ramos A., Garrido A., (2004): *Formal risk-sharing mechanisms to allocate uncertain water resources: the case of option contracts*. Water Resources Research, Vol. 40, W12302. doi: 10.1029/2004ER003340;

Gómez-Limón J. A., Arriaza M., Berbel J., (2002): *Conflicting Implementation of Agricultural and Water Policies in Irrigated Areas in the EU*. Journal of Agricultural Economics, Vol.53, No. 2, p.p. 259 – 281;

Gómez-Limón J.A., Arriaza M., Berbel, J., (2002): *Conflicting implementation of agricultural and water policies in irrigated areas in the EU*. Journal of Agricultural Economics Vol. 53 (2), 4-27;

Gómez-Limón J.A., Arriaza M., Berbel J., (2002): *Conflicting Implementation of Agricultural and Water Policies in Irrigated Areas in the EU*. Journal of Agricultural Economics, Volume 53, Number 2, 1 July 2002, pp. 259-281(23);

Görlach B., Interwies E., (2003): *Economic Assessment of Groundwater Protection: A Survey of the Literature*. Final Report, European Commission, DG Environment;

Gramel S., Urban W. (2001): *Co-operative agreements between water supply and agriculture in Germany*. In Environment Agency (UK): *Protecting Groundwater*, conference held in Birmingham 4-5 October, 2001;

Gramel S., Urban W., (2001): *Co-operative agreements between water supply and agriculture in Germany*. in: Environment Agency (UK): *Protecting Groundwater*, conference held in Birmingham 4-5 October, 2001;

Grassi S., Rossi S., Squarci P., (2000): *Studio idrogeologico ed idrogeochimico dell'area della pianura costiera in Provincia di Livorno*, IIRG – ASA S.p.a.;

GWP - Global Water Partnership, (2000): *Integrated water resources management*. TAC Background Papers, No. 4. Technical Advisory Committee. Stockholm, Global Water Partnership. 67 pp. URL: <http://www.gwpforum.org/gwp/library/Tacno4.pdf>;

Hazell P.B.R., Norton R.D., (1986): *Mathematical Programming for Economic Analysis in Agriculture*, New York, Macmillan Publishing Company;

Heckelei T., (1997): *Positive Mathematical Programming: Review of the Standard Approach*, CAPRI – working paper 97-03;

Heinz I., Brouwer F., Andrews K., Zabel T., (2002): *Co-operative agreements in agriculture as an instrument to improve the economic efficiency and environmental effectiveness of the European Union Water Policy*. Final Report of the EU project ENV4-CT98-0782. Institute for Environmental Research, University of Dortmund;

Helfand G., House. B., (1995): *Regulating Nonpoint Source Pollution under Heterogeneous Conditions*. American Journal of Agricultural Economics. Vol. 77, pp. 1024-1032;

Hoekstra A. Y., Hung, P. Q., (2002): *Virtual Water Trade: A quantification of virtual Water Flows between nations in relation to international food trade*,

Value of Water Research Report Series, No. 11, UNESCO-IHE, Delft. The Netherlands;

Hofreither M.F., Sinabell F., (1996): *Konsequenzen und Chancen einer nachhaltigen Wassernutzung durch die Landwirtschaft*. Diskussionspapier Nr. 53-W-96, Februar 1996. Institut für Wirtschaft, Politik und Recht, Universität für Bodenkultur, Wien;

Horan R., Shortle J., (2001): *Environmental instruments for agriculture*. In *Environmental Policies for Agricultural Pollution Control*, edited by J. Shortle and D. Abler, pp. 19 – 65, CABI, Wallingford, U. K.;

Howitt T., (1995): Positive Mathematical Programming, *American Journal of Agricultural Economics*, Vol. 77, pp. 329-342;

Huffaker R., Whittlesey N., (2003): *A Theoretical Analysis of Economic Incentive Policies Encouraging Agricultural Water Conservation*. *International Journal of Water Resources Development*, Vol. 19, pp. 37-53;

Iacoponi L., (1995): *Modelli di adozione delle innovazioni e sistemi agricoli locali*. In Iacoponi L., Marotta G., (a cura di), *Nuovi modelli di sviluppo dell'agricoltura e innovazione tecnologica*. INEA. Roma, (1995) pp. 63-117;

ICID-International Commission on Irrigation and Drainage, (1997): Watsave scenario. New Delhi. URL: [http://www.icid.org/ws\\_pdf.html](http://www.icid.org/ws_pdf.html);

ICWE, (1992): *The Dublin statement and report of the Conference*. International Conference on Water and the Environment: Development Issues for the 21st Century, Dublin, Ireland;

Interwies E., Dworak T., Görlach B., Best A., (2006): *Deliverable 13 – WFD and Agriculture Linkages at the EU Level. Final Paper about Incentive water pricing and cost recovery in the WFD. Elements for linking EU Agricultural and Water Policies*. Water Framework Directive meets Common Agricultural Policy – Opportunities for the future. Ecologic SSPE-CT-2005-006618-CAP-WFD ISSN: 1366-7017. URL: [http://www.ecologic.de/download/projekte/1950-1999/1966/1966\\_deliverable\\_13.pdf](http://www.ecologic.de/download/projekte/1950-1999/1966/1966_deliverable_13.pdf);

ISTAT, (1990): *Caratteristiche tipologiche delle aziende agricole*, Roma, Italia;  
Johnson S.L., Adams R.M., Perry G.M., (1991): *The On-Farm Costs of Reducing Groundwater Pollution*. *American Journal of Agricultural Economics*. Vol. 73, pp. 1063-1073;

Johnston T.R.R., Kromm D.E., Byrne J.M., (2001): *On-farm water conservation practices in southern Alberta*. *Journal of the American Water Resources Association*. Vol. 37 (2001), pp. 737-50;

Kahlenborn W., Klaphake A. (2001): *Recherchen und Informationsaufbereitung zu ökonomischen Instrumenten in der Grundwassernutzung*. Report commissioned by the working group 'groundwater and water supply' of the German federal states' water authorities (LAWA). Berlin: Ecologic ;

Kapoor A., Viraraghavan T., (1997): *Nitrate removal from drinking water – review*. Journal of Environmental Engineering. Vol.123, n.4, p 371 – 380;

Keller A., Keller J., (1995): *Effective efficiency: A water use concept for allocating freshwater resources*. Water Resources and Irrigation Division Discussion Paper 22. Arlington, VA, USA. Winrock International;

Keller A., Keller J., Seckler D., (1996): *Integrated water resource systems: Theory and policy implications*. Research Report 3. International Irrigation Management Institute, Colombo, Sri Lanka;

Kijne J.W., Molden D., Barker, R. eds., (2003): *Water productivity in agriculture: limits and opportunities for improvement*. Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture Series, No. 1. Wallingford, UK, CABI Publishing;

Kijne J.W., Prathapar S.A., Wopereis, M.C.S., Sahrawat K.L., (1988): *How to manage salinity in irrigated lands: a selective review with particular reference to irrigation in developing countries*. SWIM Paper No. 2. Colombo, IWMI;

Kosz M., (1996): *Valuing riverside wetlands: The case of the "Donau-Auen" national park*. Ecological Economics. Vol.16 n.2, pp. 109–127;

Kraemer R.A., Banholzer K.M., (1999): *Tradable Permits in Water Resource Management and Water Pollution Control*. In Organization of Economic Cooperation and Development (OECD) (ed.): *Implementing Domestic Tradable Permits for Environmental Protection*, pp. 75-107. Proceedings. Paris: OECD;

Kraemer R.A., Interwies E., Kampa E., (2002): *Tradable Permits in Water resource Protection and Management - A Review of Experience and Lessons Learned*, in: OECD (ed.): *Domestic Tradable Permits: Lessons and Future Directions*. Paris: OECD;

Küchli C., Meylan B., (2002): *Wälder liefern das beste Trinkwasser*. Wald und Holz. Vol. 10 n. 2, pp. 51-54;

Lacroix A., Balduchi F., (1994) : *Le traitement des nitrates de l'eau potable, Bilan économique et perspectives*, in Agriculture, environnement et pollution

des eaux. Une perspective économique, Programme Environnement du CNRS (nov. 1992 - nov. 1994) INRA, ESR, équipe Régulation et Agriculture ;

Lacroix A., Balduchi F., (1995): *Le traitement des nitrates de l'eau potable. Bilan économique et perspectives*. Document de travail, INRA/ESR, Grenoble, (94-06);

Lange U., Dohler H., Eurich-Menden B., Gomann H., Jager P., Kreins P., Moller C., Prigge A., Ristenpart E., Schultheis U., (2006): *Evaluation of policy measures and methods to reduce diffuse water pollution*, edited by Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt - D) URL: <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3117.pdf>;

Layard R., (1983): *L'Analisi Costi Benefici* in "Quaderni Regionali", Formez n° 10, Napoli.;

Llamas M. R., (1992): *A água - escassez ou mau uso?* Coloquio/Ciencias. Revista de Cultura Científica. Fundação Calouste Gulbenkian . Lisboa, Vol. 4, núm. 12;

Llamas M. R., (1995): *La Crisis del Agua: ¿Mito o realidad?* Atti dei Convegna Lincei, Academia dei Lincei, Roma, No. 114, pp. 107-115;

Llamas M. R., Martínez-Santos, P., (2005): *Intensive Groundwater Use: Silent Revolution and Potential source of Conflicts*, Invited editorial in Journal on Water Resources Planning and Management, American society of Civil Engineers, September-October, pp. 337-341;

Llamas M.R., (2006): *Avances científicos y cambios en viejos paradigmas sobre la política del agua*. Revista empresa y humanismo, vol !X, No.2, pp 67-108;

Llamas M.R., Garrido A., (2005): *Lessons from Intensive Groundwater Use in Spain: Economic and social benefits and conflicts*. In Karen G., Villholth M., Giordano F. (Eds.), *The Agricultural Groundwater Revolution*. IWMI, forthcoming;

López-Gálvez J., Nardo J.M. (Eds.), (1997): *La gestión del agua de riego*, Madrid, Fund. Argentaria &Visor Distrib., p. 13;

Luquet D., Vidal A., Smith M., Dauzat J., (2005): *More crop per drop': how to make it acceptable for farmers?* Agricultural Water Management. Vol. 76 (2005), pp. 108-19;

MAFF, (1998): *The soil code*. MAFF publications, Admail 6000, London PB 0617. URL: <http://www.defra.gov.uk/farm/environment/cogap/pdf/soilcode.pdf>

MARIA A., (2003): *The costs of water pollution in India*. CERNA, Paris, France. Paper presented at the conference on Market Development of Water & Waste Technologies through Environmental Economics, 30-31 October 2003, Delhi;

Martín de Santa Olalla F., Calera A., Dominguez A., (2003): *Monitoring irrigation water use by combining Irrigation Advisory Service, and remotely sensed data with a geographic information system*. Agricultural Water Management. Vol. 61, pp. 111-24;

Martínez Y., Albiac J., (2004): *Agricultural pollution control under Spanish and European environmental policies*. Water Resources Research, Vol. 40, WS10501, doi: 10.1029/2004WR003102;

Masarutto A., (2002): *Irrigation water demand in Europe: the impact of Agenda 2000 and the Water Framework Directive*. Paper prepared for the international conference on Irrigation Water Policies: Micro and Macro Considerations, Agadir, 15-17 June 2002;

Massarutto A., (2001): *Water pricing, the Common Agricultural Policy and irrigation water use*, draft report, Udine, Italy;

Massarutto A., (2005): *Partecipazione pubblica e politiche idriche: spunti di riflessione a partire dal progetto Harmoni COP*, Convegno "Partecipazione pubblica nell'attuazione della Direttiva Quadro Europea sulle acque 2000/60". IEFÉ, Bocconi, Milano. URL: [http://www.gruppo183.org/area\\_tematica.asp?ID\\_AREA\\_TEMATICA=23](http://www.gruppo183.org/area_tematica.asp?ID_AREA_TEMATICA=23);

Massarutto A., (2005): *Water pricing and full cost recovery of water services: economic incentive or instrument of public finance?* Paper presented at the 11th International Sustainable Development Research Conference, Helsinki, 6-8 June 2005;

MDBC (2005): *Annual Report 2004–2005* URL.: [http://www.mdbc.gov.au/subs/annual\\_reports/ar0405/downloads.htm](http://www.mdbc.gov.au/subs/annual_reports/ar0405/downloads.htm);

Meinzen-Dick R., (1998): *Groundwater Markets in Pakistan: Institutional Development and Productivity Impacts*. In Easter, Rosegrant, Dinar (eds.), *Markets for Water: Potential and Performance*. Kluwer Academic Publishers, Boston;

Meinzen-Dick R., Rosegran, M.W., (1997): *Water as an Economic Good: Incentives, Institutions and Infrastructure*. In Kay M., Franks T., Smith L., (eds.), *Water: Economics, Management and Demand*. E and FN Spon., London;

Mejias P., Varela-Ortega C., Flichman G., (2004): *Integrating agricultural policies and water policies under water supply and climate uncertainty*. Water resource research;

Merlo M., Boscolo M., (1994): *L'uso dei suoli fra intensificazione ed abbandono: la concentrazione della produzione agricola*. In Cannata G., Merlo M. (a cura di), *Interazione tra agricoltura e ambiente in Italia*. Il Mulino-Inea, Bologna;

Molden D. J., Sakthivadivel R., Perry C. J., de Fraiture C., (1998): *Indicators for comparing the performance of irrigated agriculture*. Research Report. International Irrigation Management Institute, Colombo, Sri Lanka;

Molden D., (1997): *Accounting for water use and productivity*. SWIM Paper 1. International Irrigation Management Institute, Colombo, Sri Lanka;

Morris J., (2004): *Economics of the Water Framework Directive: Purpose, Principles and Practice*. Applied Environmental Economics Conference, The Royal Society, UK;

Naredo J.M, Estevan A., (2005). *Ideas y propuestas para una nueva política del agua*. Bakeaz;

Naredo J.M., (2003) *Economía en evolución. Historia y perspectivas de las categorías básicas del pensamiento económico* (3 edición), Siglo XXI de España Editores, Madrid;

Naredo, J.M. (2003) *La encrucijada de la gestión del agua en España* . Nel dossier *El agua: un despilfarro interesado*, revista Archipiélago, Vol. 57;

Newman P.J., Piavaux M.A., Sweeting R.A. (Ed), (1992): *River water quality: Ecological Assessment and control*. Commission of the European Communities, Luxembourg. ISBN 92-826-2929-5 ;

Nuti A., (1987): *L'Analisi Costi Benefici*, Il Mulino, Bologna;

OECD-Organisation for Economic Cooperation and Development (1999): Working Party on Economic and Environmental Policy Integration. *Agricultural water pricing in OECD countries*. ENV/EPOC/GEEI(98)11/FINAL Unclassified. 59 pp;

Oweis T., Hachum A., Pala M., (2004): *Lentil production under supplemental irrigation in a Mediterranean environment*. Agricultural Water Management. Vol.n. 68 (2004), pp. 251-65;

Palladino G., Setti M., (2003): *Impiego intrasettoriale delle risorse in agricoltura e sostenibilità*, paper presented at XL Convegno SIDEA *La liberalizzazione degli scambi dei prodotti agricoli tra conflitti ed accordi: il ruolo dell'Italia*, Atti pp. 381-395, 18-20.09.2003 Padova, 2004, F. Angeli, Milano;

Palladino G., Setti M., (2005): *Standard ambientali ed ecocondizionalità in agricoltura: un'analisi comparata dei criteri di gestione obbligatori*, in *Rivista di Economia Agraria*, n. 2, ESI, Napoli;

Palladino G., Setti M., (2006): *Condizionalità ambientale in agricoltura: valutazioni di carattere economico e politico*, paper presented at XLI Convegno SIDEA *Diritto all'alimentazione, agricoltura e sviluppo*, Atti pp. 463-480, 16-18.09.2004 Roma, edited by F. Angeli, Milano;

Pearce D., MarKandya A., Barbier F., (1991): *Progetto per un'economia verde*, Il Mulino, Bologna;

Pearce D.W., Turner R. K., Bateman I., (1994): *Economia ambientale*, Il Mulino, Bologna;

Pereira L.S., Oweis T., Zairi A., (2002): *Irrigation management under water scarcity*. *Agricultural Water Management*. Vol.n. 57 (2002):, pp. 175-206;

Perry C. J., Seckler D., Rock M., (1997): *Water as an Economic Good: A Solution, or a Problem?*, IIMI Research Report 14. Colombo, Sri Lanka;

Perry C.J., (2001): *Water at any price? Issues and options in charging for irrigation water*. *Irri. Dra.*, 50: 1 – 7. *Consequences*, Vol.n. 5(2), pp. 27 – 36;

Perry, C.J., Narayanamurthy S.G., (1998): *Farmer Response to Rationed and Uncertain Irrigation Supplies*. IIMI, Research Report n.24, Colombo, Sri Lanka;

Peterson J.M., Ding Y., (2005): *Economic adjustments to groundwater depletion in the high plains: Do water-saving irrigation systems save water*. *American Journal of Agricultural Economics*. Vol.n. 87 (2005), pp. 147-59;

Pfaffenberger W., Scheele U., (1990): *Kosten des Grundwasserschutzes: Eine empirische Analyse für die Bundesrepublik Deutschland*. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht*, Vol. 13 n. 2, pp. 157-78;

Pidwirny M., (2006): *Fundamentals of physical geography*, URL: <http://www.physicalgeography.net/fundamentals/8b.html>;

Pielou E.C., (1998): *Fresh water*, The University of Chicago Press (USA);

Postel S., (1994): *Carrying Capacity: Earth's Bottom Line*. In *State of the World 1994*, Worldwatch Institute Report on Progress Toward a Sustainable Society, W.W. Norton & Co. Ltd., New York;

Præstholm S., Jensen F. S., (2002). *The multiple values of Forest and Afforestation in Denmark*. Urban Greening and Urban Forestry. Vol. 1, pp. 97-106;

Press J., Söderqvist T. (1998): *On Estimating the Benefits of Groundwater Protection: A Contingent Valuation Study in Milan*, in Swanson T.M., Vighi M. (1998): *Regulating Chemical Accumulation in the Environment*, pp. 121-182. Cambridge: CUP (anche pubblicato come: Fondazione Eni Enrico Mattei Note di Lavoro: 53/96, July 1996, ristampato No. 107 in Beijer Reprint Series);

Raucher R.L., (1983): *A conceptual framework for measuring the benefits of groundwater protection*. Water Resources Research, Vol. 19 n. 2, pp. 320-6;

Reisner M., (1993 ): *Cadillac desert: the american west and its disappearing water*. Pinguin Books, New York;

Rinaudo J.D, Loubier S., Görlach B., Interwies E., (2003): *Economic assessment of groundwater protection*. Executive Summary. May 2003. BRGM/RC-52323-FR, 32 pp;

Rinaudo J.D., (2003): *Economic assessment of Groundwater Protection : impact of groundwater diffuse pollution of the upper Rhine valley aquifer*. Case study No. 2. Report number BRGM/RC-52325-FR. BRGM, Orléans;

Rinaudo J-D., (2003): *Economic assessment of Groundwater Protection : impact of groundwater diffuse pollution of the upper Rhine valley aquifer*. Case study No. 2. Report number BRGM/RC-52325-FR, BRGM, Orléans;

RIVM (2000). *Milieubalans 2000*. Het nederlandse milieu verklaard. (Environmental Balance 2000. The State of the Dutch environment) Samsom BV, Alphen aan de Rijn, The Netherlands. URL: <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/251701051.pdf> ;

Romano D., (2003): *Agricoltura ed ambiente: vincoli, opportunità e strumenti per la politica agraria del 2000*; Dipartimento Economico Estimativo Agrario e Forestale, Università degli Studi di Firenze. In *L'agricoltura italiana alle soglie del XXI secolo*. Atti del XXXV Convegno di Studi della SIDEA, a cura di Bruno Giaù Edizioni Anteprima Vol.1, p. 39;

Rosegrant M.W., Binswanger H.P., (1994): *Markets in Tradable Water Rights: Potential for Efficiency Gains in Developing Country Water Resource Allocation*. World Development. Vol. 22, pp. 1613-1625;

RPA, (2000): *Economic Instruments in Relation to Water Abstraction. Research Report* prepared for DETR (Department for Environment, Food and Rural Affairs). URL: <http://www.defra.gov.uk/environment/water/resources/econinst/index.htm>;

Ruijgrok E., Oosterhuis F., (1997): *Energy Subsidies in Western Europe: Final Report*. Report prepared for Greenpeace International, Institute for Environmental Studies, Vrije Universiteit, Amsterdam;

Saleth M.R., (1996): *Water Institutions in India: Economics, Law and Policy*, Institute of Economic Growth, Commonwealth Publishers, New Delhi.;

Saleth M.R., (1998): "Water Markets in India: Economic and Institutional Aspects," in Easter, Rosegrant, and Dinar (eds.) *Markets for Water: Potential and Performance*, Kluwer Academic Publishers, Boston;

Satti S.R., Jacobs J.M., (2004): *A GIS-based model to estimate the regionally distributed drought water demand*. Agricultural Water Management. Vol.66, pp. 1-13;

Savenije H.H.G., van der Zaag P., (2002): *Water as an economic good and demand management; paradigms with pitfalls*. Water International. Vol.n. 27(1), pp. 98-104;

Schaible G.D., Aillery M.P., (2003): *Irrigation Technology Transitions in the Mid-plains States: Implications for Water Conservation/Water Quality Goals and Institutional Changes*. International Journal of Water Resources Development. Vol. 19, pp. 67-88;

Scheierling S. M., Young R. A., Grant E. C., (2004): *Determining the Price-Responsiveness of Demands for Irrigation Water Deliveries versus Consumptive Use*. Journal of Agricultural and Resource Economics. Vol.29, pp. 328-45;

Schmid E., Sinabell F., (2004): *Implication of the CAP Reform 2003 for Rural Development in Austria*. Working paper, Nr. DP-06-2004, Institute for Sustainable Economic Development, Department of Economics and Social Sciences, University of Natural Resources and Applied Life Sciences Vienna;

Shah F., Zilberman D., (1991): *Government Policies to Improve Intertemporal Allocation of Water in Regions with Drainage Problems*. In *The Economics and Management of Water and Drainage in Agriculture*, (eds.) Dinar A., Zilberman D., pp. 637-660. Kluwer Academic Publishers, Boston;

Shamir U., (2000): *Sustainable Management of Water Resources, Transition towards Sustainability*, Intercademy Panel Tokyo Conference, May 2000, pp.

62-66.;

Shiklomanov I., (2000): *World water resources and water use: present assessment and outlook for 2025*. In F. Rijsberman, ed. *World water scenarios: analysis*. The Hague, WWF2;

Siligardi M., Bernabei S., Cappelletti C., Chierici E., Ciutti F., Egaddi F., Franceschini A., Maiolini B., Mancini L., Minicardi M.R., Monaiuni C., Rossi G., Sansoni G., Spiaggiari R., Zanetti M., (2000): *Indice di Funzionalità Fluviale (IFF)*. ANPA, Roma;

Sipple W.S., (2005): *Wetland functions and values*. U.S.EPA Office of Water. URL: <http://www.epa.gov/watertrain/wetlands/>;

Small L.E., Carruthers I., (1991): *Farme-Finance Irrigation: the Economics of Reform*. Cambridge University Press ISBN 0521380731;

Strosser P., (2001): *Pricing policies for enhancing the sustainability of water resources. Economic Instruments and Water Policies in Central and Eastern Europe: Issues and Options*. Conference Proceedings. Szentendre, Hungary, September 28-29, 2000. URL: [http://www.rec.org/REC/Programs/SofialInitiatives/SI\\_water.pdf](http://www.rec.org/REC/Programs/SofialInitiatives/SI_water.pdf);

Thobani M., (1998): *Meeting Water Needs in Developing Countries: Resolving Issues in Establishing Tradable Water Rights*. In Easter K.W., Rosegrant M.W., Dinar A. (eds.), *Markets for Water: Potential and Performance*, Kluwer Academic Publishers, Boston;

Tobey J.A., Smets H., (1996): *The Polluter-Pays Principle in the Context of Agriculture and the Environment*, Blackwell Publishers, 63-87, Oxford;

Turner R. K., van den Bergh J.C.J.M., Söderqvist T., Barendregt A., van der Straaten J., Maltby E., van Ierland E.C., (2000): *Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy*. *Ecological Economics*. Vol. 35 (2000), pp. 7-23 .

UNCCD, (1994): *Convenzione contro la desertificazione*, Parigi. URL: <http://www.unccd.int/>;

UNCED Summit (1992): *Rio Declaration On Environment and Development* Rio de Janeiro, 3-14 June 1992. URL: <http://www.unep.org/Documents.multilingual/Default.asp?DocumentID=78&ArticleID=1163>;

UNCED, (2002): *International Conference on Water and the Environment*, URL: <http://www.wmo.ch/web/homs/documents/english/icwedece.html>;

United Nations, (2006): *Millennium Development Goals Report*. URL: <http://www.un.org/millenniumgoals/documents.html>;

USEPA - United States Environmental Protection Agency, (2001): *Cost analyses for selected groundwater cleanup projects: pump and treat systems and permeable reactive barriers*, report No. EPA 542-R-00-013, February 2001. Washington: EPA, Solid Waste and Emergency Response;

Van der Bruggen B., Everaert K., Wilms D., Vandecasteele C., (2001): *Application of nanofiltration for removal of pesticides, nitrate and hardness from groundwater: rejection properties and economic evaluation*. Journal of Membrane Science. Vol.193, p 239 – 248;

van Schilfgaarde J., (1990): *Irrigated agriculture: is it sustainable?* In: *Agricultural Salinity Assessment and Management* (ed. K.K.Tanji). American Society of Civil Engineers, pp 584 – 594. New York, USA;

Varela Ortega C., Sumpsi J.M., Garrido A., Blanco M., Iglesias E., (1998): *Water Pricing Policies, Public Decision Making and Farmers' Response: Implications for Water Policy*. Agricultural Economics. Vol. 19, pp. 193-202;

Vicentini G., Linoli A., (1993): *L'irrigazione pubblica in Italia. Tariffe e copertura dei costi* . Rev. Irrigazione e drenaggio. Vol. IV, pp. 4-7;

Water Scarcity Drafting Group (2005). *Best Practices on Water Scarcity*. MED Joint Process WFD /EUWI;

WBI. World Bank Institute, (2004): *Water resources sector strategy: strategic directions for World Bank engagement*. Washington, DC, USA, Worldbank. ISBN 082 1356976;

WCD, (2000): *The World Commission of Dams Report. A new framework for decision-making*. URL: <http://www.dams.org/docs/report/wcdreport.pdf>;

Whitehead J.C., Hoban T.J., Van Houten G., (1998): *Willingness to Pay and Drinking Water Quality: An Examination of the Averting Behavior Approach*. Paper presented at the 68th annual conference of the Southern Economic Association in Baltimore, MD, November 1998.;

Whitehead J.C., Van Houten G., (1997): *Methods for Valuing the Benefits of the Safe Drinking Water Act: Review and Assessment*. In: Görlach B., Interwies E., (2003): *Economic Assessment of Groundwater Protection: A survey of the Literature*. Berlin: Ecologic ;

WRC. Water Research Center, (1996): *The Armonised Monitoring and*

*Classification of Ecological Quality Surface Waters in the European Union.* European Commission, Directorate General XI – CO 4150;

Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie, KTBL, FAA, Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie (2002): *Evaluation of policy measures and methods to reduce diffuse water pollution.* Interim report no. 2, August 2002, Wuppertal;

Yaron D., (1997) *Israel.* In Dinar A., Subramanian A. (eds.), *Water Pricing Experiences: An International Perspective*, World Bank Technical Paper n.386, Washington, DC;

Yaron D., (1997): *The Israel Water Economy: An Overview.* In Parker D.D., Tsur Y. (eds.), *Decentralization and Coordination of Water Resource Management*, Kluwer Academic Publishers, Boston;

Young R.A., (1986.): *Why are there so few transactions among water users?"* AJAE. Vol. 68(5), pp. 1143- 1151;

Zilberman D., Dinar A., MacDougall N., Khanna M., Brown C., Castillo F., (1992): *Individual and Institutional Responses to the Drought: The Case of California Agriculture.* UC Berkeley, Working Paper;

Zucchi G., (2003): *Strumenti economici per un'agricoltura sostenibile*, edited by Franco Angeli, Milano;

