



UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PADOVA
DIPARTIMENTO DI SCIENZE ECONOMICHE ED AZIENDALI
"M.FANNO"

CORSO DI LAUREA
Economia e Management

PROVA FINALE

Cap and Trade e regolazione dell'inquinamento atmosferico: la soluzione al riscaldamento globale?

RELATORE:

CH.MO PROF. Vincenzo Rebba

LAUREANDO: Francesco Clora

MATRICOLA N. 1043341

ANNO ACCADEMICO 2014 – 2015

Introduzione	1
1. Inquinamento: esternalità e possibili soluzioni	6
1.1 Esternalità.....	6
1.2 Che tipo di esternalità è l'inquinamento?.....	9
1.3 Come risolvere il problema delle esternalità?	11
1.3.1 Soluzioni private.....	11
1.3.2 Soluzioni pubbliche	12
2. Emissions trading	16
2.1 Teoria.....	16
2.2 Emissions Trading Systems.....	16
2.2.1 Project-based Trading.....	16
2.2.2 Rate-based Trading.....	17
2.3 Cap and Trade.....	17
2.3.1 Principi guida.....	18
2.3.2 Azioni preliminari alla progettazione del programma	19
2.3.3 Elementi per la progettazione	20
2.3.4 Integrazione con altre politiche	27
2.3.5 Valutazione del sistema	28
2.4 L'esempio europeo: European Union Emissions Trading System.....	29
2.4.1 Fasi	30
2.4.2 Allocazione dei permessi.....	32
2.4.3 Sanzioni	32
2.4.4 Evoluzione dei prezzi	32
2.4.5 Sfide.....	33
3. Cap-and-trade vs Emissions tax	34
3.1 Confronto efficientistico.....	34
3.2 L'influenza dell'incertezza	37
3.3 Impatti distributivi	39
3.4 Fattibilità politica.....	40
Conclusioni	41

Introduzione

Per comprendere la gravità della situazione in cui versa il pianeta Terra, sarebbe sufficiente osservare questa figura, la quale mostra che i rischi legati al cambiamento climatico dipendono dalle emissioni cumulative di CO₂, che a loro volta sono conseguenza delle emissioni annuali di GHG.

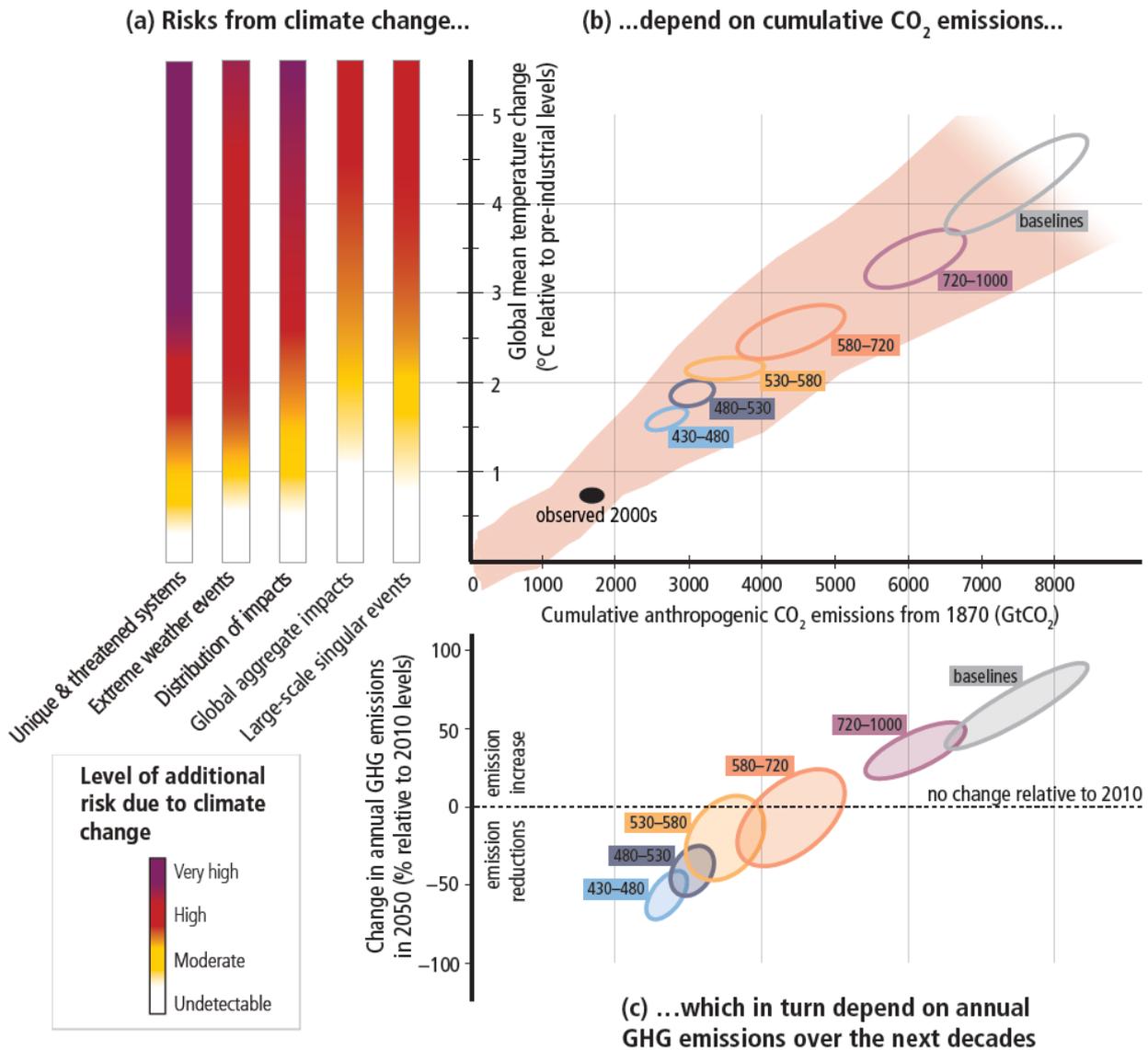


Figura 0.1 [IPCC, 2015]

Nella figura 0.1(a) sono presentati i cinque maggiori motivi di preoccupazione legati al cambiamento climatico. Questi offrono un punto di partenza per valutare l'interferenza antropogenica con il sistema climatico e sono:

- Minacce ad ecosistemi e colture con scarsa capacità adattiva (ghiacci del mare artico, barriere coralline,...), che sarebbero già a forte rischio con un aumento della temperatura media di 2°C;
- Eventi atmosferici estremi, come ondate di calore, inondazioni costali e forti precipitazioni, che aumenteranno di frequenza e intensità con l'incremento di 1°C della temperatura media;
- Iniquità distributiva degli impatti del cambiamento climatico tra gruppi di persone e tra regioni;
- Impatti globali aggregati, quale il rischio di perdite estensive di biodiversità, che diverranno altamente probabili in seguito ad un aumento di 3°C;
- Cambiamenti improvvisi e/o irreversibili ad alcuni sistemi fisici ed ecologici.

Come evidenziato da McKibbin (2002), tra i possibili effetti del cambiamento climatico sono da annoverare anche modifiche nella domanda di energia, maggiore per il condizionamento e minore per il riscaldamento, la maggiore esposizione alle tempeste marine, l'aumento dei rischi per la salute umana, la diminuzione nell'offerta di acqua, le perdite di raccolti nell'agricoltura, l'estinzione di specie animali e di ecosistemi.

La figura 0.1(b) mostra l'incremento globale della temperatura superficiale media all'aumentare delle emissioni cumulative nette globali di CO₂. L'area colorata mostra la differenza tra le proiezioni passate e future, adottando modelli di valutazione diversi. Le ellissi mostrano il riscaldamento antropogenico nel 2100 rispetto alle emissioni di CO₂ cumulative nel periodo 1870-2100, in base a sei scenari possibili. L'ellisse nera mostra le emissioni al 2005 e le temperature osservate nel decennio 2000-2009. Da questa figura è possibile evincere che, all'aumentare dello stock di anidride carbonica generata dall'uomo presente nell'atmosfera, aumenta anche la temperatura media della superficie.

La figura 0.1(c) espone la relazione tra le emissioni cumulative di CO₂ (in GtCO₂) e i vari scenari possibili, dal migliore, in cui vi è massima mitigazione, al peggiore, in cui l'evoluzione delle emissioni procede sulla scia della baseline (2010). Le ellissi corrispondono agli stessi scenari della figura 0.1(b), e sono costruite con un metodo simile. Da questa figura si nota che solo applicando la più restrittiva delle politiche ambientali sarà possibile ridurre le emissioni e limitare a 2°C l'aumento della temperatura superficiale media.

Le sei politiche proposte dall'IPCC in fase di valutazione, sono ben analizzate nella tabella 0.1, redatta dalla compagnia assicurativa SwissRe; i potenziali risultati in termini di emissioni di tali politiche sono visibili nella Figura 0.2.

Six climate change scenarios					
	Brief scenario rationale	Economic growth	Relevant policies	Energy technology	Public perception
(1) GHG emission reductions not pursued	In a long period of economic crisis, policy makers de-prioritize climate and in 2025, when real impact is seen, adaptation becomes the only viable option	2.4% to 2025 3.1% to 2050	Weak or little in addition to usual	Slow	Weak
(2) Late and disruptive climate policy action	Following poor economic dev. no climate action is taken. A climate disaster wake-up call in 2025 makes the world act drastically and very strong policies are implemented	2.9% to 2025 3.1% to 2050	Weak to 2025, very strong thereafter	Moderate	Strong from 2025
(3) Slow greening of the economy	Climate change is kept on the political agenda but only as a 2nd priority item as the economy and other issues are more important, sluggish implementation of climate policies with low reduction targets	2.9% to 2025 3.1% to 2050	Moderate, esp. where cost-effective	Medium	Moderate
(4) Clean technology breakthrough	Continued innovation and investments lead to a clean tech leap, making them competitive to today's fossil technology by 2020 – pick-up through pure market forces	3.3% to 2025 3.2% to 2050	Moderate, esp. where cost-effective	Fast	Moderate
(5) High fossil fuel prices make world go green	Clean tech investment continues at a moderate pace, bolstered by high fuel prices. Climate action is further supported by domestic economic interests in China and the US from the 2020s.	3.4% to 2025 3.3% to 2050	Moderate, esp. where cost-effective	Medium/fast	Moderate
(6) Policy consensus around climate change	The economy is recovering very well and a common climate consensus makes the world come together to act on a global action plan and policies (starting 2015/2020)	3.3% to 2025 3.2% to 2050	Strong, all-out effort in later decades	Medium/fast	Strong

Tabella 0.1 [Swiss Re, 2013]

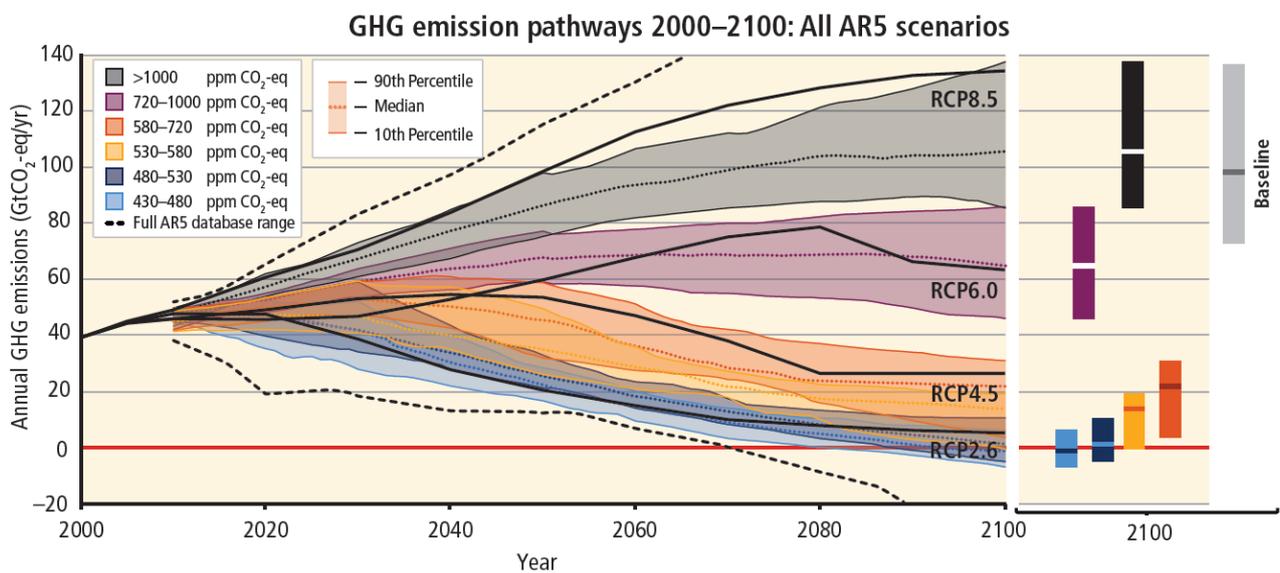


Figura 0.2 [IPCC, 2015]

Anche da un'analisi superficiale, è evidente che bisogna agire quanto prima per limitare gli effetti del cambiamento climatico. Ma in che modo? Mediante quali sistemi?

Questo elaborato non si propone di dare una risposta assolutamente certa a tali domande, in quanto queste, almeno fino ad ora, non esistono, né tantomeno di illustrare acriticamente le opinioni di uno

o di un altro autore. L'obiettivo è, invece, approfondire il sistema più adottato a livello internazionale, esponendone pregi e debolezze, e condurre un'analisi comparativa tra questo (cap-and-trade) e la sua principale alternativa (emissions tax).

Nella prima parte dell'elaborato si partirà da una panoramica generale, definendo e analizzando il problema delle esternalità, partendo dagli studi di Buchanan e Stubblebine (1960) e di Arrow (1972). Saranno, dunque, specificate la tipologia di esternalità costituita dall'inquinamento e le differenze principali nelle valutazioni adottate da EEA (European Environment Agency) ed EPA (Environmental Protection Agency). Sempre nel primo capitolo, verranno elencate le maggiori soluzioni proposte nel corso degli anni. In primo luogo, verranno analizzate le soluzioni private, quali un emissions trading implementato privatamente, proposto da Coase (1960), e la possibilità di fusione delle imprese (inquinante ed inquinata) per internalizzare tali danni esterni. Prima di passare all'analisi delle soluzioni pubbliche, verranno definiti i principi cui può un governo attenersi nel disegnare una politica ambientale (polluter pays principle, principio di precauzione, principio di sussidiarietà). Saranno, infine, analizzate le principali soluzioni pubbliche alle esternalità, partendo dalle norme di tipo command-and-control (performance standards e process standards), passando per i deposit-refund schemes, per la responsabilità civile e/o penale e per le imposte proposte da Pigou (1920), fino a giungere al sistema più adottato nel mondo: il cap-and-trade.

Nel secondo capitolo, verranno approfonditi i sistemi di emissions trading. In seguito ad un breve excursus sulla teoria alla base di tali programmi, i cui principali ideatori sono stati Coase (1960), Crocker (1966) e Dales (1968), saranno brevemente definiti i due schemi di emissions trading (project-based trading e rate-based trading) spesso adottati complementariamente ai modelli market-based. Si passerà, dunque, al cuore dell'elaborato, ossia all'esame di un sistema cap-and-trade e alle scelte da compiere prima e durante la sua attuazione. Saranno analizzati i principi guida cui, secondo l'EPA (2003), deve attenersi il legislatore durante la preparazione dello schema, quali la semplicità, la prevedibilità, la consistenza, la trasparenza. Saranno viste le azioni preliminari alla progettazione, cioè lo stabilimento di un'autorità legale e la creazione di un adeguato inventario delle emissioni a livello sorgente, al fine di rendere applicabile il sistema. Si passerà, dunque, agli elementi da tenere in considerazione durante la progettazione, analizzando l'applicabilità, la copertura di particolari fonti e settori, il settaggio complessivo del cap, la lunghezza del periodo di adempimento, la distribuzione delle autorizzazioni (andando a snocciolare i casi in cui la proprietà dell'indipendenza allocativa viene meno), le possibilità di utilizzo dei permessi da parte degli attori coinvolti nel mercato e le sanzioni da pagare per la mancata conformità al sistema. Verrà, poi, analizzata la possibilità di integrazione di un cap-and-trade con altre politiche, siano esse misure

command-and-control o strumenti market-based. Saranno, quindi, brevemente nominati i punti di vista da tenere presenti nella valutazione del sistema, poi ripresi nell'ultimo capitolo. Infine, verrà brevemente presentato l'esempio dell'European Union Emissions Trading System, muovendo l'analisi a partire dalle quattro fasi previste, fino a giungere alle principali sfide che si troverà ad affrontare nei prossimi anni.

Nell'ultimo capitolo verrà portata avanti un'analisi comparativa tra i due principali sistemi market-based, emissions tax e cap-and-trade, dimostrando come, in linea teorica, questi si equivalgano dal punto di vista efficientistico. Inoltre, potrà essere osservato che, in presenza di incertezza, i due schemi per la riduzione delle emissioni tendono a raggiungere livelli di benessere differenti, sia nel breve che nel lungo periodo. Quindi, si volgerà lo sguardo agli impatti distributivi, regressivi in entrambi i casi, ma compensabili in modo diverso dai due sistemi. Analizzeremo, poi, la più evidente differenza tra emissions tax e emissions trading, ossia la fattibilità politica, essendo il secondo generalmente più accettato rispetto alla prima. Infine, verranno tratte le doverose considerazioni alla luce di ciò che si è discusso, in particolare riguardo alle differenze tra i due sistemi su cui la discussione accademica è molto accesa.

1. Inquinamento: esternalità e possibili soluzioni

1.1 Esternalità

Prima di discutere i meccanismi teorici sottostanti all'emissions trading, è necessario capire cos'è un'esternalità e perché le emissioni di GHG e, più in generale, l'inquinamento sono da considerare esternalità negative.

Definiamo esternalità un'attività di un soggetto economico che influisce sul benessere di un terzo direttamente, senza che ciò si rifletta attraverso variazioni dei prezzi di mercato. Le esternalità sono una causa di fallimento del mercato, cioè una situazione nella quale ogni individuo, nel perseguimento del proprio interesse, raggiunge risultati per i quali è possibile almeno un miglioramento Paretiano. Tale fallimento del mercato è causato dall'esistenza di situazioni in cui le scelte individuali impongono costi (o apportano benefici), non mediati dal mercato, ad altri agenti economici. Quando ciò accade, un'economia, in cui gli agenti decidono autonomamente cosa e quanto consumare (produrre), guidati esclusivamente dalla massimizzazione del proprio benessere (profitto), fallisce perché i prezzi non sono più un segnale del reale valore dei beni consumati (prodotti).

In base agli studi di Buchanan e Stubblebine (1962), possiamo distinguere esternalità causate dall'attività di consumo, se è il consumo del bene da parte di un individuo ad influenzare il livello di utilità di un altro individuo, o dall'attività produzione, se costi o benefici esterni sono legati all'attività di produzione di un tale bene. Queste due tipologie di esternalità, dal punto di vista dello studio teorico, possono essere trattate allo stesso modo, in quanto in partenza vi è l'assunzione secondo la quale sia il consumatore sia l'impresa tendono alla massimizzazione delle rispettive funzioni di benessere o di profitto.

Accenniamo, rimandandone una trattazione approfondita ad altre sedi, le esternalità di rete, il cui studio è fondamentale, soprattutto nello sviluppo di strategie all'interno dei mercati ICT. Per esternalità di rete si intende l'effetto sul valore di un prodotto per gli utenti che il numero di utenti stesso di un bene/servizio ha (Shapiro e Varian, 1999). Quando un effetto di rete è presente, il valore di un prodotto o servizio dipende (positivamente o negativamente) dal numero di altri utenti.

Un'ulteriore classificazione necessaria, prima di proseguire, è quella tra esternalità pecuniarie (o pseudo-esternalità) e tecnologiche (o reali) (Viner, 1932). Le prime sono un effetto del funzionamento del mercato e si realizzano a causa di variazioni dei prezzi; se il mercato opera in condizioni di concorrenza perfetta, queste non conducono ad inefficienze allocative. Le seconde

sono effetti esterni che si verificano a prescindere dai meccanismi di mercato; è questa tipologia di esternalità a causare fallimenti di mercato.

È possibile (Buchanan and Stubblebine, 1962), inoltre, distinguere esternalità inframarginali, le quali non influenzano le decisioni al margine, ed esternalità marginali, che condizionano l'allocazione delle risorse. Formalmente, dati due consumatori (imprese) i, j e le loro funzioni di utilità $F(\cdot)$, indicando con Q_j il livello di utilità (di produzione) di j , con X_j i beni consumati (fattori produttivi impiegati) da j , con Q_i il livello di utilità (di produzione) di i , e con X_i i beni consumati (fattori produttivi impiegati) da i , definita $Q_j = F_j(X_j; Q_i; X_i)$, un'esternalità marginale esiste quando $\frac{\partial Q_j}{\partial Q_i} \neq 0$ oppure $\frac{\partial Q_j}{\partial X_i} \neq 0$.

Sebbene alquanto elusiva, è necessaria un'ulteriore differenziazione, tra esternalità depletable e undepletable. Le prime sono caratterizzate da escludibilità, esauribilità, e razionabilità, motivo per cui sono dette anche 'private'. Per l'implementazione di politiche che hanno come scopo l'internalizzazione di tali esternalità si presenta, tra gli altri, anche il problema degli hot-spot, in quanto il danno/beneficio esterno si ripercuote solo su alcuni agenti economici ben definiti. Tale particolare danno, a sua volta, potrebbe condurre a questioni di iniquità distributiva. Le seconde sono non divisibili, non escludibili e non esauribili, motivo per cui sono dette anche 'pubbliche'. È da notare che l'essere parte di una o dell'altra categoria dipende dalla natura dell'esternalità stessa e non dal bene cui concerne .

Ultima e fondamentale distinzione va fatta tra esternalità positive ed esternalità negative.

Un'esternalità è positiva quando accresce l'utilità di un consumatore senza imporre allo stesso un costo per tale incremento; formalmente, quando $\frac{\partial Q_j}{\partial Q_i} > 0$ oppure $\frac{\partial Q_j}{\partial X_i} > 0$. Analizzando un mercato all'interno del quale sono presenti esternalità positive che non vengono prezzate, distinguiamo *MPB* (*Marginal Private Benefit*), *MSB* (*Marginal Social Benefit*) e *MSC* (*Marginal Social Cost*). Il livello di produzione efficiente per l'impresa è Q , sebbene ad un'ulteriore unità prodotta possa corrispondere un aumento del benessere collettivo. Dato che tale incremento di benessere collettivo non è prezzato e dato che il produttore ha come obiettivo la massimizzazione del proprio profitto, e non quella del benessere sociale, l'impresa produrrà meno di quanto non farebbe se internalizzasse i benefici per la collettività. Se, infatti, nelle decisioni di tale impresa venissero presi in considerazione anche i benefici esterni, cioè se la curva di benessere marginale considerata fosse *MSB*, e non *MPB*, il livello di produzione sarebbe Q_1 , in corrispondenza del quale non sarebbero possibili ulteriori miglioramenti paretiani. In tale stato del mondo, il livello di benessere aggregato

sarebbe massimo ed eviterebbe una perdita di welfare di un quantitativo pari all'area *ABC* evidenziata nel grafico.

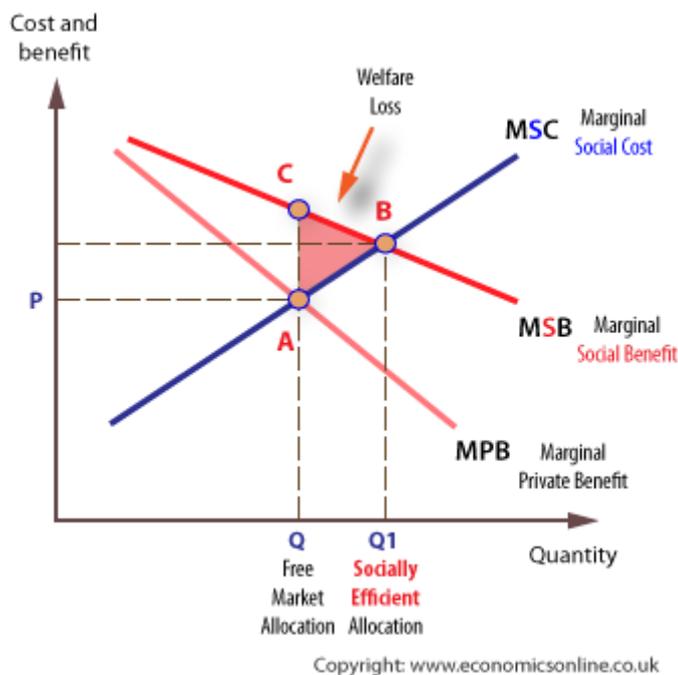


Figura 1.1 [www.economicsonline.co.uk]

Parliamo di esternalità negativa quando un'attività economica impone un effetto negativo su una terza parte indipendente, diminuendone l'utilità (profitto). Formalmente, abbiamo a che fare con un'esternalità negativa quando $\frac{\partial Q_j}{\partial Q_i} < 0$ oppure $\frac{\partial Q_j}{\partial X_i} < 0$. È possibile analizzare graficamente l'effetto di un'esternalità negativa in modo simile a quello adottato per le esternalità positive. Analizzando un mercato nel quale sono presenti esternalità negative non prezzate, si identificano *MSB* (*Marginal Social Benefit*), *MPC* (*Marginal Private Cost*) e *MSC* (*Marginal Social Cost*). Il livello di produzione efficiente per l'impresa, in assenza di regolamentazione, è *Q*, sebbene ad ogni ulteriore unità prodotta corrisponda un aumento dei costi sostenuti dalla collettività. Dato che tale incremento non è prezzato e dato che l'impresa ha come obiettivo esclusivo la massimizzazione del proprio profitto, la quantità fornita sarà maggiore rispetto a quella ottimale. Se, infatti, nelle decisioni di tale impresa venissero presi in considerazione anche i costi esterni, cioè se la curva di costo marginale considerata fosse *MSC*, e non *MPC*, il livello di produzione sarebbe *Q1*, per il quale vi è un'allocazione socialmente efficiente. In tale situazione, il livello di benessere aggregato sarebbe massimo ed eviterebbe una perdita di welfare di un quantitativo pari all'area *ABC* evidenziata nel grafico.

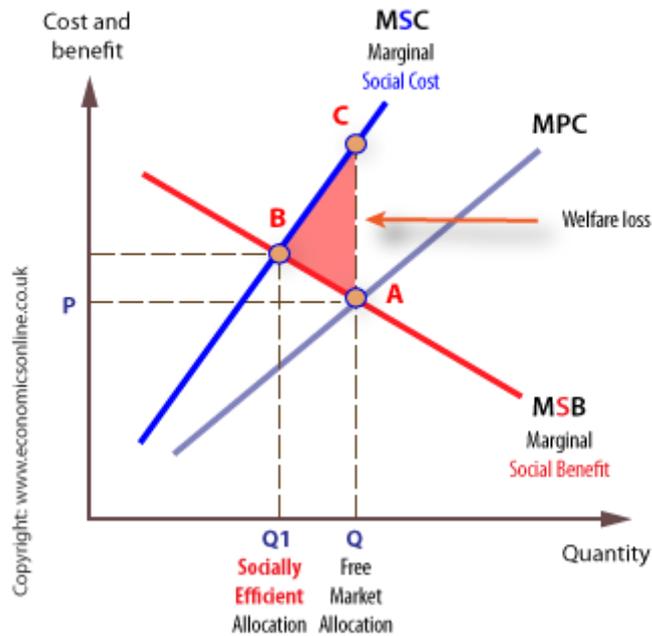


Figura 1.1 [www.economicsonline.co.uk]

1.2 Che tipo di esternalità è l'inquinamento?

Senza alcun dubbio, l'inquinamento è un'esternalità negativa.

Può essere un'esternalità di consumo, depletable nel caso dei rifiuti domestici, undepletable nel caso delle emissioni di CO₂ da parte di un'autovettura. Può essere un'esternalità di produzione, depletable nel caso di sversamento di petrolio in mare, o di rifiuti inquinanti le falde acquifere, undepletable nel caso di emissioni di gas serra (GHG) da parte delle imprese durante il loro processo di produzione.

Il tipo di danno esterno interessante ai fini di questa trattazione è quest'ultimo, ossia di produzione undepletable, in particolare le emissioni di gas serra (GHG) che alterano la naturale evoluzione climatica, i cui effetti non presentano problemi legati agli hot-spot.

Andando più a fondo, le emissioni di GHG sono a tutti gli effetti un "male pubblico", la cui riduzione, di contro, è un bene pubblico, in quanto i suoi effetti, salvo casi particolari, non sono escludibili né rivali. La non escludibilità implica l'esistenza dei benefici esterni non remunerati; la non rivalità nell'uso implica che gli individui che non contribuiscono alla riduzione delle emissioni possono trarre vantaggio dalla produzione del bene pubblico. Tali situazioni possono condurre al free riding da parte degli agenti economici razionali. Già Aristotele, in "La Politica" (IV secolo a.C.), stigmatizzava efficacemente il comportamento che la letteratura economica avrebbe attribuito in seguito al free rider, affermando che *"di quel che appartiene a molti non si preoccupa proprio"*

nessuno perché gli uomini badano soprattutto a quel che è proprietà loro, di meno a quel che è possesso comune o, tutt'al più, nei limiti del loro personale interesse: piuttosto se ne disinteressano, oltre il resto, perché suppongono che ci pensi un altro". Un'ulteriore complicazione nell'implementazione di politiche per ridurre gli effetti esterni di determinati mali pubblici, quali l'aumento incontrollato delle emissioni di gas serra, è legato ai costi di transazione necessari a raggiungere un equilibrio cooperativo, anche nel caso in cui lo Stato decidesse di intervenire.

Un danno ambientale di rado si esprime direttamente mediante costi monetari, facilmente identificabili. Pertanto, ai fini di analisi e comparazione di costi e benefici, è necessario valutare tali danni, riportandoli tutti ad un'unica unità di misura: la moneta. A diversi metodi di valutazione sono sottesi diversi approcci teorici, motivo per cui solo sporadicamente conducono ad identici risultati. Per questo motivo, nello studio delle politiche adottate dai vari Stati, è fondamentale comprendere quali sono i principi teorici ad esse sottostanti. Prendiamo, ad esempio, i metodi di valutazione dei danni causati dall'anidride carbonica adottati da Unione Europea e Stati Uniti. L'EEA adotta un approccio basato sulla stima dei costi marginali di abbattimento delle emissioni, fondato sul production-function method, il quale, almeno teoricamente, offre la flessibilità necessaria ad affrontare l'incertezza legata alla crescita economica e della popolazione. L'EPA, invece, adotta una valutazione basata sull'SCC (Social Cost of Carbon), che consiste in una stima dei danni climatici associati ad un aumento di CO₂, convenzionalmente una tonnellata, in un dato anno; tale stima tende, secondo l'IPCC (2015), a sottostimare il danno. Al 2011, la valutazione adottata dall'EEA è di 33,6€ per tonnellata, che è circa prossima al valore centrale dell'intervallo indicato dall'EPA (3-70€ per tonnellata), nonostante le due stime partano da approcci diversi. Il valore economico totale del bene, dato dalla somma di valore d'uso (riferito all'uso corrente del bene), valore d'opzione (riferito all'uso potenziale futuro del bene) e valore di esistenza (riferito alla mera presenza del bene, a prescindere da qualsiasi uso, presente o futuro), dunque, può essere più o meno influenzato dal tipo di approccio alla valutazione adottato. Le incongruenze tra queste diverse stime sono dovute, inoltre, anche ad incertezze su una varietà di parametri economici e variabili chiave. Alcune incertezze sono originate da problemi econometrici relativamente semplici, come, ad esempio, la variazione nelle stime di breve periodo dell'elasticità al prezzo della domanda di benzina. Altre variabili, tuttavia, sono molto più difficili da definire. I tassi di crescita della popolazione, o della produttività nei singoli settori, sono fattori determinanti per il costo di riduzione delle emissioni di gas serra, ma non possono essere proiettati con certezza nel lungo periodo.

Tenendo conto di tutte le sopracitate difficoltà nella valutazione dei danni e nell'internalizzazione dei costi marginali esterni causati dalle emissioni, resta comunque necessario attivare strumenti al fine di ottenere miglioramenti paretiani nell'allocazione delle risorse, risolvendo il problema delle esternalità.

1.3 Come risolvere il problema delle esternalità?

Il problema delle esternalità può essere risolto sia con strumenti privati, sia mediante sistemi implementati da un soggetto super partes, qual è lo Stato.

1.3.1 Soluzioni private

Le inefficienze allocative derivanti dalle esternalità possono essere autonomamente corrette dai singoli cittadini.

All'origine delle esternalità, secondo Coase (1960) c'è l'assenza di diritti di proprietà. Un modo teoricamente semplice per risolvere tale problema potrebbe essere l'assegnazione ai privati la proprietà delle risorse in questione, creando un vero e proprio mercato all'interno del quale ogni agente economico può scambiare la proprietà di tali diritti. La contrattazione tra privati, dunque, porterebbe ad un'allocazione efficiente, raggiungibile indipendentemente da chi detiene i diritti di proprietà, senza che sia necessario alcun intervento dell'autorità pubblica. Alla base del teorema di Coase, però, vi sono due assunzioni poco realistiche. Innanzitutto, i costi di transazione non devono essere così elevati da scoraggiare le parti a proseguire la contrattazione. Tale ipotesi, soprattutto per quanto riguarda le esternalità pubbliche, categoria alla quale quelle derivanti dalle emissioni di CO₂ appartengono, è ben poco realistica, dato che il numero di persone coinvolte risulta essere piuttosto elevato, a prescindere dall'ampiezza spaziale del danno prodotto. In secondo luogo, il teorema presuppone che i proprietari delle risorse stessi possano identificare i danni e prevenirli legalmente. Come già visto in precedenza, i risultati delle valutazioni delle esternalità sono influenzati dagli approcci delle procedure sottostanti; inoltre, anche se si stabilissero i detentori dei diritti di proprietà dell'aria, non è chiaro come i proprietari possano essere in grado di conoscere esattamente chi, tra le migliaia di potenziali inquinatori, sia responsabile dell'inquinamento atmosferico e in quale misura. Per ovviare a tali problemi sarebbe necessario l'intervento esterno, in modo da avere una valutazione univoca. Il teorema di Coase, dunque, è valido solo nei casi in cui siano coinvolti pochi individui e le fonti delle esternalità siano ben definite.

Un'altra strada percorribile, sebbene con molta difficoltà, è l'internalizzazione delle esternalità mediante della fusione tra le imprese coinvolte. Il profitto ricavato dalla fusione sarebbe maggiore

della sommatoria dei profitti ottenuti singolarmente. È, però, facilmente intuibile che tale strada sia praticabile solamente nel caso in cui danneggiati e danneggianti siano pochi e i costi di transazione non siano troppo elevati.

1.3.2 Soluzioni pubbliche

Nell'elaborare politiche ambientali, vi sono dei principi generali cui le varie politiche, in modalità diverse, si adeguano. Innanzitutto, i risultati di tali provvedimenti devono essere quanto più giusti ed equi possibile. Il Polluter Pays Principle, adottato dall'OECD sin dal 1972 nel suo significato più restrittivo (l'inquinatore è responsabile solo per quanto emette oltre il limite imposto dalla legge), sebbene intuitivamente possa sembrare legato a questioni di equità, ha un fine differente. Tale scopo è l'evitare distorsioni nel commercio e nell'investimento internazionale, non sussidiando implicitamente gli agenti inquinanti e aggiustando per il valore dell'esternalità il costo opportunità dei beni prodotti, costringendo le imprese ad internalizzare i danni esterni arrecati. Il principio di precauzione ha come obiettivo generale la prevenzione di risultati inattesi e indesiderabili, anche nella peggiore delle ipotesi. Tale principio è adottato dall'Unione Europea, in base a quanto stabilito dal Trattato di Lisbona. Il principio di sussidiarietà, anch'esso largamente adottato all'interno dell'UE, consiste nell'ideazione di una sorta di 'federalismo ambientale', dove le politiche ambientali adottate dovrebbero essere determinate dal più basso livello di autorità esistente per una data criticità.

È possibile suddividere in tre fasi l'evoluzione delle politiche volte alla riduzione dell'inquinamento. La prima generazione di politiche ambientali si basava prevalentemente su norme di tipo command-and-control (Clean Air Act, 1970; Federal Water Pollution Control, 1972), le quali ancora oggi sono largamente adottate. A partire dagli anni '70-'80, grazie anche allo sviluppo della letteratura in ambito di economia ambientale, alcuni Stati hanno iniziato ad adottare strumenti basati sugli incentivi, sebbene fossero ancora prevalenti le misure command-and-control. Il vero punto di svolta per il passaggio dalla seconda alla terza generazione può essere considerato l'implementazione dell'Acid Rain Program da parte dell'EPA nel 1995. Dagli anni '90, infatti, vi è stata una maggiore presa di coscienza ambientale da parte della popolazione e, soprattutto, sono aumentate le spinte del mercato per una regolazione basata su emissions trading e su sistemi ibridi, indirizzando lo sviluppo delle politiche in tale senso. Tra i principali sistemi appartenenti alla terza generazione, vi sono il Protocollo di Kyoto (1997) e l'European Union Emissions Trading Scheme (2005).

1.3.2.1 Norme di tipo command-and-control

Tali misure consistono nella promulgazione di leggi e regolamenti che prescrivono standard cui gli inquinatori devono attenersi. A differenza della regolamentazione per incentivi, che lasciano ai soggetti inquinanti grande flessibilità su come ridurre le emissioni, le norme command-and-control (CAC) sono caratterizzate da uno scarso livello di flessibilità per il raggiungimento dei risultati predeterminati. Distinguiamo, tra i Performance Standards, gli Ambient-quality standards (che specificano le caratteristiche che deve mantenere l'ambiente ricevente l'emissione) e gli Emissions standards (che specificano la massima quantità che può essere emessa). In aggiunta, tra i Technological Standards, contraddistinguiamo Product standards (che definiscono le caratteristiche di specifici prodotti) e Process standards (che specificano il tipo di processo di produzione da adottare, o il tipo di tecnologia di abbattimento da utilizzare). Tra i Process standards, le norme si riferiscono a concetti quali il BAT (Best Available Technology) o il BPM (Best Practical Means) o l'ERT (Economically Reasonable Technology). Un process standard di tipo BAT obbliga determinate imprese all'utilizzo della migliore tecnologia esistente sul mercato, a prescindere dai costi della stessa; BPM ed ERT, invece, sono concetti relativamente più vaghi che guardano anche alla fattibilità dal punto di vista dei costi.

1.3.2.2 Deposit-Refund Scheme

I Deposit-Refund Schemes (DRS) sono adottati soprattutto per ovviare alle esternalità private. Un DRS richiede il pagamento di un deposito sull'acquisto di prodotti potenzialmente dannosi, che è rimborsato quando i prodotti o i loro residui sono restituiti ai fini del riciclaggio o dello smaltimento. Il rimborso non è necessariamente uguale al deposito. Può essere inferiore, in quanto include delle spese di gestione sostenute da parte del riciclatore, o maggiore se c'è un lungo periodo tra il pagamento del deposito e la ricezione del rimborso. Questo tipo di strumento ambientale è disegnato per incoraggiare il riciclaggio e prevenire lo spreco, e tende a premiare un buon comportamento. Tre sono i principali vantaggi di un DRS: impedisce lo scarico illegale di sostanze inquinanti, dando un incentivo finanziario; rende il monitoraggio e l'applicazione delle politiche ambientali più semplici; rende difficile l'elusione dei costi ambientali. Molti schemi si sono dimostrati particolarmente efficienti. Numerosi Paesi europei hanno introdotto sistemi simili, in particolare su prodotti come le bottiglie di plastica e le batterie. In alcuni casi tale sistema è stato utilizzato come 'incentivo ombra' per raggiungere determinati obiettivi.

1.3.2.3 Responsabilità e compensazione

Responsabilità e compensazione sono generalmente termini afferenti al campo della legislazione criminale e civile. Multe e sanzioni, però, possono essere imposte in casi di non conformità alle leggi ambientali o a determinati requisiti legali. In alcuni casi, inoltre, può essere chiesta agli agenti inquinanti una compensazione, e in casi estremi può essere imposta loro la pena detentiva. Responsabilità e compensazione non sono tipicamente considerati degli strumenti basati sul mercato. Tuttavia, hanno del potenziale per produrre una serie di impatti economici e di influenzare il mercato. Lo stanziamento di responsabilità per danni ambientali è generalmente effettuato sulla base del Polluter Pays Principle.

1.3.2.4 Imposte/sussidi à la Pigou

Un'imposta pigouviana (Pigou, 1920) è una tassa che grava su chi provoca un'esternalità negativa per ogni unità prodotta e per un ammontare pari al danno marginale che l'impresa provoca in corrispondenza del volume efficiente di output. L'imposta determina un gettito fiscale, che può essere riutilizzato dallo Stato per appianare eventuali situazioni di iniquità distributiva, o per incentivare lo sviluppo di nuove tecnologie per ridurre l'inquinamento. La tassazione presuppone che sia noto chi provoca l'esternalità e in che misura, ipotesi alquanto irrealistica. Supponendo che il numero di imprese inquinanti sia fisso, si può ottenere il volume efficiente di produzione anche pagando chi inquina affinché non lo faccia. Il sussidio per non inquinare è semplicemente un modo diverso per aumentare il costo di produzione effettivo di chi inquina, mediante un aumento del suo costo opportunità. Dal punto di vista della distribuzione, ovviamente, le conseguenze dell'imposizione di un'imposta o la concessione di un sussidio sono profondamente diverse. In particolar modo, i sussidi presentano due grosse problematiche: in primo luogo, il sussidio determina profitti più elevati per le imprese inquinanti e, quindi, nel lungo periodo, un maggior numero di imprese potrebbe essere incentivato ad entrare nel mercato, facendo aumentare l'inquinamento; in secondo luogo, i sussidi devono essere finanziati dalle imposte, per cui la tassazione distorce gli incentivi e non è detto che tale distorsione sia meno costosa dell'esternalità stessa.

Mentre l'imposta proposta da Pigou è da applicare alla quantità di output, col passare del tempo alcuni studiosi hanno proposto un'imposta sulle emissioni, ossia commisurata alle unità inquinanti emesse. E' più probabile che il settore pubblico, mediante tale imposta, ottenga la quantità desiderata di riduzione dell'inquinamento, in quanto non vi è più la necessità di valutare i danni attraverso una proxy qual era il livello di output. In particolare, l'imposta sulle emissioni presenta

alcuni importanti vantaggi quando vi è più di un unico soggetto inquinante, poiché induce ad una riduzione delle emissioni efficiente in termini di costo e, al contempo, potrebbe permettere la compensazione di coloro i quali ridurrebbero maggiormente le emissioni.

1.3.2.5 Cap and Trade

Definiamo sistema cap-and-trade (C&T) una politica di assegnazione di autorizzazioni ad inquinare da parte dello Stato. Il numero di autorizzazioni viene stabilito in base al livello desiderato di inquinamento e ai soggetti inquinanti viene consentito di scambiarle tra di essi.

Cap-and-trade e imposte sulle emissioni sono forme di regolamentazione che agiscono per incentivi. Nel cap-and-trade viene stabilita una quantità massima commerciabile, lasciando al mercato la definizione del prezzo; nelle tasse sulle emissioni, invece, viene stabilito il prezzo per unità di emissione, lasciando al mercato la scelta della quantità di emissioni ridotta.

Sul sistema cap-and-trade, e sulle sue principali differenze rispetto alle imposte sulle emissioni, torneremo nei prossimi due capitoli.

2. Emissions trading

2.1 Teoria

L'idea dell'emissions trading nasce dalla mente di Ronald Coase, il quale in "The Problem of Social Cost" (1960) si propone di dimostrare che, attraverso il mercato, si possa raggiungere un'efficienza superiore rispetto a quella ottenibile con l'intervento dello Stato o di altre regolamentazioni. In particolare, Coase afferma che, con costi di transazione nulli, la contrattazione tra agenti economici porta a soluzioni Pareto-efficienti, anche in presenza di esternalità ed a prescindere da chi detiene inizialmente i diritti legali. Tale concetto fu ripreso da Stielor nel 1966, il quale lo riformulò sotto il nome di Teorema di Coase. Successivamente, l'idea alla base del lavoro di Coase è stata riproposta, con delle sostanziali differenze, da Crocker (1966) e da Dales (1968) e dimostrata formalmente da Montgomery (1972). I primi due studiosi possono essere considerati a tutti gli effetti i pionieri del sistema cap-and-trade, inteso come assegnazione da parte dello Stato dei diritti di proprietà su una determinata quantità di emissioni e allocazione e prezzo di tali diritti lasciata al libero mercato. In particolare, Crocker e Dales hanno sottolineato l'applicabilità di tale politica rispettivamente per l'acqua e per l'aria.

2.2 Emissions Trading Systems

Come accennato precedentemente, il modello di emissions trading maggiormente adottato a livello internazionale è il cap-and-trade, che verrà approfondito a breve. È necessario conoscere, in ogni caso, l'esistenza di altre due tipologie di schemi, le cui fondamenta sono i lavori dei sopracitati autori, spesso utilizzati come sistemi complementari al C&T: project-based trading e rate-based trading.

2.2.1 Project-based Trading

In un programma di project-based trading, le fonti di inquinamento guadagnano crediti per la messa in atto di progetti che riducono le emissioni più di quanto richiesto da una preesistente norma o rispetto ad altri benchmark. Questi crediti possono essere commerciati con altre imprese, dalle quali possono essere utilizzati per soddisfare i requisiti di una data regolamentazione. Si tratta di una politica minimizzante i costi necessari a raggiungere un determinato obiettivo perché grazie ad essa viene aggiunto un maggiore costo opportunità alla mancata riduzione delle emissioni. Generalmente, la decisione di generare questi crediti è volontaria, raramente obbligatoria; in ogni caso, i crediti, per essere commerciabili, devono essere certificati attraverso un processo amministrativo prestabilito. Questo sistema è solitamente utilizzato non come programma a sé

stante, ma per impartire maggiore flessibilità a sistemi esistenti, dando la possibilità di trading di crediti a società non sottoposte alla preesistente regolamentazione. Abitualmente, i crediti sono calcolati comparando le emissioni attuali rispetto ad una baseline, stimando il livello di emissioni in una situazione ipotetica, nella quale il progetto in questione non fosse stato creato. Inoltre, i costi di amministrazione e di transazione da sostenere sono elevati e tendono a scoraggiare l'adozione di tale politica, se la diminuzione dei costi di abbattimento delle emissioni non è sufficientemente consistente.

2.2.2 Rate-based Trading

In un programma di rate-based trading, l'autorità regolatrice stabilisce un emission rate (ad esempio, tonnellate di CO₂ per kWh) costante o declinante come performance standard. Le fonti di emissioni con un tasso medio al di sotto dello standard prestabilito guadagnano crediti, che possono vendere ad altre fonti con emission rates al di sopra dello standard, le quali devono ottenere crediti per coprire l'eccesso. Questa politica può essere considerata un'evoluzione delle misure CAC, in quanto aggiunge a queste una flessibilità data dalla possibilità di commerciare crediti. Il problema principale legato a questa tipologia di politica ambientale è dato dal fatto che, essendo basata su un quoziente, all'aumentare dell'output possono aumentare le emissioni, lasciando invariato l'emission rate. Per ovviare a tale problema, e mantenere costante l'obiettivo di emissioni, è necessario che l'autorità regolatrice modifichi periodicamente l'emission rate cui devono uniformarsi le imprese. Di contro, la malleabilità necessitata dal programma può rendere l'ambiente normativo incerto, complicando la pianificazione strategica delle imprese e minandone la competitività. I sistemi di rate-based trading sono adottati preferibilmente in settori in cui le infrastrutture hanno caratteristiche simili tra loro a livello di emissioni. Come nel project-based trading, il fatto che le fonti di inquinamento possono commerciare i loro crediti implica che il performance standard può essere raggiunto al costo economico minimo.

2.3 Cap and Trade

Il più diffuso sistema di emissions trading è senza alcun dubbio il cap-and-trade. Un programma C&T stabilisce un tetto massimo (*cap*) di emissioni autorizzate per gli impianti inclusi nel programma. L'autorità regolatrice divide il cap in singole autorizzazioni ad emettere una specifica quantità di un agente inquinante (ad esempio, 1 tonnellata di CO₂). Per essere in conformità, alla fine di ogni periodo designato a priori dal policy-maker, ogni fonte di emissione deve dimostrare di possedere un numero di autorizzazioni uguale alle sue emissioni attuali. Tali permessi possono essere commerciati tra i soggetti partecipanti al mercato. Ogni fonte di emissioni può decidere la

propria strategia per raggiungere la conformità (acquisizione di autorizzazioni ad emettere o diminuzione delle emissioni). Tale politica offre una certa flessibilità, in quanto ogni impresa può modificare il proprio comportamento con una certa facilità e in modo da rispondere a cambiamenti tecnologici o del mercato, senza richiedere un intervento o un'approvazione del governo.

Il commercio dei permessi si verifica perché le aziende affrontano costi differenti per ridurre le emissioni. Per alcuni emettitori, implementare nuove tecnologie per abbattere le emissioni potrebbe essere relativamente molto costoso, mentre per altri potrebbe esserlo meno. Avendo la possibilità di vendere le autorizzazioni in eccesso, le imprese con costi marginali di abbattimento più bassi saranno incentivate ad diminuire maggiormente le emissioni e a vendere le autorizzazioni alle imprese per cui l'abbattimento è economicamente più gravoso, le quali saranno incentivate ad acquistare tali autorizzazioni. Ciò condurrà alla minimizzazioni dei costi totali del programma.

Un vantaggio del sistema C&T è dato dalla capacità di fornire un elevato livello di certezza ambientale. Con la vigenza di un C&T, il cap è immutabile e neanche la costruzione di nuovi impianti permette l'aumento del tetto prestabilito.

Un altro beneficio chiave è la fornitura di incentivi per una continua innovazione nelle tecnologie per ridurre le emissioni. Sotto le tradizionali norme CAC, l'unico incentivo all'innovazione tecnica è dato dalla possibilità di incanalare le politiche ambientali lungo il solco tracciato dalla propria tecnologia, se superiore o più attuabile rispetto alle altre. Tale incentivo, però, è sottoposto a troppa incertezza per poter essere quantificato in termini economici. Con le misure CAC, in realtà, c'è il rischio che si verifichi un disincentivo all'innovazione, in quanto la creazione di nuove tecnologie potrebbe sfociare in un'ulteriore regolamentazione più stringente di quella preesistente. In un programma C&T, invece, un'impresa ha un incentivo finanziario, quale la vendita dei permessi in eccesso, che spinge il settore privato ad innovare continuamente per ricercare la tecnologia meno costosa. In ogni caso, anche in un sistema di mercato, tale innovazione può preparare il campo per più profondi tagli alle emissioni nel tempo.

2.3.1 Principi guida

Nello sviluppare e nell'introdurre un sistema C&T, i policy-maker seguono dei principi guida (EPA, 2003).

In primo luogo, è necessario che il sistema si attenga al principio della semplicità. L'operatività del programma, sia per le fonti di emissione, sia per le autorità, può dimostrarsi meno costosa in termini economici e temporali se il sistema non si dimostra particolarmente complesso. Il

funzionamento del mercato, infatti, può essere più facilmente compreso dai partecipanti e le transazioni possono svolgersi con maggiore frequenza. Un aspetto importante del principio della semplicità, che tende ad accrescere l'efficienza economica, è la fungibilità delle autorizzazioni, atta a minimizzare i costi di transazione.

Importante, per un sistema C&T, è la creazione di un quadro di sorveglianza e controllo che renda i partecipanti responsabili delle proprie emissioni e garantisca loro la conformità ai requisiti richiesti dal programma. La base della responsabilità delle imprese, infatti, è costituita dall'accurata misurazione e verifica delle emissioni e dalla rigorosa e consistente applicazione delle penalità per frode e non conformità.

Altro principio fondamentale per l'applicazione di un programma C&T è la trasparenza. Questa è intesa come completa e comprensibile divulgazione al pubblico di decisioni rilevanti, pubbliche e private, riguardanti, ad esempio, modifiche all'ambiente normativo o cambiamenti nelle tecnologie adottate. La trasparenza nel processo di ideazione del progetto può favorire l'accettazione e il consenso da parte del pubblico. La chiarezza nelle informazioni è comunque necessaria per l'effettiva operatività del sistema, in quanto fornisce un livello addizionale di dettaglio per verificarne l'applicazione, favorendo, in tal modo, la messa in conformità delle imprese. L'applicazione di tale principio è stata fortemente agevolata da avanzamenti nelle tecnologie ICT.

Ultimi, ma non meno rilevanti, principi guida sono la prevedibilità e la consistenza. Essi aiutano a creare le giuste circostanze per incoraggiare l'innovazione ed abbassare i costi. L'incentivo a cercare migliori tecnologie per ridurre le emissioni è fortemente dipendente dall'imposizione di regole a lungo termine, prevedibili e coerenti, che influenzino il valore economico della riduzione delle emissioni. Ciò non significa che le regole debbano restare immutate per tutta la durata del programma, ma che i binari lungo i quali correrà il processo di modificazione delle norme devono essere definiti in partenza.

2.3.2 Azioni preliminari alla progettazione del programma

Una volta stabiliti i principi guida cui dovrà attenersi il programma, sono necessarie una serie di decisioni di natura prettamente tecnica, di fondamentale importanza per il raggiungimento dell'obiettivo e per l'ottenimento dell'efficienza economica.

In primis, è necessario stabilire l'autorità legale, in capo ad un soggetto che può differire dallo Stato. La legislazione per fornire l'autorità legale ad un soggetto può avere un livello di dettaglio molto variabile, potendo passare da poche proposizioni, atte ad autorizzare l'emissions trading, a

molte pagine dettagliate, in cui vengono esplicitamente definite le regole e le linee guida per il programma da applicare.

Uno secondo step preliminare allo sviluppo di un programma C&T è la creazione di un adeguato inventario delle emissioni a livello sorgente. Le tipologie di dati e il livello di dettaglio necessari per l'inventario dipenderanno dalla destinazione dei dati: questi, infatti, possono essere utilizzati per valutare l'applicabilità del programma alle varie industrie e con quale cap settoriale, per analizzare gli effetti di differenti opzioni di allocazione delle autorizzazioni, per esaminare i potenziali costi e benefici di differenti emission caps complessivi, e per valutare la performance del programma una volta attivato. I dati minimi richiesti per l'inventario sono le caratteristiche della singola fonte di emissioni e livelli di emissioni per output. Il livello di dettaglio dell'inventario, invece, può variare dalle emissioni complessive delle compagnie al livello per unità di produzione. La scelta di tale livello è influenzata da considerazioni legate alla progettazione del programma, ai costi di raccolta dei dati, alla completezza dei dati e al metodo di misurazione adottato.

2.3.3 Elementi per la progettazione

2.3.3.1 Applicabilità

Dopo aver optato per il C&T come meccanismo per ridurre le emissioni di una particolare sostanza inquinante, il policy-maker deve determinare quali fonti di emissioni includere nel programma. Idealmente, tutte le fonti di inquinamento andrebbero incluse per una copertura totale, al fine di ottenere la massima efficienza ambientale ed economica. Sfortunatamente, vi è l'esistenza di vincoli (costi amministrativi, considerazioni politiche, difficoltà di misurazione,...) che costringono a limitare la partecipazione ad un subset di fonti di emissioni.

Nel determinare l'applicabilità, la prima considerazione da affrontare è la contribuzione di una data azienda alle emissioni complessive: le fonti incluse nel programma devono rappresentare una sostanziale porzione delle emissioni, altrimenti l'efficienza ambientale e l'equità verrebbero meno. Fondamentale, a riguardo, è il precedentemente citato inventario delle emissioni, la cui analisi funge da base per la valutazione del modello. È necessario, inoltre, tentare di evitare il carbon leakage, ossia il decremento della produzione da parte delle fonti sottostanti al programma, le quali accrescono la produzione delle fonti non sottoposte al cap, ad esse correlate in qualche modo. Il leakage può minare i benefici ambientali del cap. Pertanto, è necessario coprire le imprese non sottoposte all'emissions trading con altre politiche ambientali. Altri parametri da valutare nella determinazione dell'applicabilità sono: il numero e la dimensione delle fonti di inquinamento, che possono influenzare la gestione del programma da parte dell'autorità e, di conseguenza, i costi di

amministrazione; la disponibilità di opzioni di controllo efficienti in termini di costi; l'abilità a misurare le emissioni; l'equità, legata sia all'effetto che una tale politica può avere sulla competitività delle imprese coinvolte, sia alla potenziale riduzione delle emissioni.

Nel decidere chi far rientrare nel programma, si può anche offrire ad alcuni settori che non rientrano nei criteri stabiliti, ma che hanno risorse per poterli soddisfare, la possibilità di optare volontariamente per la partecipazione al mercato delle emissioni.

2.3.3.2 Point of obligation

Strettamente legata alla scelta di quali fonti e quali settori devono essere coperti in un sistema C&T è la decisione del punto della catena del valore al quale viene imposto l'obbligo di dimostrare il possesso delle autorizzazioni. Ciò determina se un C&T è definito come upstream, downstream o product-based.

Un sistema upstream puro si focalizza su ogni punto precedente alla fonte di produzione, ad esempio definendo il cap sulla base delle emissioni potenziali insite nei combustibili fossili. Tale approccio richiederebbe agli importatori o ai fornitori di combustibili fossili di presentare le autorizzazioni per coprire l'anidride carbonica 'incorporata' nei prodotti che vendono. Il punto chiave a favore di tale approccio è che in certi casi permette il raggiungimento di una più ampia copertura di emissioni ad un minore numero di points of obligation, limitando la gravosità amministrativa del programma. Settare il cap al livello dei carburanti tende a frenarne l'offerta e può causare un aumento relativo dei prezzi della benzina, evento che incoraggia i consumatori a ridurre la domanda, cercando alternative meno costose o creando nuove tecnologie che permettono di utilizzare più efficientemente la benzina.

Sotto un sistema downstream (point of emissions approach), le entità coperte sono le infrastrutture dove effettivamente le sostanze inquinanti vengono rilasciate (ad esempio, centrali elettriche o impianti industriali). L'argomento chiave a favore di questo approccio è legato ad una questione di esperienza, in quanto la stragrande maggioranza dei programmi C&T è downstream; la familiarità istituzionali, dunque, lo rende meno rischioso rispetto ad altri. Inoltre, le fonti downstream generalmente dispongono di più opzioni per ridurre le emissioni, essendo, quindi, in una migliore posizione per soddisfare i requisiti ultimi del programma.

Ultimo caso 'estremo' è l'approccio product-based. Le entità coperte sono responsabili per tutte le emissioni associate alla loro produzione (elettricità, gas naturale o qualsiasi altro prodotto fornito ai

consumatori), in quanto si suppone che ogni unità di bene/servizio abbia insita una certa quantità di emissioni.

Sono possibili, ovviamente, numerosi approcci ibridi, che combinano variamente i tre criteri sopracitati. L'adozione di tali approcci è scarsa, poiché questi presentano complessità e costi di gestione molto elevati.

Nella letteratura, non vi è univocità di giudizio sulla comparazione tra i vari approcci. Il filone predominante, comunque, sostiene che gli approcci upstream e downstream creino identici incentivi per ridurre le emissioni tra le infrastrutture generanti energia, perché i consumatori in entrambi i casi affrontano costi più elevati nel preferire i carburanti ad elevato potenziale di emissione.

2.3.3.3 Settare il livello del cap

“Nonostante alcuni policy-maker vogliano rivendicare che l'unico obiettivo della regolazione ambientale sia proteggere la qualità ambientale, il problema decisivo effettivamente affrontato è più complesso, in quanto involve trade-off tra numerosi obiettivi e frequenti vincoli. Nel paradiso dell'economista, l'obiettivo può essere visto semplicemente come una massimizzazione del welfare aggregato, con il conseguente criterio della Pareto efficienza. Alternativamente, si può applicare un criterio legato all'efficienza in termini di costi, ponendosi come obiettivo una determinata qualità ambientale minimizzando i costi necessari a raggiungerlo” (Hahn and Stavins, 1991).

Il livello economicamente ottimo, in cui i costi marginali di abbattimento sono uguali ai benefici marginali, è di difficile determinazione, soprattutto a causa delle incertezze informative. Come precedentemente spiegato, la scelta del modello tramite il quale stimare i danni alla salute e all'ambiente causati da una particolare sostanza inficia i risultati, che a loro volta possono condurre a settaggi diversi del cap. Dunque, i policy-maker, nel determinare il cap, sono costretti a considerare una combinazione di scienza, economia e fattibilità politica.

La decisione riguardo al livello aggregato del cap è, inoltre, complementare alla scelta del periodo di introduzione. I policy-maker, infatti, possono optare per un cap più stringente con una data di implementazione non immediata, o per un cap meno aggressivo con attuazione immediata. L'ampiezza del cap, ovviamente, dipende anche da quali settori e quali fonti sono da includere nel programma.

2.3.3.4 Lunghezza del periodo di adempimento

La lunghezza del periodo di conformità, idealmente, dovrebbe essere legata a questioni esclusivamente ambientali e dovrebbe riflettere alcune considerazioni operazionali. Se il problema ambientale fosse continuo e a lungo termine, come nel caso delle emissioni di gas serra, il periodo di conformità dovrebbe essere continuo, coprendo tutti i mesi dell'anno. In altri casi, invece, può essere anche non continuativo o stagionale. La decisione riguardo alla frequenza di verifica della conformità dovrebbe tenere in considerazione anche l'onere amministrativo imposto dalla stessa. Un periodo di conformità breve pone un più grande onere amministrativo su entrambi i lati del programma (autorità e imprese), ma consente un'azione più rapida per correggere un caso di non conformità, riducendo i costi legati ad eventuali inefficienze. Viceversa, un periodo di adempimento più lungo offre alle fonti di inquinamento una maggiore flessibilità per ottenere la conformità e riduce gli oneri amministrativi per l'autorità di regolazione. Il problema dell'allungare il periodo tra le valutazioni di conformità è che i casi di non adempimento possono persistere, incrementando la difficoltà successiva nel correggerli e facendo lievitare l'inefficienza del programma.

È possibile che sia previsto anche un periodo di true-up, durante il quale le fonti possono verificare le loro effettive emissioni e, quindi, comprare o vendere autorizzazioni per rispettare gli obblighi nel momento in cui il successivo periodo di adempimento sarà concluso.

2.3.3.5 Distribuzione delle autorizzazioni

La distribuzione delle autorizzazioni può essere una delle scelte più pericolose per un policy-maker nello sviluppo di un programma. Le decisioni in tale ambito necessitano di considerazioni economiche, equitative e politiche. In un sistema C&T, i permessi sono considerati degli asset di valore e, in base alla modalità di allocazione, tale valore può essere assegnato alle entità partecipanti al C&T o allo Stato. L'autorità regolante può assegnare tutte le autorizzazioni gratuitamente, venderle tutte all'asta, o utilizzare una combinazione delle due opzioni.

Le autorizzazioni possono essere distribuite sulla base delle emissioni storiche delle entità partecipanti (grandfathering), o adottando criteri basati su livelli di input o di output. In questi casi, è comunque importante tenere in mente che il point of regulation non deve necessariamente essere lo stesso punto in cui vengono inizialmente distribuite le autorizzazioni, in quanto, potenzialmente, le autorizzazioni possono essere distribuite anche ai cittadini, i quali provvederanno poi a commerciarle con le aziende che dovranno ridurre le emissioni.

Alternativamente all'assegnazione gratuita, le autorizzazioni possono essere messe all'asta, la quale genera introiti per il governo. Tali introiti possono essere utilizzati per apportare benefici in termini di efficienza economica e di equità, o per incentivare la creazione di nuove tecnologie atte ad abbattere le emissioni. Il mettere all'asta le autorizzazioni, però, presenta dei trade-off dei quali tenere conto. Ad esempio, in alcuni casi, l'asta può ingiustamente danneggiare i partecipanti che non dispongono dei fondi necessari ad acquistare autorizzazioni al di fuori della regione coperta. La vendita all'asta, infine, può anche aiutare ad evitare profitti inattesi ed ingiustificati per le imprese.

In linea teorica, il modo in cui le autorizzazioni sono assegnate influenza la distribuzione della ricchezza, ma non influisce sull'efficacia in termini di costi perché a prescindere da come autorizzazioni sono distribuite, il processo di negoziazione assicurerà che le riduzioni delle emissioni avvengano in un modo economicamente vantaggioso. Secondo Goulder (2013), in un framework di equilibrio generale, tenente conto delle interazioni con il sistema fiscale, questa logica non regge più. Fruttando ricavi al governo, l'asta ha il potenziale per ridurre la dipendenza del governo da tasse distorsive necessarie a finanziare le sue spese. Quando le autorizzazioni sono distribuite gratuitamente, il governo non gode di questo beneficio potenziale. La parola "potenziale" è qui fondamentale, in quanto, se i ricavi non sono utilizzati correttamente, il beneficio non si realizza.

2.3.3.5.1 Proprietà di indipendenza

Molto interessante, a riguardo dell'indipendenza dell'allocazione finale dei permessi dall'assegnazione iniziale, è il contributo di Hahn e Stavins (2011)

La proprietà di indipendenza è di centrale importanza politica ed è una ragione per cui il sistema C&T è stato molto impiegato nelle democrazie rappresentative, dove le questioni distributive possono dimostrarsi di primaria importanza nell'ottenere supporto per una politica.

Ci sono, però, sei condizioni sotto le quali la proprietà di indipendenza può venire meno: costi di transazione, potere di mercato, incertezza, allocazione condizionale dei permessi, comportamenti non minimizzanti i costi, differenti trattamenti normativi delle imprese.

1. Nei mercati C&T, esistono quattro maggiori fonti di costi di transazione, che possono impedire il verificarsi della proprietà di indipendenza: ricerca di informazione, negoziazione, monitoraggio e applicazione del programma. L'effetto dei costi di transazione sull'indipendenza dell'allocazione finale da quella iniziale dipende dalla loro natura. Se i costi di transazione marginali sono costanti, l'allocazione finale delle autorizzazioni è

indipendente dalla distribuzione iniziale. Se sono crescenti, l'indipendenza non regge; tale situazione, però, è improbabile perché sempre insostenibile per l'impresa. Se sono decrescenti, l'indipendenza non regge; tale situazione si verifica quando, ad esempio, i brokers offrono sconti di quantità sui loro servizi.

2. La presenza di potere di mercato per un'impresa, nel mercato delle autorizzazioni, può impedire il verificarsi della proprietà d'indipendenza. Se l'impresa è un venditore netto di autorizzazioni, ha un incentivo ad agire come un monopolista e a ritirare le autorizzazioni dal mercato per far aumentare i prezzi di mercato; se è un compratore netto, ha incentivo ad agire come monopsonista e a comprare meno autorizzazioni per mantenere i prezzi bassi. Dato che il comportamento di trading dipende criticamente dall'allocazione iniziale, l'indipendenza non regge, e l'efficienza in termini di costo non è raggiunta. Gli stessi risultati vengono ottenuti in caso di imprese dominanti che agiscono come in un modello di Cournot e in un mercato con pochi compratori e pochi venditori, tutti i quali hanno un qualche potere di mercato. Se un'azienda ha potere di mercato solo nel mercato del prodotto e non nel mercato dei permessi, l'allocazione finale di permessi sarà indipendente dall'allocazione iniziale, ma tale allocazione potrebbe non essere efficiente in termini di costi.
3. L'incertezza riguardo ai prezzi futuri delle autorizzazioni può condurre ad una violazione della proprietà di indipendenza sotto il verificarsi di due condizioni: limiti alla trasferibilità delle autorizzazioni e avversione al rischio dalla parte delle imprese regolate. Senza limiti alla trasferibilità, emergerebbe un prezzo appropriato per i permessi incorporante i loro valori attesi futuri e, in assenza di altre imperfezioni di mercato, l'allocazione finale sarebbe indipendente da quella iniziale. L'incertezza riguardante i valori futuri dei permessi incrementa il grado con cui i costi di transazione impediscono scambi reciprocamente vantaggiosi. Inoltre, attualmente i policy-maker soffrono di altri due gap informativi: il valore economico dei potenziali danni causati dal cambiamento climatico è incerto e c'è una mancanza di informazioni affidabili sul costo di mitigazione dei GHG (Sandor, Walsh and Marques, 2002).
4. In un sistema di assegnazione condizionale delle quote, l'allocazione di un'impresa nel periodo corrente è influenzata dal suo comportamento nel precedente periodo. Questa situazione crea inefficienze, perché le imprese non minimizzano più solamente i loro costi di abbattimento, ma tengono anche in considerazione i profitti che possono ottenere ricevendo un'ampia allocazione nel periodo successivo. In particolare, una regola di aggiornamento dell'allocazione basata sull'output opera come un sussidio alla produzione, che influenza

l'allocazione finale e che può inficiare l'efficienza. L'utilizzo di tale meccanismo di allocazione potrebbe essere motivato dal desiderio di proteggere alcune industrie da effetti avversi alla competitività. In particolar modo per il problema del cambiamento climatico, l'allocazione condizionale può diventare un problema sempre più rilevante. Paesi come Cina e India potrebbero, infatti, vedere nei loro interessi la costruzione subitanea di impianti a carbone, se credono che diverrà più costoso farlo in futuro o, alternativamente, che la loro allocazione di permessi sotto un C&T sarà incrementata proporzionalmente.

5. In alcuni mercati, i partecipanti non mirano alla minimizzazione dei costi, motivo per cui l'allocazione finale sarà probabilmente una funzione dell'allocazione iniziale. Un esempio di comportamenti non minimizzanti è dato dalla condotta degli enti pubblici, o dalla tendenza di numerosi agenti a preferire lo status quo, le cui cause sono da ricercare nelle complessità organizzative, nella necessità a conformarsi a particolari norme, o nella riluttanza allo scambio nei momenti iniziali di assestamento del mercato.
6. Infine, se le imprese ricevono differenti trattamenti normativi sulla stessa materia, l'allocazione iniziale delle autorizzazioni può inficiare le allocazioni in equilibrio, i risultati finali e i costi. Ad esempio, se il programma C&T è interstatale, le singole giurisdizioni possono essere regolate diversamente, creando non pochi disguidi che allontanerebbero il mercato dal punto di ottimo e violerebbero la proprietà di indipendenza.

Le sei sopracitate situazioni scardinano una delle assunzioni chiave del Teorema di Coase, all'interno del quale non era prevista alcuna distorsione nel mercato. Ciò non impedisce che, pur tenendo conto di tali difficoltà, un sistema C&T sia comunque superiore ad altri programmi in determinate situazioni.

2.3.3.6 Utilizzo delle autorizzazioni – Considerazioni temporali e spaziali

Tipicamente, le autorizzazioni sono allocate per essere utilizzate in uno specifico periodo di conformità. I mercati, però, possono anche essere progettati in modo da includere meccanismi di negoziazione intertemporale, consentendo alle aziende una maggiore flessibilità nel raggiungimento della conformità. Tale flessibilità può ridurre la volatilità del prezzo, la cui stabilità è indicata da Goulder (2013) come una delle maggiori sfide per le prossime evoluzioni dei sistemi C&T, al fine di ridurre l'incertezza nella strategia delle imprese, incrementandone i profitti e gli incentivi a migliorare le tecnologie di abbattimento delle emissioni. Inoltre, tali meccanismi possono ridurre i costi necessari alle aziende per essere conformi e possono incrementare il supporto economico e politico per il programma.

I regolatori possono decidere di lasciare alle imprese la possibilità di accumulare (banking) o prendere a prestito (borrowing) le proprie autorizzazioni. Il banking permette alle società di trattenere ogni autorizzazione in eccesso per utilizzi futuri o per una vendita posticipata, incoraggiandole in tal modo alla conformità in brevi tempi, o a maggiori riduzioni delle emissioni. Il borrowing permette alle entità coperte dal C&T di utilizzare nell'anno corrente delle autorizzazioni che sarebbero state emesse negli anni successivi, all'ovvia condizione che tali permessi (oltre agli interessi) verranno rimborsati riducendo maggiormente le emissioni nel futuro. Va tenuto presente, comunque, che il borrowing comporta il rischio che le imprese non riescano a rimborsare i permessi presi in prestito e che, quindi, il tetto di emissioni possa essere superato.

Poiché un programma C&T generalmente consente flessibilità nell'uso delle quote attraverso i confini del programma di trading, una preoccupazione comune è legata alla riduzione delle emissioni con impatti localizzati, che presentano problemi di hot-spot (ad esempio, SO_x e NO_x). Dato che l'obiettivo di un'impresa è massimizzare i profitti, coloro i quali hanno un basso costo marginale di abbattimento offriranno di vendere le proprie autorizzazioni alle imprese con costi più alti. Se gli acquirenti netti di autorizzazioni sono riuniti in specifiche zone, queste zone hanno più probabilità di ottenere minori miglioramenti ambientali rispetto alle altre. Oltretutto, queste aree possono anche sperimentare un aumento delle emissioni e degli effetti locali nocivi sull'ambiente o sulla salute umana, anche quando vi è il raggiungimento dell'obiettivo complessivo del programma. Pertanto, per gli inquinanti con impatti localizzati, è necessaria una valutazione dei modelli di trading potenzialmente più utili, da analizzare singolarmente.

2.3.3.7 Sanzioni per la mancata conformità

Delle sanzioni stringenti per la non conformità sono una caratteristica fondamentale per un sistema C&T ben operante. Queste devono essere applicate automaticamente nei casi in cui una fonte non dimostri di avere permessi sufficienti a coprire le proprie emissioni durante il periodo di conformità. Tali sanzioni devono essere sufficientemente gravose per fornire appropriati incentivi per la conformità e possono consistere in sanzioni monetarie o, in casi particolari, ricadenti nel diritto penale.

2.3.4 Integrazione con altre politiche

I modi in cui un policy-maker può integrare un programma C&T con altre politiche sono numerosi. Approcci CAC possono essere compatibili con il C&T, ma i policy-maker devono identificare le relazioni tra i due meccanismi ed assicurare che non ci siano contraddizioni o distorsioni. Con i programmi CAC vengono stabiliti degli standard (tecnologici o di performance) che ogni impresa

deve raggiungere, mentre il C&T fornisce alle fonti di emissioni la flessibilità di scegliere le tecnologie che permettano di minimizzare i loro costi. Vi è anche la possibilità di integrare diversi tipi di emissions trading, come ad esempio meccanismi C&T e project-based, o crediti da un programma rate-based, per ottenere programmi con una maggiore flessibilità e minori costi.

È fondamentale, comunque, tenere in considerazione che è sempre la natura del problema ambientale ad influenzare, talvolta drammaticamente, la scelta delle policy adottate (Hahn and Stavins, 1991). Infatti, per l'inquinamento altamente localizzato con funzione di danno non lineare (metalli pesanti, diossina,...), possono essere più appropriati degli standard specifici per ogni fonte di inquinamento; per sostanze inquinanti caratterizzate da funzioni di danno più uniformi e distribuite (CO₂, HFCs,...), gli approcci market-based tendono ad essere più desiderabili. Come dimostrato da Goulder (2013), l'efficacia ambientale e l'efficienza in termini di costi per un programma C&T rischia di essere significativamente compromessa dalle interazioni con altre norme. Una difficoltà, in particolare, sorge quando in una giurisdizione alcune norme si incrociano con un sistema C&T, introdotto ad un livello gerarchico normativo superiore. A riguardo, può essere utile un esempio per comprendere meglio tali intrecci. Supponiamo che un sistema C&T sia stato introdotto a livello comunitario nell'Unione Europea con un cap complessivo prestabilito. Supponiamo, ora, che uno Stato membro decida di ridurre ulteriormente le emissioni delle proprie imprese adottando un altro programma C&T all'interno del proprio territorio. Come risultato dell'azione di questo Stato, le imprese all'interno dello Stato ora detengono delle autorizzazioni comunitarie in eccesso, che venderanno ad imprese in altri Stati che non dispongono di norme più severe. Dato che le emissioni continuano ad essere determinate dall'invariato cap comunitario, l'imposizione di un tetto più stringente da parte di uno Stato non conduce ad una riduzione complessiva per la nazione: ciò, più semplicemente, è causa di un *emissions leakage*, in quanto la riduzione all'interno dello Stato è compensata da un incremento delle emissioni all'esterno dei confini.

2.3.5 Valutazione del sistema

Passo conclusivo nell'attuazione di un meccanismo C&T è la scelta dei metodi di valutazione e del peso che viene assegnato ad ogni elemento di valutazione. Nel valutare un programma C&T è necessario guardare all'efficienza, statica (di breve periodo) e dinamica (di lungo periodo), ma anche ad altri fattori, quale ad esempio l'equità.

Una valutazione dell'efficienza statica generalmente tende a presentare diversi e significativi problemi. Prima di tutto, è importante che si consideri l'ambiente normativo esistente, tanto nel

disegnare quanto nel valutare le politiche. Nell'effettuare queste analisi, è essenziale utilizzare un benchmark appropriato per un'analisi controfattuale. Una comparazione più realistica sarebbe tra le attuali misure CAC ed i programmi di trading. L'efficienza è influenzata anche dal diverso livello di monitoraggio delle emissioni da parte dell'autorità competente. Un ulteriore problema che influisce sulle analisi empiriche è la difficoltà a sviluppare stime significative della distribuzione degli errori per la funzione di controllo di costi.

Nel lungo periodo, l'effetto delle politiche pubbliche sul cambiamento tecnologico può essere tra le più importanti determinanti del successo nella protezione ambientale. Ad esempio, se coadiuvato da un sistema di credit trading, il C&T può apportare benefici anche in termini di conservazione ambientale (Sandor, Walsh and Marques, 2002). Questo mercato emergente, infatti, può essere impostato in modo da favorire il finanziamento della riforestazione ed incoraggiare miglioramenti nella qualità dei suoli agricoli, nonché supportare indirettamente la protezione delle biodiversità. Le pratiche di lavorazione conservativa forniscono anche un'ampia gamma di benefici agli habitat terrestri e acquatici. Se gestita correttamente, la presenza di determinati crediti nei carbon markets internazionali può ammorbidire i cicli di rendita dell'azienda agricola, tenendo fuori dalla produzione determinati terreni e adottare per essi pratiche di conservazione quando i prezzi relativi favoriscono la carbon sequestration alla produzione di cibo.

Un altro vantaggio chiave per un C&T è che fornisce un incentivo per una continua innovazione nella riduzione delle emissioni. Ciò è particolarmente importante perché vincere la sfida del cambiamento climatico richiederà nuove tecnologie per ottenere i tagli molto profondi che sono necessari.

2.4 L'esempio europeo: European Union Emissions Trading System

Spostiamo, ora, lo sguardo ad un'applicazione pratica di un sistema cap-and-trade.

L'EU Emissions Trading System (ETS) è stato il primo programma internazionale di cap-and-trade per limitare l'emissione di anidride carbonica, nonché le emissioni di altri gas serra (GHG). I Paesi coperti sono 31 (i 28 Stati membri, più Norvegia, Islanda e Liechtenstein), rappresentanti globalmente il 20% del PIL e il 17% delle emissioni di CO₂ legate all'energia. L'EU ETS è stato istituito dalla Direttiva 2003/87/EC del Parlamento europeo e del Consiglio dell'Unione Europea. Il mercato EU ETS è diventato attivo nel 2005. L'implementazione dell'EU ETS è stata suddivisa in fasi; la prima opera nel periodo 2005-2007, la seconda 2008-12, la terza 2013-20, e la quarta fase 2021-2028.

L'impegno siglato a Kyoto dall'UE nel 1997 aveva come scopo una riduzione dei gas serra generati dall'economia, dell'8% rispetto ai livelli del 1990, entro il 2012. L'obiettivo europeo, a riguardo, è abbattere le emissioni del 20% rispetto al 1990 (o, alternativamente, del 13% rispetto al 2005). L'obiettivo a lungo termine, invece, è ridurre le emissioni su base nazionale dell'80% rispetto ai livelli del 1990 entro il 2050, anche se questo riguarda la totalità delle emissioni europee e non solo i settori coperti dall'ETS.

L'EU ETS copre circa il 50% delle emissioni di CO₂ e il 43% del totale dei gas serra attribuibili all'UE. Il programma limita le emissioni di GHG per approssimativamente 11.500 impianti, che sono proprietà di 5.000 società in 31 Stati. Tali impianti sono raggruppati nei seguenti settori: produzione di energia elettrica (il maggiore emettitore), raffinazione petrolifera, carbone e acciaio, cemento e calce, vetro, mattoni e ceramiche, cellulosa e carta. Il point of obligation coincide con il point of emissions.

2.4.1 Fasi

La Fase I (2005-2007) è stata progettata come un esperimento learning-by-doing, volto ad avere il sistema avviato e pronto per gli anni dell'introduzione del Protocollo di Kyoto. Gli obiettivi principali di questa fase erano lo stabilimento di infrastrutture adeguate per la negoziazione (European Energy Exchange, Intercontinental Exchange,...) e per pilotare le successive fasi del sistema. Tale fase ha stabilito con successo un primo prezzo per la CO₂, il commercio delle quote di emissioni in tutta l'UE e le infrastrutture necessarie al monitoraggio, al reporting e alla verifica delle emissioni. Tuttavia, l'autorità regolatrice non aveva informazioni precise sulle effettive emissioni di gas serra degli Stati membri. Di conseguenza, i singoli Stati membri hanno dovuto sviluppare internamente i piani di assegnazione nazionale dei permessi (NAP), specificanti il numero di quote che ogni Stato avrebbe ricevuto ogni anno e la quantità di compensazioni che i singoli Paesi avrebbero necessitato per soddisfare i loro obblighi di conformità durante la Fase I. Solo pochi Stati membri sono riusciti a creare scarsità di quote rispetto alla domanda. La maggioranza degli Stati non vi è riuscita, e la sovrallocazione di quote ha portato ad un forte calo del prezzo nel mese di aprile 2006, quando l'assenza di scarsità è divenuta evidente.

La Fase II (2008-2012) copriva i primi 5 anni dell'impegno del Protocollo di Kyoto. L'Unione ha basato la sua verifica della seconda tornata dei NAP sui dati relativi alla Fase I, facendo in modo che il livello totale di quote fosse al di sotto del livello delle emissioni verificate nel 2005. Le informazioni generate durante la fase pilota sono state di vitale importanza per la progettazione delle fasi successive, come esposto anche da Sandor, Bettelheim e Swingland (2002) riguardo

all'implementazione del Chicago Climate Exchange. In questa fase, sono state aggiunte al programma Bulgaria, Romania, Liechtenstein, Islanda e Norvegia.

Per la Fase III (2013-2020) il punto di partenza del nuovo cap è stato calcolato sulla base delle emissioni mediane del 2008-2012; questo cap verrà diminuito automaticamente ad un tasso annuo dell'1,74% per raggiungere il 21% rispetto ai livelli del 2005 nel 2020. In questa fase, vi sono stati anche dei cambiamenti nella progettazione, quali:

- Stanziamento di un cap armonizzato a livello europeo invece dei tetti nazionali precedentemente istituiti dai NAP;
- Armonizzazione di monitoraggio, reporting e verifica delle disposizioni;
- Vendita all'asta di tutte le quote per il settore energetico nella maggior parte degli Stati membri, a partire dal 2013, e progressivo passaggio dall'assegnazione gratuita all'asta per gli altri settori. Metà dei fondi ricavati dalla vendita all'asta delle autorizzazioni al settore energetico dovrà finanziare misure complementari di riduzione dei gas serra nell'Unione Europea e nei Paesi in via di sviluppo. Tali misure possono includere investimenti nelle energie rinnovabili e per l'efficienza energetica, o la riduzione al minimo dell'impatto economico che le tariffe elettriche più elevate avranno sulle famiglie a reddito medio-basso, o ancora progetti per la riduzione della deforestazione e per la cattura e lo stoccaggio della CO₂. Tutt'oggi, c'è una divergenza all'interno degli Stati membri sulla misura in cui i ricavi d'asta debbano essere utilizzati per la protezione del clima, in quanto alcuni Stati reinvestono la totalità dei ricavi in misure complementari di riduzione dei gas serra, mentre altri Stati trattengono i proventi della vendita all'asta per scopi non inerenti alla lotta al cambiamento climatico.

La Fase IV è impostata per essere operativa dal 2021 al 2028. Le norme riguardanti questa fase non sono ancora state stabilite. Il 22 gennaio 2014, la Commissione Europea ha presentato il Quadro per il decennio 2020-2030 in materia di clima ed energia, contenente molte implicazioni per gli sviluppi futuri dell'EU ETS. I principali messaggi per le politiche climatiche ed energetiche successive al 2020 sono i seguenti:

- Entro il 2030, riduzione dei gas serra del 43% rispetto alle emissioni del 1990 per i settori coperti dall'ETS;
- Aumento del coefficiente lineare di riduzione dal livello corrente del 1,74% al 2,2% per ottenere la riduzione di cui al punto precedente;
- Non accettazione dei crediti internazionali ai fini della conformità dal 2020 in poi;

- Istituzione di una riserva di stabilità del mercato (MSR) con lo scopo di fornire un aggiustamento automatico dell'offerta delle autorizzazioni messe all'asta, al fine di aumentare la resilienza del sistema a shock di mercato.

2.4.2 Allocazione dei permessi

Per le Fasi I e II, l'assegnazione gratuita implicava che ogni Stato membro avesse sviluppato e reso pubblico il proprio NAP, specificante l'ammontare di autorizzazioni che ogni impianto avrebbe ricevuto ogni anno. I criteri di partenza stabiliti, dunque, erano la coerenza con gli obiettivi degli Stati membri, nonché le loro valutazioni dei progressi previsti, e il potenziale tecnologico di abbattimento. Questi criteri hanno fornito delle opportunità per ingannare il processo di assegnazione. Il processo di settaggio del cap decentralizzato tra gli Stati membri ha creato incentivi per i singoli Stati di cercare di essere generosi con i loro permessi, per proteggere la competitività economica (Aldy e Stavins, 2012). Non a caso, il risultato è stato l'assegnazione di un cap maggiore rispetto alle emissioni effettive. Un'altra causa della sovrabbondanza di permessi può essere trovata nel decremento della produzione durante la recessione. Nella Fase III, per ridurre la soggettività e il potenziale di gioco, sono stati stabiliti regolamenti di assegnazione unici ed uniformi a livello europeo.

2.4.3 Sanzioni

A partire dalla Fase II, gli operatori di qualsiasi impianto che ha emissioni di gas serra in eccesso rispetto alle quote possedute sono soggetti ad una penale di 100€/tCO_{2e}. Nella Fase I, questa penale ammontava a 40€/tCO_{2e} e nella Fase III dovrebbe aumentare proporzionalmente all'indice dei prezzi al consumo dell'UE. Inoltre, le imprese che non riescono a rientrare nei rispettivi cap subiscono anche un danno di immagine, in quanto i loro nomi vengono diffusi al pubblico. Ogni Stato membro, infine, può aggiungere altre sanzioni operanti a livello nazionale.

2.4.4 Evoluzione dei prezzi

Guardando all'evoluzione dei prezzi, notiamo un trend caratterizzato da estrema volatilità all'inizio, che ha poi teso ad una certa stabilizzazione nelle fasi successive alle prime due. Nella Fase I, l'EU ETS ha ridotto le emissioni di una percentuale stimata al 2-5%, nonostante i prezzi dei permessi fossero volatili. All'inizio della Fase I le quote valevano 8€/ton nel gennaio 2005. A gennaio 2006, il prezzo ha superato i 30€/ton, per poi ripiegare a 8€/ton entro aprile dello stesso anno. Secondo Aldy e Stavins (2012), questa volatilità è da attribuire all'assenza di trasparenza e precisione nella misurazione delle emissioni nella prima fase del programma, al surplus di quote, alla volatilità dei prezzi dell'energia e ad una proprietà del programma che impediva il banking dalla prima alla

seconda fase. Nella Fase II, le emissioni erano sulla buona strada per essere al di sotto del cap. In questa fase, nel 2008, il prezzo è stato mediamente 22€/ton, per crollare a 13€/ton a inizio 2009 fino a 10€/ton nel 2011. Tale crollo dei prezzi è attribuibile principalmente alla recessione economica. Un altro fattore che ha contribuito al calo dei prezzi nella seconda fase è stato la lentezza dello sviluppo di una politica climatica globale, in particolare legato al fallimento degli Stati Uniti nel mettere in atto un Cap & Trade e dell'UNFCCC nel raggiungere un accordo globale alla conferenza sul cambiamento climatico nel dicembre 2009.

2.4.5 Sfide

Concludendo, le sfide che l'EU Emissions Trading System si trova ad affrontare sono molteplici. Tra le più rilevanti, annoveriamo:

- Il fare chiarezza sulla continuazione del programma dopo il 2020. A riguardo, sono iniziati dei confronti tra gli Stati, ma potrebbero essere necessari anni prima di raggiungere un accordo ed introdurlo nelle legislazioni dei singoli Stati;
- L'aumentare i prezzi dei permessi, in modo da fornire un maggiore incentivo a ridurre le emissioni;
- Il contrastare la fornitura in eccesso delle quote, che sembra probabile rappresentare un problema per il prossimo decennio;
- Il non perdere efficacia, nonostante l'introduzione di altre politiche sovrapposte all'EU ETS.

3. Cap-and-trade vs Emissions tax

Precedentemente si è discusso dell'esistenza di diversi metodi per abbattere le emissioni. In questo capitolo andiamo ad analizzare le principali differenze tra i due meccanismi market-based, ossia l'emissions tax e il cap-and-trade, ed i casi in cui uno può rivelarsi migliore dell'altro.

I parametri più adottati per la valutazione e la scelta di una politica ambientale sono ben riassunti dalla tabella, che indica come tali l'efficienza (statica e dinamica) in termini di costi e di emissioni, la fattibilità politica, l'interazione con il sistema fiscale preesistente e l'equità distributiva.

Attributes of alternative emissions control instruments

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
	Promotion of lowest-cost combination of input choice, end-of-pipe treatment, and output reduction	Equalizing of marginal emissions reduction costs across heterogeneous firms	Minimization of general equilibrium costs from interactions with broader tax system	Political feasibility (low share of regulatory burden falling on emitters)	Fairness across income groups (limiting disproportionate burden on low-income households)
Emissions control policies					
Emissions tax (revenue-neutral)	*	*	*		*
Subsidy to emissions abatement		*			
Tax on goods associated with emissions		*	*		
Tradable emissions allowances					
Auctioned (revenue-neutral)	*	*	*		*
Freely allocated	*	*		*	
Mandated abatement technology (Non-tradable) performance standard				*	*

Notes

1. The asterisk indicates that a given instrument has an advantage along the dimension in question. It does not mean that other instruments have no impact along that dimension.

2. Other potentially important considerations excluded from the table are:

- (a) Ease of monitoring and enforcement;
- (b) Ability to maximize efficiency gains under uncertainty; and
- (c) Ease of policy adjustment (in terms of stringency, scope, etc.) in face of new information.

These dimensions are not included as column headings because the relative attractiveness of instruments along these dimensions depends critically on the particular circumstances involved.

Tabella 3.1 [Goulder and Parry, 2008]

Dalla tabella sono facilmente evincibili la superiorità dei sistemi market-based rispetto alle misure command-and-control e il fatto che tasse e sistemi C&T portano a risultati molto simili. Ad avvalorare questi risultati, Tietenberg (2006) riassume 14 studi simulativi applicati a differenti agenti inquinanti, notando che in tutti i casi, eccetto due, i costi di abbattimento sotto emissions taxes o emissions trading sono stati del 40-95% inferiori alle situazioni in cui erano imposti degli standard. Altre dimostrazioni empiriche possono essere trovate in Newell e Stavins (2003), Palmer e Burtaw (2005), Fischer e Newell (2008).

3.1 Confronto efficientistico

Analizzando l'efficienza delle due politiche, è possibile notare che, in linea teorica, partendo da assunzioni coerenti, emissions tax e C&T portano a risultati equivalenti (Figura 3.1).

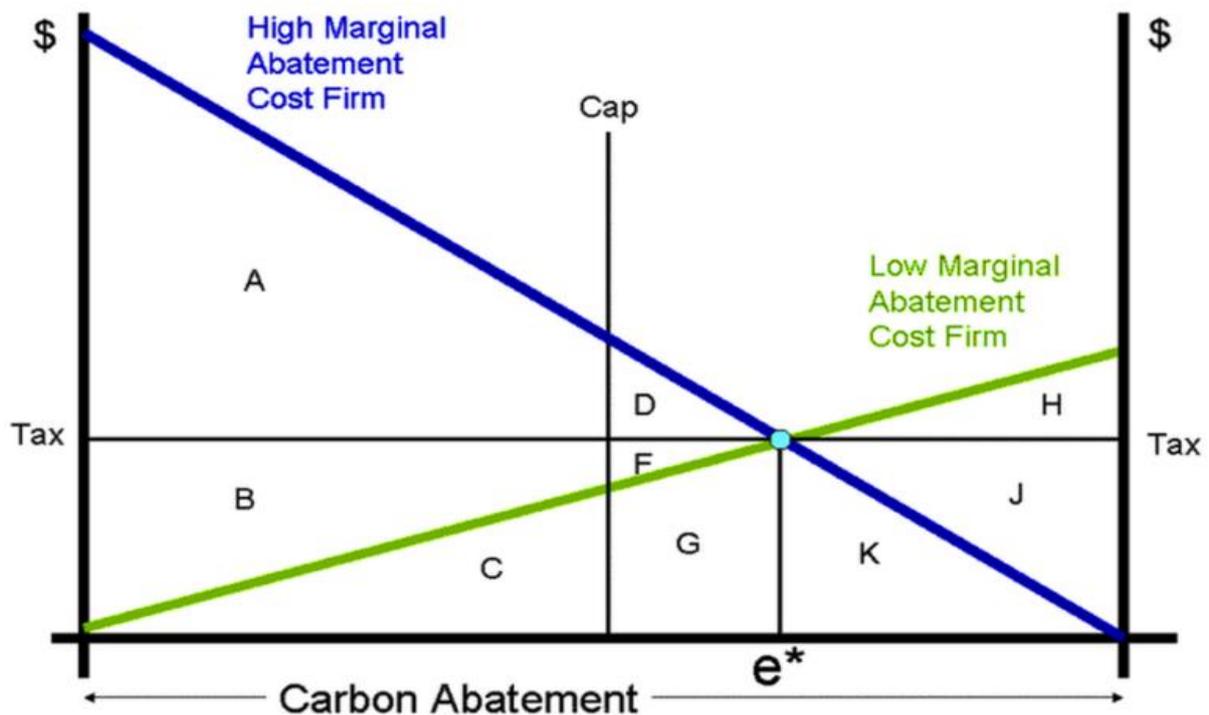


Figura 3.1 [<http://www.env-econ.net/>]

Consideriamo due imprese. La prima impresa (A) dispone di un impianto vecchio ed ad alto tasso di inquinamento, per cui i suoi costi marginali di abbattimento sono elevati; nel grafico, la sua curva si muove da sinistra verso destra. La seconda impresa (B), invece, dispone di impianti all'avanguardia, che le permettono di avere dei costi marginali di abbattimento relativamente bassi. Il target di riduzione delle emissioni che lo Stato desidera raggiungere è pari alla larghezza dell'asse orizzontale. L'efficienza economica viene raggiunta nel punto in cui i costi marginali di abbattimento di A (MAC_A) sono equivalenti a quelli di B (MAC_B). In questo punto (e^*), i costi necessari a raggiungere il livello efficiente di emissioni sono pari alla somma delle aree $C+G+K$.

Supponendo che lo Stato conosca le singole funzioni dei costi di abbattimento delle imprese, un modo per raggiungere il livello ottimo di emissioni è imporre una tassa sulle emissioni con un'aliquota tale per cui $MAC_A=MAC_B$. La tassa incentiverà le imprese ad abbattere le emissioni fino a quando i costi di abbattimento marginali saranno minori della tassa. L'impresa A abatterà una quantità pari ad e^* (da destra verso sinistra), sostenendo costi di abbattimento K e creando introiti per il regolatore pari a $B+C+F+G$. L'impresa B abatterà una quantità e^* (da sinistra verso destra), sostenendo costi pari a $C+G$ e generando per il regolatore un gettito uguale a $K+J$. Dunque, adottando una tassa, viene raggiunto il livello di abbattimento efficiente, minimizzando i costi per le imprese inquinanti ed ottenendo un gettito che il governo potrà riutilizzare in diversi modi.

Un'altra possibilità per raggiungere il livello efficiente di abbattimento di emissioni è adottare un sistema C&T. Se il regolatore decidesse di distribuire i permessi equamente tra le imprese, il costo

di abbattimento per l'impresa B sarebbe pari a C , mentre l'impresa A sosterrrebbe costi pari a $D+F+G+K$. Perciò, data la possibilità di trading offerta dal regolatore, l'impresa A sarà incentivata ad acquistare permessi piuttosto che a sostenere i costi di abbattimento, offrendo all'impresa B scambi potenzialmente vantaggiosi per entrambe. Infatti, la curva blu al di sopra dell'area $D+F+G$ può essere letta come domanda di permessi da parte dell'impresa A, mentre la curva verde al di sopra dell'area G può essere letta come offerta di permessi da parte dell'impresa B. Dunque, assumendo che il mercato delle autorizzazioni sia privo di distorsioni, il prezzo dei permessi sarà equivalente al livello efficiente dell'emissions tax. Tale prezzo sarà inferiore ai costi marginali di abbattimento dell'impresa A e superiore a quelli dell'impresa B, spingendo il sistema verso il punto di equilibrio e^* e riducendo il costo totale di abbattimento all'area $C+G+K$. Come mostrato nel precedente capitolo, se le autorizzazioni venissero distribuite gratuitamente il gettito per lo Stato sarebbe nullo; se, invece, le autorizzazioni fossero vendute all'asta, il regolatore godrebbe della possibilità di ottenere degli introiti.

Come è stato dimostrato, in linea teorica sia una emissions tax, sia un sistema di emissions trading conducono ad un livello efficiente di emissioni. Entrambi, però, richiedono due assunzioni di non irrilevante importanza. Per stabilire l'aliquota fiscale ottima, o per settare il cap ottimo, il governo necessita di conoscere esattamente tutte le funzioni di costo di abbattimento delle imprese alle quali la tassa o il C&T si applica. Tale informazione, ovviamente, è di difficile reperimento, e spesso è soggetta ad incertezza. Il sistema C&T, rispetto all'emissions tax, però, ha un vantaggio dato dal fatto che, pur non conoscendo le funzioni di costo di abbattimento delle imprese, se la proprietà di indipendenza dell'allocazione finale delle autorizzazioni regge (situazione che non sempre si verifica, come precedentemente visto), è possibile raggiungere un obiettivo certo in termini ambientali, minimizzando i costi necessari a raggiungerlo.

La maggiore differenza tra l'emissions tax e il C&T è data dal punto di partenza scelto per raggiungere l'efficienza. Nel primo caso, il governo stabilisce un 'prezzo' e lascia al mercato il conseguimento della quantità ottima; nel secondo caso, invece, il regolatore definisce la quantità di emissioni da abbattere e il mercato fissa il prezzo ottimo per ogni unità di abbattimento. Dunque, nella prima situazione vi è certezza per quanto riguarda i prezzi, ma incertezza ambientale, legata alla conoscenza imperfetta dei costi marginali di abbattimento; nella seconda, invece, vi è certezza ambientale, in quanto il cap non può essere superato in alcun modo, ma incertezza per quanto riguarda i prezzi a cui i permessi verranno commerciati, legata a distorsioni nel mercato dei permessi.

3.2 L'influenza dell'incertezza

L'incertezza assume un ruolo fondamentale anche nell'analisi di Weitzman (1974), poi ripresa da Adar e Griffin (1976). Questa, infatti, permea il policy-making in ambito ambientale, agendo prevalentemente in due punti: valutazione dei danni marginali (*MDF*) e calcolo dei costi marginali di abbattimento (*MCC*, i.e. costi marginali di controllo). Tale incertezza può portare a perdite di benessere asimmetriche tra l'imposizione di una tassa e l'applicazione di un C&T. I principali casi esaminati sono due.

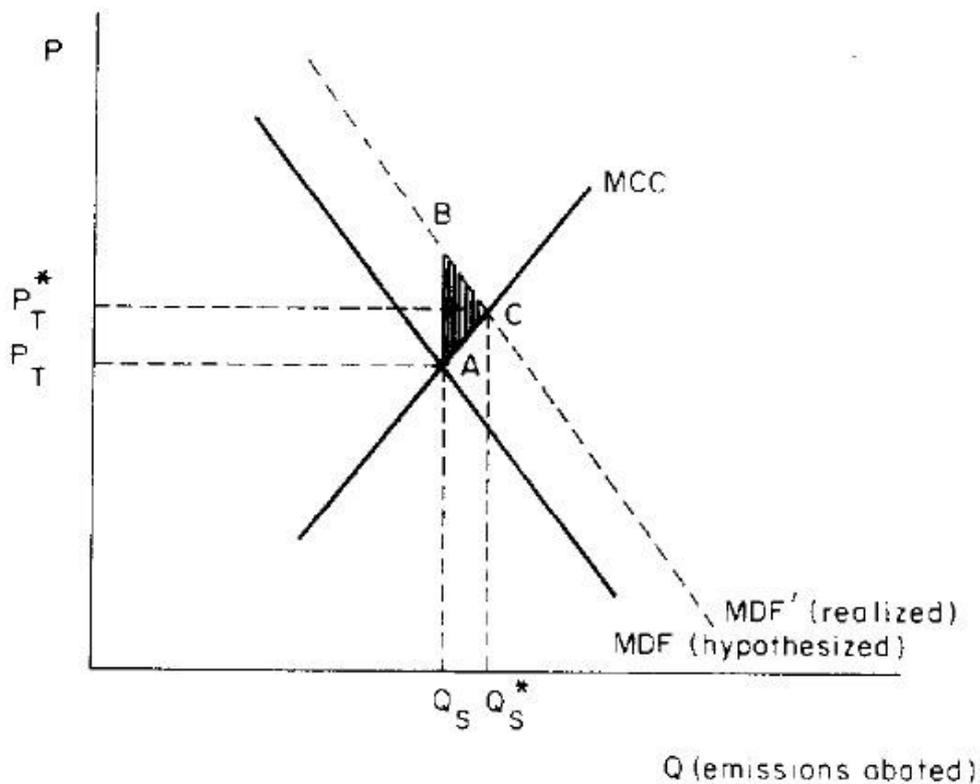


Figura 3.2 [Adar and Griffin, 1976]

Nella prima situazione (Figura 3.2), i costi marginali di abbattimento (*MCC*) sono conosciuti, mentre la funzione di danno marginale (*MDF*) è incerta. Le politiche basate sulla funzione di danno marginale ipotetica risulteranno in una tassa P_T o nella vendita all'asta di $Q_{max}-Q_S$ permessi di emissione. A causa dell'incertezza, la funzione di danno marginale devia da quella ipotizzata e diviene *MDF'*. Adar e Griffin dimostrano che, in questa situazione, le perdite di welfare (pari all'area *ABC*) sotto meccanismi di tassazione o di C&T sono equivalenti, in quanto la quantità emessa dipende esclusivamente dalla funzione dei costi marginali di controllo, che in questo caso è certa ed identica a quella ipotizzata.

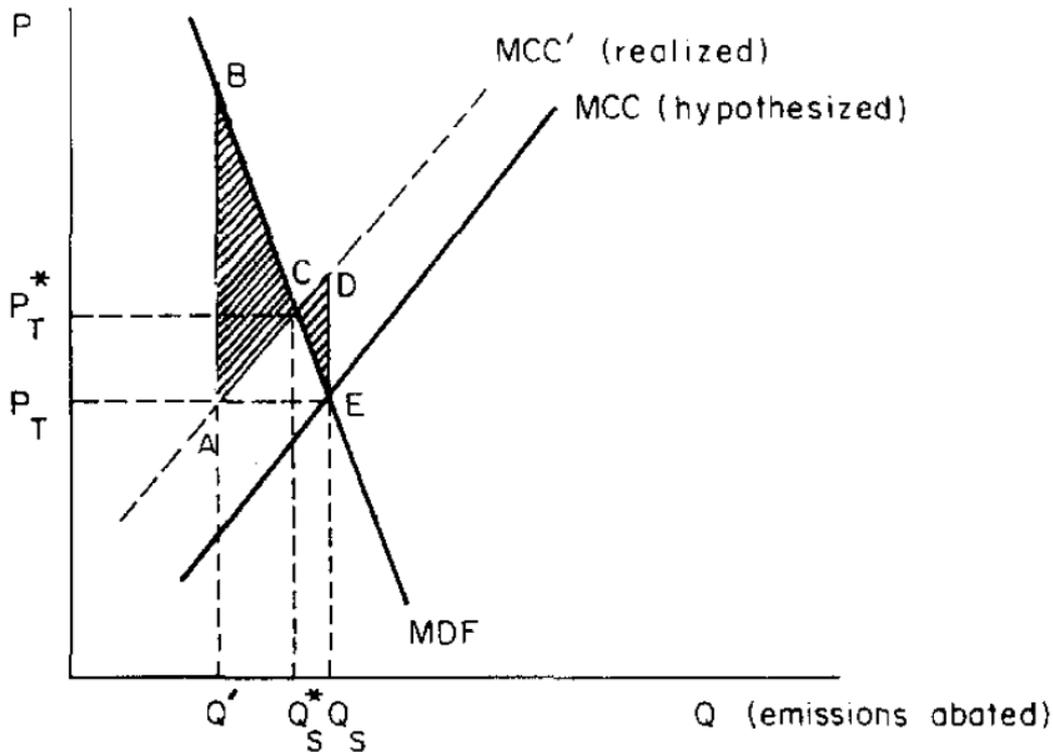


Figura 3.3 [Adar and Griffin, 1976]

Nel secondo caso (Figura 3.3), la funzione di danno marginale è nota, mentre i costi marginali di abbattimento sono soggetti ad incertezza. In seguito all'attuazione della politica, infatti, tale curva si rivela essere MCC' , maggiore di quanto anticipato dall'agenzia. Con l'imposizione di una tassa P_T , sono abbattute solo Q' emissioni, anche se in tal punto il danno marginale è maggiore dei costi marginali di abbattimento. Una tassa ottimale (P_T^*) avrebbe permesso di raggiungere un abbattimento pari a Q_S^* , per cui, la perdita di welfare sotto un'emissions tax è pari all'area ABC . In un sistema C&T, invece, sarebbero stati venduti all'asta $Q_{max}-Q_S$ permessi, generando una perdita di benessere pari all'area CDE . In base al modello sviluppato da Adar, quindi, le differenze in termini di perdita di benessere tra una tassa e un C&T sono legate all'elasticità delle due funzioni interessate; infatti, se le elasticità in valore assoluto sono uguali, la tassa e il C&T condurranno ad uguali perdite di welfare. Più in generale, quando la pendenza (elasticità) della curva di costo marginale di abbattimento è più ripida (minore) rispetto alla curva di danno marginale, una tassa è preferibile, e viceversa.

Inoltre, dal punto di vista dell'efficienza dinamica, in cui i danni ambientali dipendono dallo stock di inquinamento accumulato, alcuni studi suggeriscono che, in presenza di incertezza, una politica basata sul prezzo (tassa) può offrire maggiori guadagni in termini di efficienza rispetto ad una politica basata sulla quantità (C&T) (Goulder and Parry, 2008). Molto interessante, a riguardo, è l'analisi di Schotchmer (2011), che ha confrontato l'efficienza dinamica delle due politiche nei

mercati dell'energia, i quali sono i maggiori responsabili a livello globale di emissioni di gas serra. Le principali conclusioni cui è pervenuto sono:

- Quando la domanda per l'energia è anelastica, il C&T può condurre ad una diffusione incompleta di una nuova tecnologia, a differenza di una tassa che offre un incentivo a diffonderla pienamente; viceversa, il C&T è preferibile in caso di domanda elastica;
- Una emissions tax offre minori (maggiori) ricompense per l'innovazione rispetto ad un C&T quando la produzione di energia è nella parte elastica (anelastica) della curva di domanda;
- Quando una tecnologia ha un tasso di emissioni particolarmente basso, il conflitto tra efficienza statica ed efficienza dinamica può rivelarsi particolarmente acuto; infatti, se una tecnologia è particolarmente pulita, un basso prezzo dell'energia si rivela essere efficiente ex post, conducendo a bassi profitti nel mercato dell'energia e a minori incentivi per l'innovazione.

L'incertezza, infine, agisce anche sulla possibilità e sulla velocità di aggiustamento della politica in corso d'opera. In un sistema di emissions trading, visto che gli speculatori anticiperebbero una riduzione o un aumento del cap futuro, per cui i prezzi presenti e futuri dei permessi verrebbero subitaneamente mossi di conseguenza, non si genera alcuna perdita di benessere. Di contro, sotto una emissions tax, è possibile che il cambiamento legislativo sia più viscoso e possa richiedere più tempo, motivo per cui l'abbattimento delle emissioni è non ottimale durante il periodo di modifica della politica.

3.3 Impatti distributivi

Volgendo lo sguardo agli impatti distributivi, possiamo notare che le varie politiche ambientali possono essere analizzate secondo diversi aspetti. La dimensione più interessante è la distribuzione tra le imprese inquinanti e gli altri attori economici. Come in precedenza notato, in un sistema C&T, le scelte di allocazione iniziali influenzano l'allocazione finale e, quindi, la distribuzione di costi e benefici. Tale sistema, in generale, induce le imprese a restringere la produzione, causando un aumento del prezzo di equilibrio. Questo, se la distribuzione è gratuita, genera per le imprese rendite simili a quelle che ottiene un cartello riducendo l'output. Se, invece, le autorizzazioni sono vendute all'asta, è lo Stato a godere dei ricavi, causando, però, perdite di profitto alle imprese. Sebbene gli studi empirici siano scarsi, Goulder (2008) afferma che anche l'imposizione di una tassa potrebbe preservare i profitti, offrendo esenzioni inframarginali (ad esempio, la tassa si applica solo alle emissioni oltre un certo livello), alla pari di un'allocazione gratuita in un C&T.

Sempre esaminando gli impatti distributivi, in base agli studi di Schürch (2011) e di Avi-Yonah (n.d.), si può notare che sia un'emissions tax, sia un C&T (con autorizzazioni vendute all'asta) hanno effetti regressivi, in quanto trasferiscono sui consumatori i costi aggiuntivi generati da tale politica. Le imprese più inquinanti appartengono al settore energetico, il cui mercato non è perfettamente competitivo, per cui possiedono un certo grado di potere di mercato. La maggiore gravosità dei costi sui consumatori a reddito medio-basso si verifica perché, il rapporto tra spese energetiche (la cui domanda tende ad essere anelastica) e reddito è molto elevato. Lo Stato, però, può intervenire utilizzando il gettito generato dall'emissions tax o dalla messa all'asta dei permessi nel C&T per redistribuire la ricchezza ed alleviare la perdita di benessere dei consumatori.

3.4 Fattibilità politica

Fondamentali, infine, sono l'accettazione e la fattibilità politica dei due meccanismi. A causa della maggiore complicatezza del testo legislativo di un C&T rispetto a quello di un'emissions tax, la sua discussione sarà più articolata e richiederà maggiore tempo e perizia per una comprensione completa. Inoltre, sebbene entrambe le alternative siano circa equivalenti in termini di regressività (e di potenziale compensazione), i consumatori tendono a preferire un C&T perché generalmente avversi ad ogni nuova tassa, e vedono il C&T come qualcosa di diverso. Questo 'vantaggio', però sembra si stia riducendo, in quanto numerosi oppositori delle politiche C&T stanno iniziando a riferirsi a queste come "*politiche cap-and-tax*" (Goulder, 2013).

Secondo Nordhaus (2009), la fattibilità politica, soprattutto in ottica internazionale, è uno dei maggiori punti a sfavore di un C&T. Infatti, attualmente, aderire ad un accordo internazionale comporta elevati costi di negoziazione, altamente politicizzata e difficoltosa. In un C&T è necessario negoziare la quantità di cap disponibile per il nuovo entrato nel sistema, che può influire fortemente sul GDP e sulla competitività dello Stato; in un sistema di tasse armonizzate, invece, vi è certezza riguardo al 'prezzo' e lo Stato entrante deve semplicemente garantire che la tassa per emissione sia almeno uguale a quella stabilita dalla norma internazionale.

Conclusioni

A causa dei pareri contrastanti di numerosi economisti, non è possibile affermare se, per affrontare il problema del cambiamento climatico, sia meglio adottare una carbon tax o un sistema C&T. Alla luce di quanto visto, è possibile affermare che si tratta, in ogni caso, di politiche efficaci e sicuramente migliori, in molte situazioni, rispetto all'imposizione di standard. Ognuna di esse, però, presenta qualche svantaggio; in particolare, salta subito all'occhio la complessità di un sistema C&T rispetto ad una emissions tax (come visto nel secondo capitolo dell'elaborato), ma anche la maggiore certezza ambientale dello stesso. Tali differenze possono avere maggiore o minore rilevanza nella fase di scelta di una politica rispetto all'altra, a seconda delle preferenze dei policy-maker.

Negli ultimi anni si è discusso della possibilità ibridare le due politiche, imponendo una safety valve. Tale possibilità è stata studiata, tra gli altri, da Jacoby ed Ellerman (2004). La safety valve si applica ad un sistema C&T, in cui il prezzo massimo (o minimo) permesso è limitato. Le fonti di emissioni hanno la possibilità di scegliere se acquistare i permessi sul mercato al prezzo determinato da domanda e offerta, o dal governo ad un prezzo predeterminato e regolato nel tempo. La safety valve è spesso tenuta in considerazione per superare gli inconvenienti principali di carbon tax e C&T puri, offrendo ai governi la flessibilità di adattare il sistema a situazioni in rapida evoluzione. Nonostante sia dimostrato l'apporto di migliorie ad entrambi i sistemi, la safety valve pregiudica il maggior punto di forza di un C&T, ossia la certezza ambientale, e il punto di forza dell'emissions tax, ossia la certezza del prezzo.

Dunque, anche se i vantaggi di una emissions tax possono superare quelli di un sistema C&T, va comunque tenuto presente che il C&T è abbondantemente più diffuso, per cui vi sarebbero non poche difficoltà a shiftare dalle politiche attuali a quelle ideali. A riguardo, esplicitativo è il pensiero di Sachs (2009):

“Cap-and-trade is a big improvement over the do-nothing status quo, even if it's less desirable than a carbon tax. If politicians insist on cap-and-trade, we shouldn't let the best be the enemy of the good.”

Riferimenti bibliografici e sitografici

- Adar, Z. and Griffin, J. (1976). Uncertainty and the choice of pollution control instruments. *Journal of Environmental Economics and Management*, 3(3), pp.178-188.
- Aldy, J. and Stavins, R. (2012). The Promise and Problems of Pricing Carbon: Theory and Experience. *The Journal of Environment & Development*, 21(2), pp.152-180.
- Arrow, K. (1970). Political and Economic Evaluation of Social Effects and Externalities. In: Margolis, J. *The Analysis of public output*. New York: National Bureau of Economic Research, pp.1-30.
- Avi-Yonah, R. and Uhlmann, D. (n.d.). Combating Global Climate Change: Why a Carbon Tax is a Better Response to Global Warming than Cap and Trade. *SSRN Journal*.
- Baumol, W. and Oates, W. (1971). The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment. *The Swedish Journal of Economics*, 73(1), p.42.
- Buchanan, J. and Stubblebine, W. (1962). Externality. *Economica*, 29(116), p.371.
- Center for Climate and Energy Solutions (2011). *Climate Change 101 – Cap and Trade*.
- Chameides, W. and Oppenheimer, M. (2007). CLIMATE CHANGE: Carbon Trading Over Taxes. *Science*, 315(5819), pp.1670-1670.
- Coase, R. (1960). *The problem of social cost*. [Chicago, Ill.]: [University of Chicago Law School].
- Crocker, D. (1966) *On Air Pollution Control Instruments*, 5 Loy. L.A. L. Rev. 280.
- Dales, J. (1968). *Pollution, property & prices*. [Toronto]: University of Toronto P.
- Ellerman, A. (2005). A Note on Tradeable Permits. *Environ Resource Econ*, 31(2), pp.123-131.
- Ellerman, D. and Joskow, P. (2008). *The European Union's Emissions Trading System in perspective*.
- Environmental Defense Fund and International Emissions Trading Association (2014). *The World's Carbon Markets: A Case Study Guide To Emissions Trading*.
- Environmental Protection Agency (2003). *Tools of the Trade – A guide to Designing and Operating a Cap and Trade Program for Pollution Control*.
- European Environmental Agency (2005), *Market – based instruments for environmental policy in Europe*. Technical Report n. 8/2005
- Goulder, L. (2013). Markets for Pollution Allowances: What Are the (New) Lessons?. *Journal of Economic Perspectives*, 27(1), pp.87-102.
- Goulder, L. and Parry, I. (2008). Instrument Choice in Environmental Policy. *Review of Environmental Economics and Policy*, 2(2), pp.152-174.

- Gruber, J. (2011). Externalities: problems and solutions. *In: Gruber, J. Public finance and public policy*. New York: Worth Publishers.
- Gruber, J. (2011). Externalities in action: Environmental and Health Externalities. *In: Gruber, J. Public finance and public policy*. New York: Worth Publishers.
- Hahn, R. and Stavins, R. (1991). Economic Incentives for Environmental Protection: Integrating Theory and Practice. *CSIA Discussion Paper*, pp. 91-15.
- Hahn, R. and Stavins, R. (2011). The Effect of Allowance Allocations on Cap-and-Trade System Performance. *Journal of Law and Economics*, 54(4), pp.S267-S294.
- Hepburn, C. (2006). Regulation by Prices, Quantities, or Both: A Review of Instrument Choice. *Oxford Review of Economic Policy*, 22(2), pp.226-247.
- Intergovernmental Panel on Climate Change, (2015). *Climate Change - Synthesis Report*.
- International Energy Agency, (2007). *Emissions Trading: Trends and Prospects*. Organization for Economic Cooperation and Development.
- Jacoby, H. and Ellerman, A. (2004). The safety valve and climate policy. *Energy Policy*, 32(4), pp.481-491.
- Lewin, P. (1982). Pollution Externalities: Social Costs and Strict Liability. *Cato Journal*, 2(1).
- Lohmann, L. (2006). Carry On Polluting. *NewScientist*.
- McKibbin, W. and Wilcoxon, P. (2002). The role of Economics in Climate Change Policy. *Journal of Economic Perspectives*, 16(2), pp. 107-129.
- Mickwitz, P. (2003). A Framework for Evaluating Environmental Policy Instruments: Context and Key Concepts. *evaluation*, 9(4), pp.415-436.
- Montgomery, W. (1972). Markets in licenses and efficient pollution control programs. *Journal of Economic Theory*, 5(3), pp.395-418.
- Nordhaus, W. (2011). The architecture of climate economics: Designing a global agreement on global warming. *Bulletin of the Atomic Scientists*, 67(1), pp.9-18.
- Portney P. (2007). Market-Based Approaches to Environmental Policy. *In: Visgilio, G. and Whitelaw, D. (2007). Acid in the environment*. New York: Springer.
- Sandor, R., Bettelheim, E. and Swingland, I. (2002). An overview of a free-market approach to climate change and conservation. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 360(1797), pp.1607-1620.
- Sandor, R., Walsh, M. and Marques, R. (2002). Greenhouse-gas-trading markets. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 360(1797), pp.1889-1900.

- Schürch, R. (2011). *CO2 Taxation versus Emissions Trading – An Analytical Representation for Switzerland*. University of Bern.
- Scotchmer, S. (2011). Cap-and-Trade, Emissions Taxes, and Innovation. *Innovation Policy and the Economy*, 11(1), pp.29-54.
- Sotkiewicz, P. (n.d.). *Emissions Trading*. Ph.D. University of Florida.
- Swiss Re (2013). *Building a sustainable energy future: risks and opportunities*.
- Tietenberg, T. (2010). Cap-and-Trade: The Evolution of an Economic Idea. *Agricultural and Resource Economics Review*, 3(39), pp. 359–367
- Tybout, R. (1972). Pricing Pollution and Other Negative Externalities. *The Bell Journal of Economics and Management Science*, 3(1), p.252.
- Weitzman, M. (1974). Prices vs. Quantities. *The Review of Economic Studies*, 41(4), p.477.
- Yale 360, (2009). Putting a Price on Carbon: An Emissions Cap or a Tax?.
- Conniff, R. (2009). *The Political History of Cap and Trade*. [online] Smithsonian. Available at: <http://www.smithsonianmag.com/air/the-political-history-of-cap-and-trade-34711212/?c=y?no-ist&no-ist>.
- Econlib.org, (2015). *Ronald H. Coase: The Concise Encyclopedia of Economics | Library of Economics and Liberty*. [online] Available at: <http://www.econlib.org/library/Enc/bios/Coase.html>.
- Environmental Economics, (2005). *Pollution Solutions*. [online] Available at: http://www.env-econ.net/2005/08/the_following_i.html.
- European Environment Agency, (2011). *Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe*.
- International Emissions Trading Association, (2015). *Why Emissions Trading is More Effective Than a Carbon Tax*. [online] Ieta.org. Available at: http://www.ieta.org/index.php?option=com_content%26view%3Darticle%26id%3D207:why-emissions-trading-is-more-effective-than-a-carbon-tax%26catid%3D54:3-minute-briefing%26Itemid%3D135.
- Stiglitz, J. (2007). *Carbon-taxing the rich*. [online] the Guardian. Available at: <http://www.theguardian.com/commentisfree/2007/dec/07/carbontaxingtherich>.
- Yosemite.epa.gov, (2015). Economic Incentives | NCEE | US EPA. [online] Available at: <http://yosemite.epa.gov/EE%5Cepa%5Ceed.nsf/webpages/EconomicIncentives.html>.