



Università
Ca' Foscari
Venezia

Corso di Laurea magistrale (*ordinamento
ex D.M. 270/2004*) in
Economia dell'Ambiente e della
Regolazione

Tesi di Laurea

La valutazione dei servizi
ecosistemici in Val Boite.

Un esercizio di benefit
transfer.

Relatore

Ch. Prof. Carlo Giupponi

Laureando

Beatrice Bittante

Matricola 811499

Anno Accademico

2011 / 2012

—

Ca' Foscari
Dorsoduro 3246
30123 Venezia

INDICE

	Pag.
INTRODUZIONE.....	7
RINGRAZIAMENTI	9
CAPITOLO 1. Nozioni di base e prime definizioni.....	11
1.1 La necessità di studiare gli ecosistemi	11
1.2 Definizioni e terminologia: Ecosistemi e servizi ecosistemici	13
1.2.1 Classificare i servizi ecosistemici	16
1.3 Definizioni e terminologia: Pagamenti per i servizi ecosistemici.....	19
1.4 Esempi di programmi PES nel mondo	22
CAPITOLO 2. La valutazione dei servizi ecosistemici in area alpina.....	25
2.1 Perché valutare i servizi ecosistemici?.....	25
2.2 Cosa valutare?	28
2.3 I metodi di valutazione.....	30
2.3.1 Alcune considerazioni sul Benefit Transfer	36
2.4 Servizi alpini: classificazione e valutazione	39
CAPITOLO 3. Presentazione del caso studio	43
3.1 Introduzione	43
3.2 L'area di studio: la Val Boite	43
3.3 Metodi e Modelli.....	45
3.3.1 Il valore ricreativo della montagna.....	45
3.3.2 I sistemi informativi geografici	48
3.4 Risultati e possibili sviluppi	59

3.5	Conclusioni	60
	APPENDICE A: I metadati.....	63
	APPENDICE B: Le macro utilizzate in IDRISI	65
	BIBLIOGRAFIA.....	69
	SITOGRAFIA	73

ELENCO DELLE TABELLE E DELLE FIGURE

TABELLE

1.2	Tab. 1. Servizi eco sistemici e relative funzioni secondo Costanza.....	15
2.4	Tab. 2. Studi di valutazione dei servizi ecosistemici alpini	41
3.3.2	Tab. 3. La riclassificazione della mappa dell'uso del suolo	52

FIGURE

1.2.1	Fig. 1. Le quattro categorie di servizi ecosistemici.....	16
1.2.1	Fig. 2. Servizi ecosistemici e benessere umano: intensità dei legami.....	18
1.3	Fig. 3. La logica dei PES in ambienti forestali	22
2.1	Fig.4. Framework per la valutazione integrata di funzioni, beni e servizi ecosistemici	27
2.1	Fig. 5. Framework per la valutazione degli ecosistemi.....	28
2.2	Fig. 6. Le componenti del Valore Economico Totale	30
3.2	Fig.7. La Val Boite: inquadramento geografico con rilievo	45
3.3.2	Fig. 8. Rete viaria in Val Boite. In nero le strade, in ciano le vie forestali ed in rosso i sentieri.	50
3.3.2	Fig.9. Mappa della visibilità, VB-view-mce256.....	51

3.3.2	Fig. 10. Mappa dell'indice di naturalità e mappa del pregio vegetazionale	53
3.3.2	Fig. 11. Mappa finale della qualità visiva, VB-ViewQual256.....	55
3.3.2	Fig. 12. Mappa della fruibilità, VB-costdist256-2	56
3.3.2	Fig. 13. Mappa finale dall'integrazione di fruibilità e qualità visiva, VB-Val-MCE256.....	58
3.5	Fig. 14. Mappa della distribuzione dei valori monetari per ettaro	61

INTRODUZIONE

Il lavoro qui presentato nasce dall'interesse di chi scrive per la montagna e per tutte le opportunità ricreative e culturali che offre. Da qui l'idea di analizzare la dimensione spaziale ed economica del valore ricreativo in una nota zona del territorio veneto, la Val Boite (Belluno). In questo modo si è concretizzata la possibilità di unire la passione personale per l'ambiente naturale con gli studi economici effettuati nel corso dell'esperienza accademica.

Il lavoro è articolato in un'introduzione ai concetti teorici, in particolare il primo capitolo esplora le nozioni di ecosistema e di servizi ecosistemici, la cui definizione più citata è quella riportata dal Millennium Ecosystem Assessment (MA): i servizi ecosistemici sono i benefici che gli esseri umani traggono dagli ecosistemi. Negli anni, diversi autori hanno proposto classificazioni alternative dei servizi ecosistemici offerti dall'ambiente, ma per gli scopi di questo elaborato è stata scelta la classificazione adottata dal MA, che suddivide i servizi ecosistemici in quattro categorie: servizi di supporto, servizi di approvvigionamento, servizi di regolazione e servizi culturali. Tali servizi offrono gratuitamente diversi benefici a chi ne usufruisce, ma la continuità della fornitura è condizionata ad un'adeguata gestione della risorsa ambientale. È in questo contesto che sono stati ideati gli schemi di pagamenti per i servizi ecosistemici: si tratta di uno strumento di gestione atto a creare un mercato per quei beni e servizi ambientali che ne sono sprovvisti. In questa maniera, chi usufruisce del servizio ecosistemico pagherà una somma di denaro minore di quella eventualmente necessaria per acquistare sul mercato un bene sostituto, mentre chi si occupa di gestire e mantenere la risorsa riceverà il giusto incentivo per continuare a garantire la fornitura e non destinare la risorsa ambientale ad usi più remunerativi, ma magari meno sostenibili.

L'implementazione di questi schemi prevede però una valutazione, anche monetaria, dei servizi per stabilire il prezzo di scambio nel mercato virtuale. Il secondo capitolo affronta questo argomento partendo dalla definizione delle diverse tipologie di valore per poi passare in rassegna i diversi metodi di valutazione, con un maggiore approfondimento del metodo del Benefit Transfer, molto utilizzato in diversi studi recenti, di cui si è tentata un'applicazione anche nel presente lavoro. Il capitolo si chiude con una breve descrizione dei principali servizi ecosistemici che si possono ritrovare negli ambienti alpini.

Infine, viene presentato il caso studio della Val Boite: l'esercizio svolto consiste in un'analisi spaziale della distribuzione del valore ricreativo della zona, mediante l'utilizzo di sistemi informativi geografici (Geographic Information System, GIS). L'impiego di questo tipo di software rappresenta il valore aggiunto di questo lavoro, dal momento che la maggior parte degli studi condotti in aree alpine italiane cerca di stimarne il valore ricreativo complessivo, senza approfondire i diversi contributi delle diverse tipologie di area. L'analisi si conclude con una proposta di Benefit Transfer per fornire un'idea

dell'ordine di grandezza del valore monetario della zona, ma l'analisi spaziale di base può essere utilizzata per ulteriori indagini economiche al fine di ottenere una stima più precisa del valore monetario dei servizi ricreativi offerti dalla Valle del Boite.

RINGRAZIAMENTI

Per quanto riguarda la stesura di questa tesi, desidero ringraziare in modo sincero il professore Carlo Giupponi per la piena disponibilità con cui mi ha seguito in questi mesi e per l'impegno concreto con cui si è dedicato alla creazione delle mappe presenti nell'ultimo capitolo. Tengo a sottolineare la mia riconoscenza per la dedizione con cui il prof. Giupponi si è dedicato a questa tesi, spero che abbia ritenuto soddisfacente anche l'impegno con cui io ho affrontato questa esperienza. Ringrazio Stefano Balbi per l'appoggio ed i suggerimenti iniziali, il dott. Maurizio Dissegna e la dott.ssa Isabella Pasutto della Regione Veneto per la disponibilità a collaborare a questo progetto.

Per quanto riguarda invece il lungo cammino prima di questo atteso traguardo, ringrazio di cuore la mia famiglia per il prezioso appoggio, la fiducia che hanno sempre riposto in me e la pazienza e l'amore con cui hanno curato i miei malesseri psicosomatici. Grazie a mia sorella Alice per la stima e l'affetto che mi ha sempre dimostrato, anche dalla fredda Finlandia. Grazie anche ad Andro, che mi vuole bene, nonostante tutto e che ha sempre creduto che ce l'avrei fatta, anche quando non ci credevo nemmeno io. Poi un ringraziamento anche ai miei compagni di corso di questi ultimi due anni, lo studio con voi è stato divertente e le vostre richieste di appunti mi hanno riempito di soddisfazione. Grazie agli amici di sempre per gli indispensabili momenti di svago e per le numerose risate. Grazie a tutti quanti hanno scelto di vivere con me oggi questa emozionante giornata.

CAPITOLO 1

NOZIONI DI BASE E PRIME DEFINIZIONI

1.1 La necessità di studiare gli ecosistemi

Nel 2001 l'allora segretario generale delle Nazioni Unite Kofi Annan decise di fornire supporto al progetto di ricerca denominato Millennium Ecosystem Assessment (MA), avviato con l'obiettivo di valutare gli impatti dei cambiamenti ambientali sull'uomo e il suo benessere oltre che fornire solide basi scientifiche a supporto delle azioni di conservazione e salvaguardia dell'ambiente in quanto sistema capace di fornire all'uomo importanti servizi.

Tale progetto si colloca all'interno della categoria di interventi regionali ed internazionali volti alla salvaguardia e all'uso sostenibile dell'ambiente e delle risorse che ne derivano. Nel 1972 venne istituito il Programma delle Nazioni Unite per l'Ambiente (UNEP, United Nations Environment Programme) a significare la crescente importanza delle tematiche ambientali a livello mondiale. L'UNEP, a partire dalle fine degli anni Ottanta, istituì dei gruppi di lavoro di tecnici ed esperti il cui operato portò alla presentazione del testo della Convenzione sulla Diversità Biologica (CDB, Convention on Biological Diversity) in occasione della Conferenza di Rio del 1992. In quella sede venne presentata anche la Convenzione contro la Desertificazione (CCD, Convention to Combat Desertification) e la Convenzione Quadro delle Nazioni Unite sui Cambiamenti Climatici (UNFCCC, United Nation Framework Convention on Climate Change). Quest'ultima è stata finora ratificata da 188 Paesi che ogni anno si incontrano per continuare le negoziazioni e monitorare i risultati delle iniziative poste in atto, incontri che prendono il nome di Conference Of the Parties (COP). Fu proprio in occasione di uno di questi incontri, il COP-3, che venne adottato il noto Protocollo di Kyoto per ridurre le concentrazioni atmosferiche di gas serra.

In questo vivace contesto si colloca il Millennium Ecosystem Assessment che prende le mosse dall'assunto che ognuno nel mondo dipende completamente dagli ecosistemi della Terra e dai servizi che essi forniscono, come cibo, acqua, gestione delle malattie e regolazione del clima (MA, 2005). Si può affermare dunque che il benessere dell'uomo dipende dagli ecosistemi che lo circondano, infatti la specie umana necessita dell'ambiente e di tutte le specie che lo compongono sia per il proprio nutrimento sia per smaltire i rifiuti che produce (Fenech et al., 2003). L'ambiente non è più qualcosa per la cui preservazione bisogna sacrificare il proprio benessere, ma è riconosciuto invece come capitale naturale (Liu et al., 2010). A tal proposito, è opportuno sottolineare la differenza linguistica e di significato dei termini preservazione e conservazione: con il primo si fa riferimento al mantenimento di un habitat al suo stato naturale mentre l'alternativa sarebbe la sua modificazione/distruzione (scelta tipo "zero-uno"); il secondo, invece, descrive le scelte "di tipo

discreto” in cui si cerca il compromesso tra tutela ambientale e sviluppo industriale e commerciale in cui l’obiettivo è mantenere le caratteristiche essenziali dell’habitat naturale mentre alcune risorse vengono utilizzate per scopi economici (Pearce & Turner, 1991). Sottolinea Musu: *“Dopo un lungo periodo nel quale l’economia e l’ambiente sono stati considerati nemici, si è aperta e si sta consolidando, sulla base di positive esperienze, una nuova fase in cui l’attività e perfino lo sviluppo economico vengono visti in armonia con la preservazione dell’ambiente”*¹. È chiaro, quindi, che si tratta di salvaguardare il capitale naturale attraverso la promozione di interventi efficaci ed efficienti sia dal punto di vista della tutela ambientale, sia dal lato dello sviluppo economico. Per perseguire l’obiettivo di uno sviluppo economico sostenibile è necessario integrare la componente ambientale nei problemi di decision making: affinché ciò sia possibile è necessario quantificare il valore del bene ambiente (R. K. Turner et al., 2010). Il problema ambientale ha seguito un percorso iniziato con la necessità di preservazione per giungere oggi ad un contesto di valorizzazione e quindi valutazione dei beni e servizi offerti dall’ambiente e dai suoi ecosistemi. Così, ogni qual volta un decisore si troverà davanti ad una scelta tra diverse alternative sarà guidato da considerazioni di convenienza economica perché anche alla componente ambientale, come a tutti gli altri beni, sarà possibile assegnare un valore economico e monetario. Perciò, una comunità montana che deve decidere se finanziare interventi di manutenzione dei boschi si troverà a confrontare l’ammontare dei costi di manutenzione con il valore economico dei boschi, dato dal valore economico dei servizi ecosistemici che essi forniscono. In generale, data l’importanza degli ecosistemi per l’uomo in ragione dei servizi offerti, occorre valorizzare, valutare tali servizi per fornire ai decisori politici una solida base informativa per progettare interventi e prendere decisioni consapevoli (Turner et al., 2003). Inoltre, la valutazione economica dei servizi ecosistemici li rende a tutti gli effetti beni di mercato che possono così essere scambiati, ed è questa la logica sottostante agli schemi PES, Payments for Ecosystem Services.

Per meglio indagare questi temi e analizzare come si traducono nella pratica è bene cominciare da alcune importanti definizioni: cos’è un ecosistema e quali servizi offre, in cosa consiste uno schema PES e come viene implementato.

¹ Musu, I., 2003. Introduzione all’economia dell’ambiente. Il Mulino

1.2 Definizioni e terminologia: Ecosistemi e servizi ecosistemici

È importante ora chiarire alcuni concetti chiave e fornire le definizioni dei termini che verranno utilizzati in questo lavoro. Il principale riferimento è il rapporto del 2005 del MA che fornisce chiare e precise definizioni, poi riprese e utilizzate da tutti gli studi successivi.

La nozione di ecosistema non è certo recente ma una sua definizione precisa si è resa necessaria solo quando gli ecosistemi hanno cominciato a suscitare l'interesse di scienziati e divenire oggetto di studi approfonditi. Una prima formalizzazione risale a metà degli anni Trenta ad opera di Arthur Tansley (MA, 2005) ma la definizione che oggi viene maggiormente citata è quella fornita dalla CBD nel 1992:

An ecosystem is a dynamic complex of plant, animal and microorganism communities and the non living environment, interacting as a functional unit.

Dinamicità e interazioni sono termini che si trovano in diverse definizioni di ecosistema; anche Daily definisce l'ecosistema come insieme di organismi viventi in una determinata area, dei loro ambienti fisici e delle interazioni tra essi (Daily, 1997). La dinamicità è una caratteristica importante in ogni ambito perché rende più complessa l'analisi dell'oggetto di studio. In un contesto statico, studiati i nessi di causalità tra gli elementi, è facile prevedere gli effetti della variazione di uno dei componenti, ma quando si studiano sistemi dinamici bisogna considerare che le parti costituenti sono tra loro interdipendenti e spesso si creano connessioni molto strette tra gli elementi per cui è quasi impossibile variare solo un elemento lasciando tutto il resto inalterato. Quando si procede allo studio di un problema in ambito ecosistemico, è importante definire i confini dell'ecosistema in oggetto in ragione del problema indagato. Il principio guida è che un ben definito ecosistema presenta forti interazioni tra i suoi componenti e interazioni deboli con i componenti esterni ai confini. I confini sono perciò quei luoghi in cui coincidono una serie di discontinuità, per esempio nella distribuzione degli organismi e nell'ambiente biofisico (MA, 2005). Il report del MA fornisce un elenco di 10 categorie di sistemi (marino, costiero, delle acque interne, forestale, delle zone aride, insulare, montano, polare, coltivato ed urbano) all'interno delle quali si collocano ecosistemi differenti ma che presentano similarità rispetto a fattori biologici, climatici e sociali.

Gli ecosistemi, come definiti sopra, offrono all'uomo e in generale all'ambiente circostante una serie di beni e servizi detti appunto ecosistemici. A tal proposito i riferimenti importanti sono il testo del 1997 di Daily, *Nature's services: societal dependance on natural ecosystem* e l'articolo di Costanza, *The value of the world's ecosystem services and natural capital*, pubblicato anche questo nel 1997. La sintesi delle definizioni proposte dai due autori è quella presente nei documenti del MA e poi usata da molti, che delinea i servizi ecosistemici come i benefici che le persone ottengono dagli ecosistemi.

Nel suo lavoro Daily dedica il primo capitolo al quesito “Cosa sono i servizi ecosistemici?” e la risposta che egli dà pone l’accento sull’importanza degli ecosistemi per la vita dell’uomo: i servizi ecosistemici sono condizioni e processi attraverso i quali gli ecosistemi naturali e le specie che li compongono sostengono e soddisfano la vita umana. Essi mantengono la biodiversità e la produzione di beni ecosistemici come cibo, legname e fibre naturali (Daily, 1997). L’intento è porre l’attenzione sulla vitalità dell’ambiente naturale per la sopravvivenza dell’uomo: paradossalmente, gli ecosistemi hanno assunto un’importanza tale per l’essere umano che quasi non ci si accorge della loro presenza, non si distinguono ma li si considera parte integrante della vita umana perché la loro esistenza viene spesso data per scontata. Per far crescere la consapevolezza dell’importanza della natura e degli ecosistemi basta immaginare che sulla luna si siano formate le condizioni perché l’uomo possa vivere, chi vi si volesse trasferire quali elementi della natura porterebbe con sé? La risposta a questa domanda sarebbe una lista infinita. Per rendere più facile rispondere si potrebbe pensare di elencare dapprima le funzioni di supporto alla vita ritenute indispensabili e poi assegnare ad ognuna gli elementi naturali necessari per compiere tali funzioni. Daily, da questo esperimento ricava un elenco di tredici tipi di funzioni:

- Purificazione dell’aria e dell’acqua;
- Mitigazione delle alluvioni e della siccità;
- Disintossicazione e smaltimento dei rifiuti;
- Formazione e rinnovo del suolo e della fertilità;
- Impollinazione delle colture e della vegetazione naturale;
- Controllo della maggior parte dei potenziali parassiti delle colture;
- Dispersione dei semi;
- Mantenimento della biodiversità;
- Protezione dai dannosi raggi ultravioletti del sole;
- Parziale stabilizzazione del clima;
- Moderazione dei picchi di temperatura e della forza del vento e delle onde;
- Supporto di diverse culture umane;
- Fornitura di bellezza estetica e stimoli intellettuali che elevano lo spirito umano. (Daily, 1997).

Da un elenco simile parte anche Costanza nel suo tentativo di dare un valore monetario ai servizi ecosistemici presenti nel mondo. Egli definisce beni ecosistemici (per esempio il cibo) e servizi ecosistemici (per esempio l’assimilazione dei rifiuti) come quei benefici che le popolazioni umane traggono direttamente o indirettamente dalle funzioni degli ecosistemi, le quali funzioni rappresentano proprietà e processi degli ecosistemi (Costanza, 1997). Inoltre, si può ricavare un’altra definizione in termini di capitale naturale. Il capitale, in genere, è uno stock di materiale e informazioni disponibile in un determinato momento che genera un flusso di servizi. L’uomo può decidere di utilizzare tale

flusso mantenendo o meno inalterato lo stock originale di capitale. Ne consegue che i servizi ecosistemici possono essere definiti anche come flussi di materiali, energia ed informazioni generati dallo stock di capitale naturale (Costanza, 1997). Vengono così identificati 17 servizi ecosistemici per ognuno dei quali viene anche indicata la funzione ecosistemica corrispondente, come mostrato in tabella.

Tabella 1: Servizi ecosistemici e relative funzioni secondo Costanza.

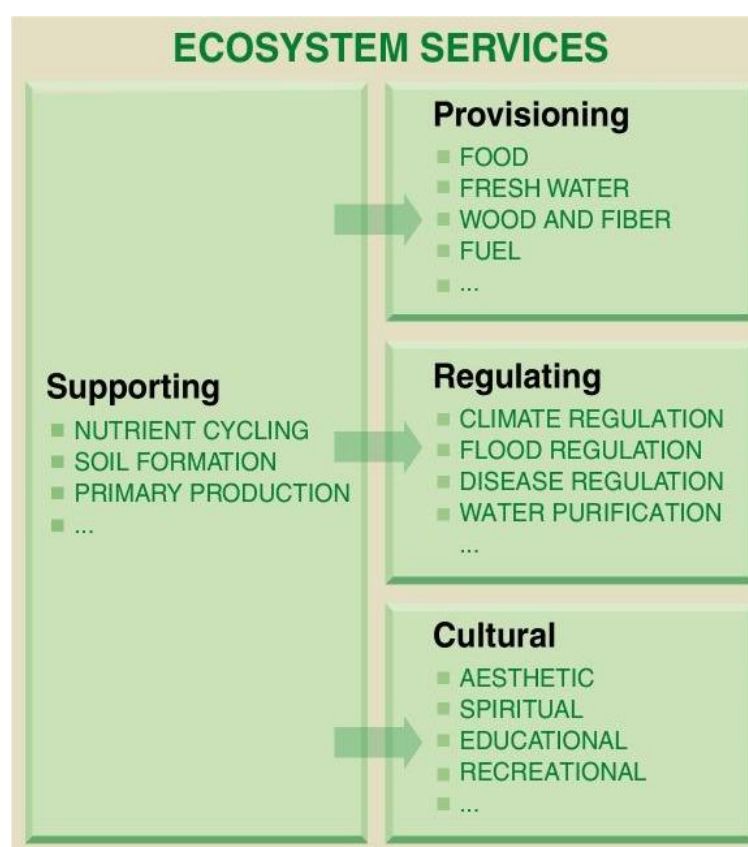
SERVIZIO ECOSISTEMICO	FUNZIONE ECOSISTEMICA	ESEMPI
Regolazione dei gas	Regolazione della composizione chimica dell'atmosfera	Bilanciamento CO ₂ /O ₂ , O ₃ per protezione UVB
Regolazione del clima	Regolazione della temperatura globale, delle precipitazioni e altri processi climatici	Regolazione dei gas serra
Regolazione dei disturbi	Capacità, smorzamento e integrità delle risposte dell'ecosistema alle fluttuazioni ambientali	Controllo alluvioni, siccità e altre risposte alla variabilità ambientale controllate dalla struttura vegetale
Regolazione dell'acqua	Regolazione dei flussi idrologici	Fornitura di acqua per processi agricoli, industriali
Fornitura di acqua	Stoccaggio e conservazione dell'acqua	Fornitura di acqua da dispiuvi, serbatoi
Controllo dell'erosione	Conservazione del suolo in un ecosistema	Prevenzione perdita suolo da vento, deflussi
Formazione del suolo	Processi di formazione del suolo	Corrosione della roccia e accumulo di materiale organico
Ciclo dei nutrienti	Stoccaggio, elaborazione, acquisizione di sostanze nutritive	Fissazione dell'azoto
Trattamento dei rifiuti	Recupero di nutrienti, rimozione o rottura di eccessi di nutrienti	Controllo dell'inquinamento, disintossicazione
Impollinazione	Movimentazione di gameti floreali	Impollinatori per la riproduzione delle piante
Controllo biologico	Regolazione delle popolazioni	Controllo dei predatori da parte delle prede, riduzione degli erbivori
Rifugi	Habitat per popolazioni residenti e transitorie	Habitat per specie migratorie, per svernamento a terra
Produzione di cibo	Parte della produzione primaria lorda estraibile come cibo	Produzione di pesce, selvaggina, colture
Materie prime	Parte della produzione primaria lorda estraibile come materie prime	Produzione di legname, carburante, foraggio
Risorse genetiche	Fonti di materiali e prodotti biologici unici	Medicine, geni resistenti ai patogeni delle colture
Divertimento, servizi ricreativi	Fornitura di possibilità per attività ricreative	Ecoturismo, pesca sportiva
Servizi culturali	Fornitura di opportunità per usi non commerciali	Valori estetici, artistici, spirituali degli ecosistemi

Fonte: R. Costanza et al, *The Value of the world's ecosystem services and natural capital*, 1997

1.2.1 Classificare i servizi ecosistemici

I servizi ecosistemici, generalmente definiti come i benefici che le persone ottengono dagli ecosistemi, vengono classificati dal MA in quattro categorie principali (Fig.1). Anche il benessere umano viene suddiviso in cinque componenti e la figura 2 mostra come tali componenti vengono influenzate da cambiamenti nelle diverse categorie di servizi ecosistemici. La classificazione che si ripropone è la più diffusa e utilizzata negli studi sugli ecosistemi perché è di facile comprensione e riesce a definire delle categorie precise; perciò è facile, dato un servizio, capire a quale categoria appartiene e non c'è il rischio che uno stesso servizio venga assegnato a due o più categorie diverse.

Figura 1: Le quattro categorie di servizi ecosistemici



Fonte: Millennium Ecosystem Assessment

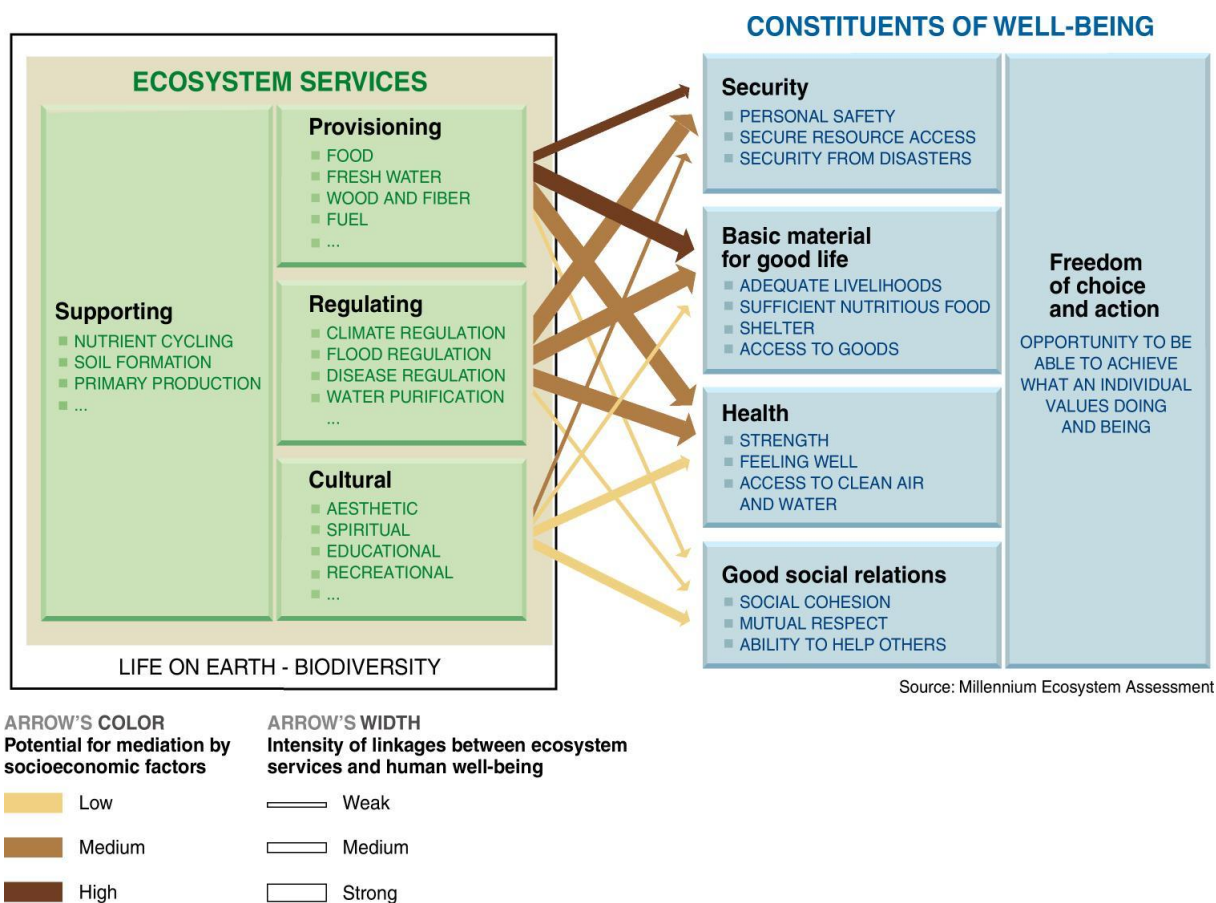
Analizzando le singole tipologie:

- Con *supporting services* si intendono quei servizi che sostengono e permettono la fornitura di tutti gli altri tipi di servizi, come per esempio la formazione del suolo e il ciclo dei nutrienti, cioè elementi minerali quali azoto, fosforo e potassio indispensabili per la crescita e lo sviluppo degli organismi (MA,2005).

- I *provisioning services* sono rappresentati da tutti i beni che derivano dagli ecosistemi e di cui l'uomo si serve per soddisfare diversi bisogni. Rientrano in questa categoria il cibo, sia derivante da sistemi organizzati come agricoltura, allevamento e acquacoltura, sia da fonti selvatiche come la raccolta di frutti selvatici e la cacciagione (MA,2005). Altro importante bene di questa categoria è l'acqua, anche se può essere considerata anche un servizio di supporto agli altri data la sua rilevanza per lo sviluppo della vita. Importanti sono anche il legname, utilizzato come materiale per l'edilizia ma anche come combustibile e le fibre in genere, sia quelle ottenute da sistemi agricoli (cotone, lino, canapa, iuta) sia quelle ottenute con l'utilizzo di animali (bachi da seta nutriti con foglie di gelso per la produzione della seta, pecore, capre e alpaca per la lana) (MA,2005).
- I *regulating services* rappresentano i benefici derivanti dalla regolazione dei processi ecosistemici, come la regolazione climatica, la gestione dei rischi naturali e il trattamento dei rifiuti. Gli ecosistemi agiscono sul clima in svariati modi: effetti di surriscaldamento derivanti dalla produzione di gas serra, di raffreddamento per l'assorbimento di gas serra ed effetti sulla distribuzione delle precipitazioni (MA,2005). Anche i fenomeni naturali vengono mitigati dagli ecosistemi che attraverso suolo, zone umide e laghi riescono, per esempio, ad assorbire picchi di deflussi e mareggiate (MA,2005).
- Infine, con l'espressione *cultural services* si intendono una serie di servizi principalmente caratterizzati da intangibilità, come ad esempio identità e diversità culturale, valori del patrimonio culturale e paesaggistico, servizi spirituali e di ispirazione, divertimento e turismo.

Per vedere ora, in che misura i servizi ecosistemici influiscono sul benessere umano bisogna definire il benessere e il MA lo fa individuandone cinque principali componenti. Innanzitutto, perché si realizzi il benessere deve esserci, per l'individuo, una certa libertà di scelta ed azione che dia la possibilità di raggiungere ciò che ognuno valuta necessario e desiderabile. Questa libertà è la condizione necessaria affinché possano concretizzarsi anche gli altri aspetti del benessere: sicurezza, personale e da disastri naturali ma anche accesso sicuro alle risorse; materiale essenziale per condurre una buona esistenza, vale a dire cibo sufficiente, vestiario, ripari e mezzi di sussistenza adeguati; salute, legata alla disponibilità di un ambiente fisico salubre con aria ed acqua pulita; infine buone relazioni sociali che offrano coesione, mutuo rispetto e aiuto. La figura sottostante (Fig.2) mostra, con frecce di spessore diverso, la diversa intensità con cui ogni categoria di servizi ecosistemici impatta sulle differenti componenti del benessere.

Figura 2: Servizi ecosistemici e benessere umano: intensità dei legami.



Fonte: Millennium Ecosystem Assessment

Da quanto sopra descritto emerge che ogni studio che analizza gli ecosistemi può fornire una propria specifica classificazione dei beni e servizi presenti, tuttavia nel proseguo del lavoro si farà riferimento alle quattro categorie proposte dal MA: questa classificazione risulta essere la più utilizzata e citata negli studi condotti negli ultimi anni, anche in ragione del fatto che coniuga semplicità e completezza in un unico schema.

Quando si analizzano processi che hanno luogo all'interno della cornice dell'ambiente naturale bisogna sempre considerare l'elevato grado di dinamicità che caratterizza questi contesti. L'ambiente naturale non è un territorio statico, al contrario è soggetto a continui mutamenti che poi si manifestano con impatti diversi sul benessere dell'uomo. I fattori responsabili dei cambiamenti negli ecosistemi e nei loro servizi sono denominati driver e possono essere di tipo endogeno oppure esogeno: i primi si caratterizzano per la possibilità di intervento su di essi da parte dei decisori, i secondi invece si definiscono tali perché sfuggono al controllo dei soggetti abilitati alle scelte. Si possono quindi identificare driver del cambiamento diretti che agiscono sui processi ecosistemici, per esempio

cambiamenti nell'uso del territorio, cambiamenti climatici, inquinamento dell'aria e dell'acqua, utilizzo di fertilizzanti. Ci sono poi driver indiretti che agiscono in modo più diffuso, alterando uno o più driver diretti: esempi di driver del cambiamento indiretti sono i cambiamenti demografici (popolazione, sua distribuzione spaziale), i cambiamenti economici (reddito pro capite, flussi di capitale, commercio nazionale), i cambiamenti in ambito scientifico e tecnologico (tassi di investimento in ricerca e sviluppo, tassi di adozione di nuove tecnologie) e i cambiamenti nella sfera culturale e religiosa (scelte individuali su cosa e quanto consumare e quanto ciò vale) (MA, 2005).

Definiti i servizi ecosistemici si può ora cercare di comprendere meglio in cosa consistono i pagamenti per i servizi ecosistemici e quali sono le loro caratteristiche principali.

1.3 Definizioni e terminologia: Pagamenti per i servizi ecosistemici

Negli ultimi anni l'interesse degli addetti ai lavori in temi di economia ambientale si è soffermato su una tipologia di meccanismi ideati per dare un mercato a beni e servizi che ne sono sprovvisti. Tali strumenti sono gli schemi denominati Pagamenti per i Servizi Ecosistemici (Payment for ecosystem services, PES) e si cercherà ora di comprenderne meglio la struttura ed il funzionamento. Anche in questo caso è bene fornire una precisa definizione di ciò che si sta indagando. Nella letteratura internazionale il riferimento principale per una chiara definizione di PES è Wunder (2005) che elenca in modo puntuale le caratteristiche che identificano uno schema PES (Gatto et al., 2009). Uno schema PES è a) una transazione volontaria in cui b) un ben definito servizio ecosistemico (o l'uso del territorio che garantisce quel servizio) viene c) venduto da almeno un fornitore d) ad almeno un compratore e) se e solo se il fornitore del servizio ecosistemico ne assicura la fornitura (Wunder, 2005; Engel et al., 2008). Ecco che tali pagamenti si configurano come meccanismi atti a tradurre valori ambientali non di mercato in reali incentivi finanziari per gli attori locali affinché forniscano i servizi ecosistemici (Engel et al., 2008). In altre parole i programmi PES cercano di catturare parte dei vantaggi derivanti da servizi ecosistemici e convogliarli verso chi gestisce le risorse naturali che generano i servizi, in modo tale che siano maggiormente incentivati alla conservazione di tali importanti risorse (Pagiola et al., 2005). In tal senso la somma pagata deve essere maggiore dei vantaggi che i fornitori ricaverebbero da usi alternativi della loro proprietà. Inoltre, poiché i pagamenti provengono da chi usufruisce direttamente del servizio, nei PES c'è un meccanismo di feedback per cui i consumatori hanno tutto l'interesse che il servizio per cui pagano venga effettivamente erogato ed alle condizioni stabilite (Pagiola et al., 2005).

È importante analizzare con attenzione le condizioni sopraelencate che devono essere soddisfatte affinché si possa parlare di PES:

a) la transazione deve avere natura volontaria, i fornitori devono quindi avere realmente la possibilità di scegliere tra usi alternativi del suolo di cui sono proprietari. Questa prima caratteristica distingue gli schemi PES dagli strumenti di command-and-control (Van Hecken & Bastiaensen, 2010).

b) Il servizio ecosistemico oggetto della transazione deve essere ben definito e questo significa che deve essere possibile misurarlo (per esempio quante tonnellate di carbonio vengono stoccate in una determinata zona boscosa), oppure si considera l'uso del suolo che probabilmente fornisce il servizio considerato (per esempio la conservazione dei boschi fornisce acqua pulita). Nella definizione, Wunder (2005) usa il termine "probabilmente" perché nell'ambito dei servizi ecosistemici assieme a prove scientifiche convivono anche molte credenze popolari. Per questo motivo il servizio ecosistemico che si considera deve essere definito chiaramente e avere delle solide basi scientifiche a supporto affinché anche lo schema PES implementato sia il più possibile inattaccabile.

c) Il servizio identificato viene erogato da uno o più fornitori, che sono i proprietari terrieri. Può trattarsi di singoli privati, di gruppi di privati che hanno unito le loro proprietà ma anche di soggetti pubblici (Engel et al., 2008). I fornitori si trovano in una situazione di potere di mercato: sono infatti presenti asimmetrie informative che non permettono ai compratori di conoscere i costi di fornitura. I fornitori dei servizi possono così dichiarare costi maggiori di quelli reali per poter ricevere un compenso più alto e Ferraro (2008) questo maggior pagamento lo chiama "*informational rent*". Esistono diverse strategie per indurre i proprietari a rivelare le loro funzioni di costo per la fornitura del servizio ecosistemico in modo tale che gli schemi PES non prevedano pagamenti maggiorati di "*informational rent*".

d) Esistono dei soggetti interessati al servizio che si configurano come compratori. Engel et al. (2008) distinguono due tipi schemi PES a seconda della natura dei compratori: si possono avere programmi PES finanziati dagli utilizzatori, *users-financed* in cui i compratori sono i soggetti che al momento utilizzano il servizio ecosistemico, oppure programmi *government-financed* nei quali i compratori sono soggetti terzi che agiscono per conto degli utilizzatori. Il primo tipo di programma è il più efficiente perché c'è un maggior interesse a garantire il corretto funzionamento del meccanismo, gli utilizzatori hanno più informazioni e possono osservare direttamente l'operato dei fornitori ed eventualmente rinegoziare l'accordo (Engel et al., 2008). Questa tipologia di schemi è adatta a situazioni in cui i diritti di proprietà sono definiti chiaramente, i servizi ecosistemici si configurano come beni privati o club goods² e quindi è possibile che emerga una soluzione "alla Coase" per cui, indipendentemente da come sono allocati i diritti di proprietà iniziali, la contrattazione per risolvere l'esternalità porta ad un risultato efficiente (Musu, 2003). In molti casi però i servizi sono beni pubblici ed è quindi difficile identificare e delimitare il numero di utilizzatori: in queste situazioni un

² Categoria intermedia di beni, non rivali come i beni pubblici ma escludibili come i beni privati. Vengono consumati da un gruppo di individui, un club, che possono impedirne il consumo da parte dei non membri.

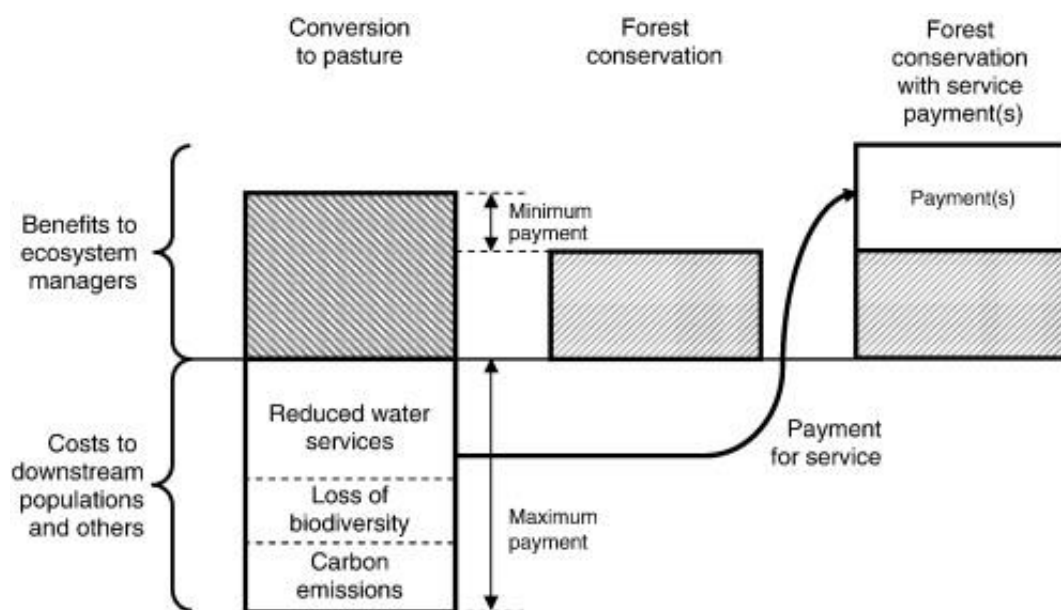
programma PES di tipo *government-financed*, anche se meno efficace, è l'unico possibile perché l'intervento di istituzioni riduce i costi di transazione altrimenti troppo elevati (Engel et al., 2008).

e) la quinta condizione che deve essere soddisfatta perché si possa parlare di PES è la condizionalità del pagamento: esso deve essere effettivamente subordinato all'erogazione continua del servizio (Wunder, 2005). Di fatto, la condizionalità prevede la fissazione di uno standard e il controllo della conformità ad esso, controllo e monitoraggio che incidono sensibilmente sui costi di transazione (Van Hecken & Bastiaensen, 2010).

La figura 3 mostra la logica di fondo che caratterizza gli schemi PES. I soggetti addetti alla gestione degli ecosistemi, siano agricoltori, boscaioli o direttori di aree protette, traggono scarsi vantaggi da usi del terreno quali la conservazione dei boschi, vantaggi che invece sarebbero più consistenti se convertissero il territorio a pascolo, coltivazioni o piste da sci. Questi usi alternativi, però, potrebbero arrecare dei danni alle popolazioni a valle che in tal modo non potrebbero più usufruire di servizi ecosistemici quali la filtrazione dell'acqua, il mantenimento della biodiversità e lo stoccaggio del carbonio derivanti dai boschi. In questo caso i pagamenti dovrebbero essere tali da rendere la conservazione dei boschi l'alternativa più conveniente per i proprietari dei terreni, verificandosi così l'internalizzazione di quello che altrimenti sarebbe considerato esternalità positiva (Engel et al., 2008).

Nella figura 3 si evidenziano i maggiori benefici derivanti dal pascolo piuttosto che dalla conservazione dei boschi, per i gestori degli ecosistemi; in corrispondenza delle due alternative si notano i diversi costi per le popolazioni a valle: costi pari zero in caso di conservazione dei boschi ma costi elevati in caso di conversione a pascolo a causa della perdita di diversi servizi ecosistemici. Parte di questi costi altrimenti sostenuti viene destinata ai gestori se decidono di scegliere l'opzione di conservazione: i proprietari dei boschi ricevono un vantaggio maggiore rispetto a usi alternativi e le popolazioni a valle pagano una somma nettamente inferiore a quella che dovrebbero sostenere nel caso venissero a mancare i boschi e i servizi ecosistemici che forniscono.

Figura 3: La logica dei PES in ambienti forestali



Fonte: Engel et al., *Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues*, 2008

Vista la teoria dei programmi PES si può ora considerare come si sia tradotta nella pratica, analizzando due casi di adozione di questi meccanismi.

1.4 Esempi di programmi PES nel mondo

Si è visto come, in base alla natura dei soggetti paganti, si possano individuare due tipi di programmi PES: *users-financed* oppure *government-financed*. Gli esempi che seguono mostrano l'implementazione del primo tipo di schema in Ecuador mentre un caso di *government-financed* PES è rappresentato dal progetto messicano.

PES in Ecuador

Nello stato sudamericano dell'Ecuador è attivo dal 1993 un programma denominato PROFAFOR (Programa Face de Forestación del Ecuador) creato con l'appoggio della fondazione FACE (Forests Absorbing Carbon dioxide Emission) a sua volta finanziata dalle compagnie olandesi di elettricità per controbilanciare le loro emissioni di CO₂. PROFAFOR ha stipulato 152 contratti (Wunder & Albán, 2008) con proprietari terrieri per lo stoccaggio del carbonio attraverso procedure di imboscamento e rimboscamento. Il programma funziona nel seguente modo: dopo la firma del contratto, i proprietari terrieri si impegnano a piantare alberi e a mantenere la copertura boschiva per un determinato periodo di tempo (per i contratti stipulati prima del 2000 i periodi sono di 15 anni per gli eucalipti e 20 per i pini, per i contratti stipulati dopo il 2000 il periodo è di 99 anni). I proprietari ricevono 100/150 dollari per ettaro (dal 2000 le aree considerate devono estendersi per almeno 50 ettari) per la produzione e

piantazione delle piantine, somma stimata come l'80% del totale dei costi di piantazione e gestione ; mentre il restante 20% viene elargito dopo tre anni se viene dimostrato un tasso minimo di sopravvivenza degli alberi del 75% (Wunder & Albán, 2008). Inoltre i contratti prevedono che i proprietari trattengano l'intera rendita dalla vendita del legname ottenuto alla fine del ciclo di crescita degli alberi solo se rimboscano la zona, altrimenti sono tenuti a versare il 30% del ricavato alla PROFAFOR (Wunder & Albán, 2008). Naturalmente, come sottolinea Wunder et al. (2008), le zone che rientrano nel programma PES vengono monitorate e controllate perché i proprietari sono tenuti ad una gestione attiva dei fondi, che prevede sorveglianza e controllo degli incendi oltre che all'esclusione di bestiame all'interno dei boschi. Riprendendo i prerequisiti necessari affinché un programma si possa denominare PES, quello in Ecuador è:

- a) una transazione pienamente volontaria, non esiste nessun tipo di costrizione da parte di governi o istituzioni,
- b) che ha per oggetto un particolare uso del territorio, cioè il rimboschimento, che permette lo stoccaggio del carbonio.
- c) Tale servizio viene venduto da privati o proprietari terrieri comunali
- d) al consorzio di imprese olandesi di elettricità
- e) se e solo se i proprietari si impegnano a mantenere la copertura boschiva per il periodo di tempo negoziato.

PES in Messico

Il Messico deve affrontare importanti problemi di deforestazione e scarsità d'acqua e, per affrontarli, lo stato ha adottato diverse strategie: norme che disciplinano il cambio di uso del territorio e il degrado di aree naturali, sussidi per attività forestali sostenibili e azioni di polizia per fermare i furti di legname (Muñoz-Piña et al., 2008). Oltre a queste misure, nel 2003 è stato lanciato il programma di pagamenti per i servizi ambientali idrogeologici dei boschi, chiamato PSAH (Pago de Servicios Ambientales Hidrológicos), studiato per cercare di risolvere i problemi idrologici del paese soprattutto nelle zone in cui le altre misure adottate si sono rivelate inefficaci. In questo caso, trattandosi di programma *government-financed*, manca il requisito della piena volontarietà: l'incentivo monetario per la conservazione dei boschi, infatti, deriva dalle entrate fiscali e più precisamente dalle tasse sui servizi idrici. Per questo motivo, chi effettivamente paga il servizio è il governo messicano e gli utilizzatori sono potenzialmente tutti i cittadini. I fornitori del servizio sono i proprietari di boschi in buono stato di conservazione che si trovano in zone dove i problemi idrici sono

legati alla deforestazione (Muñoz-Piña et al., 2008). Anche in questo caso, come nel precedente esempio, oggetto della transazione è un determinato uso del territorio (conservazione dei boschi) necessario per garantire adeguati servizi idrici; un più elevato prezzo per ettaro viene pagato alle foreste subtropicali per l'importante ruolo che svolge la nebbia durante le stagioni secche. Infine, per quanto riguarda il requisito della condizionalità, il PSAH prevede conseguenze negative in caso di mancato rispetto delle condizioni contrattuali, più precisamente è prevista la sospensione dei pagamenti a fine anno per chi intenzionalmente cambia l'uso di terreni prima adibiti a boschi, indipendentemente dalla vastità della zona interessata, mentre chi subisce incendi accidentali o furti di legname viene pagato solo per la porzione di bosco rimasta.

CAPITOLO 2

LA VALUTAZIONE DEI SERVIZI ECOSISTEMICI IN AREA ALPINA

2.1 Perché valutare i servizi ecosistemici?

Consolidata l'importanza degli ecosistemi e dei servizi che offrono per il benessere dell'uomo, occorre definire quanto sono importanti. Data la difficoltà di valutare un ecosistema nel suo complesso, si utilizza come migliore proxy il valore dei servizi ecosistemici che esso offre. Quando si parla di quantificazione del valore di un bene o servizio si pensa subito al prezzo, alla quantità di moneta necessaria ad un individuo per acquistare tale bene/servizio. Ma ciò non significa porre un prezzo sul bene/servizio ambientale oggetto di valutazione quanto piuttosto esprimere i guadagni e le perdite di utilità derivanti dall'ambiente: la moneta viene usata come unità di misura perché è in termini monetari che ogni individuo esprime le proprie preferenze; l'acquisto determina la nostra disponibilità a pagare, che a sua volta riflette le nostre preferenze (Pearce & Turner, 1991).

Ma perché emerge la necessità di valutare i servizi che gli ecosistemi offrono alla società? La quantità e la qualità dei servizi ecosistemici offerti da un determinato ecosistema dipende dallo stato di conservazione dell'ecosistema stesso, che può essere alterato da fattori sia naturali sia antropogenici. Assegnare un valore in termini economici ai servizi ecosistemici permette ai decisori di sviluppare pratiche migliori di gestione dell'ambiente (Kumar & Kumar, 2008). La valutazione permette quindi di prendere decisioni di allocazione delle risorse più consapevoli e, in un simile contesto di decision making, il valore espresso in termini monetari consente il confronto tra le diverse alternative possibili.

Costanza (2000) analizza il tema della valutazione dei servizi ecosistemici in relazione agli obiettivi sociali cui essi mirano. Afferma Costanza: “la valutazione si riferisce al contributo dell'oggetto al raggiungimento di uno specifico obiettivo.(...) Il punto è che uno non può fissare un valore senza aver stabilito l'obiettivo che si sta perseguendo”³. Per quanto riguarda i servizi ecosistemici e la loro valutazione, i macro obiettivi cui essi tendono sono tre (Costanza, 2000; Liu et al., 2010):

- 1) sostenibilità: analizzare e garantire che le attività dell'uomo sulla biosfera siano ecologicamente sostenibili;
- 2) equità: distribuire risorse e diritti di proprietà in modo equo, sia tra la generazione presente e quelle future, sia tra gli esseri umani e le altre specie;

³ R. Costanza, Social Goals and the Valuation of Ecosystem Services. *Ecosystems* 3: 4-10

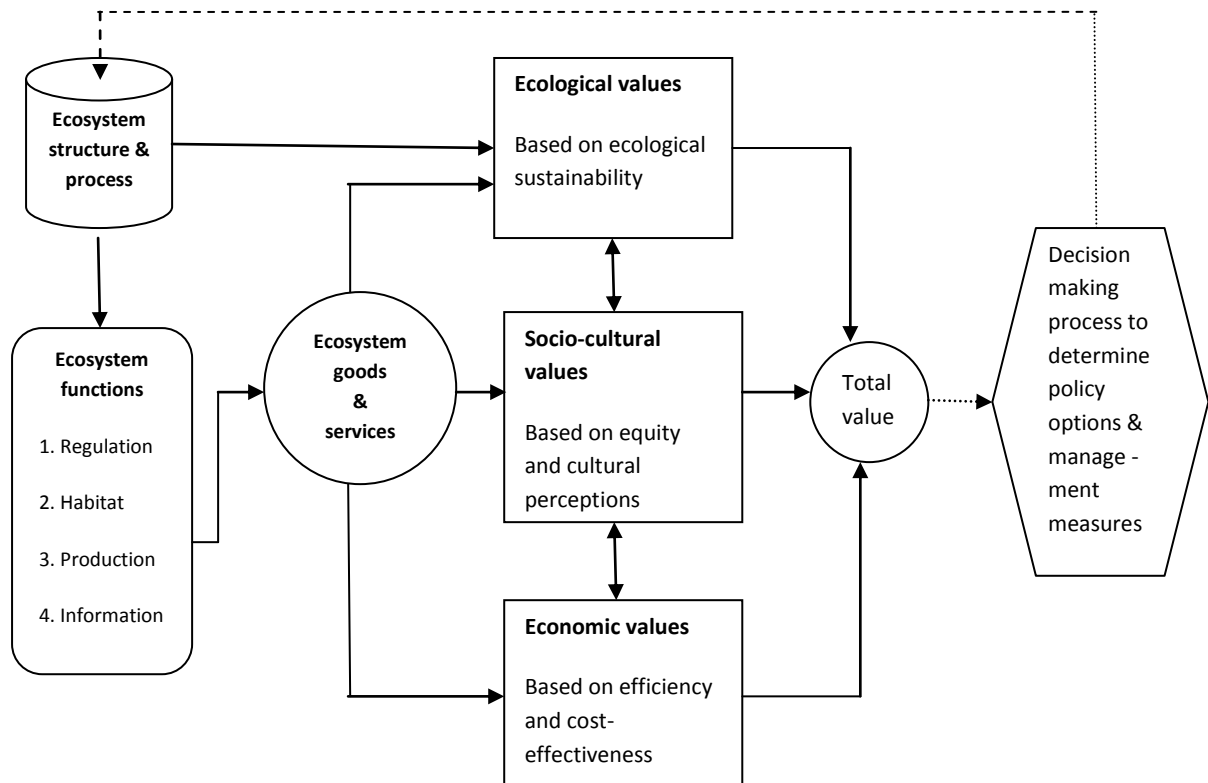
3) efficienza: allocare le risorse in modo efficiente per lo scopo di massimizzazione dell'utilità o del benessere umano.

È importante sottolineare che i tre obiettivi sopraccitati non sono tra loro alternativi ma, al contrario, devono essere tutti soddisfatti affinché il benessere umano venga preservato nel tempo. Individuati questi tre obiettivi, è possibile attribuire ad ognuno un diverso tipo di valore. Per quanto riguarda l'efficienza dell'allocazione, si può definire un E-value (Efficiency-based value) basato sulle preferenze dei singoli individui e sulla loro disponibilità a pagare per un certo bene o servizio. Quando si considera invece l'equità, i soggetti esprimono la loro preferenza in quanto membri di una comunità: nel F-value (Fairness-based value) gli individui agiscono come parte di un insieme, non come singoli e c'è lo spazio per il confronto tra membri della comunità al fine di trovare un consenso su un valore equo per la generazione presente e quelle future. Infine, il valore basato sulla sostenibilità (S-value) deve considerare le preferenze dell'intero sistema e l'evoluzione nel lungo periodo. Riassumendo, la valutazione di beni e servizi ambientali assume importanza per gli obiettivi che gli oggetti di valutazione intendono raggiungere, identificati nei tre macro obiettivi della sostenibilità, equità ed efficienza. Inoltre, il valore che deriva dal processo di valutazione rappresenta un'importante informazione nelle mani dei decisori, che possono confrontare le alternative disponibili e scegliere quella di maggior valore.

La valutazione dei servizi ecosistemici è un processo articolato perché articolati si presentano i servizi da valutare e numerosi sono i metodi disponibili per la loro valutazione. La rappresentazione del processo in un framework ne facilita l'analisi. In letteratura sono presenti diversi framework per la valutazione dei servizi ecosistemici: quelli che seguono sono stati presentati rispettivamente da de Groot et al. (2002) e da Hein et al. (2006). Nel primo framework (fig. 4), dal cilindro rappresentante la complessità ecologica di processi e strutture degli ecosistemi, se ne estrae un sottoinsieme composto da un numero limitato di funzioni ecosistemiche, definite come la capacità dei processi naturali di fornire beni e servizi che soddisfano, direttamente o indirettamente, i bisogni umani (de Groot et al., 2002). Vengono identificate quattro categorie di funzioni: di regolazione (attinenti al mantenimento delle condizioni di supporto alla vita da parte dei processi naturali), di conservazione degli habitat necessari allo sviluppo di piante e specie animali, funzioni produttive di materie prime, cibo ed energia ed infine funzioni ricreative per l'uomo che può godere della bellezza paesaggistica, delle opportunità di meditazione e rilassamento fornite dagli ecosistemi. Come già accennato nel primo capitolo, da tali funzioni derivano beni e servizi comunemente chiamati servizi ecosistemici, i quali, essendo responsabili del benessere dell'uomo, vengono da esso valutati. Nel framework si considerano le tre dimensioni del valore: il valore ecologico, basato sul concetto di sostenibilità, il valore socio-culturale che rispecchia l'equità nella distribuzione delle risorse ed il valore economico che deve riflettere l'efficienza e l'efficacia rispetto ai costi. Considerando queste tre dimensioni congiuntamente si arriva

a definire il valore totale dei diversi servizi ecosistemici considerati e tale valore rappresenta, per i decisori politici, un importante elemento su cui basare le proprie scelte riguardanti la gestione dell'ambiente naturale, con conseguenze quindi sull'insieme di partenza.

Figura 4: Framework per la valutazione integrata di funzioni, beni e servizi ecosistemici

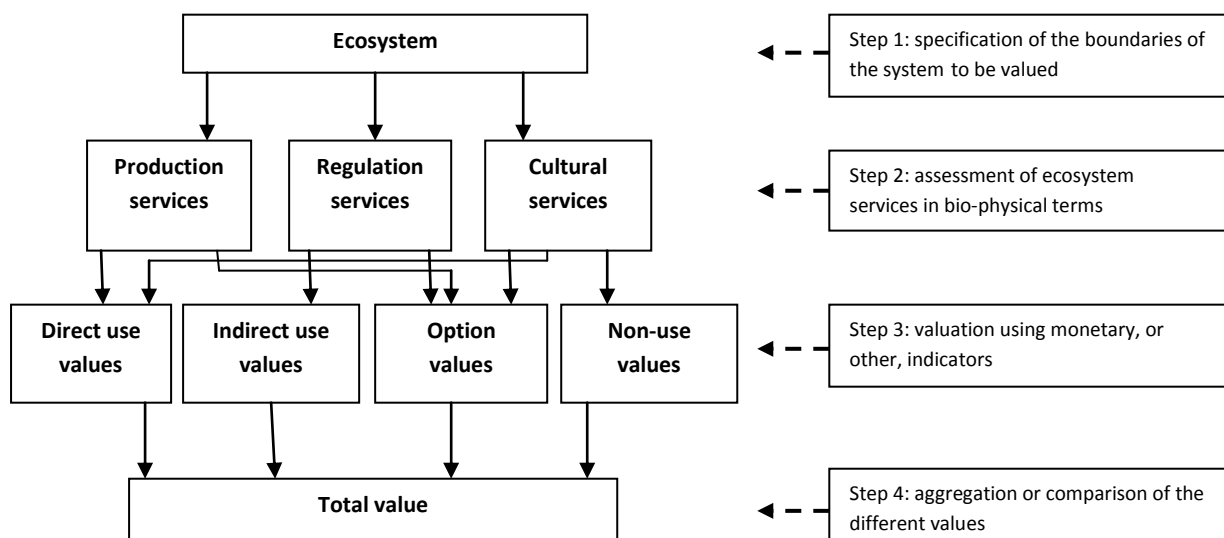


Fonte: de Groot et al., *A typology for the classification, description and valuation of eco system functions, goods and services*, 2002

In un articolo successivo, Hein et al. (2006) propongono un diverso schema (fig.5) per la valutazione dei servizi ecosistemici, rappresentando il processo in quattro step. Il primo passo consiste nella definizione precisa dei confini dell'ecosistema che si vuole valutare. L'ecosistema oggetto di valutazione può essere a sua volta composto da diversi ecosistemi che devono essere ben identificati. La fase successiva prevede il passaggio dall'ecosistema chiaramente delineato ai servizi che esso offre: in questo framework si considerano i servizi di approvvigionamento, regolazione e culturali mentre si tralasciano i servizi di supporto in quanto la loro inclusione nei processi di valutazione potrebbe portare a problemi di "doppio conteggio" considerando che il loro valore si riflette nei valori

degli altri tre tipi di servizi (Hein et al., 2006). In questa fase è importante definire i servizi offerti in termini biofisici: per i servizi di approvvigionamento è necessario esprimere con un'unità fisica i flussi di beni raccolti nell'ecosistema, per i servizi di regolazione occorre un'analisi spaziale degli impatti biofisici dei servizi sull'ambiente mentre per i servizi culturali è opportuno considerare il numero di persone che beneficiano di tali servizi e le interazioni che hanno con l'ecosistema (Hein et al., 2006). Il terzo step è la valutazione vera e propria: con l'utilizzo di diversi metodi di valutazione (vedi par. 2.3) viene assegnato un valore ad ogni servizio ecosistemico. I valori considerati in questo schema sono categorizzati in quattro tipologie, precisamente il valore d'uso diretto ed indiretto, il valore di opzione ed infine il valore di non uso. Aggregando le prime tre categorie si ottiene il valore d'uso totale, a cui si somma poi il valore di non uso per ottenere il valore totale dei servizi ecosistemici e quindi dell'ecosistema cui fanno parte. È per quest'ultima fase che ritorna l'importanza di indicare i valori in termini monetari: la somma dei valori, infatti, è possibile solo se sono tutti espressi con la stessa unità di misura (Hein et al., 2006).

Figura 5: Framework per la valutazione degli ecosistemi



Fonte: Hein et al., *Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services*, 2006

2.2 Cosa valutare?

Ora si vuole cercare di definire più precisamente le caratteristiche delle diverse tipologie di valore presentate nel framework precedente. Le due principali tipologie di valore sono rappresentate dal valore d'uso e dal valore di non uso: nella prima categoria rientrano il valore d'uso diretto, il valore

d'uso indiretto, il valore di opzione e il valore di quasi-opzione; mentre fanno parte della seconda tipologia il valore di esistenza, il valore altruistico ed il valore di eredità.

Valore d'uso diretto. Il valore d'uso deriva dal consumo, attuale, atteso o possibile, di un bene (Musu, 2003). Quando c'è un utilizzo diretto da parte dell'uomo si parla di valore d'uso diretto: viene usato per tutti i servizi di approvvigionamento ed alcuni servizi culturali, per esempio quello ricreativo. Un individuo che si rechi in Val Boite per godere del paesaggio delle Dolomiti ne trae un valore d'uso diretto.

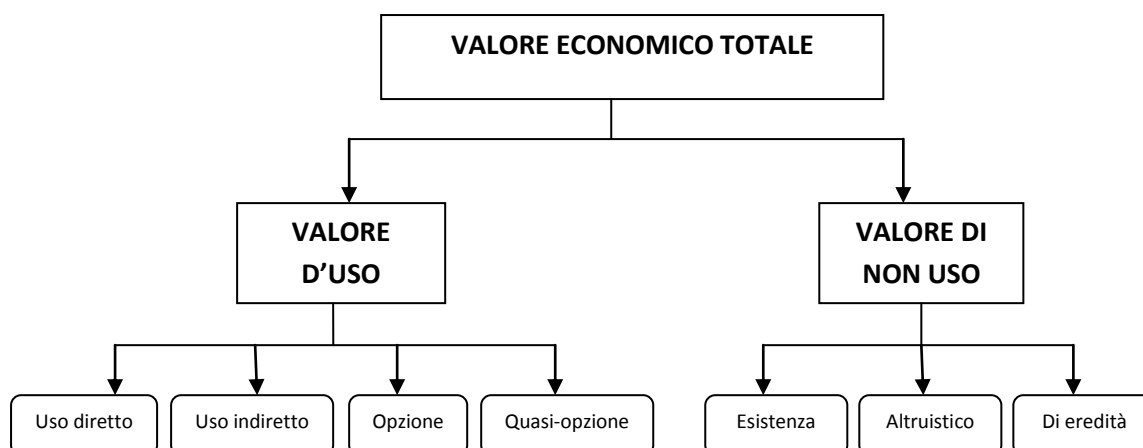
Valore d'uso indiretto. L'utilizzo può anche avvenire in maniera indiretta ed è il caso dei benefici derivanti da tutti i servizi di regolazione. Riprendendo l'esempio precedente, un individuo che guarda in televisione un documentario sulle Dolomiti ne trae un valore d'uso indiretto.

Valore di opzione. Il valore di opzione rientra nella categoria di valori d'uso, ma in questo caso l'utilizzo non è attuale bensì futuro. L'individuo non utilizza il bene/servizio attualmente ma è disposto comunque a pagare una certa somma per avere la possibilità in futuro di usufruire di tale bene/servizio. La definizione di valore di opzione è legata al concetto di avversione al rischio: poiché le persone sono incerte sull'offerta futura del bene/servizio ambientale, sono disposte a pagare oggi una somma di denaro che garantisca loro la possibilità di utilizzo nel futuro (Pearce & Turner, 1991). Il valore di opzione può essere definito per ogni categoria di servizio ecosistemico.

Valore di quasi-opzione. Se il valore di opzione è legato all'avversione al rischio, il valore di quasi-opzione rimanda al concetto di neutralità rispetto al rischio (Musu, 2003); si tratta infatti del valore che deriva dalla preservazione di usi potenziali futuri, considerando un'aspettativa di crescita delle conoscenze scientifiche sul funzionamento dell'ambiente (Chee, 2004). Questo valore viene stimato nei casi in cui si preferisce evitare di prendere decisioni con effetti irreversibili fino a quando non emergano nuove conoscenze scientifiche. Sebbene teoricamente corretto, nella realtà la stima del valore di quasi-opzione è molto difficile (Hein et al., 2006).

Il valore di non uso si divide in tre categorie: il valore di esistenza, il valore altruistico ed il valore di eredità. Il *valore di esistenza* è basato sulla consapevolezza degli individui che il bene considerato esiste e continua ad esistere, anche se non ne faranno mai uso. Un soggetto può essere disposto a pagare per la conservazione dei boschi della Val Boite anche se non li visiterà mai, ma solo perché valuta positivamente la loro esistenza. Il *valore altruistico*, invece, deriva dal fatto che chi valuta è disposto a pagare una certa somma affinché le altre persone possano godere del bene in oggetto. Quando le persone considerate sono rappresentate dai discendenti del soggetto che esprime la valutazione, allora si parla di *valore di eredità*. Sommando, per un dato servizio ecosistemico, il valore d'uso e non uso, si ottiene il valore economico totale (TEV, Total Economic Value).

Figura 6: Le componenti del valore economico totale



2.3 I metodi di valutazione⁴

Il valore di un determinato bene è dato dalle preferenze degli individui, rappresentate dalla curva di domanda che esprime la quantità di denaro che ciascuno di noi è disposto a spendere per acquistare una certa quantità del bene considerato. Per i servizi ecosistemici e per i beni ambientali in generale esistono due metodi di misurazione della domanda: i metodi indiretti o delle preferenze rivelate ed i metodi diretti, detti anche delle preferenze dichiarate (Musu, 2003). Con i metodi indiretti si ricava il valore del servizio ecosistemico dalla valutazione di un bene di mercato riconducibile al servizio considerato, il mercato è il luogo dove gli individui rivelano le loro preferenze e la loro disponibilità a pagare, da qui l'espressione "preferenze rivelate". I metodi diretti, invece, ricavano il valore del servizio ecosistemico chiedendo direttamente ai soggetti interessati al consumo una loro valutazione: in questo caso il campione intervistato dichiara le proprie preferenze (preferenze dichiarate).

Di seguito verranno presentati alcuni metodi, i più noti ed i più citati, per poi soffermarsi più a lungo sul metodo del benefit transfer, utilizzato nel caso studio.

Per quanto concerne la prima classe, quella delle preferenze rivelate, vengono presentati sei metodi:

Metodo del prezzo di mercato: si usa quando esiste una relazione immediata tra un bene di mercato ed il servizio ecosistemico direttamente legato al bene stesso. In questo caso il valore d'uso viene calcolato sulla base del surplus del consumatore e del produttore, dopo aver stimato le curve di domanda e offerta. L'applicazione pratica di questo metodo consiste nell'individuazione delle curve di

⁴ I contenuti di questo paragrafo sono tratti dal sito www.ecosystemvaluation.org

domanda e offerta e quindi dei surplus di consumatore e produttore in presenza del servizio ecosistemico. Successivamente si determinano curve e surplus nell'ipotesi di perdita del servizio e si calcolano quindi le perdite di benefici economici. Il metodo del prezzo di mercato è robusto e relativamente poco opinabile quando la relazione tra bene di mercato e servizio ecosistemico è solidamente riconosciuta; però i dati di mercato necessari sono disponibili solo per pochi beni e questo limita le possibilità di applicazione di tale metodo.

Metodo dei fattori produttivi: consiste nel valutare un servizio ecosistemico in base al contributo che esso fornisce nella produzione di uno o più beni di mercato (Chee, 2004). Viene quindi usato nei casi in cui beni o servizi di un ecosistema vengono impiegati, assieme ad altri input, in processi produttivi di beni scambiati nel mercato. Questa metodologia richiede delle conoscenze scientifiche sulla relazione di causalità tra il servizio ecosistemico da valutare ed il bene di mercato. Dopo aver specificato questa relazione si può stimare in che modo variano i costi di produzione quando cambia la quantità e/o la qualità del fattore produttivo da valutare. Da ciò emergono i benefici economici (intesi come riduzione dei costi di produzione) derivanti da diversi livelli di conservazione del servizio ecosistemico oggetto di valutazione. Se da un lato la facile reperibilità dei dati fa di questo metodo un processo poco costoso, dall'altro l'affidabilità dei risultati dipende molto da conoscenze scientifiche che esulano dall'ambito economico, sulla relazione tra azioni che influiscono sulla qualità dell'input e livello dell'output.

Metodo del prezzo edonico: viene usato per definire il valore economico di quei servizi ecosistemici che influenzano direttamente i prezzi di mercato, una nota applicazione è nel mercato immobiliare. Il concetto base su cui poggia tale metodo sta nell'assunto che il prezzo di un bene quale l'abitazione risente di un insieme di caratteristiche del bene stesso, ad esempio il numero delle stanze, la qualità del vicinato, la distanza dai maggiori centri commerciali, la qualità dell'ambiente (Musu, 2003). Da ciò deriva che, poiché località diverse sono caratterizzate da qualità ambientali diverse, tali differenze devono riscontrarsi anche nei valori delle proprietà situate nelle diverse località. L'iter da seguire nell'applicazione di questo metodo richiede l'identificazione della parte di differenza nei valori delle proprietà dovuta a differenze della qualità ambientale, quindi è necessario definire un indice quantitativo per questa caratteristica e stimare una funzione statistica che metta in relazione i valori delle proprietà con le caratteristiche delle stesse. Il maggior punto di forza del metodo del prezzo edonico è rappresentato dal fatto che si basa su scelte effettive, reali che emergono dai dati sulle compravendite immobiliari. I dati raccolti, però, devono essere inseriti in funzioni statistiche complesse e la regressione multipla (per analizzare la variazione del prezzo al variare di tutte le caratteristiche dell'immobile) richiede un numero elevato di osservazioni.

Metodo del costo di viaggio: in genere si utilizza per zone con un interesse turistico ricreativo per cui l'utilizzo dei servizi ecosistemici forniti dalla zona richiedono che gli individui interessati

intraprendano un viaggio (de Groot et al., 2002). Volendo, per esempio, stimare il valore ricreativo di un parco naturale che è costoso visitare, è possibile osservare i costi sostenuti per visitare il parco per derivare quanto le persone valutano la preservazione del parco stesso (Musu, 2003). Il tempo impiegato per raggiungere il luogo ed i costi del viaggio rappresentano il prezzo di accesso al sito, quindi la disponibilità a pagare per visitare il luogo può essere calcolata sulla base dei viaggi effettuati e delle spese sostenute. Va notato che nel metodo del costo di viaggio si considera anche il tempo impiegato per raggiungere la zona di interesse ricreativo e calcolare il costo opportunità del tempo può essere complicato perché interviene una forte componente soggettiva.

Metodo del danno evitato e del costo di sostituzione: questi metodi si caratterizzano per il fatto di essere basati non tanto sulla disponibilità a pagare per un determinato servizio quanto piuttosto sui costi per poi stimare i benefici: il primo considera i costi necessari a evitare danni derivanti dalla perdita di un servizio mentre il secondo si basa sull'ammontare di denaro necessario a sostituire o ripristinare il servizio in seguito ad un danneggiamento. Questi metodi richiedono meno dati ed un minor impiego di risorse perché risulta più facile misurare i costi dei benefici piuttosto che i benefici stessi, ma la base su cui poggiano tali metodi rappresenta anche il loro più grande punto debole in quanto i costi solitamente non possono essere considerati misure accurate dei benefici.

Nell'insieme dei metodi diretti, o delle preferenze dichiarate, l'interesse si sofferma in particolare sul metodo della valutazione contingente (Contingent Valuation Method, CVM), della scelta contingente e poi, più approfonditamente, il metodo del Benefit Transfer (BT). Questa tipologia di metodi viene scelta quando i servizi ecosistemici che si vogliono valutare non vengono scambiati in un mercato e non sono nemmeno direttamente legati a beni di mercato. In questi casi le preferenze dei consumatori non vengono rivelate ed è quindi necessario l'utilizzo dei metodi sopraccitati che indagano il valore di un servizio ecosistemico attraverso un insieme di domande adeguatamente strutturate (Musu, 2003).

Il **metodo della valutazione contingente** è, nell'insieme dei metodi diretti, quello più diffuso per la stima di valori di non uso, ma è stato anche molto criticato. La sua prima applicazione risale al 1989 quando ci fu il ribaltamento di una petroliera in Alaska e per la stima dei danni ambientali venne utilizzato il CVM. Il CVM prevede che il soggetto intervistatore, attraverso una serie di domande, porti il soggetto intervistato a rivelare la sua disponibilità a pagare per un dato servizio ecosistemico (oppure la sua disponibilità ad accettare una compensazione per la perdita del servizio stesso). Si chiama contingente perché le persone vengono interrogate sulla base di ipotetici scenari di sviluppo del servizio ecosistemico. Perché la valutazione sia valida ed affidabile, occorre che il processo sia ben strutturato: è necessario definire in modo accurato il servizio da valutare e la popolazione rilevante, costruire il questionario e testarne l'efficacia, somministrarlo alla comunità di riferimento ed infine analizzare i risultati attraverso l'impiego di software econometrici. Il più grande punto di

debolezza di questo metodo, da cui derivano molte considerazioni critiche, è rappresentato dal concetto base dei metodi diretti: la disponibilità a pagare non viene estratta dall'osservazione dei comportamenti reali dei consumatori ma piuttosto da ciò che i consumatori dicono che sarebbero disposti a fare. Cercando di analizzare il processo, gli aspetti che devono essere tenuti maggiormente in considerazione riguardano:

- Le persone alle quali si somministra il questionario. Come in ogni indagine statistica, dalla popolazione di riferimento si estrae un campione che deve essere rappresentativo: in questo caso le problematiche che emergono sono relative alle tecniche di campionamento. Ma quando si tratta di ecosistemi e di ambiente, il problema emerge più a monte, nella fase di determinazione della popolazione di riferimento perché non è facile individuare i confini del gruppo di persone interessate ad un dato servizio: se si vuole valutare il servizio culturale e ricreativo offerto dall'ecosistema lagunare di Venezia, il campione potrebbe essere estratto da tutta la popolazione mondiale (Musu, 2003). Poiché l'obiettivo del CVM è ottenere valutazioni quanto più possibile simili a quelle che verrebbero rilevate se esistesse un mercato, è importante che l'intervistato conosca in modo abbastanza approfondito il servizio sotto indagine (Pearce & Turner, 1991). Per minimizzare l'influenza di un effetto informazione sui risultati dell'indagine, l'intervistatore deve provvedere a fornire all'intervistato scenari chiari ed accurati nella descrizione, assicurandosi che le persone nello rispondere considerino anche il vincolo di bilancio e l'effetto dei servizi legati a quello sotto valutazione sulla loro disponibilità a pagare (Venkatachalam, 2004).
- La differenza tra disponibilità a pagare (DAP) e disponibilità ad accettare una compensazione (DAC). Analizzando le applicazioni del CVM emerge che nella maggior parte dei casi la DAC risulta maggiore della DAP e le ragioni di tale differenza possono essere diverse: in alcuni casi la differenza è dovuta all'effetto sostituzione⁵ in altri all'effetto reddito⁶ ma a spiegare questa differenza intervengono anche studi che esaminano la psicologia del consumatore (Venkatachalam, 2004). È ragionevole pensare che un individuo sia incline a dichiarare che un servizio ecosistemico ricopre per lui un valore maggiore quando lo scopo della domanda è determinare il livello della compensazione per la perdita del servizio stesso piuttosto che determinare la somma di denaro da pagare per ricevere il servizio medesimo. Ciò deriva dal fatto che per gli individui è più grave la perdita di un bene piuttosto che il guadagno di avere la disponibilità del bene stesso (Venkatachalam, 2004).
- La distorsione del punto di partenza. Le interviste possono essere condotte secondo il metodo aperto, in cui si chiede di esprimere la massima disponibilità a pagare, oppure seguendo il

⁵ Per effetto sostituzione si intende l'impatto della disponibilità di beni sostitutivi sulla domanda del bene oggetto di analisi.

⁶ Per effetto reddito si intende l'impatto di un reddito aggiuntivo sulla quantità domandata del bene oggetto di analisi.

metodo chiuso iterativo in cui si comincia l'intervista chiedendo al soggetto se è disposto a pagare una certa somma predeterminata; se la risposta è affermativa si accresce la somma di un certo ammontare fino a quando il soggetto continua a dare risposte positive (Musu, 2003). In questo gioco dell'offerta è l'intervistatore a proporre il primo prezzo e ciò può influenzare in qualche modo il soggetto intervistato che potrebbe, per esempio, essere indotto ad accettare prezzi vicini a quello iniziale per far terminare in fretta in gioco.

- La distorsione strategica. Nel somministrare il questionario, l'intervistatore può dichiarare che le risposte raccolte verranno utilizzate per il finanziamento del servizio sotto valutazione, magari attraverso uno schema PES, oppure la natura esclusivamente informativa, in uno scenario esplicitamente ipotetico. Nel primo caso, gli individui saranno indotti a sottostimare la propria DAP perché sanno che ciò che dichiarano sarà ciò che poi dovranno effettivamente pagare; mentre nel secondo caso la distorsione è opposta perché, ritenendo improbabile un progetto di finanziamento, gli individui tenderanno a sovrastimare la loro DAP.
- Effetto "embedding" e "warm glow". Molte critiche al CVM riguardano il fatto che le risposte spesso non rispecchiano la scala dei fenomeni indagati. L'effetto embedding si manifesta quando per lo stesso servizio si esprime una DAP maggiore se considerato da solo rispetto a quella dichiarata per lo stesso servizio considerato in uno più ampio che lo comprende (Venkatachalam, 2004). Un individuo, per esempio, esprime una DAP pari a 100 per il servizio X ed altrettanto per il servizio Y, ma se gli si chiede di esprimere la sua DAP per il servizio Z che comprende X e Y egli dichiarerà ancora 100 o poco più, ma di certo non 200 (Musu, 2003). I critici del CVM interpretano questo fenomeno come l'incapacità delle risposte di misurare l'equivalente valore monetario dell'utilità dei servizi ambientali preservati (NOAA, 1993). L'effetto warm glow, reso in italiano con l'espressione "passione eccessiva", riflette invece un atteggiamento degli intervistati che dichiarano una disponibilità a pagare per un qualche servizio ambientale solo perché mossi dal desiderio di adempiere ad un obbligo morale che impone di intervenire a favore dell'ambiente (Musu, 2003).

Queste distorsioni sono le più citate dai critici del CVM ed impongono ai realizzatori delle domande di strutturare il questionario in modo tale che le contraddizioni emergano facilmente. Nonostante i sopraccitati punti deboli del processo, la valutazione contingente rimane il metodo più utilizzato quando si renda necessario stimare valori di non uso, soprattutto valori di esistenza, di beni e servizi ambientali.

Simile al CVM è il *metodo della scelta contingente*. Anche in questo caso si tratta di un metodo diretto dove però l'intervistatore non chiede ai diversi soggetti interessati la loro disponibilità a pagare bensì di ordinare diverse pacchetti di caratteristiche del servizio e relativo prezzo in base alle loro preferenze. In fase di preparazione delle interviste vengono definite diverse combinazioni di

caratteristiche del servizio ambientale considerato a diversi livelli di costo e gli intervistati dovranno scegliere la combinazione che più li soddisfa. Questo metodo è particolarmente indicato nei casi in cui i decisori politici hanno a disposizione diversi piani di azione e devono scegliere quale prediligere. Le interviste possono prevedere che gli individui ordinino una serie di combinazioni date (contingent ranking) oppure che scelgano di volta in volta tra due possibili scenari (discrete choice), con la possibilità di indagare anche quanto l'alternativa scelta è preferita all'altra (paired rating). Come per la valutazione contingente, anche nel caso della scelta contingente l'intervista deve essere ben strutturata e testata prima dell'effettiva implementazione. Tuttavia, con questo metodo si evitano molti dei problemi che emergono nel CVM perché per gli individui è più facile esprimere valori relativi rispetto a quelli assoluti.

Ora si analizzerà il **Benefit Transfer (BT)**, metodo utilizzato nel caso studio presentato nei prossimi capitoli. Per benefit transfer (o value transfer) si intende l'utilizzo di informazioni raccolte in un determinato luogo e momento per fare inferenza sul valore economico di beni e servizi ambientali in un luogo e momento diverso: si tratta di raccogliere i valori stimati in un determinato contesto biofisico, temporale e spaziale per poi trasferirli in una situazione diversa (Wilson & Hoehn, 2006). L'obiettivo base degli approcci BT consiste nello stimare i benefici di un determinato contesto adattando le stime ottenute in altri studi. È facile capire che questo tipo di approccio viene utilizzato nei casi in cui si desidera dare un valore ad un servizio ecosistemico ma il tempo per arrivare ad un risultato è limitato ed il budget a disposizione non consente il finanziamento di un nuovo studio di valutazione. Per meglio analizzare i passaggi rilevanti negli esercizi di BT, si fa riferimento all'esempio riportato nel sito www.ecosystemvaluation.org. Il contesto è rappresentato da una zona rurale in cui è presente un lago e si sta valutando la possibilità di aggiungere una spiaggia per la balneazione, perciò si decide di utilizzare il metodo del benefit transfer per valutare i benefici di un'opportunità ricreativa aggiuntiva. Il metodo del benefit transfer è adatto a questo specifico caso in quanto i valori dei servizi ricreativi sono relativamente facili da trasferire. Il processo si articola in quattro semplici step successivi:

- Step 1: vengono identificati gli studi esistenti che possono essere utilizzati per il trasferimento dei valori, in particolare si cercano studi che abbiano valutato il beneficio derivante dall'uso della spiaggia, preferibilmente di laghi. Si ipotizza che sono stati trovati due studi in cui è stata valutata la balneazione nel lago attraverso l'applicazione del metodo del costo di viaggio.
- Step 2: si tratta ora di decidere se i dati degli studi precedentemente identificati siano o meno trasferibili e a questo proposito viene analizzato il grado di comparabilità dei siti (similarità nella tipologia, qualità e disponibilità di sostituti) e la similarità delle popolazioni presenti. Se il contesto demografico dovesse presentare delle evidenti

differenze occorre interrogarsi sulla disponibilità di dati per operare degli adattamenti. Nel caso in esame, il sito esaminato nel primo studio presenta caratteristiche simili a quello sotto valutazione tuttavia il lago non si trova in una zona rurale bensì in un contesto urbano, mentre il secondo studio analizza un lago che però presenta un maggior numero di sostituti disponibili.

- Step 3: a questo punto si fa affidamento al giudizio professionale dei ricercatori per valutare la qualità degli studi esaminati e questo perché più accurato e qualitativamente avanzato è lo studio iniziale, più significativo sarà il risultato ottenuto con il trasferimento. In questo caso si ipotizza che i ricercatori abbiano valutato positivamente la qualità di entrambi gli studi.
- Step 4: la fase finale del processo consiste nell'utilizzare qualsiasi informazione disponibile e rilevante per adattare al meglio i valori trasferiti al contesto che si sta studiando. Nell'esempio considerato vengono apportati dei cambiamenti al parametro demografico del primo studio in quanto, trattandosi di una zona urbana è plausibile che gli utilizzatori presentino caratteristiche diverse rispetto a quanti si recano al lago in una zona di campagna.

Nell'utilizzare il metodo del BT si possono seguire due approcci diversi, l'uno più semplicistico, l'altro più robusto e rigoroso. Il primo, più semplice ed immediato, consiste nel trasferire un singolo valore (unit value transfer) mentre l'altro implica il trasferimento dell'intera funzione di valutazione (function transfer) contenente le diverse variabili esplicative dalle quali si ritiene dipenda il valore del servizio ecosistemico valutato: in questo caso l'approccio è più accurato perché è possibile intervenire e modificare i singoli parametri della funzione qualora ci siano differenze tra i due siti. La scelta dell'approccio dipende dal contesto e dall'obiettivo prefissato: lo unit value transfer può essere utilmente impiegato nei casi in cui il valore derivante dal BT faccia parte di un più ampio insieme di valori stimati con diversi metodi ovvero nei casi in cui il BT viene utilizzato come strumento di screening nelle primissime fasi dell'analisi. Quest'ultima tipologia di impiego rappresenta uno dei vantaggi del metodo presentato, assieme anche alle poche risorse finanziarie richieste per implementarlo ed alla rapidità con cui fornisce un risultato. Tale risultato però dipende fortemente dagli studi originali che spesso sono incompleti e difficili da rintracciare perché non pubblicati oppure, anche se disponibili risultano troppo datati (soprattutto nei casi di unit value transfer la trasferibilità dei valori diminuisce velocemente nel tempo). Nei casi in cui si riesce ad individuare un set di studi utili, è complicato valutarne l'adeguatezza al contesto in esame.

2.3.1 Alcune considerazioni sul Benefit Transfer

È evidente che l'accuratezza nell'applicazione del metodo e, di conseguenza, l'accuratezza dei risultati ottenuti dipende dal grado di similarità tra il caso scelto come riferimento ed il caso di studio

in cui trasferire i dati. Loomis e Rosenberger (2006) individuano tre criteri di trasferimento da considerare per poter ridurre la probabilità di errori nel procedimento di BT. Il primo criterio riguarda la comparabilità dei servizi ecosistemici valutati nei due siti. La regola vuole che beni e servizi dello studio di riferimento siano identici a quelli da valutare nel caso in oggetto. Appare logico pensare che il criterio di identità sia inapplicabile nella realtà quindi, d'ora in avanti, verrà considerato il grado di similarità. Da ciò si può affermare che i beni e/o servizi valutati nei due siti devono essere simili, devono cioè corrispondere nei diversi attributi chiave. Inoltre è bene definire se si sta considerando un cambiamento nella qualità o nella quantità del bene considerato. In secondo luogo, bisogna analizzare la comparabilità del mercato ed evidenziare le differenze più significative. In questo caso per mercato si intende l'ambiente fisico, le strutture presenti e le persone che vi risiedono: le popolazioni devono essere simili per ampiezza ma anche per caratteristiche. Infine, il terzo criterio prevede la comparabilità delle misure di benessere, cioè prevede che l'assegnazione dei diritti di proprietà nei due siti porti alla stessa misura di benessere teoricamente appropriata: se l'analisi politica richiede la DAP per un certo miglioramento non è possibile usare come proxy di questa misura la DAC per una perdita (Loomis & Rosenberger, 2006). Da quanto esposto deriva che, per una buona applicazione del metodo, è necessario raccogliere quante più informazioni precise e verificare il grado di similarità dei contesti: si definisce il sito, le sue caratteristiche, le strutture presenti, la disponibilità e la distanza di sostituti, il modo di accesso al sito e la viabilità, si identifica il mercato definendo il reddito, l'età, l'educazione, lo stile di vita, i gusti e le preferenze dei soggetti coinvolti.

Nei processi di trasferimento è inevitabile che emergano degli errori, ma se si conoscono i potenziali sbagli è più facile controllarli. Di seguito vengono riportate le tre possibili fonti di errore che influiscono sulla precisione del metodo e quindi sui risultati (Rosenberger & Stanley, 2006):

- Errore di generalizzazione: emerge quando le stime di valore ottenute in un determinato contesto vengono trasferite in una situazione completamente diversa. Evidentemente, più risulta elevato il grado di similarità tra i due studi, minore sarà l'errore di generalizzazione riscontrato nel processo. Per assicurarsi un maggior livello di similarità è opportuno fare riferimento a studi condotti nello stesso Paese, così da limitare le differenze socio-economiche, socio-politiche e socio-culturali; contesti intra-regionali garantiscono una maggiore similarità di struttura e funzioni rispetto a contesti inter-regionali (Loomis & Rosenberger, 2006).
- Errore di misurazione: si tratta di una tipologia di errore già presente negli studi originali ma che viene amplificata con il trasferimento. Gli errori nella misurazione derivano da decisioni errate dei ricercatori per esempio riguardo i dati considerati più rilevanti per il modello o le strategie di stima ritenute più adatte per il contesto. Per provare a diminuire l'entità di questi errori è utile, negli studi originali, considerare dei campioni più ampi e più rappresentativi del problema da analizzare.

- Errori di pubblicazione: questa categoria si riferisce al fatto che la qualità del trasferimento dipende anche dalla qualità delle informazioni riportate nelle pubblicazioni. A volte i ricercatori, non considerando che i propri studi possono essere usati come riferimento per il benefit transfer, omettono alcune informazioni importanti nei loro articoli; altre volte, invece, nella selezione degli studi da pubblicare emerge una preferenza per i risultati statisticamente significativi o per quelli che confermano le aspettative teoriche. L'errore, in questo caso, riguarda non tanto la metodologia seguita nell'effettuare la valutazione quanto piuttosto il sistema delle pubblicazioni scientifiche.

Se l'obiettivo di uno studio è giungere ad una coerente stima di valutazione, l'impegno dei ricercatori dovrebbe essere rivolto all'individuazione di metodi che minimizzino l'errore di misurazione. Per quanto riguarda invece le altre due tipologie di errore, la riduzione potrebbe essere data da nuovi protocolli e piattaforme di divulgazione (Rosenberger & Stanley, 2006).

Spash e Vatn (2006) hanno definito il BT una sotto categoria del più ampio insieme del trasferimento di informazioni: essi infatti affermano che, quando si intraprende l'analisi economica di un cambiamento ambientale, le tipologie di dati che vengono trasferiti riguardano le informazioni scientifiche e quelle socio-economiche. La validità del BT dipende dalla validità dei dati trasferiti ma raramente le informazioni scientifiche vengono messe in discussione e sottoposte a procedure di validazione: la loro affidabilità è indiscussa e negli studi di valutazione economica non si ritiene quasi mai necessario l'avvio di nuovi studi scientifici sui beni ambientali da valutare. Diversamente, i dati relativi all'assetto sociale ed economico vengono analizzati e confrontati tra i due siti per assicurare un certo grado di somiglianza tra la situazione di studio e quella di trasferimento. Nonostante esistano molte applicazioni del BT (Loomis & Rosenberger, 2006), non sono disponibili altrettanti numerosi test sulla loro validità. Spash e Vatn (2006) suggeriscono di verificare diversi aspetti: la validità al primo impatto, per capire se i risultati sono intuitivamente plausibili; la validità di costruzione, per testare la consistenza con i fondamenti teorici; la validità predittiva, che analizza il grado di coincidenza dei risultati attesi con quelli reali; la validità di criterio, relativa ai fattori che avvalorano le previsioni del modello; la validità convergente, secondo cui diverse tecniche devono portare ad uno stesso risultato ed infine la validità divergente per la quale una stessa tecnica deve portare a risultati diversi dove il contesto prevede che ciò accada.

I test di validità che sono stati effettuati hanno analizzato quasi sempre trasferimenti tra siti appartenenti alla stessa nazione, ma quando il trasferimento oltrepassa i confini del Paese emergono delle problematiche diverse, tipiche del trasferimento internazionale. Ready et al. (2004) hanno realizzato una valutazione contingente in cinque Paesi europei (Olanda, Norvegia, Regno Unito, Spagna e Portogallo) per stimare il beneficio derivante da un miglioramento nelle condizioni di salute delle persone. Poiché il miglioramento della salute è stato descritto esattamente nello stesso modo nei

diversi Paesi, le eventuali differenze sono da collegare alle differenze tra le diverse popolazioni. Lo studio prevedeva la somministrazione di questionari nelle case dei soggetti coinvolti da parte di intervistatori esperti con lo scopo di indagare la loro DAP per evitare sei specifici episodi dannosi per la salute umana causati da inquinamento atmosferico e da balneazione in acque contaminate. Le DAP e i redditi degli intervistati sono stati convertiti in sterline inglesi utilizzando un tasso di cambio che mantenesse costante il potere d'acquisto. Nonostante i diversi adattamenti apportati, non è stato possibile identificare una funzione comune basata su caratteristiche misurabili delle popolazioni coinvolte che potesse spiegare le differenze rilevate. Gli autori affermano che ciò non significa che il BT non deve e non può essere utilizzato, ma solamente che nell'impiego di tale metodo si verificheranno degli errori. Come già spiegato, l'obiettivo che si pone il BT e il contesto di applicazione determinano se gli errori emersi possono ritenersi accettabili o meno.

Dalle considerazioni riportate, il metodo del Benefit Transfer risulta uno strumento estremamente utile perché permette di ottenere delle stime per valori economici di beni ambientali anche quando le risorse per finanziare gli studi sono poche oppure non c'è disponibilità di dati adeguati. I diversi limiti che caratterizzano tale metodo non devono indurre a ritenere che la sua applicazione sia inutile ma, al contrario, serve ai ricercatori per "sondare il terreno" e testare la reale necessità di intraprendere uno studio ex novo. Evidentemente, quando il valore economico che si estrae dal processo di valutazione viene utilizzato dai decisori politici per compiere scelte importanti in termini di impatti ambientali ed economici, allora forse la scelta dei ricercatori non ricadrà sul metodo del BT ma, vista l'importanza del progetto, verranno destinate più risorse per intraprendere uno studio originale.

2.4 Servizi alpini: classificazione e valutazione

Boschi e foreste rappresentano per l'uomo ambienti capaci di fornire innumerevoli servizi utili, talvolta indispensabili, alla vita umana. L'analisi che segue intende sottolineare l'importanza dell'arco alpino in quanto fornitore di diversi servizi ecosistemici e, contestualmente, evidenziare i metodi utilizzati per stimare il valore economico di questi servizi. Per quanto riguarda la categoria dei servizi di regolazione, i boschi alpini svolgono un ruolo importante di purificazione dell'acqua e dell'aria, contribuiscono alla regolazione climatica e proteggono gli insediamenti urbani a fondovalle da valanghe e frane. Negli ambienti alpini trovano rifugio molte specie animali e vegetali che garantiscono il mantenimento della biodiversità, ma che possono anche rappresentare fonte di approvvigionamento per l'uomo, basti pensare alle diverse tipologie di legno e a tutti gli altri prodotti non legnosi come funghi, frutti di bosco (mirtilli, lamponi, fragoline di bosco) e piante officinali (arnica montana, genziana, pino mugo, tanaceto, ecc.). Di notevole importanza, soprattutto per l'economia delle comunità alpine, sono i servizi culturali e ricreativi. Le zone alpine, infatti, attraggono molti turisti sia nei periodi invernali che in quelli estivi: la possibilità di praticare sport all'aria aperta (sci, trekking, arrampicata, rafting, mountain bike, ecc.) o semplicemente di godere della bellezza dei

paesaggi di montagna rendono le Alpi meta di vacanze per molte persone. L'importanza dei servizi offerti da queste zone ha portato, nel 1991, all'adozione della Convenzione delle Alpi, fortemente voluta dall'organizzazione non governativa denominata Commissione Internazionale per la Protezione delle Alpi (CIPRA), fondata nel 1952 e impegnata per lo sviluppo sostenibile nelle Alpi. La Convenzione, ratificata da Austria, Germania, Francia, Italia, Svizzera, Liechtenstein, Principato di Monaco, Slovenia e Comunità Europea, mira alla protezione dell'arco alpino attraverso la promozione di uno sviluppo integrato e sostenibile. Questi ambiziosi principi generali si concretizzano nei Protocolli di attuazione che riguardano diverse categorie, tra cui foreste montane, turismo, agricoltura di montagna, protezione della natura e tutela del paesaggio. È quindi chiaro che, qualsiasi misura di governo e gestione del territorio alpino deve essere in linea con i principi della Convenzione e gli impatti degli interventi devono essere puntualmente confrontati con il valore dei servizi ecosistemici alpini interessati. A tal proposito, occorre perciò evidenziare quali, tra i metodi di valutazione sopra descritti, sono stati utilizzati negli studi condotti sulle aree alpine. La tabella 2 riporta, per i principali servizi ecosistemici analizzati, i metodi di valutazione utilizzati.

Tabella 2: Studi di valutazione dei servizi ecosistemici alpini

Servizio ecosistemico	Metodo di valutazione	Studio	Area di studio
Habitat del gallo cedrone	Costo di sostituzione	Grêt-Regamey et al., 2008 (a)	Landschaft Davos, Alpi Svizzere
Protezione dalle valanghe	Analisi del rischio, con strumenti GIS	Grêt-Regamey et al., 2008 (a)	Landschaft Davos, Alpi Svizzere
Fissazione del carbonio	Prezzo di mercato	Grêt-Regamey et al., 2008 (b) Goio et al, 2008 Notaro et al., 2008	Landschaft Davos, Alpi Svizzere Provincia di Trento Provincia di Trento
Biodiversità	Valutazione contingente	Waldökosysteme et al., 2006	Solling e landa di Luneburgo, Bassa Sassonia
Bellezza del paesaggio	Valutazione contingente	Grêt-Regamey et al., 2008 (b) Goio et al., 2008	Landschaft Davos, Alpi Svizzere Provincia di Trento
Valore ricreativo	Valutazione contingente	Goio et al., 2008 Gios et al., 2006 Notaro et al., 2008	Provincia di Trento Campogrosso, VI Provincia di Trento

Un interessante studio di Grêt-Regamey et al. (2008) analizza diversi servizi ecosistemici presenti nelle zone montuose della Svizzera e ne stima il valore economico utilizzando un Sistema Informativo Geografico (Geographic Information System, GIS) e diversi metodi di valutazione: la protezione dell'habitat del Gallo Cedrone viene valutata stimando i costi eventualmente necessari per ripristinare le zone boschive dove l'animale vive e si riproduce; il servizio di protezione dalle valanghe viene valutato mediante l'analisi del rischio e stimando i danni derivanti dalla manifestazione dell'evento valanga; per quanto riguarda il ruolo dei boschi nella fissazione del carbonio il valore economico viene stimato considerando il prezzo di mercato di una tonnellata di CO₂ come stabilito negli accordi internazionali per i permessi negoziabili. Questo approccio si ritrova anche nello studio condotto sul territorio trentino dove ad una tonnellata di CO₂ viene assegnato un prezzo di € 19,90. Il totale di CO₂ catturato dai boschi viene calcolato attraverso l'utilizzo di una formula che moltiplica il volume delle

foreste per diversi coefficienti (coefficiente della biomassa epigea, della biomassa ipogea e fattori di conversione per passare da m³ a tonnellate). Un largo impiego del metodo della valutazione contingente viene riscontrato negli studi che si propongono di valutare servizi come il mantenimento della biodiversità, la bellezza del paesaggio ed il valore ricreativo. Per esempio, per il territorio svizzero del Davos (Grêt-Regamey et al., 2008) è stato utilizzato un software GIS tridimensionale che considera gli effetti di pendenza, aspetto e distanza per calcolare l'area che compone la visuale. Un questionario ha poi permesso di rilevare la DAP degli intervistati, forzati a scegliere tra coppie di fotografie raffiguranti il territorio sotto diverse ipotesi di sviluppo: aumento della temperatura media di 2,4 °C e sviluppo turistico con espansione dell'area urbana e nuove piste da sci. Combinando le mappe GIS e la DAP ricavata dalla valutazione contingente è stato possibile calcolare il valore della bellezza del paesaggio nelle due diverse ipotesi di scenario. Per lo studio del valore ricreativo nella provincia di Trento, Notaro et al. (2008) hanno somministrato un questionario ad un campione di 724 turisti recatisi nel luogo nella stagione estiva chiedendo di indicare la disponibilità a pagare un biglietto di entrata per accedere alla zona ricreativa con lo scopo di raccogliere dei fondi da destinare alla manutenzione del luogo. Da questa indagine è emersa una DAP individuale pari a €2,58.

L'importanza dei boschi come ecosistemi in grado di fornire molteplici servizi spinge a considerare, nelle scelte politiche di gestione del territorio, non solo quei valori monetari facilmente rilevabili dal mercato del legno o di altri prodotti quali piante e frutti raccolti nelle foreste, ma lo sforzo va indirizzato anche e soprattutto verso quei servizi ecosistemici per i quali non è possibile determinare un valore d'uso ma non per questo devono considerarsi di minor importanza, quali ad esempio il valore ricreativo e la bellezza paesaggistica.

CAPITOLO 3

IL VALORE RICREATIVO DELLA MONTAGNA VENETA: UN'ANALISI DELLA VALLE DEL BOITE

3.1 Introduzione

In questo capitolo verrà presentata un'analisi del valore ricreativo della Valle del Boite. Il capitolo è articolato in diversi paragrafi in cui si descrive *step by step* la metodologia seguita per questo caso studio. Nel prossimo paragrafo verranno descritte le caratteristiche dell'area di studio per poi passare alla spiegazione dei metodi seguiti e dei modelli utilizzati nell'analisi. Successivamente si provvederà ad esporre i risultati ottenuti ed i loro possibili utilizzi.

3.2 L'area di studio: la Val Boite

La Valle del Boite, o Val Boite, è una zona situata nella provincia di Belluno che si estende per circa 41000 ettari e comprende i cinque comuni di Borca di Cadore, Cibiana di Cadore, Cortina d'Ampezzo, San Vito di Cadore e Vodo di Cadore. La vallata prende il nome dal fiume che la attraversa, il Boite appunto, che nasce a circa 1800 metri di altitudine in località Campo Croce e si immette nel Piave 45 chilometri più avanti, a Perarolo di Cadore. La valle comprende diversi siti importanti: a nord si estende il Parco Regionale delle Dolomiti d'Ampezzo, istituito con legge regionale nel 1990, la cui gestione è stata affidata dalla Regione Veneto alla Comunità delle Regole d'Ampezzo⁷, ma numerosi sono anche i siti di interesse comunitario (SIC) come il monte Pelmo che fa parte del Sistema n.1 delle Dolomiti come patrimonio dell'umanità; il Mondeval, zona pianeggiante racchiusa tra il Pelmo, Croda da Lago e i Lastoni di Formin, importante per la presenza di un sito archeologico preistorico; il massiccio dei Lastoni di Formin e quello del Bosconero che domina la riserva naturale della Val Tovanella. Classificati sia come SIC che come zone di protezione speciale (ZPS) sono le Dolomiti d'Ampezzo, il Gruppo dell'Antelao che con 3264 metri di altezza è la seconda cima delle Dolomiti, la catena montuosa delle Marmarole ed il Gruppo del Sorapiss (o Sorapis) la cui Punta raggiunge i 3205 metri di altezza.

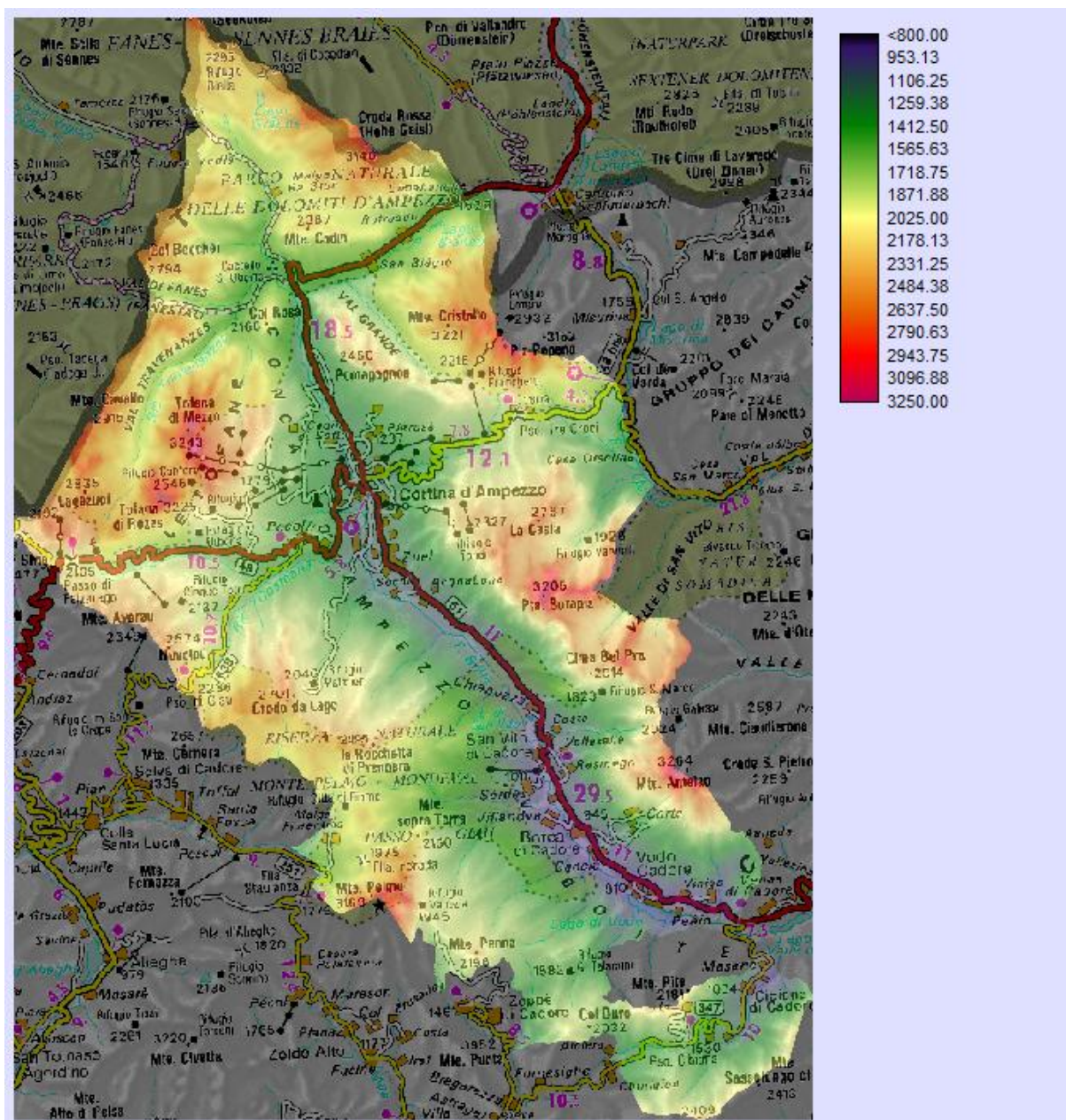
Ciascuno dei cinque comuni che fanno parte della Val Boite è dotato di strutture ricettive per accogliere i numerosi turisti che ogni anno giungono in questa zona per trascorrere le vacanze. Attraversando la Valle da sud verso nord, percorrendo la strada statale 51 di Alemagna, il primo

⁷ Le Regole o Comunità Familiari Montane sono consorzi di famiglie originarie nati per la gestione e l'utilizzo collettivo ed indiviso di pascoli e foreste. Il primo documento in cui vengono citate le Regole risale al 1225 e nel 1971 la legge sulla montagna le riconosce giuridicamente. (www.regole.it, www.dolomitiparco.com)

comune che si incontra è Cibiana di Cadore, poco frequentato dal turismo più commerciale ma apprezzato dagli appassionati della cultura montana tradizionale. Il motivo principale che spinge i turisti a visitare questo comune di appena 450 abitanti sono i *murales*, affreschi eseguiti sui muri esterni delle abitazioni da diversi artisti italiani e stranieri. I murales fanno di Cibiana un bell'esempio di museo all'aperto, ma raggiungendo la cima del Monte Rite è possibile visitare un altro museo, il Museo delle Nuvole, progetto voluto dall'alpinista Reinhold Messner per raccontare con reperti, foto, studi ed opere d'arte la storia e l'essenza delle Dolomiti. A nord-ovest di Cibiana si trova il comune di Vodo di Cadore, posto a quota 941 metri sul livello del mare dove risiedono circa mille abitanti. Oltre alla vista sul versante sud dell'Antelao, ciò che caratterizza il paese di Vodo è la cultura dei fienili (*taulà* in ladino), piccole abitazioni in legno e muratura situate fra i boschi dove i proprietari si recano per trovare relax e contatto con la natura. Proseguendo la strada Alemagna in direzione nord si trova prima il comune di Borca di Cadore e poco più avanti San Vito di Cadore. Il paese di Borca ospita l'Istituto Ladin de la Dolomites, istituto provinciale bellunese di cultura ladina⁸ che dispone anche di una fornita biblioteca specialistica. Attraverso un'agevole strada forestale si possono raggiungere le Cascate di Borca, generate dal Ru d'Assola ed alte circa 80 metri. Rispetto ai precedenti, San Vito è un paese un più grande, dove risiedono circa duemila abitanti ma durante la stagione turistica riesce ad ospitare altrettante persone. Questo paese è molto frequentato dai turisti perché offre la possibilità di numerose escursioni sia a piedi che in mountain bike ma anche per la sua vicinanza con il più noto comune di Cortina d'Ampezzo: basta, infatti, proseguire per 11 chilometri e si raggiunge la cosiddetta Regina delle Dolomiti, il comune della Val Boite posto più a nord. Cortina è forse una delle località turistiche più note di tutto l'arco alpino e la bellezza del paesaggio che la circonda la rende meta di numerose visite, 800.000 nel solo periodo estivo (T. Tempesta e M. Thiene, 2006). La figura 7 mostra i confini dell'area della Val Boite e la sua localizzazione geografica.

⁸ www.istitutoladino.it

Figura 7: La Val Boite: inquadramento geografico con rilievo



3.3 Metodi e Modelli

3.3.1 Il valore ricreativo della montagna

In Italia, le aree montane sono mete di vacanze sia nei periodi estivi che in quelli invernali e spesso l'indotto economico derivante dalle attività turistico-ricreative è maggiore di qualsiasi altra attività economica svolta nel territorio montano (Bellù & Cistulli, 1997). Concentrando l'analisi sul periodo estivo, in Veneto i fruitori dei servizi ricreativi alpini e prealpini sono sia stranieri che italiani e tra

quest'ultimi numerosi sono anche coloro che si recano in montagna per visite giornaliere (Tempesta & Thiene, 2003). Se da una parte le possibilità offerte alla popolazione dai servizi ricreativo-culturali forniti dalle zone montane ne permettono lo sviluppo e disincentivano l'abbandono, dall'altra una pressione turistica elevata potrebbe avere impatti negativi sull'ecosistema forestale: per questo è importante definire il valore di ogni servizio ecosistemico offerto da una determinata zona così da rendere più consapevole qualsiasi scelta gestionale relativa al territorio. Avendo a disposizione i diversi valori, espressi con la stessa unità di misura (è preferibile definire valori monetari), si tratterà poi di gestire i trade off tra i diversi servizi ecosistemici che una stessa area è in grado di offrire e, se necessario, introdurre forme di regolazione.

Diversi sono gli autori che, con approcci e metodologie diverse, si sono dedicati allo studio del valore ricreativo delle foreste, esaminando siti forestali statunitensi, come lo studio di Sherrouse et al. (2011) in Colorado, Baerenklau et al. (2010) hanno analizzato, invece, il valore ricreativo della foresta nazionale di San Bernardino nella California meridionale mentre Robertmendelsohn (1991) ha indagato il valore dei servizi ricreativi offerti dalla catena montuosa chiamata Catena delle Cascade (Cascade Mountains) nello stato di Washington. Anche in territorio europeo sono stati condotti numerosi studi che, con particolare attenzione a criticità diverse, hanno mirato all'obiettivo della valorizzazione dei servizi ricreativi forestali: Grêt-Regamey e Kytzia (2007) e Grêt-Regamey et al. (2008; 2008) stimano diversi servizi, tra cui la bellezza paesaggistica, forniti dal territorio alpino svizzero nella regione del Davos mentre Kienast (2012) studia le potenzialità ricreative delle aree verdi nelle vicinanze degli insediamenti urbani elvetici; Scarpa et al. (2000) hanno utilizzato la valutazione contingente per stimare le caratteristiche dei boschi irlandesi che incidono maggiormente sulla disponibilità a pagare dichiarata dai fruitori; il metodo della valutazione contingente, assieme a quello del costo di viaggio, è stato utilizzato anche da Bartczak et al. (2008) in un'indagine sui benefici ricreativi delle foreste polacche, per i boschi dell'isola di Maiorca è stato impiegato il solo costo di viaggio (Bujosa Bestard & Font, 2009) mentre Abildtrup et al. (2011) nel valutare le attività ricreative nella regione francese della Lorena hanno utilizzato i risultati ottenuti da un choice experiment. In Italia, Tempesta e Thiene (2000) hanno analizzato il valore ricreativo delle Dolomiti Ampezzane, Gatto et al. (2009) hanno studiato i casi di PES in Italia con riferimento ai servizi idrici, ai prodotti non legnosi (raccolta funghi) ed ai servizi ricreativi offerti dai parchi avventura; Notaro et al. (2008) stimano, con un approccio contingente, il valore ricreativo dei boschi trentini per poter poi definire l'impatto economico dei danni forestali, Scrinzi e Floris (2000) definiscono il valore ricreativo di 41 siti forestali situati nell'arco alpino italiano con particolare attenzione alle caratteristiche dell'accessibilità e della qualità estetico-funzionale, mentre per i boschi liguri Bellù e Cistulli (1997) adottano il metodo del costo di viaggio e della valutazione contingente per stimarne il valore ricreativo.

La Val Boite è una zona ampia che comprende più comuni e diversi siti di interesse naturalistico, per questo motivo si è deciso di procedere ad un'analisi di tipo spaziale per provare a determinare il contributo offerto dalle diverse aree alla composizione del valore ricreativo complessivo della Valle. Alla fine degli anni Ottanta, in uno studio di valutazione contingente dei campeggi posti in zone forestali statunitensi, gli autori affermano che le opportunità ricreative e la bellezza del paesaggio spesso vengono ritenute strettamente legate, un legame così stretto che a volte induce a considerarle sinonimi (Daniel et al., 1989). Emergono quindi i criteri della bellezza paesaggistica (scenic beauty) e dell'accessibilità e fruibilità del sito che si vuole studiare: è intuitivo ritenere che le persone scelgano, per lo svolgimento delle loro attività ricreative, i luoghi che considerano belli da vedere e facilmente raggiungibili. Questo concetto si ritrova in Pukkala et al. (1995), dove si considera il valore ricreativo ed il valore paesaggistico di una zona forestale: il valore ricreativo si ottiene dal prodotto del punteggio ricreativo (definito come caratteristica che descrive l'attrattività e l'adeguatezza di un sito per scopi ricreativi) per l'accessibilità; mentre il valore paesaggistico è dato dalla bellezza paesaggistica moltiplicata per la sua visibilità. In questo caso gli autori ritengono di dover assegnare un valore più elevato a quelle zone facilmente raggiungibili percorrendo la rete stradale principale e che si trovano vicino a parcheggi. Anche l'analisi successiva di Vries e Goossen (1997) poggia sull'assunto che la scelta di un individuo di visitare una determinata zona venga effettuata sulla base di valutazioni personali sulla qualità dell'area e sulla sua fruibilità. Tale approccio sembra essere condiviso anche da Scrinzi e Floris (2000) quando affermano che il valore delle visite annuali per ettaro in una data zona forestale dipende dalla qualità estetico-funzionale, dalla pressione turistica che insiste sull'area e dall'accessibilità, valutata calcolando la distanza in linea d'aria tra il punto in cui termina la strada e il sito di interesse. Chen et al. (2009) ricorrono all'utilizzo di sistemi informativi geografici (Geographic Information System, GIS) per l'analisi spaziale di una zona forestale nel sud della Cina ed il loro studio muove dal presupposto che, dividendo una zona in diverse celle, non sia realistico ritenere che abbiano tutte lo stesso valore ricreativo e che esso sia determinato dall'accessibilità ai punti di maggior bellezza paesaggistica e dalla visibilità di questi da diversi luoghi all'interno dell'area di studio considerata. Una valutazione di tipo multicriteriale geografica è stata proposta anche in ambienti diversi da quello montano, come per esempio la valutazione della qualità visiva del paesaggio in agricoltura (Bernetti, 2009). Il ruolo che ricopre il paesaggio nel determinare il valore ricreativo dell'ambiente alpino è ben chiarito da Tempesta: *“La frequentazione di un'area per lo svolgimento di attività ricreative è profondamente influenzata dalla qualità del paesaggio. Tale influenza è particolarmente evidente nelle zone montane, dove le caratteristiche dei massicci montuosi sono in grado di modificare notevolmente sia i benefici goduti dai visitatori sia il tipo e l'entità delle attività ricreative svolte. La presenza di picchi rocciosi e di specchi d'acqua, l'estensione di pascoli e prati e i vari tipi forestali danno luogo ad assetti paesaggistici che si caratterizzano per livelli di*

gradimento assai eterogenei e ai quali gli individui possono conseguentemente attribuire valori assai diversi."⁹.

Volendo seguire l'approccio proposto dagli autori citati è necessario procedere ad un'analisi spaziale del territorio della Val Boite per poi attribuire ad ogni zona un valore monetario che ne rispecchia le caratteristiche qualitative.

3.3.2 I sistemi informativi geografici

I sistemi informativi geografici (in inglese Geographic Information System, da cui la sigla GIS) vengono definiti come *"l'insieme di una serie di strumenti software per acquisire, memorizzare, estrarre, trasformare e visualizzare dati spaziali dal mondo reale"*¹⁰ consentendo così di associare ad ogni elemento geografico delle descrizioni alfanumeriche. Gli autori, che si sono occupati di valutare diversi servizi ecosistemici sulla base di una analisi di tipo spaziale del territorio indagato, hanno fatto ricorso spesso a questo tipo di software il cui utilizzo è ormai molto diffuso. L'obiettivo del lavoro è evidenziare la distribuzione di valore nel territorio in esame per fornire una base a successive valutazioni monetarie; per perseguire tale obiettivo è stato utilizzato un software GIS, IDRISI 16.0, per procedere all'analisi spaziale della Valle. Alla luce della letteratura esaminata (vedi par.3.3.1) si è proceduto in primo luogo all'analisi della qualità visiva per poi analizzare la fruibilità della zona ed infine le due mappe ottenute sono state aggregate per ottenere la mappa finale della distribuzione di valore, considerando i due criteri di visibilità ed accessibilità. Si cercherà ora di spiegare le operazioni condotte con il GIS per poter poi analizzare al meglio i risultati.

I dati utilizzati per questo lavoro sono stati forniti dalla Regione Veneto, in particolare dall'Unità di Progetto Foreste e Parchi che ha messo a disposizione i dati utili relativi alla Valle del Boite (informazioni e metadati riportati in Appendice A). Tutte le operazioni effettuate con il GIS sono state memorizzate e salvate in diverse macro così da rendere semplice e veloce la replica dei processi (tutte le macro utilizzate sono riportate in Appendice B).

L'ANALISI DELLA QUALITÀ VISIVA

Per l'analisi della qualità visiva è stato utilizzato lo strumento *Viewshed* di IDRISI che determina le celle visibili da uno o più punti di osservazione situati su una superficie, senza però considerare l'altezza della vegetazione: il comando è stato applicato alla mappa del modello digitale del terreno (Digital Terrain Model, DTM) e sono stati considerati, come punti di osservazione, i sentieri, le strade e le vie forestali. Lo strumento crea delle mappe in cui vengono evidenziate le aree che possono essere

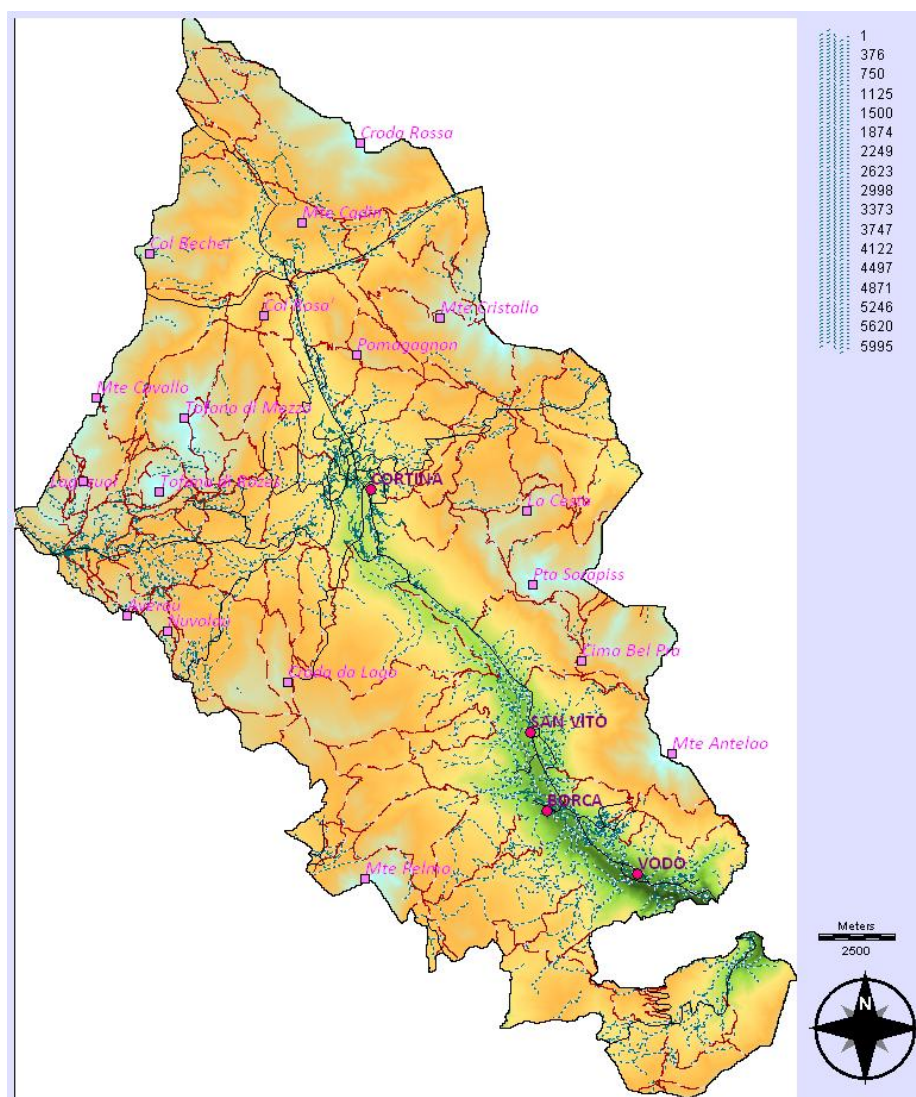
⁹ Thiene, M., Scarpa, R., Tempesta, T. (2006), I modelli ad utilità stocastica e la valutazione del paesaggio nelle aree montane, in Tempesta T. e Thiene M., *Percezione e valore del paesaggio*, FrancoAngeli, Milano.

¹⁰ Burrough, P.A. (1986). Principles of geographical information systems for land resources assessment. Clarendon Press, Oxford.

viste da ogni singolo punto dei sentieri, strade e vie forestali, considerando un raggio di 10000 metri (Baerenklau et al. (2010) utilizzano un raggio di 30 chilometri mentre Chen et al. (2009) utilizzano un raggio di 5 chilometri) e un'altezza dell'osservatore di 1.70 metri, considerando l'altezza media di una persona adulta, come suggerito da Baerenklau et al. (2010). Si ottengono così tre mappe, cui è stata successivamente modificata la scala passando da una scala 0-1 ad un'altra che considera l'intervallo 0-255, più comunemente utilizzato in contesti GIS. È evidente che, considerando un raggio di 10 km, dai punti di osservazione posti in prossimità dei confini della zona considerata risultano visibili celle che ricadono al di fuori dei confini della Valle del Boite. Per eliminare dalla mappa le zone che non fanno parte della Valle è stato effettuato un overlay moltiplicativo: ciascuna delle tre mappe è stata moltiplicata per una mappa, denominata mask01, che assegna valore unitario al territorio della Valle del Boite e valore zero a tutta la zona circostante al di fuori dei confini.

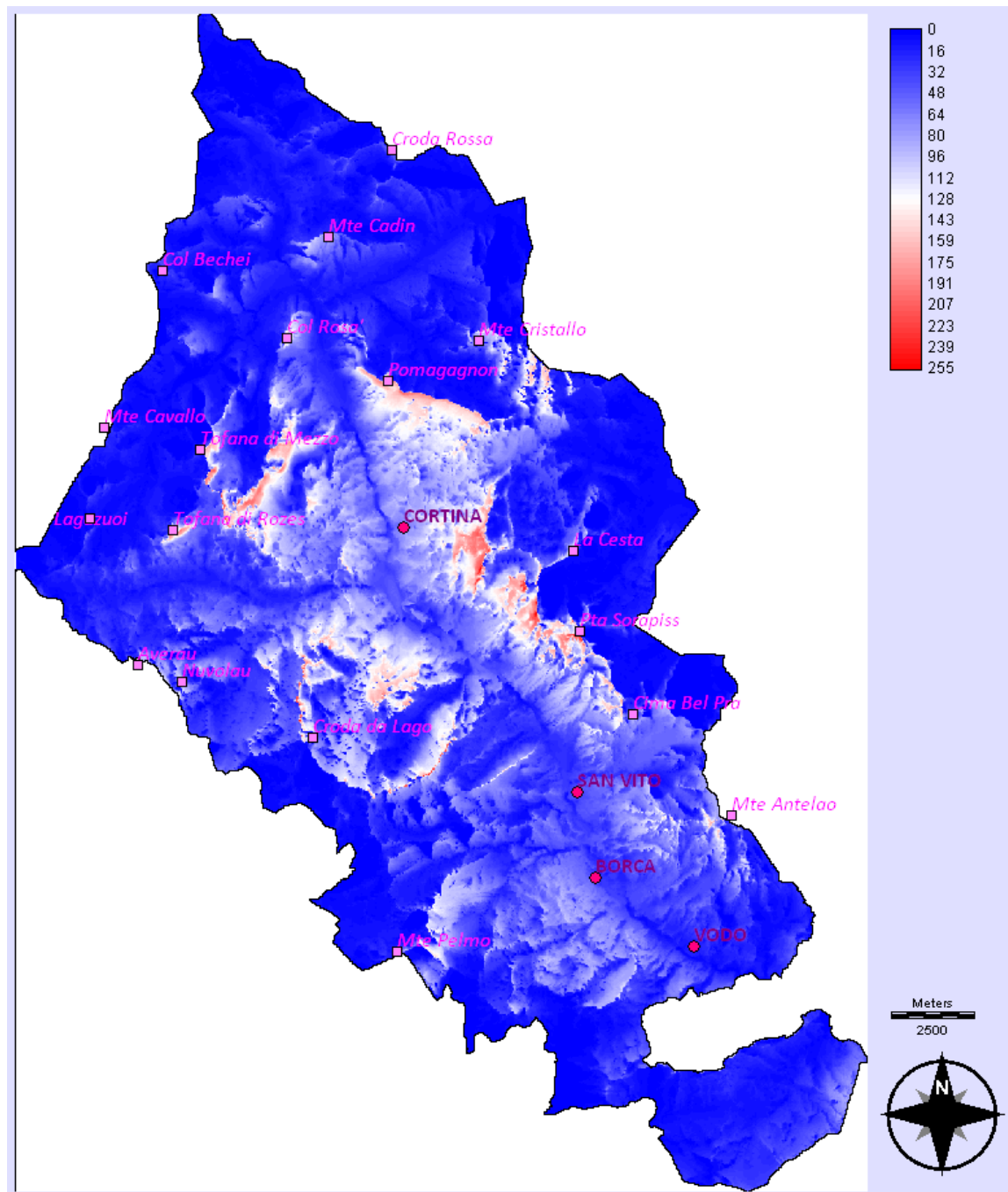
La figura 8 mostra la rete stradale, evidenziata in nero, che attraversa la Valle del Boite dove è ben visibile la statale Alemagna che attraversa i vari comuni; in ciano sono tracciate le vie forestali utilizzate spesso per le escursioni in mountain bike mentre i tratti rossi rappresentano la rete sentieristica della zona.

Figura 8: Rete viaria in Val Boite. In nero le strade, in ciano le vie forestali ed in rosso i sentieri.



Le tre mappe così ottenute sono state aggregate utilizzando lo strumento di supporto alle decisioni per la valutazione multi-criteriale (Multi-Criteria Evaluation, *MCE*) selezionando l'opzione di combinazione lineare pesata (Weighted Linear Combination, *WLC*) e assegnando un pari peso di 1/3 a tutte e tre le mappe. Non è stato individuato nessun criterio che permettesse di considerare l'incidenza maggiore di sentieri piuttosto che di strade o vie forestali: un possibile sviluppo del lavoro consiste nell'indagare le preferenze dei fruitori della zona per provare a stimare il modello assegnando pesi diversi alle diverse categorie di punti di osservazione. La mappa della visibilità ottenuta, denominata VB-view-mce256 è riportata in figura 9.

Figura 9: Mappa della visibilità, VB-view-mce256



La mappa dell'uso del suolo, invece, indica l'utilizzo che viene fatto delle diverse celle: nell'originale fornito dalla regione, ad ogni categoria viene assegnato un codice numerico identificativo a cinque cifre. Questa mappa è stata riclassificata e la tabella 3 riporta il codice identificativo, la categoria di uso ed il nuovo coefficiente, assegnato sulla base del senso comune ma anche considerando il lavoro proposto da Burkhard et al. (2010).

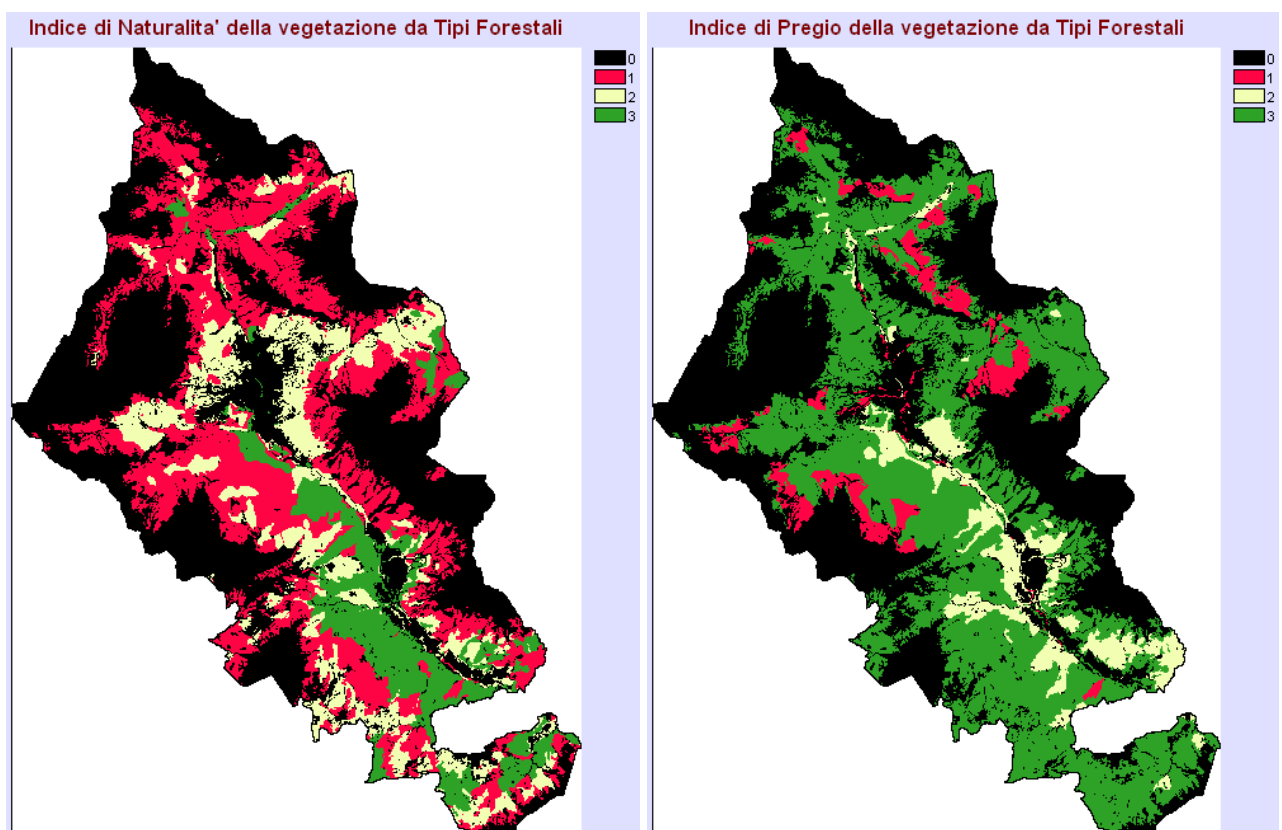
Tabella 3: la riclassificazione della mappa dell'uso del suolo.

CODICE NUMERICO	COPERTURA	NUOVO COEFFICIENTE
Da 11000 a 12000	Tessuto urbano e strutture residenziali	0.17
Da 12000 a 13000	Aree destinate ad attività industriali, servizi pubblici, militari	0.08
Da 13000 a 15000	Aree verdi, aree destinate ad attività sportive ricreative	0.25
Da 23000 a 30000	Prati	0.83
Da 30000 a 32000	Boschi di latifoglie, aceri-frassineto, alneta, faggeta montana, saliceti, lariceto, larici-cembreto, pecceta, pineta, piceo-faggeto	0.50
Da 32100 a 32200	Malghe e pascoli	0.67
Da 32200 a 33000	Arbusteto, mugheta	0.33
Da 33200 a 33210	Rocce nude	0.83
Da 33210 a 33220	Gretti e letti di fiumi e torrenti	0.40
Da 33220 a 33230	Piste da sci e linee di impianti di risalita	0.17
Da 33230 a 33240	Ghiaioni	0.33
Da 33300 a 33400	Aree a vegetazione rada	0.42
Da 33500 a 33600	Ghiacciai e nevi perenni	1.00
Da 51110 a 51120	Fiumi, torrenti e fossi	0.42
Da 51210 a 51220	Bacini senza manifeste utilizzazioni produttive	0.50

Sulla base del framework di analisi di Burkhard (Burkhard et al., 2010) che esamina il contributo delle componenti paesaggistiche alla fornitura di servizi ecosistemici e sulla base di assunzioni ritrovate in diversi studi di analisi spaziale (Abildtrup et al., 2011; Bellù & Cistulli, 1997; Bunruamkaew & Murayama, 2011; González et al., 2010; Scarpa et al., 2000a, 2000b; Tempesta & Thiene, 2003; Termansen et al., 2004) si è deciso di assegnare il valore più elevato a zone perennemente innevate e ai ghiacciai, valore elevato è stato assegnato anche ai prati e alle rocce nude, considerate la caratteristica più apprezzata delle Dolomiti, le varie tipologie di copertura boschiva hanno un valore intermedio mentre leggermente superiore è il valore assegnato alle malghe e ai pascoli. I valori più bassi sono stati assegnati agli insediamenti industriali e residenziali, nonché a piste da sci e linee di impianti di risalita, che potrebbero disturbare la vista.

A questo punto, la mappa dell'uso del suolo riclassificata è stata migliorata includendo nell'analisi la mappa dell'indice di naturalità¹¹ e la mappa del pregio vegetazionale¹². Diversi autori hanno sottolineato come le persone, trovandosi in un ambiente montano, siano inclini a preferire alberi più vecchi (Scarpa et al., 2000b; Wing & Johnson, 2001; Zandersen et al., 2007) ed ambienti ad elevato grado di naturalità (Tempesta, 2005), ma sono numerosi anche gli studi che hanno indagato le preferenze dei fruitori per l'una o l'altra specie vegetale (Abildtrup et al., 2011; Bujosa Bestard & Font, 2009; Burkhard et al., 2010). Per inserire questi elementi nell'analisi della qualità visiva sono state utilizzate le mappe riportate in figura 10.

Figura 10: Mappa dell'indice di naturalità e mappa del pregio vegetazionale.



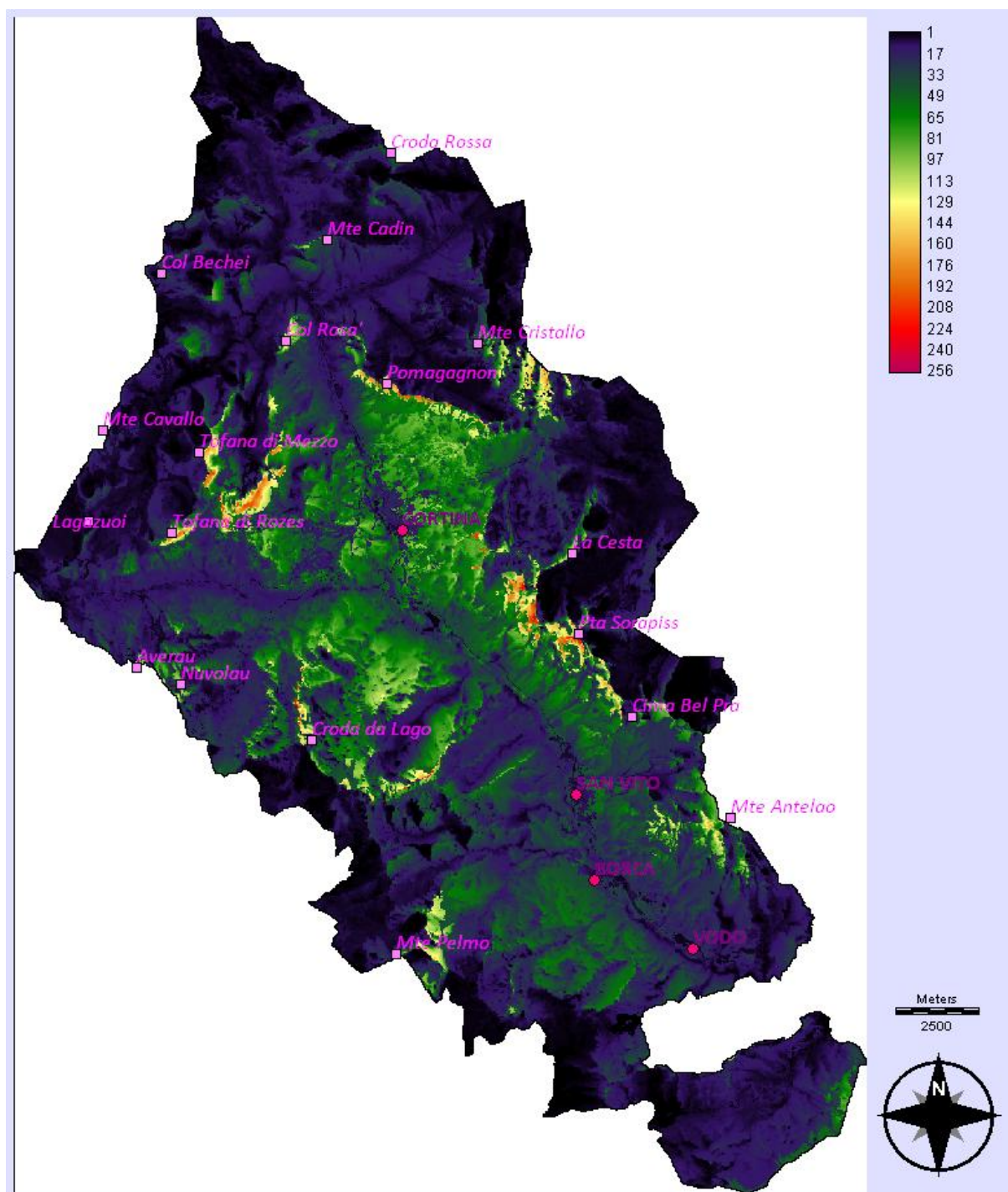
¹¹ Per indice di naturalità si intende la differenza tra lo stato attuale e quello che dovrebbe esserci qualora l'uomo non avesse esercitato alcuna attività.

¹² Per pregio vegetazionale si intende l'importanza fitogeografica dell'unità.

Queste mappe, nella versione originale fornita dalla Regione, presentano una scala di punteggio in cui il valore più basso viene assegnato alle aree di maggior pregio e ad elevata naturalità mentre il valore più alto rappresenta zone a vegetazione di poco pregio e con un basso indice di naturalità. Per coerenza con le altre mappe, queste sono state riclassificate su una scala da 0 a 0.03, dove un punteggio più basso corrisponde anche ad un valore di naturalità e pregio più basso.

Le tre mappe (uso del suolo, naturalità e pregio vegetazionale) sono state aggregate e poi moltiplicate per la mappa della visibilità creata prima: il risultato è una mappa, VB-ViewQual256 (figura 11) che mostra le celle più e meno visibili dai punti dei sentieri, strade e vie forestali e la qualità visiva di queste celle, secondo i parametri del pregio della vegetazione, della naturalità ed i criteri stabiliti dai coefficienti assegnati alle diverse tipologie di uso del suolo.

Figura 11: Mappa finale della qualità visiva, VB-ViewQual256

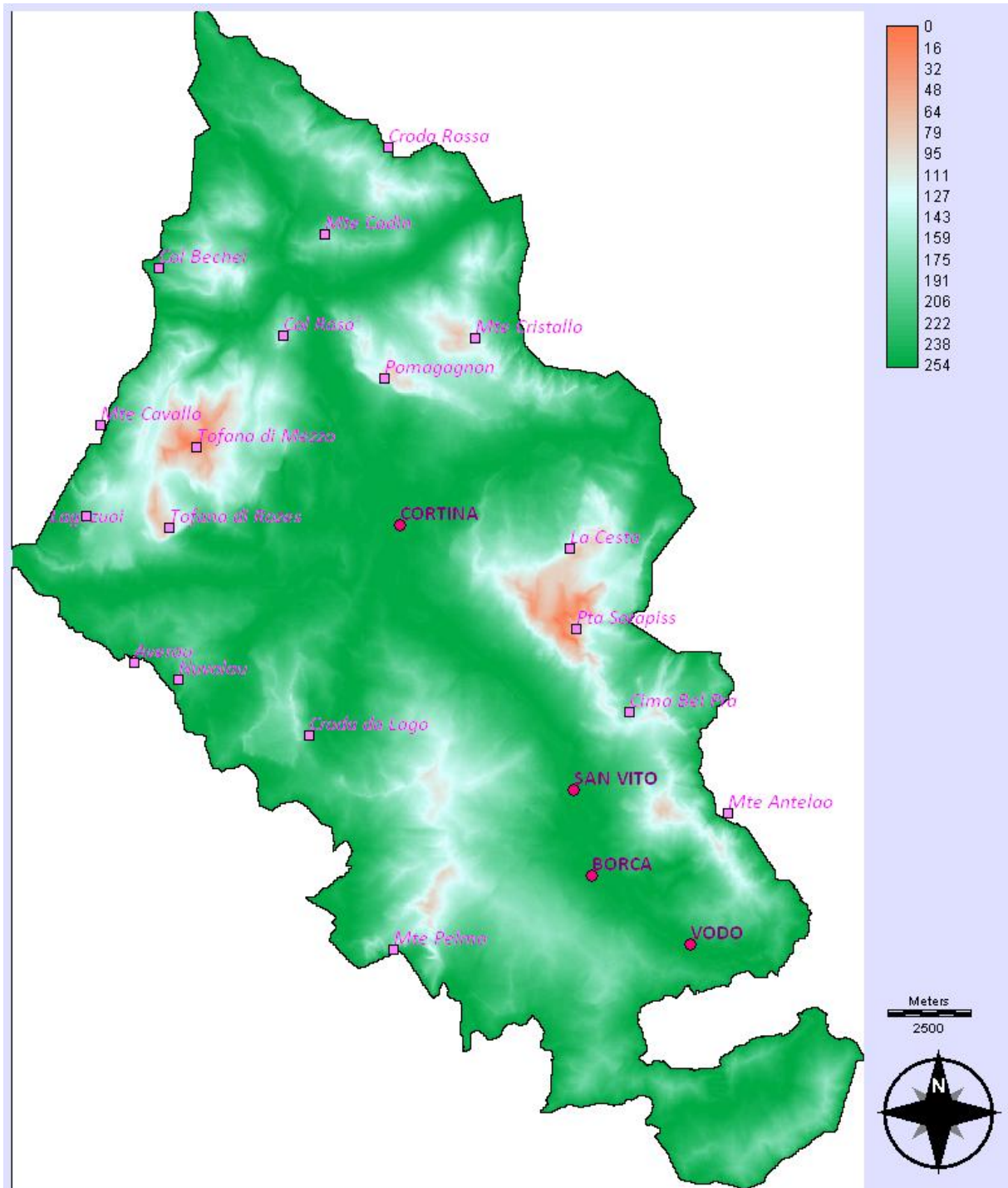


L'ANALISI DELLA FRUIBILITÀ

Una volta evidenziate le zone che, in base ai parametri scelti, risultano essere di maggiore qualità visiva, occorre determinarne la fruibilità per valutare se e con quanto sforzo le persone riescono a

raggiungere queste aree di pregio estetico. Per questo è stata creata la mappa della fruibilità (VB-costdist256-2 in figura 12)

Figura 12: Mappa della fruibilità, VB-costdist256-2



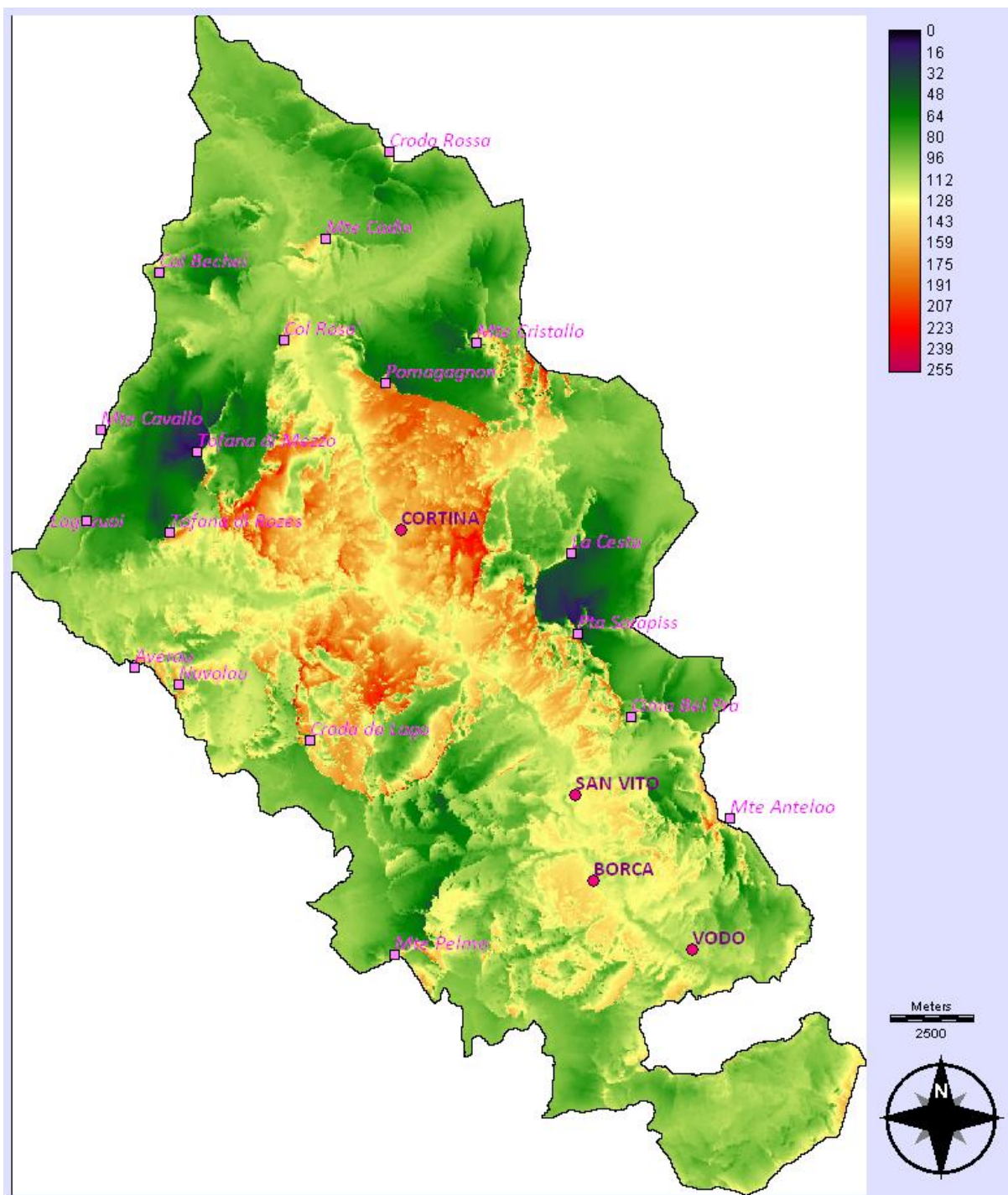
In un primo momento sono stati considerati tutti i percorsi che un fruitore può compiere, quindi sono stati analizzati, come punti di partenza, strade, sentieri e vie forestali; successivamente si è deciso di delimitare l'analisi alle sole strade in considerazione di alcuni elementi: la montagna è frequentata

da persone di diverse fasce d'età e probabilmente le più anziane non si addentrano nei sentieri che richiedono molte ore di cammino, inoltre da alcune indagini condotte da Tempesta nelle zone delle Dolomiti Bellunesi emerge che il territorio è molto frequentato anche da turisti giornalieri che decidono di godere dello spettacolo offerto dalle Dolomiti senza necessariamente volere accingersi in pratiche sportive di trekking o mountain bike, anzi prediligendo attività di pic-nic che non consentono di allontanarsi troppo dall'auto dovendo portare con sé la pesante attrezzatura (Tempesta, 1999, 2005; Tempesta & Thiene, 2000, 2003). Nella seconda formulazione, quindi, è stata considerata solo la rete stradale: sulla mappa DTM sono stati calcolati pendenza ed aspetto (direzione verso la quale è rivolta la massima pendenza) tramite l'utilizzo dello strumento *Surface* che permette di determinare la pendenza di ogni cella in base alla risoluzione e ai valori delle celle vicine poste sopra, sotto, a destra e a sinistra della cella considerata. Alla mappa così ottenuta viene applicato lo strumento *Cost* nella variante *Cost push* per determinare la distanza considerata come il costo, in termini di sforzo e fatica, per muoversi su una superficie ripida. Sono state poi effettuate le comuni operazioni di riclassificazione per passare dalla scala 0-1 a quella 0-255 e la moltiplicazione per la mappa Mask01 per eliminare le interferenze delle aree esterne alla Valle. Da una prima lettura della mappa della fruibilità si può notare che i picchi delle Tofane, del monte Cristallo e del Pelmo così come la Punta Sorapiss sono i luoghi meno accessibili perché più lontani dalle strade e perché lo sforzo richiesto dalle pendenze.

LA MAPPA FINALE DI INTEGRAZIONE FRA FRUIZIONE E VISIBILITÀ

L'ultimo passaggio da compiere è l'integrazione delle due mappe ottenute per stimare la distribuzione del valore ricreativo della Valle del Boite, sotto l'ipotesi che il valore ricreativo di un'area montana sia determinato dalla qualità estetica e visiva della zona e dalla facilità con cui è possibile fruire di tali bellezze paesaggistiche. Il problema che si è presentato riguarda la scelta dei pesi da assegnare ai due criteri, qualità visiva e fruibilità. Nella letteratura esaminata non è stata trovata indicazione sul peso diverso di qualità visiva e fruibilità, alcuni ipotizzano che contribuiscano entrambe in ugual modo al reddito annuale del settore turistico (Chen et al., 2009) mentre altri, anche se in contesti diversi da quello alpino, attribuiscono un peso molto maggiore alla visibilità (Bunruamkaew & Murayama, 2011). Per la zona esaminata, si è deciso di assegnare coefficiente 0.67 alla qualità visiva e 0.33 alla fruibilità: tale scelta è dettata dall'idea che probabilmente le persone che si recano in Val Boite riescono a godere della bellezza delle Dolomiti anche senza raggiungerne le vette. L'integrazione delle mappe così pesate è stata effettuata con lo strumento *MCE* ed ha portato alla mappa finale della distribuzione del valore ricreativo nella Val Boite, riclassificata su scala 0-255 e ripulita dalle interferenze esterne (VB-Val-MCE256 in figura 13)

Figura 13: Mappa finale dall'integrazione di fruibilità e qualità visiva, VB-Val-MCE256



3.4 Risultati e possibili sviluppi

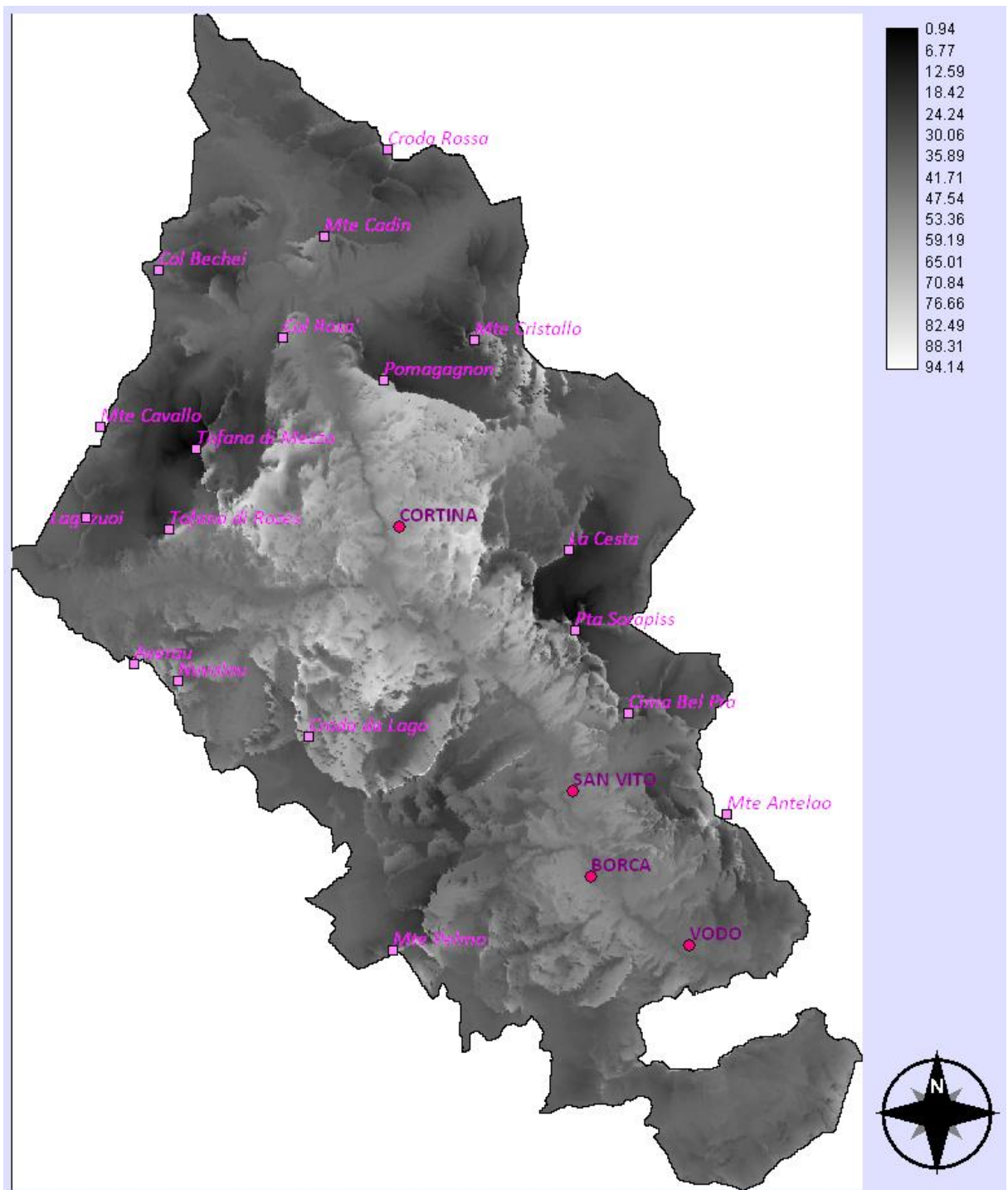
Soffermandosi ad analizzare la mappa riportata in figura 13 è possibile evidenziare alcuni risultati: le zone di colore rosso rappresentano le aree con un elevato valore ricreativo dato dalla loro elevata qualità visiva e dalla facilità con cui è possibile raggiungere tali zone, mentre in verde ed in blu le zone da considerare di scarso valore ricreativo. La zona di maggior valore corrisponde alla conca di Cortina e questo risultato è coerente con le aspettative: il comune di Cortina, infatti, sorge in una zona ampia della Valle del Boite consentendo così ai fruitori una visuale molto vasta del paesaggio circostante; inoltre la zona meridionale che risulta di minor valore coincide con una zona a bassissima naturalità per la presenza anche di insediamenti industriali. Le zone di colore blu evidenziano l'assenza di valore ricreativo, ma nel caso in esame questo risultato può essere imputato al fatto che le zone risultano poco visibili perché nascoste dai massicci delle Tofane e del Sorapiss.

Questo lavoro vuole presentare l'utilizzo di un approccio spaziale per la valutazione economica dei servizi ecosistemici, ma non può rappresentare un'analisi esaustiva perché ulteriori sviluppi sono possibili. In primo luogo, nell'analisi della qualità visiva è stato utilizzato lo strumento MCE ipotizzando che strade, sentieri e vie forestali avessero tutte lo stesso peso pari a 1/3 ma è possibile ripetere l'analisi assegnando pesi diversi per vedere l'effetto che si ottiene sulla mappa finale. I pesi potrebbero anche essere assegnati sulla base di interviste attraverso cui si indagano le attività ricreative svolte dai fruitori della Val Boite. In questo modo sarebbe possibile individuare la tipologia di percorso preferita e considerare tale preferenza sia nell'assegnazione dei pesi in sede di analisi visiva, sia nel decidere il percorso da inserire nell'analisi di fruibilità. Per quanto riguarda poi i parametri scelti per determinare la qualità visiva, è possibile ampliare l'insieme di criteri da considerare: in questo caso si è voluto limitare l'analisi ai criteri già utilizzati in studi precedenti sugli ambienti montani ma è certamente possibile allargare la sfera di indagine anche ad altri elementi, quali ad esempio la presenza di aree protette e parchi, di specie animali di particolare pregio, la densità di sentieri e rifugi, la presenza di parcheggi e di strutture ricettive. Se si considera poi l'assegnazione dei coefficienti alle diverse tipologie di uso del suolo, questa operazione potrebbe essere effettuata sulla base del parere di esperti della zona in grado di esprimere giudizi di valore sia complessivi sia articolati in categorie quali valore floristico, valore vegetazionale, valore paesaggistico, ecc (Regione del Veneto, 2011). I giudizi degli esperti potrebbero anche essere confrontati con le preferenze dei fruitori della montagna raccolte con questionari somministrati in loco. Infine, l'esercizio svolto può essere ripetuto modificando i pesi assegnati alla mappa della visibilità e della fruibilità per vedere come cambia la distribuzione del valore ricreativo al variare dei pesi.

3.5 Conclusioni

Come si nota nella figura 13, il territorio della Val Boite racchiude in sé una vasta zona, corrispondente alla conca di Cortina, di elevato valore per il servizio ricreativo che offre: chi si reca in queste zone può godere, gratuitamente, di paesaggi di unica bellezza che spesso trasmettono sensazioni di tranquillità e relax. Nel primo capitolo è stato introdotto il concetto di pagamento per i servizi ecosistemici, che prevede una valutazione monetaria del servizio in esame per poi poter implementare, se necessario, uno schema di pagamento. Per il servizio ricreativo offerto dalla Val Boite la scelta del metodo di valutazione è ricaduta sul Benefit Transfer: è una metodologia utilizzata sempre più spesso perché non prevede un significativo impiego di tempo e risorse, come invece accade per gli altri metodi dove è necessario effettuare un nuovo studio. Il valore del lavoro che è stato eseguito risiede nell'analisi spaziale che è stata compiuta, che fornisce una base da cui partire per altri eventuali studi di valutazione monetaria. Volendo comunque fornire un'idea dell'ordine di grandezza cui si fa riferimento quando si parla di valore del servizio ricreativo, sono stati esaminati due studi: il primo riguarda un'indagine condotta in Trentino, nella zona della Val di Fassa, simile per conformazione paesaggistica al territorio della Val Boite, dove con una valutazione contingente, è stato stimato il valore medio per ettaro dei servizi turistico-ricreativi nella stagione estiva. Il risultato ottenuto assegna un valore di € 40.47 per ettaro (Notaro et al., 2008). Il secondo studio considerato è di Tempesta (2003) che analizza la domanda di servizi ricreativi da parte della popolazione veneta sul territorio montano veneto. Il metodo utilizzato per la stima del valore monetario di 17 massicci montuosi presenti in Veneto è il metodo del costo di viaggio, con il quale si arriva a determinare un intervallo di valore tra 41 €/ha e 47 €/ha. È evidente che questi dati non sono sufficienti per fornire una valutazione economica esaustiva del servizio ricreativo ma possono rappresentare un valore minimo da cui partire per altri possibili sviluppi. I risultati potrebbero essere affinati ampliando l'analisi con una valutazione contingente così da integrare l'analisi spaziale con un'analisi delle preferenze dei fruitori. La figura 14 mostra la distribuzione del valore ricreativo su scala monetaria.

Figura 14: Mappa della distribuzione dei valori monetari per ettaro



APPENDICE A: I METADATI

IDENTIFICAZIONE	
Titolo della risorsa	Mappa dell'uso del suolo della Val Boite
Identificativo	uso_suolo_2007
Abstract della risorsa	Mappa contenente le tipologie di uso del suolo presenti in Val Boite. Dati rilevati nel 2006, mappa disponibile dal 2007. Ad ogni tipologia di uso del suolo è assegnato un codice numerico di 5 cifre.
Lingua della risorsa	Italiano
Formato della risorsa	Shapefile
PARTE RESPONSABILE	
Azienda	Regione del Veneto
Email	daniele.savio@regione.veneto.it
Data di consegna della risorsa	29 marzo 2012

IDENTIFICAZIONE	
Titolo della risorsa	Carta della rete viaria della Val Boite
Identificativo	VIAFOR_CM_BOITE_01012011
Abstract della risorsa	Tracciato della rete stradale della Val Boite a gennaio 2011
Lingua della risorsa	Italiano
Formato della risorsa	Shapefile
PARTE RESPONSABILE	
Azienda	Regione del Veneto
Email	daniele.savio@regione.veneto.it
Data di consegna della risorsa	29 marzo 2012

IDENTIFICAZIONE	
Titolo della risorsa	Modello digitale del terreno, DTM
Identificativo	Grid2
Abstract della risorsa	Mappa rappresentante il modello digitale del terreno della Val Boite
Lingua della risorsa	Italiano
Formato della risorsa	Shapefile
PARTE RESPONSABILE	
Azienda	Regione del Veneto
Email	daniele.savio@regione.veneto.it
Data di consegna della risorsa	29 marzo 2012

IDENTIFICAZIONE	
Titolo della risorsa	Carta Regionale dei tipi forestali: documento base
Identificativo	CFR_CM_Boite
Abstract della risorsa	Mappa dei tipi forestali, comprende gli attributi dell'indice di naturalità (I_nat) ¹³ e del pregio vegetazionale (Preg_veg) ¹⁴ , contiene i codici di classificazione FRA2000, Natura2000 e EUNIS ¹⁵
Lingua della risorsa	Italiano
Formato della risorsa	Shapefile
PARTE RESPONSABILE	
Azienda	Regione del Veneto
Email	sergio.zen@regione.veneto.it
Data di consegna della risorsa	11 maggio 2012

¹³ Indice di naturalità: differenza tra lo stato attuale e quello che dovrebbe esserci qualora l'uomo non avesse esercitato alcuna attività

¹⁴ Pregio vegetazionale: importanza fitogeografica dell'unità

¹⁵ Secondo i criteri dei Forest Resources Assessment è da considerare bosco quel territorio di estensione minima di 5000 m² dove la copertura minima della componente arborea è del 10 % (secondo la legge regionale del 1978, modificata nel 2005, la superficie minima cartografabile è di 2000 m² e la copertura minima arborea del 30%). Natura2000 è una rete di Siti di Interesse Comunitario creata dall'Unione Europea per la protezione e la conservazione degli habitat. La rete Natura è stata adottata con la direttiva CE/92/43. EUNIS sta per European Nature Information System ed è una classificazione proposta a livello europeo per l'inquadramento della vegetazione dell'Unione.

APPENDICE B: LE MACRO UTILIZZATE IN IDRISI

Macro 1: Creazione mappa viewshed da strade, sentieri, vie forestali

```
REM creazione mappe viewshed
REM sentieri
viewshed x DTM_ValBoite*VB-sentieri*10000*1.7*VB-View-sentieri*2
REM strade
viewshed x DTM_ValBoite*VB-Strade*10000*1.7*VB-View-strade*2
REM Viabilita' forestale
viewshed x DTM_ValBoite*VB-ViaFor*10000*1.7*VB-View-viafor*2

REM creazione mappe viewshed a 8 bit
REM sentieri
reclass x I*VB-View-sentieri*VB-tmp*1*0*1*255*1
overlay x 3*VB-tmp*VB-mask01*VB-ViewSent256
REM strade
reclass x I*VB-View-strade*VB-tmp*1*0*1*255*1
overlay x 3*VB-tmp*VB-mask01*VB-ViewStra256
REM Viabilita' forestale
reclass x I*VB-View-ViaFor*VB-tmp*1*0*1*255*1
overlay x 3*VB-tmp*VB-mask01*VB-ViewViafor256

REM aggregazione mappe
mce x VB-View-MCE*view-mce
reclass x I*VB-View-MCE*VB-tmp*1*0*max*255*1
overlay x 3*VB-tmp*VB-mask01*VB-View-MCE256
convert x 1*VB-View-MCE256*VB-View-MCE256*3*2*2
```

Macro 2: MCE per aggregare mappe, valore 1/3 a ciascuna

```
1
3
VB-MASK01
VB-VIEW-SENTIERI
0.34
VB-VIEW-STRADE
0.33
VB-VIEW-VIAFOR
0.33
```

Macro 3: riclassificazione mappa uso del suolo

```
0.17 11000 12000
0.08 12000 13000
0.25 13000 15000
0.83 23000 30000
0.50 30000 32000
0.67 32100 32200
0.33 32200 33000
0.83 33200 33210
0.40 33210 33220
0.17 33220 33230
0.33 33230 33240
0.42 33300 33400
1.00 33500 33600
0.42 51110 51120
0.50 51210 51220
-9999
```

Macro 4: riclassificazione mappa indice di naturalità e mappa pregio vegetazionale

```
0.03 1 2
0.02 2 3
0.01 3 100
-9999
```

Macro 5: Mappa della qualità visiva

```
REM qualità visiva

reclass x I*uso_suolo_2007_CODICE_NUM*VB-
ValUso*3*RCL-USO-1*2
reclass x I*Pregio_veg*VB-PregioVeg*3*RCL-qual*2
reclass x I*Indice_nat*VB-IndiceNat*3*RCL-qual*2

overlay x 1*VB-PregioVeg*VB-ValUso*tmp1
overlay x 1*VB-IndiceNat*tmp1*VB-ValUso-q

overlay x 3*VB-View-MCE256*VB-ValUso-q*tmp2

reclass x I*tmp2*VB-ViewQual256*1*0*max*255*1
```

Macro 6: Mappa della fruizione, considerando strade, sentieri e vie forestali

```
REM creazione mappe fruizione

REM pendenza
surface x 3*DTM_ValBoite*VB-slope*VB-aspect*p
REM percorsi
overlay x 7*VB-Sentieri*VB-Strade*TMP
overlay x 7*VB-ViaFor*TMP*VB-Percorsi
costpush x VB-Percorsi*VB-Slope*VB-costdist

REM creazione mappa costdist a 8 bit
reclass x I*VB-costdist*VB-tmp*1*0*max*255*1
scalar x VB-TMP*VB-TMP1*2*256
scalar x VB-TMP1*VB-TMP2*3*-1

overlay x 3*VB-tmp2*VB-mask01*VB-costdist256
```

Macro 7: Mappa della fruizione, considerando solo le strade

```
REM creazione mappe fruizione solo
strade

REM pendenza
surface x 3*DTM_ValBoite*VB-
slope*VB-aspect*p
REM percorsi
costpush x VB-strade*VB-Slope*VB-
costdist2

REM creazione mappa costdist a 8 bit
reclass x I*VB-costdist2*VB-
tmp*1*0*max*255*1
scalar x VB-TMP*VB-TMP1*2*255
scalar x VB-TMP1*VB-TMP2*3*-1
```

Macro 8 e 9: MCE per aggregare mappe, valore 2/3 a visibilità e valore 1/3 a fruizione, creata nelle due varianti

```
1
2
VB-MASK01
VB-VIEW-MCE256
0.67
VB-COSTDIST256
0.33
```

```
1
2
VB-MASK01
VB-VIEW-MCE256
0.67
VB-COSTDIST256-2
0.33
```

Macro 10 e 11: Mappa finale di integrazione della qualità visiva e della fruizione, con le due varianti della mappa della fruizione

```
REM creazione mappa di integrazione fra fruizione e visibilita'  
  
REM aggregazione mappe  
mce x VB-Val-MCE*Val-mce  
reclass x I*VB-Val-MCE*tmp*1*0*max*255*1  
overlay x 3*tmp*VB-mask01*VB-Val-MCE256
```

```
REM creazione mappa di integrazione fra fruizione e visibilita' versione 2  
  
REM aggregazione mappe  
mce x VB-Val-MCE-2*Val-mce2  
reclass x I*VB-Val-MCE-2*tmp*1*0*max*255*1  
overlay x 3*tmp*VB-mask01*VB-Val-MCE256-2
```

Macro 12: creazione mappa su scala monetaria

```
REM creazione mappa di integrazione fra fruizione e visibilita'  
versione 3  
  
REM aggregazione mappe  
mce x VB-Val-MCE-2*Val-mce2  
reclass x I*VB-Val-MCE-2*tmp*1*0*max*100*1  
overlay x 3*tmp*VB-mask01*VB-Val-MCE100  
  
REM conversione in valore del singolo pixel di 25 x 25 m (1/16 di ha)  
REM totale valori mappa 0-100 = 27879883  
REM parametro adottato per valore ettaro: 40  
REM totale superficie 40008 ha  
REM totale valore ricreativo stimato 1640320  
scalar x VB-Val-MCE100*VB-Val-EuroPix*3*0.058835  
scalar x VB-Val-EuroPix*VB-Val-EuroHa*3*16  
  
REM estrazione dei valori per tipologia di usi del suolo e statistiche  
reclass x I*uso_suolo_2007_CODICE_NUM*VB-CodUso*3*RCL-USO-cod*2  
extract x VB-CodUso*VB-Val-EuroHa*1*3*Tot-Euro-Uso  
extract x VB-CodUso*VB-Val-EuroHa*1*4*Avg-Euro-Uso  
extract x VB-CodUso*VB-Val-EuroHa*1*6*Range-Euro-Uso
```

BIBLIOGRAFIA

- Abildtrup, J., Olsen, S. B., Garcia, S., & Stenger, A. (2011). Spatial Preference Heterogeneity in Forest Recreation. *Paper prepared for presentation at the EAAE 2011 Congress Change and Uncertainty Challenges for Agriculture, Food and Natural Resources August 30 to September 2, 2011 ETH Zurich, Switzerland.*
- Baerenklau, K. A., González-Cabán, A., Paez, C., & Chavez, E. (2010). Spatial allocation of forest recreation value. *Journal of Forest Economics*, 16(2), 113-126. Department of Environmental Sciences, University of California, Geology Building #2460D, Riverside, CA 92521, United States.
- Bartczak, A., Lindhjem, H., Navrud, S., & Zandersen, M. (2008). Valuing forest recreation on the national level in a transition economy : The case of Poland. *Forest Policy and Economics*, 10(7-8), 467-472.
- Bellù, G., & Cistulli, V. (1997). ECONOMIC VALUATION OF FOREST RECREATION FACILITIES IN THE LIGURIA REGION (ITALY).
- Bernetti, I. (2009). La valutazione della qualità visiva del paesaggio in agricoltura : una proposta basata sulla valutazione multicriteriale geografica. *Pubblicazioni Ce. SET*, 2009, 317-335.
- Bujosa Bestard, A., & Font, A. R. (2009). Environmental diversity in recreational choice modelling. *Ecological Economics*, 68(11), 2743-2750.
- Bunruamkaew, K., & Murayama, Y. (2011). Site Suitability Evaluation for Ecotourism Using GIS & AHP: A Case Study of Surat Thani Province, Thailand. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 21, 269-278.
- Burkhard, B., Kroll, F., & Müller, F. (2010). Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. *Landscape Online*, 1-22.
- Burrough, P.A. (1986). Principles of geographical information systems for land resources assessment. Clarendon Press, Oxford
- Chee, Y. (2004). An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation*, 120(4), 549-565.
- Chen, N., Li, H., & Wang, L. (2009). A GIS-based approach for mapping direct use value of ecosystem services at a county scale: Management implications. *Ecological Economics*, 68(11), 2768-2776. Department of Environmental Science, Zhejiang University, Hangzhou, 310028, China.
- Costanza, R. (2000). Social Goals and the Valuation of Ecosystem Services. *Ecosystems*, 3(1), 4-10.
- Daniel, T. C., Brown, T. C., King, D. A., Richards, M., & Stewart, W. P. (1989). Perceived scenic beauty and contingent valuation of forest campgrounds. *Forest Science*, 35(1), 76-90.
- de Groot, R. S., Wilson, M. a, & Boumans, R. M. . (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393-408.

- Engel, S., Pagiola, S., & Wunder, S. (2008). Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*, 65(4), 663-674.
- Fenech, A., Foster, J., Hamilton, K., & Hansell, R. (2003). Natural capital in ecology and economics: an overview. *Environmental monitoring and assessment*, 86(1-2), 3-17.
- Ferraro, J. P. (2008) Asymmetric information and contract design for payments for environmental services. *Ecological Economics*, 65(4), 810-821.
- Gatto, P., Pettenella, D., & Secco, L. (2009). Payments for forest environmental services: organisational models and related experiences in Italy. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 2(1), 133-139.
- Goio, I., Gios, G., & Pollini, C. (2008). The development of forest accounting in the province of Trento (Italy). *Journal of Forest Economics*, 14(3), 177-196.
- González, R. V., Balteiro, L. D., & Martínez, E. L.-peredo. (2010). Spatial valuation of recreation activities in forest systems : application to province of Segovia (Spain). *Forest Systems*, 19(1), 36-50.
- Gret-Regamey, A., Walz, A., & Bebi, P. (2008). Valuing ecosystem services for sustainable landscape planning in Alpine regions. *Mountain Research and Development*, 28(2), 156-165. Swiss Federal Institute of Technology in Zurich, Institute for Spatial and Landscape Planning, ETH Höggerberg, 8093 Zurich, Switzerland.
- Grêt-Regamey, A, Bebi, P., Bishop, I. D., & Schmid, W. A. (2008). Linking GIS-based models to value ecosystem services in an Alpine region. *Journal of Environmental Management*, 89(3), 197-208. Eidgenössische Technische Hochschule Zürich (ETHZ), ETH Höggerberg, LEP, 8093 Zürich, Switzerland.
- Grêt-Regamey, Adrienne, Bebi, P., Bishop, I. D., & Schmid, W. a. (2008). Linking GIS-based models to value ecosystem services in an Alpine region. *Journal of environmental management*, 89(3), 197-208.
- Grêt-Regamey, Adrienne, & Kytzia, S. (2007). Integrating the valuation of ecosystem services into the Input–Output economics of an Alpine region. *Ecological Economics*, 63(4), 786-798.
- Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R. S., & van Ierland, E. C. (2006). Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*, 57(2), 209-228.
- Kienast, F., Degenhardt, B., Weilenmann, B., Wäger, Y., & Buchecker, M. (2012). GIS-assisted mapping of landscape suitability for nearby recreation. *Landscape and Urban Planning*, 105(4), 385-399.
- Kumar, M., & Kumar, P. (2008). Valuation of the ecosystem services: A psycho-cultural perspective. *Ecological Economics*, 64(4), 808-819.
- Liu, S., Costanza, R., Farber, S., & Troy, A. (2010). Valuing ecosystem services: theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1185, 54-78.
- Loomis, J. B., & Rosenberger, R. S. (2006). Reducing barriers in future benefit transfers: Needed improvements in primary study design and reporting. *Ecological Economics*, 60(2), 343-350.

- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Muñoz-Piña, C., Guevara, A., Torres, J. M., & Braña, J. (2008). Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results. *Ecological Economics*, 65(4), 725-736.
- Musu, I. 2003. *Introduzione all'economia dell'ambiente*. Il Mulino, Bologna.
- Notaro, S., Paletto, A., & Raffaelli, R. (2008). Does forest damage have an economic impact? A case study from the Italian Alps.
- Pagiola, S., Arcenas, A., & Platais, G. (2005). Can Payments for Environmental Services Help Reduce Poverty? An Exploration of the Issues and the Evidence to Date from Latin America. *World Development*, 33(2), 237-253.
- Pearce, D. W. & Turner, R. K. 1991. *Economia delle risorse naturali e dell'ambiente*. Il Mulino, Bologna.
- Pukkala, T., Nuutinenb, T., & Kangasbv, J. (1995). Integrating scenic and recreational amenities into numerical forest planning. *Landscape and Urban Planning*, 32, 185-195.
- Ready, R., Navrud, S., & Day, B. (2004). Benefit Transfer in Europe : How Reliable Are Transfers between Countries? *Environmental & Resource Economics*, 29, 67-82.
- Regione del Veneto, D. U. e P. (2011). *Esercizi di paesaggio*.
- Robertmendelsohn, J. (1991). A Hedonic Travel Cost Analysis for Valuation of Multiple Components of Site Quality : The Recreation Value of Forest Management. *Journal of Environmental Economics and Management*, 21, 275-290.
- Rosenberger, R. S., & Stanley, T. D. (2006). Measurement, generalization, and publication: Sources of error in benefit transfers and their management. *Ecological Economics*, 60(2), 372-378.
- Scarpa, R., Hutchinson, G. W., Chilton, S. M., & Buongiorno, J. (2000a). Reliability of benefit value transfers from contingent valuation data with forest-specific attributes.
- Scarpa, R., Hutchinson, W. G., Chilton, S. M., & Buongiorno, J. (2000b). Importance of forest attributes in the willingness to pay for recreation: a contingent valuation study of Irish forests. *Forest Policy and Economics*, 1(3-4), 315-329.
- Scrinzi, G., & Floris, A. (2000). Featuring and modelling forest recreation in Italy. *Forestry*, 73(2), 173-185.
- Sherrouse, B. C., Clement, J. M., & Semmens, D. J. (2011). A GIS application for assessing, mapping, and quantifying the social values of ecosystem services. *Applied Geography*, 31(2), 748-760. U.S. Geological Survey, Denver Federal Center, P.O. Box 25046, Mail Stop 516, Denver, CO 80225-0046, United States.
- Spash, C. L., & Vatn, A. (2006). Transferring environmental value estimates: Issues and alternatives. *Ecological Economics*, 60(2), 379-388.
- Tempesta, T. (1999). *Turismo ed attività ricreative nel Parco Nazionale delle Dolomiti Bellunesi*.

- Tempesta, T. (2005). *TECNICHE DI VALUTAZIONE MONETARIA E NON MONETARIA DEL PAESAGGIO* (pp. 1-208).
- Tempesta, T., & Thiene, M. (2000). Benefits and costs of tourism and outdoor recreation in the Natural Park of the Ampezzo Dolomites (Veneto-Italy).
- Tempesta, T., & Thiene, M. (2003). *La montagna veneta e la domanda ricreativa della popolazione residente*** (pp. 1-20).
- Tempesta, T. & Thiene, M. 2006. *Percezione e valore del paesaggio*. Franco Angeli, Milano.
- Tempesta, T. 1996. *Criteri e metodi di analisi del valore ricreativo del territorio*. Unipress, Padova.
- Termansen, M., McClean, C. J., & Skov-Petersen, H. (2004). Recreational site choice modelling using high-resolution spatial data. *Environment and Planning A*, 36(6), 1085-1099.
- Turner, R. (2003). Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecological Economics*, 46(3), 493-510.
- Turner, R. K., Morse-Jones, S., & Fisher, B. (2010). Ecosystem valuation: a sequential decision support system and quality assessment issues. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1185, 79-101.
- Van Hecken, G., & Bastiaansen, J. (2010). Payments for ecosystem services: justified or not? A political view. *Environmental Science & Policy*, 13(8), 785-792.
- Venkatachalam, L. (2004). The contingent valuation method: a review. *Environmental Impact Assessment Review*, 24(1), 89-124.
- Vries, S. D., & Goossen, M. (2002). Modelling recreational visits to forests and nature areas. *Urban Forestry & Urban Greening*, 1, 5-14.
- Waldökosysteme, F., Göttingen, U., Reihe, B., Meyerhoff, J., Hartje, V., & Hg, S. Z. (2006). Biologische Vielfalt und deren Bewertung am Beispiel des ökologischen Waldumbaus in den Regionen Solling und Lüneburger Heide, (September).
- Wilson, M. a., & Hoehn, J. P. (2006). Valuing environmental goods and services using benefit transfer: The state-of-the art and science. *Ecological Economics*, 60(2), 335-342.
- Wing, M. G., & Johnson, R. (2001). Quantifying Forest Visibility with Spatial Data. *Environmental management*, 27(3), 411-420.
- Wunder, S. (2005). Payments for environmental services : Some nuts and bolts. CIFOR Occasional Paper No. 42.
- Wunder, S., & Albán, M. (2008). Decentralized payments for environmental services: The cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador. *Ecological Economics*, 65(4), 685-698.
- Zandersen, M., Termansen, M., & Jensen, F. S. (2007). Testing Benefits Transfer of Forest Recreation Values over a Twenty-Year Time Horizon. *Land Economics*, 83(3), 412-440.

SITOGRAFIA

www.ecosystemvaluation.org

www.dolomitiparco.com

www.istitutoladino.it

www.maweb.org

www.regole.it