

considerato. A livello economico, due sono le domande da porsi nell'analizzare l'efficacia del sussidio: il sussidio provoca gli effetti economici attesi? Quale è l'effetto del sussidio sul bilancio e sul benessere economico? Infine, a livello sociale bisogna chiedersi se il sussidio effettivamente raggiunga i soggetti beneficiari. Spesso, l'obiettivo di un sussidio è sostenere una parte vulnerabile o marginalizzata della società. L'effettivo raggiungimento dei beneficiari del sussidio deve essere valutata in questa sede. Infine, in questo stadio un'analisi di costo-efficacia sulle possibili alternative a livello di politiche potrebbe essere appropriato. In alternativa, qualora non fossero disponibili i dati, una descrizione qualitativa delle politiche alternative di riforma potrebbe essere utile per elencare le diverse prospettive di riforma.

**Impatti imprevisti**, a differenza della sezione precedente, prevede lo studio degli impatti di un sussidio al di fuori dei suoi obiettivi dichiarati. Questo approccio prende spunto dall'analisi delle esternalità ambientali delle misure di politiche o sussidi aventi altri obiettivi. In questo caso, gli impatti vengono analizzati su tutte e tre le dimensioni:

- a) impatti economici: gli obiettivi di un sussidio sono generalmente economici. Gli impatti economici imprevisti possono spesso dipendere dall'effetto di prezzo indotto dal sussidio in un determinato campo. L'OCSE (2007) riporta, ad esempio, l'incremento dei costi per gli allevatori in seguito al sussidio per la produzione di biocarburanti che, sostenendo la domanda per colture, può determinarne un aumento dei prezzi;
- b) impatti ambientali: gli imprevisti ambientali derivano spesso dagli impatti economici. Spesso, un sussidio è introdotto per sostenere i livelli di produzione o consumo e questo ha conseguenze tendenzialmente negative sull'ambiente (maggiore sfruttamento delle risorse o un aumento delle emissioni);
- c) impatti sociali: questi sono tendenzialmente di natura redistributiva. Un sussidio, difatti, prevede il trasferimento di risorse da una parte della popolazione a un'altra e l'effetto di *welfare* non sempre è chiaro. Tendenzialmente, è socialmente desiderabile che un sussidio appiani le disuguaglianze in termini di risorse o accesso a determinati beni pubblici. Anche al di fuori dell'ordinaria dimensione di applicazione di un sussidio, c'è spazio per impatti sociali imprevisti. L'OCSE (2007) riporta che molti sussidi favoriscono i produttori e, talvolta, i consumatori locali a detrimento di quelli esteri.

**Efficacia nel lungo periodo:** gli effetti di un sussidio, in una prospettiva di sviluppo sostenibile, vanno valutati nel lungo periodo. Spesso, un sussidio viene introdotto per raggiungere obiettivi di breve termine, specie se indirizzato a problematiche locali. Inoltre, la giustificazione per l'introduzione di un sussidio può risiedere nella ricerca del consenso politico nel breve periodo. L'analisi, dunque, deve includere considerazioni di lungo periodo per comprendere meglio se il sussidio *“sta curando semplicemente i sintomi di un problema più ampio o se effettivamente interviene sulle cause sottostanti?”* (OCSE, 2007):

- a) effetti economici: idealmente, un sussidio dovrebbe essere temporale, in modo da favorire l'adozione di una tecnologia o correggere una distorsione quale una bassa produttività. Parziale eccezione è costituita dalla correzione dei fallimenti di mercato che pongono le basi per una presenza dello Stato indefinita. Ad esempio, se la scelta del livello di istruzione fosse delegata agli individui, essi difficilmente si attesterebbero a un livello di istruzione socialmente ottimale. Ciò può essere esteso anche in altri settori pubblici quali sanità, sicurezza o difesa.
- b) effetti ambientali: i sussidi con obiettivi ambientali spesso si riferiscono a un settore che può essere reso più sostenibile dal punto di vista ambientale. Attività in ricerca e sviluppo dall'esito incerto (per definizione), costruzione di una rete infrastrutturale che sostenga l'adozione di tecnologie più "pulite", diffusione di conoscenze possono rappresentare ambiti per sussidi ambientali. Anche in questo caso, però, le condizioni di erogazione del sussidio sono determinanti nel considerare gli effetti di lungo periodo. Ad esempio, un sussidio prolungato alla produzione di energia elettrica da fonti rinnovabili potrebbe portare a un consumo meno responsabile da parte delle famiglie, perché ne nasconderebbe, nel lungo periodo, il costo reale.
- c) effetti sociali: anche in questo caso, i sussidi devono essere distinti in base al fatto che correggano le cause di una questione sociale o ne curino semplicemente i sintomi. L'OCSE cita, ad esempio, l'introduzione di un sussidio volto al mantenimento di culture e tradizioni locali. Nel breve periodo questo può funzionare, ma nel lungo periodo, senza adeguati programmi o incentivi di adattamento al contesto circostante, può produrre effetti dannosi sulla comunità o sull'individuo interessato.

**Prospettive di riforma:** le prospettive di riforma di un sussidio prevedono una stima su quali possano essere gli effetti sociali, economici e ambientali, processo il più delle volte complesso. Non è sufficiente pensare che, in prospettive temporali ampie, i costi e i benefici derivanti dalla rimozione di un sussidio siano gli inversi rispetto a quando il sussidio è presente. Ciò può essere vero, in qualche caso, nel breve periodo, ma non nel lungo. Può risultare parimenti complesso stabilire gli effetti nel lungo periodo della riforma di un sussidio.

Uno dei problemi principali dei sussidi, tuttavia, resta la loro rigidità in parte previsto dal disegno stesso del sussidio. Un sussidio ha necessità di regole certe per garantire l'eleggibilità dei candidati e di specificare tempi e modi di erogazione. Questo processo di pianificazione aiuta il *policymaker* a pianificare l'esborso a livello di finanza pubblica e i soggetti interessati ad aderire al raggiungimento dell'obiettivo per cui il sussidio è stato introdotto. Detto ciò, una volta stabilito, affinché il sussidio resti in essere la pressione politica sarà elevata e qualsiasi revisione *ex-post* potrebbe risultare ostica.

Una possibile soluzione a ciò, prevista dalla letteratura, consiste nell'adozione della cosiddetta "politica adattiva".

Swanson e Bhadwal (2009) suggeriscono l'inclusione di misure di mitigazione (*mitigating actions*) e di contenimento (*hedging actions*) da includere come opzioni all'interno del sussidio nel momento della pianificazione. In questa fase, si potrebbero menzionare esplicitamente le debolezze del sussidio e paventare una possibile riforma del meccanismo durante la fase di applicazione. Misure di mitigazione, ad esempio, potrebbero prevedere l'inserimento di ulteriori misure di sostegno nel caso in cui il sussidio abbia dei costi imprevisi. Swanson e Bhadwal (2009), ad esempio, citano il caso di misure di sostegno per l'aumento dell'attività dell'aeroporto internazionale Schiphol in Olanda. A tal proposito, riportano come misure di mitigazione il sussidio all'insonorizzazione delle case circostanti e, come misure di contenimento, l'incentivo delle compagnie assicurative a offrire assicurazioni più convenienti riferiti agli eventuali incidenti aerei nell'area. Infine, si suggerisce un tracciamento di tutta la fase di attuazione del sussidio con la creazione di valori-soglia (*triggers*) oltre i quali debbono scattare misure di mitigazione, contenimento o riforme del sussidio. Prevedere misure difensive che mantengano i benefici del sussidio in essere qualora quest'ultimo dovesse, nel frattempo, incorrere in una revisione, può essere una scelta opportuna al fine di non vanificare il beneficio raggiunto.

**Esempio: L'aliquota IVA agevolata per i consumi energetici domestici**

L'aliquota agevolata dell'IVA è stata introdotta per le famiglie appartenenti ai ceti medio-bassi che spendano buona parte del loro reddito disponibile sui beni e servizi agevolati. Tassarli all'aliquota ordinaria, dunque, potrebbe avere effetti regressivi. Questo non è però vero per i consumi energetici la cui elasticità rispetto al reddito è positiva. L'obiettivo originario dell'aliquota agevolata viene dunque meno e un'alternativa di *policy* più efficace a livello di costi e benefici potrebbe risultare dall'introduzione di programmi di sostegno diretto al reddito (IEEP, 2009).

**3.1.4. EHS reform tool**

Nel 2009, la Commissione Europea ha tentato di rendere più operativi gli strumenti messi a disposizione dall'OCSE assieme alle raccomandazioni per tutti gli Stati membri di identificare i sussidi dannosi all'ambiente, passaggio propedeutico a qualsiasi anelito di riforma o abrogazione.

Così in uno studio commissionato sempre dalla Commissione Europea del 2009<sup>169</sup> si analizzano gli strumenti di identificazione, quantificazione e riforma dei sussidi, applicando le metodologie adottate dall'OCSE e fornendo raccomandazioni metodologiche sul loro futuro uso nell'elaborare politiche.

Secondo l'analisi condotta, gli strumenti OCSE (*quickscan, checklist, integrated assessment framework*)

<sup>169</sup> Valsecchi C., ten Brink P., Bassi S., Withana S., Lewis M., Best A., Oosterhuis F., Dias Soares C., Rogers-Ganter H., Kaphengst T. (2009), *Environmentally Harmful Subsidies: Identification and Assessment*, Final report for the European Commission's DG Environment, novembre 2009.

necessitano di indicazioni o guide per l'elaborazione di uno scenario di *baseline*, ma non tengono conto di un elemento considerato cruciale come l'impatto dei sussidi sul commercio, la competitività, le PMI e la salute pubblica. La metodologia elaborata che prende il nome di "strumento di riforma SAD" ("*EHS reform tool*") si compone di 4 fasi:

- 1) *screening* dei sussidi, volta a identificare e prioritizzare quali sussidi hanno un potenziale significativo di danno ambientale e possono essere più facilmente riformati politicamente;
- 2) applicazione della *checklist*, per individuare come e se la riforma/rimozione del sussidio può portare a significativi benefici sull'ambiente, attraverso l'esame dei *trade-off* tra obiettivi economici e sociali;
- 3) ampio *assessment* dei sussidi, ossia l'applicazione della metodologia dell'*integrated assessment framework*, che prevede l'analisi di dettaglio dei sussidi SAD con riferimento sia agli impatti sociali sia economici, e l'individuazione del loro posizionamento rispetto agli obiettivi che ne hanno determinato l'introduzione;
- 4) analisi delle opzioni di riforma, punto cruciale in cui si analizzano concretamente le opzioni di riforma per i SAD per giungere alla preparazione delle decisioni politiche di riforma/rimozione dei sussidi.

### 3.1.5. DPSIR

È difficile stabilire un legame effettivo fra la dimensione, la natura di un sussidio e il suo impatto ambientale. Una delle metodologie più diffuse e utilizzate in tal guisa è il DPSIR (*Dribbling force-Pressure-State-Impact-Response*) proposto dall'OCSE (1993) e adottato successivamente dall'Agenzia Europea per l'Ambiente al fine di sviluppare i propri indicatori. Il modello DPSIR propone di suddividere l'analisi in cinque fasi, ciascuna caratterizzata da una tipologia di indicatori:

- 1) indicatori di forza motrice o dei fattori di pressione: sono indicatori che descrivono l'evoluzione sociale, economica e demografica della società e il loro impatto sull'ambiente. Si possono distinguere le forze motrici primarie, quali la pressione demografica, che hanno un impatto sui livelli di consumi o di produzione. Saranno poi questi nuovi livelli a determinare la pressione sull'ambiente;
- 2) indicatori di pressione, che quantificano le pressioni sull'ambiente derivanti da attività antropiche (ad esempio, le emissioni inquinanti);
- 3) indicatori di stato, che forniscono dati sullo stato dell'ambiente e sulle condizioni esistenti;
- 4) indicatori di impatto, che misurano gli effetti del cambiamento di stato dell'ambiente dovuto alle pressioni dell'attività antropica;
- 5) indicatori di risposta, che valutano le azioni di salvaguardia dell'ambiente in risposta ad uno o più indicatori di impatto.

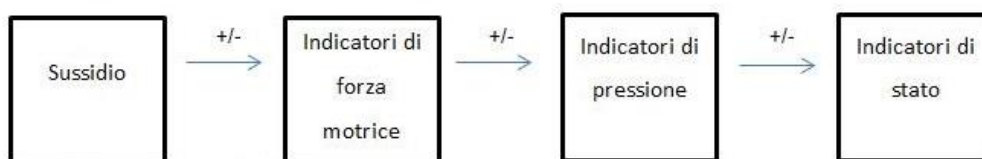
Generalmente, i sussidi influenzano, *coeteris paribus*, il livello degli indicatori di forze motrici (Rapporto Sainteny, 2012). Ad esempio, gli indicatori di forza motrice della pesca sono incrementati dalle agevolazioni per favorire la modernizzazione della flotta. Questo sussidio riduce il costo di ammodernamento della flotta aumentandone il pescaggio. Il medesimo ragionamento può essere applicato alle agevolazioni o alle esenzioni sui carburanti. Queste rendono meno costose le tecnologie che richiedono consumo di carburante da fonti fossili, rendendole più convenienti rispetto a tecnologie più pulite.

Il gruppo di lavoro dietro al rapporto Sainteny (2012) adotta questa metodologia per analizzare il legame di causalità fra sussidio e danno alla biodiversità. Esso afferma che, per determinarlo, è sufficiente “*stabilire il livello degli indicatori di forza motrice, pressione e stato.*” Laddove possibile, poi, si invita a individuare degli indicatori di risposta per valutare l’effetto delle politiche in essere.

A livello pratico l’applicazione del DPSIR può seguire le seguenti direttrici (rapporto Sainteny, 2012):

- a) definire gli indicatori di forze motrici, pressione e stato a livello quantitativo o, ove non possibile, fornire una definizione qualitativa;
- b) stabilire il legame di causalità, da una parte, fra indicatori di forza motrice e di pressione e, dall’altra, fra indicatore di pressione e stato dell’ambiente. I rapporti di causalità possono essere stabiliti dalla letteratura o da casi studio.

In generale, gli indicatori dovrebbero essere, a livello territoriale, applicati al contesto analizzato in modo da poter tener conto dell’ecosistema in essere.



Fonte: Rapporto Sainteny (2012)

Lo schema sopra proposto riassume quanto detto finora in materia di DPSIR. La difficoltà principale consiste nell’isolare, quantificare e valutare le relazioni di causalità fra un indicatore e l’altro. Tre sono le strade che si presentano dinanzi ad un ricercatore (Rapporto Sainteny, 2012):

- i) le relazioni di causalità sono state studiate e il loro punto di impatto quantificato (stima delle elasticità). Sarà, dunque, sufficiente stimare la quantità di sussidio “a monte” per poterne calcolare le ricadute sull’indicatore “a valle”;

- ii) vi sono casi studio o opinioni di esperti in grado di asserire, almeno qualitativi, se la relazione fra i due indicatori sia negativa o positiva. Si può dunque condurre un'analisi qualitativa partendo dalle dinamiche messe in moto dall'indicatore "a monte";
- iii) non esistono dati. Si può solo ipotizzare il legame di causalità, senza poterlo stabilire con certezza.

Le strade, dunque, non sono numerose. Raramente si riesce a definire il legame di causalità e l'intensità dell'impatto in maniera precisa. Spesso, il ricercatore si trova di fronte a insufficienza di dati e documenti e può solo ipotizzare i legami messi in moto dai sussidi.

### 3.1.6. Il quadro TEEB

Nel 2009, il rapporto TEEB destinato ai *policymakers*, ha messo in rilievo l'importanza di analizzare tutti quei sussidi che non raggiungevano più lo scopo per cui erano stati introdotti. La finalità del rapporto è, dunque, di non limitarsi solo all'individuazione delle misure generalmente dannose per l'ambiente e l'ecosistema, ma riformare o abrogare sussidi che hanno perso il loro obiettivo originario. Il rapporto pone l'accento sugli effetti dannosi dei sussidi alla pesca che potrebbero contribuire al collasso della quantità di pescato al 2048, per passare a quelli agricoli, allo sfruttamento delle risorse idriche, ai trasporti e all'energia. La riforma dei sussidi ambientali è una delle opzioni di politica economica presente all'interno del rapporto. Difatti, TEEB stima che l'ammontare totale dei sussidi rappresenti circa l'1% del PIL mondiale che corrisponderebbe alla cifra necessaria per contrastare il cambiamento climatico ed evitare danni stimabili fra il 5% e il 20% del PIL mondiale (TEEB, 2009; Stern, 2006). Il gettito derivante dalla rimozione di sussidi ambientalmente dannosi dovrebbe poi essere investito per premiare i benefici ecosistemici e della biodiversità.

Il rapporto mette in guardia anche dagli effetti dell'inazione. Quando il decisore pubblico non interviene e non internalizza esternalità negative, si fornisce un sussidio implicito a colui che inquina. Allo stesso modo, non applicare una tassazione sull'utilizzo delle risorse naturali è un sussidio ambientalmente dannoso che può portare facilmente a una situazione di sovra sfruttamento.

A completare il quadro, il rapporto stima i danni trasversali che i sussidi apportano alla biodiversità in particolare e all'ambiente in generale. Per quanto riguarda l'agricoltura, ad esempio, l'intensificazione della produzione derivante dai sussidi può degradare il suolo, ridurre la diversificazione dell'*habitat*, contaminare le falde acquifere, ridurre la biodiversità. I sistemi di irrigazione, l'utilizzo di fertilizzanti più produttivi, la specializzazione delle colture può avere simili effetti sull'ambiente.

I sussidi alla pesca vengono visti come urgenti poiché già il 28% degli stock ittici monitorati dalla FAO, nel 2008, appariva sovra sfruttato, il 52% pienamente sfruttato e vicino a livelli di sovra sfruttamento e

un residuo 20% sotto sfruttato o moderatamente sfruttato. Di conseguenza, l'abrogazione o la riforma dei sussidi alla pesca appare per il TEEB prioritario.

I sussidi ai trasporti, intesi come il mantenimento dei prezzi del petrolio al di sotto dei costi di produzione, creano un incentivo a emettere gas a effetto-serra e a produrre maggiore inquinamento acustico. La costruzione di infrastrutture, in alcuni casi intese anch'esse come forme di sussidio, sono responsabili di casi di deforestazione in almeno 152 Paesi (TEEB, 2009).

I sussidi ai servizi idrici vanno intesi come aliquote che non tengono conto di costi operativi e gestionali della rete idrica (*under pricing*) o trattamenti fiscali agevolati per determinate utenze (sistemi di irrigazione). I sussidi, in questo caso, incentivano un consumo poco responsabile della risorsa e, quindi, il suo spreco. Nei Paesi in via di sviluppo, inoltre, l'irrigazione copre fra il 75% e il 90% dei consumi di acqua. I sussidi all'irrigazione, nonostante siano stati introdotti per sostenere l'attività agricola, incentivano sprechi e la coltivazione di colture con elevato fabbisogno idrico.

Il danno ambientale causato dai sussidi al settore energetico dipendono dalla fonte di produzione del bene in questione. I sussidi ai carbon-fossili rappresentano ancora oggi una sfida rilevante. TEEB (2009) rileva come l'abrogazione di questi sussidi ai consumatori nei 20 principali Paesi in via di sviluppo potrebbe portare a una riduzione delle emissioni dei gas serra del 2% nel 2020 e del 10% nel 2030. Altro sussidio energetico dannoso che esplicita il difficile rapporto fra impatto ambientale e sussidio ambientale è quello relativo ai biocombustibili. I sussidi ai biocombustibili vengono introdotti con il triplice scopo di garantire un maggiore accesso alle fonti energetiche, ridurre l'emissione di gas serra e garantire lo sviluppo rurale. Le analisi successive all'introduzione dei sussidi hanno evidenziato, invece, un aumento dell'emissione dei gas serra dovuto al cambio di uso dei terreni agricoli (TEEB, 2009).

La riforma dei sussidi in tutti i settori sopra elencati, dunque, appare essenziale per liberare risorse pubbliche che potrebbero contribuire alla conservazione dell'ecosistema e della biodiversità.

### 3.2. Come si quantifica un sussidio

Le definizioni di sussidio sono molteplici e complesse al pari delle metodologie utilizzate per quantificarli. Prima di tutto, non essendo alcun consenso unanime attorno alla definizione di sussidio, si deve operare una scelta politica "fondata" anche su criteri pratici utili alla quantificazione (IEEP, 2009). Gli sforzi si sono soprattutto concentrati sulla parte di sussidi inerenti ai bilanci (*on-budget*), poiché la parte *off-budget* introduce elementi di complessità all'interno dell'analisi costi-benefici difficilmente superabili. In genere, ad esempio, la quantificazione dei benefici deve essere commisurata a una soglia di base spesso stabilita in via del tutto soggettiva. I metodi che passeremo in rassegna,

sviluppati dalle principali istituzioni internazionali, tentano, a vario titolo, di offrire una soluzione pratica al fine di quantificare un sussidio.

Le metodologie che passeremo in rassegna sono le seguenti e quasi tutte sono state elaborate da un determinato organismo internazionale:

- approccio *price gap*: il sussidio viene calcolato quale differenza fra i prezzi domestici del bene sussidiato e i prezzi del bene sul mercato internazionale o su mercati nazionali in cui il bene in questione non è sussidiato. Si tratta di una metodologia utilizzata da tutte le organizzazioni internazionali rilevanti, fra cui FMI e IEA;
- stima del sussidio a consumatori/produttori: considera i trasferimenti di bilancio e le differenze di prezzo causati dal sussidio sul lato della produzione e del consumo. Si tratta di una metodologia creata e sviluppata dall'OCSE;
- *resource rent*: misura la differenza fra il prezzo pagato per l'attività inquinante e la rendita garantita dallo sfruttamento delle risorse;
- costo marginale sociale: misura il costo sociale di produzione di un bene o servizio unitamente ai costi esterni generati nella sua produzione;
- costi esterni: viene stimato il valore monetario dei danni ambientali generati da una certa attività.

### 3.2.1. Approccio Price Gap

L'approccio *price gap* serve a individuare eventuali differenze fra il prezzo di mercato domestico di un bene energetico e i prezzi internazionali di quel bene o di paesi a esso vicino. Sia l'OCSE sia il FMI utilizzano questo approccio per poter definire il livello dei sussidi energetici o agricoli ai produttori e ai consumatori.

Le diverse fasi dell'analisi *price gap* prevedono quanto segue (IEEP, 2009):

1. identificazione del sussidio: identificare una misura e definirla "sussidio" in quanto corrispondente a determinate caratteristiche;
2. mercato di riferimento: definire i mercati dove il bene non viene sussidiato. Tendenzialmente questo può essere fatto in relazione alle quotazioni internazionali oppure a paesi con strutture produttive simili. Una volta fatto ciò, occorre identificare in quale punto della catena di produzione del bene si inserisce il sussidio;
3. correggere le differenze nei prezzi di mercato: occorre individuare le differenze dei costi di transazione (e.g. costi di trasporto) fra i due paesi della produzione di quel bene e correggere il prezzo finale del bene;



4. stimare la differenza di prezzo: calcolare la differenza di prezzo finale fra bene sussidiato e non sussidiato. Questo è il *price gap*;
5. calcolare l'intero ammontare del sussidio: moltiplicare la differenza di prezzo per la quantità erogata di bene sussidiato.

La formula di base dell'approccio *price gap* è la seguente (Koplow, 2009):

$$\text{Price Gap} = \text{Prezzo di riferimento} - \text{Prezzo interno finale}$$

Semplificando un poco, se il *price gap* assume valore positivo, saremmo di fronte ad un sussidio, se negativo, il bene in questione risulterebbe tassato. Nel secondo caso, ciò non implicherebbe in alcun modo il livello di efficienza della tassazione: difatti, pur non essendo sussidiato, il bene in questione potrebbe essere sotto-tassato rispetto all'esternalità negativa da esso prodotto.

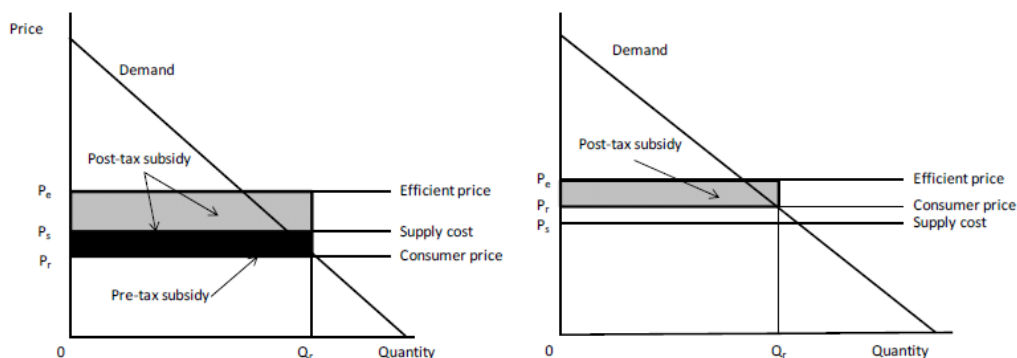
Al fine di includere nell'analisi ambedue le dimensioni, Coady et al. (2015) distinguono fra sussidi *pre-tax* e *post-tax*.

Gli autori stimano il sussidio *pre-tax* tramite la metodologia *price-gap*. Per i prodotti petroliferi, viene tenuto in considerazione il costo medio annuo dell'offerta, la quantità consumata e i prezzi al consumo. Per gas naturale, carbone ed elettricità i sussidi stimati dall'IEA vengono aggiustati per escludere l'IVA all'interno del prezzo di riferimento.

Il sussidio *post-tax* deve tener conto della componente di sotto-tassazione (anche quando il bene non è sussidiato). I costi ambientali da internalizzare sono il riscaldamento globale, l'inquinamento atmosferico locale e, quando possibile, le esternalità dovute ai veicoli utilizzati. Per l'elettricità, si tiene conto solo di quando la tassazione non copre i consumi generali, poiché i costi ambientali sono dovuti agli input utilizzati (gas naturale o carbone). Le esternalità legata all'utilizzo delle strade sono calcolate tramite il consumo di combustibile legato al trasporto. L'imposta sul consumo è calcolata tramite l'aliquota IVA prevalente sui beni energetici di ciascun paese e viene sommata al costo di offerta e all'esternalità. Per i consumi intermedi, il livello di imposta sul consumo è zero. Per i sussidi alla produzione, invece, si è optato all'utilizzo del database OCSE.

Ovviamente, il sussidio *post-tax* include i livelli *pre-tax* stimati con l'approccio *post-tax* (cfr. figura 1). In paesi come l'Italia, dove il consumo di combustibili è generalmente tassato, il livello di *pre-tax* è zero, mentre quello di *post-tax* ammonterebbe, secondo il database "How large are global energy subsidies?" del FMI, a circa US\$ 13 miliardi nel 2015, con un cospicuo contributo dovuto alla mancata internalizzazione delle esternalità che contribuiscono al riscaldamento globale (circa US\$ 8 miliardi).

Figura 1: Sussidi pre-tax e post-tax



Fonte: Coady et al.(2015)

L'approccio *price gap* presenta il vantaggio di essere relativamente facile da applicare (Koplow, 2009). Gli analisti, anziché concentrarsi sull'analisi delle singole politiche energetiche nazionali, si concentrano sulla dinamica dei prezzi, garantendosi la possibilità di paragonare paesi diversi e misurarne le distanze rispetto a una tassazione efficiente e "ottimale" dal punto di vista sociale.

Inoltre, la raccolta dei dati può avvenire anche in assenza di una base dati fornita dai governi nazionali. Un altro vantaggio è la possibilità di tener conto, tramite la variazione sul prezzo finale al consumo, delle dinamiche dell'offerta e della domanda energetica nel breve periodo. Il *price gap* si presta alla possibilità di essere inserito nei modelli macro-economici per analisi di *welfare*, flussi commerciali e impatto di eventuali riforme sui sussidi sul mercato energetico.

Purtroppo, questo approccio presenta numerosi limiti, derivanti da due sfide principali: la possibilità di poter misurare i costi della fornitura energetica per una stima accurata del *gap* e l'omissione di elementi che possano influenzare le dinamiche del mercato energetico.

Prima di tutto, i prezzi mondiali per i beni energetici con cui stimare il *gap* rispetto al prezzo energetico domestico non sono sempre trasparenti e facili da estrarre. Il prezzo del greggio, ad esempio, è facilmente deducibile dall'andamento dei mercati internazionali, ma i prezzi di gas naturale o carbone non presentano la stessa semplicità. I prezzi dell'elettricità, ad esempio, sono spesso difficili da considerare anche a livello nazionale poiché in molti mercati, essi sono stabiliti a livello regionale<sup>170</sup>. Nonostante la liberalizzazione del mercato elettrico abbia ridotto la frammentazione di prezzo a livello nazionale, non vi è un prezzo globale di riferimento.

<sup>170</sup> In tal caso, gli studi hanno spesso utilizzato il costo marginale di lungo periodo, inteso come il costo sostenuto per fornire un mercato di un'unità aggiuntiva di un bene (Koplow, 2009).

I prezzi globali possono essere influenzati anch'essi dai sussidi o da altre distorsioni. Ad esempio, i prezzi sullo stoccaggio dei rifiuti nucleari sono tendenzialmente sostenuti dall'agente pubblico. Questo ha riflessi sul prezzo globale dell'energia elettrica prodotta dal nucleare ad uso civile.

I prezzi globali non sono gli stessi di quelli di consegna. Essi, difatti, tendono a non inglobare il costo sostenuto per esportare la materia prima o venderla al punto in cui viene richiesta. A tal fine, bisogna tener conto, nella stima del *price gap*, di assunzioni che la rendano più accurata possibile, soprattutto se si tiene conto della scarsa disponibilità di dati attendibili sui costi di trasporto. Alcune strade sono state esplorate in letteratura, quali (Koplow, 2009):

- esaminare la differenza di valore fra paesi importatori o esportatori con infrastrutture efficienti;
- utilizzare il prezzo finale di un combustibile in un mercato efficiente;
- fare riferimento alla letteratura esistente. A tal proposito, l'IEA ha proposto degli aggiustamenti per i costi di trasporto.

Vi è poi una certa variabilità nella stima del prezzo finale di un combustibile. La Banca Mondiale stima il *price gap* al netto delle tasse, al fine di concentrarsi su interventi al di fuori della tassazione e assumendo che questa fosse omogenea per tipologia di carburanti. L'IEA ha rigettato questa ipotesi, poiché il livello di tassazione ha effetti sul consumo finale di un prodotto energetico. Inoltre, bisogna anche tener conto dell'effetto delle spese fiscali nel determinare un sussidio. A tal fine, a livello metodologico, l'IEA include l'IVA quando si tratta del consumo finale rivolto a famiglie e trasporti e la esclude per industrie e produttori energetici, al fine di tener conto di generiche spese fiscali tendenzialmente presenti per questi settori (Koplow, 2009).

Inoltre, il *price gap* viene calcolato come prezzo medio in un determinato periodo, senza tener conto di massimi o minimi spesso dettati dalla volatilità dei prezzi. È esattamente la variabilità del prezzo, però, che ha impatti maggiori sui modelli di gestione delle imprese di un determinato paese e l'adozione di nuove tecnologie.

Infine, l'approccio *price gap* può essere distorto dalla volatilità dei prezzi mondiali. Questo è vero soprattutto per il petrolio. Koplow (2009), prendendo ad esempio i World Energy Outlook dell'IEA per gli anni 2006 e 2008, evidenzia come nel caso dell'Argentina il *price gap* per i prodotti petroliferi sia passato da US\$ 0,9 miliardi nel 2005 a US\$ 4,6 miliardi nel 2007, una variazione del 418%.

### **3.2.2. Stima del sussidio a consumatori/produttori**

L'indicatore di stima del sussidio ai consumatori (CSE) e ai produttori (PSE) è stato sviluppato dall'OCSE con l'obiettivo specifico di misurare i sussidi in ambito agricolo.

Il PSE è un indicatore di trasferimenti monetari ai singoli produttori. Esso viene definito come “il valore monetario annuale di trasferimenti lordi dai consumatori e dai contribuenti a favore di produttori agricoli, previste nelle misure legislative” senza alcuna distinzione sull’impatto economico (effetto reddito o impatto sulla produzione)<sup>171</sup>. Il sussidio viene anche espresso come percentuale del sussidio sul totale dei trasferimenti ricevuti dal produttore agricolo (OCSE, 2010). Per quanto concerne il settore agricolo, al fine di stimare il PSE, l’OCSE (2010) elenca i seguenti “principi”:

- principio 1: il trasferimento incluso può generare un sussidio implicito ed esplicito. Viene considerato all’interno del comparto agricolo quel sussidio diretto prevalentemente o esclusivamente ai produttori agricoli;
- principio 2: l’inclusione della misura non dipende dalla natura, dall’obiettivo o dall’impatto economico del sussidio;
- principio 3: politiche generali che riguardano l’economia nel suo insieme non vengono incluse, anche se i produttori agricoli ne sono coinvolti;
- principio 4: i trasferimenti sono considerati al lordo. Vengono dunque inclusi nella misura i ricavi, ma non i redditi derivanti dal sussidio. Ad esempio, non vengono dunque inclusi nel PSE i costi che gli agricoltori debbono sostenere per accedere al trasferimento;
- principio 5: i trasferimenti ai produttori individuali sono stimati a livello “*farm gate*”, ovvero nel momento in cui vengono erogati ai produttori primari del bene agricolo;
- principio 6: i sussidi ai singoli produttori sono classificati secondo le diverse tipologie di attuazione della misura: i) l’unità di misura per cui viene erogato il sussidio (per unità di output, capo di bestiame, estensione del terreno, ecc.), ii) i parametri di produzione, correnti o non correnti, su cui viene basata l’erogazione, iii) se il sussidio risponde a un effettivo bisogno di sostegno alla produzione. Tali criteri hanno effetti diretti sul comportamento dei produttori e questa classificazione permette di condurre analisi *ex post* sugli effetti del sussidio su reddito, produzione, commercio e ambiente.

Il CSE si definisce come “il valore monetario annuo di trasferimenti lordi ai consumatori di beni agricoli, misurati al livello *farm gate*, derivanti da sussidi che sostengono l’ambito agricolo, senza alcuna distinzione sulla natura, gli obiettivi e l’impatto sui consumi dei beni agricoli”. Il CSE può essere anche espresso in termini percentuali come rapporto fra la spesa dei consumatori di beni agricoli sul totale dei trasferimenti dei contribuenti ai consumatori (OCSE, 2010)<sup>172</sup>.

Il CSE include i sussidi che sostengono i consumatori intermedi di beni agricoli, quali fornai o panetterie, impianti per la macellazione delle carni o per l’inscatolamento della frutta, calmierando il

<sup>171</sup> Visto in <http://www.oecd.org/tad/agricultural-policies/producerandconsumersupportestimatesdatabase.htm> il 23/06/16.

<sup>172</sup> OCSE (2010), “*OECD’s producer support estimate and related indicators of agricultural support*”, OCSE publishing.

prezzo di questi beni rispetto a quello di mercato. Vengono anche incluse misure di aiuto domestico sulla distribuzione di viveri che includano principalmente beni agricoli. Un esempio riguarda la distribuzione di riserve statali acquisite tramite un intervento sul mercato. In generale, il CSE raccoglie qualsiasi sostegno al livello di consumo di beni agricoli o ai prezzi di mercato dei consumi intermedi.

### 3.2.3. Rendita sulle risorse naturali (*Resource rent*)

La rendita sulle risorse naturali misura la differenza fra la rendita ottenuta tramite lo sfruttamento delle risorse naturali e il prezzo pagato alla collettività per il diritto di sfruttamento delle stesse. Un caso ben noto è rappresentato dalle *royalties* sui prodotti petroliferi.

La rendita sulle risorse naturali può essere misurata attraverso due principali metodologie, il recupero del costo e il valore inferiore a quello commerciale.

Il recupero del costo misura la rendita sulle risorse naturali come la differenza fra i ricavi derivanti dalla vendita del prodotto e i costi per trasportarlo sul luogo di vendita. I costi totali debbono includere i sussidi, sia di bilancio che impliciti. Qualora sussidi impliciti, quali la mancata internalizzazione delle esternalità, fossero inclusi nel computo, il metodo di recupero del costo si avvicina all'indicatore del costo sociale marginale (cfr. par. 3.2.4).

Di seguito, i passaggi da seguire per poter calcolare la rendita tramite il recupero del costo (IEEP, 2009; IISD, 2009<sup>173</sup>):

- 1) definire le caratteristiche principali del sussidio;
- 2) calcolare il costo totale del trasporto della risorsa al mercato tramite:
  - a) sussidi *on-budget* (e.g. infrastrutture di irrigazione fornite dallo stato);
  - b) costi-opportunità (e.g. costo di non poter utilizzare le risorse idriche per altri fini);
  - c) costi ambientali e delle risorse non internalizzati;
- 3) identificare il ricavo totale ottenuto dalla vendita della risorsa;
- 4) determinare l'entità del sussidio sottraendo i costi totali dai ricavi totali.

Il metodo del valore inferiore a quello commerciale è concettualmente molto semplice: in mercati in cui, per lo stesso bene, esiste un mercato sussidiato e non sussidiato, l'entità del sussidio può essere calcolato mettendo a paragone i due prezzi. I passaggi da seguire sono i seguenti (IEEP, 2009):

- 1) definire le proprietà del sussidio;
- 2) identificare la differenza dei prezzi di vendita del bene sussidiato e non sussidiato;
- 3) identificare i ricavi totali;

<sup>173</sup> IISD (2009), "The GSI's method for quantifying irrigation subsidies", IISD publishing.

- 4) determinare l'entità del sussidio come differenza dei ricavi totali rispetto ai differenziali di prezzo.

Un caso particolarmente investigato in letteratura riguarda le risorse idriche. Per calcolare l'entità dei sussidi all'irrigazione, si calcola il valore marginale del prodotto (*Marginal Value Product*, MVP) dell'acqua come l'incremento marginale di produzione derivato dall'utilizzo della risorsa. Ad esempio, laddove siano presenti, nella stessa area, terreni irrigati e non irrigati, la differenza del valore dei prodotti dei terreni corrisponde al MVP. Quest'ultimo può essere associato alla differenza di prezzo generica del bene sussidiato rispetto a quello sussidiato ed essere inserito all'interno dei passaggi sopra descritti.

#### **3.2.4. Costo marginale sociale (*Marginal social cost*)**

L'indicatore di costo sociale marginale somma i costi sociali di produzione di beni e servizi (valutati ai prezzi di mercato degli input e dei fattori di produzione, al netto dei sussidi e della fiscalità) con i costi esterni (ambientali e sociali) generati dalla produzione degli stessi. L'approccio di valutazione del costo sociale marginale mira a quantificare e/o verificare il grado di merito sociale di una certa attività economica a ricevere un sussidio, in base al presupposto che un'allocazione efficiente delle risorse pubbliche fra ipotesi alternative (tecnologiche, organizzative, ecc.) richieda il monitoraggio dei costi sociali e la promozione delle attività che minimizzano i costi sociali marginali. Esso è utilizzato sia per individuare l'opzione più meritevole di sostegno pubblico rispetto alle alternative, che per stabilire il livello di sussidio ottimale per la promozione di tale attività. L'approccio è stato criticato, soprattutto sotto il profilo ambientale, in quanto esso potrebbe consentire la sussidiazione di opzioni tecnologiche a basso costo privato che, pur responsabili di pesanti esternalità ambientali, non comportano costi sociali complessivi maggiori rispetto ad alternative, impedendo il varo di misure correttive e favorendo il mantenimento di pesanti esternalità ambientali. In alternativa, la valutazione dei costi esterni ambientali permette di individuare le opzioni tecnologiche o di combustibili capaci di minimizzare tali costi, a prescindere da altre considerazioni di costo (sia di costo interno agli operatori che di costo esterno di tipo sociale). L'approccio dell'internalizzazione dei costi esterni punta alla penalizzazione di tutte le opzioni non compatibili con l'ambiente, ma in misura differenziata in relazione al danno, consentendo in questo modo l'adozione di misure di *policy* (siano esse tasse ambientali o riduzione di sussidi dannosi per l'ambiente, preferibilmente accompagnate da misure di destinazione del gettito indirizzate a ridurre i costi esterni stessi) a prescindere da una valutazione complessiva di convenienza sociale.

### 3.2.5. Esternalità

Per costi esterni s'intendono quei costi, provocati da un'attività, che non sono sostenuti da chi svolge l'attività stessa ma che ricadono su terzi e sulla collettività in generale<sup>174</sup>. I costi interni sono quelli che rientrano nel computo dei costi sostenuti da chi svolge una certa attività, economica o sociale che sia. I costi esterni sfuggono per definizione alla contabilità di un'impresa o dal computo dei costi di un individuo (ad es. automobilista) o famiglia (ad es. riscaldamento residenziale), pur essendo dovuti a fattori di scelta che rientrano nell'area di responsabilità dell'impresa o del consumatore. I costi esterni tipici sono quelli ambientali: in questo caso sono costi generati da sentieri d'impatto che avvengono attraverso i mezzi ambientali (quali l'aria, il suolo, le acque) e che possono avere effetti avversi su persone, su beni di proprietà di terzi e su beni comuni come le risorse e gli *habitat* naturali. I costi esterni ambientali di un'attività sono, dunque, associati alle diverse tipologie di danni subiti sia dalle persone, dai loro beni e attività, produttive e non produttive, che dalle risorse naturali e relativi servizi eco-sistemici.

Le cause dei costi esterni possono avere caratteristiche molto diverse. Le attività illecite che generano inquinamento ambientale sono certamente causa di costi esterni. Anche i danni a terzi e a beni ambientali dovuti a fenomeni incidentali che si possono verificare nella conduzione legittima e responsabile di attività economiche (e.g. incendi, esplosioni, collisioni, rotture, guasti, malfunzionamenti, errori umani, ecc.), sono costi esterni<sup>175</sup>. Sono costi esterni anche quelli dovuti ad attività convenzionali e continuative che, nonostante il pieno rispetto della normativa, comportano danni attesi (*rischi* in senso stretto) che singolarmente possono apparire di lieve entità ma la cui diffusione e ripetibilità statistica sollevano gravi problemi ambientali e di ingiustizia sociale<sup>176</sup>. In assenza di politiche correttive, i costi esterni associati ai processi di produzione e consumo possono assumere una dimensione quantitativa importante, con effetti sulla produttività del fattore lavoro e di riduzione del capitale naturale, rallentando il processo di formazione del PIL di vari punti percentuali. La valutazione dei costi esterni, utilizzando un metro di misura comune, di tipo monetario, può svolgere un'essenziale funzione di aggregazione di effetti di diversa natura, permettendo una sintesi informativa altrimenti difficilmente realizzabile o poco comprensibile. Nello stesso tempo, quando si

<sup>174</sup> Cfr. ad esempio European Commission (1995), Towards a fair and Efficient Pricing in Transport. Policy Options for Internalizing external Costs of Transport in the European Union, Green Paper to the Commission, COM (95) 691; oppure European Environment Agency (2008), EN35 External costs of electricity production, <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/en35-external-costs-of-electricity-production-1#toc-0>

<sup>175</sup> Più precisamente, sono costi esterni per la parte dei costi sociali non coperta dai premi assicurativi. Infatti, l'assicurazione sul danno ambientale e a terzi costituisce una forma di internalizzazione dei costi esterni, seppur parziale nella misura in cui le condizioni assicurative e i relativi massimali non consentono di coprire tutti i possibili danni.

<sup>176</sup> Si pensi ad un mezzo di trasporto impiegato in ambito urbano: a fronte dell'utilità generata (benefici per l'utente), il veicolo genera diversi tipi di costi esterni a carico della collettività: contribuisce al cambiamento climatico su scala globale, all'inquinamento atmosferico su scala locale e regionale, al rumore percepito dalla popolazione circostante, ai rischi di incidentalità stradale, alla creazione di congestione nelle ore di punta, contribuendo quindi alla generazione di disagi che non sono affatto circoscritti agli utilizzatori dei mezzi di trasporto ma che si ripercuotono sulle attività produttive e sui sistemi sociali interrelati.

parla di costi esterni ambientali delle attività economiche è essenziale non dimenticare la loro natura originaria, che è innanzitutto materiale, sanitaria, chimica (a seconda degli impatti). Il primo obiettivo dei costi esterni non è tanto la loro internalizzazione nei prezzi, quanto la loro *misurazione*, che consente innanzitutto di apprezzare la dimensione dei problemi ambientali, di prioritizzare gli ambiti d'intervento e selezionare gli strumenti di politica ambientale più opportuni, fra i quali la leva fiscale.

Per comprendere meglio la rilevanza delle attività di misurazione dei costi esterni, anche ai fini della politica fiscale, è utile ricordare che i costi esterni, così come quelli “interni”, fanno sempre riferimento a una specifica attività, economica o sociale<sup>177</sup>. I costi esterni di un'attività sono quindi sempre riferiti a una situazione temporale, alle caratteristiche tecnologiche dell'attività (ad esempio, l'uso di un veicolo con tecnologia di abbattimento delle emissioni conforme allo standard Euro 5) e a un contesto geografico-territoriale in cui l'attività si svolge. L'unità di misura dei costi esterni, essendo monetaria, è sempre espressa tramite una valuta (e.g. euro), utilizzando i prezzi di un dato anno (e.g. euro ai prezzi del 2010, per valutare il danno associato a fattori d'impatto che si verificano nel 2010)<sup>178</sup>.

La valutazione dei costi esterni delle attività si giustifica quando essi assumono dimensioni rilevanti, in relazione alla frequenza d'uso, alle caratteristiche e dimensioni della tecnologia e alle caratteristiche del contesto (e.g. popolazione esposta ai fattori di rischio). I costi esterni di un'attività possono essere aggregati con riferimento ad una molteplicità di criteri:

- durata dell'attività (e.g. funzionamento di una centrale elettrica nel 2010);
- categorie tecnologiche (e.g. centrali a ciclo combinato, piuttosto che turbogas);
- settori di attività economica o sociale (utilizzando le classificazioni settoriali e le basi disponibili di dati statistici);
- ambito geografico dove si svolge l'attività.

Come tutti i costi, sono possibili infinite combinazioni e, per una corretta comprensione delle stime dei costi esterni proposte in letteratura, è necessario esplicitarne il più possibile l'ambito di misurazione (delimitazione dell'ambito d'indagine).

Dato che i costi esterni si riferiscono sempre a una causa prima, essi possono essere relativizzati all'indicatore che esprime il livello di attività di tale causa prima. In questo caso si parla di costi esterni unitari. I più comuni sono quelli che rapportano i costi esterni assoluti di un'attività al livello di attività produttiva nello stesso anno (ad esempio i costi esterni della generazione per kWh prodotto), oppure quelli che rapportano i costi esterni dovuti a un certo fattore inquinante alla quantità di inquinante emesso (noti anche come “danni unitari”). Si noti che questi ultimi rappresentano il costo esterno

<sup>177</sup> Non esistono costi esterni privi di riferimento all'attività che li ha generati. I costi esterni sono per definizione dei costi riferiti ad un'attività che li ha generati (ma che non sono sostenuti da tale attività).

<sup>178</sup> In taluni casi, la misurazione dei costi esterni di un'attività richiede un procedimento di attualizzazione di danni attesi futuri ad un anno base di riferimento per la valutazione (preferibilmente coincidente con l'anno di esercizio dell'attività).