

TERZO RAPPORTO SULLO STATO DEL CAPITALE NATURALE IN ITALIA

2019

Comitato per il Capitale Naturale



Indice

Executive Summary	11
Raccomandazioni	12
Introduzione	14
1 Il contesto internazionale e il ruolo dell'Italia.....	15
1.1 Il “global deal for nature and people”.....	15
1.2 IPBES global assessment.....	16
Box A: I 18 Contributi della Natura all'Umanità (CNU) – Nature's Contribution to People (NCP).....	17
2 Aggiornamento sui principali lavori internazionali in tema di Capitale Naturale.....	20
3 Il Capitale Naturale e i valori della natura.....	23
Parte I: Misurazione e Dati	28
4 Riepilogo dei dati fisici ed economici presentati nei primi due Rapporti.....	29
5 Il ruolo ecologico ed economico dei Servizi Ecosistemici (SE).....	32
5.1 Le funzioni ecosistemiche.....	32
5.2 Il paradigma dello sviluppo sostenibile forte e l'Agenda 2030.....	33
5.3 Tassonomia dei SE.....	35
5.4 La priorità dei SE di regolazione per la co-pianificazione territoriale.....	40
6 Habitat naturali marini.....	45
6.1 Degrado degli Habitat.....	45
6.2 Costi di Ripristino.....	51
7 La Strategia Marina.....	64
7.1 Il programma di Monitoraggio della Strategia Marina in Italia.....	65
7.2 Attività di monitoraggio del primo ciclo attuativo della Strategia Marina.....	66
BOX B: Le praterie di Posidonia oceanica.....	70
BOX C: Specie non indigene.....	71
BOX D: Rifiuti marini.....	75
8 Impatto delle tempeste di vento sugli ecosistemi forestali: il caso di Vaia.....	79
BOX E: Quantificazione dei danni della tempesta Vaia.....	80
9 Ecosistemi terrestri - Consumo di suolo e artificializzazione degli ecosistemi presenti nei parchi nazionali.....	82
9.1 Contesto strategico di riferimento.....	82
9.2 Consumo di suolo negli ecosistemi presenti nei parchi nazionali.....	82
9.2.1 Aspetti metodologici.....	82
9.2.2 Valutazioni.....	85
9.2.3 Alcune considerazioni generali.....	114
Parte II: Contabilità	115
10 Introduzione agli studi JRC e ISPRA.....	116
11 Un aggiornamento del progetto KIP INCA del JRC per l'Italia.....	117

11.1	Generazione di biomassa agricola (Crop provision).....	118
11.2	Generazione biomassa forestale (Timber provision).....	121
11.3	Regolazione del clima	124
11.4	Controllo del rischio di inondazioni (Flood control)	126
11.5	Dati aggregati	129
12	Nuove valutazioni dei Servizi Ecosistemici in Italia.....	131
12.1	Servizio ricreativo outdoor	131
12.2	Servizio di impollinazione.....	135
12.3	Servizio di regolazione del rischio di alluvioni.....	141
12.4	Servizio di disponibilità idrica.....	144
13	Alcune considerazioni complessive sui lavori JRC e ISPRA.....	147
14	Contabilità ambientale per le Aree Marine Protette	149
14.1	Costi ambientali	151
14.2	Impatti ambientali	152
14.3	Benefici ambientali.....	153
14.4	Bilancio costi-benefici ambientali	155
	Parte III: Policy: Impatto delle politiche sul Capitale Naturale	156
15	Stato dell'arte su dati ed indicatori di sostenibilità per il Capitale Naturale.....	157
16	Pagamenti dei Servizi Ecosistemici	167
17	Gestione dei sistemi diversificati agricolo-forestali e fornitura di SE, in vista della PAC post 2020	175
17.1	Funzione produttiva e funzioni eco-sistemiche nella PAC	175
17.2	PSR agricoltura sostenibile, sistemi agroforestali e cooperazione	176
17.3	Le Misure Agro-Climatiche-Ambientali: tecnica e strategia colturale.....	177
17.4	I sistemi agroforestali: conosciuti ma difficilmente finanziabili.....	179
17.5	Cooperazione per il clima, il paesaggio e la biodiversità: azioni collettive e sviluppo territoriale	180
18	La proposta di nuova Architettura Verde nella Politica Agricola Comune post 2020 e spunti per il futuro Piano Strategico Nazionale 2021-2027	182
18.1	La relazione tra agricoltura e biodiversità.....	182
18.2	L'Architettura Verde nelle proposte di regolamento del 1° giugno 2018	183
	Box C. Esempio aziendale italiano. Il Capitale Naturale unisce la filiera.....	188
19	Capitale Naturale e Servizi Ecosistemici nelle città	189
19.1	Il sistema urbano e i Servizi Ecosistemici. Le aree urbane e la salute dei cittadini.....	191
20	I sussidi dannosi alla biodiversità.....	198
20.1	I ipotesi per l'analisi.....	198
20.2	I driver delle pressioni sulla biodiversità.....	199
20.3	I sussidi dannosi alla biodiversità.....	200

21	L'Ecorendiconto: il quadro delle spese per l'ambiente	203
22	Le imposte ambientali	205
23	Riferimenti Bibliografici.....	209

LISTA ALLEGATI

- A. La proposta di nuova Architettura Verde nella Politica Agricola Comune post 2020 e spunti per il futuro Piano Strategico Nazionale 2021-2027**
- B. Habitat naturali marini**
- C. Consumo di suolo e artificializzazione degli ecosistemi presenti nei parchi nazionali**
- D. Nuove valutazioni dei Servizi Ecosistemici in Italia**
- E. I Sussidi Dannosi alla Biodiversità**

Indice delle Figure

Figura 1 - Trend osservati e proiezioni al 2050.....	16
Figura 2 - Framework stilizzato illustrativo dei diversi approcci dei processi di valutazione. L'IPBES evidenzia che le differenti tipologie di valore devono essere promosse nella fase di decision making.....	20
Figura 3 - I benefici della natura sono anche per la natura non umana.....	25
Figura 4 - I tre livelli di valore del Capitale Naturale.....	26
Figura 5 - Rappresentazione gerarchica dei 17 Sustainable Development Goals – SDGs.....	35
Figura 6 - Evoluzione del concetto di “Servizi Ecosistemici” dal Millennium Ecosystem Assessment in “Contributi della Natura alle Persone” (Nature’s Contributions to People, NCP) proposta nel Global Assessment IPBES.....	37
Figura 7 - Interrelazioni tra le tre diverse categorie.....	39
Figura 8 - Flusso di SE necessari per il funzionamento dell’ecosistema in una Unità Ecologica Funzionale.....	39
Figura 9 - Le diverse opportunità tra servizi di approvvigionamento (es. cibo, legname) e servizi di regolazione (es. manutenzione della qualità del suolo, impollinazione, regolazione dell'acqua).....	40
Figura 10 - Confronto tra SE diretti e indiretti per le diverse tipologie ambientali nelle quattro regioni indagate (Toscana, Emilia Romagna, Marche e Umbria). Il valore è normalizzato (0-1) nelle classi di copertura per l’anno 2017.....	41
Figura 11 – Aree di stoccaggio della CO ₂	42
Figura 12 – Produzione legnosa.....	43
Figura 13 – Produzione agricola.....	43
Figura 14 - Attività condotte in ambito marino: a) acquacoltura (produzione di risorse viventi); (b) pesca a strascico demersale (estrazione di risorse viventi); (c) piattaforme petrolifere (estrazione di risorse non viventi); (d) terminal per container (struttura e infrastruttura costiera marina); e) deflusso del fiume dall'Agricoltura; (f) Turismo / ricreazione.....	45
Figura 15 - Pressioni tipiche negli ambienti marini: (a) abrasione (segni di reti a strascico); (b) input di materia organica (acque di scarico di impianti di acquacoltura); (c) introduzione di specie non indigene (<i>Caulerpa racemosa</i>); (d) rifiuti sulla spiaggia; e) estrazione selettiva di specie (pesci in un sacco a coda di rastrelliera); (f) Soffocamento (giardino di spugne con copertura in rete).....	46
Figura 16 - Contributo relativo del tipo di A) risorsa e B) mappa nel catalogo delle pressioni.....	47
Figura 17 - A) Numero di riferimenti nel catalogo delle pressioni per le sub regioni del Mediterraneo (A) (Mediterraneo Occidentale; Mediterraneo Centrale; Adriatico) e B) tipo di riferimento riportato.....	47
Figura 18 - Mappatura delle attività nel catalogo delle pressioni, ordinate secondo il numero decrescente di dati disponibili.....	48
Figura 19 - Mappatura delle pressioni endogene ed esogene nel catalogo delle pressioni, ordinate secondo il numero decrescente di informazioni.....	48
Figura 20 - Schema concettuale delle diverse azioni possibili nell’ambito del restauro ecologico.....	53
Figura 21 - La gerarchia di mitigazione per la gestione del rischio sulla biodiversità (da CSBI, 2015).	53
Figura 22 - Evitare, minimizzare, restaurare, mitigare (da CSBI, 2015).	55
Figura 23 - Fattori costi-benefici del restauro (basato su Pendleton, 2007)	58
Figura 24 - Cicli di attuazione della Strategia Marina	65
Figura 25 - Mappa delle stazioni di campionamento, suddivise per moduli operativi, utilizzate nel Programma di monitoraggio dalle ARPA costiere nel triennio 2015-2017.....	67
Figura 26 - Mappa delle attività svolte dalle ARPA e dal CNR per moduli operativi relativi agli habitat nel triennio 2015-2017.	68
Figura 27 - Ordinamento dei Parchi Nazionali (e Isola di Pantelleria) in funzione di valori percentuali decrescenti di consumo di suolo (linea in rosso) rispetto all’intera superficie dell’area protetta (barra in azzurro). Vengono inoltre riportati i valori percentuali di consumo di suolo relativi a soli ecosistemi naturali e semi-naturali presenti nelle aree protette (linea in verde).....	86
Figura 28 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale del Gran Paradiso	88
Figura 29 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale della Val Grande	89

Figura 30 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale dello Stelvio.....	90
Figura 31 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale delle Dolomiti Bellunesi.....	91
Figura 32 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale dell'Appennino Tosco Emiliano.....	92
Figura 33 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna.....	93
Figura 34 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale dei Monti Sibillini.....	94
Figura 35 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga.....	96
Figura 36 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale della Majella.....	97
Figura 37 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale dell'Abruzzo, Lazio e Molise.....	98
Figura 38 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale dell'Appennino Lucano - Val d'Agri – Lagonegrese.....	99
Figura 39 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale del Pollino.....	101
Figura 40 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Cilento e Vallo di Diano.....	102
Figura 41 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema delle Cinque Terre.....	103
Figura 42 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema dell'Arcipelago Toscano.....	104
Figura 43 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Circeo.....	105
Figura 44 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Vesuvio.....	106
Figura 45 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema della Sila.....	108
Figura 46 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale dell'Aspromonte.....	109
Figura 47 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale della Maddalena.....	110
Figura 48 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale della Maddalena.....	111
Figura 49 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale del Gargano.....	112
Figura 50 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale dell'Alta Murgia.....	113
Figura 51 - Relazione tra SE e tipo di ecosistema.....	118
Figura 52 - Mappa del contributo dell'ecosistema per la contabilità del servizio di generazione di biomassa agricola (2012).....	119
Figura 53 - Mappa del contributo dell'ecosistema per la contabilità del servizio di generazione di biomassa forestale (2012).....	122
Figura 54 - Flusso effettivo di assorbimento di CO ₂ da parte di dell'ecosistema "boschi e foreste" (2012).....	124
Figura 55 - Flusso effettivo del servizio di regolazione delle inondazioni (2012).....	127
Figura 56 - Esempio di offerta di outdoor recreation per la regione Veneto.....	132
Figura 57 - Esempio di domanda del servizio ricreativo outdoor per la regione Veneto.....	132
Figura 58 - Mappa dell'Uso del Servizio Ricreativo di Outdoor.....	133
Figura 59 - Mappa dell'Uso Monetizzato del Servizio Ricreativo Outdoor.....	134
Figura 60 - Presenza relative di impollinatori (Offerta) per la regione Sicilia.....	136
Figura 61 - Valori dell'Uso normalizzato del servizio di impollinazione.....	136
Figura 62 - Met-Demand monetizzata del servizio di impollinazione.....	139
Figura 63 - Valore dell'uso monetizzato del servizio di impollinazione.....	140
Figura 64 - Offerta del servizio di regolazione del rischio di alluvioni: un esempio per la regione Lazio.....	141
Figura 65 - Potenziale probabilità di Alluvione (FHP) un esempio per la regione Lazio.....	141
Figura 66 - Distribuzione della popolazione interessate dal servizio di regolazione delle alluvioni.....	142
Figura 67 - Distribuzione delle zone residenziali interessate dal servizio di regolazione delle alluvioni.....	142
Figura 68 - Distribuzione delle zone commerciali interessate dal servizio di regolazione delle alluvioni.....	142
Figura 69 - Valore monetario dell'uso del servizio di regolazione delle alluvioni (aree residenziali).....	143
Figura 70 - Valore monetario dell'uso del servizio di regolazione delle alluvioni (aree commerciali/industriali).....	143
Figura 71 - Flusso idrico potenziale.....	146
Figura 72 - Tre principali domini di valutazione dei Servizi Ecosistemici.....	150

Figura 73 - Classificazione e distribuzione delle tipologie di sistemi agroforestali da dati LUCAS.....	180
Figura 74 - La nuova architettura verde della PAC 2021-2027.....	185
Figura 75 - Capacità di abbattimento del PM10 da parte della vegetazione erbacea e dei tre gruppi funzionali della vegetazione forestale (latifoglie decidue, latifoglie sempreverdi e conifere) e relativo valore monetario stimati per il Comune di Roma.....	192
Figura 76 - Capacità di abbattimento dell'O3 da parte della vegetazione erbacea e dei tre gruppi funzionali della vegetazione forestale (latifoglie decidue, latifoglie sempreverdi e conifere) e relativo valore monetario stimati per il Comune di Roma.....	192
Figura 77 - Rappresentazione dell'area analizzata per la stima dell'UHI e del SE di regolazione climatica a livello locale da parte delle IV.....	193
Figura 78 - Cooling capacity stimata per la stagione estiva.....	194
Figura 79 - Temperatura superficiale (LST, °C) campionata lungo il transetto evidenziato in Figura 77.....	195
Figura 80 - Relazione tra politiche pubbliche, pressioni, biodiversità e benessere umano.....	199
Figura 81 - Spesa primaria per l'ambiente: massa spendibile a consuntivo per settore ambientale.....	205
Figura 82 - Gettito delle imposte ambientali (1980-2017).....	206
Figura 83 - Percentuale delle imposte ambientali sul gettito totale e sul PIL.....	207
Figura 84 - Gettito delle imposte ambientali per categoria (valori costanti 2017).....	208

Indice delle Tabelle

Tabella 1 - Numero di pressioni derivanti da ogni attività che operano nei 3 esempi di habitat proposti.....	50
Tabella 2 - Copertura degli habitat <i>Cystoseira</i> , Fanerogame e Coralligeno e percentuale di ricoprimento persi.....	51
Tabella 3 - Tipologie di valori (Pascual et al., 2010).....	59
Tabella 4 - Estensione degli habitat <i>Cystoseira</i> , Fanerogame e Coralligeno, stime del capitale naturale di ciascun habitat, valore del capitale naturale perso lungo le coste italiane.....	62
Tabella 5 - Monitoraggi 2015-2017: metodi di indagine e sforzo di campionamento.....	68
Tabella 6 - Moduli operativi per l'attuazione del Programma di Monitoraggio della Strategia Marina.....	69
Tabella 7 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale del Gran Paradiso.....	87
Tabella 8 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale della Val Grande.....	88
Tabella 9 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale dello Stelvio.....	89
Tabella 10 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale delle Dolomiti Bellunesi.....	90
Tabella 11 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale dell'Appennino Tosco-Emiliano.....	91
Tabella 12 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale delle Foreste Casentinesi.....	92
Tabella 13 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale dei Monti Sibillini.....	94
Tabella 14 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga.....	95
Tabella 15 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale della Maiella.....	96
Tabella 16 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale dell'Abruzzo, Lazio e Molise.....	97
Tabella 17 - Superficie e Suolo consumato del Parco naz. Appennino Lucano Val d'Agri Lagonegrese.....	98
Tabella 18 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale del Pollino.....	100
Tabella 19 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale del Cilento e Vallo di Diano.....	101
Tabella 20 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale delle Cinque Terre.....	103
Tabella 21 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale dell'Arcipelago Toscano.....	104
Tabella 22 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale del Circeo.....	105
Tabella 23 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale del Vesuvio.....	106
Tabella 24 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale della Sila.....	107
Tabella 25 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale dell'Aspromonte.....	108
Tabella 26 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale dell'Arcipelago di La Maddalena.....	109
Tabella 27 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale dell'Asinara.....	110
Tabella 28 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale del Gargano.....	111
Tabella 29 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale dell'Alta Murgia.....	112

Tabella 30 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale Isola di Pantelleria.....	113
Tabella 31 - “Supply” servizio di generazione di biomasse agricole (2000, 2006, 2012)	120
Tabella 32 - “Use” servizio di generazione di biomasse agricole (2000, 2006, 2012).....	121
Tabella 33 - “Supply” servizio di generazione di biomasse forestale (2000, 2006, 2012).....	123
Tabella 34 - “Use” servizio di generazione di biomassa forestale (2000, 2006, 2012)	123
Tabella 35 – “Supply” servizio regolazione del clima.....	125
Tabella 36 – “Use” servizio regolazione del clima.....	125
Tabella 37 - Supply servizio di regolazione delle inondazioni.....	128
Tabella 38 - Use servizio di regolazione delle inondazioni.....	128
Tabella 39 – Supply totale	130
Tabella 40 – Use totale	130
Tabella 41 - Consumo energetico e costi relative a diverse fonti di energia.....	133
Tabella 42 - Tavola dell’estensione del servizio di outdoor recreation.....	134
Tabella 43 - Tavola dell’offerta del servizio di outdoor recreation	135
Tabella 44 - Tavola dell’uso del servizio di outdoor recreation.....	135
Tabella 45 - Tavola dell'estensione per servizio impollinazione.....	137
Tabella 46 - Tavola della “Met Demand”.....	137
Tabella 47 - Tavola dell’Offerta del servizio di impollinazione	139
Tabella 48 - Tavola dell’uso	139
Tabella 49 - Tavola dell’estensione del Servizio di regolazione delle alluvioni.....	143
Tabella 50 - Tavola dell’offerta del servizio di regolazione delle alluvioni.....	144
Tabella 51 - Tavola dell’uso del servizio di regolazione delle alluvioni	144
Tabella 52 - Tavola dell’estensione della disponibilità idrica.....	145
Tabella 53 - Tavola dell’offerta	145
Tabella 54 - Tavola dell’uso del servizio disponibilità idrica	146
Tabella 55 - Valore dei SE utilizzati	147
Tabella 56 - Valore biofisico (emergetico) medio degli stock di Capitale Naturale di 16 AMP italiane.....	149
Tabella 57 - Principali Servizi Ecosistemici generati dalle AMP.	150
Tabella 58 - Costo biofisico (emergetico) e valore economico delle attività antropiche in sei AMP italiane.....	151
Tabella 59 - Valore biofisico e relativo valore economico degli impatti ambientali generati dalle attività antropiche in sei AMP italiane.....	152
Tabella 60 - Modello di contabilità ambientale di un’AMP – eValue	153
Tabella 61 - Valore dei Servizi Ecosistemici generati da sei AMP italiane.....	154
Tabella 62 - Valore del beneficio netto generato da alcune AMP italiane.	155
Tabella 63 - Indicatori di sostenibilità rilevanti per il Capitale Naturale	159
Tabella 64 - Ripartizione delle risorse previste dalla Misura 10 per tipologie di interventi previsti.....	178
Tabella 65 - Alcuni esempi di sussidi dannosi alla biodiversità.....	201
Tabella 66 - Le classi della classificazione delle spese ambientali CEPA e CRUMA.....	203
Tabella 67 - Evoluzione della spesa ambientale nel corso degli ultimi esercizi finanziari	204
Tabella 68 - Destinazione del gettito delle imposte ambientali.....	206

Componenti del Comitato per il Capitale Naturale:

Amministrazioni Centrali

Ministro dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare: Sergio Costa, Presidente

Ministro dell'Economia e delle Finanze: Roberto Gualtieri

Ministro dello Sviluppo Economico: Stefano Patuanelli

Ministro del Lavoro e delle Politiche Sociali: Nunzia Catalfo

Ministro delle Infrastrutture e dei Trasporti: Paola De Micheli

Ministro delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali: Teresa Bellanova

Ministro per gli Affari Regionali e le Autonomie: Francesco Boccia

Ministro per la Coesione Territoriale e il Mezzogiorno: Giuseppe Provenzano

Ministro Semplificazione e Pubblica Amministrazione: Fabiana Dadone

Ministro dei Beni e delle Attività Culturali e del Turismo: Dario Franceschini

Amministrazioni Regionali e Comunali

Conferenza delle Regioni e delle Province Autonome: Presidente Stefano Bonaccini

(delegato: Assessore alla difesa dell'ambiente della Regione Sardegna, Gianni Lampis)

Associazione Nazionale dei Comuni Italiani (ANCI): Presidente Antonio Decaro

(delegati: Sindaco di Siena, Bruno Valentini; Responsabile Area Ambiente ANCI, Antonio Ragonesi)

Istituzioni Pubbliche

Banca d'Italia: Governatore Ignazio Visco

(delegato: Ivan Faiella, Dipartimento economia e statistica)

Istituto Nazionale di Statistica (ISTAT): Presidente Gian Carlo Blangiardo

(delegati: Aldo Femia, Direzione Centrale per la Contabilità Nazionale, e Raffaella Chiocchini, Direzione Centrale per le Statistiche Ambientali e Territoriali)

Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA): Presidente Stefano Laporta

(delegato: Alessio Capriolo, Responsabile valutazioni economiche e contabilità ambientale)

Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR): Presidente Massimo Inguscio

(delegato: Fabio Trincardi, Direttore del Dipartimento scienze del sistema terra e tecnologie per l'ambiente)

Agenzia nazionale nuove tecnologie, energia, sviluppo economico sostenibile (ENEA): Presidente Federico Testa (delegato: Roberto Morabito, Direttore Dipartimento sostenibilità dei sistemi produttivi e territoriali)

Esperti scientifici nominati dal Ministro dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM)

Prof. Carlo Blasi, Sapienza Università di Roma, Presidente onorario Società Botanica Italiana (SBI)

Dr. Gianfranco Bologna, Direttore Scientifico WWF, segretario Fondazione Aurelio Peccei

Prof. Roberto Danovaro, Presidente della Stazione zoologica Anton Dohrn di Napoli

Prof. Enrico Giovannini, Università di Roma Tor Vergata, già Chief Statistician OCSE e Presidente dell'ISTAT, Club di Roma, già Ministro

Prof. Edo Ronchi, Presidente Fondazione Sviluppo Sostenibile, già Ministro

Prof. Giovanni Fulvio Russo, Università di Napoli Parthenope e Presidente Società Italiana Biologia Marina

Prof. Riccardo Santolini, Università di Urbino, già Presidente Società Italiana di Ecologia del Paesaggio

Prof. Giuseppe Scarascia Mugnozza, Università della Tuscia - Direttore del dipartimento per l'innovazione dei sistemi biologici, agroalimentari e forestali (DIBAF)

Dott. Danilo Selvaggi, Direttore generale Lipu - BirdLife Italia

Dott. Giorgio Zampetti, Direttore generale di Legambiente

Il sostegno scientifico ed editoriale del MATTM è stato assicurato da:

- Avv. Maria Carmela Giarratano, Direttore Generale della Direzione per la Protezione della Natura e del Mare (DG PNM).
- Dr. Oliviero Montanaro, Direttore Generale della Direzione per lo Sviluppo Sostenibile, per il Danno Ambientale e per i rapporti con l'Unione Europea e gli Organismi Internazionali (DG SVI).
- Per la DG PNM: Eleonora Bianchi (MATTM); Graziana Dizonno, Patrizia Esposito (AT Sogesid alla DG PNM).
- Per la DG SVI: Aldo Ravazzi Douvan; Greti Lucaroni, Carlo Orecchia; Gionata Castaldi, Luca Grassi, Mario Iannotti, Andrea Molocchi, Antonia Oriani, Karima Oustadi, Francesca Rocchi (AT Sogesid alla DG SVI), Cecilia Camporeale, Fabio Eboli, Giacomo Pallante (AT Sogesid alla DG SVI - ENEA).

Si ringraziano, altresì, per i contributi scientifici:

- Claudio Celada, Marco Dinetti, Federica Luoni, Laura Silva (Lipu - BirdLife Italia)
- Marco Marchetti (Università del Molise e Presidente Società Italiana di Selvicoltura e Ecologia Forestale)
- Alessandra Stefani (Direttore Generale delle Foreste, MIPAAF)
- Emanuele Blasi (DIBAF - Università degli Studi della Tuscia)
- Roberto Giangreco, Cristina Farchi (MATTM),
- Flavia Caramelli, Floriana Di Stefano, Federica Fiesoletti (Unità Tecnica di Supporto, Sogesid SpA)
- Riccardo G. Boschetto, Francesca Fornasier, Rosa Anna Mascolo (ISPRA)
- Alessandra La Notte (Joint Research Centre JRC)
- Stefano Balbi, Ferdinando Villa (Basque Centre for Climate Change di Bilbao)
- Giulia Capotorti, Riccardo Copiz, Lina Fusaro, Fausto Manes, Federica Marando, Elisabetta Salvatori, Alessandro Sebastiani, Laura Zavattoni (Università degli Studi "Sapienza" di Roma - Dipartimento di Biologia Ambientale)

Per citare il rapporto:

Comitato Capitale Naturale (2019), *Terzo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia*. Roma.

EXECUTIVE SUMMARY

Il Rapporto sul Capitale Naturale in Italia ha un duplice obiettivo: fornire un quadro aggiornato dello stato del Capitale Naturale del Paese, corredato di informazioni e dati ambientali espressi in unità fisiche e monetarie, e provvedere ad una valutazione ex ante ed ex post degli effetti delle politiche pubbliche sul Capitale Naturale e sui Servizi Ecosistemici.

Accrescere la consapevolezza sull'importanza del Capitale Naturale significa anche approfondire e analizzare lo stato di conservazione dell'ambiente per capirne meglio il funzionamento che spesso viene dato per scontato, senza accorgersi che lo stato di salute degli ecosistemi e i processi che in essi si svolgono sono indispensabili per la qualità della vita e il benessere umano. Tali principi sono alla base dello sviluppo sostenibile “forte” e dei suoi conseguenti paradigmi, cui fanno riferimento strategie e indirizzi internazionali ed europei, a partire dall'Agenda 2030 per lo Sviluppo Sostenibile.

La struttura del Rapporto rispecchia questi obiettivi e include una prima parte di dati e misurazioni biofisiche, di contabilità fisica e monetaria e di valutazioni associabili ad alcuni Servizi Ecosistemici, e una seconda parte di valutazione degli impatti delle politiche pubbliche sul Capitale Naturale.

In questa terza edizione vengono approfondite le analisi in termini di valutazione fisica di alcuni specifici stock del Capitale Naturale in ecosistemi marini, agricoli e forestali, e in termini di quantificazione degli impatti di alcune pressioni che insistono su di essi, quali i cambiamenti climatici e il consumo di suolo, con un focus particolare sui territori dei Parchi nazionali. L'azione negativa di queste pressioni, e la sovrapposizione delle stesse a livello territoriale, amplifica enormemente i danni per l'economia e per la società, e rende sempre più complesse le soluzioni per uno sviluppo economico e sociale sostenibile.

Il Rapporto propone due nuove stime di valutazione monetaria dei Servizi Ecosistemici, la prima fornita dal *Joint Research Centre* (JRC) su scala europea e applicato all'Italia per la produzione di biomassa agricola, biomassa forestale, regolazione del clima e controllo del rischio di inondazione; e una seconda stima dell'ISPRA su scala nazionale (e quindi più specifico) per i servizi ricreativo, di impollinazione delle colture, di approvvigionamento idrico e di regolazione del rischio di alluvioni.

Le stime ottenute forniscono un'indicazione del valore economico di una serie, non esaustiva, di Servizi Ecosistemici e avvicinano l'Italia alla realizzazione di una contabilità solida e continua nel tempo utile ad “integrare i valori degli ecosistemi e della biodiversità nelle pianificazioni nazionali e locali e nei processi di sviluppo”, come richiesto dall'Agenda 2030 (Target 15.9) e dalla Convenzione Internazionale sulla Diversità Biologica (Aichi Target 2 del Piano Strategico per la Biodiversità 2011-2020).

Il Rapporto individua poi gli effetti sull'ambiente generati da tre politiche di settore (agricolo, urbano e fiscale) a diverso livello di competenza e di attuazione, riconoscendone il ruolo cruciale nel determinare lo stato di salute del Capitale Naturale.

La politica deve rafforzare il proprio ruolo di indirizzo della transizione economica e sociale verso sistemi produttivi a minore impatto ambientale. In quest'ambito, una riflessione viene svolta sulla politica agricola comune, oggetto in passato di diversi processi di riforma, che hanno orientato maggiormente l'obiettivo del sostegno pubblico in agricoltura verso la creazione anche di beni e servizi ambientali. I due capitoli dedicati alla politica agricola partono da un'analisi dei principali strumenti attivati nello sviluppo rurale a sostegno della gestione dei sistemi agricoli-forestali e della fornitura dei servizi ecosistemici, per i quali sono state allocate risorse pubbliche pari a 7 miliardi nei 22 Piani di Sviluppo Rurali 2014-2020 per misure coerenti con la Priorità 4 dello Sviluppo Rurale “Preservare, ripristinare e valorizzare gli ecosistemi connessi all'agricoltura e alla silvicoltura”. Nel pieno del dibattito sulla futura politica agricola e forestale post 2020, il Rapporto ha inoltre inteso fornire alcuni spunti per il rafforzamento dell'architettura verde della PAC, considerando che il ruolo degli Stati membri nella definizione e attuazione degli strumenti di policy nel futuro ciclo sarà maggiore rispetto all'attuale sistema.

Parimenti, una delle principali sfide odierne per la tutela del Capitale Naturale, la qualità della vita e il benessere dei cittadini, è quello di intervenire sulle criticità che riguardano gli ambienti urbani mediante politiche che mirino alla sostenibilità di questi ambiti territoriali, ivi incluse anche le cosiddette aree “periurbane” in progressivo ampliamento. In questo Rapporto viene concentrata l’attenzione sui Servizi Ecosistemici di regolazione forniti dal verde urbano, soprattutto in termini di miglioramento della qualità dell’aria e di adattamento ai cambiamenti climatici, e sugli aspetti gestionali che devono essere considerati nell’ambito della pianificazione territoriale e della programmazione economica.

Considerato il quadro di contesto così delineato, vengono quindi ribadite le principali Raccomandazioni individuate nelle due prime edizioni del Rapporto, con l’auspicio che l’impegno per attuarle venga intrapreso e rafforzato. L’impegno è tanto più rilevante in considerazione del fatto che il prossimo anno, il 2020, sarà determinante per impostare le future politiche internazionali in tema di tutela della biodiversità e di contrasto ai cambiamenti climatici attraverso le COP delle Convenzioni globali dell’ONU, nonché per il raggiungimento di diversi target dell’Agenda 2030, le cui risorse utili per l’attuazione vengono potenzialmente individuate dalla prossima programmazione economica europea 2021-2027, anch’essa in questo periodo in fase di definizione.

RACCOMANDAZIONI

Il terzo Rapporto sullo stato del Capitale Naturale in Italia è stato elaborato nel corso del 2019, un momento cruciale per l’avvio, da parte di numerosi e autorevoli organismi internazionali, di un importante processo, che tenendo conto della situazione sempre più preoccupante di deterioramento complessivo dello stato di vitalità e di resilienza dei sistemi naturali a livello planetario e della progressiva modificazione del sistema climatico, si è posto l’obiettivo di ottenere un nuovo patto mondiale mirato, entro il 2030, a ottenere risultati significativi per la stabilizzazione del clima, la protezione e il ripristino degli ecosistemi e della biodiversità per il beneficio dell’intera umanità, a sostegno degli Obiettivi di Sviluppo Sostenibile dell’Agenda 2030.

Questo processo ha visto l’avvio nel 2019 attraverso il Climate Action Summit Meeting, voluto dal Segretario Generale delle Nazioni Unite António Guterres, nonché con la proposta di diversi organismi internazionali di un Planetary Emergency Plan e di un New Deal for Nature and People, e con le dichiarazioni di Capi di Stato e di Governo e gli eventi che hanno avuto luogo in occasione della 74^o United Nations General Assembly.

Nel 2020 la comunità internazionale sarà mobilitata su tre importanti momenti tutti tra loro strettamente connessi: a) l’elaborazione di un nuovo piano strategico sulla biodiversità con una nuova strategia decennale (2020-2030) fondamentale per invertire il drammatico trend di perdita di biodiversità a livello planetario (strategia che sarà elaborata in occasione della COP15, la Conferenza delle Parti della Convenzione sulla Diversità Biologica che si terrà in Cina); b) la scadenza di diversi target degli Obiettivi di Sviluppo Sostenibile (Sustainable Development Goals) dell’Agenda 2030; c) l’avvio operativo dell’Accordo di Parigi sul cambiamento climatico con la revisione degli impegni nazionali presi dai Paesi (i Nationally Determined Contributions) per raggiungere l’obiettivo di non andare oltre i 2°C (facendo il possibile per rimanere entro 1.5°C) dell’incremento della temperatura media della superficie terrestre rispetto all’epoca preindustriale, impegni previsti nell’ambito della Convenzione Quadro ONU sui Cambiamenti Climatici, oggetto della COP 26 della Convenzione che sarà organizzata congiuntamente dal Regno Unito e dall’Italia.

Si ritiene ormai prioritario (a fronte dei problemi derivanti dalla continua crescita della popolazione umana, dalla necessità di fornire cibo, acqua ed energia, ai 7,6 miliardi di abitanti attuali e ai 9,7 miliardi previsti dalle Nazioni Unite al 2050, dalla necessità di garantire la stabilizzazione del clima, la tutela della biodiversità e il raggiungimento di benessere e qualità della vita per ogni essere umano), raggiungere, entro il 2030, il livello di perdita zero di habitat naturali, il livello di zero estinzioni delle specie viventi a causa dell’intervento umano e il dimezzamento degli effetti negativi dei modelli attuali di produzione e consumo delle nostre società, a partire dal dimezzamento delle emissioni di gas serra.

Ciò significa, solo per citare alcuni tra i principali impegni da attuare, incrementare la qualità delle aree protette esistenti, raddoppiare l'estensione delle aree protette terrestri e marine fino almeno al 30%, gestire in maniera sostenibile almeno un ulteriore 20% di aree terrestri e marine, dimezzare la produzione di rifiuti e dell'inquinamento, dimezzare le emissioni di gas a effetto serra, incrementare l'utilizzo di energie rinnovabili, transitare verso diete sostenibili, fermare il commercio illegale e lo sfruttamento delle specie, prevenire il bracconaggio e bloccare l'introduzione di specie aliene.

Il Comitato per il Capitale Naturale auspica un forte impegno del Governo italiano, sia in sede di Unione Europea che in sede Nazioni Unite, per contribuire con efficacia e determinazione ai contenuti degli importanti processi negoziali che condurranno all'elaborazione dei nuovi impegni e dei nuovi target per la comunità internazionale e per il susseguente impegno alla loro articolazione e operatività in sede nazionale.

Questa terza edizione del Rapporto intende inoltre ribadire la necessità di proseguire e rafforzare l'impegno per attuare quanto individuato nelle Raccomandazioni delle precedenti edizioni, ovvero perseguire un'adeguata integrazione del Capitale Naturale nelle Valutazioni e nel Monitoraggio, nelle Politiche Economiche e nella Pianificazione Territoriale, anche in considerazione del fatto che tali integrazioni possono sottintendere lunghi percorsi di assimilazione e attuazione.

In particolare si riportano le Raccomandazioni che si ritengono maggiormente rilevanti in termini generali:

- **Studiare forme di fiscalità orientata alla protezione del Capitale Naturale**
- **Introdurre vincoli e target di spesa pubblica destinata agli obiettivi di protezione e gestione del Capitale Naturale**
- **Incoraggiare le imprese a quantificare nei loro bilanci e reporting non- finanziari il Capitale Naturale che gestiscono e i Servizi Ecosistemici di cui beneficiano**
- **Integrare gli impatti fisici ed economici sul Capitale Naturale e sui Servizi Ecosistemici nell'ambito delle procedure di valutazione *ex ante* ed *ex post* e di monitoraggio e degli investimenti e delle politiche pubbliche**
- **Inserire obiettivi di conservazione e ripristino degli assets dello stock di Capitale Naturale a rischio nelle strategie e politiche rilevanti**
- **Investire sulla conservazione, ripristino e gestione sostenibile del Capitale Naturale attraverso prodotti di finanza agevolata per le pubbliche amministrazioni locali**
- **Incoraggiare la collaborazione inter-istituzionale per la rilevazione e lo scambio di dati rilevanti ai fini della completezza e della qualità delle valutazioni del Rapporto**
- **Promuovere l'inserimento graduale di indicatori relativi al Capitale Naturale e ai Servizi Ecosistemici in tutte le strategie e politiche che a vario titolo producono effetti diretti ed indiretti su queste grandezze**
- **Rafforzare l'impegno affinché si pervenga all'approvazione di una legge nazionale con l'obiettivo di azzerare il consumo di suolo e il degrado del territorio**
- **Promuovere interventi per la riqualificazione ambientale e privilegiare, in sede di pianificazione territoriale e di valutazioni di piani, programmi e progetti, le opzioni "in armonia con la natura" (*Nature-Based Solutions, Green Infrastructures*), anche in un'ottica di adattamento e mitigazione dei cambiamenti climatici**
- **Proseguire nel consolidamento del sistema delle aree protette nazionali e regionali e della Rete Natura 2000 a terra e a mare, valorizzandone il significativo ruolo di tutela del territorio rispetto al consumo di suolo e alla frammentazione degli ecosistemi**

INTRODUZIONE

1 Il contesto internazionale e il ruolo dell'Italia

Il terzo “Rapporto sullo stato del Capitale Naturale in Italia” esce in un momento molto importante e significativo a livello internazionale per quanto riguarda le tematiche centrali per il futuro dell'umanità, in particolare il grande valore e la priorità che ormai riteniamo debba assumere il Capitale Naturale e la biodiversità nelle agende politiche internazionali e nelle pratiche quotidiane del mondo economico e delle imprese.

Due significativi appuntamenti sono da registrare in maniera più puntuale:

1. È partita la mobilitazione a livello internazionale sulla biodiversità per il 2020, ritenuto un vero e proprio Super Year. Il prossimo anno la comunità internazionale si troverà di fronte a tre importanti scadenze: la scadenza del piano strategico decennale sulla biodiversità per il quale si dovrà elaborare la nuova strategia (2020 – 2030), ormai indispensabile per invertire l'allarmante trend di perdita di biodiversità a livello planetario (strategia che sarà elaborata in occasione della COP 15, la Conferenza delle Parti della Convenzione sulla Diversità Biologica¹); la scadenza di diversi target degli Obiettivi di Sviluppo Sostenibile (Sustainable Development Goals) contenuti nella Agenda 2030², approvata nel 2015 da tutti i paesi del mondo in sede Nazioni Unite; la scadenza della revisione degli impegni nazionali presi dai paesi (i Nationally Determined Contributions, NDC) per raggiungere l'obiettivo di non andare oltre i 2°C, facendo il possibile per rimanere entro 1.5°C, dell'incremento della temperatura media della superficie terrestre rispetto all'epoca preindustriale, impegni previsti nell'ambito della Convenzione Quadro ONU sui Cambiamenti Climatici per l'Accordo di Parigi siglato nel 2015³;
2. Ai primi di maggio a Parigi è stato presentato il “Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services” realizzato dall'Intergovernmental Science – Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES)⁴, che rappresenta un fondamentale punto di riferimento per tutte le attività legate all'analisi e alla valutazione del nostro Capitale Naturale quale base centrale del benessere e dello sviluppo umano; nonché una responsabile e scientificamente documentata chiamata all'azione.

Questa convergenza di scadenze rende il 2020 un anno nel quale è fondamentale dare un'efficace virata ai pericolosi trend che ormai da diverso tempo si legano sia al cambiamento climatico antropogenico sia alla perdita di ricchezza della vita sulla Terra, elementi che sono costituenti fondamentali per assicurare un futuro prospero all'umanità intera. L'impegno politico ed economico per portare avanti questo cambiamento di rotta non è certo facile, ma è fondamentale per dare concretezza all'urgente cambiamento nelle impostazioni dei nostri modelli di sviluppo che sino ad ora hanno costituito il nostro modus operandi quotidiano, in particolare dei paesi con un livello di crescita economica e industrializzazione superiore agli altri. I sistemi naturali della biosfera costituiscono la base fondamentale del benessere e delle possibilità attuali e future di sviluppo per l'umanità, come documentano tutti i più autorevoli rapporti scientifici pubblicati sul tema. Riteniamo che l'Italia possa e debba assumere un ruolo rilevante come attore del cambiamento in questa sfida epocale, sia nell'ambito delle politiche nazionali che in quelle europee e nelle sedi internazionali.

1.1 Il “global deal for nature and people”

A livello internazionale si è attivata una mobilitazione per la biodiversità per il 2020 che ha promosso il lancio di un Global o New Deal for Nature and People, con un suo primo inizio “ufficiale” in occasione della 14° Conferenza delle Parti (COP) della Convenzione sulla Diversità Biologica, tenutasi a Sharm El –Sheikh in Egitto nel novembre 2018, con l'annuncio di un'Action Agenda for Nature and People e la richiesta di un Summit di

¹ www.cbd.int

² <https://sustainabledevelopment.un.org/post2015/transformingourworld>

³ <https://unfccc.int/>

⁴ L'IPBES (Intergovernmental Science - Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, www.ipbes.net).

capi di stato sulla biodiversità all'Assemblea generale ONU, prima della 15° COP che avrà luogo nel 2020 in Cina.

L'obiettivo principale del Global Deal è di invertire la tendenza negativa della perdita della biodiversità planetaria. Un primo passaggio riguarda lo sviluppo di una road map che sia in grado di proporre e ottenere un nuovo set di obiettivi che mirino più in alto e che producano effetti efficaci e duraturi, come ben indicato da un lavoro scientifico pubblicato nel 2018 (Mace G. et al, 2018) da cui è tratta la figura che segue. Tutto questo prendendo spunto da quanto la Convenzione sulla Diversità Biologica afferma e cioè che “al 2050 la biodiversità è valutata, conservata, ripristinata e utilizzata saggiamente, mantenendo i Servizi Ecosistemici, sostenendo un pianeta in salute e ottenendo benefici essenziali per l'umanità”.

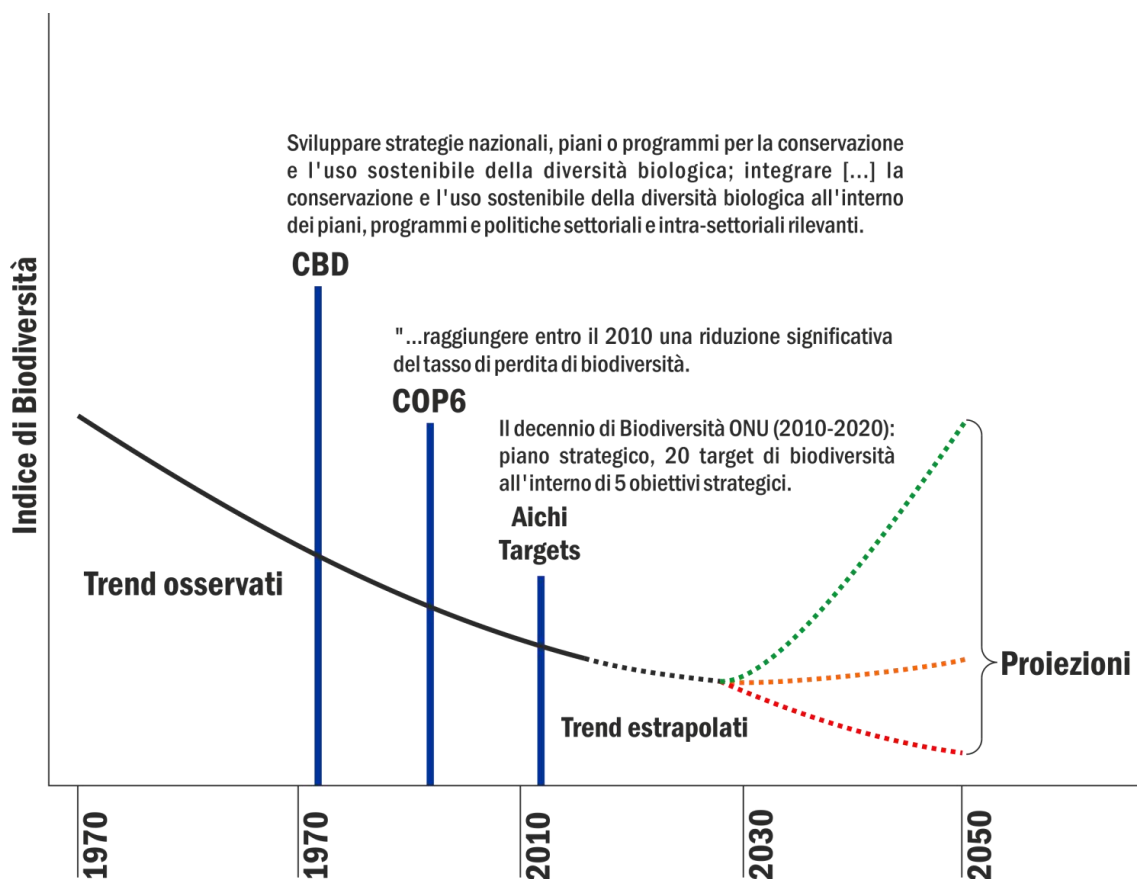


Figura 1 - Trend osservati e proiezioni al 2050

Fonte: rielaborazione da Mace G. et al, 2018.

Diversi organismi internazionali, centri di ricerca e organizzazioni sia internazionali sia nazionali, hanno già attivato una mobilitazione per ottenere un vero e proprio Global Deal for Nature and People, una sorta di “patto globale” simile e ovviamente collegato all’Accordo di Parigi per il clima, da approvare nel 2020.

Il Global Deal tiene conto, declinandolo debitamente, della visionaria proposta del grande biologo Edward Wilson di mantenere in un buono stato di conservazione ambientale almeno il 50% della nostra Terra (Wilson E.O., 2016; Dinerstein E. et al., 2017; Dinerstein E. et al., 2019; Pimm S.L., Jenkins C.N. e B. V. Li, 2018).

1.2 IPBES global assessment

Il recente Global Assessment dell’IPBES (maggio 2019) costituisce un importante documento non solo perché fornisce la più completa e autorevole analisi sulla situazione mondiale della biodiversità e dei Servizi Ecosistemici,

ma anche per l'impostazione del suo conceptual framework e della proposta di un nuovo sistema dei Nature's Contributions to People (NCP) – vedi Box A.

Box A: I 18 Contributi della Natura all'Umanità (CNU) – Nature's Contribution to People (NCP)

1 Formazione e mantenimento degli habitat

La capacità degli ecosistemi, e degli organismi che li costituiscono, di garantire e produrre continuamente le condizioni ecologiche necessarie e favorevoli alla sopravvivenza di specie che, direttamente o indirettamente, sono importanti per gli esseri umani. Esempi sono i luoghi per la nidificazione, per l'alimentazione e la riproduzione di uccelli e mammiferi, le aree di sosta e di svernamento per i migratori come uccelli e farfalle, aree di riproduzione di vettori dannosi per l'agricoltura, le aree di riproduzione e di crescita per i pesci, la formazione di habitat nel suolo ad opera di invertebrati.

2 Impollinazione, dispersione dei semi e altri propaguli

Impollinazione, dispersione, ad opera degli animali, dei semi e dei propaguli di organismi importanti per gli esseri umani.

3 Regolazione della qualità dell'aria

Regolazione da parte degli ecosistemi, per agevolazione o impedimento, del livello di composti gassosi disciolti nell'aria quali: relazione tra anidride carbonica e ossigeno (CO_2 e O_2), ossidi di azoto (NO_x), ossidi di zolfo (SO_x), composti organici volatili (COV), polveri sottili e allergeni. Filtrazione, fissazione, decomposizione e stoccaggio di inquinanti dannosi per le infrastrutture e per la salute umana.

4 Regolazione del clima

Regolazione del clima (inclusa la regolazione del riscaldamento globale) da parte degli ecosistemi attraverso effetti negativi e positivi sulle emissioni di gas a effetto serra: stoccaggio di CO_2 , albedo, evapotraspirazione, emissione composti organici volatili biogenici (VOCB), regolazione degli aerosol e dei precursori degli aerosol atmosferici da parte delle piante terrestri e del fitoplancton.

5 Regolazione del livello di acidificazione degli oceani e dei mari

Regolazione della concentrazione di anidride carbonica disciolta e del pH marino che influenza tra l'altro i processi di calcificazione di molti organismi marini importanti per gli esseri umani (quali i coralli).

6 Regolazione di quantità, approvvigionamento e stagionalità delle acque dolci

Regolazione da parte degli ecosistemi della quantità, stagionalità del flusso delle acque profonde e superficiali utilizzate per il consumo umano, a fini irriguo, di trasporto e idroelettrico, nonché a sostegno dei contributi non materiali (NCP 15, 16 e 17). Regimazione del flusso ad opera delle zone umide (fiumi, paludi, laghi e stagni) che a loro volta influenzano positivamente o negativamente le popolazioni a valle anche attraverso le inondazioni. Regimazione del livello di falda, che può contrastare il fenomeno di salinizzazione delle zone aride in territori non irrigati.

7 Regolazione della qualità delle acque dolci e delle acque costiere

Capacità degli ecosistemi di migliorare la qualità delle acque - attraverso la fitodepurazione di particelle, patogeni, eccesso di nutrienti e sostanze chimiche - usate direttamente (es. consumo umano) o indirettamente (es. cibi acquatici, coltivazioni di fibre e di cibo irrigate, habitat costieri e di acque dolci di valore naturale).

8 Formazione, conservazione e recupero dei suoli e dei sedimenti

Formazione (pedogenesi) e conservazione nel lungo periodo della struttura del suolo e dei processi da parte delle piante e degli organismi nel suolo. Le funzioni includono: protezione fisica del suolo e dei sedimenti dall'erosione, produzione di sostanza organica e nutrienti da parte della vegetazione; processi che sottendono al mantenimento della fertilità nei suoli importanti per gli esseri umani (come la degradazione e il ciclo dei nutrienti); filtrazione, fissazione, attenuazione e stoccaggio di inquinanti chimici e biologici (patogeni, tossine, eccessi di nutrienti) in terreni e sedimenti.

9 Mitigazione del rischio di disastri ed eventi estremi

Mitigazione, da parte degli ecosistemi, degli impatti sugli esseri umani e le loro infrastrutture, causati da

eventi estremi quali inondazioni, venti, tempeste, uragani, ondate di calore, tsunami, alti livelli di rumore, intrusione marina, tsunami maremoti. Riduzione o aumento, da parte degli ecosistemi o di loro particolari organismi, di rischi quali frane e valanghe.

10 Regolazione degli organismi nocivi e dei processi biologici

Regolazione, da parte degli organismi, della diffusione e del numero di parassiti, agenti patogeni, predatori e specie concorrenti che colpiscono gli esseri umani (materialmente e non materialmente), le piante o gli animali che l'uomo utilizza.

Anche l'effetto dannoso diretto degli organismi sugli esseri umani, le piante, gli animali o le infrastrutture. Questi includono per esempio: il controllo da parte di predatori o parassiti delle dimensioni della popolazione di animali che l'uomo utilizza, come gli attacchi di grandi carnivori o la diffusione di parassiti su selvaggina o bestiame.

Regolazione (mediante impedimento o facilitazione) dell'abbondanza o distribuzione di organismi potenzialmente nocivi (ad esempio velenosi, tossici, allergenici, predatori, parassiti, concorrenti, agenti patogeni, erbe e parassiti agricoli, vettori di malattie e bacini idrici) sul paesaggio terrestre o marino.

Rimozione di carcasse di animali e di cadaveri umani da parte di "spazzini" (avvoltoi in alcune tradizioni buddiste tibetane e del zoroastrismo). Compromissione e deterioramento delle infrastrutture (ad esempio danni da piccioni, pipistrelli, termiti e piante di fico rampicante agli edifici). Danni causati da invertebrati come parassiti dell'agricoltura, dell'orticoltura, delle foreste e dei prodotti immagazzinati, nonché dalla trasmissione agli animali domestici. Danni diretti causati dall'organismo all'uomo, ad esempio provocando spavento, ferendo, uccidendo o trasmettendo malattie. Regolazione del sistema immunitario umano da parte di un diverso microbiota ambientale.

11 Energia

Produzione di carburanti basati sulle biomasse, quali i biocarburanti, residui derivanti dall'agricoltura e dagli allevamenti, torba.

12 Alimentazione

Produzione di alimenti a partire da organismi selvatici, allevati o addomesticati, come pesce, carne di animali selvatici e invertebrati commestibili, carni bovine, pollame, selvaggina, prodotti lattiero-caseari, colture commestibili, piante selvatiche, funghi, miele. Produzione di mangimi/foraggi e foraggi per animali domestici (es. bestiame, animali da lavoro e di sostegno, animali da compagnia) o per l'acquacoltura.

13 Materie prime, compagnia e lavoro

Produzione di materiali derivati da organismi in ecosistemi coltivati o selvatici per l'edilizia, l'abbigliamento, la stampa, funzioni ornamentali (ad es. legno, torba, fibre, cere, carta, resine, coloranti, perle, conchiglie, rami di corallo). Organismi vivi utilizzati direttamente per la decorazione (ad esempio piante ornamentali, uccelli, pesci nelle abitazioni e negli spazi pubblici), la compagnia (ad esempio, animali domestici), i trasporti e il lavoro (compresi la pastorizia, la ricerca, l'orientamento, la guardia).

14 Risorse medicinali, biochimiche e genetiche

Produzione di materiali derivati da organismi (piante, animali, funghi, microbi) utilizzati per scopi medicinali, veterinari e farmacologici (ad es. velenosi, psicoattivi). Produzione di geni e informazioni genetiche utilizzati per l'allevamento di piante e animali e per la biotecnologia.

15 Apprendimento e ispirazione

Offerta, attraverso paesaggi terrestri e marini, habitat o organismi, di opportunità per lo sviluppo delle capacità che consentono all'uomo di prosperare attraverso l'istruzione, l'acquisizione di conoscenze e lo sviluppo di competenze per il benessere, l'informazione e l'ispirazione per l'arte e la progettazione tecnologica (ad esempio la Biomimesi).

16 Esperienza fisica e psicologica

Disponibilità, attraverso paesaggi terrestri e marini, habitat o organismi, di opportunità per attività fisicamente e psicologicamente benefiche, curative, di relax, ricreative, di svago, turistiche ed estetiche a stretto contatto con la natura (es. escursionismo, caccia e pesca ricreativa, birdwatching, snorkeling, diving, giardinaggio).

17 Sostegno all'identità

I paesaggi terrestri e marini, gli habitat e gli organismi sono alla base di esperienze religiose, spirituali e di coesione sociale. La natura mette a disposizione diverse opportunità per le persone di sviluppare un legame col territorio, un senso di appartenenza, radicamento o connessione, associato a diverse entità del mondo vivente (ad es. paesaggi culturali, sacri e del patrimonio culturale, suoni, profumi e luoghi associati a esperienze dell'infanzia, animali, alberi o fiori). Base per narrazioni, rituali e celebrazioni fornita da paesaggi terrestri e marini, habitat, specie animali o organismi. Fonte di soddisfazione/benessere derivante dalla conoscenza dell'esistenza di un particolare paesaggio, habitat o specie.

18 Conservazione delle opzioni

Capacità degli ecosistemi, degli habitat e delle specie o dei genotipi, di conservare le possibilità per l'essere umano di sostenere una buona qualità della vita.

Esempi: benefici (compresi quelli delle generazioni future) associati al mantenimento di un'ampia varietà di specie, popolazioni e genotipi. Ciò include il loro contributo alla resilienza e alla resistenza delle proprietà dell'ecosistema di fronte al cambiamento e alla variabilità ambientale. Benefici (o minacce) futuri derivanti dal mantenimento di opzioni aperte per scoperte ancora sconosciute e usi imprevedibili di particolari organismi o ecosistemi già esistenti (ad esempio, nuovi farmaci o materiali). Benefici (o minacce) futuri che possono essere previsti dall'evoluzione biologica in corso (ad esempio, adattamento a un clima più caldo, nuove malattie, sviluppo di resistenza agli antibiotici da parte di agenti patogeni ed erbe infestanti).

Fonte: nostra traduzione da IPBES, 2019.

In generale l'IPBES (IPBES, 2019) sottolinea quanto l'attuale tasso di perdita della biodiversità mondiale, che si esprime a livello di diversità genetica, di specie e degli ecosistemi presenti sulla Terra, ha raggiunto livelli senza precedenti e quindi la chiamata all'azione deve essere altrettanto senza precedenti, immediata e concreta. Il documento IPBES fa inoltre presente che almeno un milione di specie viventi, su una stima delle specie esistenti di circa 8 milioni, sono in via di estinzione e diverse di queste estinzioni avranno luogo nell'arco dei prossimi decenni. Il tasso totale di estinzione delle specie viene ritenuto a un livello che supera, dalle decine alle centinaia di volte, la media del livello di estinzione verificatosi negli ultimi 10 milioni di anni e si ritiene sia in accelerazione.

In alcuni luoghi è stato sin qui documentato il rapido declino di diverse popolazioni di insetti, in particolare di molte specie impollinatrici: il rapporto IPBES ritiene valida una stima del 10% di specie di insetti minacciati globalmente di estinzione (Hallmann C.A. et al., 2017; Sanchez-Bayo F. e K.A.G. Wyckhuys, 2019; IPBES, 2016). L'intervento umano ha trasformato significativamente il 75% della superficie delle terre emerse, ha provocato impatti cumulativi per il 66% delle aree oceaniche ed ha distrutto l'85% delle zone umide. Questo sconcertante tasso di cambiamento globale della struttura e delle dinamiche degli ecosistemi, dovuto all'attività antropica, ha avuto luogo in particolare negli ultimi cinquant'anni e non ha precedenti nella storia dell'umanità. Le cause principali sono, nell'ordine, la modificazione dei terreni e dei mari, l'utilizzo diretto delle specie viventi, il cambiamento climatico, l'inquinamento e la diffusione delle specie aliene.

Sul fronte del conceptual framework adottato dall'IPBES va fatto presente che questo rapporto è stato capace di organizzare in maniera interessante il dibattito scientifico sul valore e il ruolo della natura, sia da un punto di vista pratico che operativo. Ha tenuto in considerazione, da una parte i differenti approcci delle diverse culture e popolazioni umane a questi temi e dall'altra la questione riguardante la monetizzazione del valore della natura, particolarmente spinta dal mondo occidentale e industrializzato. L'IPBES si è fatto protagonista di un interessantissimo confronto inclusivo e partecipato per l'elaborazione del suo rapporto, coinvolgendo studiosi del settore, i *practitioners* sul campo, gli esperti di popolazioni indigene e vari livelli di stakeholders. Un lavoro che ha consentito di precisare meglio i concetti fondamentali relativi al ruolo centrale che la natura esercita nel fornire le basi e i contributi essenziali per il benessere e lo sviluppo dell'umanità. Da questo confronto sono scaturiti importanti avanzamenti concettuali, operativi e lessicali sulle definizioni da adottare, che hanno fornito un notevole contributo per chiunque si occupi di queste tematiche (Kumar P (ed.), 2010; Diaz S. et al., 2015a; Diaz S. et al., 2015b; Pascual U. et al., 2017; Diaz S. et al., 2018; Diaz-Reviriego I., Thurnhout E. e Beck S., 2019).

Il frutto di questo lavoro ha cercato di riposizionare i diversi e spesso contrastanti approcci che conducono alla valutazione della natura; in particolare lo studio ha provato a definire il ruolo di uno degli approcci dominanti che

cerca di attribuire un valore economico ai Servizi Ecosistemici, approccio tra i più rilevanti e derivato dall'impostazione strettamente economicista, ambito che ha prodotto e continua a produrre una ricca letteratura della quale ovviamente danno conto anche i rapporti italiani del Comitato per il Capitale Naturale.

La Figura 2 mostra il framework stilizzato dei diversi approcci dei processi di valutazione.

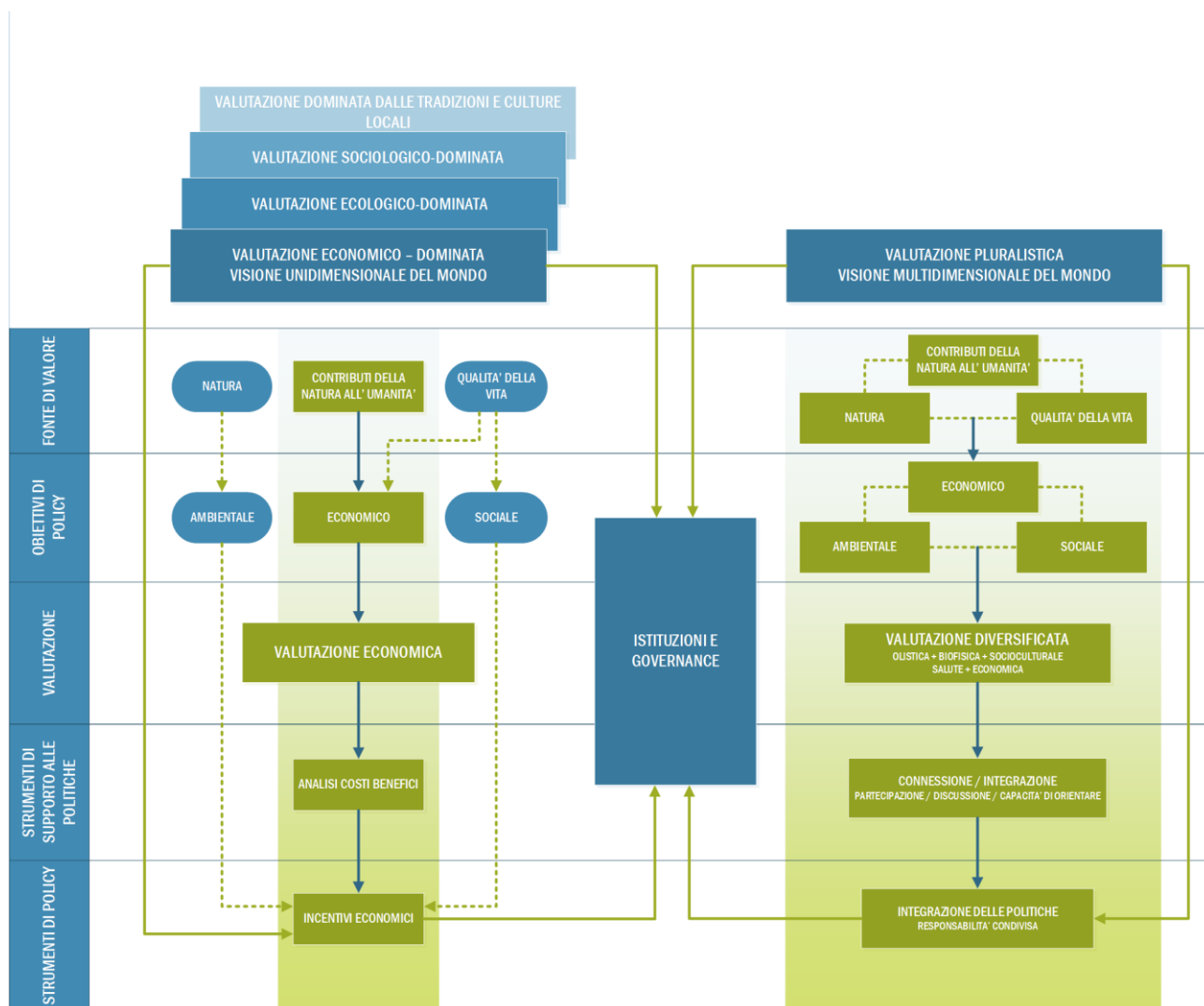


Figura 2 - Framework stilizzato illustrativo dei diversi approcci dei processi di valutazione. L'IPBES evidenzia che le differenti tipologie di valore devono essere promosse nella fase di decision making.

Fonte: nostra rielaborazione da Pascual U. et al, 2017.

2 Aggiornamento sui principali lavori internazionali in tema di Capitale Naturale

Come evidenziato già nei paragrafi introduttivi, il 2020 sarà un importante anno di bilancio sullo stato di attuazione degli impegni in materia di biodiversità e sviluppo sostenibile. Tra meno di un anno scadranno infatti gli obiettivi dello *Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020* e una prima serie degli obiettivi dell'Agenda 2030. Si tratterà dunque di un momento di analisi costruttiva e di recupero delle informazioni per la consegna del risultato, ma sarà anche un'imperdibile occasione per i Governi che vorranno rinnovare o rafforzare i propri indirizzi e impegni di politica ambientale.

La linea d'azione sul "*mainstreaming biodiversity*" (integrazione della biodiversità) ampiamente condivisa all'interno della Convenzione di Rio per la Biodiversità (UNCBD), è stata ripresa su più fronti di discussione nel corso del 2018, a voler rimarcare l'efficacia di un approccio alla conservazione che integri le competenze e le conoscenze con gli strumenti attuativi e finanziari. Una proposta arrivata anche dall'ultimo Dialogo dei Governi sul Capitale

Naturale (*Government Dialogue on Natural Capital 2018*)⁵ che ha chiesto alle Parti un maggiore impegno per il coordinamento delle azioni in virtù dell'inclinazione del Capitale Naturale a prestarsi come elemento trasversale tra gli obiettivi di conservazione, di produzione e consumo, così come a farsi promotore di benessere e strumento efficace per la lotta alla povertà.

Lo stesso Dialogo dei Governi sul Capitale Naturale ha registrato tra gli *outcomes* (conclusioni) una difficoltà generalizzata (probabilmente fisiologica) nel diffondere il tema, riconducibile sicuramente ad un'inerzia iniziale della politica, ma, al contempo, anche alla mancanza di risorse stanziata ad hoc. Indicazioni utili in tal senso sono state fornite riguardo ad un'esigenza di formazione sul tema del Capitale Naturale (*capacity building*) e sul maggiore scambio di informazione e buone pratiche attraverso reti e piattaforme condivise⁶.

Sulla stessa linea anche l'ultima Assemblea Generale delle Nazioni Unite del marzo 2019, che con la Risoluzione 73/284 "*United Nations Decade on Ecosystem Restoration (2021–2030)*"⁷, richiama le Parti sulla conservazione e il ripristino degli ecosistemi degradati, includendo tra le note la gestione sostenibile del Capitale Naturale per lo sviluppo sostenibile e per la lotta alla povertà come da precedente Decisione 2/13 dell'Assemblea sul Programma Ambientale dell'ONU⁸.

Le considerazioni fin qui analizzate sono state confermate anche in occasione della Settimana sul Capitale Naturale (*Natural Capital Week 2018*) che si è tenuta a Parigi lo scorso novembre e che ha visto l'impegno sinergico di tre iniziative internazionali: il Forum sulla Contabilità del Capitale Naturale (*Natural Capital Accounting – NCA*), il già citato Dialogo dei Governi e l'Iniziativa su *Combining Forces*, per la costruzione delle premesse (*enabling environment*) ad un migliore processo decisionale che combini tra loro i diversi aspetti del Capitale Naturale⁹. Un risultato importante della Settimana di Parigi è stato l'aver fornito ai Paesi, alle Agenzie Internazionali e ai diversi portatori di interesse, uno spazio di discussione su contabilità ambientale a sostegno della politica. In particolare, il dibattito del Forum ha ribadito il ruolo della politica come leva principale tra il settore pubblico e quello privato, auspicando un modello di policy in grado di condurre la domanda (*policy demand-driven*) verso le criticità e gli obiettivi prioritari. Da qui la richiesta di un'analisi approfondita sugli ostacoli politici rispetto alle grandi sfide del clima e della biodiversità, con lo scopo di identificare un punto d'ingresso per il *mainstreaming* del Capitale Naturale.

Secondo la *Natural Capital Coalition*, riconosciuta per il suo operato anche dalle Parti della UN-CBD¹⁰, sono comunque più di ottanta i Paesi che, ad oggi, hanno avviato esperimenti di contabilità ambientale a livello nazionale a sostegno dei processi decisionali. Tra i Paesi delle Piattaforme Regionali (*Natural Capital Regional Platforms*) ci sono: l'Australia (*Marine and Coastal Ecosystems Port Phillip Bay and Victoria's Parks*), il Brasile (*Environmental-economic accounting for water and EEB-services*), il Giappone (*Accounting system to record values of ecological stocks and ecosystem services*) e l'Olanda (*SEEA-EEA based Carbon-account*)¹¹.

Cinque nuovi Paesi (Uganda, Myanmar, Laos, Cambogia e Vietnam) si sono invece uniti al Programma del *Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services* (WAVES, Contabilità della Ricchezza e Valutazione dei Servizi Ecosistemici), una partnership globale guidata dalla Banca Mondiale che ha lo scopo di promuovere lo sviluppo sostenibile integrando le risorse naturali con le economie locali. Secondo il rapporto annuale del 2018¹², il Capitale Naturale rappresenta il 40% della ricchezza totale dei Paesi in via di Sviluppo, mentre nei Paesi sviluppati l'erosione delle risorse naturali degli ultimi venti anni non è stata compensata da un aumento della ricchezza totale.

⁵ <https://naturalcapitalcoalition.org/wp-content/uploads/2018/05/2018-Government-Dialogue-on-Natural-Capital.pdf>

⁶ <https://naturalcapitalcoalition.org/wp-content/uploads/2018/05/2018-Government-Dialogue-on-Natural-Capital.pdf>

⁷ <https://undocs.org/A/RES/73/284>

⁸ http://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/11188/K1607246_UNEPEA2_RES13E.pdf?sequence=1&isAllowed=y

⁹ <https://naturalcapitalcoalition.org/natural-capital-week-2018/>

¹⁰ <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-14/cop-14-dec-03-en.pdf>

¹¹ <https://naturalcapitalcoalition.org/who/natural-capital-regional-platforms/>

¹² https://www.wavespartnership.org/sites/waves/files/kc/WAVES-Annual-Report-2018-web_0.pdf

Una sintesi interessante di dati viene fornita dalla *UN-Environment* con l'*Inclusive Wealth Report* pubblicato nel 2018, un lavoro che analizza l'andamento della crescita in 140 Paesi in un arco temporale di 25 anni che va dal 1990 al 2014. Secondo il rapporto, il livello di crescita dei tre Capitali nell'arco di una generazione è stato in media del 3.8% annuo per il Capitale Prodotto, del 2.1% annuo per il Capitale Umano e del -0.7% annuo per il Capitale Naturale¹³.

Più in generale, l'obiettivo condiviso da raggiungere è la neutralità di erosione del Capitale Naturale rispetto ad un livello ottimale di riferimento citato da Helm (2015), nei lavori del Comitato per il Capitale Naturale britannico, come il "livello del Capitale Naturale rinnovabile", raggiungibile da un lato con l'arresto del degrado, dall'altro con il ripristino delle risorse fino ad arrivare ad un punto ottimale di equilibrio.

Ma come ci ricorda Sukhdev (MATTM - World Bank, 2018) "non possiamo gestire ciò che non misuriamo".

The Economic and Ecosystem Biodiversity - TEEB è per l'appunto un esercizio di valutazione quantitativa del Capitale Naturale (CN) di cui si è già ampiamente discusso nel Primo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia¹⁴. La fase III del TEEB, incentrata sui singoli settori e biomi, ha portato alla recente pubblicazione del rapporto "*Measuring what matters in agriculture and food systems*"¹⁵ sul settore agricolo, principale economia di sussistenza per milioni di persone. Il rapporto affronta la complessità del sistema agricolo con il "*system-based approach*", coniando il termine di "*Eco-Agri-Food-System*" un metodo di valutazione che facilita l'emersione dei costi nascosti (*hidden costs*) dovuti alle esternalità negative e che al tempo stesso orienti la domanda verso l'offerta e viceversa, a partire dal consumatore e dalla crisi della sicurezza alimentare fino al problema degli scarichi e dell'uso dei pesticidi nelle coltivazioni. La domanda di CN rinnovabile andrebbe comunque in parte guidata da pressioni esterne di natura politica (es. nuovi regolamenti a tutela del CN), economiche (es. incentivazione o disincentivazione) e sociale (es. crescita di consapevolezza su stili e consumo).

Una sorta di scomposizione dell'intero ciclo in singole unità e, laddove non sostenibile, si opera con la sostituzione di esse (*to manage the whole*). Una sfida ardua se si tiene conto della lacuna evolutiva della specie umana, la cui capacità di percezione della globalità dei sistemi non è mai stata, ad oggi, una caratteristica selettiva.

In questo contesto si inserisce il processo *multistakeholder* della post-crescita (*post-growth*) voluto dal Parlamento Europeo come un ripensamento critico dei modelli classici in virtù dei limiti planetari alla crescita infinita (*limits-to-growth dilemma*). A settembre 2018, a Bruxelles si è svolta la prima *Post-Growth Conference for Europe*¹⁶, con la partecipazione di parlamentari europei, gruppi politici e organizzazioni. In tale occasione 238 scienziati economisti provenienti da tutta Europa, incluso dall'Italia, hanno firmato una lettera aperta, tradotta poi in quindici lingue, appellandosi ai Governi e richiamandoli sull'evidenza che oramai si sta operando al di fuori dello spazio di sicurezza per l'umanità, senza che vi sia alcun segno di progresso verso la dissociazione (*decoupling*) dell'uso delle risorse dal degrado ambientale. Gli scienziati hanno anche sottolineato come ormai la produttività sia in declino a causa della saturazione dei mercati per cui se il trend dovesse rimanere invariato, si accentuerebbero ancor più le divisioni sociali, l'instabilità economica e le stesse democrazie sarebbero messe in grave pericolo. Gli economisti *inter alia* propongono di istituire un Ministero per la transizione economica, in ciascuno Stato membro, che si occupi di sostenibilità, di inclusività e di benessere sociale e ambientale, perché si lavori ad un futuro che l'attuale crescita economica non può più garantire.

¹³ <https://www.unenvironment.org/resources/report/inclusive-wealth-report-2018>

¹⁴ <https://www.minambiente.it/pagina/primo-rapporto-sullo-stato-del-capitale-naturale-italia-2017>

¹⁵ <http://teebweb.org/agrifood/measuring-what-matters-in-agriculture-and-food-systems/>

¹⁶ <https://www.postgrowth2018.eu/>

3 Il Capitale Naturale e i valori della natura

Il tema del “valore” della natura, centrale per i lavori sul Capitale Naturale, ha accompagnato fin dalle sue origini la storia della coscienza ambientale. Ha senso dare un valore economico alla natura? E se, sì per quale motivo? Per cederne i frutti sul mercato? Per ripristinarne una funzionalità perduta?

A discuterne per primi, sul finire del diciannovesimo secolo, furono negli Stati Uniti due tra i pionieri della cultura ecologica, il naturalista John Muir (1838-1914) e il selvicoltore Gifford Pinchot (1865-1946), in un acceso confronto a distanza nato intorno a una vicenda solo apparentemente di dettaglio: il pascolo delle pecore nelle aree protette forestali.

Pinchot la considerava un'attività ammissibile, come ogni intervento sull'ambiente che portasse utile alle comunità umane e fosse condotto con equilibrio. La scienza ambientale, secondo Pinchot, era esattamente questo: l'arte di ricavare servizi dalla natura a beneficio degli esseri umani. Conservare la natura equivale, a suo giudizio, a conservarne saggiamente le risorse, attraverso un comportamento “basato sull'eliminazione dello spreco e diretto all'uso migliore possibile, al fine del maggior bene, per il maggior numero di persone e per il tempo più lungo” (Pinchot definì questa oculatezza conservazionista “la chiave per il successo nazionale”).

Al contrario, Muir riteneva quella una pratica inammissibile, causa di danni alle aree protette e sintomo di un atteggiamento umano teso a tradurre in servizio qualsivoglia realtà naturale. La natura, sosteneva Muir, ha un valore generale che trascende l'utile e deve essere considerata anche al di là della dimensione di mero beneficio per l'essere umano. Prima che conservata per noi va preservata per sé, quand'anche questo dovesse comportare un condizionamento economico e un cambio di abitudini per le persone e le comunità umane.

Da circoscritta, la controversia tra Muir e Pinchot si fece politica e filosofica, per estendersi, dal tema specifico del pascolo, alla concezione generale del rapporto tra uomo e ambiente. Presto andò oltre i suoi stessi protagonisti, attraversando la storia delle idee ambientali e creando due filoni culturali tendenzialmente contrapposti: la visione conservazionistica della natura come bene-servizio, e dunque mezzo per noi, e la visione preservazionista della natura come bene in sé, e dunque fine.

Tali visioni hanno dato vita ad una serie di coppie dicotomiche che, per molti aspetti e ciascuna a suo modo, riassumono il dibattito: valore d'uso e valore intrinseco, teoria dell'utile e teoria del giusto, economia ambientale ed economia ecologica, sostenibilità debole e sostenibilità forte. Certo è che oggi la questione del valore, o meglio dei valori della natura, è più attuale che mai. La grande crisi ambientale le ha dato un'urgenza straordinaria.

La strada che il progetto del Capitale Naturale intende percorrere non è quella di ridurre la natura a bene di mercato, né di proporre un approccio interamente human-oriented che dia della natura un'interpretazione esclusivamente strumentale. La contabilizzazione dei beni naturali è invece un serio tentativo di superare di ciò che Pavan Sukhdev chiama “l'invisibilità economica della natura”. La natura, infatti, pur essendo indubbiamente fonte primaria di tutti i valori d'uso e di scambio, non si vede riconosciuto alcun merito e alla sua protezione sono allocate quote irrisorie del prodotto sociale. L'idea di fondo è che, adottando un'unità di riferimento e un sistema di misurazione comune (e al quale i vari portatori di interesse sono più abituati), si possa meglio comprendere e far comprendere il valore della natura e persino proteggerla e conservarla con più efficacia.

Il lessico economico adottato nel progetto del Capitale Naturale ha tre componenti: la caratterizzazione dell'oggetto del discorso (la natura come capitale, alcune sue componenti o funzioni come servizi finali), il metodo contabile (la partita doppia, i conti di flusso e quelli patrimoniali, le classificazioni eccetera) e l'unità di misura (la moneta). La sua strada, percorsa fino in fondo con l'adozione della moneta come numerario (ossia unità contabile comune), porta a consentire un confronto diretto tra capitali diversi, in particolare il capitale prodotto e quello naturale, nell'intento di pervenire a una misura complessiva della ricchezza delle nazioni. Tutta la ricchezza, anche quella che discende dalla natura, compresa la parte goduta dagli esseri umani senza la mediazione del sistema economico.

Tuttavia, attraverso l'utilizzo del metro monetario, che è strettamente connesso alla caratterizzazione dell'oggetto del discorso, non si supera l'incommensurabilità delle diverse grandezze fisiche iscritte nei conti della consistenza e dello stato di salute degli stock né, soprattutto, si coglie l'intera gamma dei valori della natura. Se ne colgono e misurano solo quegli aspetti che possono essere espressi in moneta. Cioè quelli che rimandano a rapporti di scambio, reali o anche solo puramente ipotetici. Si tratta di una sfera molto ampia ma limitata.

Questa tensione è legata all'esigenza di "andare oltre il PIL" nelle informazioni da considerare nei processi decisionali, consci dell'inadeguatezza della concezione monodimensionale che sottende alle valutazioni economiche per le decisioni aventi ad oggetto benessere e sostenibilità.

È importante rilevare che i processi di quantificazione che, nel presente momento storico, sono promossi fortemente dal capitalismo naturale, sono in parte quegli stessi processi essenziali all'acquisizione della conoscenza, possibilmente sempre più dettagliata ed esaustiva, dell'entità e delle caratteristiche del patrimonio di natura esistente. Con il metodo contabile si possono registrare ordinatamente i flussi e gli stock rilevanti e, in parte, descrivere la relazione tra essi, innanzitutto in termini biofisici, secondo le diverse metriche proprie dei fenomeni naturali, supportando le valutazioni monetarie ove sono appropriate, e prescindendo da esse ove non lo sono. Tale processo è in ultima analisi finalizzato a evitare che le società umane attingano alla natura alla cieca, come da una dispensa buia, senza avere consapevolezza di quanto vi sia realmente stipato e, almeno in parte, a nostra disposizione.

Dunque, il fine del progetto del Capitale Naturale, qualunque sia l'impostazione del problema della scelta che si predilige, è anzitutto quello di evitare l'overshoot, il superamento dei planetary boundaries, i limiti consentiti, e la dissipazione del patrimonio, con conseguente accumulo di debito ecologico. Un debito che già oggi qualcuno si trova a pagare e che, prima o poi, l'intera l'umanità dovrà pagare. In tal senso, e anche avendo in mente le generazioni a venire, il progetto del Capitale Naturale aiuta ad evidenziare il tema e mostra, soprattutto attraverso i conti fisici, i limiti quantitativi e le necessità qualitative del patrimonio naturale, a beneficio diretto degli elementi sociali (politica, economia, cittadini) e di un uso sostenibile delle risorse.

In tal senso, il progetto del Capitale Naturale terrà sempre conto del significato che è legittimo attribuire alle specifiche quantificazioni monetarie e definirà di volta in volta gli usi che sono appropriati di ciascuna particolare informazione. Si prenda ad esempio un servizio valutato in base ai "costi di ripristino": questi non ci dicono quale sia in sé il valore del servizio, ma "solo" l'entità degli esborsi monetari che la società dovrebbe sostenere nel caso si decidesse di rimpiazzare ciò che perderebbe a causa di un evento catastrofico, e che è effettivamente rimpiazzabile.

Particolare attenzione merita il significato delle stime in un'ottica di comparabilità con gli aggregati della contabilità nazionale. I costi di ripristino, così precisati, sono comparabili all'ammontare effettivo degli investimenti e delle spese correnti, sia in generale sia a quello specifico per la protezione dell'ambiente, fornito dal conto - regolamentato a livello europeo - delle Environmental Protection Expenditures.

In questo contesto di specificazione, diventa ancor più chiaro ed evidente come il valore-servizio non esaurisca la valorizzazione della natura ma si affianchi ad un valore altro, più ampio e più generale. Un valore libero dalla teoria dell'utile, da cui discenda anche il concetto di protezione fondamentale e di intangibilità della natura.

La questione, allora, non è solo decidere se sia lecito procedere alla contabilizzazione della natura (lo è senz'altro, secondo quanto chiarito, ed è appunto ciò che fa il progetto del Capitale Naturale) ma anche stabilire se esistano ambiti rilevanti dell'esperienza umana che sfuggono all'utilitarismo, e se, ancora prima, esistano ambiti rilevanti della realtà naturale che sfuggono all'esperienza umana. Cioè, occorre stabilire se, nella natura e in noi stessi, ci sia qualcosa di rilevante che supera la dimensione economica. Qualcosa che non è economico ma è importante, anzi essenziale. Un ambito che può essere messo in relazione con l'economico e con il sociale solo se si adotta un'ottica epistemologicamente aperta, nella quale le influenze reciproche tra entità diverse sono descritte utilizzando per ciascuna la sua unità di misura, poggiando per la parte del mondo biofisico sulla conoscenza diretta fornita dalle scienze della natura, rispettandone l'irriducibile multidimensionalità.

A questa domanda cruciale troviamo una risposta al più alto livello istituzionale, nella Convenzione sulla Diversità Biologica di Rio de Janeiro, che già al primo punto del Preambolo afferma la consapevolezza “del valore intrinseco della diversità biologica nonché del valore ecologico, genetico, sociale, economico, scientifico, educativo, culturale, ricreativo ed estetico della diversità biologica e delle sue componenti”. La Convenzione, nell’istituzionalizzare la teleologia del progetto sulla biodiversità, afferma una pletora di valori materiali e immateriali, tra cui quello economico, e li affianca ad un valore che invece è “intrinseco”, esterno al contesto di “servizio”. È la biodiversità come processo. È la biodiversità che vale per la biodiversità. È la vita per la vita, la natura come bene per la natura stessa.

“La conservazione della diversità biologica - afferma la Convenzione - è interesse comune dell’umanità” (terzo punto del Preambolo) e al tempo stesso è importante “per l’evoluzione e il mantenimento dei sistemi necessari alla vita della biosfera” (secondo punto). Essa cioè è interessante per noi e interessante per sé. Ha una funzione di servizio e beneficio per l’intero vivente e non solo per le comunità umane. I suoi beni vanno condivisi, la sua dispensa è una dispensa comune, per noi e per gli altri. Si tratta di una concezione del tutto ovvia sotto il profilo naturalistico ma tutt’altro che scontata sotto quello pratico e politico, rispetto a un modo secolare di intendere, umanisticamente, la natura. Non solo umanità ma umanità e biosfera.

Visto con prospettiva del Capitale Naturale, questa concezione comporta almeno due conseguenze logiche: 1) la produzione di Servizi Ecosistemici ha due terminali, l’umanità e la natura non umana (Figura 3), sebbene per la natura non umana il termine “servizio” non sia del tutto consono; 2) esiste un ambito della natura che non è direttamente rivolto a noi, non è risorsa, non è servizio, non è uso e consumo e, per certi versi, nemmeno è Capitale. È un super-Capitale, un patrimonio di valore superiore.

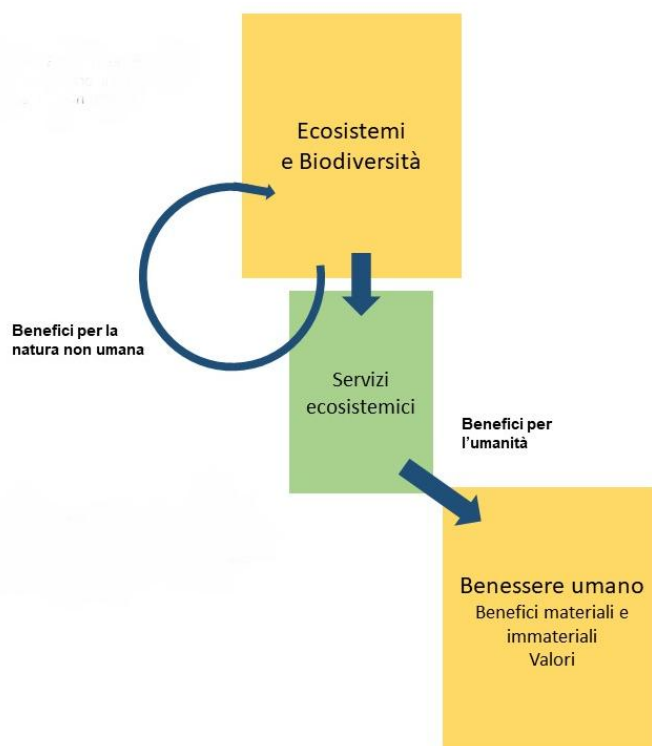


Figura 3 - I benefici della natura sono anche per la natura non umana

Fonte: elaborazione da Haines-Young R., Potschin M.B., 2010.

A rigor di logica, tutto il naturale rientra in questo super-Capitale, perché tutto, oltre che utile, ha un valore inerente: Capitale e super-Capitale sono fusi e confusi come due aspetti diversi di una medesima realtà. E tuttavia qual è l’incarnazione concreta, peculiare, distinguibile nelle tassonomie (ma non sempre distinta nella realtà fisica) di questo patrimonio superiore? Le specie super-tutelate, le aree protette e integralmente protette, i piccoli e grandi eventi naturali di cui non sappiamo e che pure accadono, le specie cui non abbiamo dato nome eppure

esistono. Tutto ciò che ha facoltà e diritto di esistere. Tutto ciò che sfugge persino a valori d'uso come la conoscenza, l'apprezzamento estetico, l'arricchimento culturale, le esperienze spirituali.

Nel corso della storia delle idee ambientali, per riferirsi alla natura e a talune esigenze di sua protezione, si è fatto sovente ricorso al termine sacro. È bene ricordare che la parola, dal latino sacer, definisce ciò che appartiene al livello alto, al piano divino, e come tale si distingue dal profanus, che appartiene a un livello basso (che a sua volta è distinto in publicus, appartenente allo Stato, e privatus, appartenente ai cittadini). Al netto di ogni risvolto religioso, è esattamente ciò che si intende con la distinzione poc'anzi operata: a monte l'intangibile della natura come bene superiore, a valle il servizio e il beneficio della natura come risorsa, materiale e immateriale, per le nostre esigenze biofisiche e per quelle cognitive, culturali, estetiche, ricreative, spirituali.

C'è un altro aspetto da evidenziare (visibile nella Figura 3). Potremmo definirlo il "riavvolgersi del nastro". Ovviamente, il flusso di servizi verso il super-Capitale non è lineare ma circolare. Il super-Capitale è anche ciò che permette la (e concorre alla) esistenza del Capitale. È natura che crea natura (torna alla natura) e quindi anche servizi per l'umanità. È fine ma anche mezzo. È il giusto ma anche l'utile.

Specie superprotette, aree protette, santuari (da sanctus, stessa radice di sacer, e analogo a sanzione, la punizione data a chi viola l'intangibile): l'intangibilità di questi oggetti naturali è giusta (per il diritto ad esistere che gli è riconosciuto) ma è anche utile, anzi essenziale, perché permette che il circolo della biodiversità resti attivo e la natura produca servizi, con l'abbondanza di benefici che generano anche per noi.

Potremmo in definitiva disegnare il quadro (Figura 4) su tre livelli: il primo (Capitale Naturale) è la natura come risorsa, disponibile se pure con giudizio e sostenibilità; il secondo (Capitale Naturale) è la natura come patrimonio, indisponibile. Sono le riserve di natura al di là dei planetary boundaries, "riservate" perché non si generi debito ecologico e potenzialmente la catastrofe; il terzo (super-Capitale Naturale) è la natura intangibile, il cui valore di patrimonio speciale è il valore intrinseco di cui la Convenzione della biodiversità ci parla nel primo principio.

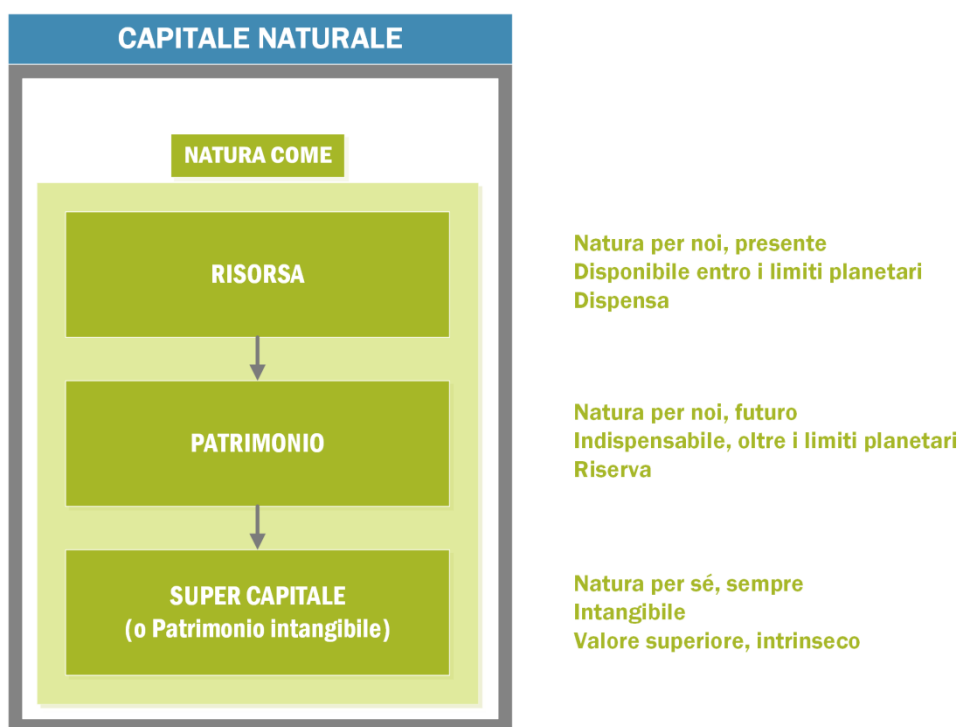


Figura 4 - I tre livelli di valore del Capitale Naturale

Cosa può fare, alla luce di tutto ciò, chi lavora sul Capitale Naturale? Può fare molto. Può e deve:

- **continuare nel lavoro di quantificazione e contabilizzazione**, al netto di ogni equivoco di mercificazione della natura, per **informare sempre meglio la politica e la società civile della ricchezza del pianeta, dei limiti del pianeta, della finitezza (se non scarsità) delle risorse**, stimolando a fare urgentemente le scelte giuste nelle grandi questioni globali così come nelle piccole azioni quotidiane;
- **valorizzare le esperienze umane che siano di uso e non necessariamente di consumo**: la fruizione cognitiva e spirituale della natura, la conoscenza, le esperienze estetiche, la crescita culturale, tutte capaci di gratificare le persone e potenzialmente sostituire attività più consumistiche e impattanti, riducendo la pressione sul pianeta;
- **promuovere un'etica della natura, una cultura del giusto e non solo dell'utile**, che porti ad apprezzare l'esistenza degli oggetti naturali anche quando non sono a nostro servizio, nella loro alterità e intangibilità. Una cultura altruistica, dal forte valore educativo e formativo, che deve infine diventare dominante se desideriamo rendere il nostro atteggiamento verso la natura realmente sostenibile;
- **diffondere sempre più e meglio la contabilità ambientale fisica e monetaria rilevante per il Capitale e il super-Capitale Naturale, tra i politici, gli amministratori, i tecnici, i media, la gente**, anche semplificando l'oggettiva complessità dei suoi tecnicismi, e far conoscere i principi delle nuove discipline ad esso legate tra cui quelli dell'economia ecologica;
- **chiedere a chiunque**, attraverso dettagliate raccomandazioni, **il rispetto concreto del pianeta Terra**, unico e solo, splendido e sofferente.

Fino a quando contrapporremo economia e natura, non faremo veri passi avanti. La teoria economicistica, come è oggi intesa, dovrà sempre confrontarsi con l'abuso di risorse e la crescente messa in pericolo del pianeta. La teoria preservazionista, come si è sviluppata, correrà sempre il rischio di cadere nella contraddizione di chi afferma che la natura è un fine e però la deve usare, la usa, come mezzo. I limiti dell'una si capovolgono nei limiti dell'altra. Non è contrapponendo le due teorie che troveremo la soluzione.

La soluzione ai problemi ambientali è in una conciliazione di alto livello, che faccia propria l'oculatezza di Gifford Pinchot (eliminare lo spreco, fare il miglior uso possibile delle risorse per il maggior numero di persone e per il tempo più lungo) e l'altruismo di John Muir, che guardava alle sequoie giganti come a dei compagni di viaggio e non a legname sprecato. Una soluzione che riscriva le regole dell'economia alla luce dei limiti del pianeta e del valore plurale della natura, offrendo alle società umane la chiave per un nuovo modo di abitare la Terra.

È a questo obiettivo, gigantesco ma ineludibile, nel difficile tempo dell'Antropocene, che intende contribuire il presente rapporto e in generale il lavoro di questo Comitato, orientando il progetto italiano del Capitale Naturale e completando il quadro informativo con la giusta considerazione non solo del Capitale Naturale strettamente inteso ma anche dell'altrettanto prezioso super-Capitale della natura.

PARTE I: MISURAZIONE E DATI

Sintesi. In questa parte, dopo un riepilogo dei dati fisici ed economici presentati nelle edizioni del Rapporto 2017 e 2018, vengono ricordati alcuni concetti chiave relativi ai Servizi Ecosistemici e vengono approfondite le analisi su alcuni aspetti e componenti specifici del Capitale Naturale, quali il mare, le foreste e il consumo di suolo.

Viene innanzitutto ricordato che la piena funzionalità ecosistemica è alla base dei benefici per le popolazioni e che gli ecosistemi che generano tali servizi rappresentano un Capitale Naturale critico non sostituibile e perciò bisognoso di valutazione e di varie forme di tutela in quanto bene pubblico. Tali principi sono alla base dello sviluppo sostenibile “forte” e dei suoi conseguenti paradigmi, cui fanno riferimento strategie e indirizzi internazionali ed europei, a partire dall’Agenda 2030 per lo Sviluppo Sostenibile.

Per completezza del quadro sui Servizi Ecosistemici, viene riportata la tassonomia dei servizi ecosistemici secondo la Classificazione Internazionale Comune dei Servizi degli Ecosistemi (CICES), giunta alla 5^a versione, con cui opera in coerenza l’Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES), che nel Global Assessment 2019 ha formulato nuove classificazioni e valutazioni di riferimento globale per quelli che sono ritenuti i Nature’s Contributions to People (NCP), evidenziando come, sui 18 NCP, ben 14 dal 1970 hanno registrato un declino.

Si evidenzia, inoltre, che il funzionamento degli ecosistemi è garantito dalle funzioni di regolazione, che possono essere usate per stimare le soglie di criticità d’uso rispetto agli altri SE; tali valori sono determinanti in processi quali la Pianificazione, la VAS o lo sviluppo di Pagamento di Servizi Ecosistemici ed Ambientali, al fine della salvaguardia nel tempo della funzione collettiva del Capitale Naturale.

Entrando nella trattazione di componenti specifiche del Capitale, in questa 1^a Parte viene riportata una panoramica della Direttiva Quadro sulla Strategia per l’Ambiente Marino (2008/56/CE) e del relativo programma di monitoraggio, con un approfondimento sullo stato di attuazione delle attività di monitoraggio del primo ciclo attuativo della Strategia Marina. Sono inoltre riportati dei focus sulle praterie di *Posidonia oceanica*, sulle specie non indigene e sui rifiuti marini.

Viene quindi sviluppato un approfondimento relativo agli effetti dei cambiamenti climatici sulla capacità dei territori forestali di continuare a fornire Servizi Ecosistemici attraverso la quantificazione dei danni che la tempesta Vaia ha determinato lo scorso anno sulle regioni alpine, sottolineando come, in questi casi, la gestione forestale e del paesaggio abbia un importante compito nel favorire l’adattamento e la mitigazione dei cambiamenti ambientali, rafforzando resilienza e stabilità nella fornitura dei benefici ambientali da parte delle foreste.

Infine, relativamente alla valutazione dello stato di conservazione degli ecosistemi terrestri, nel presente Rapporto prosegue l’analisi del “consumo di suolo” negli ecosistemi naturali e semi-naturali, con un focus nei Parchi Nazionali, consentendo di far emergere in termini qualitativi e quantitativi il valore conservazionistico delle aree protette, nonché di segnalare eventuali criticità ed elementi di pregio a livello di singolo Parco nel contesto ecoregionale di riferimento. Tali analisi assumono una grande rilevanza per evidenziare i trend di cambiamento e quindi pianificare i necessari interventi di riqualificazione, recupero e ripristino ambientale. Il dato di maggior rilievo riguarda la percentuale di consumo di suolo osservata all’anno 2017 nei Parchi Nazionali, risultante generalmente molto minore dei valori medi segnalati a livello di ecoregioni e di regioni amministrative, nonché, nella maggior parte dei casi, del valore medio nazionale.

4 Riepilogo dei dati fisici ed economici presentati nei primi due Rapporti

Il Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale ha un duplice obiettivo: fornire un quadro aggiornato dello stato del CN del Paese, corredato di informazioni e dati ambientali espressi in unità fisiche e monetarie seguendo le metodologie definite dall'Organizzazione delle Nazioni Unite e dall'Unione Europea e provvedere ad una valutazione ex ante ed ex post degli effetti delle politiche pubbliche sul CN e sui Servizi Ecosistemici. La struttura del Rapporto rispecchia questi obiettivi e include, dopo una prima parte di dati e misurazioni biofisiche disponibili, la contabilità fisica e monetaria, con le prime valutazioni associabili ad alcuni Servizi Ecosistemici, e poi una parte di valutazione degli impatti delle politiche pubbliche sul CN.

In particolare, il primo Rapporto (MATTM 2017) ha fornito innanzitutto una descrizione e valutazione dello stato fisico del CN in Italia. Coerentemente con l'impostazione del SEEA-Central-Framework, sono stati identificati ed esaminati i principali asset (beni e servizi) ambientali, Suolo, Sottosuolo, Aria, Acqua e Biodiversità. Data la specificità territoriale e la diversità biologica, è stata adottata una regionalizzazione in macro-ambiti omogenei dal punto di vista ecologico in cinque Ecoregioni (Alpina, Padana, Appenninica, Mediterranea Tirrenica, Mediterranea Adriatica). La suddivisione in Ecoregioni rappresenta infatti un quadro di riferimento efficace all'interno del quale definire (negli aspetti qualitativi) e misurare (negli aspetti quantitativi) il CN. Un'analisi della Vegetazione Naturale Potenziale effettuata a livello nazionale, ha permesso di individuare 19 ecosistemi ad alto stato di conservazione (12% della superficie nazionale), 18 a medio (14%) e 36 a basso (14%). Tra quelli a basso stato di conservazione vi sono gli ecosistemi umidi, planiziarci e costieri dove si concentrano maggiormente le attività antropiche, in particolare:

- ecosistemi a struttura forestale, con diverse fisionomie, della Pianura Padana;
- ecosistemi legati alle fasce costiere e subcostiere della penisola, delle isole maggiori e delle coste nord-adriatiche;
- ecosistemi igrofilici di tutti i settori biogeografici a diversa struttura e fisionomia;
- ecosistemi forestali a dominanza di querce caducifoglie in ambito planiziale e collinare sia nel settore alpino e prealpino sia nel settore peninsulare.

Successivamente, l'analisi ha definito i principali fattori di pressione antropica che incidono in modo significativo sul valore del CN, depauperando direttamente le sue componenti o gravando negativamente sul flusso di servizi forniti dagli ecosistemi nazionali. L'analisi dei fattori di pressione è particolarmente utile ai fini dell'impostazione delle politiche di prevenzione, tutela e valorizzazione del CN.

Infine, è stata fatta una prima quantificazione fisica dei principali assets naturali e dei Servizi Ecosistemici ad essi associati, evidenziando specifici casi-studio. L'analisi si è focalizzata su quattro ambiti: foreste, ambiente marino/costiero, agricoltura e consumo di suolo, aree metropolitane.

Nel secondo rapporto sono state integrate le valutazioni disponibili sullo stato di conservazione delle Ecoregioni considerando, oltre alle alterazioni relative all'estensione delle diverse tipologie ecosistemiche e alla loro interfaccia con altri usi e coperture del suolo, anche le alterazioni dovute all'isolamento (e quindi alla diminuzione di connettività) provocate dall'artificializzazione del suolo e dalla presenza di infrastrutture grigie. A partire dalla selezione delle situazioni di maggior criticità già evidenziate in CCN (2017), sono quindi stati analizzati:

- la percentuale di superficie artificiale (% BU, built up) interna ai singoli ecosistemi, calcolata tramite la combinazione tra la Carta nazionale del consumo di suolo dell'anno 2012 (elaborazioni ISPRA su cartografia SNPA) e la versione aggiornata della Carta degli ecosistemi d'Italia;
- l'effective mesh size (EMS).

Rispetto alle valutazioni generali sul consumo di suolo, rese disponibili dal Rapporto ISPRA (2017), queste elaborazioni mettono in evidenza le criticità in chiave ecosistemica. Viene, infatti, confermato il dato di consumo di suolo a livello nazionale, che si attesta al 7,6%, ma diventa disponibile una lettura del diverso grado di pressione a livello eco-regionale, per i settori regionali e per le singole tipologie di ecosistemi.

Il secondo Rapporto fornisce anche una prima valutazione del CN nelle ecoregioni marine e approfondisce la contabilità delle Aree Marine Protette (AMP) presentando i risultati del progetto quadriennale “Contabilità ambientale per le aree marine protette italiane” finanziato dal MATTM e finalizzato all’attuazione di un sistema di contabilità ambientale per ventisette AMP italiane. Il principale obiettivo di questo progetto è la valutazione, sia biofisica (emergetica), sia economica, degli stock di CN e dei flussi di SE generati dalle AMP.

Un altro elemento di novità rispetto al primo Rapporto è l’analisi degli ecosistemi agricoli e in particolare dell’agro-ecosistema irriguo e dei relativi Servizi Ecosistemici. Se in buone condizioni, gli agro-ecosistemi irrigui risultano in grado di generare impatti positivi mediante la fornitura di SE di approvvigionamento, di regolazione e mantenimento, culturali. Ad esempio, tra i servizi, l’agro-ecosistema irriguo, grazie alla manutenzione del territorio, alle sistemazioni idraulico-agrarie e ai canali ad uso promiscuo, risulta in grado di offrire servizi di regolazione e supporto. Le sistemazioni idraulico-agrarie sono, infatti, importanti strumenti che consentono di smaltire rapidamente quantitativi di acqua superiori alla capacità di assorbimento del suolo e facilitare l’infiltrazione dell’acqua in profondità per evitare ristagni e per creare riserve utilizzabili dalla coltura, promuovendo un uso sostenibile della risorsa idrica e favorendo la fertilità del suolo.

Tra le pressioni, il secondo Rapporto contiene due approfondimenti di rilievo: il primo sugli impatti del cambiamento climatico e il secondo sull’incidenza degli incendi boschivi sullo stato di conservazione del patrimonio forestale. In particolare, a livello italiano le foreste coprono un territorio pari a circa 11 milioni di ha (secondo l’Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi di Carbonio 2005, con aggiornamento 2015), più del 30% della superficie nazionale. Come queste reagiranno al cambiamento climatico in atto è oggetto di indagine da parte di diversi gruppi di ricerca. Diversi studi ipotizzano variazioni nella distribuzione delle foreste italiane sulla base delle loro esigenze termiche ed utilizzando scenari di cambiamento climatico. Per la zona alpina viene ipotizzato che, a causa dell’innalzamento termico, la foresta di specie caducifoglie possa avvantaggiarsi rispetto alle conifere microterme; per la pianura padana potrebbero instaurarsi condizioni favorevoli all’insediamento di specie prettamente mediterranee, anche se il loro ingresso potrebbe essere ostacolato dall’elevato grado di frammentazione del territorio; per la parte peninsulare invece, accanto ad una contrazione della diffusione del faggio, potrebbero diffondersi specie più termofile, sia caducifoglie che non. Riguardo a simulazioni vere e proprie di quantità di carbonio stoccato dalle foreste è possibile fare riferimento all’applicazione del modello Biome-Bgc (2018) che hanno utilizzato lo scenario RCP 4.5 (uno scenario di cambiamento climatico rilevante ma non estremo) per i periodi 2036-60 e 2066-90. Gli autori hanno applicato il modello bio-geochimico alla scala spaziale di 1 km per tutte le foreste italiane raggruppate nelle seguenti categorie: macchia mediterranea, querceti sempreverdi, querceti misti, castagneti, faggete, conifere del piano basale/collinare e conifere del piano montano. In generale, si conferma l’adattabilità delle foreste mediterranee, ma si sente la necessità di valutare meglio l’interazione congiunta di clima e concentrazione atmosferica di CO₂, oltre che di utilizzare anche scenari di diversa distribuzione delle specie come ipotizzata per esempio da studi sopra descritti o di diversa gestione forestale come descritto da Collalti et al. (2014) tramite l’utilizzo del modello bio-geochimico italiano 3D-Cmcc Forest Ecosystem Model.

Per quanto riguarda l’incidenza degli incendi boschivi, l’analisi evidenzia come in Italia il problema degli incendi boschivi abbia assunto grande rilevanza con decine di migliaia di ettari persi ogni anno: dati provvisori elaborati dal Comando Unità Forestali, Ambientali e Agroalimentari (CUFAA) dei Carabinieri, nel 2016 si sono verificati 4.962 incendi su una superficie complessiva pari a 63.157 ha. Le foreste percorse da incendio subiscono variazioni estensive e rapide nello stato di conservazione della biodiversità. Spesso quando una foresta montana brucia, dopo circa 5-6 anni frana. I piani regionali rappresentano importanti strumenti programmatici, sottoposti a revisione annuale, nei quali si organizzano e coordinano tutte le attività riguardanti l’antincendio in ciascuna zona del territorio regionale, dalle fasi di previsione e prevenzione, fino all’organizzazione della logistica necessaria al contrasto e alla lotta attiva per lo spegnimento dell’incendio boschivo.

I due Rapporti contengono anche alcune valutazioni biofisico-economiche prodotte da ISPRA di diverse tipologie di Servizi Ecosistemici. Nel primo Rapporto, gli approfondimenti hanno riguardato il consumo di suolo, i Servizi Ecosistemici dell’ambiente marino e costiero e le zone umide. Nel secondo, il controllo e

mitigazione dell'erosione e la qualità degli habitat. Per la valutazione biofisica ed economica, si utilizzano metodologie complesse e specifiche a seconda del servizio ecosistemico analizzato. Lo studio dell'ISPRA contenuto nel primo Rapporto, utilizzando valori economici presenti in letteratura, fornisce una prima stima indicativa della perdita di 10 Servizi Ecosistemici generata dal consumo di suolo tra il 2012 e il 2015: stoccaggio e sequestro del carbonio; qualità degli habitat; produzione agricola; produzione legnosa; purificazione dell'acqua; protezione dall'erosione; impollinazione; regolazione del microclima urbano; infiltrazione dell'acqua; rimozione di particolato ed ozono. L'impatto economico maggiore è dovuto alla perdita di suolo produttivo per produzione agricola, che ammonta a 424 Mln €/anno. Significativi anche gli impatti di stoccaggio e sequestro del carbonio (che dipende in modo cruciale dal costo sociale dei cambiamenti climatici) e di protezione dall'erosione, per i quali siamo nell'ordine degli oltre 100 Mln €/anno.

Sempre nel primo Rapporto, sono contenuti i risultati di uno studio relativo alla valutazione di due SE del mare: il servizio di sequestro di carbonio e quello di protezione contro l'erosione costiera fornito dalle praterie di *Posidonia oceanica*. Il valore annuale del servizio di **sequestro del carbonio** fornito dai mari italiani varia tra i 9,7 e i 129 Mln € l'anno, mentre quello relativo alla **funzione protettiva delle praterie marine di posidonia contro l'erosione costiera** è stimato in circa 83 Mln di € l'anno. Lo studio quantifica anche il **valore di esistenza** degli ecosistemi costieri, delle spiagge italiane e loro amenità, per residenti e non residenti. Il dato specifico per l'Italia viene ottenuto attraverso una metodologia di **benefit transfer** e i risultati evidenziano una disponibilità media a pagare annua, per residente in area costiera, pari a 323,56 € per i servizi culturali associati alle spiagge e a 41,74 € per quelli di tutti gli altri tipi di ecosistemi presenti negli ambienti costieri. Tra i non residenti, i primi generano invece una disponibilità a pagare media pro capite pari a 144,66 € e i secondi pari a 18,66 €. Su scala nazionale si ottiene un valore di non uso annuo generato dalle spiagge pari a 24 Mld €, e pari a 3 Mld € quello generato dagli altri ecosistemi, per un totale di 27 Mld € attribuibile agli ecosistemi costieri nel loro complesso.

Nel secondo Rapporto, per la valutazione economica del servizio di controllo dell'erosione del terreno, si fa riferimento al costo di sostituzione o *replacement cost* ovvero al costo associato all'adozione di soluzioni di protezione che hanno equivalente funzionalità. Prendendo in considerazione dalla letteratura scientifica tre diverse tipologie di intervento, il valore economico del servizio ecosistemico varia da 34,8 Mld €. a 149 Mld €. Per quanto riguarda la valutazione del servizio ecosistemico di qualità degli habitat, si stima complessivamente un valore economico totale associato alla qualità degli habitat corrispondente a 13,5 Mld €, di cui, tra gli altri, 4,9 Mld € attribuibili alle foreste, 1,5 Mld € a prati e pascoli e 103 Mln € alle zone umide.

Il lavoro svolto nel primo Rapporto è stato propedeutico per affrontare, nel secondo, il tema della contabilizzazione dei Servizi Ecosistemici così come previsto dal SEEA-EEA. In particolare, i primi servizi contabilizzati sono stati l'impollinazione agricola, i servizi ricreativi outdoor e la purificazione dell'acqua. Oltre a fornire una valutazione monetaria associabile al servizio ecosistemico, la metodologia SEEA-EEA contabilizzando domanda e offerta del servizio, consente di definire il grado al quale l'ambiente naturale è in grado di soddisfare bisogni umani il cui soddisfacimento dipende direttamente da sue specifiche caratteristiche.

Il contributo del SE d'impollinazione alla produzione agricola totale si è ridotto tra il 2000 e il 2012 passando dal 5,2% al 4,5%. Nello stesso periodo, la quota di domanda d'impollinazione non soddisfatta è aumentata: una quota crescente del valore della produzione agricola registrata nei conti economici nazionali non beneficia del servizio d'impollinazione pur domandandolo.

La stima del valore dei servizi ricreativi (non turistici) offerti dagli ecosistemi è invece aumentato passando da 1,9 Mld € a 3 Mld € tra il 2000 ed il 2012. Tuttavia, in questo caso, è difficile trarre conclusioni in termini di policy dal momento che l'esperienza ricreativa dipende dallo stato di conservazione dell'intero ecosistema. Se l'aumento dei servizi ricreativi va a discapito della produzione di altri servizi da parte dello stesso ecosistema la valutazione non può non tenerne conto.

Infine, la stima del valore del servizio di purificazione delle acque è rimasta invariata, tra il 2000 e il 2012, ma va detto che il flusso effettivo di servizio utilizzato è superiore rispetto a quello sostenibile, in gran parte del territorio nazionale.

5 Il ruolo ecologico ed economico dei Servizi Ecosistemici (SE)

5.1 Le funzioni ecosistemiche

Accrescere la consapevolezza dell'importanza del Capitale Naturale significa porre l'attenzione non solo sugli oggetti della natura (le specie e gli ecosistemi), ma anche approfondire ed analizzare la vitalità dell'ambiente naturale per capirne meglio il funzionamento anche in relazione al fatto che l'esistenza degli ecosistemi e il loro funzionamento viene spesso dato per scontato e non ci si accorge dell'importanza fondamentale che il loro stato di salute e i processi che in essi si svolgono hanno per la salute e il benessere umano.

I deficit funzionali indotti dalle alterazioni molto spesso antropiche e la conseguente perdita di funzionalità ecosistemica e di biodiversità, nonché di benefici per le popolazioni, hanno determinato l'importanza degli ecosistemi tanto che ora si è finalmente costretti a considerare il lavoro degli ecosistemi stessi come parte integrante della vita umana da cui essa dipende. Il loro funzionamento è il risultato di complesse interazioni tra componenti biotiche (organismi viventi, cioè la biodiversità) e componenti abiotiche (fisico-chimiche) guidate dalla forza trainante universale di materia ed energia. Di fatto, possiamo considerare una funzione come il compito specifico, assegnato o riconosciuto nell'ambito di un'attività organizzata o di una struttura che, se finalizzata ad una domanda antropica, può essere declinata come *la capacità dei processi naturali e delle componenti ecosistemiche capaci di fornire beni e servizi che soddisfino i bisogni umani, direttamente o indirettamente* (De Groot, 1992). Sebbene in letteratura sia stata indicata un'ampia gamma di funzioni ecosistemiche, generalmente si fa riferimento al lavoro di De Groot et al. (2000) in cui si raggruppano le funzioni degli ecosistemi in quattro categorie principali:

Funzioni di regolazione: questo gruppo di funzioni riguarda la capacità degli ecosistemi naturali e seminaturali di regolare i processi ecologici essenziali e i sistemi di supporto vitale attraverso cicli biogeochimici e altri processi biologici. Oltre a mantenere la salute dell'ecosistema (e della biosfera), queste funzioni di regolazione forniscono molti servizi, che hanno benefici diretti e indiretti per gli esseri umani (come aria pulita, acqua e suolo e servizi di controllo biologico).

Funzioni dell'habitat: gli ecosistemi naturali forniscono luoghi di rifugio, di alimentazione, di riproduzione ecc., cioè habitat per le piante e gli animali contribuendo alla conservazione (in situ) di diversità genetica e processi evolutivi all'interno degli ecosistemi alle diverse scale.

Funzioni di produzione: la fotosintesi e l'assorbimento di nutrienti da parte degli autotrofi converte energia, anidride carbonica, acqua e sostanze nutritive in un'ampia varietà di strutture biochimiche che vengono poi utilizzate dai produttori secondari per creare una varietà ancora più ampia di biomassa vivente. Questa ampia diversità nelle strutture fornisce molti beni ecosistemici per il consumo umano, che vanno dal cibo e materie prime alle risorse energetiche e materiale genetico.

Funzioni di informazione: poiché la maggior parte dell'evoluzione umana ha avuto luogo in un contesto selvatico, gli ecosistemi naturali forniscono una "funzione di riferimento" essenziale in quanto la nostra storia evolutiva ha fornito gli adattamenti alla struttura genetica affinché il contatto con la Natura abbia effetti positivi sulla nostra capacità di attenzione, sulla nostra creatività, sul nostro equilibrio emotivo (=biofilia) (Barbiero e Berto, 2016). Inoltre un ecosistema funzionante ed in buono stato contribuisce al mantenimento della salute umana offrendo opportunità di riflessione, arricchimento spirituale, sviluppo cognitivo, creazione ed esperienza estetica.

Sebbene l'ordinamento delle categorie di funzioni può non essere interpretato troppo rigorosamente, c'è una logica ecologica, gerarchica nel loro ordinamento. I primi due gruppi di funzioni (regolazione e habitat) sono essenziali per il mantenimento di processi e delle componenti naturali e sono pertanto subordinati al mantenimento della disponibilità degli altri due gruppi di funzioni (De Groot et al. 2000).

Sulla base di questa organizzazione gerarchica, la struttura ecosistemica è strutturata da componenti fondamentali che per Odum e Barrett (2005) sono comunità, flussi di energia e cicli della materia, mentre in una revisione più recente e funzionale, Jørgensen (2012) evidenzia i concetti di biomassa, interazioni e informazioni. La Notte et al.

(2017b) enfatizzano gli aspetti legati alla complessità dei sistemi, sottolineando come un servizio ecosistemico (SE) sia un processo determinato dai rapporti gerarchici verticali e orizzontali in cui ogni livello è vincolato/condizionato dai livelli superiore ed inferiore (ecosistema/paesaggio) e dai rapporti orizzontali (tra ecosistemi o componenti), recuperando anche qui i concetti propri dell'Ecologia del Paesaggio (Forman e Godron 1986). Di fatto, le interazioni verticali e orizzontali costituiscono la proprietà emergente (Odum e Barrett, 2005) del sistema nel senso che le diverse componenti in senso verticale e/o orizzontale interagiscono fra loro per caratterizzare la/le funzione/i e che può diventare servizio.

Di conseguenza, il beneficio è una componente singola, valutabile con una unità di misura ed è il veicolo per godere del servizio (Matthies et al. 2016), mentre il servizio è il risultato di un articolato processo a cascata (La Notte et al., 2017b), complesso, che parte dalle componenti fondamentali che formano la struttura biofisica dell'ecosistema, di cui la biodiversità è il motore fondamentale.

Questo complesso di beni, processi o funzioni, costituisce il Capitale Naturale, cioè l'intero stock di beni naturali (comunità e componenti abiotiche) che forniscono all'uomo beni e servizi, in modo diretto e indiretto, sono necessari per la sopravvivenza dell'ambiente stesso da cui sono generati (UK Natural Capital Committee) definizione riportata dal Comitato per il Capitale Naturale (art. 67 L. 221/2015) nello spirito della Strategia per lo Sviluppo Sostenibile, a cui la L. 221/15 art. 3 si ispira. Questa definizione, vista nel suo aspetto di rilevanza economica, caratterizza il Capitale Naturale come fornitore diretto e indiretto di beni e servizi che sono necessari all'umanità, oltre che per la sopravvivenza dell'ambiente stesso da cui sono generati.

5.2 Il paradigma dello sviluppo sostenibile forte e l'Agenda 2030

L'evidenza che ci siano processi chiave per il mantenimento della funzionalità degli ecosistemi, ben si correla con i principi dello sviluppo sostenibile forte e suoi conseguenti paradigmi, a cui fanno riferimento strategie ed indirizzi nazionali ed europei. In questo contesto è quindi utile approfondire il ragionamento in base alla quale è indispensabile mantenere la funzionalità di una parte significativa del sistema territoriale, a qualunque livello di scala.

Secondo i principi di sostenibilità, questa generazione deve essere certa di lasciare alla prossima uno stock di capitale non inferiore a quello che possiede ora, costituendo la consistenza di tale stock un presupposto della possibilità di raggiungere un certo benessere attraverso la fornitura di beni e di servizi dai quali dipende il genere umano. In questo modo, il livello di risorse e di capacità produttiva dovrebbe essere il medesimo rispetto ad ogni altra generazione, ma il benessere di ognuna può essere diverso in relazione al tipo di uso del proprio stock di risorse. Come definito da Pasek (1992) descrivendo lo standard di Locke, ogni generazione dovrebbe lasciare alle altre una quantità di risorse sufficiente e di buona qualità.

Tuttavia, l'interpretazione dello stock aggregato di risorse ha indotto l'elaborazione di diversi concetti di sviluppo sostenibile (Turner et al. 1996), i più rappresentativi dei quali sono quello cosiddetto debole (SSD) e quello denominato forte (SSF).

Per il primo, il Capitale Naturale non necessita di trattamenti particolari dal momento che esso è equiparato alle altre forme di capitale. In sostanza alle nuove generazioni basta il trasferimento di uno stock di capitale aggregato non inferiore a quello che esiste ora, assumendo che ogni tipo di capitale presenta una sostituibilità perfetta. In sostanza tutti i SE hanno "pari dignità" e possono utilizzare le funzioni/Servizi Ecosistemici da lui prodotti, secondo le opportunità indicate dal mercato o dalle politiche economiche.

Al contrario, la sostenibilità di tipo forte assume che gli elementi dello stock di Capitale Naturale non possono essere sostituiti ad esempio dal capitale costruito dall'uomo: un bosco o una zona umida non può essere "scambiata" con un'area edificabile o una strada. Alcune delle funzioni e dei servizi degli ecosistemi sono essenziali per la vita del genere umano in quanto elementi determinanti il funzionamento degli ecosistemi. Di conseguenza, gli ecosistemi che generano tali servizi sono definiti come **Capitale Naturale critico non sostituibile** e perciò bisognoso di valutazione e di varie forme di tutela in quanto bene pubblico, della

collettività, affinché gli ecosistemi di tutti i tipi possano continuare a funzionare nel tempo a favore della collettività in senso biocenotico, anche sotto una gestione antropica sostenibile.

A rafforzare quanto appena affermato, viene la versione gerarchica dei 17 obiettivi dell'Agenda 2030 per lo Sviluppo Sostenibile (Figura 5) che si basa su una delle figure iconiche dello Stockholm Resilience Centre, "la torta nuziale", sviluppata dal direttore scientifico del centro Carl Folke, a sottolineare il fatto di come le economie e le società siano viste come parti incorporate e dipendenti dalla biosfera e dalle sue risorse (Folke et al. 2016). L'anello di base che supporta società ed economia è caratterizzato proprio dagli obiettivi di funzionalità degli ecosistemi terrestri e acquatici (14 Vita sott'acqua; 15 Vita sulla terra) e dagli obiettivi di qualità (6 Acqua pulita e servizi igienico-sanitari) attraverso azioni di adattamento al cambiamento climatico (13 Lotta contro il cambiamento climatico). Tale visione prevede una ri-centralizzazione della natura nelle scelte di sviluppo future e l'individuazione di soluzioni alternative che siano al tempo stesso efficienti ed economicamente convenienti attraverso le Nature-based solutions (AAVV, 2015) in un approccio pluridisciplinare ed integrato (Santolini e Morri 2017).

Come già affermato in precedenza, gli uomini e le nostre società dipendono dalle risorse e dai servizi della biosfera e i processi e gli equilibri ecologici non possono più essere spiegati senza considerare le influenze umane su questi (Turner et al. 1990, Ehrlich ed Ehrlich 2008, Ellis 2015, Worm e Paine 2016). Chiaramente, il sociale e i processi ecologici sono collegati sotto forma di sistemi accoppiati uomo-ambiente o sistemi antropici e naturali (Liu et al., 2007; Folke et al. 2016).

Di conseguenza, se la sostenibilità forte è l'obiettivo a cui si vuole tendere, questi rapporti non devono essere marginali, temporanei o facoltativi ma le componenti dei processi sociali ed ecologici nonché economici, devono coevolvere tra loro, essere fortemente interdipendenti, plasmarsi e farsi plasmare l'un l'altro (Norgaard 1994, Berkes and Folke 1998) interagendo in complesse relazioni, interazioni e feedback che emergono attraverso livelli e scale temporali e spaziali diverse, spesso con esiti ed effetti importanti (Walker et al., 2009, Homer-Dixon et al., 2015).

In questo modo l'attenzione si sposta dall'ambiente come esternalità agli ecosistemi e i loro beni e funzioni (Capitale Naturale e biosfera) come preconditione per lo sviluppo economico per la giustizia sociale e la sostenibilità (Folke et al. 2016).

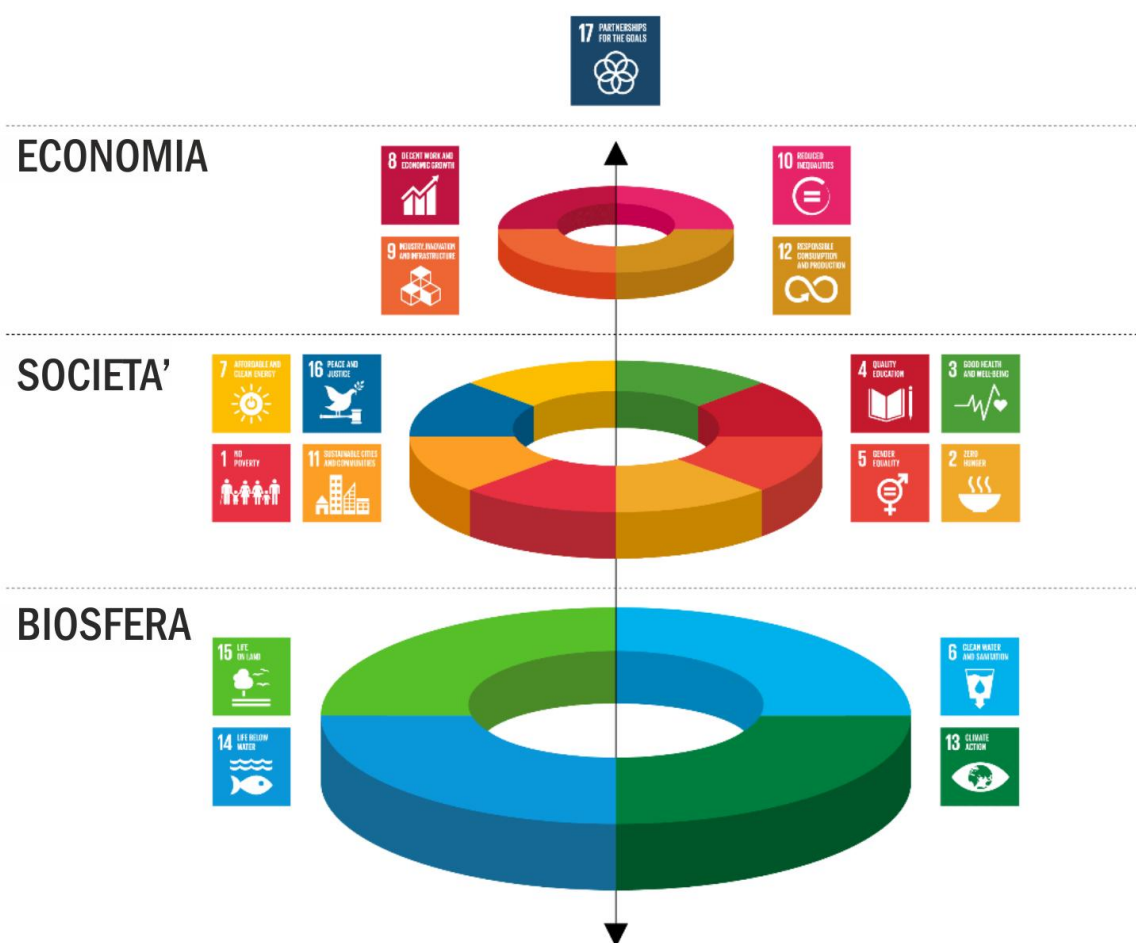


Figura 5 - Rappresentazione gerarchica dei 17 Sustainable Development Goals – SDGs.

Fonte: nostra elaborazione da Folke et al (2016)¹⁷.

Tutti gli obiettivi di sviluppo sostenibile sono collegati direttamente o indirettamente alla funzionalità degli ecosistemi che produce beni e servizi tra cui cibo sostenibile e sano e da questi dipende il nostro “ben essere”.

Far fronte a queste nuove sfide richiede un approccio integrato al territorio, volto a ridurre la vulnerabilità complessiva e la perdita di funzionalità ecologica e dei benefici che gli ecosistemi possono erogare.

5.3 Tassonomia dei SE

Sulla base di quanto detto, per SE si intendono le tipologie di funzioni e di processi svolti dagli ecosistemi che generano benefici multipli derivanti direttamente o indirettamente da questi, indispensabili per la sopravvivenza e il benessere dell'uomo (Strategia Nazionale per la Biodiversità 2010-2020).

Negli ultimi anni, le quattro categorie di SE proposte da MEA (2005), pur rimanendo generalmente di attualità, sono stati modificate in modo sostanziale dall'Agenzia Europea per l'Ambiente all'interno della Classificazione Internazionale dei Servizi degli Ecosistemi giunta alla 5^a versione (CICES V5.1 - Haines-Young e Potschin, 2018) ed anche dal TEEB (de Groot, 2010). In CICES i SE sono definiti come *i contributi che gli ecosistemi apportano al benessere umano e distinti dai beni e dai benefici che le persone successivamente traggono da essi*. Questi contributi sono

¹⁷ Ridisegnato da Rockström e Sukhdev (2014) come presentato al forum EAT 2016 (<http://eatforum.org/event/eat-stockholm-food-forum-2016/#program>).

inquadri in termini di "cosa fanno gli ecosistemi" per le persone. Pertanto, la definizione di ciascun servizio identifica sia gli scopi o gli usi che le persone hanno per i diversi tipi di SE, sia gli specifici attributi o comportamenti dell'ecosistema che li supportano. Proprio per questo, è utile fare chiarezza tra fenomeni ecologici (funzioni), il loro contributo diretto e indiretto al benessere umano (servizi) ed i guadagni di benessere che generano (benefici).

L'approccio utilizzato nello sviluppo di CICES V5.1 segue il processo UE MAES (Maes et al. 2013) che considera il Capitale Naturale inclusivo di tutte le risorse naturali a cui la società umana attinge, vale a dire gli ecosistemi terrestri e i sistemi geo-fisici sottostanti fornendo così potenzialmente un punto di accesso appropriato per la descrizione e la misurazione del Capitale Naturale e che rappresenta uno strumento utile a definire una priorità per la pianificazione e il ripristino ambientale, anche attraverso la realizzazione di infrastrutture verdi (Santolini et al. 2016). Pertanto, nella classificazione la definizione di un servizio deve evidenziare i risultati ecologici generati da particolari caratteristiche o processi dell'ecosistema, che alla fine possono essere utili alle persone. L'obiettivo di CICES V5.1 è stato quello di costruire una classificazione che identifica gli scopi o gli usi che le persone hanno per i diversi tipi di servizio dell'ecosistema e associarli con i particolari attributi o funzioni dell'ecosistema che li supportano.

Per enfatizzare la natura "propositiva" di CICES, la definizione di ciascun servizio è composta da due parti, vale a dire una clausola che descrive l'output biofisico (cioè la "clausola ecologica" che descrive cosa fa l'ecosistema) e una clausola che descrive il contributo che rende a un uso o beneficio finale ("clausola d'uso"). Inoltre, ci sono casi in cui i flussi che hanno uno status intermedio sono talvolta descritti come "servizi intermedi", che operano a fianco di strutture e processi ecologici di base, o "*servizi di supporto*", per sostenere la produzione dei servizi finali. Questi servizi potrebbero probabilmente essere meglio documentati in altre valutazioni dell'ecosistema in termini di strutture, processi e funzioni che danno origine a servizi. Questi elementi alla base determinano in ultima analisi la capacità dell'ecosistema di fornire servizi particolari che possono essere rappresentati da concetti diversi da quello di un servizio, ad esempio in termini di misure delle condizioni e dello status dell'ecosistema.

L'ambito di applicazione di CICES si è concentrato quindi sull'individuazione di quelli che sono considerati "servizi finali". La struttura di CICES è stata anche progettata intorno all'idea di una gerarchia di tipo strutturale in cui le 'Sezioni' sono tre delle quattro categorie utilizzate nel MEA (2005): **approvvigionamento, regolazione e mantenimento, culturali**, da cui si diramano una serie di 'Divisioni', 'Gruppi' e 'Classi' per tenere conto del fatto che gli effetti dell'uso dei SE si sviluppa su diverse scale tematiche e spaziali e potrebbero aver bisogno di aggregare le classi in modi diversi.

Tali cambiamenti riflettono un'evoluzione concettuale basata su più di un decennio di pensiero interdisciplinare, con un crescente coinvolgimento da parte delle scienze sociali e umane, come evidenziato nell'introduzione. Anche l'Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES 2017) ha sviluppato una sua organizzazione che sviluppa nuove caratteristiche e differenze rispetto al MEA (2005), ma che è in gran parte coerente con CICES V5.1 e con l'importanza delle funzioni di base degli ecosistemi alle diverse scale.

Il rapporto IPBES costituisce oggi la più aggiornata documentazione sullo stato di salute della biodiversità e dei servizi che gli ecosistemi offrono quotidianamente e gratuitamente al genere umano, dopo il primo rapporto internazionale sul tema (MEA 2005).

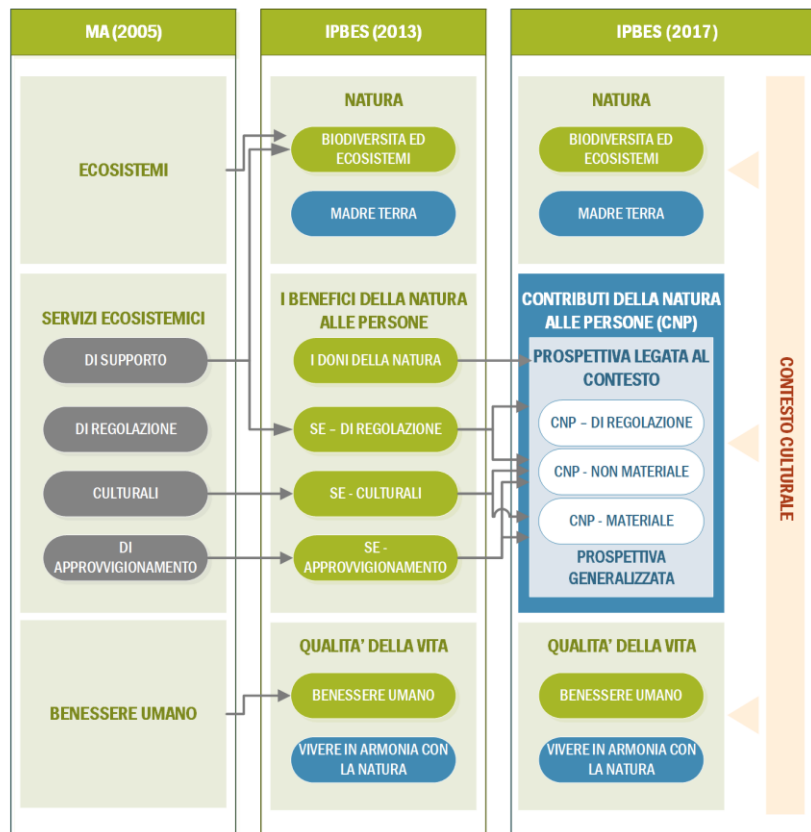


Figura 6 - Evoluzione del concetto di “Servizi Ecosistemici” dal Millennium Ecosystem Assessment in “Contributi della Natura alle Persone” (Nature’s Contributions to People, NCP) proposta nel Global Assessment IPBES

Fonte: nostra elaborazione.

Il legame esistente tra lo stato di salute, di vitalità e di resilienza dei sistemi naturali e il benessere e il mantenimento delle opzioni per lo sviluppo umano è ormai ampiamente documentato dalla conoscenza scientifica acquisita sulle relazioni dei sistemi socio-ecologici (Socio-Ecological Systems, SES) che costituisce inoltre anche la base essenziale degli studi della scienza della sostenibilità (Sustainability Science) (Figura 6). È del tutto evidente che il profondo degrado ambientale che ha sin qui prodotto l'intervento umano a livello planetario, non può far altro che causare il peggioramento dello stato di salute e benessere delle società umane. Come afferma chiaramente il rapporto della Commissione sulla salute planetaria, costituita da tanti esperti di fama internazionale su questi temi, voluta dalla Rockefeller Foundation e la prestigiosa rivista medica “Lancet” “i cambiamenti nelle strutture e nelle funzioni dei sistemi naturali della Terra rappresentano una minaccia crescente per la salute umana [...] Abbiamo ipotecato la salute delle future generazioni per ottenere il profitto dello sviluppo economico ottenuto nel presente” (Whitmee S. et al., 2015).

L'IPBES infatti, considera tutti i contributi della natura alla qualità della vita degli esseri umani come Nature's Contributions to People (NCP), indipendentemente dalla quantità di risorse umane inserite in essi attraverso la coproduzione. Anche per IPBES (2017), i servizi di supporto del MEA (2005) (es. ciclo dei nutrienti, produzione di ossigeno atmosferico, del suolo) sono ora ampiamente considerati proprietà di un ecosistema e sono quindi stati inclusi nel quadro concettuale come parte dell'elemento "natura" e non come categoria di NCP, in accordo con CICES V5.1. La classificazione pone l'accento sul fatto che il contesto culturale influenza la percezione e le esperienze delle persone nel valutare i contributi della Natura e sottolinea l'importanza delle relazioni socio-culturali ed ecosistemiche tra le persone. In effetti, la cultura permea non solo il NCP, ma anche tutti gli elementi del quadro concettuale IPBES. La classificazione, perciò, distingue tre ampi gruppi di Contributi della Natura: **regolatori**, **materiali** e **non materiali**. Vale la pena approfondire le definizioni di questi contributi perché rappresentano diverse sfaccettature del complesso flusso di elementi che va dalla natura a una buona qualità della

vita attraverso connessioni biologiche dirette indispensabili (es. ossigeno, acqua), a componenti simboliche che danno significato all'identità di diversi gruppi sociali e le loro relazioni con la natura.

(a) Contributi di **regolazione** - Aspetti funzionali e strutturali di organismi ed ecosistemi che modificano le condizioni ambientali vissute da persone e/o sostengono e/o regolano la generazione di benefici materiali e immateriali. Questi NCP comprendono, ad esempio, la depurazione delle acque, la regolazione del clima o la regolazione dell'erosione del suolo. Spesso non sono vissuti direttamente dalle persone. I SE di regolazione, come definito nel MEA (2005) ed in CICES V5.1., rientrano ampiamente in questa categoria.

(b) Contributi **materiali** - Sostanze, oggetti o altri elementi materiali della natura che sostengono l'esistenza fisica delle persone e le infrastrutture (cioè le strutture fisiche e organizzative di base, come edifici, strade) necessari per il funzionamento di una società o un'impresa. Normalmente vengono "consumati" fisicamente durante il processo di utilizzo, ad esempio quando piante o animali vengono trasformati in cibo, energia o materiali vari. I SE di approvvigionamento, definiti in MEA (2005) ed in CICES V5.1., rientrano ampiamente in questa categoria.

(c) Contributi **immateriali** - Il contributo della natura alla qualità soggettiva della vita culturale delle persone, sia individualmente che collettivamente. Le risorse o funzioni che forniscono questi contributi immateriali possono essere fisicamente consumate nel processo (es. emozioni date dalla pesca ricreativa o dalla caccia) oppure conservate quali fonte di ispirazione, di equilibrio emotivo (Biofilia, Barbiero 2016). In questo caso, molti SE del MEA rientrano in questa categoria, mentre alcuni servizi dell'ecosistema culturale sono ora considerati parte di "valori" o di una "buona qualità della vita".

Come si è visto nelle parti introduttive di questo rapporto 2019 sul Capitale Naturale d'Italia, il "Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services" dell'IPBES, ha formulato nuove definizioni e nuove classificazioni per quelli che sono ritenuti i contributi offerti dalla natura alle persone.

Non a caso questo nuovo sistema viene definito Nature's Contributions to People (NCP) e vengono individuati 18 di questi contributi della natura alle persone, distinti nelle tre categorie, NCP materiali, NCP non materiali e NCP di regolazione (il 18° NCP che riguarda il mantenimento delle opzioni, incrocia tutte e tre le tipologie). Il Global Assessment fa presente che, sui 18 NCP, ben 14 da 1970 hanno registrato un declino.

	MATERIALI	IMMATERIALI	DI REGOLAZIONE
1. Creazione e mantenimento degli habitat			
2. Impollinazione e dispersione di semi e altri propaguli			
3. Regolazione della qualità dell'aria			
4. Regolazione del clima			
5. Regolazione dell'acidificazione degli oceani			
6. Regolazione della quantità e della dimensione spazio-temporale dell'acqua dolce			
7. Regolazione qualità dell'acqua dolce e costiera			
8. Formazione, protezione e decontaminazione del suolo e dei sedimenti			
9. Regolazione dei rischi ed eventi estremi			
10. Regolazione degli organismi nocivi e processi biologici			
11. Energia			
12. Cibo e mangimi			
13. Materiali, comunità e lavoro			
14. Medicinali, risorse biochimiche e genetiche			
15. Apprendimento e ispirazione			
16. Esperienze fisiche e psicologiche			
17. Identità di supporto			
18. Mantenimento delle opzioni			

Figura 7 - Interrelazioni tra le tre diverse categorie

Fonte: nostra elaborazione da Global Assessment IPBES 2019

Il funzionamento del Capitale Naturale, quindi, è garantito dalle “unità di lavoro” (gli ecosistemi) che ne sono l'architettura fondamentale e funzionale di cui i SE di regolazione e di supporto sono l'espressione vitale; la naturale e costante azione dei SE di regolazione e supporto favorisce l'erogazione degli altri SE di approvvigionamento e culturali (Elmqvist et al. 2011) in relazione alla domanda (Figura 8).



Figura 8 - Flusso di SE necessari per il funzionamento dell'ecosistema in una Unità Ecologica Funzionale

Fonte: nostra elaborazione da Santolini et al. 2016.

Servizi di supporto alla vita (supporting), pur necessari per la produzione di tutti gli altri Servizi Ecosistemici, non vengono considerati perché hanno dinamiche molto più lunghe e comunque impatti indiretti, misurabili, ma non avvertibili dalle persone. Di conseguenza, le funzioni di regolazione ed i conseguenti servizi rimangono gli elementi caratterizzanti la funzionalità degli ecosistemi ricomprendendo a volte i SE di supporto per un effetto di scala spazio-temporale come, ad esempio, per le funzioni di formazione del suolo.

5.4 La priorità dei SE di regolazione per la co-pianificazione territoriale

Il funzionamento dei sistemi è garantito dalle funzioni di regolazione e sul territorio queste funzioni/SE assumono una maggiore importanza nella valutazione ecologica ed economica dei SE poiché anche a scala locale, garantiscono il funzionamento dell'ecosistema (flusso di energia, di informazioni e materia) e come tali possono essere usati per stimare le soglie di criticità d'uso rispetto agli altri SE.

Di conseguenza, in un processo di Pianificazione, di VAS o di sviluppo di Pagamento di Servizi Ecosistemici ed Ambientali (L. 221/2015, PSEA Art. 70), la valutazione dei SE di carattere "fisiologico" o biofisico (supporting/regulating: fissazione di CO₂, trattenimento del suolo, di acqua, ecc.) diventa necessaria per determinare la dimensione critica minima dell'impatto a salvaguardia nel tempo della funzione collettiva del bene, cioè l'utilità sociale e il benessere derivante, nonché per mantenere intatte o incrementare le sue funzioni (commi a e b art. 70) rispetto agli usi diretti delle risorse compreso il suolo.

Inoltre, queste funzioni possono produrre un effetto integrato e interdipendente che spesso dipende dagli stessi fattori ambientali che le determinano e le guidano. In un ecosistema forestale, ad esempio le funzioni ecologiche del ciclo dell'acqua (depurazione, riduzione tempi di corruzione, stoccaggio, laminazione) sono fortemente in relazione alle funzioni del ciclo dei sedimenti (es. trattenimento del suolo) sviluppando SE di regolazione di tipo integrato (es. WES Water Ecosystem Services). Questi processi che hanno una dimensione territoriale spiccata e definita si prestano ad un bilancio ecologico-economico più completo ed efficace se sviluppate all'interno di una unità territoriale (Unità Ecologico Funzionale = bacino idrografico o sottobacino) (Santolini e Morri 2017) in cui le aree protette possono essere l'elemento *core* del sistema a salvaguardia delle funzioni collettive (*supporting/regulating*) del Capitale Naturale nel tempo.

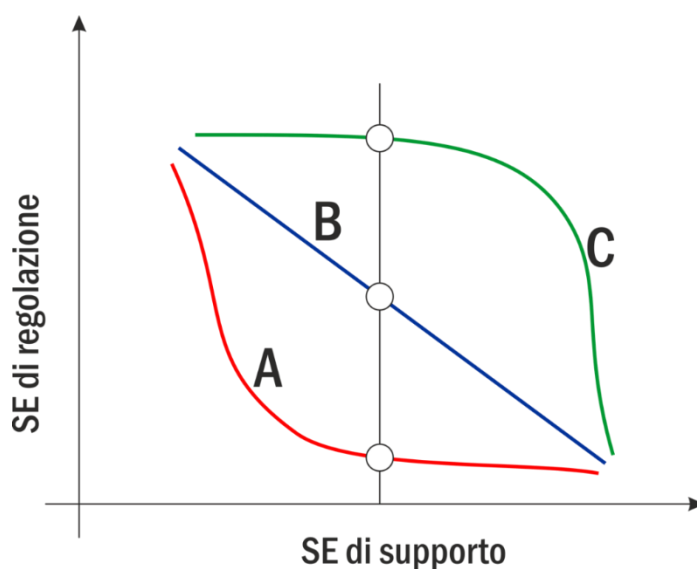


Figura 9 - Le diverse opportunità tra servizi di approvvigionamento (es. cibo, legname) e servizi di regolazione (es. manutenzione della qualità del suolo, impollinazione, regolazione dell'acqua).

Fonti: nostra elaborazione da Elmquist et al. 2011

Gli effetti tra SE contrapposti vengono illustrati in Figura 9, in cui si evidenzia la relazione esistente tra i SE di approvvigionamento (uso diretto del CN) e i SE di regolazione (uso indiretto delle funzioni del CN). Nella risposta di tipo A si registra un forte calo della regolamentazione dei servizi con un moderato aumento della produzione di servizi di approvvigionamento. Nella risposta di tipo B, esiste una relazione lineare e nei livelli di tipo C i servizi di provisioning possono aumentare fino a livelli molto elevati. A seconda del tipo di risposta, l'erogazione di SE di regolazione può essere bassa, intermedia o alta per un livello simile di SE di fornitura.

Distinguere tra tipologie di servizi diventa quindi fondamentale anche per fornire una chiara comprensione della distribuzione spaziale del flusso del SE (Morri et al. 2014) all'interno di un territorio (Unità Ecologico-Funzionale): dal luogo in cui si sviluppa la funzione, in cui la prestazione del servizio può essere valutata, e in ultima analisi, i luoghi in cui i benefici possono venire apprezzati.

Al fine di evidenziare il trade-off tra la fornitura di SE di regolazione e di approvvigionamento, si possono considerare alcuni dei servizi valutati da ISPRA (2018), in particolare la regolazione del regime idrologico, l'assorbimento di carbonio come regolazione e la produzione agricola e forestale per l'approvvigionamento.

Sulla base dei valori biofisici (non economici) di fornitura del servizio relativi all'anno 2017, è stato calcolato il valore medio per ciascuna delle classi di copertura del suolo considerate dalla Carta nazionale di copertura del suolo prodotta da ISPRA (2018):

- produzione legnosa – i valori sono ricavati sulla base dei valori di accrescimento INFC rispetto allo stock, associando un valore nullo a tutte le classi non forestali;
- regolazione del regime idrologico – per rappresentare questo servizio al 2017 è stato utilizzato come parametro il valore della infiltrazione stimata con riferimento alla copertura del suolo al 2017 e rispetto a dati climatici medi sul periodo 2012-2016 attraverso il modello Bigbang 1.0;
- assorbimento di carbonio – sono considerati i valori di contenuto di carbonio dei quattro pool considerati nella valutazione ISPRA (suolo, biomassa epigea, biomassa ipogea, sostanza organica morta);
- produzione agricola - valore della produzione in quintali per ettaro ha in base alle macro-classi identificate per l'analisi ISPRA al 2017.

I valori dei flussi di servizio per ciascuna sono rappresentati nel grafico che segue, utile per rappresentare la rilevanza di questi servizi in funzione della classe/copertura del suolo.

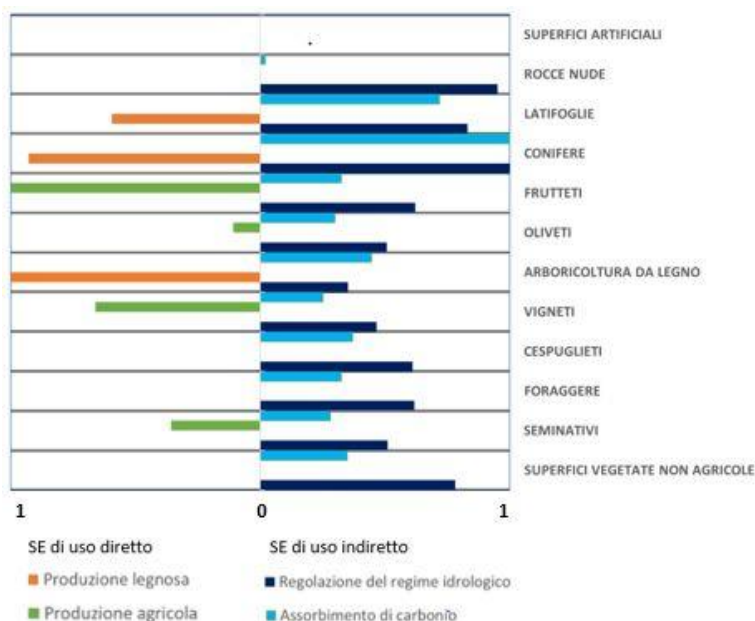


Figura 10 - Confronto tra SE diretti e indiretti per le diverse tipologie ambientali nelle quattro regioni indagate (Toscana, Emilia Romagna, Marche e Umbria). Il valore è normalizzato (0-1) nelle classi di copertura per l'anno 2017

Questo tipo di analisi consente di poter trascurare, per questo confronto di carattere generale, l'influenza degli altri fattori diversi dalla copertura/uso (pendenza, clima, presenza di minacce, etc.). La descrizione completa della metodologia di analisi a livello nazionale è disponibile nel documento metodologico annesso al Rapporto ISPRA 2018. Per ciascuna classe di uso/copertura del suolo sono riportati i valori classe normalizzati su valori 0-1.

La Figura 10 mostra i contrasti che emergono tra i SE di regolazione e quelli di approvvigionamento così come mostrato nelle figure seguenti, evidenziando come la valutazione biofisica dei SE sia un approccio integrato all'uso di dati settoriali che devono supportare una integrazione tra piani di settore (es. Piano di tutela delle acque, Pianificazione forestale, Piano di assetto idrogeologico).

Le aree di stoccaggio della CO₂ (Figura 11) caratterizzate ovviamente dalle superfici boscate e coperte di vegetazione arboreo-arbustiva nonché da alcune zone umide, si sovrappongono quasi perfettamente alla mappa che riguarda la produzione legnosa (Figura 12). Al contrario, la produzione agricola (Figura 13) è complementare a questi tipi di funzionalità ecosistemica e di Servizi Ecosistemici.

Questa situazione pone il problema della priorità di valutazione dei SE di regolazione anche in relazione ad una propedeuticità legata alla necessità di rispondere all'adattamento ai cambiamenti climatici e ad un aumento necessario di resilienza del sistema territoriale. La **mappatura e valutazione biofisica ed economica dei SE** è il punto di partenza per la definizione di politiche di governo del territorio, da un lato, alla scala territoriale finalizzate alla tutela degli ecosistemi e, dall'altro, a quella locale, finalizzate al contenimento e buon uso della risorsa suolo con l'obiettivo del migliore adattamento ai cambiamenti climatici.

Le modifiche degli usi dei suoli, infatti, comportano generalmente un cambiamento di flussi e scambi di materia ed energia tra gli ecosistemi modificando fortemente (in bene e in male) le funzioni ecosistemiche e quindi i SE. Proprio per quanto abbiamo detto fino ad ora, le funzioni di regolazione e i conseguenti SE sono i primi processi che ne subiscono gli effetti.

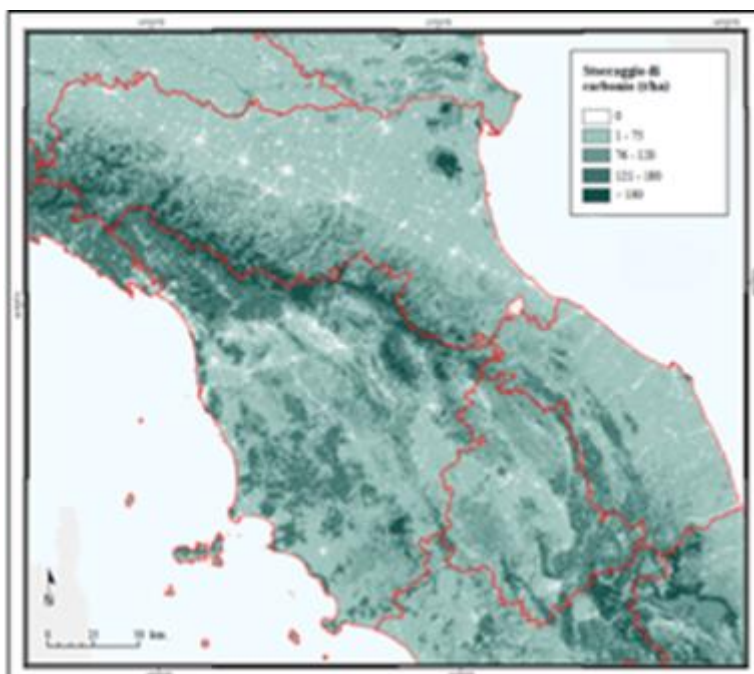


Figura 11 – Aree di stoccaggio della CO₂

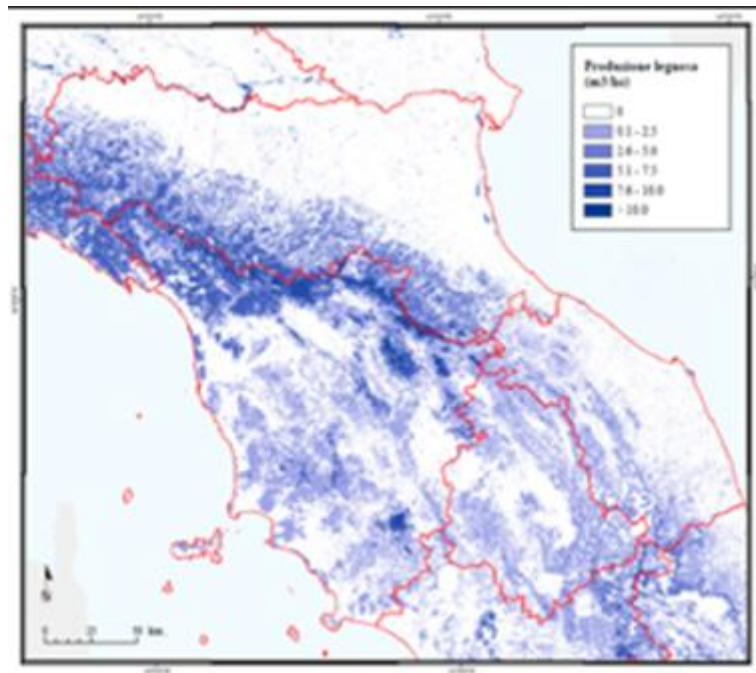


Figura 12 – Produzione legnosa

Dobbiamo sottolineare inoltre, che se consideriamo il Valore Economico Totale di un ecosistema, i SE di regolazione e parte di quelli propriamente culturali che hanno effetti sulla persona, cosiddetti di uso indiretto (cioè che producono effetti positivi indipendentemente che noi lo vogliamo o no), soddisfano un interesse di carattere pubblico, collettivo, determinando ancora una volta gli estremi per una valutazione prioritaria dei SE di regolazione, in questo caso anche socio-economica, rispetto a tutti gli altri SE a cui poi danno funzionalità ed efficacia.

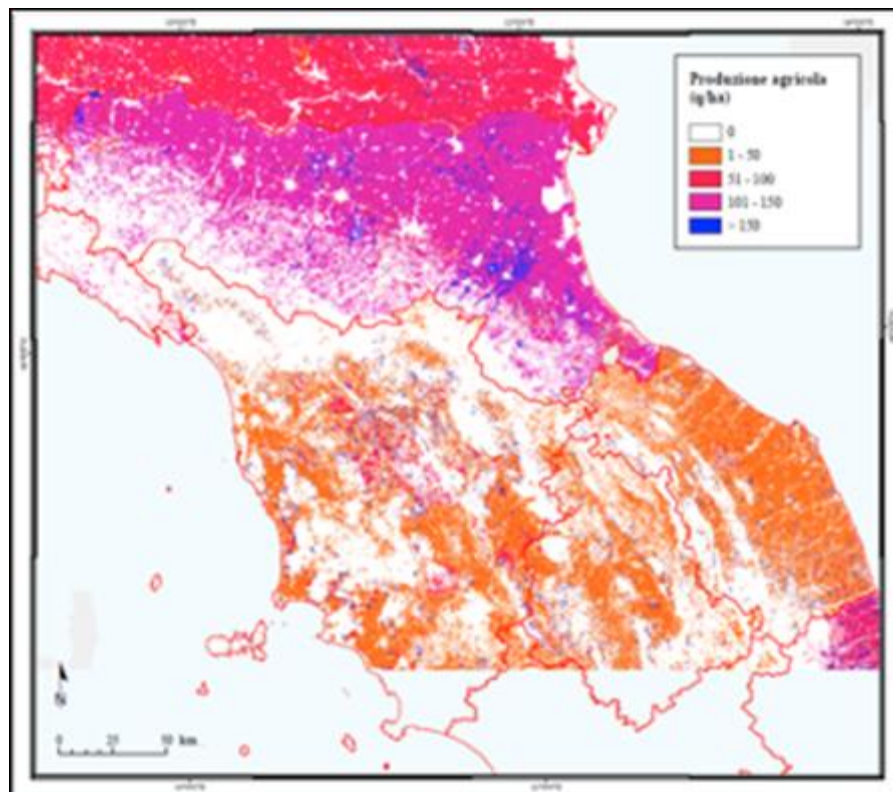


Figura 13 – Produzione agricola

Perciò, nell'ambito delle politiche di gestione e di pianificazione del territorio, sarà bene valutare le ricadute delle diverse scelte, attraverso una valutazione all'interno di una Unità ecologico-funzionale (UEF) della domanda di SE di regolazione in modo che la stima dei costi e benefici biofisici, e successivamente delle loro implicazioni economiche, associabili a differenti scenari possano indirizzare al meglio le politiche di tutela, attraverso l'integrazione dei diversi strumenti di pianificazione territoriale e urbanistica.

1. L'analisi e mappatura dei SE di regolazione impone quindi il metodo della copianificazione in cui un Piano delle acque non possa prescindere da un Piano forestale soprattutto in questo momento in cui i SE sono elemento strutturale del DL3 aprile 2018, n. 34 (Testo unico in materia di foreste e filiere forestali). Ad esempio nella Direttiva Alluvioni (2007/60/CE) l'UE ha voluto porre l'accento sulle conseguenze negative per la salute umana, per il territorio, per i beni, per l'ambiente, per il patrimonio culturale e per le attività economiche e sociali e per cui si prevede che le Autorità di bacino distrettuali redigano i Piani di gestione del rischio di alluvioni (PGRA). Com'è possibile che una pianificazione di questa importanza non debba essere integrata alla direttiva acque (2007/60/CE) e al DL34 ed eventualmente supportata dalle azioni di un PSR rivolto alla qualità del territorio e dei suoi prodotti?

La risposta sta nella valutazione dei deficit funzionali di un sistema territoriale espresso attraverso la domanda di SE di regolazione in particolare legati ai WES (Water Ecosystem Services) ed ai temi del dissesto e consumo di suolo. La valutazione e mappatura dei SE diventa lo strumento funzionale e più efficace a supporto di una visione del Territorio, integrando l'inquadramento programmatico e normativo dei livelli amministrativi e diventando la sede per mettere in atto azioni di pianificazione sinergiche a diverse scale individuando soglie di usabilità del Capitale Naturale rispetto agli altri SE.

Definire e pesare obiettivi di strategie ambientali tra gli obiettivi di altri è oggetto della pianificazione strategica ed ancor prima della Valutazione Ambientale Strategica (VAS). Per cui garantire un elevato livello di protezione dell'ambiente e contribuire all'integrazione di considerazioni ambientali all'atto dell'elaborazione e dell'adozione di piani e programmi al fine di promuovere lo sviluppo sostenibile" (Direttiva 42/2001/CE) è l'obiettivo della VAS. L'inclusione esplicita della valutazione della domanda dei SE di regolazione nei processi di VAS assume una ulteriore valenza programmatica e territoriale, affinché la pianificazione possa rappresentare anche in futuro un elemento cardine di una nuova governance del territorio, attraverso l'acquisizione di una nuova dimensione analitico-valutativa e conseguentemente di progetto che richiede l'innovazione dei suoi contenuti, della tecnica e del processo di formazione.

6 Habitat naturali marini

Una valutazione complessiva degli habitat marini dei mari italiani è allo stato attuale impossibile per mancanza di informazioni esaustive su una buona parte di questi. L'EU ha stabilito un quadro solido e ambizioso per far fronte alle molteplici sfide dell'ambiente marino e per garantire un approccio ecosistemico più sostenibile all'uso delle risorse marine. Le direttive Habitat e Uccelli, insieme alla direttiva quadro Strategia Marina, costituiscono il pilastro ambientale della più ampia politica marina integrata. Queste sono anche al centro del contributo dell'EU agli sforzi internazionali, tra cui le quattro Convenzioni sui mari regionali (HELCOM, OSPAR, Barcellona, Mar Nero) e l'agenda Ocean Governance. Nel presente Rapporto si è deciso di iniziare da alcuni habitat marini di Natura 2000 di particolare interesse per la valutazione del capitale naturale dei mari italiani.

6.1 Degrado degli Habitat

Pressioni, degrado degli habitat e potenzialità per il loro restauro ecologico

Le attività umane (Figura 14) e le pressioni che ne conseguono (Figura 15) hanno ampiamente dimostrato di contribuire al degrado degli habitat marini, pertanto, la loro identificazione e quantificazione è un passo essenziale verso qualsiasi significativo sforzo di ripristino.

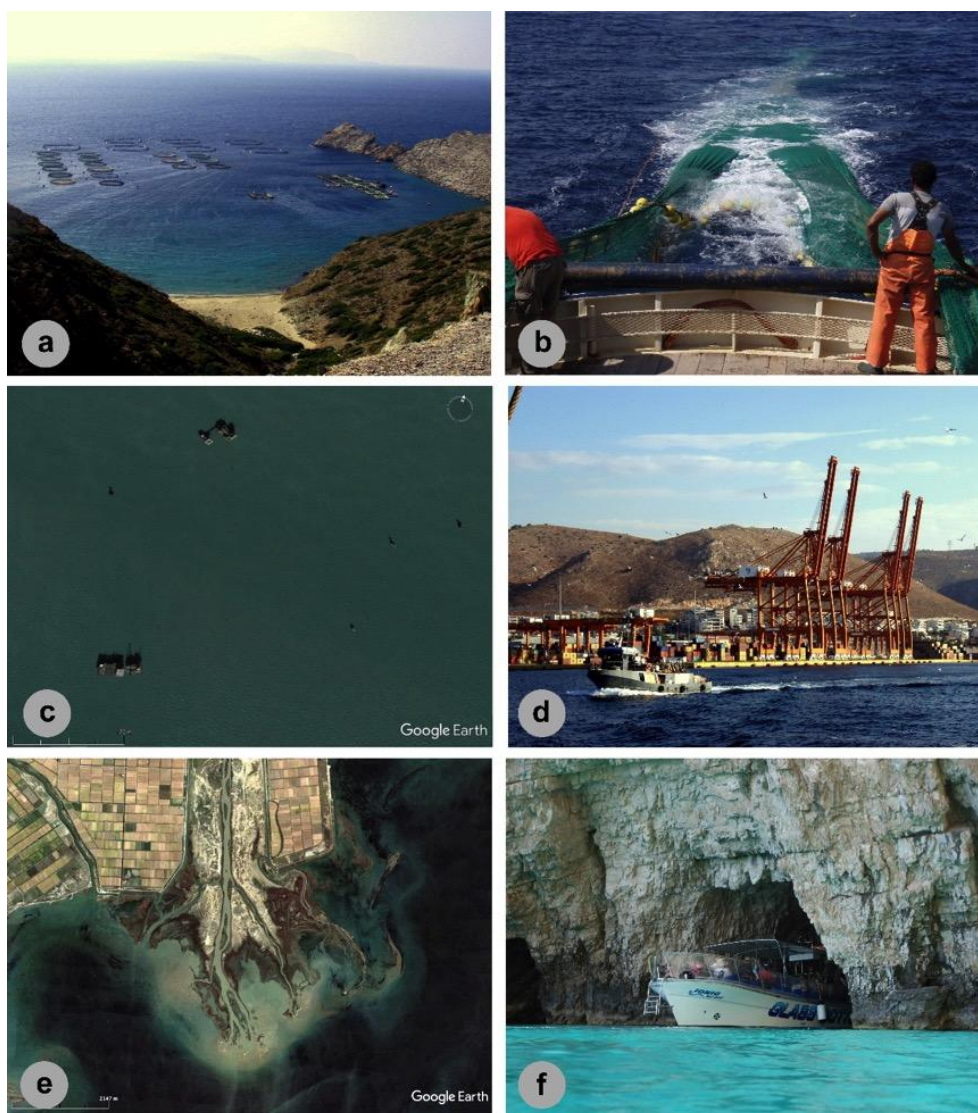


Figura 14 - Attività condotte in ambito marino: a) acquacoltura (produzione di risorse viventi); (b) pesca a strascico demersale (estrazione di risorse viventi); (c) piattaforme petrolifere (estrazione di risorse non viventi); (d) terminal per container (struttura e infrastruttura costiera marina); (e) deflusso del fiume dall'Agricoltura; (f) Turismo / ricreazione.

Lo scopo generale della presente sezione è quello di rivedere le attuali conoscenze riguardanti le principali pressioni sugli ecosistemi marini nelle acque italiane e i meccanismi con cui esse influenzano gli habitat al fine di determinare potenziali percorsi di ripristino. Una comprensione della loro distribuzione geografica è fondamentale per qualsiasi valutazione locale del degrado, così come per pianificare azioni di conservazione e restauro. I dati riportati si riferiscono al recente articolo di Dailianis et al. (2019), un prodotto proveniente dal progetto UE H2020 MERCES.



Figura 15 - Pressioni tipiche negli ambienti marini: (a) abrasione (segni di reti a strascico); (b) input di materia organica (acque di scarico di impianti di acquacoltura); (c) introduzione di specie non indigene (*Caulerpa racemosa*); (d) rifiuti sulla spiaggia; (e) estrazione selettiva di specie (pesci in un sacco a coda di rastrelliera); (f) Soffocamento (giardino di spugne con copertura in rete).

Il catalogo delle fonti di impatto e delle pressioni antropiche

Il catalogo delle pressioni è stato compilato sulla base dei risultati di una ricerca bibliografica semi-strutturata utilizzando parole chiave e combinazioni specifiche (dati limite: fine 2016). Il catalogo è composto da 74 voci, con 62 colonne di dati associati. La maggior parte delle informazioni proviene dalla pubblicazione scientifica, seguita da relazioni e letteratura grigia, e sono per lo più sotto forma di immagini semplici (Figura 16).

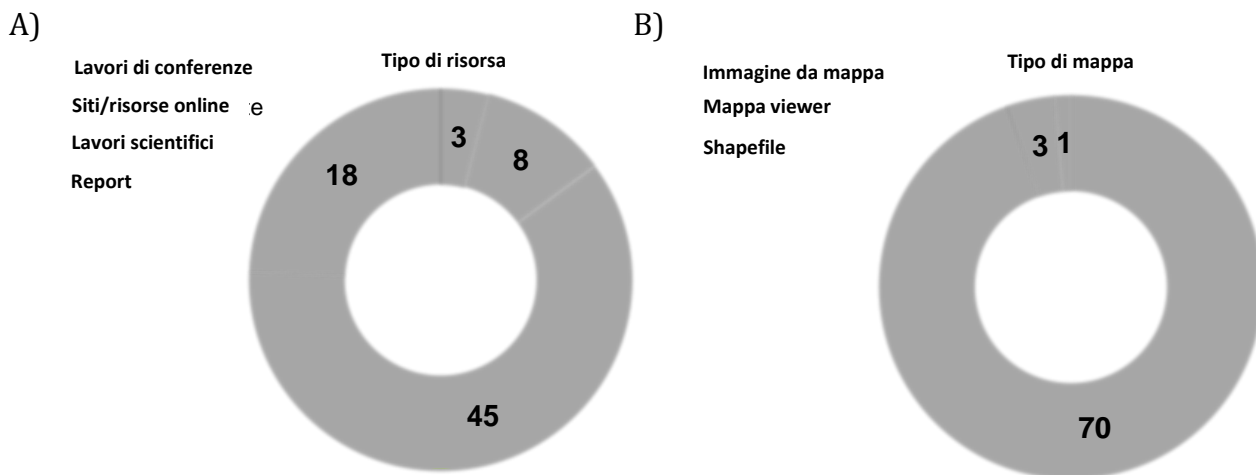


Figura 16 - Contributo relativo del tipo di A) risorsa e B) mappa nel catalogo delle pressioni

Scomponendo le informazioni per tutte le sotto-regioni, la maggior parte delle voci riguarda il Mediterraneo occidentale (WMED, Figura 17a). Le voci di attività / pressione sono per lo più su ampia scala spaziale (Figura 17b), con un numero minore di voci per classi di habitat specifiche. Il numero più alto di voci per habitat particolari è stato registrato per il WMED (cioè Liguria, Tirreno, Sardegna).

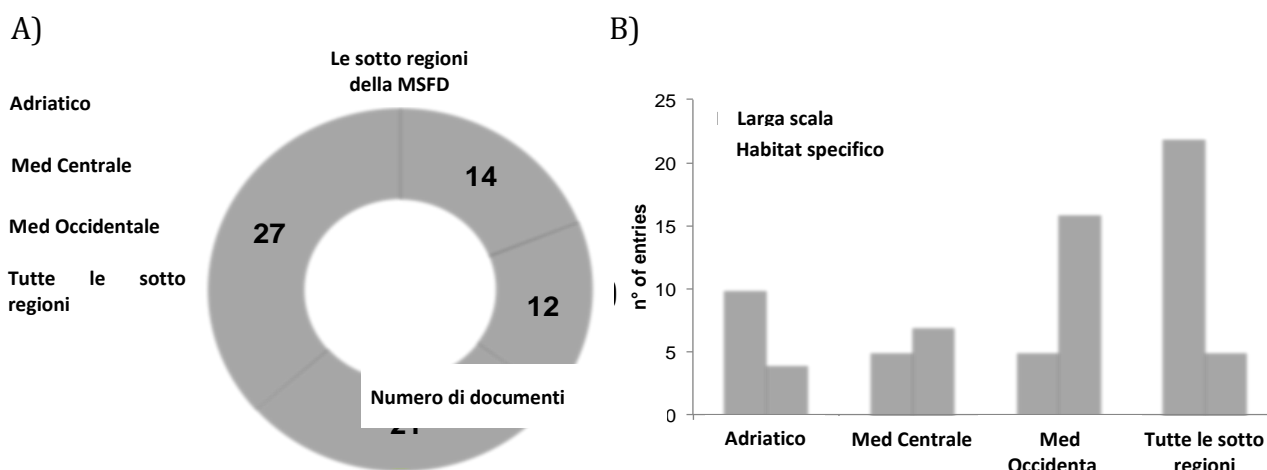


Figura 17 - A) Numero di riferimenti nel catalogo delle pressioni per le sub regioni del Mediterraneo (A) (Mediterraneo Occidentale; Mediterraneo Centrale; Adriatico) e B) tipo di riferimento riportato.

Le risorse cartografiche sono state sottoposte a screening per un totale di 12 tipi di attività e 24 pressioni (Figura 18 e Figura 19, rispettivamente). La pesca, la produzione di risorse viventi, le infrastrutture marine costiere e i trasporti sono state le attività più rappresentate nel catalogo. Per quanto riguarda le pressioni endogene, le pressioni chimiche (cioè gli input di varie sostanze e sostanze nutritive) e le invasioni biologiche si sono

classificate tra le più importanti, seguite dall'immondizia, dall'abrasione e dall'estrazione delle specie. Queste ultime tre pressioni sembrano essere le pressioni mappate più frequentemente negli ambienti profondi. Tra le pressioni esogene, le variazioni del regime termico hanno mostrato il maggior numero di valutazioni.

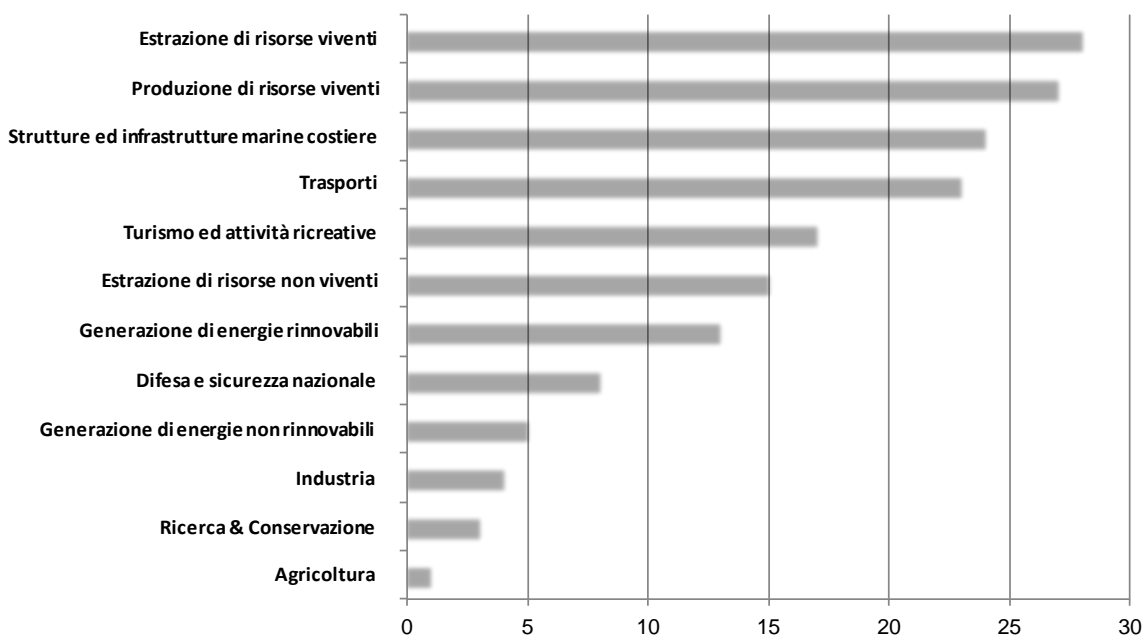


Figura 18 - Mappatura delle attività nel catalogo delle pressioni, ordinate secondo il numero decrescente di dati disponibili

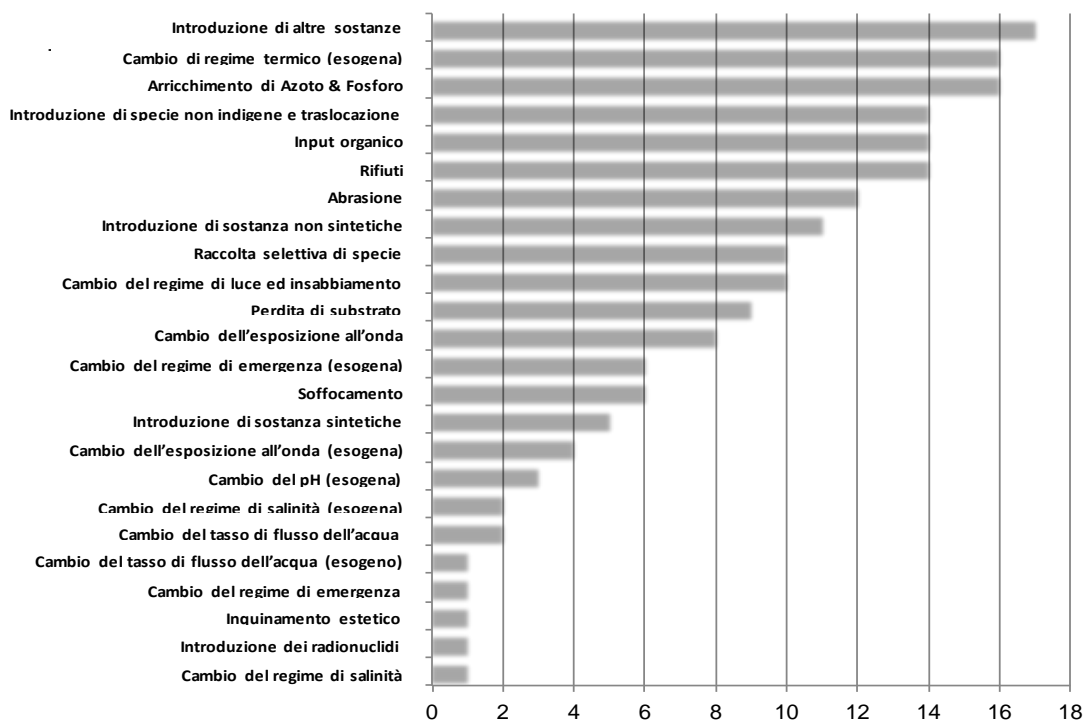


Figura 19 - Mappatura delle pressioni endogene ed esogene nel catalogo delle pressioni, ordinate secondo il numero decrescente di informazioni

La disponibilità delle mappe dipende dall'area geografica, dagli sforzi di ricerca e da attività o pressioni più ovvie. Le attuali direttive UE (ad esempio, direttive MSFD, HD, MSP) e relativi progetti di ricerca (ad esempio, EMODnet, CoCoNET, BENTHIS, ADRIPLAN, MEDTRENDS) stanno guidando il processo di mappatura, nonché alcune iniziative nazionali attraverso la pubblicazione di atlanti marini. Le mappe variano nel loro utilizzo

dal posizionamento di fonti puntuali (siti di acquacoltura, piattaforme petrolifere), cavi / condotte continue, aree generali in cui si svolge un'attività (ad esempio, mappe a strascico / traffico marittimo) o potrebbero aver luogo (ad esempio, zonizzazione di MSP / mappe, blocchi esplorativi di petrolio e gas). Le mappe di pressione possono essere più specifiche in quanto un'attività può non portare necessariamente a una pressione correlata, tuttavia, molte mappe di pressione su vasta scala possono essere interpolate / modellate (ad esempio, mappe di impatti cumulativi), o la mappa di pressione può solo indicare dove è stata rilevata un'incidenza senza informazioni in altre aree adiacenti.

I limiti e le lacune rivelate dalla presente revisione includono: una grande percentuale di risorse riguardava dati statici (immagini semplici, statiche nel tempo, che hanno un uso limitato oltre tale riferimento), una scarsa risoluzione spaziale (la maggior parte delle mappe sono su larga scala con informazioni inaffidabili a scala locale - contenenti anche dati rielaborati/ interpolati privi di convalida), una eterogenea copertura geografica (sotto rappresentazione in alcune aree regionali e sub-regionali e sovra rappresentazione in altri), e la difficoltà di reperire informazioni (letteratura grigia). Si raccomanda che le future iniziative di mappatura si concentrino su: nuovi dati georeferenziati (mappe digitali in formato aperto), colmando le lacune in termini di conoscenza (affrontando lacune geografiche e temporali e sostenendo iniziative regionali / nazionali) e ottenendo alti livelli di standardizzazione (attraverso il coinvolgimento di organizzazioni transnazionali / intergovernative).

Casi di studio e potenziale di ripristino

Gli habitat dei casi di studio comprendono fondali poco profondi di fondo mobile (praterie di fanerogame), di fondo duro (foreste di alghe e *Cystoseira*, coralligeno) e zone di acque profonde (banchi di corallo profondo, comunità bentoniche) (Tabella 1). Le attività e le pressioni sono state esaminate per produrre tabelle specifiche sull'habitat, elencando gli impatti e gli effetti della pressione, le conseguenze e le potenziali azioni di ripristino o attenuazione.

Il numero delle attività che hanno un impatto su ciascun habitat differisce in maniera significativa tra habitat di fondo mobile o di fondo duro. Il numero più alto di attività sono presenti in aree mobili poco profonde mentre il numero più basso è presente nelle aree di fondo duro. Almeno una area di interesse per la crescita blu esistente o futura (ad esempio acquacoltura o estrazione mineraria) e attività di economia blu (ad esempio la pesca) è stata rilevata in almeno uno dei casi. Inoltre, sono state osservate numerose pressioni in tutti i casi di studio in cui agiscono meccanismi di cambiamento e provocano effetti di cambiamento progressivo dello stato dal livello di popolazione all'ecosistema. Le opzioni per ridurre gli impatti nei casi di studio sono simili e includono: eliminare, ridurre o regolamentare meglio l'attività e, ove possibile, condurre l'attività in una regione in cui l'ecosistema ha un elevato potenziale di recupero, facendo anche sforzi per ridurre gli input, migliorare la qualità dell'acqua, controllare le pratiche dannose, ridurre i disturbi e garantire che i disturbi non interrompano la connettività, creino collegamenti con gli habitat, rimuovano le specie aliene e i rifiuti prima del restauro. Il restauro deve essere eseguito lontano dalle aree problematiche e le attività dovrebbero essere eliminate / ridotte nelle aree di restauro. Nella maggior parte dei casi la mitigazione è l'azione raccomandata, con pochissimi casi che menzionano in realtà il ripristino attivo (aggiuntivo).

Tabella 1 - Numero di pressioni derivanti da ogni attività che operano nei 3 esempi di habitat proposti

Attività	Numero di pressioni/ esempio di habitat specifico		
	Fondo mobile subtidale	Fondo duro subtidale	Mare profondo
Produzione di risorse biotiche	32	0	0
Estrazione di risorse biotiche	0	1	8
Trasporto	0	0	1
Produzione di energie rinnovabili	0	0	0
Produzione di energie non rinnovabili	0	0	0
Estrazione di risorse abiotiche	0	0	6
Strutture ed infrastrutture marine costiere	2	0	3
Industrie	8	0	0
Agricoltura	0	0	0
Turismo/attività ricreative	1	0	4
Difesa e sicurezza nazionale	0	0	0
Ricerca & conservazione	1	1	1
Sequestro di Carbonio	0	0	1
Totale	44	2	23

Pressioni e valutazioni

Le attività e le pressioni sono considerate elementi importanti nella valutazione dello stato e della salute degli ecosistemi. Vengono esaminati l'evoluzione delle terminologie e degli elenchi delle direttive (HD, WFD, MSFD e MSP) e molti progetti correlati, insieme a valutazioni dello stato, comprese valutazioni del Mare regionale, valutazioni degli effetti cumulativi e valutazioni della pressione. Queste valutazioni sono utilizzate per determinare il livello di salute ambientale (ad esempio, MSFD: buono stato ambientale) attraverso l'uso di soglie e obiettivi indicatori e consentendo misure / strategie per l'attuazione di misure di protezione dopo gli effetti negativi, compreso il restauro. Le valutazioni spesso presentano lacune nei dati, mancano di un elemento temporale o si concentrano su una gamma ristretta di attività o pressioni relativamente "nuove" (ad esempio rumore e rifiuti). Man mano che si sono evoluti, valutazioni diverse possono anche riguardare fattori come persistenza, resilienza e recupero, ma un elemento comune oltre i metodi è la necessità e l'uso di dati spaziali sia sulla presenza / intensità della pressione che sulla distribuzione / occorrenza di habitat / specie.

Estensione e relativa perdita degli habitat lungo le coste italiane

I dati relativi alla distribuzione degli habitat *Cystoseira*, Fanerogame e Coralligeno mostrano una evidente differenza di distribuzione lungo le coste italiane (Tabella 2).

Tabella 2 - Copertura degli habitat *Cystoseira*, Fanerogame e Coralligeno e percentuale di ricoprimento persi

Coste italiane habitat	area (ha)	% copertura costa	% Habitat perso
<i>Cystoseira</i> spp.	9600	20	84
Fanerogame	337611	42	25
Coralligeno	96700	45	25

In particolare si nota come le fanerogame siano l'habitat marino con maggiore estensione spaziale rispetto al coralligeno e *Cystoseira* spp. Tutti i sistemi riportati sono in regressione e l'habitat che mostra percentuale di perdita particolarmente elevata è quello a *Cystoseira* spp.

6.2 Costi di Ripristino

I costi del restauro ecologico

Fino a poco tempo fa c'è stato poco consenso tra scienziati e professionisti su cosa sia il restauro, con molti termini usati in modo intercambiabile, compreso *restauro*, *risanamento*, *riparazione*, *recupero*, *ricostruzione*, *riabilitazione* e persino *ri-creazione*. La Society of Ecological Restoration (SER) definisce il restauro ecologico come "il processo di assistere il recupero di un ecosistema che è stato degradato, danneggiato o distrutto" (Figura 20). Una dicotomia importante viene anche spesso descritta tra restauro non assistito o rigenerazione spontanea (chiamata anche restauro passivo) ed il cosiddetto restauro attivo, che coinvolge l'intervento umano diretto. I recenti approcci per affrontare il degrado degli ecosistemi richiedono l'applicazione di una serie di attività di restauro che possono essere eseguite simultaneamente o in sequenza. Il primo passo per consentire il recupero naturale è la rimozione delle minacce. Questo può essere ottenuto impedendo attività dannose attraverso la gestione normativa (dal controllo/messa a bando di attività specifiche alla creazione di aree marine protette), o rimuovendo/aggiungendo barriere per proteggere l'ecosistema da ulteriori danni. Il restauro ecologico negli ecosistemi marini è indietro rispetto al restauro in ambiente terrestre, a causa del fatto che gli ecosistemi sottomarini sono in gran parte "lontani dalla vista", a causa della mancanza di comprensione dei bisogni e del livello di degrado, ma anche della difficoltà a lavorare in ambiente marino. Il restauro ecologico è ben sviluppato in ambiente costiero, ad esempio nei *saltmarshes* e mangrovi (Morrison et al., 2011), meno per gli ecosistemi a fanerogame o coralli (Rinkevich, 2008) e ancora molto meno per gli ecosistemi più profondi (Mengerink et al., 2014; Van Dover et al., 2014). I principi e i valori, cosicché gli attributi selezionati per il monitoraggio e l'analisi, in gran parte formulati per gli ecosistemi terrestri, devono essere adattati e applicati agli ecosistemi e agli habitat marini (Van Dover et al., 2014). Questo processo sarà ostacolato dalle grandi problematiche che riguardano costi e scale spazio-temporali del lavoro di restauro negli ecosistemi marini, nonché la necessità di ampliare la conoscenza scientifica, lo sviluppo di nuovi strumenti e, ultimo ma non meno importante, nuove strutture di *governance* relative a mari e oceani. Un approccio recente, che promuove la struttura dei servizi ecosistemici e il ripristino del capitale naturale (Blignaut et al., 2014a, Aronson et al., 2017), richiede una serie di attività di restauro (che può comportare alcune delle azioni riportate in Figura 20) che può essere eseguita simultaneamente o in sequenza, per applicare il restauro su più ampie scale spaziali (Aronson et al., 2017). La terminologia o l'uso reciproco di queste attività non è sempre chiaro e l'utilizzo da parte di ricercatori e professionisti è sicuramente diverso, ma tra le opzioni e termini relativi al restauro ecologico possono essere inclusi:

Il recupero dell'ecosistema, termine fondamentale in molte definizioni, è la capacità di un habitat, comunità o individuo (o singola colonia) di specie di riparare il danno subito a causa di un fattore esterno (Elliott et al.,

2007). Implicitamente, il recupero dell'ecosistema implica il ritorno di un ecosistema in difficoltà ad una condizione di salute (Duarte et al., 2015).

La **protezione** si colloca tra il recupero non assistito, in cui le attività antropiche sono regolate, e il recupero assistito, in cui un intervento può ridurre le cause del declino, ad esempio la rimozione dei ricci di mare che causano *barren*.

Il **risanamento**, definito come l'azione di "rettificare o riparare" da Bradshaw (2002), enfatizza il processo piuttosto che il punto finale (ovvero non necessariamente il completo ripristino) e può comprendere una serie di approcci per migliorare il valore ecologico di un sito, dal non intervento alla valorizzazione dell'habitat (Elliott et al., 2007). Il termine risanamento viene spesso utilizzato per il risanamento ambientale delle aree inquinate e aumentano i beni e i servizi di un sito.

Il **recupero**: è il recupero parziale della produttività e dei servizi basati sull'ecosistema, un esempio in ambiente terrestre è la riforestazione del suolo (Aronson et al., 2017).

La **ricostruzione**: è un approccio di restauro dove il biota appropriato deve essere interamente, o quasi, reintrodotta poiché esso non può rigenerarsi o ricolonizzare l'habitat entro tempi ragionevoli, anche dopo rigenerazione assistita (MacDonald et al., 2016).

La **creazione**: è un intervento antropico che produce un habitat non precedentemente presente; ad esempio, le barriere artificiali poste su un fondo altrimenti sabbioso dovrebbero essere considerate come la creazione di un nuovo habitat che mira ad aumentare la biodiversità di un'area piuttosto che a sostituire l'habitat perduto (Elliott et al., 2007). E' la fabbricazione di un ecosistema diverso per uno scopo utile, senza focalizzarsi sul raggiungimento di un ecosistema di riferimento (MacDonald et al., 2016).

La **ri-creazione** fa riferimento ad un habitat che era presente nei record storici. Come parte della ri-creazione, la reintroduzione è la sostituzione di una componente strutturale di un ecosistema, cioè la reintroduzione di una specie strutturante in quantità sufficienti per consentirgli di riprendere il suo funzionamento ecologico. Una specie può essere reintrodotta in un'area da cui è scomparsa fino a quando la sua popolazione non si è ristabilita in dimensioni sostenibili e autosufficienti.

La **riabilitazione**: comprende azioni dirette o indirette, con l'obiettivo di ripristinare un livello di funzionalità degli ecosistemi in cui non si ricerca il ripristino ecologico, ma piuttosto la fornitura rinnovata e continua di servizi e beni ecosistemici (MacDonald et al., 2016). La riabilitazione, secondo Elliott et al. (2007), è l'attività di sostituzione parziale o totale delle caratteristiche strutturali o funzionali di un ecosistema che sono andate perdute.

Il **restauro ecologico**: è definito come il processo di assistenza al recupero di un ecosistema che è stato degradato, danneggiato o distrutto (SER, 2004; Clewell & Aronson, 2013), è il processo di ristabilimento, a seguito del degrado da parte delle attività umane, di un ecosistema o habitat sostenibile con una struttura e un funzionamento naturali (sani), incluso il ripristino dell'integrità biotica preesistente in termini di composizione di specie e struttura di comunità (SER, 2004).

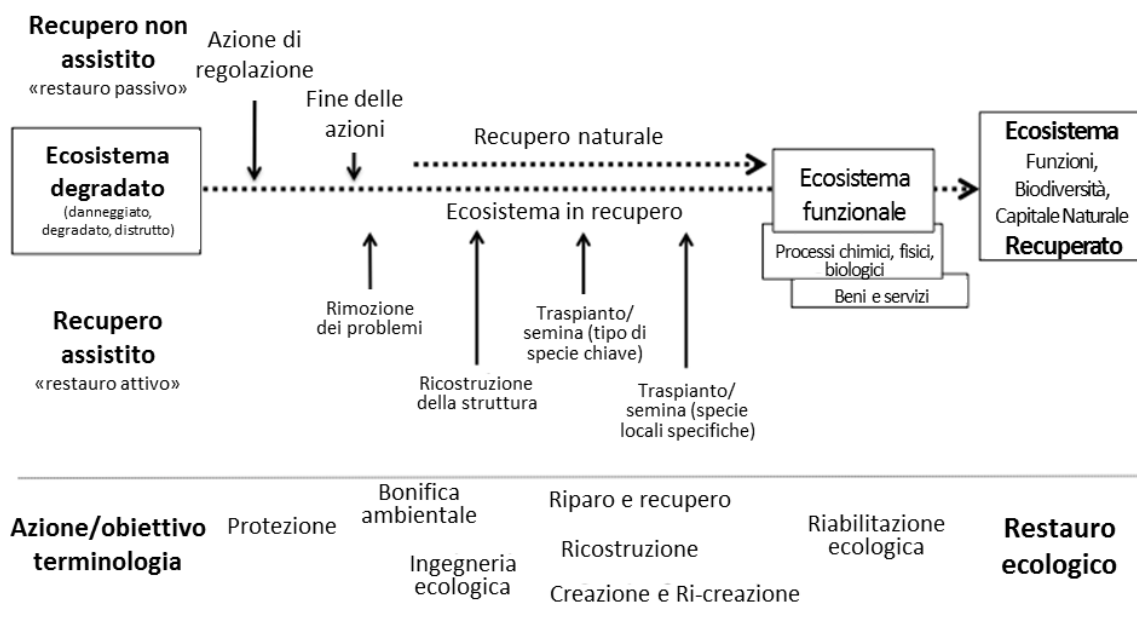


Figura 20 - Schema concettuale delle diverse azioni possibili nell'ambito del restauro ecologico.

La gerarchia di mitigazione

La gerarchia di mitigazione è una serie di misure prioritarie per alleviare il più possibile il danno ambientale evitando, minimizzando (o riducendo) e ripristinando gli impatti dannosi sulla biodiversità e sui servizi ecosistemici. La gerarchia di mitigazione è illustrata in relazione agli impatti netti nella Figura 21. Non si tratta di uno standard o di un obiettivo, ma di un approccio "best practice" alla pianificazione della mitigazione. Può essere definito come: "la sequenza di azioni per anticipare ed evitare impatti sulla biodiversità e sui servizi ecosistemici; e dove l'elusione non è possibile, minimizzare; e, quando si verificano impatti, riabilitare o ripristinare; e dove permangono impatti residui significativi, compensare" (CSBI, 2015).

La gerarchia di mitigazione

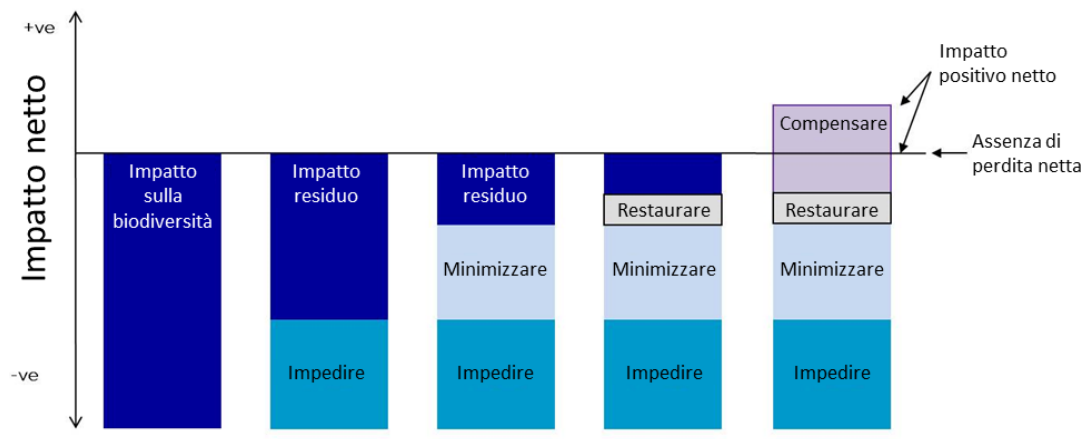


Figura 21 - La gerarchia di mitigazione per la gestione del rischio sulla biodiversità (da CSBI, 2015).

I passaggi della gerarchia della mitigazione sono i seguenti (da CSBI, 2015):

1. Prevenzione: il primo passo della gerarchia di mitigazione comprende misure adottate per evitare di creare impatti fin dall'inizio, come un'attenta collocazione spaziale o temporale di un'infrastruttura o un disturbo. Ad esempio, il posizionamento di strade al di fuori di habitat rari o di zone di riproduzione di specie chiave, o tempistiche di attività/operazioni sismiche quando non sono presenti aggregazioni di balene. La prevenzione è spesso il modo più semplice, economico ed efficace per ridurre potenziali impatti negativi, ma richiede che la biodiversità venga presa in considerazione nelle prime fasi di un progetto.

2. Minimizzazione: misure adottate per ridurre la durata, l'intensità e/o la portata degli impatti che non possono essere completamente evitati. Una minimizzazione efficace può eliminare alcuni impatti negativi. Esempi includono misure come la riduzione del rumore e dell'inquinamento, la progettazione di linee elettriche per ridurre la probabilità di elettrocuzioni degli uccelli o la costruzione di corridoi per animali selvatici sulle strade.

3. Riabilitazione/ripristino: misure adottate per migliorare gli ecosistemi degradati o rimossi in seguito all'esposizione a impatti che non possono essere completamente evitati o minimizzati. Il ripristino tenta di restituire un'area all'ecosistema originario prima degli impatti, mentre la riabilitazione mira unicamente a ripristinare le funzioni ecologiche di base e/o i servizi ecosistemici (ad esempio attraverso la piantumazione degli alberi per stabilizzare il suolo nudo). La riabilitazione e il restauro sono spesso necessari verso la fine del ciclo di vita di un progetto, ma possono essere possibili in alcune aree durante il funzionamento (ad esempio dopo che pozzi temporanei hanno esaurito il loro periodo di sfruttamento).

Collettivamente, **evitare**, **minimizzare** e **riabilitare/restaurare** servono a ridurre, per quanto possibile, gli impatti residui che un progetto ha sulla biodiversità. In genere, tuttavia, anche dopo la loro effettiva applicazione, saranno necessari ulteriori passaggi per ottenere un impatto negativo nullo o un guadagno netto per la biodiversità.

4. Compensazione: misure adottate per compensare eventuali impatti negativi residui dopo la piena attuazione delle precedenti tre fasi della gerarchia di mitigazione. Le compensazioni di biodiversità sono di due tipi principali: "**compensazioni di restauro**" che mirano a riabilitare o restaurare l'habitat degradato e "**compensazioni per scongiurare le perdite**" che mirano a ridurre o arrestare la perdita di biodiversità (ad esempio il degrado futuro dell'habitat) nelle aree in cui è previsto. Misure di compensazione sono spesso complesse e costose, quindi l'attenzione ai passaggi precedenti nella gerarchia di mitigazione è solitamente preferibile.

La gerarchia di mitigazione è un *frame work* utile perché può:

- Promuovere la misurazione delle prestazioni
- Ridurre i ritardi di programmazione e stimolare approcci economicamente efficaci
- Funzionare come strumento di valutazione e gestione del rischio

La Figura 22 illustra il processo iterativo di **evitare** e **minimizzare** fino a quando i rimanenti rischi e impatti possono essere gestiti attraverso le misure di **restauro** e **compensazione**.

La gerarchia di mitigazione può essere vista come un insieme di componenti sequenziali e priorizzate che sono applicate per ridurre i potenziali impatti negativi delle attività di un progetto sull'ambiente naturale. Non è un processo lineare a senso unico ma di solito implica l'iterazione dei suoi passaggi. Può essere applicato sia alla biodiversità che ai relativi servizi ecosistemici. Questo processo prevede due componenti preventive, *evitare* e *minimizzare*, e due componenti remediative, *restaurare* (o *riabilitare*) e *compensare* (Figura 22). Di norma, le misure preventive sono sempre preferibili a misure di rimedio, sia dal punto di vista ecologico sia sociale e finanziario.



Figura 22 - Evitare, minimizzare, restaurare, mitigare (da CSBI, 2015).

Restauro attivo

Uno studio condotto su scala globale degli ultimi sui dati degli ultimi 25 anni (498 pubblicazioni), indica che gli sforzi di restauro in ambiente marino sono pochissimi e di breve durata rispetto all'ambiente terrestre. La maggior parte degli studi ha utilizzato tecniche di trapianto o di impianto e la variabile di risposta più comunemente utilizzata è stata la sopravvivenza. Il successo è stato notato per il 50-70% dei casi. Il fallimento è in genere spiegato con problemi metodologici o sottovalutazione delle minacce locali.

Restauro di habitat/specie chiave

Una ricerca condotta sui principali habitat/specie europei comprende la maggior parte dei metodi e degli approcci di restauro attualmente utilizzati, i tempi necessari per il successo, i colli di bottiglia/insuccessi e mezzi/potenzialità per il ripristino di ecosistemi danneggiati ad un livello superiore di degrado. Si tratta di 12 casi di studio condotti nell'ambito del progetto EU H2020 MERCES che coinvolgono *Cystoseira*, fanerogame, *Pinna nobilis*, coralligeno, corallo rosso, spugne e coralli di profondità e montagne sottomarine profonde. Le tecniche andavano dalla rigenerazione al trapianto e facilitazione (ad esempio mediante mitili) usando diversi stadi vitali o metodi. Il restauro è ancora agli inizi per alcune specie e nuovi protocolli si stanno sviluppando per gli ambienti profondi. Le scale temporali per il restauro variano ampiamente tra ecosistemi, da mesi/anni (alghe, spugne, alcune fanerogame) a decenni (alcune fanerogame e coralli), a decenni/secoli (coralli di profondità). Gli insuccessi di solito dipendevano dalle caratteristiche delle specie bersaglio, dai metodi e dalle tecniche utilizzate, dai parametri del sito, ma anche dalla continua presenza di minacce. L'ampliamento della scala spaziale presenta una serie di sfide ma richiederà un approccio che comprende una serie di attività di restauro (ad esempio rimozione delle minacce, rigenerazione non assistita, risanamento, buona gestione) combinata con innovazioni tecnologiche, soluzioni per l'industria della scienza e la *citizen science*.

Progetti di restauro recenti

Nel riesaminare i recenti progetti di ricerca europei degli ultimi dieci anni, sono stati identificati 42 progetti. I paesi più prolifici coinvolti sono stati Spagna (24%), Francia (21%) e Italia (12%). Il tempo medio dei progetti era di 5 anni. La maggior parte dei progetti (45%) si concentra su un'unica sede, con solo il 17% che coinvolge la cooperazione transnazionale. Il finanziamento è avvenuto più comunemente attraverso progetti dell'Unione europea (principalmente LIFE, 45%) e il budget medio era di 3,5 milioni di euro. Le fanerogame marine rappresentavano il principale obiettivo di ripristino (36%), seguito da saltmarsh (14%) e substrati/barriere a substrato duro (12%). Il tipo di azione più comune è stato basato sulla ricerca metodologica (33%), seguito da restauro (recupero di un habitat degradato) (24%), e poi miglioramento (14%) (aumento di valore o beni e servizi). Il metodo più comune era la traslocazione di specie (21%), semina e piantagione (14%), uso di substrati

artificiali (14%), modifiche idrologiche, rimozione di contaminanti e rifiuti (10% ciascuno) - la rimozione di specie invasive rappresentava il 5% del totale progetti.

Costi e benefici nel restauro

Una ricerca, condotta con metodologie e metriche dell'economia del restauro, ha rivelato che il computo dei costi dell'attività di restauro diretto può sembrare semplice, ma ci sono molti costi non ovvi e nascosti, tra cui la regolamentazione, la gestione e il monitoraggio a lungo termine. I benefici del restauro derivano dai cambiamenti nella biodiversità, i processi e le funzioni che portano a cambiamenti nei beni e servizi dell'ecosistema. I benefici dell'ecosistema avranno un valore sociale. Alcuni valori possono essere derivati direttamente da quelli di mercato o da proxy che hanno valori di mercato, mentre altri coinvolgono persone che affermano valori, preferenze o disponibilità a pagare, che, sebbene siano metodi comunemente usati, devono essere usati con molta attenzione. Questa ricerca presenta una revisione dei costi e dei benefici economici del restauro in ambiente marino che deriva da 103 documenti scientifici e di letteratura grigia.

Per i costi, il 72% considera le osservazioni monetarie. Gli studi hanno riguardato habitat rocciosi (41%), habitat a fondo molle (42%), estuari/zone umide (13%) e ambienti profondi (2%), principalmente riguardanti il ripristino di ambienti marini degradati (88%), tramite principalmente trapianti. Per quanto riguarda i benefici, la maggior parte riguarda i benefici ecologici e il 45% sono basati su opinioni su benefici economici (ad esempio aumento delle riserve di specie commerciali, miglioramento dell'estetica di un'area, aumento del turismo, aumento del reddito locale attraverso il progetto di restauro). Solo 3 studi recenti hanno fornito dati sui benefici basati su metodi di valutazione economica. La maggior parte dei benefici associati si riferiscono al restauro di ecosistemi subtidali rocciosi (barriere coralline) e degli habitat a fondo molle (mangrovie e fanerogame). La metà delle osservazioni sui benefici del restauro riguardano esperimenti e il 34% riguarda progetti di restauro. La maggior parte degli studi che riportavano i benefici erano riusciti o parzialmente riusciti. Solo pochi studi comprendevano aspetti sociali/economici.

Problemi del restauro ecologico

Di seguito sono riportate diverse problematiche che non fanno parte delle ricerche scientifiche, che vanno oltre le problematiche specifiche del restauro ma che sono abbastanza importanti da giustificare un ulteriore sviluppo:

- Le barriere artificiali sono una questione piuttosto controversa poiché secondo alcuni ricercatori non sarebbero strumenti di restauro. In passato, queste sono state usate per vari scopi e con successo carismatico negli ultimi 40 anni, introducendo principalmente un nuovo ecosistema. Non sono considerate parte dell'ecosistema originale, sebbene il loro uso sia stato giustificato come protezione fisica della costa, mitigazione o miglioramento.
- Sebbene gli obiettivi del restauro siano il recupero degli ecosistemi, la maggior parte degli interventi sono mirati al ripristino di particolari specie. In particolare, le specie che formano gli habitat, le specie chiave o le specie che si definiscono carismatiche/emblematiche/ caratteristiche/che definiscono un habitat.
- Una forzante chiave per il restauro è la risposta a un disastro su larga scala, sia esso naturale (ad esempio uno tsunami) o antropogenico (ad esempio uno sversamento di petrolio). Tali singoli eventi possono richiedere una risposta su vasta scala, che comprende più ecosistemi diversi e sforzi di gestione concertata; questa è stata la risposta alla fuoriuscita di petrolio da *Deepwater Horizon* nel Golfo del Messico.
- Oltre a controllare le minacce prima dell'intervento di restauro, alcune minacce specifiche devono essere rimosse, tra cui rifiuti, specie invasive, specie chiave (pascolatori o predatori) e le questioni relative alle barriere fisiche.
- La gerarchia di mitigazione è un insieme di misure prioritarie per alleviare il più possibile il danno ambientale, tramite azioni volte ad evitare, minimizzare i danni e riabilitare/restaurare gli ecosistemi. È possibile adottare misure compensative per contrastare eventuali impatti negativi residui. Le aziende nei settori delle risorse naturali

utilizzano strategie di gestione compensative (ad esempio No Net Loss) per mitigare i cambiamenti ambientali legati all'estrazione, all'inquinamento, alla perdita di biodiversità e ai cambiamenti climatici. La contabilità della biodiversità è necessaria per selezionare potenziali opzioni di compensazione, ma è ancora agli inizi. Si tratta di una strategia relativamente nuova e in secondo luogo ci sono delle difficoltà nella contabilità; ad esempio, perdite da beni immateriali, potenziali impatti cumulativi, guadagni anche dalla previsione di come i valori della biodiversità cambieranno in seguito all'attuazione e successo delle strategie di mitigazione/restauro.

- Un'altra strategia per il restauro è attraverso "*ingegneria soft*" ("Soluzioni basate sulla Natura", "costruire con la natura" e "ingegneria ecologica"). Esempi possono essere osservati nella gestione della fascia costiera, in cui le opzioni ingegneristiche rigide vengono sostituite con opere ingegneristiche meno estreme, integrate con soluzioni naturali, ad esempio, non costruendo una grande diga, ma incorporando la struttura con la barena e un parapetto inferiore. Un confronto tra i costi delle soluzioni basate sulla natura e le strutture di ingegneria rigida ha dimostrato che *saltmarshes* e mangrovie potrebbero essere da due a cinque volte più economiche di una diga foranea sommersa in determinate condizioni. Le soluzioni basate sulla natura sono importanti anche per il sequestro del carbonio; mentre questo può essere un obiettivo primario nella piantumazione di mangrovie e fanerogame marine, altri benefici includono sequestro di nutrienti, protezione costiera, aumento della biodiversità e sviluppo di vivai per le specie commerciali.
- Tecnologia e innovazione: il restauro subacqueo può essere tremendamente difficile rispetto a qualsiasi analogo terrestre, a causa dell'ambiente di lavoro, in particolare negli ambienti più profondi o offshore. Nuove tecnologie stanno diventando disponibili o adattabili, con accesso a veicoli subacquei o nuovi materiali. Sistemi meccanici sono già disponibili per lavori molto superficiali. Tuttavia, la copertura di vaste aree è ancora un problema importante, poiché il trapianto su fondi duri è ancora laborioso, visto che, ad esempio, i coralli hanno bisogno di un posizionamento e orientamento accurato.

I costi del restauro

Il restauro degli ecosistemi degradati ha costi impliciti legati alle azioni da intraprendere, tuttavia l'azione di restauro può fornirci un'ampia varietà di benefici che non sono sempre ovvi e generalmente difficili da monetizzare. Un primo passo in qualsiasi azione di restauro riguarda il bilanciamento di costi e benefici e se vale la pena intraprendere un programma di restauro ed in quale misura. In termini di valutazione economica, è necessario comprendere l'intera gamma dei servizi ecosistemici e un sistema per il calcolo dei benefici è necessario, al fine di stimare il beneficio economico netto totale per la società. Pendleton (2010) ha fornito uno schema metodologico importante verso la comprensione del processo dietro gli effetti economici del restauro degli ecosistemi marini, riassunto nella Figura 25 ed ulteriormente riassunto nelle sezioni seguenti. Sebbene gli aspetti economici relativi ai costi siano una componente aggiunta recentemente alle tematiche di restauro ecologico (de Groot et al., 2013; Blignaut et al., 2014a; Bayraktarov et al., 2016; Iftekhar et al., 2017), i costi di un progetto attivo potrebbero essere quantificati in un'analisi economica diretta, se considerassimo l'intero spettro dei costi relativi al processo di restauro. Ciò può, ad esempio, implicare la valutazione dei costi di realizzazione di cambiamenti strutturali, raccolta di fauna locale come genitore/donatore, vivaio in crescita per semi/larve/cloni/novellame, trapianto/semina, acquisizione di aree, manodopera e costi di monitoraggio. Nell'ambiente marino il costo del lavoro subacqueo può aumentare con la profondità, poiché i costi di accessibilità e le tecnologie richieste diventano il problema più complesso. Le specie più longeve, come coralli e spugne, possono aumentare i costi di restauro poiché impiegano più tempo a crescere in una *nursery* e richiedono anche un monitoraggio a lungo termine dopo le azioni di restauro. Soluzioni semplici, come ad esempio la regolamentazione di un'area per la riduzione degli impatti, possono anche comportare costi inerenti agli studi riguardanti il problema, la formulazione, l'implementazione e l'applicazione della regolamentazione. Ad un livello più alto, se ciò comporta l'implementazione di una AMP, ci possono essere costi considerevoli nella creazione, gestione, applicazione e monitoraggio della AMP. Iftekhar et al. (2017) descrivono 4 categorie principali dei costi di ripristino, ovvero acquisizione (ad esempio per l'acquisizione di diritti di proprietà per l'area da ripristinare), stabilimento (ad esempio preparazione del sito, semina), manutenzione (ad esempio amministrazione,

monitoraggio) e transazione (ad esempio siti utili, programmi di organizzazione). Gli strumenti economici utilizzati nella valutazione dei costi di restauro differiscono per quanto riguarda il tipo di costi, i più facili sono i costi di stabilimento e di manutenzione, per i quali i prezzi di mercato sono solitamente disponibili e utilizzati. Per i costi di acquisizione, vengono utilizzate le entrate lorde capitalizzate o il guadagno lordo dell'uso produttivo del terreno, o metodi basati sui prezzi degli immobili, a seconda della natura delle proprietà acquisite. I costi di transazione possono essere stimati conducendo sondaggi tra i proprietari terrieri o agenzie e revisionando documenti esistenti (Iftekhhar et al., 2017).

Benefici del restauro - Beni e servizi ecosistemici

I benefici derivanti dai cambiamenti della biodiversità, processi e funzioni portano a cambiamenti nei beni e nei servizi forniti dall'ecosistema. I servizi ecosistemici sono definiti come il contributo diretto e indiretto degli ecosistemi al benessere umano (de Groot et al., 2010). Beni e servizi sono stati categorizzati da molti autori (ad esempio de Groot, 1992; Costanza et al., 1997; Beaumont et al., 2007) e in uno dei lavori definitivi di Böhnke-Henrichs et al. (2013) sono classificati in 4 tipologie (Figura 23) inclusi: servizi di fornitura (ad esempio cibo, risorse genetiche, risorse mediche, ecc.), servizi di regolazione (ad esempio purificazione dell'aria, regolazione del clima, prevenzione dell'erosione costiera, ecc.), servizi di habitat (ad esempio manutenzione del ciclo di vita, protezione del pool genetico) e servizi culturali e di intrattenimento (ad esempio ricreazione e tempo libero, ispirazione, patrimonio culturale e identificazione, ecc.).

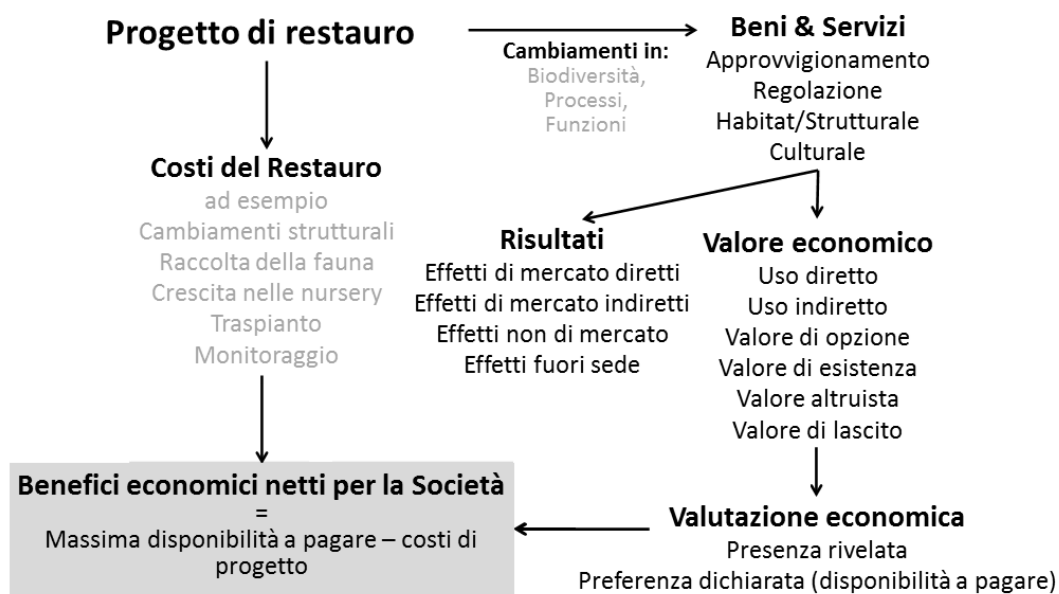


Figura 23 - Fattori costi-benefici del restauro (basato su Pendleton, 2007)

I benefici o il cambiamento dei benefici forniti da un ecosistema avranno un valore sociale e il restauro dell'habitat può creare valore economico se produce nuovi servizi ecosistemici, può aumentare il valore di beni e servizi esistenti o aumentare il valore di altre attività economiche che dipendono da condizioni dell'ecosistema (Pendleton, 2010). La valutazione di servizi ecosistemici è il processo di valutazione dei valori di questi benefici e offre l'opportunità di considerare anche i benefici e i costi dell'ecosistema che potrebbero essere trascurati nella gestione e nella pianificazione all'interno di un contesto di mercato (Börger et al., 2014). La sfida nella stima dei benefici consiste nell'essere in grado di identificare l'intera gamma di servizi ecosistemici, quelli che arrivano alla società e selezionare parametri appropriati che riflettano i servizi ecosistemici che possono tradursi in valori monetari (Adame et al., 2014; Hanley et al., 2015; Hattam et al., 2015). Il risultato di un progetto di restauro può avere una serie di effetti diversi (Figura 23), che Pendleton (2010) elenca come effetti di mercato diretti (ad

esempio disponibilità a pagare per visitare un'area ripristinata), effetti di mercato indiretti (ad esempio fondali ittici che portano a maggiori catture commerciali), effetti non di mercato (ad esempio aumento di benefici culturali come valori ricreativi o attività ispiratrici) ed effetti fuori sede (ad esempio la qualità dell'acqua è aumentata a valle, portando a maggiori attività di intrattenimento). Mentre Pendleton (2010) ha categorizzato le componenti di base del valore economico associato ad un ecosistema da restaurare semplicemente in valore di utilizzo e valore di non-utilizzo (passivo), questo può essere complicato ulteriormente da una tipologia più completa, data da Pascual et al. (2010) ed illustrata nella Tabella 3. I valori d'uso includono l'uso diretto (ad esempio vendita di pesce commerciale), uso indiretto (ad esempio servizi di regolazione, come ossigeno prodotto o carbonio sequestrato da praterie) e valori di opzione (il prezzo indicato per la futura disponibilità di un servizio ecosistemico). I valori di non utilizzo includono il valore del lascito (valore attribuito al fatto che le generazioni future trarranno beneficio), valore altruistico (valore attribuito al fatto che in futuro ne beneficeranno altre persone) e valore di esistenza (valore derivante dalla consapevolezza che qualcosa continua ad esistere).

Tabella 3 - Tipologie di valori (Pascual et al., 2010)

Tipo di valore	Sub-tipo di valore	Significato
Valore di uso	<i>Valore di uso diretto</i>	Risulta dall'uso diretto della biodiversità da parte dell'uomo (consumo o non consumo)
	<i>Valore di uso indiretto</i>	Derivato dai servizi di regolazione fornito dalle specie e dagli ecosistemi
	<i>Valore di opzione</i>	Riguarda l'importanza che le persone danno alla futura disponibilità di servizi ecosistemici a vantaggio personale (valore di opzione in senso stretto)
Valore di non uso	<i>Valore di lascito</i>	Valore attribuito dai singoli al fatto che anche le generazioni future avranno accesso ai benefici che derivano dalle specie e dagli ecosistemi (equità intergenerazionale)
	<i>Valore altruista</i>	Valore attribuito dai singoli al fatto che altre persone della generazione attuale hanno accesso ai benefici forniti da specie ed ecosistemi (equità intragenerazionale)
	<i>Valore di esistenza</i>	Valore legato alla soddisfazione che gli individui ottengono dalla mera conoscenza che le specie e gli ecosistemi continuano ad esistere

La metodologia scelta per la valutazione dipende dal tipo di valore che si prevede sarà generato dal progetto, che nella maggior parte dei casi è un valore non di mercato (Iftekhhar et al., 2017). La misurazione di questi valori non di mercato è generalmente effettuata con due metodologie: il metodo della preferenza rivelata, che viene applicato per misurare i valori d'uso (ad esempio la ricreazione) e il metodo di preferenza indicata, applicato in caso di valori di non uso (ad esempio conservazione delle specie minacciate per le generazioni future; Iftekhhar et al., 2017). Pendleton (2010) spiega che i metodi di preferenza rivelata sono basati sul prezzo e stimano il potenziale valore economico del restauro in base al modo in cui i valori differiscono tra siti con o senza restauro, mentre i metodi di preferenza dichiarata coinvolgono persone che dichiarano valori, piuttosto che dedurre valori da scelte effettive. Il metodo di preferenza dichiarata è stato criticato, la sua principale debolezza è la sua natura ipotetica (Northern Economics, 2009). Inoltre, la maggior parte dei valori si basa su usi passivi e la qualità dei dati è inferiore all'osservazione delle preferenze rivelate (FAO, 2000). La preferenza dichiarata è comunque l'approccio maggiormente utilizzato negli studi in ambiente marino (Hanley et al., 2015) e, in particolare, per il restauro, è forse l'unico modo per assegnare valori monetari a valori non tangibili ed in gran parte immateriali. Il

metodo di modellizzazione scelta (CM) e il metodo di valutazione contingente (CV) sono i più comuni in questa categoria. Il CV si basa sulle preferenze delle persone e sulla loro disponibilità a pagare per migliorare le condizioni ecologiche o evitare perdite nel valore dei beni o dei servizi che si prevede derivino dal restauro, e normalmente viene effettuato tramite questionari o interviste. Negli esperimenti di questo tipo, gli intervistati sono invitati a scegliere tra opzioni specifiche, ciascuna delle quali descrive una serie di attributi del progetto e l'ammontare di denaro che si dovrebbe pagare per ottenere tale opzione. Le scelte fatte dagli intervistati sono successivamente utilizzate per valutare la disponibilità a pagare di un individuo per stimare il valore dei beni/servizi non di mercato. I risultati basati sulla volontà di pagare non dipendono solo dalla preferenza dei soggetti a pagare ma anche dalla loro capacità di pagare. Avere un'analisi basata sul modo in cui le persone rispondono a domande ipotetiche significa che occorre prestare la massima attenzione al contesto specifico del sondaggio, quali sono le domande, come sono formulate e la selezione/ rappresentatività delle persone scelte. In alcune indagini, gli intervistati possono anche essere collocati in situazioni familiari/sociali di cui potrebbero non essere disponibili informazioni complete (Northern Economics, 2009). Di recente, quando il tempo e/o i finanziamenti sono limitati e non consentono la raccolta dei dati, viene utilizzato l'approccio del trasferimento dei benefici. In questo caso, i risultati degli studi di valutazione esistenti basati su metodi di preferenza rivelati o dichiarati sono trasferiti spazialmente e/o temporalmente in una nuova area. L'uso di questa metodologia dipende molto dalla disponibilità di dati di valutazione simili e se le parti interessate richiedono dati di valutazione accurati o approssimativi per il loro sito specifico (Holland et al., 2010). Questo approccio si adatta meglio in situazioni in cui i beni e i servizi previsti possono essere misurati in unità abbastanza omogenee e divisibili (Ready and Navrud, 2005). Il team *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB) ha utilizzato questo approccio come base per valutare i potenziali benefici degli ecosistemi restaurati per i quali non erano disponibili valori di beneficio basati su dati solidi (TEEB, 2009). Queste stime erano basate su un insieme di dati disponibili piuttosto ampio, vale a dire 104 studi con 507 valori di 22 diversi servizi ecosistemici per 9 biomi principali. Ciononostante, il team TEEB afferma esplicitamente che è necessaria un'attenta analisi sito-specifica dei costi e dei benefici prima che vengano prese le decisioni di investimento, e quindi tale approccio dovrebbe essere considerato solo indicativo della portata dei benefici potenziali. Questo scetticismo rispetto all'uso del metodo di trasferimento dei benefici si basa sul fatto che i valori dei benefici derivati dalla letteratura non possono essere importati altrove senza apportare vari aggiustamenti al contesto specifico per riflettere le realtà locali, come l'entità della popolazione, il reddito e i benefici derivati da un ecosistema reale rispetto a quello del sistema dal quale vengono importati i dati (Blignaut, comunicazione personale). Blignaut fornisce questa osservazione basandosi, tra l'altro, sul fatto che i servizi ecosistemici non hanno valore per se stessi, al di fuori dell'uso umano e tale interazione umana con gli ecosistemi è molto specifica per ciascun singolo contesto. È quindi necessario prestare estrema attenzione quando si utilizzano cifre "globali" o valori derivati da un contesto diverso (Blignaut, comunicazione personale).

Benefici del restauro marino

Complessivamente, 100 osservazioni provenienti da 91 fonti di letteratura che presentavano dati sui costi del restauro hanno fornito anche informazioni sui benefici ottenuti, anche solo presumibilmente, da attività o tecniche di restauro proposte/studiate. Nella maggior parte di questi casi (82), i benefici erano riferiti agli aspetti ecologici, riguardanti sia un aumento/crescita/ /espansione di habitat indagati sia l'approccio migliore per la protezione dell'habitat studiato (ad esempio protezione della costa).

Solo 37 lavori hanno incluso anche un parere sui potenziali benefici economici, sottolineando principalmente la riduzione dei costi associati all'approccio di restauro usato, mentre alcuni prevedono un beneficio economico attraverso l'aumento delle riserve di specie commerciali, un miglioramento dell'estetica della zona, con un successivo aumento delle attività turistiche, o semplicemente un aumento del reddito locale attraverso l'attuazione di un progetto di restauro (fornitura di nuovi posti di lavoro, aumento dei visitatori con conseguente aumento del fatturato del mercato, ecc.). Solo 3 studi recenti (Caffey et al., 2014; Blignaut et al., 2016; Chang et al., 2017) hanno fornito esclusivamente dati sui benefici economici a seguito di attività di restauro in ambiente marino basate su metodi di valutazione economica.

Il valore del restauro

Il restauro ecologico ha ricevuto crescente attenzione nel nuovo millennio ed è stato riconosciuto come parte integrante degli strumenti che la società possiede per affrontare importanti problemi ambientali, come il degrado degli ecosistemi, la desertificazione, i cambiamenti climatici antropogenici e la perdita senza precedenti della biodiversità, a causa di attività e pressioni umane (Blignaut et al., 2014b). Al giorno d'oggi, è ampiamente accettato che per progetti di restauro di successo bisogna stabilire obiettivi chiari e realizzabili e attingere a conoscenze e vincoli ecologici, economici, tecnologici e sociali (Miller e Hobbs, 2007; Adame et al., 2014; Van Dover et al., 2014; McDonald et al., 2016).

Le informazioni sui costi sono particolarmente importanti quando si pianifica un restauro ecologico, in quanto aiutano a decidere su questioni come il restauro o meno in una determinata area, quali progetti implementare e quali metodi o tecniche dovrebbero essere adottati (Iftekhhar et al., 2017). Tuttavia, le decisioni non dovrebbero basarsi solo su criteri economici, poiché in definitiva il restauro ecologico è motivato da valori ecologici, etici, sociali e culturali insieme a quelli economici.

Gli ecologi del restauro e le parti interessate devono considerare sia i costi economici che quelli ecologici, questi ultimi intesi come impatto ambientale con possibili effetti sul benessere umano a lungo termine. Bisogna considerare inoltre i costi di restauro in relazione alla perdita dell'habitat esistente e futura, con l'associata perdita di benefici. Il raggiungimento di questi obiettivi dipende dalla nostra capacità di definire e valutare i servizi ecosistemici, nonché i benefici che possono offrire alle persone, e di evidenziare come questi e il loro restauro andranno a vantaggio della società nel tempo.

A tal fine, la valutazione economica dei benefici associati ai servizi ecosistemici - che nella maggior parte dei casi, sebbene non pienamente riconosciuti e valutati, sono molteplici - si pone come una disciplina essenziale ma piuttosto trascurata nell'ecologia del restauro e che potrebbe fornire diversi scenari possibili e pesare i relativi scambi economici (Börger et al., 2014). Questo dovrebbe essere accompagnato da un'analisi costi-benefici, uno strumento analitico consolidato nelle scienze ambientali, la cui applicazione è ancora problematica all'interno dell'ambiente marino (Börger et al., 2016). Oltre alle questioni sopra riportate sul legame tra scienza ambientale e valutazione economica e le possibili limitazioni nelle metriche di valutazione, quando si considera il valore dei progetti di restauro si dovrebbero prendere in considerazione diversi altri aspetti. Una domanda importante da affrontare è "abbiamo già distrutto troppo o possiamo ancora consentire una maggiore distruzione?"

Applicando l'approccio precauzionale, specialmente nei casi di incertezza sui benefici attuali o futuri di un ambiente degradato, i progetti di restauro, anche se spesso costosi, possono essere in effetti inestimabili. Una recente analisi di de Groot et al. (2013) di oltre 200 studi conclude che la maggior parte dei progetti di restauro analizzati ha fornito benefici netti e dovrebbe essere considerata non solo come redditizia ma anche come investimento ad alto rendimento. Un'ulteriore considerazione riguarda gli obiettivi del progetto di restauro.

I costi di restauro possono aumentare in base a diversi scenari e pertanto i responsabili decisionali devono considerare attentamente diversi obiettivi al fine di ottenere un rapporto ottimale tra costi di ripristino e benefici economici derivanti dal recupero dei servizi ecosistemici. Tucker et al. (2013) hanno mostrato che i costi di restauro variano ampiamente tra i paesi dell'UE e dipendono dalle condizioni dell'ecosistema interessato, ma anche dal grado di restauro intrapreso, e hanno inoltre sottolineato che la riduzione al minimo dei costi potrebbe non risultare sempre efficiente dal punto di vista economico.

I vantaggi del restauro dell'ecosistema possono essere maggiori dei costi, ma fino a un certo punto. Inoltre, l'integrazione di varie motivazioni (ad esempio dal miglioramento della qualità dell'acqua alla compensazione) nella pianificazione del restauro potrebbe offrire molteplici benefici (Hagger et al., 2017). Lo sviluppo e applicazione di modelli che indagheranno sul potenziale aumento dei costi di restauro in relazione a un aumento degli obiettivi di restauro, un cambiamento nella posizione geografica o persino uno spostamento nelle tecniche di restauro saranno utili in questa direzione.

Dovremmo anche ricordare che i costi di restauro possono variare considerevolmente nello spazio e nel tempo (Wätzold & Schwerdtner, 2005), a causa delle differenze associate ai salari, ai costi dei materiali, alle attrezzature o all'acquisizione di terreni, o alla fase del restauro progetto. Queste potenziali fonti di aumento dei costi potrebbero essere limitate da alcune azioni, al fine di garantire che i benefici superino i costi economici. Queste azioni possono riguardare, ad esempio, il coinvolgimento di comunità locali e volontari nell'implementazione dei progetti di restauro, o una ricerca di strumenti innovativi che possono limitare i costi del lavoro o rendere ridondanti le tecniche costose.

Una sfida importante nei progetti di restauro è quella di coprire i costi, che sono solitamente considerati come spese che dovrebbero essere coperte da fondi governativi, aziende che causano il degrado ambientale con le loro attività, o attraverso iniziative di biobanca e tutela della biodiversità (Bullock et al., 2011). Recentemente, un approccio basato sulla prospettiva dei servizi ecosistemici ha prodotto “schemi di pagamento per i servizi ecosistemici” (Payment for Ecosystem Services - PES), che sono stati sviluppati per compensare le persone (ad esempio gli agricoltori) o le comunità per azioni che mantengono o aumentano la fornitura di servizi (Bullock et al., 2011). Tali schemi richiedono acquirenti e venditori di un servizio facilitato da un accordo istituzionale funzionante. Gli schemi PES creano opportunità di restauro e sono stati anche istituiti per finanziare il restauro. Tuttavia, hanno ancora bisogno di ulteriori sviluppi per garantire che gli obiettivi di restauro e le esigenze delle parti interessate siano soddisfatti (Bullock et al., 2011). Barbier et al (2014) hanno valutato il potenziale di una struttura finanziaria internazionale, che mobiliterebbe risorse per il ripristino dei fondali dai mercati internazionali dei capitali emettendo obbligazioni a lungo termine che saranno rimborsate dai paesi donatori in 20-30 anni. Quando il restauro non è possibile o è proibitivo, la compensazione tramite altri investimenti di interesse sociale e ambientale può rappresentare un uso più vantaggioso dei fondi di responsabilità (Tinch & Van Den Hove, 2016). Il debole legame tra scienze ambientali e valutazione dei benefici dei servizi ecosistemici rende ancora più complesso il processo decisionale nel restauro ecologico. Le informazioni sui costi sono un fattore importante nelle decisioni relative alle scelte di azioni di restauro, ma molti altri aspetti economici possono contribuire a migliorare l'efficacia e l'efficienza dei programmi di restauro (Yin et al., 2013). È dovere degli ecologi del restauro sottolineare l'importanza del restauro ecologico per l'aumento del capitale naturale e la sua importanza per il flusso di servizi e benefici che derivano dagli ecosistemi (Bignaut et al., 2013) senza promettere più di quanto possiamo offrire (Aronson e Alexander 2013). Ciò sarà fatto sulla base di prove convincenti di maggiori benefici e attraverso sforzi continui per promuovere metodi e tecniche che renderanno accessibili i progetti di restauro. Come Bignaut et al. (2014b) argomentano *"dalla pubblicazione del Millennium Ecosystem Assessment, esiste già un quadro appropriato per considerare il restauro non come una voce di costo su un progetto e/o budget governativo per annullare i torti del passato, ma piuttosto come un'opzione generatrice di valore"*.

I costi per il restauro di alcuni habitat marini degradati

Sulla base delle stime del capitale naturale proposto per differenti habitat marini e costieri da Costanza et al 2014, il coralligeno risulta essere l'habitat che mostra la più alta perdita di capitale naturale rispetto a fanerogame e *Cystoseira* (Tabella 6).

Tabella 4 - Estensione degli habitat *Cystoseira*, Fanerogame e Coralligeno, stime del capitale naturale di ciascun habitat, valore del capitale naturale perso lungo le coste italiane.

Tipo di Habitat	area (ha)	capitale naturale Euro/ha/Anno	% perso	perdita capitale naturale (Mln Euro)
<i>Cystoseira</i> spp.	9600	287.4	84	1509.0
Fanerogame	337611	10107.9	25	3369.3
Coralligeno	96700	35268.2	25	11756.1

La stima dei costi di restauro, che varia da habitat ad habitat, ha costi principalmente legati all'estensione dell'habitat di interesse. Si evidenzia che le fanerogame rappresentano l'habitat con il più alto costo potenziale complessivo per il recupero del capitale naturale.

I dati italiani, mostrano **una perdita di capitale naturale pari a circa 16,6 miliardi di euro all'anno**. Mentre i costi di restauro appaiono ancora di difficile valutazione sulla base delle attuali tecnologie disponibili.

Potenziale di ripristino e crescita blu

La MSP fornisce un mezzo per stabilire i confini delle aree gestite spazialmente, per le quali è essenziale avere una conoscenza dell'impronta delle attività umane e delle loro pressioni. Può anche facilitare le iniziative di ripristino fornendo un meccanismo di zonazione appropriato che sosterrà la prosecuzione dell'attività economica garantendo nel contempo un buono stato ambientale e quindi una "crescita blu" sostenibile. In effetti, le aree di restauro potrebbero essere uno degli strumenti del "toolkit" dei manager incaricati della pianificazione dello spazio marittimo. L'identificazione delle attività e dei *punti caldi* di pressione è fondamentale per pianificare le future azioni di ripristino. La mitigazione delle pressioni e la rimozione dei loro impatti nei siti in cui si svolgono le attività di ripristino consentirebbero anche il recupero più rapido dell'habitat dato. Gli ecosistemi ci forniscono beni e servizi che possono essere considerati sotto il termine Capitale naturale. I loro valori possono essere monetizzati e integrati in un sistema contabile nazionale per gestire il capitale naturale. I grandi affari stanno iniziando ad adottare metodi di contabilità del capitale naturale aziendale per bilanciare il business con le compensazioni ambientali, il secondo attraverso, per esempio, il sequestro del carbonio, uso ricreativo dei sistemi marini o la biodiversità.

La compensazione della biodiversità e l'habitat banking potrebbero potenzialmente fornire misure di mitigazione o compensazione per gli impatti.

Il ripristino degli ecosistemi marini degradati può essere spesso visto come un costo nella pianificazione aziendale, ma recentemente una maggiore consapevolezza da parte delle imprese dei servizi ecosistemici ha portato a nuove opportunità di business dalle attività di restauro.

Le aziende, dopo le valutazioni dell'impatto ambientale, stanno cercando in primo luogo di evitare pressioni, sviluppare soluzioni ingegneristiche eco-compatibili e volte a minimizzare gli impatti negativi, o laddove il degrado non può essere evitato, per intraprendere azioni riparatrici dirette - questo può essere sotto forma di iniziative di scambio del carbonio (es. sequestro del carbonio piantando piante marine - che compensano anche i cambiamenti climatici), difesa dalle inondazioni (costruzione / gestione costiera) o Responsabilità sociale delle imprese (estrazione di risorse nei mari profondi e restauro sperimentale).

Inoltre, le grandi aziende ora tengono in considerazione i costi del *decommissioning* industriale e quindi progettano con una logica di riutilizzo/riciclo in una visione di economia circolare, come mai in passato.

Esistono opportunità commerciali per società basate sulla conoscenza e consulenti per valutare beni e servizi dell'ecosistema, pianificare uno sviluppo sostenibile e, laddove gli ecosistemi sono stati degradati, inventare soluzioni semplici ed economiche per avviare e accelerare i processi di ricolonizzazione naturale. Possono anche fornire consulenza sul ruolo del ripristino dell'ecosistema marino per i futuri mercati del carbonio e il commercio del carbonio.

7 La Strategia Marina

La Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino 2008/56/CE (recepita in Italia con il decreto legislativo del 13 ottobre 2010, n. 190) rappresenta un'importante strumento di *governance* del sistema mare, promuovendo l'adozione di strategie complesse mirate alla salvaguardia dell'ecosistema marino per il raggiungimento del Buono Stato Ambientale entro il 2020, ovvero quello stato delle acque che consenta di preservare la diversità ecologica e la vitalità dei mari ed oceani, che siano puliti, sani e produttivi. L'utilizzo delle risorse marine e dei servizi ecosistemici deve, inoltre, essere ad un livello sostenibile, in modo tale che la struttura, le funzioni ed i processi degli ecosistemi che compongono l'ambiente marino funzionino pienamente e siano in grado di mantenere la loro resilienza. La natura transfrontaliera dell'ambiente marino rende, inoltre, indispensabile l'utilizzo dello strumento della cooperazione regionale, sia con altri Stati membri che con paesi terzi, al fine di addivenire ad azioni e metodiche condivise, coerenti e maggiormente efficaci.

L'articolazione della Strategia Marina prevede l'implementazione di un processo evolutivo ciclico della durata di sei anni, costituito da cinque fasi successive:

1. Valutazione Iniziale dello stato dell'ambiente marino e dell'impatto delle attività antropiche;
2. Determinazione del Buono Stato Ambientale¹⁸ sulla base degli undici descrittori qualitativi¹⁹ di cui all'allegato I della Direttiva Quadro;
3. Definizione dei Traguardi Ambientali¹ e degli indicatori ad essi associati;
4. Elaborazione dei Programmi di Monitoraggio per la valutazione continua dello stato ambientale delle acque marine, in funzione dei traguardi ambientali adottati²⁰;
5. Elaborazione di uno o più Programmi di Misure, finalizzati a conseguire o mantenere un Buono Stato Ambientale²¹.

Ogni elemento della Strategia, prima di essere comunicato alla Comunità Europea attraverso un sistema di reportistica standardizzato, deve essere sottoposto a consultazione pubblica.

Al termine di ogni ciclo sessennale la Strategia delineata viene sottoposta a valutazione ed eventualmente ad aggiornamento (Figura 24).

¹⁸ Le Definizioni del Buono Stato Ambientale, per ciascuno degli undici descrittori qualitativi citati dalla Direttiva, sono state adottate in Italia, unitamente alle definizioni dei Traguardi Ambientali, con il D.M. 17 ottobre 2014. A seguito della revisione, nel 2018, della Valutazione Iniziale per il secondo ciclo attuativo della Strategia Marina, le definizioni di Buono Stato Ambientale e dei Traguardi sono state aggiornate ed adottate con il D.M. 15 febbraio 2019.

¹⁹ Gli 11 descrittori, i cui criteri e norme metodologiche per la definizione del Buono Stato Ambientale sono riportati nella Decisione 2017/848/EU (che abroga e sostituisce la precedente Decisione 2010/477/UE), sono: 1. La biodiversità è mantenuta. 2. Le specie non indigene non alterano negativamente l'ecosistema. 3. Le popolazioni pesci, molluschi e crostacei sfruttati a fini commerciali sono in buona salute. 4. Gli elementi della rete trofica assicurano l'abbondanza a lungo termine e la riproduzione. 5. L'eutrofizzazione è ridotta al minimo. 6. L'integrità del fondo marino garantisce il funzionamento dell'ecosistema. 7. La modifica permanente delle condizioni idrografiche non influisce negativamente sull'ecosistema. 8. Le concentrazioni di contaminanti non provocano effetti. 9. I contaminanti presenti nei pesci e in altri prodotti della pesca restano entro limiti di sicurezza. 10. I rifiuti marini non provocano danni. 11. L'introduzione di energia (comprese le fonti sonore sottomarine) non ha effetti negativi sull'ecosistema.

²⁰ Gli indicatori associati ai Traguardi Ambientali ed i Programmi di Monitoraggio della Strategia Marina sono entrati in vigore, in Italia, nel 2015 attraverso il D.M. del 11 febbraio. Gli elementi contenuti nel Decreto sono al momento in fase di revisione, che si concluderà nel 2020.

²¹ Il Programma di Misure italiano è stato adottato con D.P.C.M. del 10 ottobre 2017.

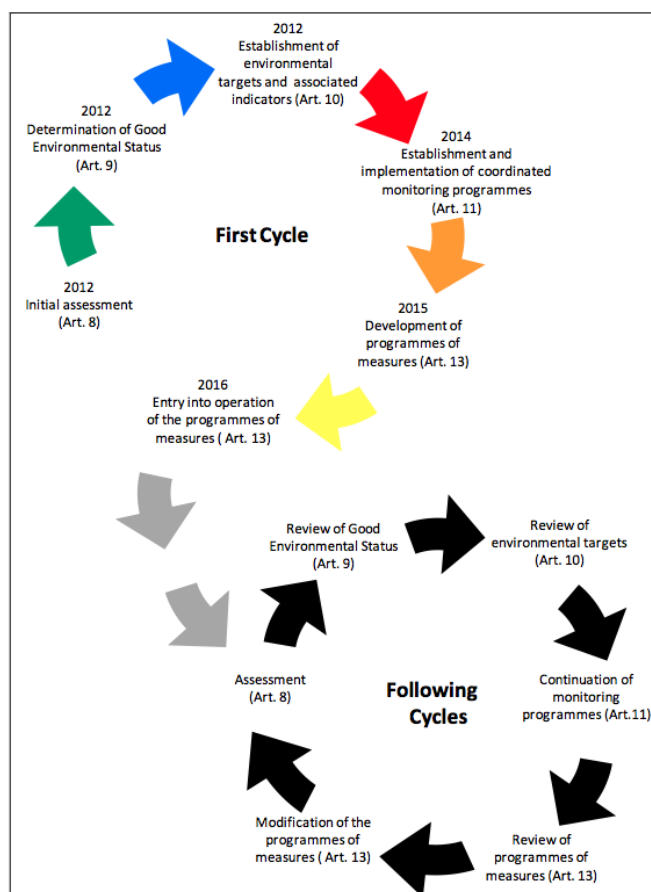


Figura 24 - Cicli di attuazione della Strategia Marina

Fonte: EC, 2011b

Le informazioni raccolte attraverso il programma di monitoraggio della Strategia Marina permettono non solo di colmare parte delle lacune conoscitive emerse durante la predisposizione della Valutazione Iniziale e quindi di elaborare, nei cicli successivi di attuazione, valutazioni sempre più esaustive e complete circa lo stato di conservazione degli ecosistemi marini e sulle pressioni antropiche che essi subiscono, ma soprattutto di valutare lo stato di avanzamento verso il raggiungimento degli obiettivi fissati dai Traguardi ambientali, per il conseguimento del Buono Stato Ambientale, e l'efficacia delle misure adottate.

In questo contesto, i dati raccolti forniscono elementi utili all'individuazione ed alla misurazione degli *stock* del Capitale Naturale offerti dagli ecosistemi marini italiani e permettono di valutare la capacità di queste risorse di fornire flussi di beni e servizi ecosistemici, oggi e nel futuro. La stima dell'efficacia delle misure adottate per il raggiungimento del buono stato ambientale correlata con l'analisi degli effetti sul sistema socio-economico, risulta fondamentale ai fini della predisposizione delle politiche future, che dovranno essere sempre più orientate verso il mantenimento e la preservazione del CN ed il pieno raggiungimento degli obiettivi istituzionali.

7.1 Il programma di Monitoraggio della Strategia Marina in Italia

Il piano di monitoraggio adottato dall'Italia con il D.M. del 11 febbraio 2015, per il primo ciclo di attuazione della Strategia Marina (2012-2018), è stato articolato in sette programmi suddivisi a loro volta in sottoprogrammi. Oggetto di indagine sono stati gli elementi caratteristici dell'ambiente marino ed i fattori di pressione e di impatto che gravano sugli ecosistemi, individuati attraverso la Valutazione Iniziale e oggetto dei Traguardi ambientali, come di seguito riportati:

- Caratteristiche fisico-chimiche della colonna d'acqua, composizione di fitoplancton e zooplancton, rifiuti spiaggiati e microplastiche (programma 1);
- Habitat del fondo marino e biodiversità. In particolare, sono monitorati: prateria di *Posidonia oceanica* (approfondimento al *Box B*), coralligeno, biocenosi dei coralli bianchi profondi, fondi mobili, fondi a Mäerl, specie bentoniche protette (*Pinna nobilis* e *Patella ferruginea*), specie non indigene ed invasive, fauna ittica costiera, avifauna marina, rettili e mammiferi marini (programma 2);
- Attività di pesca, anche illegale, sportiva e ricreativa, rifiuti sul fondo marino e nel biota (programma 3);
- Contaminanti ambientali ed input di nutrienti da fonti urbane, fluviali, industriali, atmosferiche e da acquacoltura (programma 4);
- Contaminanti nei prodotti destinati al consumo umano (programma 5);
- Condizioni idrografiche (programma 6);
- Rumore sottomarino (programma 7).

Il sistema di monitoraggio, organizzato a livello delle tre sottoregioni marine individuate dalla Direttiva Quadro (Mar Mediterraneo Occidentale, Mar Ionio – Mar Mediterraneo Centrale e Mare Adriatico) e coordinato dal MATTM con il supporto tecnico scientifico dell'ISPRA, ha previsto l'utilizzo di metodiche standardizzate comuni, garantendo così coerenza fra i criteri utilizzati per la scelta delle aree di indagine e per la restituzione del dato.

Tutti i dati raccolti sono stati trasmessi, secondo standard definiti, al *Sistema Informativo Centralizzato della Strategia Marina*²², una banca dati accessibile a tutti i potenziali utilizzatori che consente la raccolta, la gestione e la condivisione a livello comunitario degli elementi acquisiti con il monitoraggio.

Il programma di monitoraggio è attualmente in corso di revisione, come richiesto dalla Direttiva 2008/56/CE. L'adozione del nuovo programma, che terrà conto delle esperienze condotte, sia a livello nazionale che unionale ed internazionale, e delle nuove definizioni del Buono Stato Ambientale e dei Traguardi ambientali (DM n. 36 del 15.02.2019) elaborati per il secondo ciclo di attuazione (2018-2024), è prevista per la metà del 2020.

7.2 Attività di monitoraggio del primo ciclo attuativo della Strategia Marina

Le attività di monitoraggio contenute nel D.M. del 11 febbraio 2015, per gli ambienti marini fino alle 12 Mn dalla costa ed alla batimetrica dei 100 m, sono state organizzate in moduli operativi: 9 per il triennio 2015-2017 e 13 per il triennio 2018-2020 (Tabella 6). Il monitoraggio è condotto dalle Agenzie Regionali per la Protezione Ambientale (ARPA. Figura 25 e Figura 26).

Alcuni monitoraggi, in particolare quelli riguardanti specie ed habitat inclusi nelle Direttive Habitat ed Uccelli, sono svolti anche all'interno delle Aree Marine Protette (AMP), anche con il coinvolgimento diretto degli Enti Gestori tramite apposite Convenzioni. La rete di AMP, infatti, costituisce un importante strumento di conservazione della biodiversità marina e il coinvolgimento delle AMP all'interno del programma di monitoraggio della Strategia Marina permette l'identificazione dei valori di riferimento per il GES, per diversi parametri, e di disporre di un osservatorio privilegiato sullo stato di avanzamento verso gli obiettivi di sostenibilità ambientale previsti dalla Direttiva Quadro 2008/56/CE.

Le informazioni riguardanti i criteri per la scelta delle aree da sottoporre alle indagini, la strategia per i campionamenti (attività, criteri e procedure) e la frequenza con cui eseguirli, i metodi di analisi/indagine, le modalità di restituzione dei dati e delle informazioni, sono contenute in "schede metodologiche" che sono state appositamente redatte dal Ministero dell'Ambiente in collaborazione con l'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) e con le ARPA.

²² <http://www.db-strategiamarina.isprambiente.it/>.

Al fine di garantire un'adeguata standardizzazione delle conoscenze tecniche e operative, è stato inoltre realizzato un piano di formazione sulle procedure e le metodologie di indagine da adottare, rivolto prevalentemente al personale delle ARPA, ma aperto anche ai rappresentanti del Comitato Tecnico della Strategia Marina, agli Ufficiali delle Capitanerie di Porto ed ai direttori delle Aree Marine Protette.

L'attuazione del monitoraggio ha visto, infine, anche la partecipazione del Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), che si è avvalso della collaborazione della ricerca universitaria per il tramite del coinvolgimento del CoNISMa, e che ha svolto indagini con l'utilizzo di apparecchiature complesse e monitoraggi in ambienti profondi ed oltre le 12 Mn dalla costa. In Figura 26 sono riportate, a puro titolo informativo, solo le attività di monitoraggio relative agli habitat.

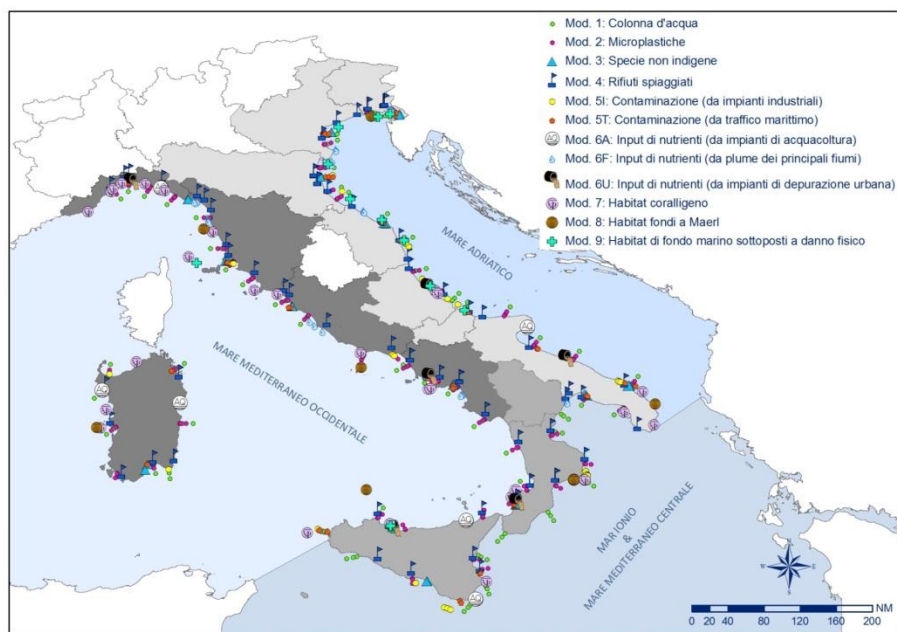


Figura 25 - Mappa delle stazioni di campionamento, suddivise per moduli operativi, utilizzate nel Programma di monitoraggio dalle ARPA costiere nel triennio 2015-2017.

Fonte: MATTM



Figura 26 - Mappa delle attività svolte dalle ARPA e dal CNR per moduli operativi relativi agli habitat nel triennio 2015-2017.

Fonte: MATTM

Durante i monitoraggi svolti nel triennio 2015-2017, nelle 3.982 stazioni di monitoraggio, sono stati raccolti un totale di 65.043 campioni (Fonte: Sistema Informativo Centralizzato per la Strategia Marina). Attraverso l'utilizzo di metodi geofisici sono state investigate 155 aree, di cui: 102 per l'habitat coralligeno, 18 fondi a Maerl e 35 aree per lo studio dei fondali marini sottoposto a danno provocato dagli attrezzi da pesca. Per quanto riguarda le indagini sui fondali caratterizzati dalla presenza di coralligeno, sono stati effettuati, inoltre, 573 transetti ROV (*Remotely Operated Vehicle*). Al fine di raccogliere informazioni sui rifiuti depositati sulla costa, sono state individuate ed analizzate 64 spiagge (approfondimento al *Box D*), mentre, per quanto riguarda il monitoraggio di specie non indigene, sono state identificate 66 specie aliene (approfondimento al *Box C*) (Tabella 5).

Tabella 5 - Monitoraggi 2015-2017: metodi di indagine e sforzo di campionamento

Metodo di indagine	Sforzo di campionamento
Metodi geofisici	155 aree
ROV	573 transetti
Epimegabenthos	138 cale
NIS	66 specie aliene in aree hot spot
Rifiuti	64 spiagge
Totale	65.043 campioni in 3.982 stazioni

Fonte: Sistema Informativo italiano per la Strategia Marina

Tabella 6 - Moduli operativi per l'attuazione del Programma di Monitoraggio della Strategia Marina

Moduli operativi triennio 2015-2017	Moduli operativi triennio 2018-2020
1 Parametri chimico-fisici colonna d'acqua, habitat pelagici, contaminanti in acqua	1 Parametri chimico-fisici colonna d'acqua, habitat pelagici, contaminanti in acqua
1E Parametri chimico-fisici colonna d'acqua, habitat pelagici, contaminanti in acqua (nelle zone eutrofiche della sottoregione Mare Adriatico)	1E Parametri chimico-fisici colonna d'acqua, habitat pelagici, contaminanti in acqua (nelle zone eutrofiche della sottoregione Mare Adriatico)
	1S Contaminazione sedimenti costieri
2 Analisi delle microplastiche	2 Analisi delle microplastiche e macroplastiche flottanti
3 Specie non indigene	3 Specie non indigene
4 Rifiuti spiaggiati	4 Rifiuti spiaggiati
5 Contaminazione	5 Contaminazione
6 Input di nutrienti	6 Input di nutrienti
7 Habitat a coralligeno	7 Habitat a coralligeno
8 Habitat dei fondi a Mäerl	8 Habitat dei fondi a Mäerl
9 Habitat di fondo marino sottoposti a danno fisico	9 Habitat di fondo marino sottoposti a danno fisico
	10 Habitat delle praterie di <i>Posidonia oceanica</i>
	11F Specie bentoniche protette: <i>Patella ferruginea</i>
	11N Specie bentoniche protette: <i>Pinna nobilis</i>
	12 Mammiferi marini: <i>Tursiops truncatus</i>
	13A Avifauna marina: aree di nidificazione del Marangone dal ciuffo (<i>Phalacrocorax aristotelis desmarestii</i>)
	13C Avifauna marina: aree di nidificazione della Berta maggiore (<i>Calonectris diomedea</i>)
	13I Avifauna marina: aree di nidificazione del Gabbiano corso (<i>Ichthyaetus audouinii</i>)
	13P Avifauna marina: aree di nidificazione della Berta minore (<i>Puffinus yelkouan</i>)

BOX B: Le praterie di *Posidonia oceanica*

Posidonia oceanica L. (Delile) è una fanerogama marina endemica del Mediterraneo, in grado di sviluppare estese praterie dalla superficie del mare fino ad una profondità massima di circa 40 m. Le praterie rivestono un ruolo fondamentale per l'equilibrio degli ecosistemi marini costieri e offrono beni e servizi ecosistemici di fondamentale importanza non solo per le dinamiche ambientali costiere ma addirittura per i processi planetari a scala globale.

La *P. oceanica* essendo una pianta dotata di radici, fusto e foglie, grazie al notevole sviluppo fogliare contribuisce considerevolmente alla produzione di ossigeno, liberandone nell'ambiente fino a 16 litri al giorno per metro quadro, circa il doppio di quanto prodotto in media da una foresta terrestre. La *Posidonia*, inoltre, essendo specie "costruttrice di habitat" è essenziale per la riproduzione e la crescita (area nursery) di molti pesci, cefalopodi e crostacei, anche economicamente pregiati. Con le sue radici imbriglia i sedimenti, contrastandone l'asportazione e la fluitazione, e partecipa attivamente alla stabilizzazione dei fondali e alla protezione delle spiagge dall'erosione, riducendo l'azione dell'idrodinamismo e smorzando l'azione del moto ondoso grazie anche all'accumulo di foglie morte sulle spiagge, le cosiddette *banquette* (Russo e Di Stefano, 2012; Boudouresque et al., 2006).

Attualmente, le praterie stanno subendo un progressivo ed intenso fenomeno di regressione in molte aree del Mediterraneo, sia a causa degli effetti diretti di distruzione (ancoraggio, strascico, esplosioni, scavi), conseguenti all'intensa urbanizzazione della fascia costiera, sia a causa di effetti indiretti (erosione dovuta ai cambiamenti nel regime delle correnti, insabbiamento, regressione delle parti profonde delle praterie a causa dell'aumento della torbidità dell'acqua, etc.) (Marbà et al., 1996; Montefalcone et al., 2009). Evidenze sperimentali hanno, inoltre, segnalato come la regressione delle praterie di *P. oceanica* sia spesso accompagnata dalla colonizzazione della matte morta da parte di alghe verdi del genere *Caulerpa*, ovvero *C. prolifera* e le due specie non indigene e invasive *C. taxifolia* e *C. racemosa*. Tutti i potenziali sostituti possiedono una più bassa capacità sia come "ingegneri" sia come "strutturanti" dell'ecosistema rispetto alla *P. oceanica*. La regressione delle praterie di *P. oceanica* può, quindi, portare ad un "cambiamento di fase" nell'ecosistema, che inizia con la progressiva perdita delle foglie per arrivare alla sola presenza dei rizomi, meglio noti con il termine francese di matte. La matte morta può essere poi colonizzata da altre specie a minore capacità strutturante (Montefalcone et al., 2009; 2010).

Fortunatamente, negli ultimi decenni, diversi sforzi sono stati fatti per tutelare e salvaguardare le praterie di *P. oceanica*. Questo habitat è "prioritario" nell'Annesso I della Direttiva "Habitat" 92/43/CEE. La Direttiva richiede che per gli habitat prioritari siano istituiti dei Siti di Interesse Comunitario (SIC), la cui conservazione richiede la designazione di Zone Speciali di Conservazione (ZSC). Qualsiasi intervento antropico lungo la fascia costiera, qualora vi sia una prateria di *P. oceanica* nel tratto di mare antistante, deve necessariamente essere sottoposto ad una Valutazione di Impatto Ambientale (VIA) che verifichi l'immunità della prateria stessa all'intervento programmato. L'Annesso V della Direttiva Quadro per le Acque (WFD, 2000/60/EC) dichiara che le fanerogame marine sono da considerarsi degli elementi biologici di qualità che devono essere usate negli studi di monitoraggio ambientale per definire lo stato ecologico delle acque costiere, poiché sono altamente sensibili ai disturbi antropici (Foden e Brazier, 2007). Oltre a ciò *P. oceanica* è citata nell'Annesso I (specie rigorosamente protette) della Convenzione di Berna e nell'Annesso II (specie minacciate) del Protocollo delle Aree Specialmente Protette della Convenzione di Barcellona.

Nella Direttiva Quadro sulla Strategia per l'Ambiente Marino (2008/CE/56 - MSFD), il Programma di monitoraggio 2 -Habitat del fondo marino e biodiversità- prevede, tra i suoi sottoprogrammi, il 2.3 Monitoraggio delle praterie di *Posidonia oceanica* in ambito costiero, al fine di colmare la mancanza d'informazioni aggiornate sulla estensione e distribuzione di queste formazioni. Le ultime informazioni disponibili a scala nazionale, infatti, risalgono all'ultimo monitoraggio Si.Di.Mar. del 2001-2009 promosso, finanziato e coordinato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare ai sensi della Legge n. 979 del 1982 per la Difesa del Mare.

Nell'ambito della Strategia Marina il monitoraggio della *P. oceanica* è una attività connessa alla valutazione del raggiungimento dei traguardi ambientali denominati Descrittore 1 – Biodiversità e habitat e Descrittore 6 – Integrità del fondo marino. In questo contesto, il posidonieto è considerato un habitat biogenico infralitorale, in quanto, tale substrato e le comunità ad esso associate per la sua struttura e per il ruolo ecologico che svolge risulta essere molto sensibili alle pressioni di origine antropica.

Pertanto, i criteri usati nella definizione dei requisiti per il Buono stato ambientale (GES), alla luce della nuova Decisione della Commissione 2017/848/UE, sono la valutazione dell'entità della perdita del tipo di habitat (D6C4) e dell'estensione degli effetti negativi dovuti a pressioni antropiche (D6C5) rispetto ad una determinata percentuale dell'estensione naturale del tipo di habitat nella zona di valutazione. Per valutare l'estensione e lo stato di conservazione dell'Habitat P. oceanica è stata predisposta dall'ISPRA un'apposita scheda metodologica standardizzata che mette in relazione le metodologie già utilizzate nell'ambito della Direttiva WFD con le esigenze della MSFD al fine di garantire una corretta valutazione del GES. In dettaglio, sono stati previsti rilievi da remoto, con metodi ecografici (multibeam o side scan sonar), transetti per la raccolta di dati-immagine, mediante veicoli operati da remoto (ROV) lungo il limite superiore, il limite inferiore e la fascia intermedia della prateria, monitoraggio del limite inferiore della prateria (balisage), campionamenti biologici con operatori subacquei, indagini sia in aree con praterie impattate sia in aree con praterie di controllo in AMP, ove possibile.

Il Programma di Monitoraggio così strutturato è stato attuato per la prima volta nel 2018, per cui attualmente non si hanno dati cartografici aggiornati che si riferiscono all'estensione dell'habitat sottoposto a perturbazioni significative rispetto a quelli prodotti nell'ambito dei programmi di mappatura delle praterie di *P. oceanica* e predisposti ai fini nella valutazione iniziale effettuata nel 2012. Per la valutazione dello stato di conservazione dell'habitat ci si può avvalere dei dati raccolti dalle ARPA e relativi alla classificazione dello stato ecologico dei corpi idrici marino costieri ai sensi del D.Lgs.152/06 per "l'Elemento di Qualità Biologica Angiosperme *Posidonia oceanica*". L'indice utilizzato per la classificazione è il PREI (*Posidonia oceanica* Rapid Easy Index) così come definito dal DM 260/10 (D.Lgs. 152/06) (Figura B1).

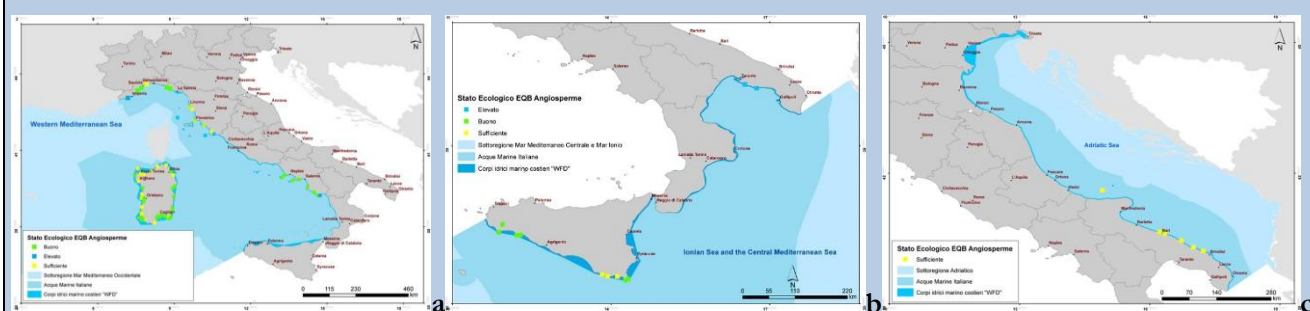


Figura B1 - Classificazione ai sensi del d.lgs. 152/06 per l'Elemento di Qualità Biologica Angiosperme (sottoregione a: Mar Mediterraneo occidentale; b: Mar Ionio e Mediterraneo Centrale; c: Mar Adriatico)

Fonte: Summary Report 2018

BOX C: Specie non indigene

Per "Specie non indigena" (NIS) si intende una specie che, accidentalmente o volontariamente, viene introdotta in un ambiente al di fuori del suo naturale areale di distribuzione. La IUCN (*International Union for Conservation of Nature*) le definisce come specie che "si stabilizzano in ecosistemi o habitat naturali o semi-naturali, sono agenti di cambiamento e minacciano la diversità biologica", spesso entrando in competizione con le specie indigene (o autoctone). A queste è necessario aggiungere le specie criptogeniche, cioè quei taxa che non possono essere agevolmente classificati come nativi o non nativi di una data regione (Carlton, 1996). In condizioni a loro favorevoli, sia le specie non indigene che le specie criptogeniche possono dimostrarsi particolarmente invasive (specie invasive IAS), con effetti negativi sulla diversità biologica e sugli ecosistemi.

Nella stragrande maggioranza dei casi, in Mediterraneo le NIS entrano dallo Stretto di Gibilterra e dal Canale di Suez sia come *fouling* che nelle acque di zavorra. Al netto di un traffico navale in costante aumento, ad oggi oltre 100.000 mezzi marittimi attraversano ogni anno lo Stretto di Gibilterra, mentre 18.000 mezzi nautici entrano tramite il Canale di Suez. Altra causa di introduzione di specie non indigene in Mediterraneo sono le attività di acquacoltura, tramite le quali si sono diffuse specie commerciali come *Crassostrea gigas* e *Ruditapes philippinarum* (Mastrototaro et al., 2004).

Stando a recenti revisioni scientifiche, si stima che in Mediterraneo ci siano quasi 800 specie non indigene. Gli stessi autori ritengono che il numero reale di NIS potrebbe, tuttavia, essere maggiore in quanto tale stima non comprende, ad esempio, organismi unicellulari e specie criptogeniche (Zenetos *et al.*, 2017). Il numero di specie non indigene risulta essere in netto aumento, negli ultimi 30-40 anni, in tutti i mari europei ed in particolare nel Mar Mediterraneo (Figura C1).

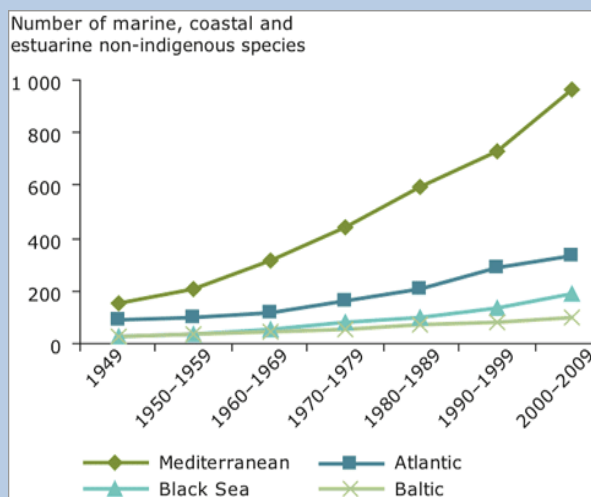


Figura C1 – Andamento del numero di specie non indigene in Mediterraneo, Atlantico, Baltico e Mar Nero riferito al periodo 1949-2009

Fonte: EEA, 2010

Per la Strategia Marina le aree di valutazione delle NIS sono quelle a maggiore rischio di introduzione, quali le aree portuali, le aree ad alta intensità di allevamento e le aree di scambio di acqua di zavorra. I monitoraggi svolti nel triennio 2015-2017 in Italia hanno consentito il rilevamento di un numero significativo di NIS in benthos, mesozooplankton e fitoplancton. Complessivamente, nello stesso periodo, sono stati effettuati 67 campionamenti nel Mar Ionio, 255 nel Mar Adriatico e 359 nel Mar Tirreno (Figure C2 e C3).

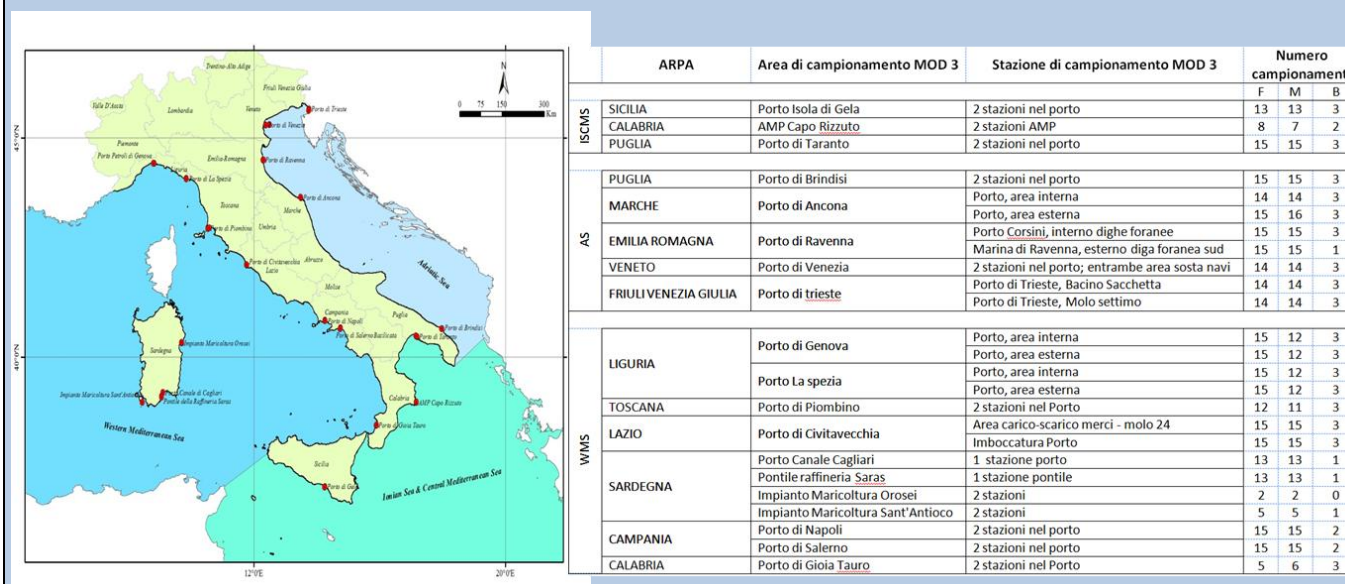


Figura C2 – Aree di indagine delle NIS in riferimento alle Sottoregioni marine (Modulo 3 ARPA 2015-2017). Il numero dei campionamenti è espresso in giornate di campionamento per parametro per stazione

F=Fitoplancton, M=Mesozooplankton, B=Benthos; WMS=Mar Tirreno, AS=Mar Adriatico, ISCMC=Mar Ionio

Fonte: Summary Report 2018

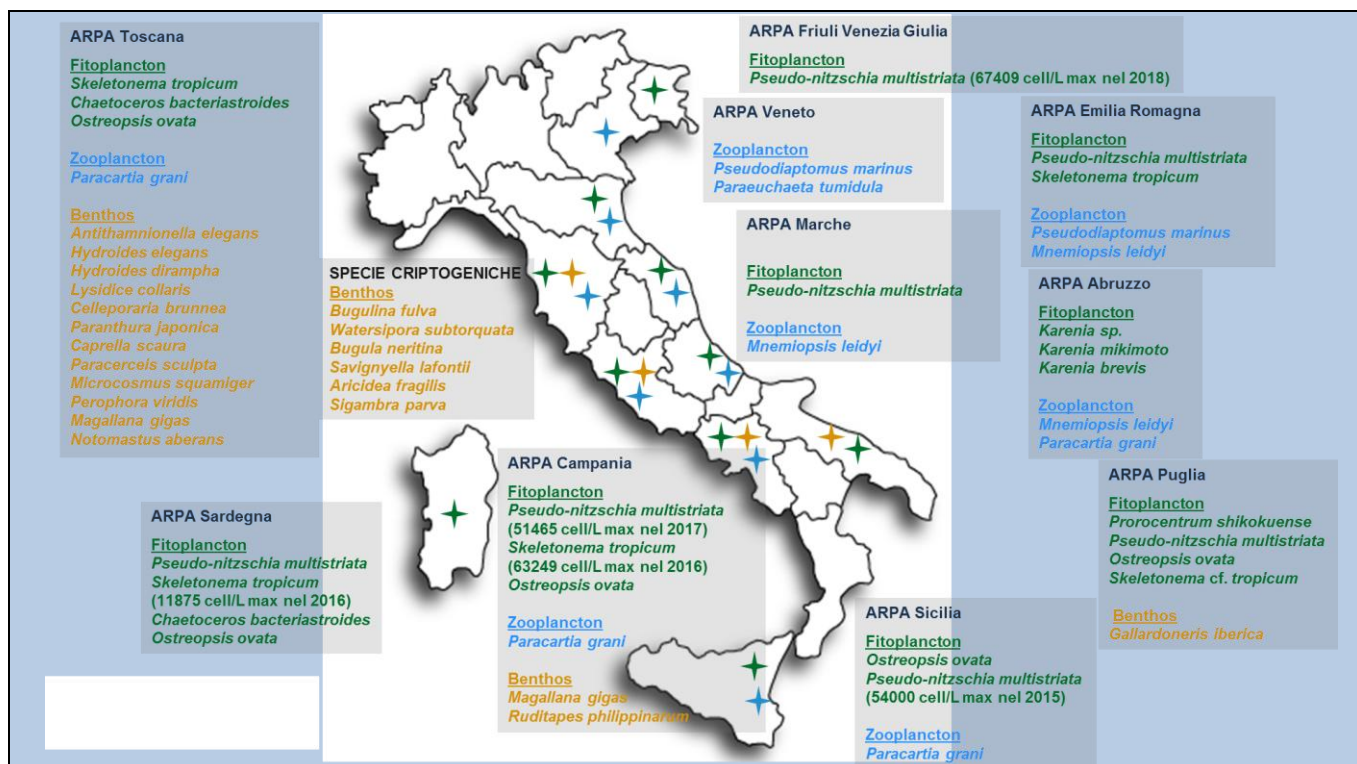


Figura C3 – Specie non indigene (Modulo 3 ARPA 2015-2017).

Fonte: E. Viaggiu ARPA Lazio

Per l'Italia, la lista delle NIS presenti nei mari italiani sulla base della valutazione iniziale della Strategia Marina del 2012, è stata aggiornata a seguito del confronto con quella prodotta dal *Joint Research Centre* (JRC) sulla base di dati di letteratura. I dati così composti rilevano 244 specie aliene, 16 criptogeniche, 15 dubbie, oltre a 58 specie per le quali sono necessarie ulteriori verifiche in letteratura. Nel complesso, 24 specie risultano di nuova introduzione rispetto al 2012 in almeno una delle Sottoregioni marine limitatamente alle aree di campionamento (Figura C4). Tra queste si menzionano: *Dinophysis infundibulum* nel Porto di Piombino (Sottoregione Mar Mediterraneo Occidentale), *Paracartia grani* nel Porto di Gela (Sottoregione Mar Ionio e Mar Mediterraneo Centrale), *Hydroides dirampha* nel Porto di Venezia (Sottoregione Mar Adriatico).

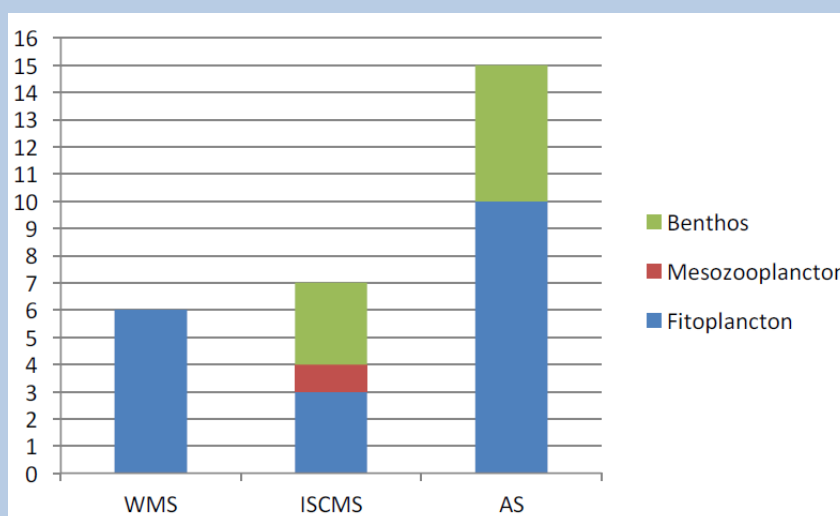


Figura C4 – Numero di specie aliene segnalate in almeno una delle Sottoregioni marine dopo il 2012. WMS=Sottoregione Mar Mediterraneo Occidentale, AS=Sottoregione Mar Adriatico, ISCMC=Sottoregione Mar Ionio e Mar Mediterraneo Centrale

Prendendo in considerazione un esempio di quanto rilevato nella Sottoregione marina Mediterraneo Occidentale, i monitoraggi effettuati nel periodo 2015-2017 da Arpa Lazio hanno evidenziato come, in termini di ricchezza specifica, circa il 5% del popolamento bentonico sia costituito da NIS, mentre ARPA Toscana ha rilevato come queste costituiscano addirittura il 10% della biodiversità totale nel fondo duro dell'area sottoposta a monitoraggio. Il caso studio di *Caprella scaura* mostra l'invasività significativa di alcune specie non indigene, evidenziando un elevato impatto sulle comunità preesistenti. Per le specie bentoniche criptogeniche, ARPA Toscana ha evidenziato una marcata dominanza di *Aricidea fragilis* nella comunità bentonica di fondo mobile. In riferimento allo zooplancton, particolarmente abbondante e invasivo, con osservazioni sia in Tirreno che in Adriatico, è lo Ctenoforo *Mnemiopsis leidyi*, NIS dall'impatto anche economico oltre che ambientale, andando ad alterare gli stock ittici. Per quanto riguarda il fitoplancton sono invece state osservate anche specie tossiche come *Ostreopsis ovata*.

Le specie invasive sono considerate una delle principali cause di riduzione della biodiversità (CBD, 1992) dovuta alle possibili alterazioni degli habitat e degli equilibri della componente biotica degli ecosistemi (competizione sulle risorse, diffusione di patogeni, fenomeni di ibridazione e introgresione genica con specie autoctone). In alcuni casi, tali effetti possono avere gravi ripercussioni economiche nei diversi settori produttivi. In Europa è stato stimato un costo annuale di oltre 12.000 milioni di euro per i danni causati dalle specie invasive acquatiche e terrestri e per l'attuazione delle necessarie misure di controllo (COM 2008/789 - Verso una strategia comunitaria per le specie invasive).

La principale difficoltà, infatti, è la conoscenza degli effetti delle NIS sugli ecosistemi e la misura di quanto questi effetti siano negativi; nel momento in cui l'effetto negativo si palesa può essere già troppo tardi per intervenire sull'ambiente. Per questo motivo, le principali raccomandazioni su una corretta gestione del problema sono di natura precauzionale, mirando a ridurre l'introduzione e la successiva diffusione delle NIS. In ambito europeo i principali riferimenti normativi mirati al contenimento della diffusione delle NIS sono il Reg. (UE) N. 1143/2014 recante disposizioni volte a prevenire e gestire l'introduzione e la diffusione delle specie esotiche invasive, e il Reg. (CE) N. 708/2007 relativo all'impiego in acquacoltura di specie esotiche e di specie localmente assenti (successive modifiche Reg. (CE) 506/2008, Reg. (CE) 535/2008, Reg. (UE) 304/2011). In ambito internazionale la *Ballast Water Management Convention* (BWM), adottata per il controllo e la gestione delle acque di zavorra e dei sedimenti, è entrata in vigore nel 2017. Al momento, invece, manca una regolamentazione in riferimento alle introduzioni involontarie di specie associate alle specie allevate in acquacoltura, riferite prevalentemente alle frequenti movimentazioni di molluschi bivalvi.

Nell'ambito della Direttiva 2008/56/CE sulla Strategia Marina il GES per il Descrittore 2 stabilisce che "le specie non indigene introdotte dalle attività umane sono a livelli che non alterano negativamente gli ecosistemi" facendo riferimento alle alterazioni ambientali negative che possono essere indotte dalle IAS sulla componente biologica, fisica e chimica degli ecosistemi. L'inquinamento biologico generato dalle IAS presenta alcune peculiarità, quali:

- a) il passaggio da specie non indigena a specie invasiva e gli impatti che ne possono conseguire sono scarsamente prevedibili;
- b) la mitigazione e/o il contenimento dell'inquinamento biologico tramite rimozione delle IAS (eradicazioni) può essere estremamente costoso e dare risultati insoddisfacenti. Per questi motivi è fondamentale un approccio precauzionale che limiti il rischio di invasione biologica agendo sui vettori di introduzione per ridurre l'entrata e la dispersione di NIS.

BOX D: Rifiuti marini

La presenza dei rifiuti in mare e nelle zone costiere costituisce uno dei principali problemi ambientali legati alla Strategia Marina che coinvolge gli Stati membri minacciando la diversità biologica e la qualità dell'ambiente marino ed impattando l'economia litorale, particolarmente il turismo e la pesca, e, talvolta, la salute umana. Per circa l'80% dei casi i rifiuti marini sono di origine terrestre, indicando uno stretto legame tra tali rifiuti e la corretta gestione che ne viene fatta sulla terraferma. Infatti, cattive pratiche di gestione dei rifiuti solidi, raccolta e trattamento delle acque reflue, mancanza di infrastrutture e consapevolezza dei cittadini sulle conseguenze delle loro azioni aggravano sostanzialmente la situazione.

In generale, con il termine "rifiuti solidi marini" si definisce qualsiasi materiale solido persistente prodotto dall'uomo e abbandonato nell'ambiente marino. I rifiuti arrivano in mare sia da fonti terrestri (cattive abitudini individuali, scorretta gestione dei rifiuti urbani, mancanza di impianti di trattamento delle acque reflue, smaltimento illecito di rifiuti industriali, alluvioni, ecc.) che da fonti marine (smaltimento illegale dei rifiuti prodotti da navi passeggeri, da mercantili, da piattaforme). Anche le attività di pesca commerciale, la mitilicoltura e la piscicoltura contribuiscono alla produzione di rifiuti marini solidi quando gli attrezzi da pesca (lenze, reti, nasse, ecc.) vengono accidentalmente persi o volontariamente smaltiti in mare.

I materiali che più comunemente compongono i rifiuti marini sono plastica (fino all'80% dei rifiuti marini) e, in misura minore, gomma, carta, metallo, legno, vetro, stoffa e rifiuti sanitari/medici e possono galleggiare sulla superficie del mare (rifiuti flottanti), essere trasportati sulle spiagge (rifiuti spiaggiati) oppure giacere sui fondali (rifiuti di fondo). Circa il 70% dei rifiuti solidi riversati in mare affonda, sparendo alla vista, mentre solo il 15% rimane in superficie. Plastica e gomma sintetica sono i materiali più persistenti e nel tempo tendono a frammentarsi in parti più piccole a seguito dell'azione fisica del mare e dell'abrasione conseguente al contatto con il fondale e la battigia. Il processo di frammentazione produce particelle dette microplastiche (microrifiuti), che hanno dimensioni minore di 5 mm e possono quindi essere ingerite dagli organismi marini con possibili effetti tossici, non ancora del tutto chiari, e che si propagano comunque lungo la rete trofica fino all'uomo (rifiuti ingeriti da animali marini). Oltre 260 specie ingeriscono detriti plastici, fra cui soprattutto pesci, cetacei e tartarughe marine.

Il 21° secolo è noto come il secolo della plastica; la sua integrità meccanica e la sua resistenza alla degradazione determinano una lunga permanenza nell'ambiente (Figura D1). Ciò fa sì che la plastica possa accumularsi nel tempo in mare e subire spostamenti per grandi distanze sotto l'azione di correnti marine, onde, maree, venti.



Figura D1 - Tempi presumibili di degradazione dei rifiuti marini

Fonte: NOAA

Nicola Beaumont del Plymouth Marine Laboratory nell'articolo dal titolo "Global ecological, social and economic impacts of marine plastic" pone l'accento sulla necessità di andare oltre gli effetti negativi che i rifiuti marini, in particolare la frazione delle plastiche, hanno su flora e fauna marina, contestualizzando la problematica

dell'inquinamento da plastica in una dimensione olistica. In questo senso, la sfida è quella di tematizzare, oltre agli aspetti ambientali, anche quelli economici e sociali legati al danno causato ai servizi ecosistemici offerti dagli oceani. Un ecosistema marino inquinato si ripercuote, infatti, anche sulla qualità della pesca, dell'acquacoltura e delle attività ricreative che si svolgono in mare, con una perdita economica legata a questi servizi che la ricerca quantifica tra l'1 e il 5% (Beaumont et al., 2019).

Nella Direttiva Quadro sulla Strategia Marina i rifiuti marini costituiscono uno degli 11 descrittori qualitativi dell'ambiente marino sulla base dei quali vengono effettuate le valutazioni previste. Per questo descrittore, il buono stato ambientale si consegue solo quando "le proprietà e le quantità di rifiuti marini non provocano danni all'ambiente marino e costiero." (Descrittore 10). Il monitoraggio dei rifiuti in mare in tutte le sue componenti è un'attività che nasce a seguito del primo ciclo attuativo della Strategia Marina nel 2012, dove non era stato possibile riportare nessun tipo di valutazione per il gap conoscitivo riscontrato. Oggi è possibile avere una prima base di riferimento sulla quantità dei rifiuti marini nei suoi diversi comparti, ma i dati non hanno ancora una serie temporale significativa su cui stabilire una linea di base. A grandi linee, per avere un'idea delle attività svolte a livello nazionale, di seguito è riportato un esempio dello sforzo di campionamento effettuato per le differenti tipologie di rifiuto marino considerate nel I ciclo dei Programmi di Monitoraggio della Strategia Marina svolti nel periodo 2015-2017. Complessivamente, sono stati monitorati 64 spiagge per l'analisi dei rifiuti spiaggiati, 2.725 km² di superficie marina per l'analisi dei rifiuti flottanti, 426.564 m² di superficie marina per l'analisi dei microrifiuti e 289 stazioni a diverse profondità fino a circa 800 m per l'analisi dei rifiuti sul fondo. Inoltre, sono state analizzate più di 120 esemplari di *Caretta caretta* per la verifica dei rifiuti ingeriti (Tabella D1). I dati acquisiti e successivamente elaborati per le differenti componenti di rifiuto marino derivano dal programma di monitoraggio MATTM-ARPA, MATTM-CNR e da alcuni progetti di ricerca (FLT Mediterranean monitoring Network, Medsealitter).

Tabella D1 - Elementi monitorati nel periodo 2015-2017 e sforzo di campionamento

Elementi monitorati	Sforzo di campionamento
Rifiuti marini spiaggiati (numero oggetti/100 m)	64 spiagge
Rifiuti marini flottanti (numero oggetti/Km ²)	2.725 km ² di superficie marina
Rifiuti sul fondo (numero oggetti/Km ²)	289 stazioni a diverse profondità (10,50,100,200,500, 800, metri)
Microrifiuti (<5mm) (numero oggetti/m ²)	426.564 m ² di superficie marina
Rifiuti ingeriti da <i>Caretta caretta</i> (g)	> 120 esemplari di <i>Caretta caretta</i> spiagge analizzate

Fonte: Summary Report 2018

Ad ogni modo, come puro esercizio comparativo, al fine di inquadrare i risultati ottenuti per i diversi elementi del Descrittore 10, rispetto al panorama regionale, si riportano per ogni Sottoregione marina i valori medi, minimi e massimi dei dati analizzati comparandoli alle baseline riportate nel documento UNEP/MAP del 2016. A livello regionale l'UNEP/MAP (2016), ha approvato un documento che riporta dei valori di baseline per ogni elemento, ma viene anche sottolineato che le informazioni esistenti sono ancora limitate per definire delle linee di base le quali dovranno essere modificate una volta acquisiti i dati dei programmi nazionali (Fonte: Summary report, 2018). I valori medi rilevati per ogni Sottoregione marina nel periodo 2015-2017 sono risultati inferiori ai valori di baseline UNEP-MAP per quanto riguarda ogni elemento monitorato, quali rifiuti spiaggiati, rifiuti flottanti, microrifiuti nello strato superficiale della colonna d'acqua, rifiuti sul fondo e rifiuti ingeriti da *C. caretta* (Tabella D2).

Tabella D2 - Dati sui rifiuti marini elaborati per ogni Sottoregione marina e valori di “baseline” UNEP/MAP 2016

Elementi monitorati	ADRIATICO Valore medio (min-max)	IONIO-MED. CENTRALE Valore medio (min-max)	MED. OCCIDENTALE Valore medio (min-max)	Valori di Baseline (UNEP/MAP, 2016)*
Rifiuti spiaggiati (numero oggetti/100 m)	648	519	1003	450-1400
Rifiuti flottanti (numero oggetti/Km ²)	4,7 (0,8-24,3)	1,9 (0,0-8,1)	2,3 (0,0-13,3)	3-5
Microrifiuti (numero oggetti/m ²)	0,2 (0,0-3,7)	0,09 (0,0-0,9)	0,17 (0,0-13,3)	0,2-0,5
Rifiuti sul fondo (numero oggetti/Km ²)		93	66,1	130-230
Rifiuti ingeriti da <i>C. caretta</i> (g)		0,69 (27,2%) (0,0-1,2)	1,0±0,2 (68%) (0,0-17,4)	1-3 (40-60%)

Fonte: Summary Report 2018

*Annesso 2 del documento “Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria UNEP/MAP Athens, Greece (2016)”

In riferimento ai rifiuti plastici spiaggiati viene riportato di seguito un esempio di quanto è stato rilevato nel periodo di monitoraggio 2015-2017 in alcune Regioni, anche in relazione alla differente tipologia di spiaggia (Figure D3 e D4).

In un contesto di forte eterogeneità dei risultati ottenuti, viene posta l’attenzione sul ruolo preponderante dei rifiuti in materiale plastico sul totale di quelli spiaggiati censiti (la percentuale delle plastiche, rispetto all’insieme dei rifiuti spiaggiati, varia tra un minimo del 60% e un massimo dell’89%), sulle dinamiche di trasporto delle stesse plastiche sui litorali, e sull’effetto che hanno queste dinamiche nella definizione delle differenti tipologie di spiaggia. In tale contesto, infatti, i valori rilevati evidenziano come attualmente, almeno per la problematica in oggetto, sia rilevante l’aspetto legato all’abbandono nell’ambiente dei rifiuti e come questi raggiungano il mare prevalentemente veicolati dai corsi d’acqua e poi si distribuiscano (non necessariamente in prossimità dei luoghi di produzione) essenzialmente sotto l’effetto delle condizioni meteo-marine tipiche dei diversi bacini (correnti superficiali, venti e ondosità).

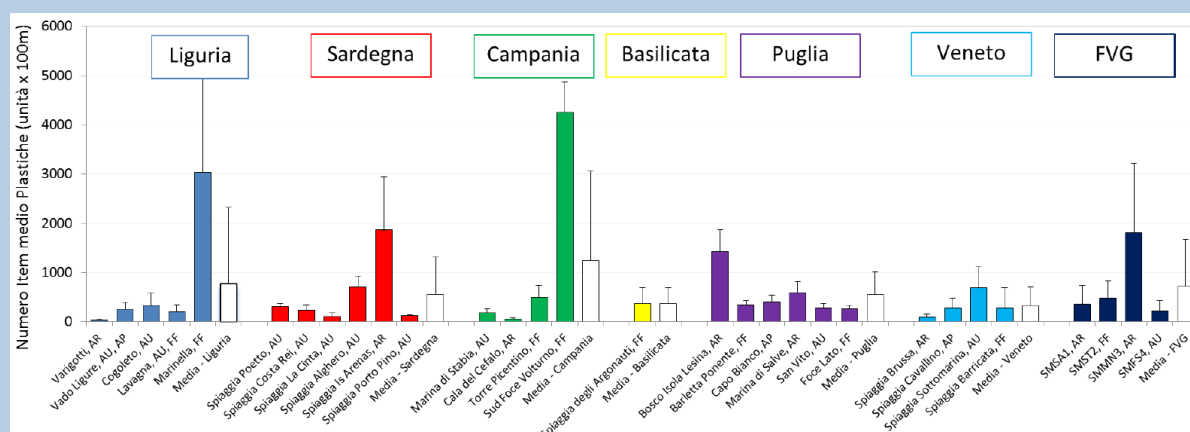


Figura D3 - Rifiuti plastici spiaggiati: confronto tra alcune Regioni

Fonte: N. Ungaro ARPA Basilicata

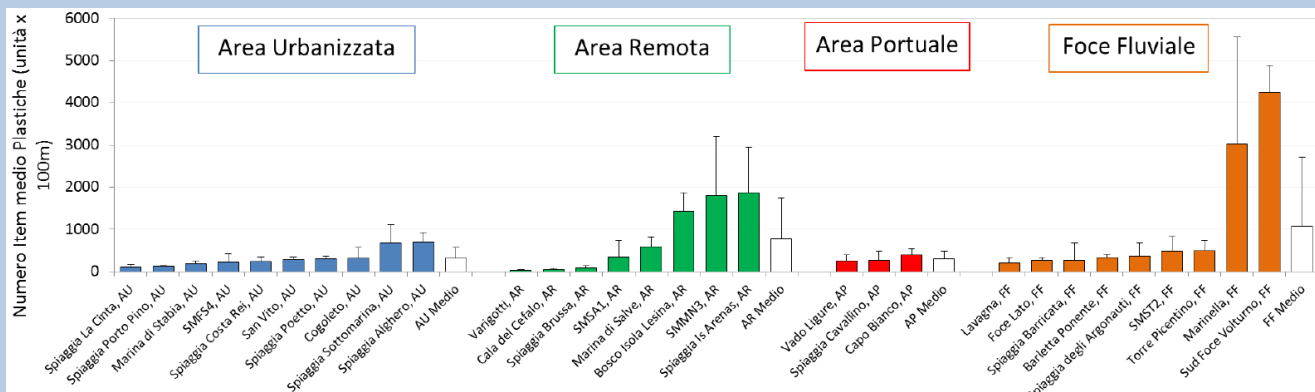


Figura D4 - Rifiuti plastici spiaggiati: confronto tra tipologia di spiaggia

Fonte: N. Ungaro ARPA Basilicata

Al termine della consultazione pubblica del novembre 2018, la nuova definizione del Buono Stato Ambientale è risultata la seguente: “La composizione e la quantità dei rifiuti marini sul litorale, nello strato superficiale della colonna d’acqua, sul fondo marino, dei microrifiuti nello strato superficiale della colonna d’acqua e dei rifiuti marini ingeriti dagli animali marini sono tali da non provocare rilevanti impatti sull’ecosistema costiero e marino” (ISPRA).

8 Impatto delle tempeste di vento sugli ecosistemi forestali: il caso di Vaia

In Europa le bufere di vento sono ricordate fin da epoche storiche e i primi rilievi documentali, con dettagliati disegni e descrizioni letterarie, risalgono al 1760. La preoccupazione è che i cambiamenti climatici possano aumentare la frequenza e l'intensità di questi disturbi, alterando così fortemente la capacità dei territori forestali di continuare a fornire Servizi Ecosistemici di elevato livello quantitativo e qualitativo; e in questi casi la gestione forestale e del paesaggio avrà l'importante compito di favorire l'adattamento e la mitigazione ai cambiamenti ambientali per sviluppare resilienza e stabilità nella fornitura dei benefici ambientali da parte delle foreste.

Tuttavia, il caso specifico della tempesta Vaia ha colpito fortemente l'opinione pubblica italiana e ha avuto impatti devastanti sulle regioni alpine, forse evidenziando anche una positiva, maggiore attenzione della società italiana verso le foreste, il paesaggio e l'ambiente. E la ricerca e i Servizi forestali italiani potranno significativamente avvantaggiarsi dell'intensificazione della cooperazione scientifica e dei rapporti operativi a livello europeo anche nell'ambito degli studi e della gestione dei rischi ambientali sulle foreste, con la realizzazione di un sistema integrato di infrastrutture di monitoraggio, di analisi dei rischi e di intervento coordinato sugli ecosistemi forestali europei. Nell'analisi delle interazioni foresta-vento dovrebbero essere considerati non solo la resistenza al vento dei singoli alberi ma anche l'effetto delle raffiche di vento estreme, la struttura dei sistemi forestali, la loro densità, la gestione selvicolturale e la biodiversità delle diverse specie di alberi.

Un altro aspetto importante per la ricerca applicata ai rischi e ai danni delle tempeste di vento riguarda la gestione del paesaggio ovvero la combinazione dei diversi usi e coperture del suolo a scala territoriale, anche in rapporto alla morfologia del territorio soprattutto se in ambiente di montagna. Infatti, l'impatto delle tempeste di vento può essere enormemente accentuato a seconda del contesto morfologico di montagna, tra valli, crinali e zone di valico; inoltre, è di grande importanza la gestione del paesaggio nell'interfaccia, o margine, tra la foresta e le altre forme di copertura del suolo, pascolive o agricole, poiché la vulnerabilità al vento è maggiore sottovento al margine forestale, come peraltro previsto dai risultati dei modelli d'impatto del vento. Altresì importante è anche il tema piuttosto controverso del ripristino ambientale dopo i danni e le distruzioni del vento; la questione del restauro ecologico di tipo attivo o passivo ovvero della dimensione temporale nei processi di successione ecologica secondaria e di recupero spontaneo della foresta, compresa la preparazione del materiale vivaistico e della provvista di semente forestale dai boschi da seme delle aree devastate. Il sistema forestale e, in generale, ambientale del nostro Paese, costituito dalle istituzioni nazionali e regionali, dalle associazioni e dalle imprese, con il mondo della ricerca scientifica e della formazione, è chiamato sotto la spinta delle emergenze ambientali a mettere in atto una strategia di adattamento ai cambiamenti globali e di prevenzione e gestione del rischio ambientale sia in ambiente forestale e rurale e sia in ambiente urbano.

Va però riconosciuto che, nel caso delle più recenti emergenze ambientali come quella della tempesta Vaia, le istituzioni nazionali, regionali e locali, insieme alla ricerca forestale, al mondo delle imprese, del lavoro e delle associazioni hanno mostrato di saper cogliere le opportunità essendosi mosse in modo rapido e sinergico, ottenendo risorse, raccogliendo dati, sviluppando capacità decisionali e riuscendo a compiere un buon servizio al Paese, riportando queste informazioni, come opportuno e doveroso, anche nel contesto delle istituzioni europee. Qui si vuole riprendere in modo sintetico, l'aggiornato e tempestivo rapporto predisposto dalle istituzioni e dai servizi forestali italiani sugli impatti e le prime operazioni post-emergenza della tempesta di vento Vaia.

Il caso specifico della tempesta Vaia, risale al 27-29 ottobre 2018 e ha interessato il nord-est Italia, coinvolgendo un territorio complessivo di 2.300.771 ha in quattro Regioni ed abbattendo più di 8 milioni di m³ di legname. La tempesta Vaia, verrà ricordata anche per la violenza del vento di scirocco (>200 km/h) che ha soffiato tra il mattino e il pomeriggio di lunedì 29 Ottobre, e per le precipitazioni concentrate sui rilievi alpini del Bellunese e della Carnia occidentale, dove si sono talora superati i 600 mm nei tre giorni. Già nel 2015, in Toscana, ci si trovò ad affrontare la distruzione di diversi ettari di bosco a Vallombrosa e La Verna, ma andando più a ritroso nel tempo, questi eventi non sono poi così rari, non solo in Europa, ma anche nel nostro Paese. Proprio nelle aree già citate si sono registrati eventi catastrofici da vento nel 1966 nel nord-est italiano e nel 1943 in Toscana. In Europa, il vento genera in media due tempeste catastrofiche ogni anno ed è la causa di circa il 50% dei danni alle foreste negli ultimi 100 anni.

BOX E: Quantificazione dei danni della tempesta Vaia

Le tempeste di vento come VAIA generano una serie di conseguenze legate a diverse funzioni svolte dai boschi.

In primis, viene meno la protezione diretta dei versanti dalla caduta massi, da valanghe e da lave torrentizie. L'elevata quantità di necromassa secca presente può causare l'aumento del pericolo di diffusione degli incendi ed il rischio di danni da insetti scolitidi alle porzioni di foreste sopravvissute alla tempesta, soprattutto nel caso del bostrico dell'abete rosso.

Inoltre, sono da considerare i danni economici che si ripercuotono sulla filiera del legno, per diretto abbassamento del prezzo del legname a terra ed indirettamente con ricadute negative sul settore forestale nazionale per eccesso di offerta, senza dimenticare la mancata gestione ordinaria dei popolamenti non danneggiati, così come previsto dagli strumenti di pianificazione.

A seguito della tempesta Vaia, la Direzione Foreste del Ministero per le politiche agricole alimentari, forestali e del turismo ha avviato la collaborazione con una rete di Enti Territoriali e di organismi di ricerca forestali, coordinati dalla Società Italiana di Selvicoltura ed Ecologia Forestale (SISEF) per raccogliere una prima stima dei danni alle foreste in termini sia di superfici danneggiate sia di massa di legname danneggiato. Il Laboratorio di Geomatica del Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agrarie, Alimentari, Ambientali e Forestali dell'Università degli Studi di Firenze (geo LAB) ha raccolto, aggregato ed armonizzato le informazioni territoriali rendendole disponibili. Per le stime sono stati effettuati sopralluoghi a terra, osservazioni aeree tramite il sorvolo delle aree con elicotteri e aerei, nonché sistemi a pilotaggio remoto ed immagini satellitari. In particolare, l'elaborazione delle immagini multispettrali ottenute da Sentinel 2, grazie alla loro elevata frequenza temporale, pre e *post* tempesta Vaia, ha permesso di evidenziare le principali aree danneggiate. Di contro però, la limitata risoluzione spaziale delle immagini non ha consentito la mappatura dei danni più diffusi.

La *task-force* delle Regioni Friuli-Venezia Giulia, Veneto e Lombardia, e delle Province Autonome di Trento e Bolzano, ha messo a disposizione i dati per ogni singola area danneggiata, nel caso del Friuli e delle Province Autonome, e dati aggregati per Comune nelle altre due Regioni. Incrociando i valori di provvigione disponibili presso i servizi forestali regionali e delle Province Autonome, con il risultato della mappatura delle aree danneggiate è stata ottenuta una prima stima della massa legnosa danneggiata, aggregata per unità amministrativa (Comuni).

La tempesta Vaia ha interessato 473 Comuni, a dominante copertura boschiva. Infatti, la copertura forestale nell'area interessata è stimata pari a 1.366.544 ha, circa il 60% del totale dei 473 Comuni interessati (ottenuta tramite *Copernicus high resolution layer*). La superficie sulla quale sono stati riscontrati danni che hanno causato la completa distruzione del bosco, ammonta a 41.491 ha, per un totale stimato di 8.689.754 m³ di legname.

Le aree più interessate da danni alle foreste ricadono in Trentino-Alto Adige, con una superficie danneggiata di circa 22.000 ha, e Veneto con 12.000 ha di boschi distrutti. Invece, l'ammontare di foreste distrutte in Friuli-Venezia Giulia e Lombardia è stimato essere di circa 4.000 ha.

Con molta probabilità, le superfici e le quantità di legname effettivamente danneggiate saranno sensibilmente maggiori alla stima fatta attualmente, in quanto alcune aree colpite potrebbero non essere state cartografate a causa della copertura nuvolosa e/o nevososa a terra che impedisce l'utilizzo delle immagini satellitari. Inoltre, la presenza di danni non cartografati potrebbe essere dovuta ad un'unità spazialmente ridotta o determinanti un danno diffuso al bosco.

Da questi primi risultati la tempesta Vaia risulta essere l'evento di maggior disturbo verificatosi in Italia a discapito degli ecosistemi forestali e che ha interessato una grande varietà di categorie forestali (pinete, peccete montane pure, peccete subalpine, peccete miste, boschi misti del piano montano con abete, peccio e faggio), tipi strutturali (foreste monostratificate, pluristratificate, pure, miste ed anche cedui) e di settori altitudinali.

Le stime ottenute sono utili per pianificare gli interventi necessari alla gestione futura delle aree danneggiate. L'asportazione del legno morto in tempi brevi consentirà di recuperare in parte il valore economico residuo, preservandone in parte le caratteristiche tecnologiche. Ciò consentirebbe anche di limitare la pullulazione degli insetti scolitidi e mitigare il pericolo di incendi, che potrebbero verificarsi già nella prossima primavera.

La pianificazione forestale dell'area dovrà essere rivista adeguando le previsioni di prelievo per i prossimi 15-20 anni sulla base del nuovo scenario creatosi, pur mantenendo costante la fornitura dei SE di questi comprensori forestali.

Attenzione dovrà essere posta anche alla gestione della fauna selvatica, per sostenere il più possibile la rinnovazione naturale e favorire una diversificazione compositiva e strutturale dei boschi per renderli sempre più resistenti e resilienti a questi eventi estremi, che si verificheranno sempre più frequentemente in relazione ai cambiamenti climatici in atto.

Fonte: MIPAAFT, RaFITALIA 2017-2018, Rapporto sullo Stato delle foreste e del settore forestale in Italia. Rete Rurale Nazionale, MIPAAFT

I cambiamenti climatici stanno aumentando la frequenza e l'intensità degli eventi climatici estremi e, conseguentemente, l'impatto dei disturbi e dei danni ambientali sugli ecosistemi, in particolare sulle foreste, alterando così fortemente la capacità dei paesaggi forestali e montani di continuare a fornire Servizi Ecosistemici di elevato livello quantitativo e qualitativo. **La gestione e la pianificazione delle foreste e del paesaggio avrà l'importante compito di favorire l'adattamento e la mitigazione ai cambiamenti ambientali per sviluppare resilienza e stabilità nella fornitura dei benefici ambientali da parte delle foreste.**

Il sistema ambientale italiano è quindi chiamato, sotto la spinta delle emergenze ambientali a mettere in atto una strategia di adattamento ai cambiamenti globali e di prevenzione e gestione del rischio ambientale sia in ambiente forestale e rurale, sia in ambiente montano.

9 Ecosistemi terrestri - Consumo di suolo e artificializzazione degli ecosistemi presenti nei parchi nazionali²³

9.1 Contesto strategico di riferimento

Come sancito nella **Convenzione sulla Diversità Biologica** (1992) e ampiamente condiviso in ambito scientifico, la conservazione della piena efficienza funzionale e strutturale degli ecosistemi rappresenta il principio base della tutela della biodiversità. È noto che il concetto di ecosistema può riferirsi, in funzione della scala spaziale adottata, a una comunità biologica (o biocenosi) o a un complesso di comunità presenti in un ambiente omogeneo.

È ormai chiaro che il degrado e la perdita degli ecosistemi oltre a incidere negativamente sulla biodiversità riducono drasticamente i servizi che essi possono fornire, incidendo quindi sulla qualità della vita e sul benessere delle popolazioni. È su questa consapevolezza che la **Strategia Europea per la Biodiversità 2020** ha giustamente evidenziato il ruolo centrale della conservazione degli ecosistemi e dei loro servizi.

La mappatura degli ecosistemi realizzata a livello nazionale rappresenta l'attuazione del progetto MAES "*Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services*" (WG MAES) messo in atto per l'implementazione del Target 2 della Strategia Europea ed è stata propedeutica alla valutazione dello stato di conservazione degli ecosistemi stessi e alla mappatura e valutazione dei servizi correlati.

Le metodologie e i principali risultati di queste attività sono state descritte nelle Edizioni precedenti del Rapporto e ne viene riportata una sintesi negli Allegati tecnici della presente edizione.

9.2 Consumo di suolo negli ecosistemi presenti nei parchi nazionali

Nel presente rapporto (2019), relativamente alla valutazione dello stato di conservazione degli ecosistemi, si è analizzato il "consumo di suolo" negli ecosistemi naturali e semi-naturali nei Parchi Nazionali.

Ciò permette di valutare e far emergere in dettaglio in termini qualitativi e quantitativi il valore conservazionistico delle aree protette nonché di segnalare eventuali criticità e/o elementi di pregio a livello di singolo Parco nel contesto ecoregionale di riferimento. Tutto ciò nonostante le limitazioni legate al dettaglio geometrico e tematico della cartografia degli ecosistemi di base e alle differenti date di realizzazione tra carta degli ecosistemi (base CLC 2006) e informazione sul consumo di suolo (anno 2017).

A valle di queste valutazioni generali sarà possibile, sulla base di cartografie più dettagliate e più aggiornate e delle zonizzazioni legate ai piani dei parchi, aggiornare lo stato di conservazione delle diverse tipologie di ecosistemi, evidenziare il trend di cambiamento e quindi pianificare i necessari interventi di riqualificazione, recupero e ripristino ambientale.

9.2.1 Aspetti metodologici

L'interpretazione in chiave ecosistemica del consumo di suolo nei Parchi Nazionali è stata effettuata tramite combinazione spaziale dei seguenti dati di base:

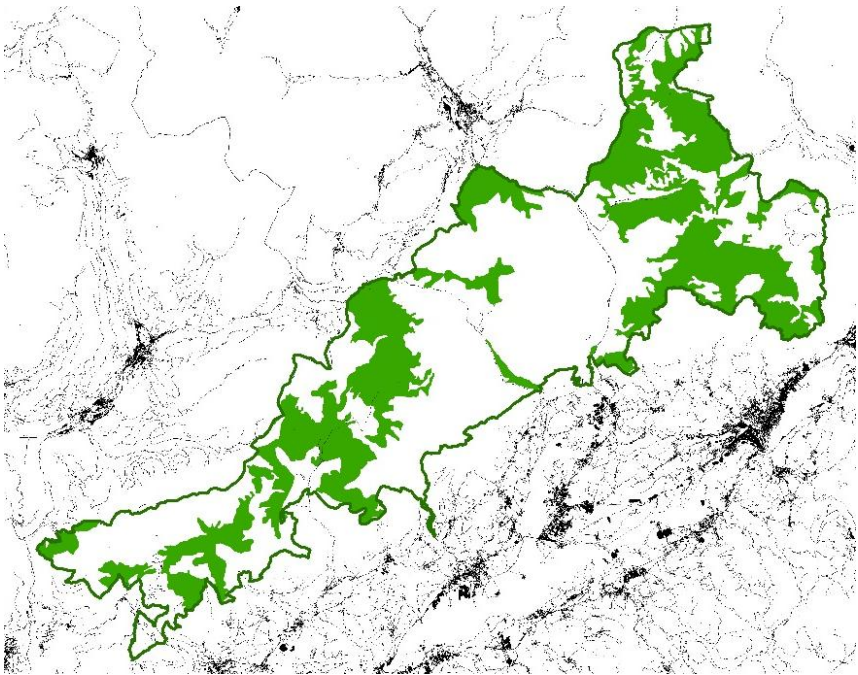
- Perimetrazione dei Parchi Nazionali, derivata dall'elenco ufficiale del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (6° aggiornamento, anno 2009), a meno del Parco Nazionale del Golfo di Orosei e Gennargentu e con l'aggiunta del Parco Nazionale Isola di Pantelleria;
- Carta degli Ecosistemi d'Italia in scala 1: 100 000 (versione 2017), su base geometrica CLC 2006;
- Carta nazionale del consumo di suolo (anno 2017), con risoluzione 10 m, elaborata da ISPRA.

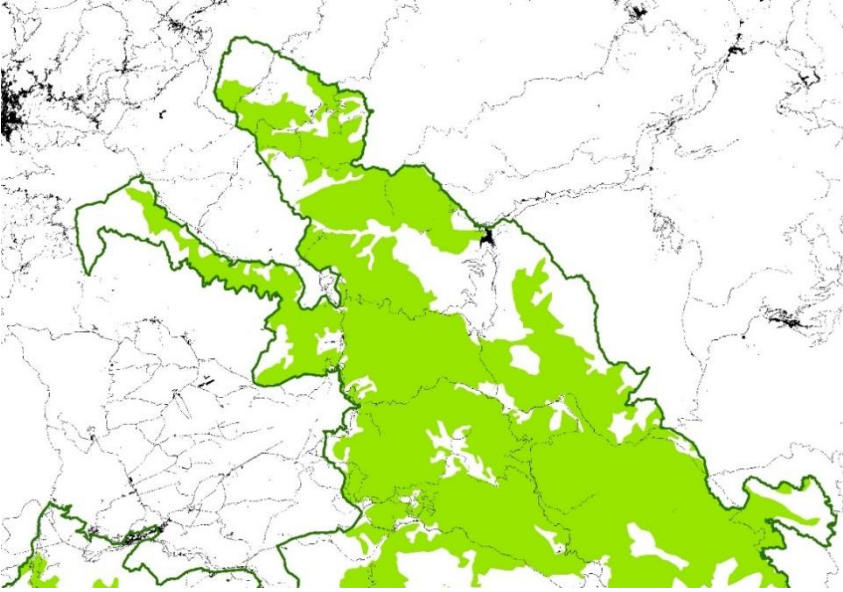
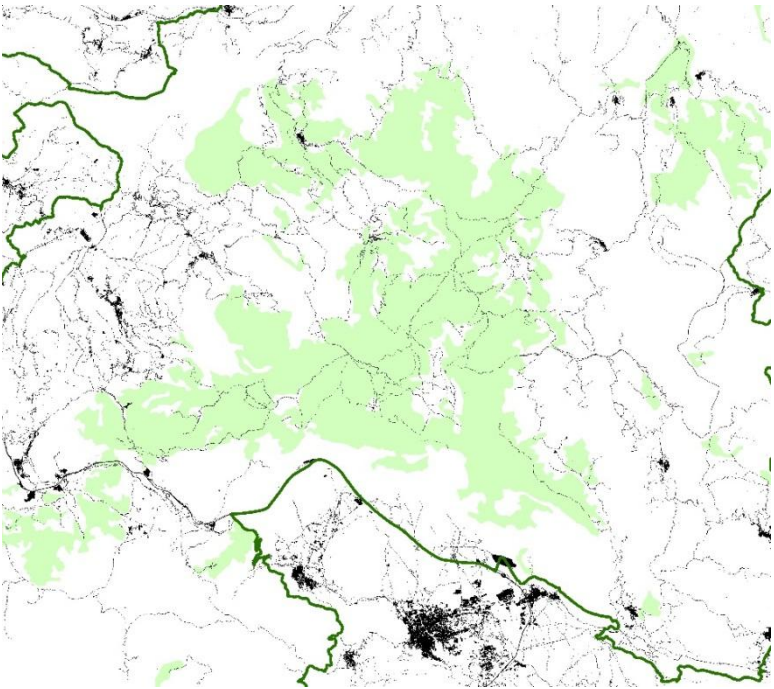
²³ Questo lavoro è stato svolto con il supporto di Luca Congedo, Paolo De Fioravante, Ines Marinosci, Michele Munafò, Stefano Pranzo di ISPRA

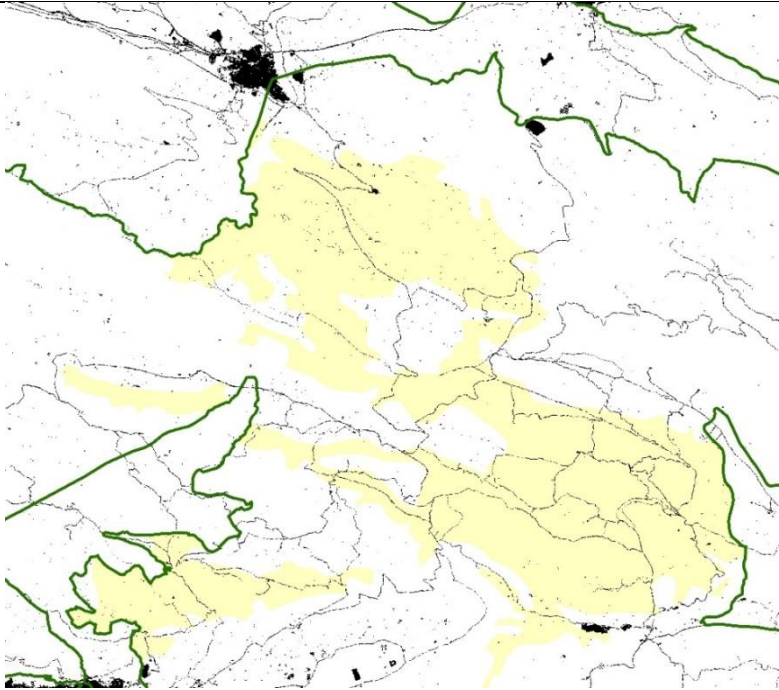
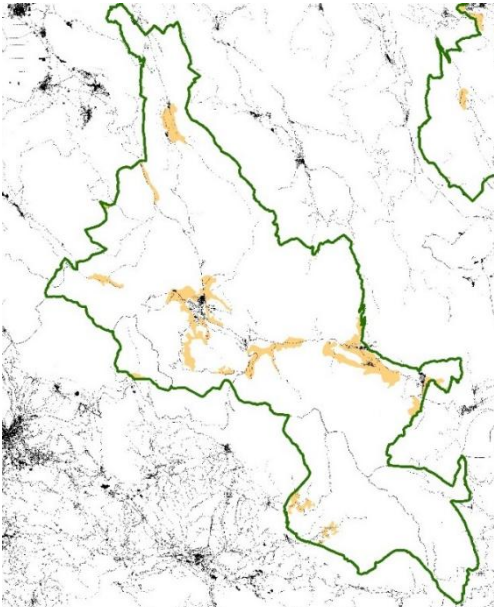
Trattandosi di aree protette ad alto valore naturalistico, la percentuale attesa ed effettivamente osservata di consumo di suolo all'anno 2017 nei Parchi Nazionali è generalmente molto minore dei valori medi segnalati a livello di ecoregioni (valori medi tra 5.0 e 14.5%) e di regioni amministrative (valori medi tra 2.9 e 12.9%) (Secondo Rapporto sullo stato del Capitale Naturale in Italia, 2018), nonché, nella maggior parte dei casi, del valore medio nazionale (7.7%).

Secondo una prospettiva strettamente legata alla valutazione dello stato di conservazione degli asset del Capitale Naturale, è stato quindi stimato il grado di Consumo di Suolo (CdS) delle diverse tipologie ecosistemiche naturali e semi-naturali presenti nei Parchi Nazionali adottando le seguenti soglie di consumo di suolo (percentuale di superficie consumata per tipologia di ecosistema).

Sono stati esclusi dalle valutazioni gli ecosistemi idrofitici (fiumi e laghi).

% CdS	indicazione
0	CdS assente: ecosistemi con totale assenza di superfici artificiali
0.000001 - 0.500000	<p data-bbox="304 705 1449 772">CdS quasi assente: ecosistemi interessati da ridottissimi fenomeni di artificializzazione, soprattutto a carico di infrastrutture lineari secondarie o isolati elementi dispersi</p>  <p data-bbox="304 1467 1449 1512">Esempio di poligoni di ecosistemi con percentuale di artificializzazione < 0.5% (PN delle Dolomiti Bellunesi)</p>
0.500001 - 1.000000	CdS bassissimo: ecosistemi interessati da ridotti fenomeni di artificializzazione, soprattutto a carico di infrastrutture lineari o altri elementi dispersi

	 <p>Esempio di poligoni di ecosistemi con percentuale di artificializzazione < 1% (settore settentrionale PN della Sila)</p>
<p>1.000001 - 1.500000</p>	<p>CdS molto basso: ecosistemi interessati da medio-bassi fenomeni di artificializzazione, a carico di reti di infrastrutture lineari ed altri elementi dispersi</p>  <p>Esempio di poligoni di ecosistemi con percentuale di artificializzazione compresa tra 1 e 1.5% (settore centrale del PN del Pollino)</p>
<p>1.500001 - 2.000000</p>	<p>CdS basso: ecosistemi interessati da medio-bassi fenomeni di artificializzazione, soprattutto a carico di reti di infrastrutture lineari, altri elementi dispersi e piccoli nuclei di aree edificate</p>

	 <p>Esempio di poligoni di ecosistemi con percentuale di artificializzazione tra 1.5 e 2% (settore centrale del PN del Gargano)</p>
<p>> 2.000001</p>	<p>CdS da medio-basso ad alto: ecosistemi interessati da medi fenomeni di artificializzazione, soprattutto a carico di infrastrutture lineari, altri elementi dispersi e nuclei di aree edificate in prossimità di centri urbani</p>  <p>Esempio di poligoni di ecosistemi con percentuale di artificializzazione > 2% (PN dell'Abruzzo, Lazio e Molise)</p>

9.2.2 Valutazioni

Il CdS nei Parchi Nazionali varia tra lo 0.3% (PN del Gran Paradiso, PN delle Dolomiti Bellunesi e PN della Val Grande) e l'8.9% (PN del Vesuvio), con variazioni che riflettono la grande eterogeneità del sistema delle aree

protette italiane in termini di estensione superficiale, epoca di istituzione, obiettivi di conservazione e contesto geografico/ecologico-paesaggistico di appartenenza (ISPRA, 2018 ed elaborazioni originali²⁴) (Figura 27).

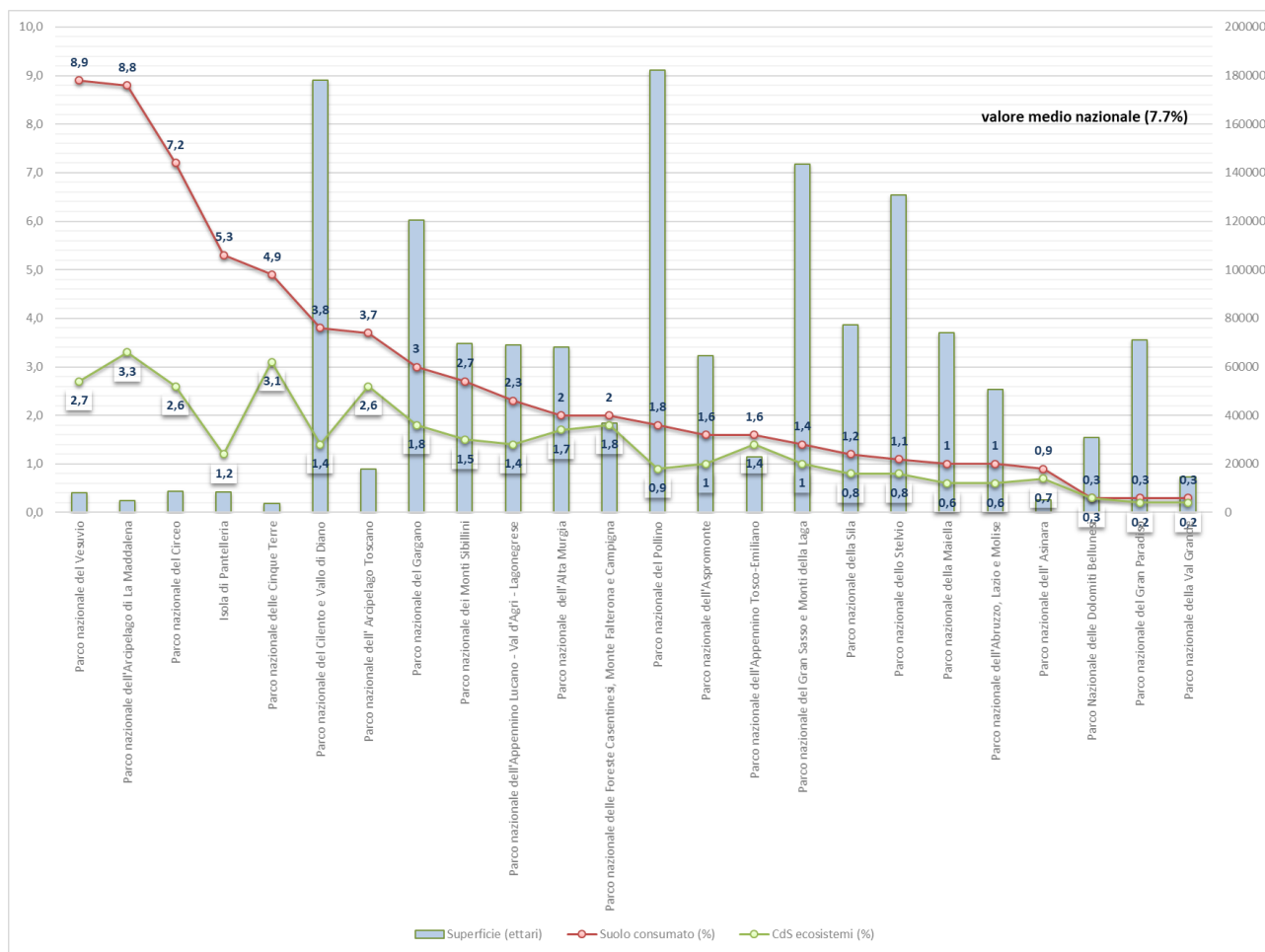


Figura 27 - Ordine dei Parchi Nazionali (e Isola di Pantelleria) in base ai valori percentuali decrescenti di consumo di suolo (linea in rosso) rispetto all'intera superficie dell'area protetta (barra in azzurra). Vengono inoltre riportati i valori percentuali di consumo di suolo relativi a soli ecosistemi naturali e semi-naturali presenti nelle aree protette (linea in verde).

Per ciascun Parco Nazionale, di seguito vengono riportati e commentati i dati relativi a:

- ecoregione e regioni amministrative di riferimento, stima del consumo di suolo a livello di ecoregione di riferimento, numero di ecosistemi rappresentati nel Parco (riportati nelle tabelle relative a ciascun Parco Nazionale);
- confronto tra CdS che interessa l'intera superficie del Parco e CdS che interessa solo gli ecosistemi naturali e semi-naturali;
- tipologie ecosistemiche e singoli poligoni di ecosistema con CdS assente e/o quasi assente o con CdS elevato (riportati nelle tabelle e mappe relative a ciascun Parco Nazionale);
- rilevanza delle superfici artificiali interne al Parco e incidenza del CdS sulle aree agricole.

²⁴ Valutazioni a cura del Laboratorio di Conservazione della Natura, Pianificazione Ambientale ed Ecologia del Paesaggio, Dipartimento di Biologia Ambientale, Sapienza Università di Roma; Banca dati relativa a consumo di suolo e supporto alle elaborazioni cartografiche e statistiche a cura di ISPRA (Michele Munafò, Paolo De Fioravante, Ines Marinossi, Stefano Pranzo, Luca Congedo).

1. Parco nazionale del Gran Paradiso

Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Alpina (CdS=5%) e a cavallo tra le regioni amministrative Valle d'Aosta e Piemonte, ospita 12 tipologie di ecosistemi terrestri.

Rispetto alla stima per l'intero territorio del Parco (CdS=0.3%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo dello 0.2%.

Tabella 7 – Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale del Gran Paradiso

COD	NOME	SUPERFICIE	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
TOT PARCO	ECOSISTEMA	71104.3	206.7	0.3
C16	Ecosistemi forestali alpini, prealpini e del Carso a dominanza di <i>Ostrya carpinifolia</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> e/o <i>Carpinus betulus</i>	865.7	7.7	0.9
C19	Ecosistemi forestali alpini e prealpini a dominanza di <i>Castanea sativa</i>	37.7	0.0	0.0
C23	Ecosistemi forestali alpini e prealpini montani a dominanza di <i>Fagus sylvatica</i> con <i>Picea abies</i> , <i>Abies alba</i> , <i>Sorbus aucuparia</i> , ecc.	236.8	1.0	0.4
C37	Ecosistemi forestali alpini, prealpini e del Carso a dominanza di <i>Pinus sylvestris</i> e/o <i>P. nigra</i>	64.2	0.0	0.0
C40	Ecosistemi erbacei montani e collinari delle Alpi (fasce montana, submontana e collinare) a <i>Trisetum flavescens</i> , <i>Brachypodium pinnatum</i> , <i>Lolium perenne</i> , ecc.	2939.1	34.4	1.2
C42	Ecosistemi forestali alpini e prealpini a dominanza di <i>Pinus cembra</i> e/o <i>Larix decidua</i>	4949.0	17.9	0.4
D1	Ecosistemi erbacei d'altitudine delle Alpi (fasce alpina, subalpina e alto-montana) a <i>Kobresia myosuroides</i> , <i>Carex curvula</i> , <i>C. firma</i> , <i>Festuca violacea</i> , <i>F. dimorpha</i> , <i>Sesleria sphaerocephala</i> , ecc.	25965.6	35.1	0.1
D2	Ecosistemi erbacei montani e collinari delle Alpi (fasce montana, submontana e collinare) a <i>Trisetum flavescens</i> , <i>Brachypodium pinnatum</i> , <i>Lolium perenne</i> , ecc.	39.9	0.0	0.0
E1	Ecosistemi arbustivi d'altitudine delle Alpi a <i>Pinus mugo</i> , <i>Rhododendron sp.pl.</i> , <i>Vaccinium sp.pl.</i> , ecc.	7265.8	39.2	0.5
E2	Ecosistemi arbustivi montani e collinari delle Alpi e del Carso a <i>Alnus viridis</i> , <i>Salix sp.pl.</i> , <i>Berberis vulgaris</i> , <i>Erica carnea</i> , <i>Juniperus communis</i> , ecc.	509.4	4.3	0.8
F4	Ecosistemi casmofitici, comofitici e glareicoli alpini	23766.6	2.0	0.0
F7	Ghiacciai e nevi perenni	3602.1	0.0	0.0

Una completa assenza di consumo di suolo si riscontra per le tipologie ecosistemiche legate alle fasce altitudinali più elevate e in altre tipologie poco rappresentate nel Parco. Nel dettaglio, l'assenza di artificializzazione si ha in poligoni di 11 diverse tipologie (in prevalenza D1, E1, F7, C42).

Il CdS è inoltre quasi assente (<0.5%) in quasi tutte le tipologie ecosistemiche forestali, a meno degli Ecosistemi C16, localizzati al confine esterno dell'area protetta e nelle fasce altitudinali meno elevate, in prossimità delle incisioni vallive. I valori più pronunciati di CdS sono sempre molto bassi (<1.5%) e si riscontrano esclusivamente per gli Ecosistemi C40. Nel Parco non sono incluse superfici artificiali cartografate dal CLC e le aree agricole (inclusi i prati stabili) mostrano un CdS tra 7.7 e 9.5%.

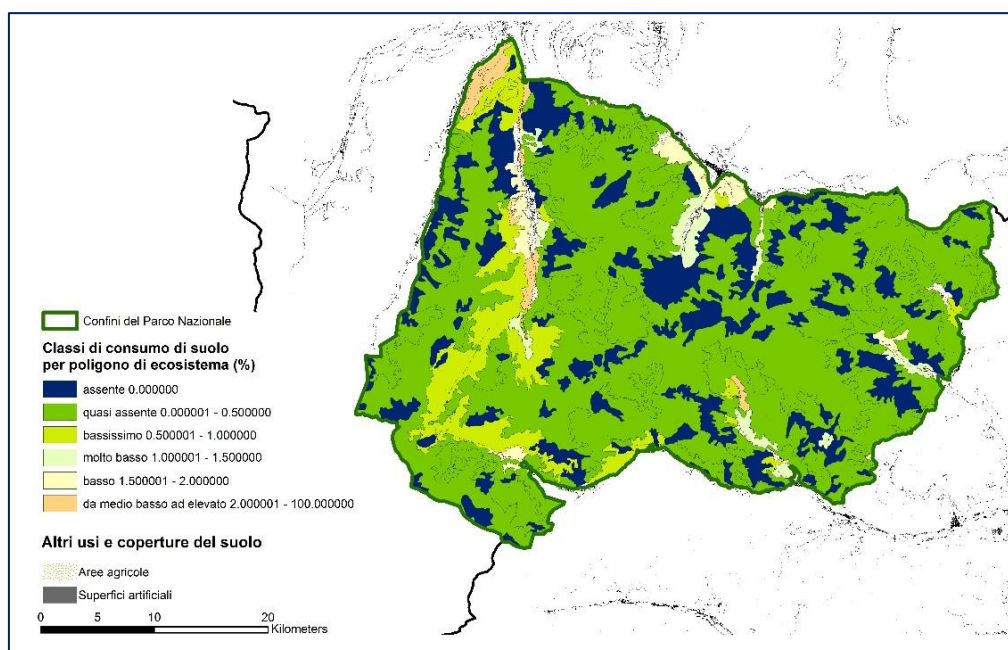


Figura 28 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale del Gran Paradiso

2. Parco nazionale della Val Grande

Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Alpina (CdS=5%) e nella regione amministrativa Piemonte, ospita 12 tipologie di ecosistemi terrestri.

Rispetto alla stima per l'intero territorio del Parco (CdS=0.3%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo dello 0.2%.

Tabella 8 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale della Val Grande

COD	NOME ECOSISTEMA	SUPERFICIE ha	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
TOT PARCO		14733.5	36.9	0.3
C16	Ecosistemi forestali alpini, prealpini e del Carso a dominanza di <i>Ostrya carpinifolia</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> e/o <i>Carpinus betulus</i>	1504.7	1.0	0.1
C19	Ecosistemi forestali alpini e prealpini a dominanza di <i>Castanea sativa</i>	1351.8	16.7	1.2
C23	Ecosistemi forestali alpini e prealpini montani a dominanza di <i>Fagus sylvatica</i> con <i>Picea abies</i> , <i>Abies alba</i> , <i>Sorbus aucuparia</i> , ecc.	4209.5	5.2	0.1
C26	Ecosistemi forestali igrofilo alpini e prealpini a dominanza di <i>Salix</i> , <i>Populus</i> , <i>Alnus</i> , <i>Betula</i> , ecc.	105.5	0.0	0.0
C40	Ecosistemi forestali alpini e prealpini a dominanza di <i>Picea abies</i> e/o <i>Abies alba</i>	136.4	0.7	0.5
C42	Ecosistemi forestali alpini e prealpini a dominanza di <i>Pinus cembra</i> e/o <i>Larix decidua</i>	721.0	0.0	0.0
C5	Ecosistemi forestali alpini e prealpini a dominanza di <i>Quercus petraea</i> e/o <i>Q. robur</i>	443.1	0.0	0.0
D1	Ecosistemi erbacei d'altitudine delle Alpi (fasce alpina, subalpina e alto-montana) a <i>Kobresia myosuroides</i> , <i>Carex curvula</i> , <i>C. firma</i> , <i>Festuca violacea</i> , <i>F. dimorpha</i> , <i>Sesleria sphaerocephala</i> , ecc.	491.2	0.1	0.0
D2	Ecosistemi erbacei montani e collinari delle Alpi (fasce montana, submontana e collinare) a <i>Trisetum flavescens</i> , <i>Brachypodium pinnatum</i> , <i>Lolium perenne</i> , ecc.	1563.6	0.2	0.0
D3	Ecosistemi erbacei basso-collinari e pedemontani delle Alpi e pianiziali (Pianura Padana) a <i>Arrhenatherum elatius</i> , <i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i> , <i>Chrysopogon gryllus</i> , ecc.	1088.0	8.9	0.8
E2	Ecosistemi arbustivi montani e collinari delle Alpi e del Carso a <i>Alnus viridis</i> , <i>Salix sp.pl.</i> , <i>Berberis vulgaris</i> , <i>Erica carnea</i> , <i>Juniperus communis</i> , ecc.	2512.3	0.6	0.0
E3	Ecosistemi arbustivi basso-collinari e pedemontani delle Alpi e pianiziali (Pianura Padana) a <i>Calluna vulgaris</i> , <i>Genista cinerea</i> , <i>Cytisus scoparius</i> , ecc.	583.2	2.3	0.4

Il consumo di suolo è assente o quasi assente per la maggior parte delle tipologie ecosistemiche rappresentate nel Parco. Nel dettaglio, l'assenza di artificializzazione si ha prevalentemente in poligoni appartenenti alle tipologie E2 e D2. I valori più pronunciati di CdS sono sempre molto bassi (<1.5%) e si riscontrano esclusivamente per gli Ecosistemi C19. Nel Parco non sono incluse superfici artificiali cartografate dal CLC e l'unica tipologia di uso e

copertura agricola presente (Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti) mostrano un CdS dello 0.3%.

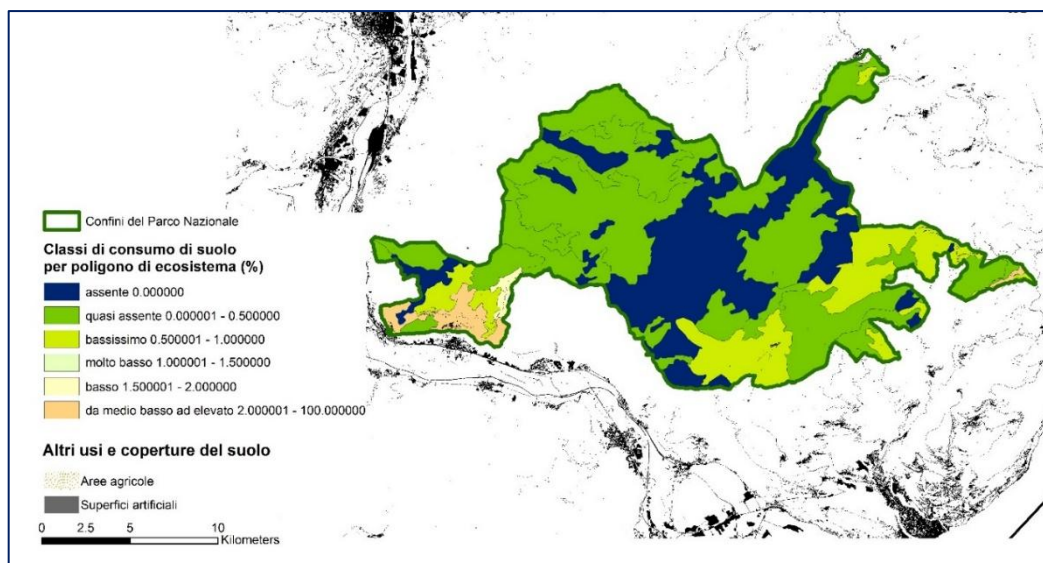


Figura 29 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale della Val Grande

3. Parco Nazionale dello Stelvio

Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Alpina (CdS=5%) e a cavallo tra le regioni amministrative Lombardia e Trentino- Alto Adige, ospita 11 tipologie di ecosistemi terrestri.

Tabella 9 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale dello Stelvio

COD	NOME ECOSISTEMA	SUOLO CONSUMATO		
		SUPERFICIE ha	ha	% su ecosistema
TOT PARCO		130770.7	1478.8	1.1
C16	Ecosistemi forestali alpini, prealpini e del Carso a dominanza di <i>Ostrya carpinifolia</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> e/o <i>Carpinus betulus</i>	64.0	2.7	4.2
C37	Ecosistemi forestali alpini, prealpini e del Carso a dominanza di <i>Pinus sylvestris</i> e/o <i>P. nigra</i>	889.9	28.1	3.2
C40	Ecosistemi forestali alpini e prealpini a dominanza di <i>Picea abies</i> e/o <i>Abies alba</i>	18224.4	461.3	2.5
C42	Ecosistemi forestali alpini e prealpini a dominanza di <i>Pinus cembra</i> e/o <i>Larix decidua</i>	13071.2	176.4	1.3
D1	Ecosistemi erbacei d'altitudine delle Alpi (fasce alpina, subalpina e alto-montana) a <i>Kobresia myosuroides</i> , <i>Carex curvula</i> , <i>C. firma</i> , <i>Festuca violacea</i> , <i>F. dimorpha</i> , <i>Sesleria sphaerocephala</i> , ecc.	36925.4	201.3	0.5
D2	Ecosistemi erbacei montani e collinari delle Alpi (fasce montana, submontana e collinare) a <i>Trisetum flavescens</i> , <i>Brachypodium pinnatum</i> , <i>Lolium perenne</i> , ecc.	185.8	12.5	6.7
E1	Ecosistemi arbustivi d'altitudine delle Alpi a <i>Pinus mugo</i> , <i>Rhododendron sp.pl.</i> , <i>Vaccinium sp.pl.</i> , ecc.	7693.3	70.9	0.9
E2	Ecosistemi arbustivi montani e collinari delle Alpi e del Carso a <i>Alnus viridis</i> , <i>Salix sp.pl.</i> , <i>Berberis vulgaris</i> , <i>Erica carnea</i> , <i>Juniperus communis</i> , ecc.	319.4	5.0	1.6
F4	Ecosistemi casmofitici, comofitici e glareicoli alpini	40703.8	48.0	0.1
F7	Ghiacciai e nevi perenni	7455.0	1.4	0.0
G1	Ecosistemi igrofilo dulcicoli alpini (sponde fluviali e zone umide a copertura vegetale variabile)	57.1	9.1	15.9

Rispetto alla stima per l'intero territorio del Parco (CdS=1.1%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo dello 0.8%. Il consumo di suolo è assente, o quasi assente, per le tipologie ecosistemiche legate alle fasce altitudinali più elevate e in altre tipologie poco rappresentate nel Parco. Nel dettaglio, l'assenza di artificializzazione si ha in poligoni appartenenti ad 8 diverse tipologie (in prevalenza D1, E1, F7, C42).

I valori più pronunciati di CdS (>2%) si riscontrano in 5 tipologie di ecosistema e raggiungono valori elevati per le tipologie D2 e G1. Nel Parco sono quasi del tutto assenti le superfici artificiali cartografate dal CLC e le aree agricole mostrano un CdS tra 9.8 e 17.1%.

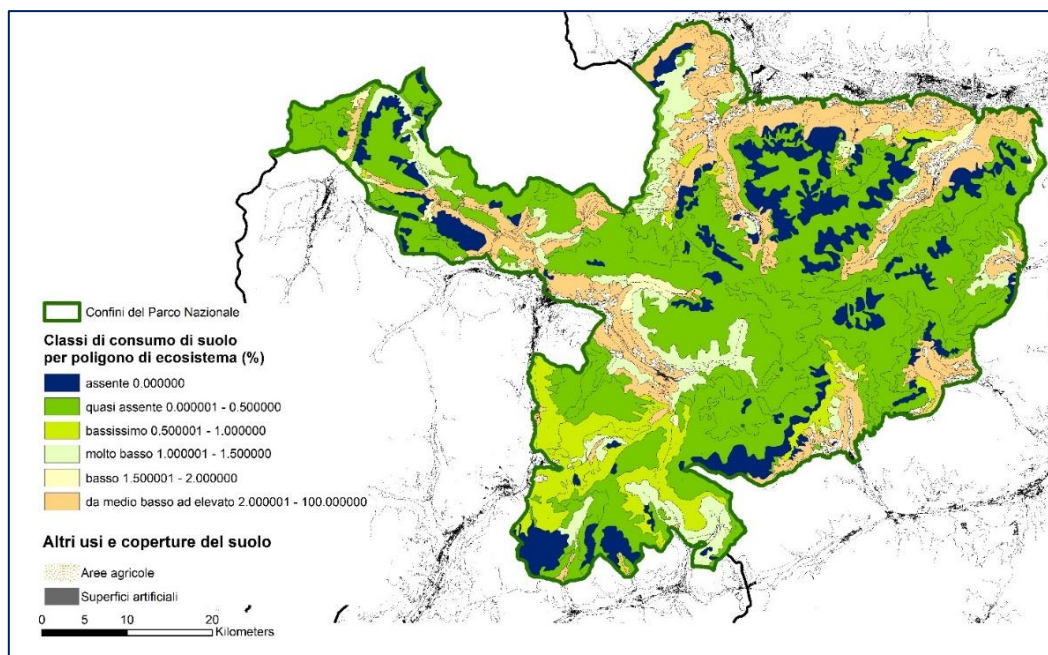


Figura 30 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale dello Stelvio

4. Parco nazionale delle Dolomiti Bellunesi

Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Alpina (CdS=5%) e nella regione amministrativa Veneto, ospita 13 tipologie di ecosistemi terrestri. Gli ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo dello 0.3%, analogo alla stima per l'intero territorio del Parco che infatti non include superfici artificiali e ospita porzioni di aree agricole di dimensioni molto ridotte.

Tabella 10 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale delle Dolomiti Bellunesi

COD	NOME	SUPERFICIE	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
	ECOSISTEMA		ha	% su ecosistema
TOT PARCO		30992.8	96.7	0.3
C16	Ecosistemi forestali alpini, prealpini e del Carso a dominanza di <i>Ostrya carpinifolia</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> e/o <i>Carpinus betulus</i>	4872.4	21.1	0.4
C23	Ecosistemi forestali alpini e prealpini montani a dominanza di <i>Fagus sylvatica</i> con <i>Picea abies</i> , <i>Abies alba</i> , <i>Sorbus aucuparia</i> , ecc.	6048.7	12.4	0.2
C37	Ecosistemi forestali alpini, prealpini e del Carso a dominanza di <i>Pinus sylvestris</i> e/o <i>P. nigra</i>	1092.8	8.2	0.8
C40	Ecosistemi forestali alpini e prealpini a dominanza di <i>Picea abies</i> e/o <i>Abies alba</i>	2730.9	27.1	1.0
C42	Ecosistemi forestali alpini e prealpini a dominanza di <i>Pinus cembra</i> e/o <i>Larix decidua</i>	2923.4	10.7	0.4
D1	Ecosistemi erbacei d'altitudine delle Alpi (fasce alpina, subalpina e alto-montana) a <i>Kobresia myosuroides</i> <i>Carex curvula</i> , <i>C. firma</i> , <i>Festuca violacea</i> , <i>F. dimorpha</i> , <i>Sesleria sphaerocephala</i> , ecc.	6640.6	9.3	0.1
D2	Ecosistemi erbacei montani e collinari delle Alpi (fasce montana, submontana e collinare) a <i>Trisetum flavescens</i> , <i>Brachypodium pinnatum</i> , <i>Lolium perenne</i> , ecc.	1075.6	3.0	0.3
D3	Ecosistemi erbacei basso-collinari e pedemontani delle Alpi e planiziali (Pianura Padana) a <i>Arrhenatherum elatius</i> , <i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i> , <i>Chrysopogon gryllus</i> , ecc.	68.6	0.0	0.0
E1	Ecosistemi arbustivi d'altitudine delle Alpi a <i>Pinus mugo</i> , <i>Rhododendron sp.pl.</i> , <i>Vaccinium sp.pl.</i> , ecc.	3226.7	0.9	0.0
E2	Ecosistemi arbustivi montani e collinari delle Alpi e del Carso a <i>Alnus viridis</i> , <i>Salix sp.pl.</i> , <i>Berberis vulgaris</i> , <i>Erica carnea</i> , <i>Juniperus communis</i> , ecc.	905.9	0.0	0.0
E3	Ecosistemi arbustivi basso-collinari e pedemontani delle Alpi e planiziali (Pianura Padana) a <i>Calluna vulgaris</i> , <i>Genista cinerea</i> , <i>Cytisus scoparius</i> , ecc.	8.6	0.1	0.7
F4	Ecosistemi casmofitici, comofitici e glareicoli alpini	1085.7	0.1	0.0
G1	Ecosistemi igrofilici dulcicoli alpini (sponde fluviali e zone umide a copertura vegetale variabile)	118.4	0.8	0.7

Il consumo di suolo è assente o quasi assente per la maggiorparte delle tipologie ecosistemiche rappresentate nel Parco. Nel dettaglio, si riscontra prevalentemente in poligoni appartenenti alle tipologie C23, D1 ed E1. Inoltre, nessuna tipologia ecosistemica mostra valori pronunciati di CdS, che si mantiene sempre bassissimo ($\leq 1.0\%$).

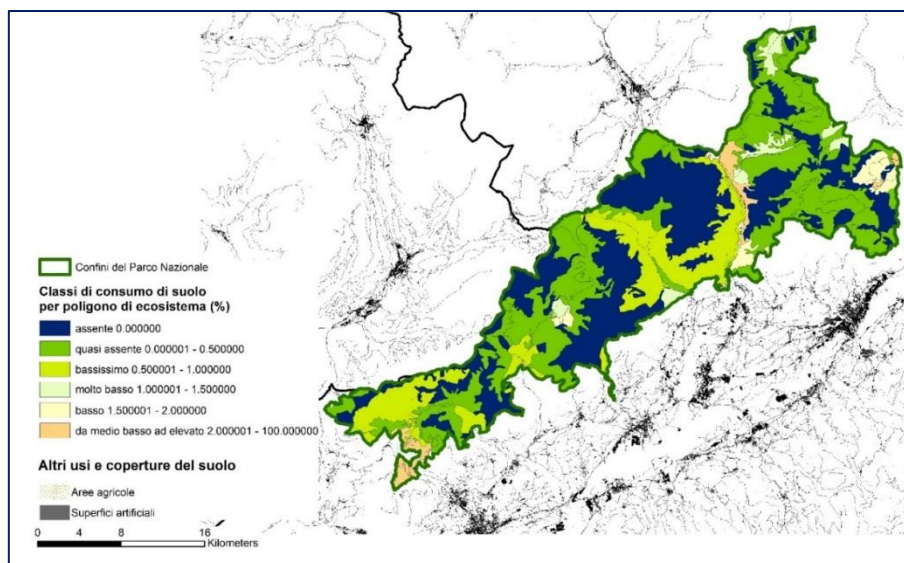


Figura 31 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale delle Dolomiti Bellunesi

5. Parco nazionale dell'Appennino Tosco-Emiliano

Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Appenninica (CdS=5.4%) e a cavallo tra le regioni amministrative Emilia-Romagna e Toscana, ospita 15 tipologie di ecosistemi. Rispetto alla stima per l'intero territorio del Parco (CdS=1.6%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo dello 1.4%, essendo infatti completamente assenti le superfici artificiali cartografate dal CLC e relativamente ridotte le aree agricole (<1.4% del territorio del Parco).

Tabella 11 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale dell'Appennino Tosco-Emiliano

COD	NOME	SUPERFICIE ha	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
TOT PARCO		30992.8	96.7	0.3
C16	Ecosistemi forestali alpini, prealpini e del Carso a dominanza di <i>Ostrya carpinifolia</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> e/o <i>Carpinus betulus</i>	4872.4	21.1	0.4
C23	Ecosistemi forestali alpini e prealpini montani a dominanza di <i>Fagus sylvatica</i> con <i>Picea abies</i> , <i>Abies alba</i> , <i>Sorbus aucuparia</i> , ecc.	6048.7	12.4	0.2
C37	Ecosistemi forestali alpini, prealpini e del Carso a dominanza di <i>Pinus sylvestris</i> e/o <i>P. nigra</i>	1092.8	8.2	0.8
C40	Ecosistemi forestali alpini e prealpini a dominanza di <i>Picea abies</i> e/o <i>Abies alba</i>	2730.9	27.1	1.0
C42	Ecosistemi forestali alpini e prealpini a dominanza di <i>Pinus cembra</i> e/o <i>Larix decidua</i>	2923.4	10.7	0.4
D1	Ecosistemi erbacei d'altitudine delle Alpi (fasce alpina, subalpina e alto-montana) a <i>Kobresia myosuroides</i> <i>Carex curvula</i> , <i>C. firma</i> , <i>Festuca violacea</i> , <i>F. dimorpha</i> , <i>Sesleria sphaerocephala</i> , ecc.	6640.6	9.3	0.1
D2	Ecosistemi erbacei montani e collinari delle Alpi (fasce montana, submontana e collinare) a <i>Trisetum flavescens</i> , <i>Brachypodium pinnatum</i> , <i>Lolium perenne</i> , ecc.	1075.6	3.0	0.3
D3	Ecosistemi erbacei basso-collinari e pedemontani delle Alpi e pianiziali (Pianura Padana) a <i>Arrhenatherum elatius</i> , <i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i> , <i>Chrysopogon gryllus</i> , ecc.	68.6	0.0	0.0
E1	Ecosistemi arbustivi d'altitudine delle Alpi a <i>Pinus mugo</i> , <i>Rhododendron sp.pl.</i> , <i>Vaccinium sp.pl.</i> , ecc.	3226.7	0.9	0.0
E2	Ecosistemi arbustivi montani e collinari delle Alpi e del Carso a <i>Alnus viridis</i> , <i>Salix sp.pl.</i> , <i>Berberis vulgaris</i> , <i>Erica carnea</i> , <i>Juniperus communis</i> , ecc.	905.9	0.0	0.0
E3	Ecosistemi arbustivi basso-collinari e pedemontani delle Alpi e pianiziali (Pianura Padana) a <i>Calluna vulgaris</i> , <i>Genista cinerea</i> , <i>Cytisus scoparius</i> , ecc.	8.6	0.1	0.7
F4	Ecosistemi casmofitici, comofitici e glareicoli alpini	1085.7	0.1	0.0
G1	Ecosistemi igrofilici dulcicoli alpini (sponde fluviali e zone umide a copertura vegetale variabile)	118.4	0.8	0.7

Il consumo di suolo è assente o quasi assente per la maggiorparte delle tipologie ecosistemiche rappresentate nel Parco. Nel dettaglio, si riscontra prevalentemente in poligoni appartenenti alle tipologie C23, D1 ed E1. Inoltre, nessuna tipologia ecosistemica mostra valori pronunciati di CdS, che si mantiene sempre bassissimo ($\leq 1.0\%$).

Una completa assenza di consumo di suolo non si riscontra per alcuna delle tipologie rappresentate nel Parco ma, nel dettaglio, viene registrata per numerosi poligoni delle tipologie D4 ed E6. Un CdS quasi assente ($< 0.5\%$) si riscontra inoltre per gli ecosistemi delle fasce altitudinali più elevate e per gli Ecosistemi C8. Le tipologie ecosistemiche con un CdS $> 2\%$ sono 6, ma comunque con valori relativi contenuti ($\leq 5\%$).

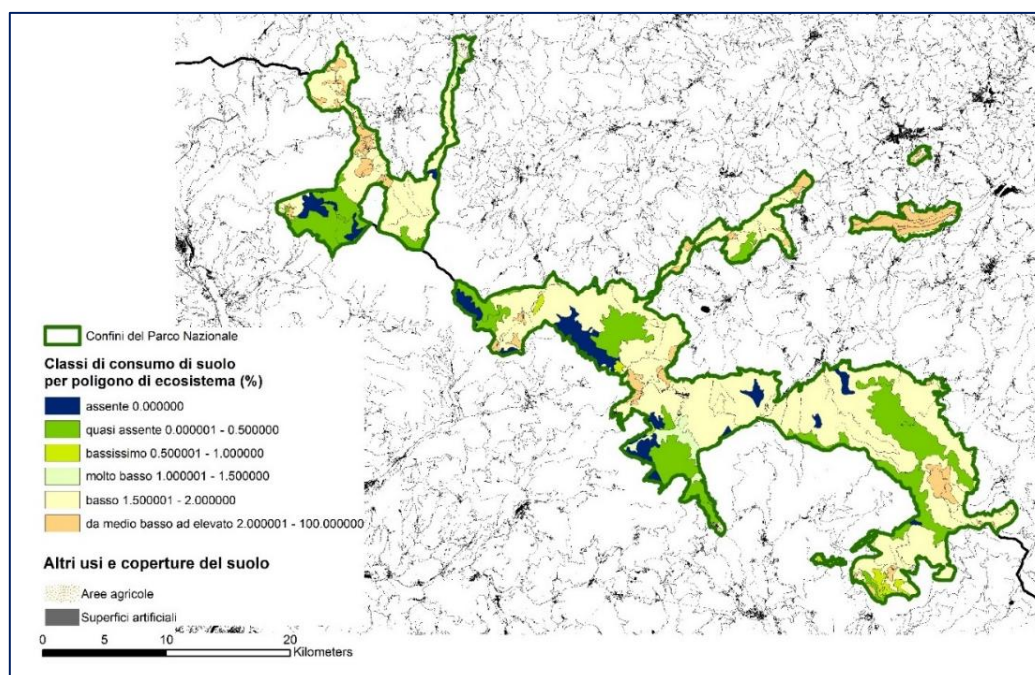


Figura 32 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale dell'Appennino Tosco Emiliano

6. Parco nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna

Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Appenninica (CdS=5.4%) e a cavallo tra le regioni amministrative Emilia-Romagna e Toscana, ospita 12 tipologie di ecosistemi. Rispetto alla stima per l'intero territorio del Parco (CdS=2.0%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo dello 1.8%.

Tabella 12 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale delle Foreste Casentinesi

COD	NOME ECOSISTEMA	SUPERFICIE ha	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
TOT PARCO		36923.0	731.7	2.0
C10	Ecosistemi forestali peninsulari mesofili a prevalenza di <i>Quercus cerris</i>	3440.8	48.7	1.4
C18	Ecosistemi forestali peninsulari da planiziali a submontani a dominanza di <i>Ostrya carpinifolia</i> , <i>Fraxinus ornus</i> , <i>Carpinus betulus</i> , <i>C. orientalis</i> , <i>Ulmus minor</i> , ecc.	4832.3	63.5	1.3
C21	Ecosistemi forestali peninsulari collinari e submontani a dominanza di <i>Castanea sativa</i>	1077.9	18.9	1.7
C24	Ecosistemi forestali appenninici montani a dominanza di <i>Fagus sylvatica</i> con <i>Abies alba</i> , <i>Taxus baccata</i> , <i>Ilex aquifolium</i> , <i>Acer lobelii</i> , ecc.	14196.8	241.7	1.7
C28	Ecosistemi forestali igrofilici peninsulari a dominanza di <i>Salix</i> , <i>Populus</i> , <i>Alnus</i> , <i>Platanus</i> , ecc.	133.0	1.6	1.2
C39	Ecosistemi forestali peninsulari e siciliani montani e oromediterranei a dominanza di <i>Pinus nigra</i> , <i>P. leucodermis</i> e/o <i>P. laricio</i>	1981.5	53.0	2.7

C41	Ecosistemi forestali appenninici a dominanza di <i>Picea abies</i> e/o <i>Abies alba</i>	3524.0	88.6	2.5
C43	Ecosistemi forestali a dominanza di conifere alloctone (<i>Pinus strobus</i> , <i>Douglasia</i> , <i>Cedrus</i> , <i>Cupressus</i> , ecc.)	102.3	3.0	2.9
C8	Ecosistemi forestali appenninici e subappenninici centro-settentrionali a dominanza di <i>Quercus petraea</i> e/o <i>Q. cerris</i>	323.2	5.9	1.8
C9	Ecosistemi forestali appenninici e subappenninici a prevalenza di <i>Quercus pubescens</i> e/o <i>Ostrya carpinifolia</i>	3327.2	37.3	1.1
D5	Ecosistemi erbacei peninsulari montani e collinari (fasce montana, submontana e collinare) a <i>Brachypodium genuense</i> , <i>B. rupestre</i> , <i>Bromus erectus</i> , <i>Cynosurus cristatus</i> , ecc.	657.1	28.0	4.3
E6	Ecosistemi arbustivi peninsulari basso-montani, collinari e planiziali a <i>Spartium junceum</i> , <i>Rosa sp.pl.</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Juniperus oxycedrus</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Rubus ulmifolius</i> , ecc.	1886.5	46.5	2.5

Una completa o quasi completa assenza di consumo di suolo non si riscontra per alcuna delle tipologie rappresentate nel Parco ma, nel dettaglio, viene registrata per alcuni poligoni delle tipologie E6 e C41. Le tipologie ecosistemiche con un CdS >2% sono 5, ma comunque con valori relativi contenuti ($\leq 4.3\%$).

Nel Parco le superfici artificiali cartografate dal CLC sono estremamente ridotte (<0.1%) e le aree agricole presenti mostrano un CdS tra 4.2 e il 10.3%.

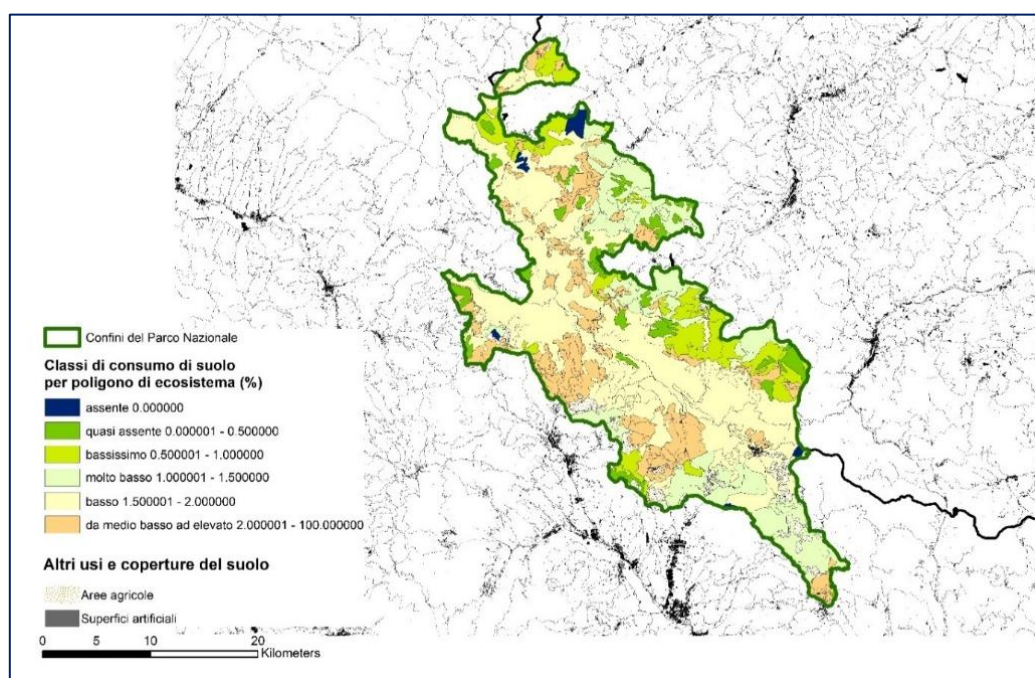


Figura 33 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna

7. Parco nazionale dei Monti Sibillini

Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Appenninica (CdS=5.4%) e a cavallo tra le regioni amministrative Marche e Umbria, ospita 12 tipologie di ecosistemi terrestri.

Rispetto alla stima per l'intero territorio del Parco (CdS=2.7%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo dell'1.5%. Nessuna tipologia di ecosistema mostra una completa o quasi completa assenza di CdS, ma sono numerosi i singoli poligoni non interessati dal CdS che appartengono ad 11 diverse tipologie (in prevalenza E6, E4, D4 e F5).

Tabella 13 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale dei Monti Sibillini

COD	NOME ECOSISTEMA	SUPERFICIE ha	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
TOT PARCO		69742.4	1892.1	2.7
C10	Ecosistemi forestali peninsulari mesofili a prevalenza di <i>Quercus cerris</i>	1016.9	21.0	2.1
C18	Ecosistemi forestali peninsulari da planiziali a submontani a dominanza di <i>Ostrya carpinifolia</i> , <i>Fraxinus ornus</i> , <i>Carpinus betulus</i> , <i>C. orientalis</i> , <i>Ulmus minor</i> , ecc.	5730.5	93.2	1.6
C21	Ecosistemi forestali peninsulari collinari e submontani a dominanza di <i>Castanea sativa</i>	446.7	6.4	1.4
C24	Ecosistemi forestali appenninici montani a dominanza di <i>Fagus sylvatica</i> con <i>Abies alba</i> , <i>Taxus baccata</i> , <i>Ilex aquifolium</i> , <i>Acer lobelii</i> , ecc.	8327.9	83.0	1.0
C3	Ecosistemi forestali peninsulari mediterranei e submediterranei a dominanza di <i>Quercus ilex</i> e/o <i>Q. suber</i> (e <i>Q. calliprinos</i> nel Salento)	514.4	7.4	1.4
C39	Ecosistemi forestali peninsulari e siciliani montani e oromediterranei a dominanza di <i>Pinus nigra</i> , <i>P. leucodermis</i> e/o <i>P. laricio</i>	2235.5	31.7	1.4
C9	Ecosistemi forestali appenninici e subappenninici a prevalenza di <i>Quercus pubescens</i> e/o <i>Ostrya carpinifolia</i>	8311.2	146.7	1.8
D4	Ecosistemi erbacei appenninici d'altitudine (fasce alpina, subalpina e alto-montana) a <i>Sesleria juncifolia</i> , <i>S. nitida</i> , <i>Festuca macrathera</i> , <i>Nardus stricta</i> , <i>Carex kitaibeliana</i> , ecc.	19400.6	241.5	1.2
D5	Ecosistemi erbacei peninsulari montani e collinari (fasce montana, submontana e collinare) a <i>Brachypodium genuese</i> , <i>B. rupestre</i> , <i>Bromus erectus</i> , <i>Cynosurus cristatus</i> , ecc.	1989.5	60.3	3.0
E4	Ecosistemi arbustivi appenninici (fasce subalpina e montana) a <i>Juniperus communis subsp. alpina</i> , <i>Pinus mugo</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Rhamnus alpina subsp. fallax</i> , ecc.	1358.4	12.2	0.9
E6	Ecosistemi arbustivi peninsulari basso-montani, collinari e planiziali a <i>Spartium junceum</i> , <i>Rosa</i> sp.pl., <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Juniperus oxycedrus</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Rubus ulmifolius</i> , ecc.	4307.0	129.5	3.0
F5	Ecosistemi casmofitici, comofitici e glareicoli appenninici e dei rilievi costieri peninsulari	1728.5	15.1	0.9

Valori di CdS più elevati (comunque < 3.0%) si riscontrano per le tipologie di ecosistemi a struttura erbacea ed arbustiva dei settori a quote poco elevate (D5, E6). Nel Parco le superfici artificiali cartografate dal CLC coprono il 12.7% e le aree agricole mostrano un CdS tra 3.4 e 8.8%.

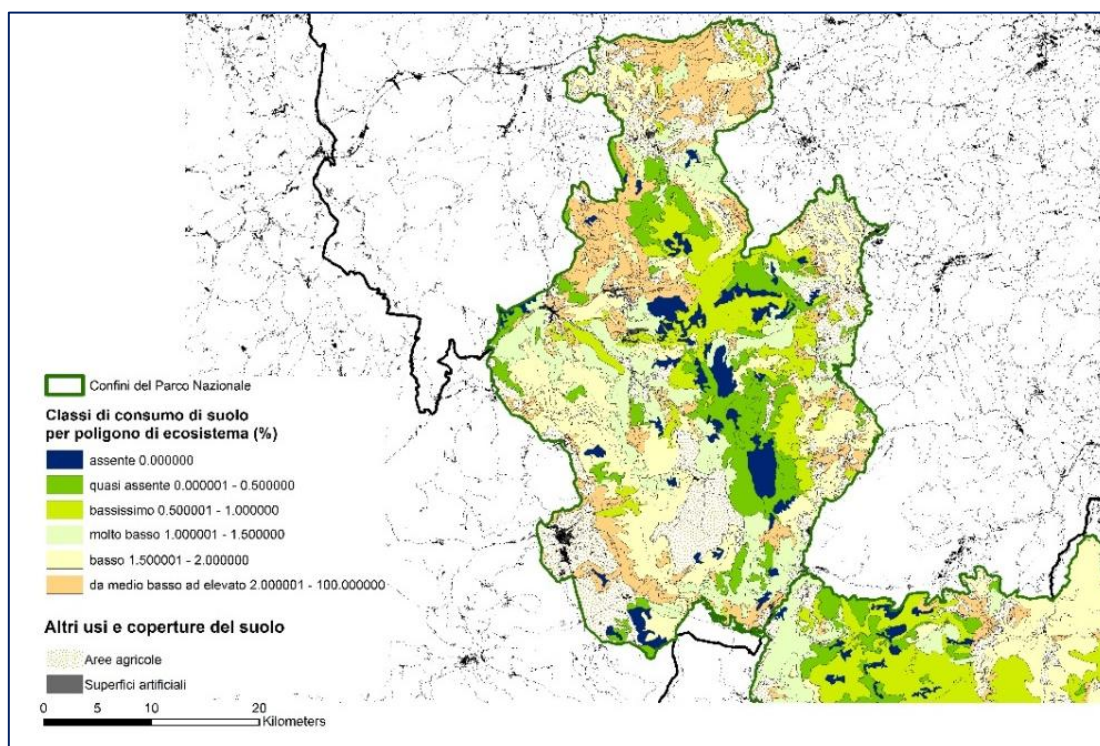


Figura 34 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale dei Monti Sibillini

8. Parco nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga

Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Appenninica (CdS=5.4%) e a cavallo tra le regioni amministrative Marche, Lazio e Abruzzo, ospita 15 tipologie di ecosistemi.

Tabella 14 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga

COD	NOME	SUPERFICIE	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
TOT PARCO	ECOSISTEMA	143371.9	2074.0	1.4
C10	Ecosistemi forestali peninsulari mesofili a prevalenza di <i>Quercus cerris</i>	16065.5	254.5	1.6
C18	Ecosistemi forestali peninsulari da planiziali a submontani a dominanza di <i>Ostrya carpinifolia</i> , <i>Fraxinus ornus</i> , <i>Carpinus betulus</i> , <i>C. orientalis</i> , <i>Ulmus minor</i> , ecc.	6844.2	71.1	1.0
C21	Ecosistemi forestali peninsulari collinari e submontani a dominanza di <i>Castanea sativa</i>	2370.4	24.9	1.0
C24	Ecosistemi forestali appenninici montani a dominanza di <i>Fagus sylvatica</i> con <i>Abies alba</i> , <i>Taxus baccata</i> , <i>Ilex aquifolium</i> , <i>Acer lobelii</i> , ecc.	33865.8	172.7	0.5
C28	Ecosistemi forestali igrofilo peninsulari a dominanza di <i>Salix</i> , <i>Populus</i> , <i>Alnus</i> , <i>Platanus</i> , ecc.	113.5	2.7	2.3
C3	Ecosistemi forestali peninsulari mediterranei e submediterranei a dominanza di <i>Quercus ilex</i> e/o <i>Q. suber</i> (e <i>Q. calliprinos</i> nel Salento)	398.0	1.2	0.3
C35	Ecosistemi forestali mediterranei e submediterranei peninsulari a dominanza di <i>Pinus pinaster</i> , <i>P. pinea</i> e/o <i>P. halepensis</i>	242.2	0.5	0.2
C39	Ecosistemi forestali peninsulari e siciliani montani e oromediterranei a dominanza di <i>Pinus nigra</i> , <i>P. leucodermis</i> e/o <i>P. laricio</i>	2995.1	41.1	1.4
C41	Ecosistemi forestali appenninici a dominanza di <i>Picea abies</i> e/o <i>Abies alba</i>	518.3	5.3	1.0
C9	Ecosistemi forestali appenninici e subappenninici a prevalenza di <i>Quercus pubescens</i> e/o <i>Ostrya carpinifolia</i>	4089.0	50.7	1.2
D4	Ecosistemi erbacei appenninici d'altitudine (fasce alpina, subalpina e alto-montana) a <i>Sesleria juncifolia</i> , <i>S. nitida</i> , <i>Festuca macrathera</i> , <i>Nardus stricta</i> , <i>Carex kitaibeliana</i> , ecc.	17149.5	87.0	0.5
D5	Ecosistemi erbacei peninsulari montani e collinari (fasce montana, submontana e collinare) a <i>Brachypodium genense</i> , <i>B. rufepstre</i> , <i>Bromus erectus</i> , <i>Cynosurus cristatus</i> , ecc.	28724.3	361.8	1.3
E4	Ecosistemi arbustivi appenninici (fasce subalpina e montana) a <i>Juniperus communis subsp. alpina</i> , <i>Pinus mugo</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Rhamnus alpina subsp. fallax</i> , ecc.	4654.5	108.8	2.3
E6	Ecosistemi arbustivi peninsulari basso-montani, collinari e planiziali a <i>Spartium junceum</i> , <i>Rosa sp.pl.</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Juniperus oxycedrus</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Rubus ulmifolius</i> , ecc.	8366.8	192.8	2.3
F5	Ecosistemi casmofitici, comofitici e glareicoli appenninici e dei rilievi costieri peninsulari	4338.4	5.4	0.1

Rispetto alla stima per l'intero territorio del Parco (CdS=1.4%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo dell'1.0%.

Le tipologie ecosistemiche legate alle fasce altitudinali più elevate e a poche altre tipologie marginalmente rappresentate nel Parco, tipiche di ambienti submediterranei, sono quasi prive di consumo di suolo. Nel dettaglio, comunque, si riscontra una interessante totale assenza di CdS in numerosi poligoni appartenenti a ben 15 diverse tipologie (in prevalenza D4, E4, C39).

I valori più pronunciati di CdS sono per la maggior parte delle tipologie molto bassi (<1.5%) e comunque sempre inferiori al 2.3%.

Nel Parco non sono incluse ridottissime superfici artificiali cartografate dal CLC e le aree agricole mostrano un CdS tra 2.0 e 10.3%.

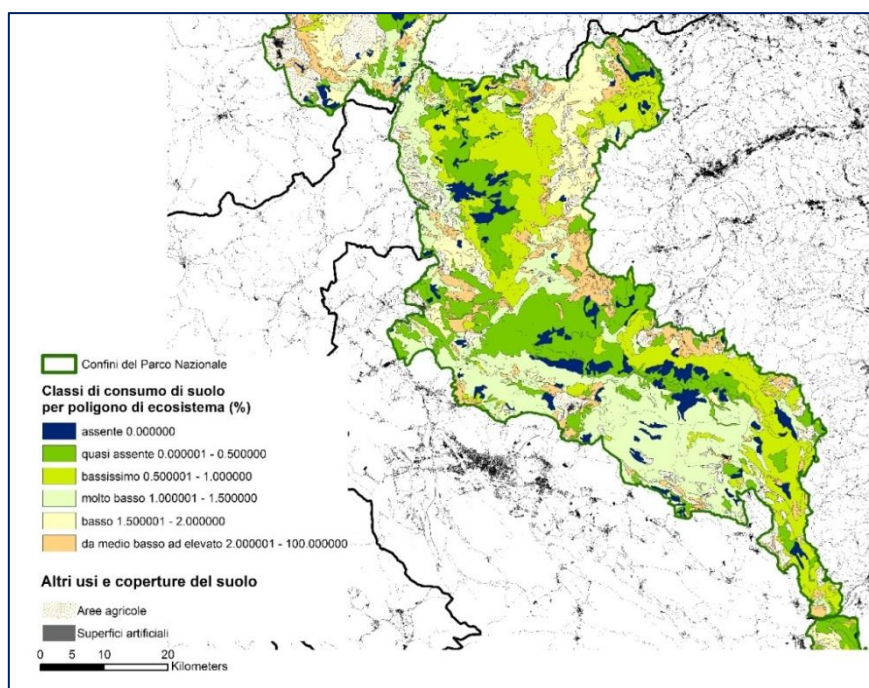


Figura 35 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga

9. Parco nazionale della Maiella

Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Appenninica (CdS=5.4%) e nella regione amministrativa Abruzzo, ospita 12 tipologie di ecosistemi.

Rispetto alla stima per l'intero territorio del Parco (CdS=1.0%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo dello 0.6%.

Tabella 15 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale della Maiella

COD	NOME ECOSISTEMA	SUPERFICIE ha	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
TOT PARCO		74130.9	766.8	1.0
C10	Ecosistemi forestali peninsulari mesofili a prevalenza di <i>Quercus cerris</i>	2916.9	28.5	1.0
C18	Ecosistemi forestali peninsulari da planiziali a submontani a dominanza di <i>Ostrya carpinifolia</i> , <i>Fraxinus ornus</i> , <i>Carpinus betulus</i> , <i>C. orientalis</i> , <i>Ulmus minor</i> , ecc.	2718.9	16.2	0.6
C24	Ecosistemi forestali appenninici montani a dominanza di <i>Fagus sylvatica</i> con <i>Abies alba</i> , <i>Taxus baccata</i> , <i>Ilex aquifolium</i> , <i>Acer lobelii</i> , ecc.	22666.8	108.1	0.5
C3	Ecosistemi forestali peninsulari mediterranei e submediterranei a dominanza di <i>Quercus ilex</i> e/o <i>Q. suber</i> (e <i>Q. calliprinos</i> nel Salento)	273.8	0.7	0.2
C39	Ecosistemi forestali peninsulari e siciliani montani e oromediterranei a dominanza di <i>Pinus nigra</i> , <i>P. leucodermis</i> e/o <i>P. laricio</i>	4080.1	29.1	0.7
C41	Ecosistemi forestali appenninici a dominanza di <i>Picea abies</i> e/o <i>Abies alba</i>	225.8	0.3	0.2
C9	Ecosistemi forestali appenninici e subappenninici a prevalenza di <i>Quercus pubescens</i> e/o <i>Ostrya carpinifolia</i>	1262.2	10.5	0.8
D4	Ecosistemi erbacei appenninici d'altitudine (fasce alpina, subalpina e alto-montana) a <i>Sesleria juncifolia</i> , <i>S. nitida</i> , <i>Festuca macrathera</i> , <i>Nardus stricta</i> , <i>Carex kitaibeliana</i> , ecc.	15161.6	39.3	0.3
D5	Ecosistemi erbacei peninsulari montani e collinari (fasce montana, submontana e collinare) a <i>Brachypodium genuense</i> , <i>B. rupestre</i> , <i>Bromus erectus</i> , <i>Cynosurus cristatus</i> , ecc.	6902.4	94.5	1.4
E4	Ecosistemi arbustivi appenninici (fasce subalpina e montana) a <i>Juniperus communis subsp. alpina</i> , <i>Pinus mugo</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Rhamnus alpina subsp. fallax</i> , ecc.	3262.5	10.8	0.3
E6	Ecosistemi arbustivi peninsulari basso-montani, collinari e planiziali a <i>Spartium junceum</i> , <i>Rosa sp.pl.</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Juniperus oxycedrus</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Rubus ulmifolius</i> , ecc.	5732.4	76.6	1.3
F5	Ecosistemi casmofitici, comofitici e glareicoli appenninici e dei rilievi costieri peninsulari	667.7	0.9	0.1

Le tipologie ecosistemiche legate alle fasce altitudinali più elevate e poche altre tipologie marginalmente rappresentate nel Parco, tipiche di ambienti submediterranei, sono quasi prive di consumo di suolo. Nel dettaglio, comunque, si riscontra una totale assenza di artificializzazione in numerosi poligoni appartenenti a 13 diverse tipologie (in prevalenza D4 e C39).

I valori più pronunciati di CdS sono sempre molto bassi (<1.5%) per tutte le tipologie ecosistemiche. Nel Parco le superfici artificiali cartografate dal CLC rappresentano lo 0.3% e le aree agricole mostrano un CdS tra 2 e 11.9%.

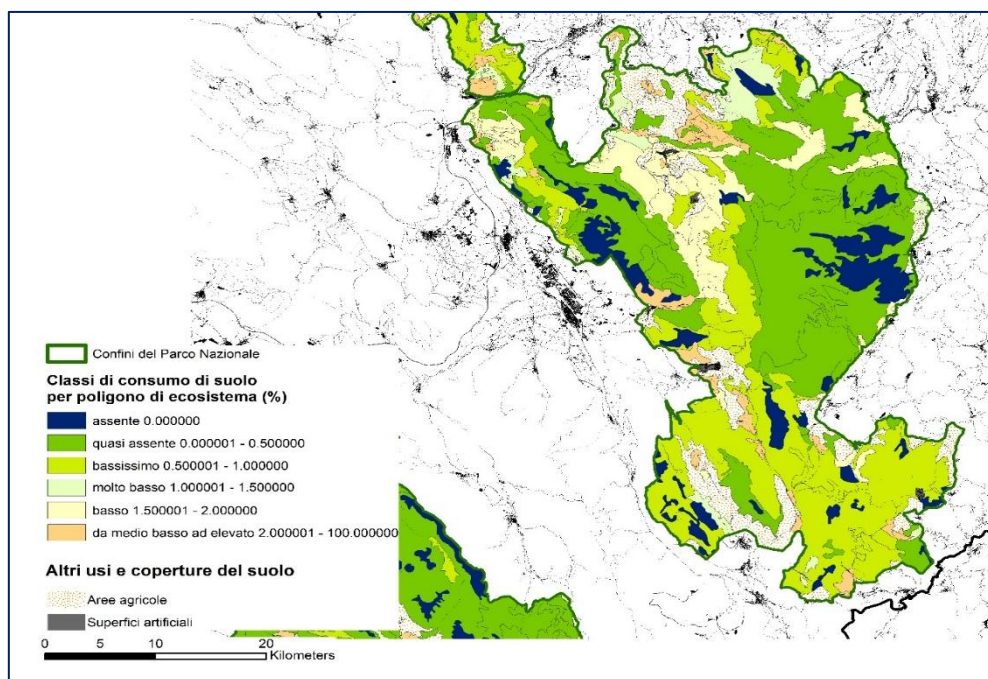


Figura 36 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale della Majella

10. Parco nazionale dell'Abruzzo, Lazio e Molise

Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Appenninica (CdS=5.4%) e a cavallo tra le regioni amministrative Abruzzo, Lazio e Molise, ospita 11 tipologie di ecosistemi.

Rispetto alla stima per l'intero territorio del Parco (CdS=1.0%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo dello 0.6%.

Tabella 16 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale dell'Abruzzo, Lazio e Molise

COD	NOME	SUPERFICIE	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
	ECOSISTEMA		ha	
TOT PARCO		50711.0	486.7	1.0
C10	Ecosistemi forestali peninsulari mesofili a prevalenza di <i>Quercus cerris</i>	928.2	7.5	0.8
C18	Ecosistemi forestali peninsulari da planiziali a submontani a dominanza di <i>Ostrya carpinifolia</i> , <i>Fraxinus ornus</i> , <i>Carpinus betulus</i> , <i>C. orientalis</i> , <i>Ulmus minor</i> , ecc.	311.2	0.0	0.0
C24	Ecosistemi forestali appenninici montani a dominanza di <i>Fagus sylvatica</i> con <i>Abies alba</i> , <i>Taxus baccata</i> , <i>Ilex aquifolium</i> , <i>Acer lobelii</i> , ecc.	26384.5	113.7	0.4
C39	Ecosistemi forestali peninsulari e siciliani montani e oromediterranei a dominanza di <i>Pinus nigra</i> , <i>P. leucodermis</i> e/o <i>P. laricio</i>	925.7	21.4	2.3
C41	Ecosistemi forestali appenninici a dominanza di <i>Picea abies</i> e/o <i>Abies alba</i>	156.2	0.0	0.0
C9	Ecosistemi forestali appenninici e subappenninici a prevalenza di <i>Quercus pubescens</i> e/o <i>Ostrya carpinifolia</i>	1818.9	14.3	0.8
D4	Ecosistemi erbacei appenninici d'altitudine (fasce alpina, subalpina e alto-montana) a <i>Sesleria juncifolia</i> , <i>S. nitida</i> , <i>Festuca macrathera</i> , <i>Nardus stricta</i> , <i>Carex kitaibeliana</i> , ecc.	10090.7	27.6	0.3

COD	NOME	SUPERFICIE.	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
	ECOSISTEMA		ha	
D5	Ecosistemi erbacei peninsulari montani e collinari (fasce montana, submontana e collinare) a <i>Brachypodium genuense</i> , <i>B. rupestre</i> , <i>Bromus erectus</i> , <i>Cynosurus cristatus</i> , ecc.	1425.6	27.3	1.9
E4	Ecosistemi arbustivi appenninici (fasce subalpina e montana) a <i>Juniperus communis subsp. alpina</i> , <i>Pinus mugo</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Rhamnus alpina subsp. fallax</i> , ecc.	1597.1	5.6	0.4
E6	Ecosistemi arbustivi peninsulari basso-montani, collinari e planiziali a <i>Spartium junceum</i> , <i>Rosa sp.pl.</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Juniperus oxycedrus</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Rubus ulmifolius</i> , ecc.	1742.4	49.8	2.9
F5	Ecosistemi casmofitici, comofitici e glareicoli appenninici e dei rilievi costieri peninsulari	1545.1	0.4	0.0

Una completa assenza di consumo di suolo si riscontra in 3 diverse tipologie ecosistemiche e, nel dettaglio, interessa numerosi poligoni appartenenti a 10 diverse tipologie (in prevalenza D4, E4, F5). Il CdS è inoltre quasi assente (<0.5%) nelle restanti tipologie ecosistemiche delle quote più elevate. Valori relativamente più pronunciati, comunque < 2.9%, si riscontrano per 2 tipologie di ecosistemi. Nel Parco le superfici artificiali cartografate dal CLC rappresentano lo 0.2% e le aree agricole mostrano un CdS tra 3.4 e 7.9%.

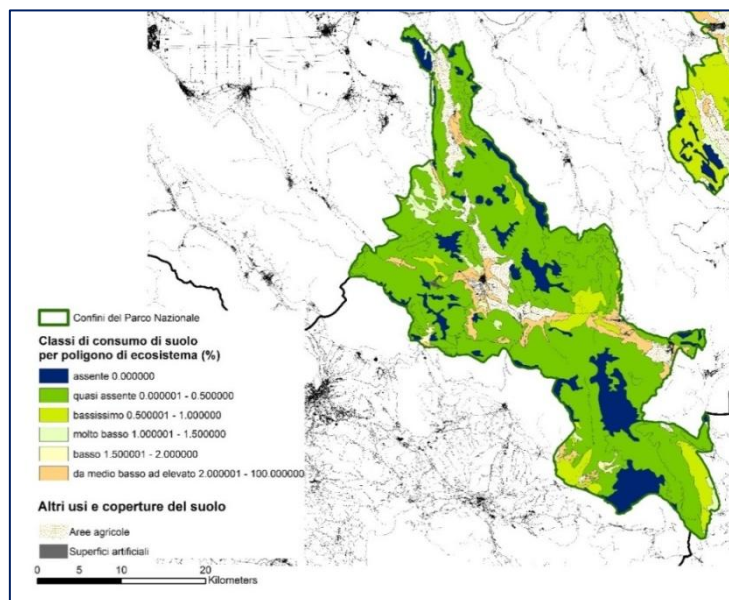


Figura 37 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale dell'Abruzzo, Lazio e Molise

11. Parco nazionale dell'Appennino Lucano - Val d'Agri – Lagonegrese

Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Appenninica (CdS=5.4%) e nella regione amministrativa Basilicata, ospita 15 tipologie di ecosistemi. Rispetto alla stima per l'intero territorio del Parco (CdS=2.3%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo dello 1.4%.

Tabella 17 - Superficie e Suolo consumato del Parco naz. Appennino Lucano Val d'Agri Lagonegrese

COD	NOME	SUPERFICIE	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
	ECOSISTEMA		ha	
TOT PARCO		69036.4	1570.9	2.3
C10	Ecosistemi forestali peninsulari mesofili a prevalenza di <i>Quercus cerris</i>	23025.5	413.7	1.8
C18	Ecosistemi forestali peninsulari da planiziali a submontani a dominanza di <i>Ostrya carpinifolia</i> , <i>Fraxinus ornus</i> , <i>Carpinus betulus</i> , <i>C. orientalis</i> , <i>Ulmus minor</i> , ecc.	6948.9	61.1	0.9
C21	Ecosistemi forestali peninsulari collinari e submontani a dominanza di <i>Castanea sativa</i>	1877.9	43.7	2.3
C25	Ecosistemi forestali mediterraneo-montani a dominanza di <i>Fagus sylvatica</i>	7688.7	74.5	1.0
C28	Ecosistemi forestali igrofilici peninsulari a dominanza di <i>Salix</i> , <i>Populus</i> , <i>Alnus</i> , <i>Platanus</i> , ecc.	219.2	6.5	3.0

COD	NOME ECOSISTEMA	SUPERFICI	SUOLO CONSUMATO	
		E ha	ha	% su ecosistema
C3	Ecosistemi forestali peninsulari mediterranei e submediterranei a dominanza di <i>Quercus ilex</i> e/o <i>Q. suber</i> (e <i>Q. calliprinos</i> nel <i>Salento</i>)	1144.4	4.8	0.4
C35	Ecosistemi forestali mediterranei e submediterranei peninsulari a dominanza di <i>Pinus pinaster</i> , <i>P. pinea</i> e/o <i>P. halepensis</i>	58.1	0.7	1.2
C39	Ecosistemi forestali peninsulari e siciliani montani e oromediterranei a dominanza di <i>Pinus nigra</i> , <i>P. leucodermis</i> e/o <i>P. laricio</i>	2266.6	24.2	1.1
C43	Ecosistemi forestali a dominanza di conifere alloctone (<i>Pinus strobus</i> , <i>Douglasia</i> , <i>Cedrus</i> , <i>Cupressus</i> , ecc.)	371.4	6.9	1.9
D4	Ecosistemi erbacei appenninici d'altitudine (fasce alpina, subalpina e alto-montana) a <i>Sesleria juncifolia</i> , <i>S. nitida</i> , <i>Festuca macrathera</i> , <i>Nardus stricta</i> , <i>Carex kitaibeliana</i> , ecc.	790.4	1.8	0.2
D5	Ecosistemi erbacei peninsulari montani e collinari (fasce montana, submontana e collinare) a <i>Brachypodium genuense</i> , <i>B. rupestre</i> , <i>Bromus erectus</i> , <i>Cynosurus cristatus</i> , ecc.	7401.7	109.1	1.5
E4	Ecosistemi arbustivi appenninici (fasce subalpina e montana) a <i>Juniperus communis subsp. alpina</i> , <i>Pinus mugo</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Rhamnus alpina subsp. fallax</i> , ecc.	27.9	1.0	3.7
E6	Ecosistemi arbustivi peninsulari basso-montani, collinari e planiziali a <i>Spartium junceum</i> , <i>Rosa sp.pl.</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Juniperus oxycedrus</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Rubus ulmifolius</i> , ecc.	4227.2	66.3	1.6
E7	Ecosistemi arbustivi sempreverdi mediterranei e submediterranei peninsulari a <i>Quercus ilex</i> , <i>Phillyrea latifolia</i> , <i>Arbutus unedo</i> , <i>Erica arborea</i> , <i>Pistacia lentiscus</i> , <i>Myrtus communis</i> , <i>Rosa sempervirens</i> , ecc.	2135.1	22.0	1.0
G3	Ecosistemi igrofilici dulcicoli peninsulari (sponde fluviali e zone umide a copertura vegetale variabile)	176.7	5.6	3.2

Una completa assenza di consumo di suolo non si riscontra per alcuna delle tipologie ecosistemiche ma, nel dettaglio, interessa numerosi poligoni appartenenti ad 11 diverse tipologie (in prevalenza D5, E6).

Il CdS è inoltre quasi assente (<0.5%) in tipologie ecosistemiche legate alle fasce altitudinali più elevate e in altre tipologie marginalmente rappresentate nel Parco, tipiche di ambienti submediterranei.

I valori più pronunciati di CdS (>2%) si riscontrano in 3 tipologie di ecosistema ma si mantengono sempre inferiori al 3.7%.

Nel Parco le superfici artificiali cartografate dal CLC rappresentano lo 0.8 della superficie totale e le aree agricole mostrano un CdS tra 0.5 e 8.6%.

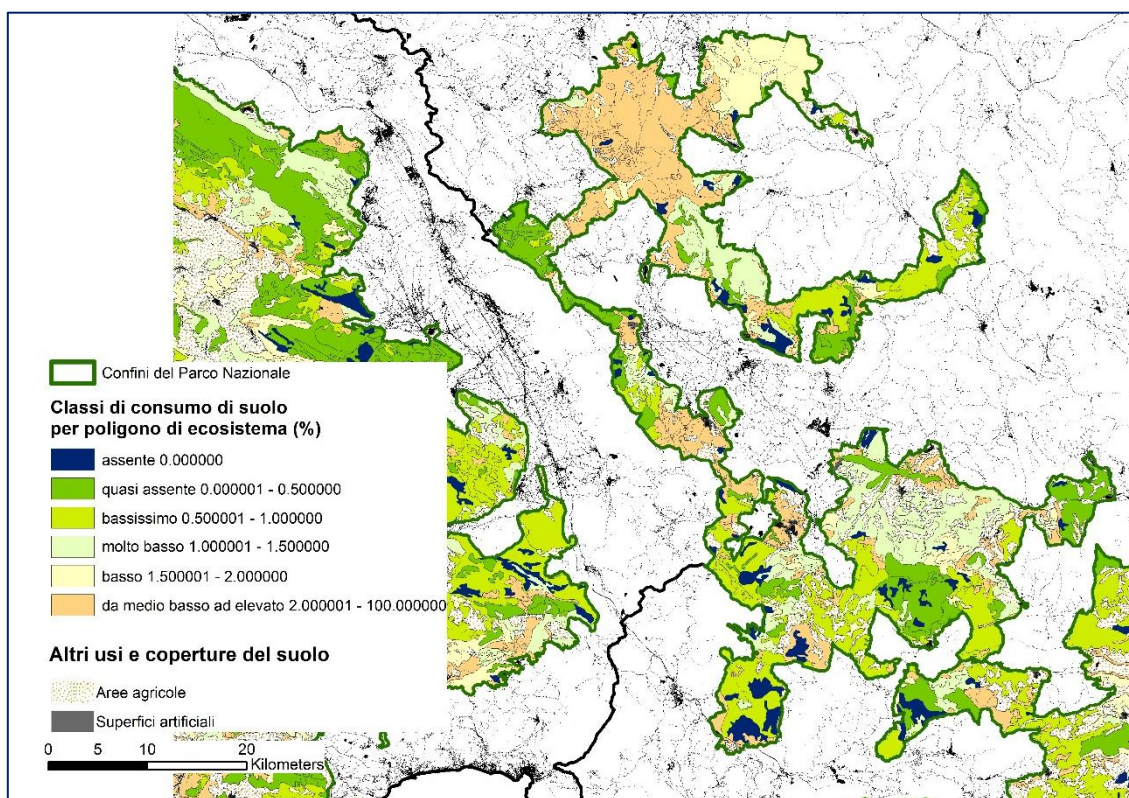


Figura 38 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale dell'Appennino Lucano - Val d'Agri - Lagonegrese

12. Parco nazionale del Pollino

Il Parco, prevalentemente incluso nell'Ecoregione Appenninica (CdS=5.4%) e parzialmente a cavallo dell'Ecoregione Tirrenica (CdS=7.2%) e dell'Ecoregione Adriatica (CdS=7.8%) e tra le regioni amministrative Basilicata e Calabria, ospita 21 tipologie di ecosistemi.

Rispetto alla stima per l'intero territorio del Parco (CdS=1.8%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo dello 0.9%. Una completa assenza di consumo di suolo si riscontra esclusivamente per la tipologia G3 ma, nel dettaglio, si riscontra per numerosi poligoni appartenenti ad 18 diverse tipologie (in prevalenza E7, D8, D5).

Tabella 18 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale del Pollino

COD	NOME ECOSISTEMA	SUPERFICIE ha	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
TOT PARCO		182208.3	3339.4	1.8
C10	Ecosistemi forestali peninsulari mesofili a prevalenza di <i>Quercus cerris</i>	32459.8	366.0	1.1
C11	Ecosistemi forestali peninsulari termofili a prevalenza di <i>Quercus cerris</i> localmente con <i>Q. frainetto</i>	456.3	2.9	0.6
C12	Ecosistemi forestali peninsulari termofili a prevalenza di <i>Quercus virgiliana</i>	7595.3	68.1	0.9
C14	Ecosistemi forestali peninsulari mesoigrofilo a dominanza di <i>Quercus robur</i>	71.8	1.1	1.5
C18	Ecosistemi forestali peninsulari da planiziali a submontani a dominanza di <i>Ostrya carpinifolia</i> , <i>Fraxinus ornus</i> , <i>Carpinus betulus</i> , <i>C. orientalis</i> , <i>Ulmus minor</i> , ecc.	833.4	8.4	1.0
C21	Ecosistemi forestali peninsulari collinari e submontani a dominanza di <i>Castanea sativa</i>	638.3	9.3	1.5
C25	Ecosistemi forestali mediterraneo-montani a dominanza di <i>Fagus sylvatica</i>	33249.8	199.5	0.6
C28	Ecosistemi forestali igrofilo peninsulari a dominanza di <i>Salix</i> , <i>Populus</i> , <i>Alnus</i> , <i>Platanus</i> , ecc.	87.9	0.0	0.0
C3	Ecosistemi forestali peninsulari mediterranei e submediterranei a dominanza di <i>Quercus ilex</i> e/o <i>Q. suber</i> (e <i>Q. calliprinos</i> nel Salento)	14298.5	73.9	0.5
C35	Ecosistemi forestali mediterranei e submediterranei peninsulari a dominanza di <i>Pinus pinaster</i> , <i>P. pinea</i> e/o <i>P. halepensis</i>	2918.6	27.8	1.0
C39	Ecosistemi forestali peninsulari e siciliani montani e oromediterranei a dominanza di <i>Pinus nigra</i> , <i>P. leucodermis</i> e/o <i>P. laricio</i>	5237.9	61.5	1.2
D4	Ecosistemi erbacei appenninici d'altitudine (fasce alpina, subalpina e alto-montana) a <i>Sesleria juncifolia</i> , <i>S. nitida</i> , <i>Festuca macrathera</i> , <i>Nardus stricta</i> , <i>Carex kitaibeliana</i> , ecc.	633.4	5.1	0.8
D5	Ecosistemi erbacei peninsulari montani e collinari (fasce montana, submontana e collinare) a <i>Brachypodium genuense</i> , <i>B. rufepetale</i> , <i>Bromus erectus</i> , <i>Cynosurus cristatus</i> , ecc.	10514.0	152.9	1.5
D7	Ecosistemi erbacei oromediterranei dell'Appennino meridionale e insulari a <i>Stipa sp.pl.</i> , <i>Festuca morisiana</i> , <i>Armeria sardo</i> , ecc.	1085.7	19.2	1.8
D8	Ecosistemi erbacei submediterranei collinari e mediterranei costieri peninsulari e insulari a <i>Ampelodesmos mauritanicus</i> , <i>Hyparrhenia hirta</i> , <i>Lygeum spartum</i> , <i>Brachypodium retusum</i> , ecc.	8256.9	54.1	0.7
E4	Ecosistemi arbustivi appenninici (fasce subalpina e montana) a <i>Juniperus communis subsp. alpina</i> , <i>Pinus mugo</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Rhamnus alpina subsp. fallax</i> , ecc.	228.2	1.9	0.8
E5	Ecosistemi arbustivi oromediterranei dell'Italia meridionale e delle isole maggiori a <i>Juniperus hemisphaerica</i> , <i>Astragalus sp.pl.</i> , <i>Berberis aetnensis</i> , <i>Genista sp.pl.</i> , ecc.	88.3	2.1	2.4
E6	Ecosistemi arbustivi peninsulari basso-montani, collinari e planiziali a <i>Spartium junceum</i> , <i>Rosa sp.pl.</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Juniperus oxycedrus</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Rubus ulmifolius</i> , ecc.	6090.4	63.5	1.0
E7	Ecosistemi arbustivi sempreverdi mediterranei e submediterranei peninsulari a <i>Quercus ilex</i> , <i>Phillyrea latifolia</i> , <i>Arbutus unedo</i> , <i>Erica arborea</i> , <i>Pistacia lentiscus</i> , <i>Myrtus communis</i> , <i>Rosa sempervirens</i> , ecc.	10991.2	126.5	1.2
F5	Ecosistemi casmofitici, comofitici e glareicoli appenninici e dei rilievi costieri peninsulari	2222.0	8.2	0.4
G3	Ecosistemi igrofilo dulcicoli peninsulari (sponde fluviali e zone umide a copertura vegetale variabile)	2709.3	50.0	1.8

Il CdS è inoltre quasi assente (<0.5%) in altre due tipologie ecosistemiche, mentre l'unico valore >2% si registra per una tipologia ecosistemica molto poco rappresentata.

Il valore più pronunciato di CdS (comunque di poco superiore al 2%) si riscontra solo per gli Ecosistemi E5.

Nel Parco le superfici artificiali cartografate dal CLC rappresentano lo 0.6% della superficie totale e le aree agricole mostrano un CdS tra 2.1 e 5.9%

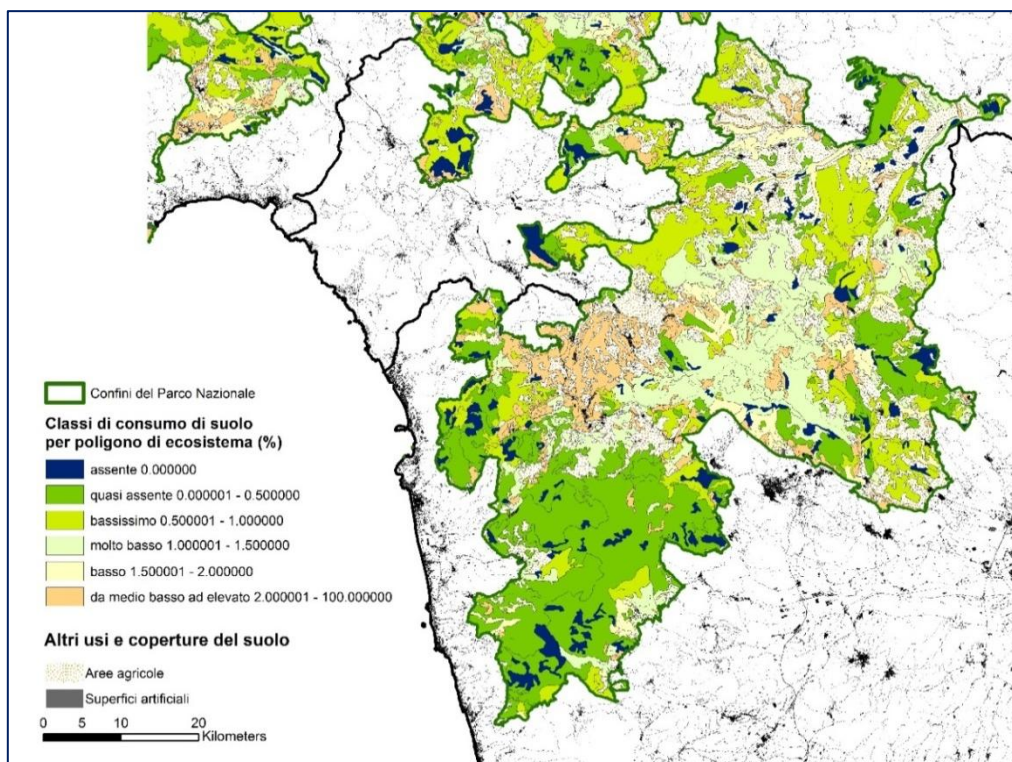


Figura 39 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale del Pollino

13. Parco nazionale del Cilento e Vallo di Diano

Il Parco, in parte incluso nell'Ecoregione Appenninica (CdS=5.4%) e in parte nell'Ecoregione Tirrenica (CdS=7.2%), e completamente incluso nella regione amministrativa Campania, ospita 18 tipologie di ecosistemi terrestri.

Rispetto alla stima per l'intero territorio del Parco (CdS=3.8%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo dell'1.4%.

Tabella 19 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale del Cilento e Vallo di Diano

COD	NOME ECOSISTEMA	SUPERFICIE	SUOLO CONSUMATO	
		ha	ha	% su ecosistema
TOT PARCO		178029.6	6755.7	3.8
C10	Ecosistemi forestali peninsulari mesofili a prevalenza di <i>Quercus cerris</i>	13988.4	174.4	1.2
C12	Ecosistemi forestali peninsulari termofili a prevalenza di <i>Quercus virgiliana</i>	5732.5	136.8	2.4
C14	Ecosistemi forestali peninsulari mesoigrofilo a dominanza di <i>Quercus robur</i>	206.2	5.5	2.7
C18	Ecosistemi forestali peninsulari da pianiziali a submontani a dominanza di <i>Ostrya carpinifolia</i> , <i>Fraxinus ornus</i> , <i>Carpinus betulus</i> , <i>C. orientalis</i> , <i>Ulmus minor</i> , ecc.	19093.4	216.9	1.1
C21	Ecosistemi forestali peninsulari collinari e submontani a dominanza di <i>Castanea sativa</i>	17388.3	263.8	1.5
C25	Ecosistemi forestali mediterraneo-montani a dominanza di <i>Fagus sylvatica</i>	18029.5	60.8	0.3
C28	Ecosistemi forestali igrofilo peninsulari a dominanza di <i>Salix</i> , <i>Populus</i> , <i>Alnus</i> , <i>Platanus</i> , ecc.	40.9	0.3	0.7
C3	Ecosistemi forestali peninsulari mediterranei e submediterranei a dominanza di <i>Quercus ilex</i> e/o <i>Q. suber</i> (e <i>Q. calliprinos</i> nel Salento)	16020.2	288.3	1.8
C32	Ecosistemi forestali peninsulari a dominanza di latifoglie alloctone (<i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Ailanthus altissima</i> , <i>Eucalyptus</i>)	40.0	0.6	1.6
C35	Ecosistemi forestali mediterranei e submediterranei peninsulari a dominanza di <i>Pinus pinaster</i> , <i>P. pinea</i> e/o <i>P. halepensis</i>	1082.0	39.4	3.6
C39	Ecosistemi forestali peninsulari e siciliani montani e oromediterranei a dominanza di <i>Pinus nigra</i> , <i>P. leucodermis</i> e/o <i>P. laricio</i>	641.6	7.5	1.2
D4	Ecosistemi erbacei appenninici d'altitudine (fasce alpina, subalpina e alto-montana) a <i>Sesleria juncifolia</i> , <i>S. nitida</i> , <i>Festuca macrathera</i> , <i>Nardus stricta</i> , <i>Carex kitaibeliana</i> , ecc.	368.4	0.3	0.1

COD	NOME	SUPERFICIE	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
	ECOSISTEMA		ha	% su ecosistema
D5	Ecosistemi erbacei peninsulari montani e collinari (fasce montana, submontana e collinare) a <i>Brachypodium genuense</i> , <i>B. rupestre</i> , <i>Bromus erectus</i> , <i>Cynosurus cristatus</i> , ecc.	16641.3	155.8	0.9
D8	Ecosistemi erbacei submediterranei collinari e mediterranei costieri peninsulari e insulari a <i>Ampelodesmos mauritanicus</i> , <i>Hyparrhenia hirta</i> , <i>Lygeum spartum</i> , <i>Brachypodium retusum</i> ,	3118.1	105.4	3.4
E6	Ecosistemi arbustivi peninsulari basso-montani, collinari e planiziali a <i>Spartium junceum</i> , <i>Rosa sp.pl.</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Juniperus oxycedrus</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Rubus ulmifolius</i>	8864.9	148.3	1.7
E7	Ecosistemi arbustivi sempreverdi mediterranei e submediterranei peninsulari a <i>Quercus ilex</i> , <i>Phillyrea latifolia</i> , <i>Arbutus unedo</i> , <i>Erica arborea</i> , <i>Pistacia lentiscus</i> , <i>Myrtus communis</i> , <i>Rosa sempervirens</i> , ecc.	8173.3	202.5	2.5
F2	Ecosistemi psammofili costieri peninsulari a <i>Cakile maritima</i> , <i>Elymus farctus</i> , <i>Ammophila arenaria</i> , <i>Crucianella maritima</i> , ecc.	55.5	3.8	6.9
F5	Ecosistemi casmofitici, comofitici e glareicoli appenninici e dei rilievi costieri peninsulari	197.2	0.0	0.0
G3	Ecosistemi igrofilo dulcicoli peninsulari (sponde fluviali e zone umide a copertura vegetale variabile)	668.4	15.9	2.4

Una completa assenza di consumo di suolo si riscontra per la tipologia ecosistemica legata agli habitat rocciosi (F5). Nel dettaglio, la totale mancanza di artificializzazione interessa numerosi poligoni appartenenti a ben 16 diverse tipologie (in prevalenza D5, E6, C18 e E7). Il CdS è inoltre quasi assente (<0.5%) nelle tipologie ecosistemiche delle quote più elevate del settore appenninico (D4 e C25).

I valori più pronunciati di CdS (>2%) si riscontrano in 7 tipologie di ecosistema, con un massimo del 6.9% solo per gli Ecosistemi psammofili costieri peninsulari a *Cakile maritima*, *Elymus farctus*, *Ammophila arenaria*, *Crucianella maritima*, ecc.

Nel Parco le superfici artificiali cartografate dal CLC coprono il 15.8% e le aree agricole mostrano un CdS tra 3.3 e 10.1%. Il valore elevato delle superfici artificiali cartografate nel CLC è legato alla presenza di ben 80 Comuni con gran parte dei centri storici interni all'area del Parco.

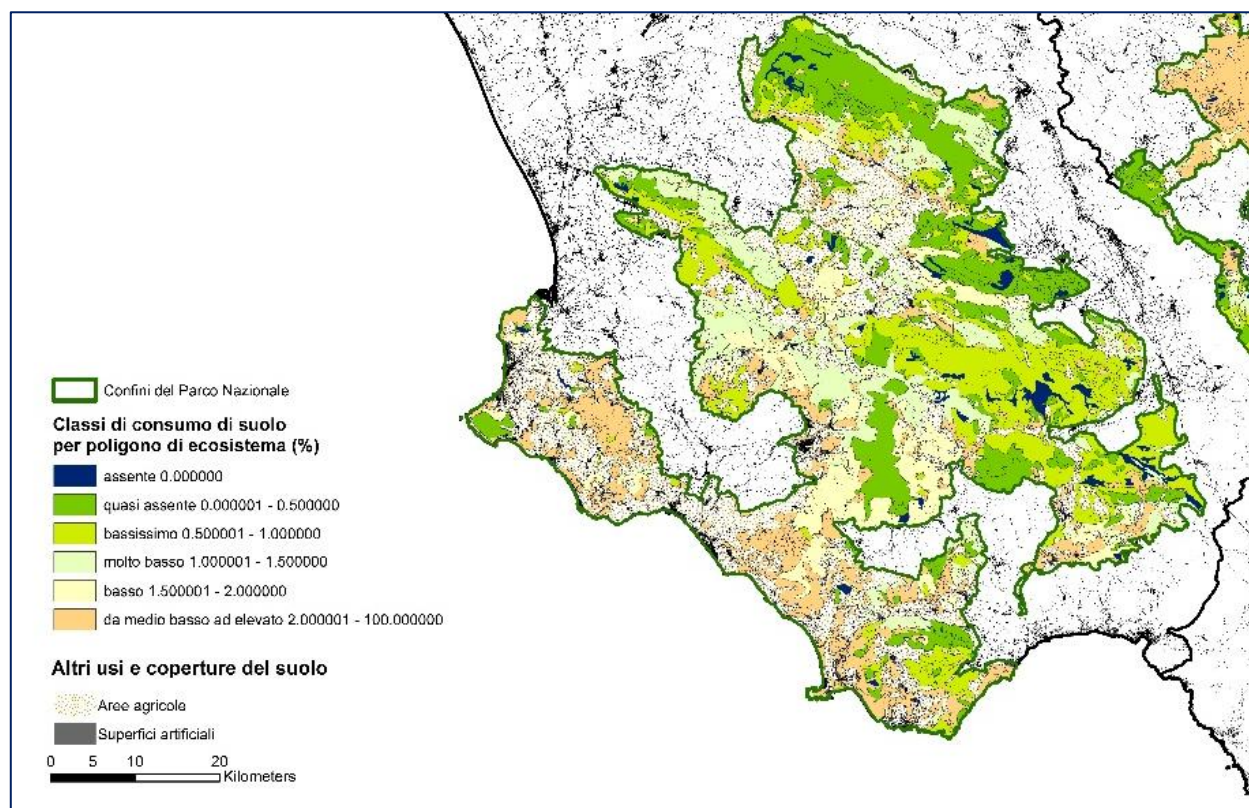


Figura 40 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Cilento e Vallo di Diano

14. Parco nazionale delle Cinque Terre

Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Tirrenica (CdS=7.2%) e nella regione amministrativa Liguria, ospita 5 tipologie di ecosistemi terrestri.

Tabella 20 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale delle Cinque Terre

COD	NOME ECOSISTEMA	SUPERFICIE		SUOLO CONSUMATO	
		ha	ha	ha	% su ecosistema
TOT PARCO		3832.7	186.9	4.9	
C21	Ecosistemi forestali peninsulari collinari e submontani a dominanza di <i>Castanea sativa</i>	921.9	20.6	2.2	
C3	Ecosistemi forestali peninsulari mediterranei e submediterranei a dominanza di <i>Quercus ilex</i> e/o <i>Q. suber</i> (e <i>Q. calliprinos</i> nel Salento)	88.2	2.9	3.3	
C35	Ecosistemi forestali mediterranei e submediterranei peninsulari a dominanza di <i>Pinus pinaster</i> , <i>P. pinea</i> e/o <i>P. halepensis</i>	1496.2	50.2	3.4	
D8	Ecosistemi erbacei submediterranei collinari e mediterranei costieri peninsulari e insulari a <i>Ampelodesmos mauritanicus</i> , <i>Hyparrhenia hirta</i> , <i>Lygeum spartum</i> , <i>Brachypodium retusum</i> , ecc.	28.9	0.1	0.2	
E7	Ecosistemi arbustivi sempreverdi mediterranei e submediterranei peninsulari a <i>Quercus ilex</i> , <i>Phillyrea latifolia</i> , <i>Arbutus unedo</i> , <i>Erica arborea</i> , <i>Pistacia lentiscus</i> , <i>Myrtus communis</i> , <i>Rosa sempervirens</i> , ecc.	556.1	23.5	4.2	

Rispetto alla stima per l'intero territorio del Parco (CdS=4.9%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo del 3.1%.

Una completa assenza di consumo di suolo non si riscontra per alcuna delle tipologie ecosistemiche presenti nel Parco e, nel dettaglio, interessa un unico poligono della tipologia E7. Il CdS è inoltre quasi assente (<0.5%) negli Ecosistemi D8.

Per le altre tipologie i valori di CdS sono tutti oltre il 2.0% ma comunque non superano il 4.2%. Nel Parco non sono incluse superfici artificiali cartografate dal CLC e le aree agricole mostrano un CdS tra 10.0 e 12.6%.

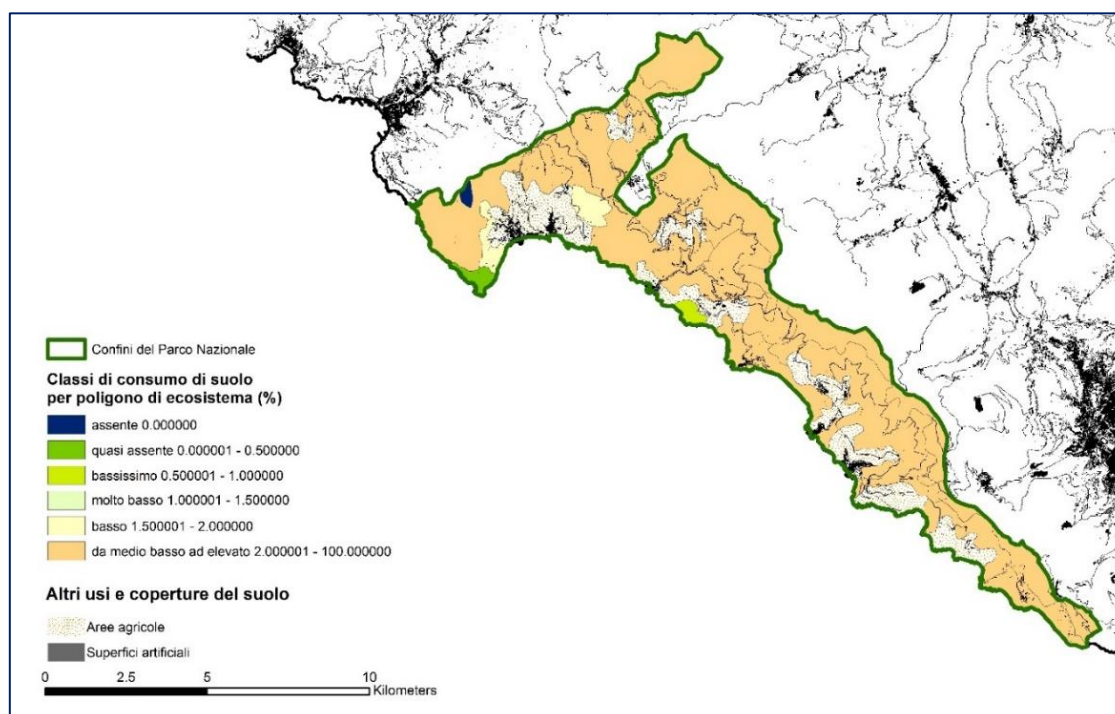


Figura 41 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema delle Cinque Terre

15. Parco nazionale dell'Arcipelago Toscano

Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Tirrenica (CdS=7.2%) e nella regione amministrativa Toscana, ospita 6 tipologie di ecosistemi terrestri.

Rispetto alla stima per l'intero territorio del Parco (CdS=3.7%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo del 2.6%.

Tabella 21 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale dell'Arcipelago Toscano

COD	NOME	SUPERFICIE ha	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
TOT PARCO		17745.0	652.7	3.7
C21	Ecosistemi forestali peninsulari collinari e submontani a dominanza di <i>Castanea sativa</i>	402.1	17.9	4.4
C3	Ecosistemi forestali peninsulari mediterranei e submediterranei a dominanza di <i>Quercus ilex</i> e/o <i>Q. suber</i> (e <i>Q. calliprinos</i> nel Salento)	3693.5	98.6	2.7
C35	Ecosistemi forestali mediterranei e submediterranei peninsulari a dominanza di <i>Pinus pinaster</i> , <i>P. pinea</i> e/o <i>P. halepensis</i>	854.7	38.2	4.5
D8	Ecosistemi erbacei submediterranei collinari e mediterranei costieri peninsulari e insulari a <i>Ampelodesmos mauritanicus</i> , <i>Hypparrhenia hirta</i> , <i>Lygeum spartum</i> , <i>Brachypodium retusum</i> , ecc.	720.2	8.6	1.2
E7	Ecosistemi arbustivi sempreverdi mediterranei e submediterranei peninsulari a <i>Quercus ilex</i> , <i>Phillyrea latifolia</i> , <i>Arbutus unedo</i> , <i>Erica arborea</i> , <i>Pistacia lentiscus</i> , <i>Myrtus communis</i> , <i>Rosa sempervirens</i> , ecc.	10306.3	262.8	2.5
F5	Ecosistemi casmofitici, comofitici e glareicoli appenninici e dei rilievi costieri peninsulari	244.9	0.1	0.0

Una completa assenza di consumo di suolo si riscontra per la tipologia ecosistemica legata alle coste alte (F5) e, nel dettaglio, la totale mancanza di artificializzazione interessa anche alcuni poligoni della tipologia D8. Per le altre tipologie i valori di CdS sono quasi tutti oltre il 2.0%, ad eccezione D8 ma comunque non superano il 4.5%. Nel Parco le superfici artificiali cartografate dal CLC rappresentano il 2.8% della superficie e le aree agricole mostrano un CdS tra 7.6 e 14.7%.

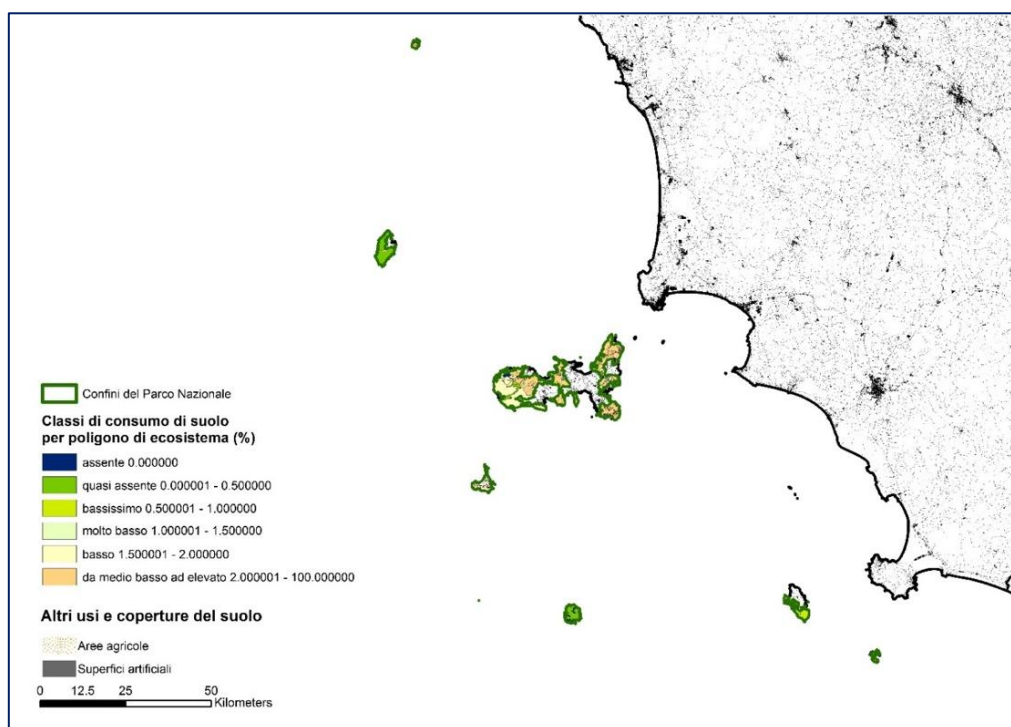


Figura 42 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema dell'Arcipelago Toscano

16. Parco nazionale del Circeo

Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Tirrenica (CdS=7.2%) e nella regione amministrativa Lazio, ospita 7 tipologie di ecosistemi terrestri.

Rispetto alla stima per l'intero territorio del Parco (CdS=7.2%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo del 2.6%.

Tabella 22 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale del Circeo

COD	NOME ECOSISTEMA	SUPERFICIE ha	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
TOT PARCO		8847.3	638.0	7.2
C11	Ecosistemi forestali peninsulari termofili a prevalenza di <i>Quercus cerris</i> localmente con <i>Q. frainetto</i>	2608.2	34.4	1.3
C3	Ecosistemi forestali peninsulari mediterranei e submediterranei a dominanza di <i>Quercus ilex</i> e/o <i>Q. suber</i> (e <i>Q. calliprinos</i> nel Salento)	824.6	45.4	5.5
C35	Ecosistemi forestali mediterranei e submediterranei peninsulari a dominanza di <i>Pinus pinaster</i> , <i>P. pinea</i> e/o <i>P. halepensis</i>	725.8	21.6	3.0
E7	Ecosistemi arbustivi sempreverdi mediterranei e submediterranei peninsulari a <i>Quercus ilex</i> , <i>Phillyrea latifolia</i> , <i>Arbutus unedo</i> , <i>Erica arborea</i> , <i>Pistacia lentiscus</i> , <i>Myrtus communis</i> , <i>Rosa sempervirens</i> , ecc.	719.5	35.6	4.9
F2	Ecosistemi psammofili costieri peninsulari a <i>Cakile maritima</i> , <i>Elymus farctus</i> , <i>Ammophila arenaria</i> , <i>Crucianella maritima</i> , ecc.	106.0	10.3	9.7
G17	Ecosistemi salmastri costieri peninsulari (a idrofite radicanti sommerse e elofite)	1111.4	7.1	0.6
G3	Ecosistemi igrofili dulcicoli peninsulari (sponde fluviali e zone umide a copertura vegetale variabile)	78.3	9.5	12.1

Una completa o quasi completa assenza di consumo di suolo non si riscontra in alcuna delle tipologie ecosistemiche e, nel dettaglio, un poligono degli G17 è completamente privo di artificializzazione. I valori più pronunciati di CdS (>2%) si riscontrano in 5 tipologie di ecosistema e raggiungono valori elevati per le tipologie F2 e G3. Nel Parco le superfici artificiali cartografate dal CLC rappresentano il 5.9% della superficie e le aree agricole mostrano un CdS tra 5.2 e 18.7%.

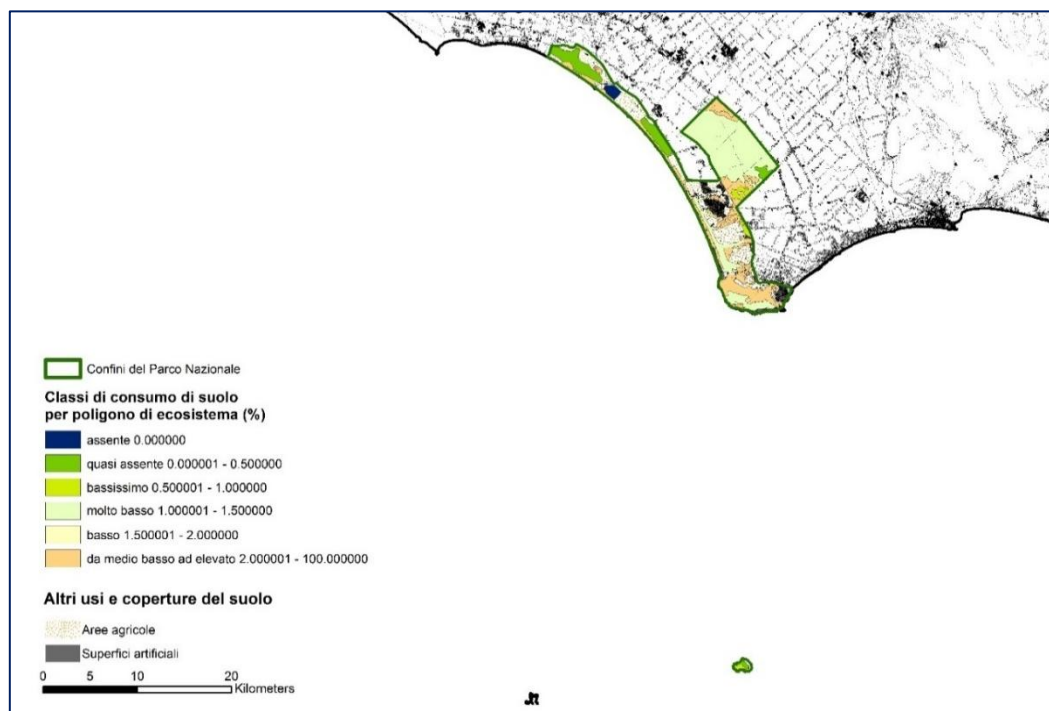


Figura 43 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Circeo

17. Parco nazionale del Vesuvio

Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Tirrenica (CdS=7.2%) e nella regione amministrativa Campania, ospita 10 tipologie di ecosistemi terrestri. Nonostante la stima del CdS per l'intero territorio del Parco (CdS=8.9%) superi quella dell'Ecoregione di appartenenza, il suo valore è comunque minore rispetto a quello della regione amministrativa di riferimento (CdS=10.4%, tra i più elevati in Italia insieme a Lombardia e Veneto) e, ancor più sensibilmente, rispetto alla Provincia amministrativa di Napoli (CdS=34%). Rispetto alla stima le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo del 2.7%.

Tabella 23 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale del Vesuvio

COD	NOME	SUPERFICIE ha	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
TOT PARCO		8270.8	732.5	8.9
C12	Ecosistemi forestali peninsulari termofili a prevalenza di <i>Quercus virgiliana</i>	422.7	23.0	5.4
C21	Ecosistemi forestali peninsulari collinari e submontani a dominanza di <i>Castanea sativa</i>	1168.3	23.5	2.0
C3	Ecosistemi forestali peninsulari mediterranei e submediterranei a dominanza di <i>Quercus ilex</i> e/o <i>Q. suber</i> (e <i>Q. calliprinos</i> nel Salento)	143.7	4.3	3.0
C32	Ecosistemi forestali peninsulari a dominanza di latifoglie alloctone (<i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Ailanthus altissima</i> , <i>Eucalyptus</i>)	35.1	0.1	0.1
C35	Ecosistemi forestali mediterranei e submediterranei peninsulari a dominanza di <i>Pinus pinaster</i> , <i>P. pinea</i> e/o <i>P. halepensis</i>	1409.8	26.9	1.9
D7	Ecosistemi erbacei oromediterranei dell'Appennino meridionale e insulari a <i>Stipa sp.pl.</i> , <i>Festuca morisiana</i> , <i>Armeria sarda</i> , ecc.	55.5	0.5	0.8
D8	Ecosistemi erbacei submediterranei collinari e mediterranei costieri peninsulari e insulari a <i>Ampelodesmos mauritanicus</i> , <i>Hypparrhenia hirta</i> , <i>Lygeum spartum</i> , <i>Brachypodium retusum</i> , ecc.	34.3	0.1	0.1
E6	Ecosistemi arbustivi peninsulari basso-montani, collinari e planiziali a <i>Spartium junceum</i> , <i>Rosa sp.pl.</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Juniperus oxycedrus</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Rubus ulmifolius</i> , ecc.	30.3	1.9	6.2
E7	Ecosistemi arbustivi sempreverdi mediterranei e submediterranei peninsulari a <i>Quercus ilex</i> , <i>Phillyrea latifolia</i> , <i>Arbutus unedo</i> , <i>Erica arborea</i> , <i>Pistacia lentiscus</i> , <i>Myrtus communis</i> , <i>Rosa sempervirens</i> , ecc.	1022.4	41.9	4.1
F5	Ecosistemi casmofitici, comofitici e glareicoli appenninici e dei rilievi costieri peninsulari	255.1	2.0	0.8

Una completa assenza di consumo di suolo non si riscontra per alcuna delle tipologie ecosistemiche e non viene registrata neanche a livello di singolo poligono. Sono comunque presenti tipologie ecosistemiche con un livello di CdS quasi assente (<0.5%) o bassissimo (<1%) nei settori più elevati dell'edificio vulcanico.

I valori più pronunciati di CdS (>2%) si riscontrano in 4 tipologie di ecosistema ma sono sempre inferiori al 6.2%. Nel Parco le superfici artificiali cartografate dal CLC rappresentano il 7.0% e le aree agricole mostrano un CdS tra 8.7 e 18.7%.

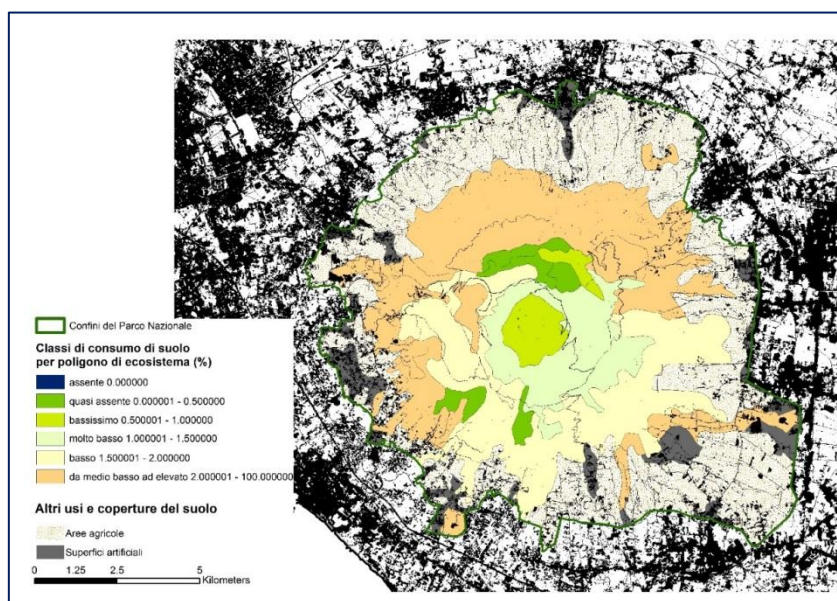


Figura 44 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Vesuvio

18. Parco nazionale della Sila

Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Tirrenica (CdS=7.2%) e nella regione amministrativa Calabria, ospita 13 tipologie di ecosistemi terrestri.

Rispetto alla stima per l'intero territorio del Parco (CdS=1.2%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo dello 0.8%.

Tabella 24 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale della Sila

COD	NOME ECOSISTEMA	SUPERFICIE ha	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
TOT PARCO		77207.8	904.5	1.2
C10	Ecosistemi forestali peninsulari mesofili a prevalenza di <i>Quercus cerris</i>	1336.4	8.2	0.6
C11	Ecosistemi forestali peninsulari termofili a prevalenza di <i>Quercus cerris</i> localmente con <i>Q. frainetto</i>	1024.8	2.7	0.3
C21	Ecosistemi forestali peninsulari collinari e submontani a dominanza di <i>Castanea sativa</i>	4018.9	48.5	1.2
C25	Ecosistemi forestali mediterraneo-montani a dominanza di <i>Fagus sylvatica</i>	22924.6	136.5	0.6
C3	Ecosistemi forestali peninsulari mediterranei e submediterranei a dominanza di <i>Quercus ilex</i> e/o <i>Q. suber</i> (e <i>Q. calliprinos</i> nel Salento)	1332.6	9.1	0.7
C39	Ecosistemi forestali peninsulari e siciliani montani e oromediterranei a dominanza di <i>Pinus nigra</i> , <i>P. leucodermis</i> e/o <i>P. laricio</i>	32177.8	291.5	0.9
C41	Ecosistemi forestali appenninici a dominanza di <i>Picea abies</i> e/o <i>Abies alba</i>	693.0	0.1	0.0
D4	Ecosistemi erbacei appenninici d'altitudine (fasce alpina, subalpina e alto-montana) a <i>Sesleria juncifolia</i> , <i>S. nitida</i> , <i>Festuca macrathera</i> , <i>Nardus stricta</i> , <i>Carex kitaibeliana</i> , ecc.	786.2	15.5	2.0
D5	Ecosistemi erbacei peninsulari montani e collinari (fasce montana, submontana e collinare) a <i>Brachypodium genuese</i> , <i>B. rupestre</i> , <i>Bromus erectus</i> , <i>Cynosurus cristatus</i>	3174.1	47.4	1.5
E4	Ecosistemi arbustivi appenninici (fasce subalpina e montana) a <i>Juniperus communis subsp. alpina</i> , <i>Pinus mugo</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Rhamnus alpina subsp. fallax</i> , ecc.	453.8	3.7	0.8
E6	Ecosistemi arbustivi peninsulari basso-montani, collinari e planiziali a <i>Spartium junceum</i> , <i>Rosa sp.pl.</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Juniperus oxycedrus</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Rubus ulmifolius</i>	1208.8	20.1	1.7
E7	Ecosistemi arbustivi sempreverdi mediterranei e submediterranei peninsulari a <i>Quercus ilex</i> , <i>Phillyrea latifolia</i> , <i>Arbutus unedo</i> , <i>Erica arborea</i> , <i>Pistacia lentiscus</i> , <i>Myrtus communis</i> , <i>Rosa sempervirens</i> , ecc.	478.9	4.5	0.9
G3	Ecosistemi igrofilici dulcicoli peninsulari (sponde fluviali e zone umide a copertura vegetale variabile)	39.1	0.8	2.1

Una completa assenza di consumo di suolo si riscontra per la tipologia Ecosistemi C41 e, nel dettaglio, si riscontra in numerosi poligoni appartenenti a 9 diverse tipologie (in prevalenza E6, D5, C39).

Il CdS è inoltre bassissimo (<1%) in 7 tipologie ecosistemiche su 13, prevalentemente forestali ma anche arbustive, sia di ambienti mesofili sia nei settori più schiettamente mediterranei.

I valori più pronunciati di CdS sono sempre molto bassi (<1.5%) ad eccezione delle tipologie D4 e G3, comunque con valori vicini al 2.0%

Nel Parco le superfici artificiali cartografate dal CLC rappresentano lo 0.3% e le aree agricole mostrano un CdS tra 3.2 e 10.6%.

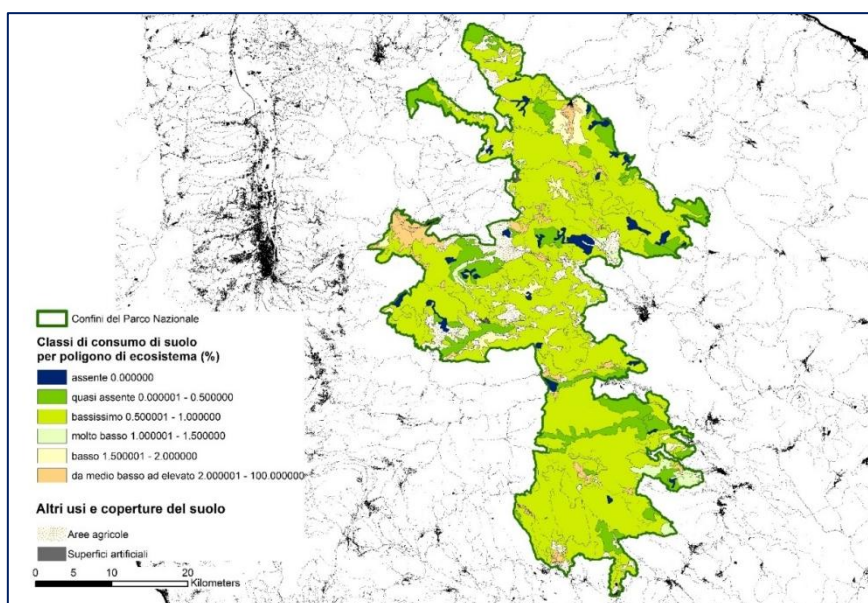


Figura 45 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema della Sila

19. Parco nazionale dell'Aspromonte

Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Tirrenica (CdS=7.2%) e nella regione amministrativa Calabria, ospita 16 tipologie di ecosistemi terrestri.

Rispetto alla stima per l'intero territorio del Parco (CdS=1.6%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo dell'1.0%.

Tabella 25 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale dell'Aspromonte

COD	NOME	SUPERFICIE	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
TOT PARCO		64588.1	1051.8	1.6
C11	Ecosistemi forestali peninsulari termofili a prevalenza di <i>Quercus cerris</i> localmente con <i>Q. frainetto</i>	2165.6	30.1	1.4
C12	Ecosistemi forestali peninsulari termofili a prevalenza di <i>Quercus virgiliana</i>	2438.2	42.4	1.7
C21	Ecosistemi forestali peninsulari collinari e submontani a dominanza di <i>Castanea sativa</i>	1154.9	18.6	1.6
C25	Ecosistemi forestali mediterraneo-montani a dominanza di <i>Fagus sylvatica</i>	9270.3	87.2	0.9
C3	Ecosistemi forestali peninsulari mediterranei e submediterranei a dominanza di <i>Quercus ilex</i> e/o <i>Q. suber</i> (e <i>Q. calliprinos</i> nel Salento)	11426.7	80.3	0.7
C32	Ecosistemi forestali peninsulari a dominanza di latifoglie alloctone (<i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Ailanthus altissima</i> , <i>Eucalyptus</i>)	35.4	1.1	3.1
C35	Ecosistemi forestali mediterranei e submediterranei peninsulari a dominanza di <i>Pinus pinaster</i> , <i>P. pinea</i> e/o <i>P. halepensis</i>	94.2	0.5	0.5
C39	Ecosistemi forestali peninsulari e siciliani montani e oromediterranei a dominanza di <i>Pinus nigra</i> , <i>P. leucodermis</i> e/o <i>P. laricio</i>	15192.5	124.6	0.8
D5	Ecosistemi erbacei peninsulari montani e collinari (fasce montana, submontana e collinare) a <i>Brachypodium genuense</i> , <i>B. rupestre</i> , <i>Bromus erectus</i> , <i>Cynosurus cristatus</i> , ecc.	840.6	14.1	1.7
D7	Ecosistemi erbacei oromediterranei dell'Appennino meridionale e insulari a <i>Stipa sp.pl.</i> , <i>Festuca morisiana</i> , <i>Armeria sardo</i> , ecc.	47.3	1.2	2.5
D8	Ecosistemi erbacei submediterranei collinari e mediterranei costieri peninsulari e insulari a <i>Ampelodesmos mauritanicus</i> , <i>Hyparrhenia hirta</i> , <i>Lygeum spartum</i> , <i>Brachypodium retusum</i> , ecc.	3545.2	50.7	1.4
E5	Ecosistemi arbustivi oromediterranei dell'Italia meridionale e delle isole maggiori a <i>Juniperus hemisphaerica</i> , <i>Astragalus sp.pl.</i> , <i>Berberis aetnensis</i> , <i>Genista sp.pl.</i> , ecc.	937.7	1.7	0.2
E6	Ecosistemi arbustivi peninsulari basso-montani, collinari e planiziali a <i>Spartium junceum</i> , <i>Rosa sp.pl.</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Juniperus oxycedrus</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Rubus ulmifolius</i> , ecc.	1159.0	11.9	1.0
E7	Ecosistemi arbustivi sempreverdi mediterranei e submediterranei peninsulari a <i>Quercus ilex</i> , <i>Phillyrea latifolia</i> , <i>Arbutus unedo</i> , <i>Erica arborea</i> , <i>Pistacia lentiscus</i> , <i>Myrtus communis</i> , <i>Rosa sempervirens</i> , ecc.	9141.9	107.7	1.2
F5	Ecosistemi casmofitici, comofitici e glareicoli appenninici e dei rilievi costieri peninsulari	115.2	0.0	0.0
G3	Ecosistemi igrofilici dulcicoli peninsulari (sponde fluviali e zone umide a copertura vegetale variabile)	750.1	20.6	2.8

Una completa o quasi completa assenza di consumo di suolo si riscontra per 3 diverse tipologie ecosistemiche strutturalmente ed ecologicamente eterogenee (C35, E5, F5) e, nel dettaglio, una completa assenza di artificializzazione si riscontra per numerosi poligoni appartenenti a 12 diverse tipologie (in prevalenza E7 e D8).

I valori più pronunciati di CdS sono sempre molto bassi (<1.5%) o bassi (<2.0%) ad eccezione delle tipologie C32, D7 e G3, comunque con valori inferiori al 3.1%

Nel Parco le superfici artificiali cartografate dal CLC rappresentano lo 0.5% e le aree agricole mostrano un CdS tra 2.1 e 9.7%.

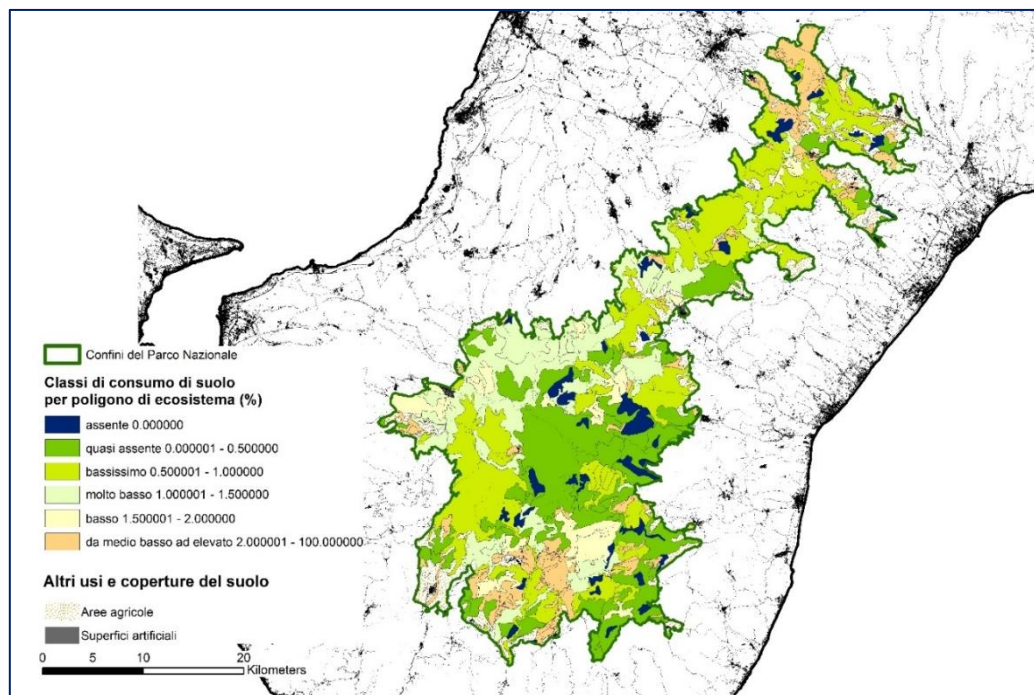


Figura 46 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale dell'Aspromonte

20. Parco nazionale dell'Arcipelago di La Maddalena

Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Tirrenica (CdS=7.2%) e nella regione amministrativa Sardegna, ospita 4 tipologie di ecosistemi terrestri.

Rispetto alla stima per l'intero territorio del Parco (CdS=8.8%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo del 3.3%.

Tabella 26 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale dell'Arcipelago di La Maddalena

COD	NOME	SUPERFICIE. ha	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
TOT PARCO	ECOSISTEMA	4846.3	424.8	8.8
C36	Ecosistemi forestali mediterranei a dominanza di <i>Pinus pinaster</i> , <i>P. pinea</i> e/o <i>P. halepensis</i> delle Isole maggiori	122.9	6.9	5.6
D8	Ecosistemi erbacei submediterranei collinari e mediterranei costieri peninsulari e insulari a <i>Ampelodesmos mauritanicus</i> , <i>Hypparrhenia hirta</i> , <i>Lygeum spartum</i> , <i>Brachypodium retusum</i> , ecc.	1037.3	32.8	3.2
E8	Ecosistemi arbustivi sempreverdi mediterranei e submediterranei insulari a <i>Quercus ilex</i> , <i>Olea sylvestris</i> , <i>Ceratonia siliqua</i> , <i>Pistacia lentiscus</i> , <i>Myrtus communis</i> , <i>Euphorbia dendroides</i> , ecc.	2735.0	89.1	3.3
F6	Ecosistemi casmofitici, comofitici e glareicoli dei rilievi interni e costieri delle Isole maggiori	186.6	1.2	0.6

Una completa o quasi completa assenza di consumo di suolo non si riscontra per alcuna delle tipologie ecosistemiche ma, nel dettaglio, alcuni poligoni di E8 sono totalmente privi di artificializzazione.

Ad eccezione della tipologia di Ecosistemi casmofitici, comofitici e glareicoli dei rilievi interni e costieri delle Isole maggiori, i valori di CdS sono superiori al 2.0% ma comunque non superano il 5.6%.

Nel Parco le superfici artificiali cartografate dal CLC rappresentano il 15.7% mentre non sono presenti aree agricole.

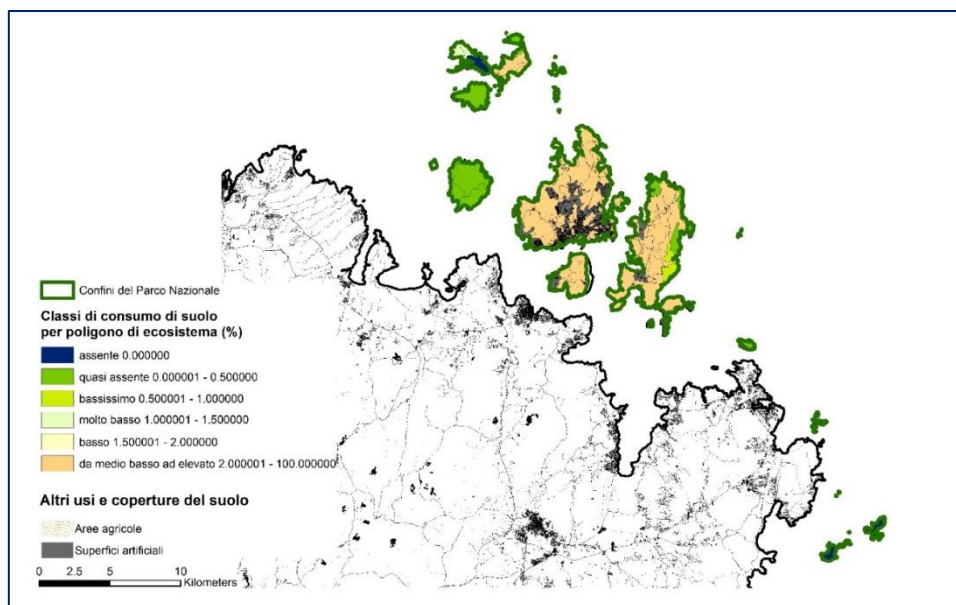


Figura 47 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale della Maddalena

21. Parco nazionale dell'Asinara

Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Tirrenica (CdS=7.2%) e nella regione amministrativa Sardegna, ospita 3 tipologie di ecosistemi terrestri.

Rispetto alla stima per l'intero territorio del Parco (CdS=0.9%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo dello 0.7%.

Tabella 27 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale dell'Asinara

COD	NOME	SUPERFICIE	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
TOT PARCO	ECOSISTEMA	5090.5	46.4	0.9
D8	Ecosistemi erbacei submediterranei collinari e mediterranei costieri peninsulari e insulari a <i>Ampelodesmos mauritanicus</i> , <i>Hypparrhenia hirta</i> , <i>Lygeum spartum</i> , <i>Brachypodium retusum</i> , ecc.	643.2	7.3	1.1
E8	Ecosistemi arbustivi sempreverdi mediterranei e submediterranei insulari a <i>Quercus ilex</i> , <i>Olea sylvestris</i> , <i>Ceratonia siliqua</i> , <i>Pistacia lentiscus</i> , <i>Myrtus communis</i> , <i>Euphorbia dendroides</i> , ecc.	3239.0	18.4	0.6
F6	Ecosistemi casmofitici, comofitici e glareicoli dei rilievi interni e costieri delle Isole maggiori	949.5	7.8	0.8

Il consumo di suolo è bassissimo o molto basso per tutte le tipologie ecosistemiche e, nel dettaglio, alcuni poligoni delle tipologie D8 e F6 sono completamente privi di artificializzazione.

Nel Parco le superfici artificiali cartografate dal CLC rappresentano lo 0.5% e le aree agricole (esclusivamente seminativi) mostrano un CdS del 4.1%.

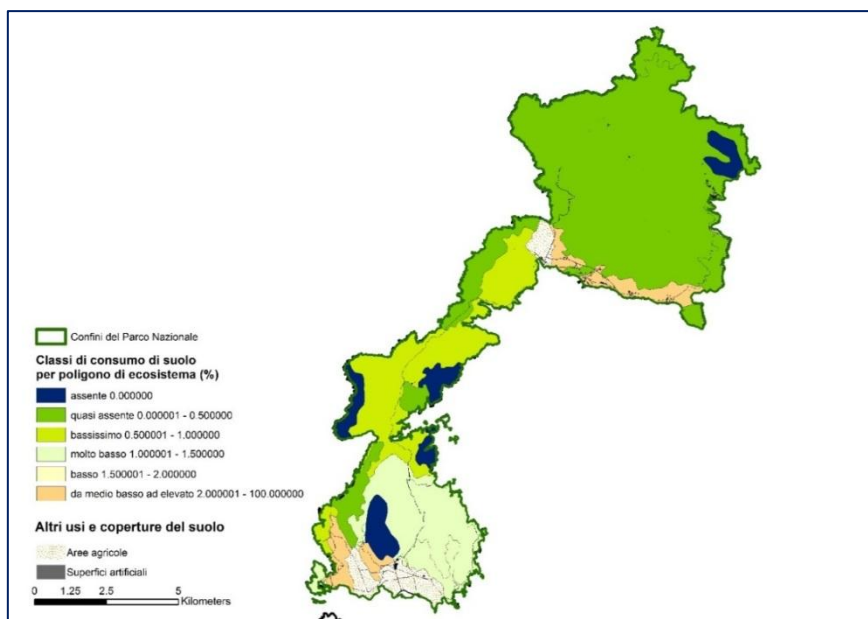


Figura 48 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale della Maddalena

22. Parco nazionale del Gargano

Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Adriatica (CdS=7.8%) e nella regione amministrativa Puglia, ospita 13 tipologie di ecosistemi terrestri. Rispetto alla stima per l'intero territorio del Parco (CdS=3.0%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo dell'1.8%.

Tabella 28 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale del Gargano

COD	NOME	SUPERFICIE	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
TOT PARCO	ECOSISTEMA	120318.8	3564.3	3.0
C10	Ecosistemi forestali peninsulari mesofili a prevalenza di <i>Quercus cerris</i>	10589.2	150.4	1.4
C12	Ecosistemi forestali peninsulari termofili a prevalenza di <i>Quercus virgiliana</i>	1077.9	30.7	2.8
C18	Ecosistemi forestali peninsulari da planiziali a submontani a dominanza di <i>Ostrya carpinifolia</i> , <i>Fraxinus ornus</i> , <i>Carpinus betulus</i> , <i>C. orientalis</i> , <i>Ulmus minor</i> , ecc.	4790.3	60.7	1.3
C25	Ecosistemi forestali mediterraneo-montani a dominanza di <i>Fagus sylvatica</i>	5056.0	104.6	2.1
C3	Ecosistemi forestali peninsulari mediterranei e submediterranei a dominanza di <i>Quercus ilex</i> e/o <i>Q. suber</i> (e <i>Q. calliprinos</i> nel Salento)	7714.6	124.2	1.6
C35	Ecosistemi forestali mediterranei e submediterranei peninsulari a dominanza di <i>Pinus pinaster</i> , <i>P. pinea</i> e/o <i>P. halepensis</i>	5778.2	251.4	4.4
C39	Ecosistemi forestali peninsulari e siciliani montani e oromediterranei a dominanza di <i>Pinus nigra</i> , <i>P. leucodermis</i> e/o <i>P. laricio</i>	249.3	3.4	1.3
D5	Ecosistemi erbacei peninsulari montani e collinari (fasce montana, submontana e collinare) a <i>Brachypodium genuense</i> , <i>B. rupestre</i> , <i>Bromus erectus</i> , <i>Cynosurus cristatus</i> , ecc.	9884.8	151.2	1.5
D8	Ecosistemi erbacei submediterranei collinari e mediterranei costieri peninsulari e insulari a <i>Ampelodesmos mauritanicus</i> , <i>Hypparrhenia birta</i> , <i>Lygeum spartum</i> , <i>Brachypodium retusum</i> , ecc.	9774.0	273.2	2.8
E6	Ecosistemi arbustivi peninsulari basso-montani, collinari e planiziali a <i>Spartium junceum</i> , <i>Rosa sp.pl.</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Juniperus oxycedrus</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Rubus ulmifolius</i> , ecc.	12635.9	173.0	1.4
E7	Ecosistemi arbustivi sempreverdi mediterranei e submediterranei peninsulari a <i>Quercus ilex</i> , <i>Phillyrea latifolia</i> , <i>Arbutus unedo</i> , <i>Erica arborea</i> , <i>Pistacia lentiscus</i> , <i>Myrtus communis</i> , <i>Rosa sempervirens</i> , ecc.	11706.4	257.6	2.2
G17	Ecosistemi salmastri costieri peninsulari (a idrofite radicate sommerse e elofite)	8824.0	10.4	0.1
G6	Ecosistemi aloigrofilici costieri peninsulari a <i>Salicornia</i> , <i>Sarcocornia</i> , <i>Suaeda</i> , <i>Phragmites</i> , <i>Juncus</i> , ecc.	1652.5	26.9	1.6

Una completa assenza di consumo di suolo non si riscontra per alcuna delle tipologie ecosistemiche rappresentate nel Parco ma, nel dettaglio, si molti poligoni appartenenti a 6 diverse tipologie (in prevalenza E7 e D8) sono privi di artificializzazione.

Il CdS è inoltre quasi assente (<0.5%) negli G17 mentre risulta più pronunciato (>2% ma comunque non oltre il 4.4%) per 5 tipologie su 13.

I valori più pronunciati di CdS (>2%) si riscontrano in 5 tipologie di ecosistemi ma comunque non superano il 4.4%. Nel Parco le superfici artificiali cartografate dal CLC rappresentano l'1.1% e le aree agricole mostrano un CdS tra 1.2 e 9.9%.

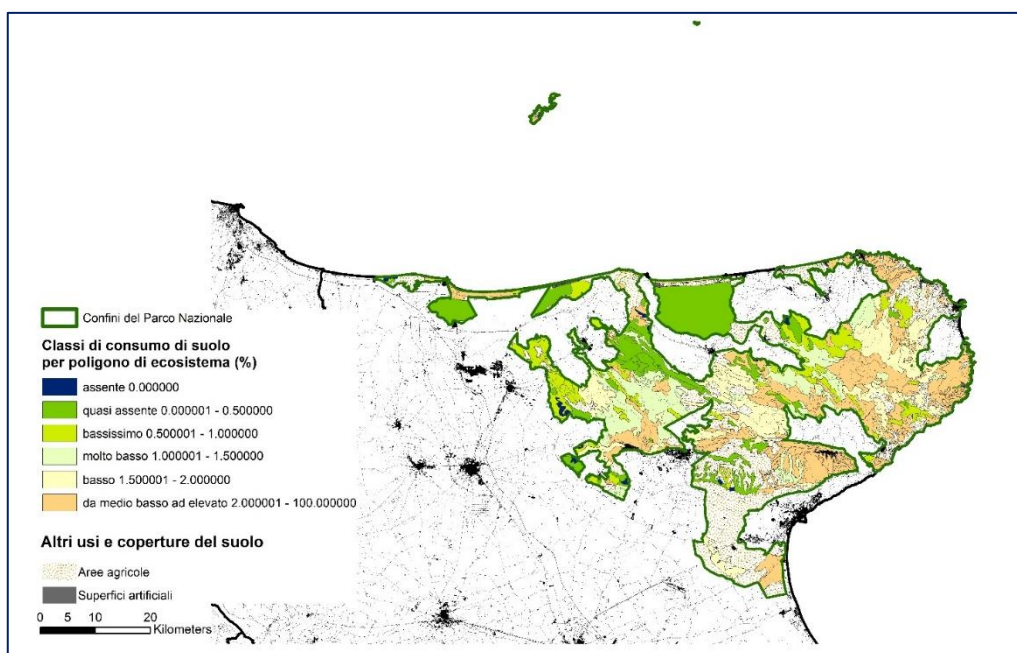


Figura 49 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale del Gargano

23. Parco nazionale dell'Alta Murgia

Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Adriatica (CdS=7.8%) e nella regione amministrativa Puglia, ospita 4 tipologie di ecosistemi terrestri.

Rispetto alla stima per l'intero territorio del Parco (CdS=2.0%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo dell'1.7%.

Tabella 29 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale dell'Alta Murgia

COD	NOME ECOSISTEMA	SUPERFICIE. ha	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
TOT PARCO		68062.6	1352.8	2.0
C13	Ecosistemi forestali dei querceti termofili sud-orientali con <i>Quercus virgiliana</i> , <i>Q.trojana</i> , <i>Q. macrolepis</i> o <i>Q. frainetto</i>	1864.6	24.0	1.3
C35	Ecosistemi forestali mediterranei e submediterranei peninsulari a dominanza di <i>Pinus pinaster</i> , <i>P. pinea</i> e/o <i>P. halepensis</i>	5996.1	118.2	2.0
D8	Ecosistemi erbacei submediterranei collinari e mediterranei costieri peninsulari e insulari a <i>Ampelodesmos mauritanicus</i> , <i>Hyparrhenia hirta</i> , <i>Lygeum spartum</i> , <i>Brachypodium retusum</i> , ecc.	4759.5	69.1	1.5
E7	Ecosistemi arbustivi sempreverdi mediterranei e submediterranei peninsulari a <i>Quercus ilex</i> , <i>Phillyrea latifolia</i> , <i>Arbutus unedo</i> , <i>Erica arborea</i> , <i>Pistacia lentiscus</i> , <i>Myrtus communis</i> , <i>Rosa sempervirens</i> , ecc.	421.0	5.6	1.3

Una completa o quasi completa assenza di consumo di suolo non si riscontra per alcuna delle tipologie ecosistemiche rappresentate nel Parco ma, nel dettaglio, alcuni poligoni appartenenti alla tipologia C35 sono privi di artificializzazione.

Il CdS è comunque molto basso o basso (valore massimo del 2.0%) per tutte le tipologie ecosistemiche presenti. Nel Parco le superfici artificiali cartografate dal CLC rappresentano lo 0.3% e le aree agricole mostrano un CdS tra 1.3 e 5.0%.

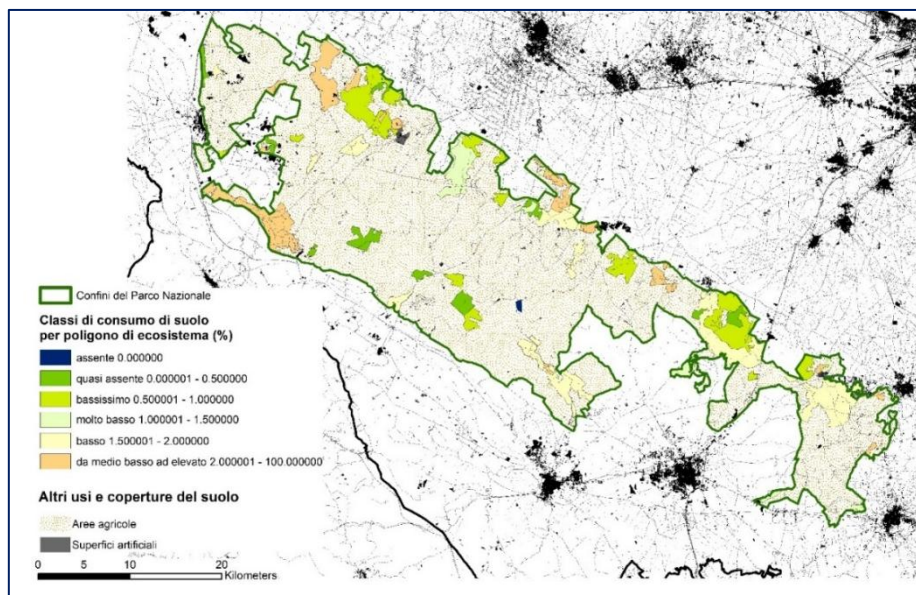


Figura 50 - Classi di consumo di suolo per poligono di ecosistema del Parco nazionale dell'Alta Murgia

24. Parco Nazionale Isola di Pantelleria

Il Parco Nazionale di Pantelleria è quello di più recente istituzione. Al momento della stesura del presente Rapporto non erano disponibili le informazioni di base necessarie per poter effettuare la valutazione del consumo di suolo entro gli esatti confini dell'area protetta. Si riportano pertanto i dati relativi all'intera isola di Pantelleria, rimandando analisi e cartografie coerenti con quelle fatte per gli altri PN alla prossima edizione del Rapporto 2020. Il Parco, interamente incluso nell'Ecoregione Tirrenica (CdS=7.2%) e nella regione amministrativa Sicilia, ospita 2 tipologie di ecosistemi terrestri.

Tabella 30 - Superficie e Suolo consumato del Parco nazionale Isola di Pantelleria

COD	NOME	SUPERFICIE. ha	SUOLO CONSUMATO	
			ha	% su ecosistema
TOT PARCO		8404.8	443.9	5.3
C36	Ecosistema dei boschi mediterranei delle Isole maggiori a dominanza di <i>Pinus pinaster</i> , <i>P. pinea</i> e/o <i>P. halepensis</i>	561.14	2.9	0.5
E8	Ecosistema della macchia mediterranea delle isole maggiori a <i>Olea sylvestris</i> , <i>Ceratonia siliqua</i> , <i>Pistacia lentiscus</i> , <i>Myrtus communis</i> , <i>Euphorbia dendroides</i> , ecc.	1990.04	28.9	1.5

Rispetto alla stima per l'intero territorio dell'isola (CdS=5.3%), le coperture di ecosistemi terrestri naturali e semi-naturali mostrano un livello di consumo di suolo dell'1.2%. I valori medi di CdS sono molto ridotti per entrambe le tipologie ecosistemiche presenti (quasi assente in C36 e molto basso in E8). Nel Parco le superfici artificiali cartografate dal CLC rappresentano il 9.5% e le aree agricole mostrano un CdS tra 2.6 e 12.1%.

9.2.3 Alcune considerazioni generali

La valutazione del CdS nei Parchi nazionali offre molteplici elementi di riflessione. **In generale possiamo ben dire che la rete dei Parchi Nazionali risponde perfettamente agli obiettivi della L. 394/1991 in termini di tutela della biodiversità e del funzionamento degli ecosistemi.**

Di grande interesse, nella valutazione dei singoli parchi, risulta la presenza sia di aree completamente prive di artificializzazione, sia di aree con un certo grado di artificializzazione legate alla presenza di centri abitati, comunque con valori di CdS sempre inferiori rispetto ai territori di riferimento (ecoregioni e/o ambiti amministrativi).

L'analisi critica dei singoli parchi conferma la situazione di grande degrado presente nelle zone di pianura e lungo la fascia costiera. Su questi elementi i Parchi dovrebbero sviluppare esempi di buone pratiche da divulgare nei territori di loro interesse. Si conferma però al contempo come la presenza di un Parco Nazionale abbia ricadute positive sia nell'ambito della tutela della biodiversità e del paesaggio, sia nel Consumo di suolo per un'area vasta contigua.

Le valutazioni presentate, messe a disposizione dei Comuni che ospitano le aree protette, potranno essere direttamente e indirettamente utili per promuovere una pianificazione territoriale sostenibile valutabile in funzione di una progressiva riduzione dell'attuale trend di consumo di suolo.

E' auspicabile che i prossimi sviluppi di queste analisi siano indizzati alla valutazione del consumo di suolo in ciascun poligono per le diverse tipologie di ecosistemi, al fine di verificare la situazione di una stessa tipologia di ecosistemi nei diversi parchi e all'interno di ogni singolo parco nazionale.

Sulla scala nazionale si avranno elementi utili per la redazione della redlist degli ecosistemi e sulla scala locale elementi utili per pianificare interventi di riqualificazione e di recupero ambientale per i casi di maggiore artificializzazione in relazione anche alla zonizzazione e relativa pianificazione territoriale del Parco.

PARTE II: CONTABILITÀ

Sintesi. In questa parte sono riportati i risultati di tre diversi lavori che hanno come obiettivo quello di attribuire un valore monetario al flusso di SE che originano dal Capitale Naturale nell'arco di un anno.

Il primo studio è stato sperimentato dal JRC (Joint Research Center della Commissione Europea) su scala europea ed è stato applicato all'Italia per la stima di quattro SE: a) generazione biomassa agricola (crop provision), b) generazione biomassa forestale (timber provision), c) regolazione del clima (global climate regulation) e d) controllo del rischio di inondazione (flood control). Lo studio presuppone la costruzione di tavole contabili, in linea con gli standard e le procedure metodologiche stabilite in ambito SEEA-EEA (System of Environmental-Economic Accounting-Experimental Ecosystem Account; UN, 2014; UN, 2017) e MAES (Mapping and Assessment of Ecosystem and Services; La Notte et al., 2017a).

Il secondo studio riporta i risultati tratti da un progetto coordinato da ISPRA che ha sviluppato, specificamente per l'Italia, le valutazioni biofisiche ed economiche di quattro SE: a) il servizio ricreativo outdoor (le caratteristiche naturali che consentono il godimento di attività ricreative), b) il servizio di impollinazione delle colture (il contributo degli impollinatori selvatici alla produzione agricola, con quantificazione della frazione dipendente dall'impollinazione della produzione economica), c) il servizio di approvvigionamento idrico (una stima idrologica distribuita a livello spaziale del contenuto di acqua, deflusso e infiltrazione, per garantire processi ecologici dipendenti dall'acqua) e d) il servizio di regolazione del rischio di alluvioni (un servizio ecosistemico che stima la capacità della vegetazione e dei suoli di trattenere l'eccesso di deflusso dalle piogge). Anche lo studio dell'ISPRA presuppone la costruzione di tavole contabili, in linea con gli standard e le procedure metodologiche stabilite in ambito SEEA-EEA e MAES.

Infine, il terzo studio presenta i risultati di un primo tentativo di contabilità ambientale per le Aree Marine Protette (AMP) nell'ambito del progetto "Contabilità Ambientale per le Aree Marine Protette Italiane" finanziato dal 2014 dalla DG-PNM del MATTM (Franzese et al., 2015). In questo caso, lo studio non utilizza la metodologia SEEA-EEA, ma realizza un bilancio delle AMP al fine di individuare, tramite l'analisi costi-benefici, il valore del beneficio netto generato da alcune AMP italiane.

Si tratta di metodi di mappatura e valutazione dei SE ancora sperimentali e che ad oggi non coprono tutti i servizi forniti dagli ecosistemi presenti in Italia. Non vanno considerate delle vere e proprie misurazioni, ma piuttosto il risultato di una stima modellistica. Inoltre, alcuni SE, in tutto o in parte, sono già inseriti all'interno del sistema tradizionale di contabilità nazionale (SNA). Ad esempio, il SE di generazione di biomassa agricola parte dal valore della produzione agricola e individua il contributo alla crescita delle colture distinguendo tra input naturali e antropici.

Nonostante queste limitazioni, i risultati dei tre lavori possono fornire nuove informazioni e nuovi punti di vista per la definizione delle politiche con effetti diretti e indiretti sul Capitale Naturale.

10 Introduzione agli studi JRC e ISPRA

In questo capitolo sono riportati i risultati di due studi sulla contabilità ambientale dei SE che rappresentano due diverse metodologie di contabilizzazione, uno portato avanti dal JRC e uno da ISPRA. I due studi che si basano entrambi sulle procedure metodologiche stabilite in ambito MAES (La Notte et al., 2017a) e SEEA-EEA (UN, 2014; UN, 2017) sviluppano modelli di mappatura biofisica e metodologie di contabilità economica diverse che, quindi, determinano risultati diversi per medesimi SE sia in termini quantitativi, biofisici e monetari, sia in termini di interpretazione dei risultati e relative indicazioni di policy. In questa sede non saranno esplicitate e descritte le differenze tecniche delle metodologie adottate dai due studi, per le quali rimandiamo ai rispettivi report tecnici.

L'applicazione del framework SEEA-EEA sperimentato dal JRC è stata modellizzata su scala europea, gli assessment biofisici che quantificano il flusso dei servizi ecosistemici sono individuati e calibrati per rappresentare tutti i paesi europei e tutti i loro ecosistemi.

La metodologia implementata da ISPRA nasce per l'Italia e il modello biofisico è costruito specificatamente su scala nazionale. Questo fa sì che, per esempio, per la *crop pollination* le coltivazioni utilizzate dal JRC siano diverse rispetto a quelle utilizzate da ISPRA.

Un altro aspetto importante è la definizione del tipo di servizio valutato. Le due metodologie in alcuni casi hanno valutato servizi che sono simili ma non esattamente uguali e di conseguenza si determina una differenza sui risultati sia biofisici che economici. Ad esempio la *outdoor recreation*: lo studio JRC nel modellizzare la domanda del SE identifica solo i fruitori residenti ed esclude la domanda turistica; nello studio ISPRA invece viene considerata anche una parte di domanda turistica proveniente da aree limitrofe alla fornitura del servizio.

È importante sottolineare che entrambi gli studi sono in linea con gli standard metodologici SEEA-EEA e MAES che definiscono la costruzione di tavole contabili in grado di essere introdotte in un sistema di contabilità nazionale.

11 Un aggiornamento del progetto KIP INCA del JRC per l'Italia

L'applicazione del framework SEEA-EEA sperimentato dal JRC su scala europea ed adottato nel Secondo Rapporto con un'applicazione specifica per l'Italia, ha fornito un inquadramento sull'assessment biofisici e la contabilità economica per tre servizi ecosistemici: impollinazione delle colture (crop pollination), servizi ricreativi outdoor (outdoor recreation) e la purificazione dell'acqua (water purification). In questo Terzo Rapporto sono stati valutati quattro nuovi SE per l'Italia: generazione biomassa agricola (crop provision), generazione biomassa forestale (timber provision), regolazione del clima (global climate regulation), controllo del rischio di inondazione (flood control). Per maggiori dettagli tecnici sulle metodologie di stima biofisica e monetaria, si rimanda al JRC Technical Report di (Vallecillo et al. 2019).

Come già introdotto nel precedente Rapporto, i SE vanno interpretati come flusso che viene utilizzato in una specifica area e nell'arco di un certo periodo (flusso effettivo). I conti dei SE si focalizzano, dunque, sul servizio considerato come "transazione" tra l'asset ecosistemico ed il sistema socio-economico.

L'ammontare di SE che l'ecosistema fornisce è misurato sulla base delle proprietà e delle condizioni dell'ecosistema e l'assessment biofisico include anche le soglie di pressioni (antropiche) che esso può sopportare senza degradarsi. Il flusso effettivo di SE è il risultato dell'interazione fra il potenziale che l'ecosistema è in grado di offrire e la domanda da parte del sistema socio-economico. In questo processo di interazione possono verificarsi due casi: (i) per i SE soggetti a limiti in termini di rigenerazione (di biomassa) ed assorbimento (di sostanze inquinanti), la domanda può essere superiore al flusso sostenibile ed in questo caso si assiste ad un uso eccessivo dell'ecosistema (overuse) con un rischio di degrado ed una riduzione –permanente o transitoria- del servizio potenziale nel futuro; (ii) per tutti gli altri SE il potenziale è soggetto all'estensione e condizioni iniziali e quando la domanda è superiore al potenziale resta inattesa (unmet demand). Un inquadramento sistematico delle tipologie di SE che rientrano in questi due casi è descritto in dettaglio in La Notte et al. (2019).

La contabilità dei SE può essere quindi utilizzata come strumento di valutazione per un uso sostenibile o meno degli ecosistemi da parte del sistema socio-economico fornendo informazioni al policy maker che deve preservare il sistema.

La valutazione biofisica è poi tradotta in unità monetarie tramite metodi di valutazione coerenti con il Sistema dei Conti Nazionali. La metodologia per definire il valore monetario del flusso di SE stimato a livello fisico varia a seconda del servizio e delle sue caratteristiche fisiche e di fruizione.

Tutto questo approccio confluisce nella costruzione di tabelle "supply" e "use" per i diversi servizi ecosistemici, prima in termini biofisici e poi in termini monetari.

Attraverso la tabella *supply* è possibile definire da quale asset ecosistemico (tipo di ecosistema) ogni servizio è prodotto; con la tabella *use* è possibile osservare quali settori economici e/o famiglie domandano ed utilizzano questi servizi.

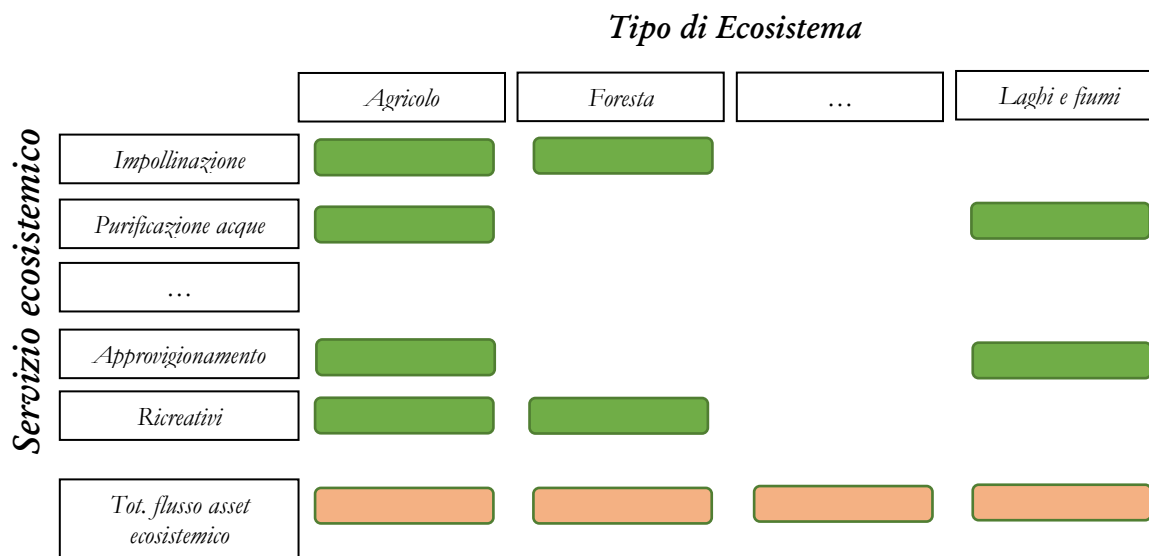


Figura 51 - Relazione tra SE e tipo di ecosistema

11.1 Generazione di biomassa agricola (Crop provision)

Il servizio ecosistemico (SE) di generazione di biomassa agricola è definito come il contributo ecologico alla crescita delle colture che possono essere raccolte e utilizzate come materia prima per la produzione di alimenti, fibre e carburanti (Haines-Young e Potschin, 2018). In questo caso il servizio ecosistemico deve essere disaggregato dalla resa produttiva totale, che invece dipende anche dagli input umani alla produzione (ovvero semina, irrigazione, lavoro umano e input chimici). I conti sulla generazione di biomassa agricola si basano generalmente sui dati ufficiali sulla produzione. Nell'approccio utilizzato dal JRC, l'assessment del contributo ecosistemico è stato calcolato con l'approccio dell'emergia (Perez-Soba et al. 2019): da tutti gli input necessari alla produzione agricola espressi in una comune unità di misura (joule) estrapolati solo gli input naturali. I dati sulla produzione agricola sono estratti dal database ESTAT. Il lavoro si propone di elaborare uno dei primi tentativi di quantificazione, su scala nazionale, il contributo dell'ecosistema alla crescita delle colture distinguendo chiaramente input naturali e antropici. Il metodo di valutazione utilizzato si basa sui valori di mercato.

Mappa biofisica

La valutazione biofisica per la generazione di biomassa agricola consente di identificare le aree dove la resa produttiva deriva esclusivamente dal contributo dell'ecosistema. Per questo servizio sono state considerate 13 tipi di colture (frumento tenero, frumento duro, orzo, avena, mais, altri cereali, colza, girasole, mais da foraggio, altri foraggi da semina, legumi, patate, barbabietola da zucchero). I valori più alti identificati con il colore verde indicano una buona fornitura del SE, o in altre parole un uso sostenibile dell'ecosistema che garantisce la fornitura del SE. In rosso sono indicate le aree dove il contributo del SE è basso a fronte di un utilizzo maggiore di input umani e artificiali (i.e. agricoltura intensiva).

È possibile formulare alcune considerazioni generali: le aree con un'intensa produzione di cereali, come l'area del Po, hanno un valore basso, poiché i livelli di input antropici sono elevati, principalmente a causa della meccanizzazione del lavoro agricolo, dell'uso di fertilizzanti e pesticidi che garantiscono una più alta produttività per ettaro. Un ruolo chiave è svolto anche dall'irrigazione nell'Italia meridionale, in particolare Sicilia e Sardegna, che aumenta necessariamente l'apporto dell'attività antropica alla fornitura del SE.

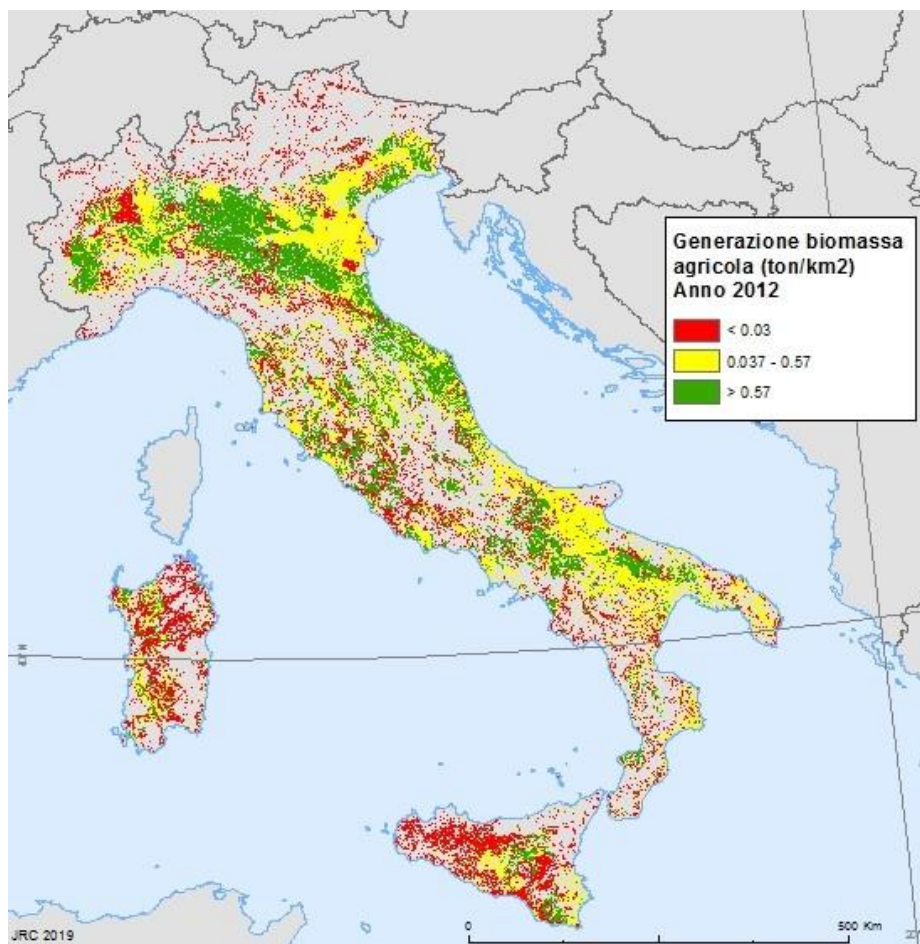


Figura 52 - Mappa del contributo dell'ecosistema per la contabilità del servizio di generazione di biomassa agricola (2012).

Va considerato che colture diverse avranno naturalmente un apporto maggiore (e.g. orzo e avena) o minore (e.g. patate) di input ecosistemici. Ma all'interno dello stesso gruppo di colture il vantaggio di questo approccio sta nel connotare quali sistemi di produzione sono più estensivi (quindi ambientalmente sostenibili) di altri che sono invece più intensivi.

Tabelle contabili

Le terre arabili (Croplands) sono il tipo di ecosistema che fornisce il servizio; l'Agricoltura è il settore economico che utilizza il servizio: la somma di tutti i flussi verso le colture fornite all'interno del settore Agricoltura è uguale al flusso fornito dalle Croplands. Attraverso l'Agricoltura, il SE di generazione di biomasse agricole entra nel sistema economico e nel mercato per poi subire ulteriori trasformazioni e scambi.

Le tabelle 31 e 32 mostrano i valori monetari per l'Italia. La Tabella 31, che rappresenta la tavola per l'offerta del servizio - supply -, mostra una diminuzione dal 2000 al 2006 e un aumento dal 2006 al 2012 che riporta ai valori originali del 2000. Ciò accade sia in termini fisici che monetari, sebbene nella tabella degli usi alcune colture (come avena e barbabietole da zucchero) soffrono di un calo continuo sia in termini fisici che monetari. Questa riduzione è compensata sia in termini quantitativi fisici sia per valori unitari più elevati da altri tipi di colture come il grano tenero.

Tabella 31 - “Supply” servizio di generazione di biomasse agricole (2000, 2006, 2012)

Settori Istituzionali											Tipo di ecosistema															
Agricoltura																										
Frumento tenero	Frumento duro	Orzo	Avena	Mais	Altri cereali	Colza	Citrusole	Legumi	Barbabietola da zucchero	Mais da foraggio									Altri foraggi	Patate	Pesca	Settore Secondario	Settore Terziario	Residenziale	Estero	
crop provision milioni di euro											Urbani	Terreni agricoli	Praterie	Boschi e Foreste	Brughiere e arbusti	Terreni scarsamente vegetati	Zone Umide	Fiumi e Laghi	Marini							
2000											929															
2006											805															
2012											925															

Il valore dell’offerta totale del servizio di generazione di biomassa agricola è stato di 925 Mln di Euro nel 2012, e questi sono stati tutti “usati” dal settore agricolo quale unico beneficiario diretto del servizio. Per questo servizio si deve considerare che la fornitura del servizio viene interamente utilizzata dal settore agricolo. A livello italiano, il contributo dell’ecosistema alla fornitura di colture è pari a circa il 18% del valore della resa totale. Il resto è dovuto agli input umani. Il valore della fornitura di colture come servizio ecosistemico è aumentato di circa il 14% dal 2006. Tuttavia, questi cambiamenti sono dovuti a variazioni nella produzione agricola e non da cambiamenti del contributo di SE fornito dall’ecosistema.

La valutazione monetaria considera i prezzi unitari specifici per coltivazione. Ci sono quindi delle dinamiche di mercato che non dipendono dalla dimensione puramente ecosistemica. Ci sono variazioni di prezzo fra un prodotto agricolo ed un altro che sono insite (ad esempio) nel consumo intermedio o finale (che avrà quindi valore più alto) del prodotto stesso. Così come ci sono variazioni di prezzo fra un anno e l’altro che dipendono (ad esempio) anche dalla scarsità o abbondanza dello stesso prodotto nei mercati extra-europei.

È importante separare il contributo dell’ecosistema dall’input umano e non considerare l’intera produzione agricola come proxy del servizio ecosistemico, poiché un’elevata produzione totale delle colture può dipendere da un significativo uso di fertilizzanti e dalla meccanizzazione del sistema produttivo che rendono le pratiche agricole dannose per l’ambiente e per la biodiversità.

Tabella 32 - "Use" servizio di generazione di biomasse agricole (2000, 2006, 2012)

	Settori Economici														Tipo di ecosistema	Tipo di Ecosistema																				
	Agricoltura															Urbani	Terreni agricoli	Praterie	Boschi e Foreste	Brughiere e arbusti	Terreni scarsamente vegetati	Zone Umide	Fiumi e Laghi	Marini												
crop provision milioni di euro	Fumento tenero	Fumento duro	Orzo	Avena	Mais	Altri cereali	Colza	Girasole	Legumi	Barbabietola da zucchero	Mais da foraggio	Altri foraggi	Patate	Pesca	Settore Secondario	Settore Terziario	Residenziale	Estero																		
2000	85	127	55	16	227	1	5	39	7	62	77	184	44																							
2006	58	105	34	12	177	1	0,2	13	11	49	89	198	58																							
2012	94	149	36	10	228	2	1	16	12	16	102	197	62																							

Esiste una prima indicazione di policy orientata a suggerire **la necessità di favorire sistemi di produzione agricola estensivi in modo da garantire generazione di biomassa agricola ed aumentarne la produttività in modo naturale senza eccessivo intervento dell'attività antropica, e quindi sostituire alcune pratiche agricole non sostenibili** che comportano (ad esempio) un uso eccessivo di fertilizzanti chimici. Queste indicazioni assumono un ruolo fondamentale nelle aree dove l'irrigazione rappresenta un input antropico fondamentale a causa delle condizioni climatiche e di gestione dei bacini idrografici. In particolare sarebbe necessario, in questi casi, analizzare questo SE con altri servizi, in particolare la depurazione dell'acqua e il controllo delle inondazioni.

Preservare o incrementare gli habitat ecosistemici che garantiscono la generazione sostenibile di biomassa agricola è quindi un investimento per un sistema agricolo piu' resiliente da cui dipende in ultima istanza la nostra disponibilità di cibo.

11.2 Generazione biomassa forestale (Timber provision)

Il servizio ecosistemico di generazione di biomassa forestale è definito come il contributo ecologico alla produzione di legname che può essere raccolto e utilizzato come materia prima (Haines-Young e Potschin, 2018).

In generale per la maggior parte delle foreste la fornitura di legname è parzialmente guidata dall'azione umana. Da un lato, ci sono caratteristiche che esulano dal controllo della gestione forestale, come le condizioni biofisiche del sito e gli aspetti climatici; dall'altro, la composizione delle specie arboree, la crescita e la forma degli alberi sono influenzate da attività di selvicoltura come diradamento, taglio netto o taglio selettivo, semina o rigenerazione naturale. Pertanto, il modo di interpretare la fornitura di legname come SE separa il contributo dell'ecosistema, cioè il lato ecologico della crescita della biomassa, da tutti gli input umani che influenzano il processo produttivo.

Questo SE rappresenta un esempio di servizio in cui il flusso effettivo in termini biofisici e monetari può essere basato sulle statistiche ufficiali. I conti sulle foreste basati sul SEEA CF combinati con i conti nazionali forniscono tutte le informazioni necessarie per compilare la fornitura di legname e le tabelle di utilizzo, sia in termini fisici che monetari. Nelle tavole di conti sulle foreste convenzionali troviamo informazioni sulla biomassa legnosa che è il risultato sia dell'ecosistema che degli input umani. Il lavoro del JRC quantifica il flusso effettivo

della fornitura di legname determinato solo dagli input dell'ecosistema, ovvero la valutazione del contributo ecologico.

Mappa biofisica

La Figura 53 mostra la mappa del flusso effettivo della fornitura di legname considerando solo il contributo dell'ecosistema. Aree con un flusso effettivo più elevato di colore verde scuro si trovano principalmente in Liguria, in parte della dorsale appenninica, in parte delle zone alpine, e in Calabria nella Sila. I valori più bassi compaiono dove l'altitudine è il principale fattore limitante della crescita. Valori nulli si trovano nelle aree agricole in pianura.

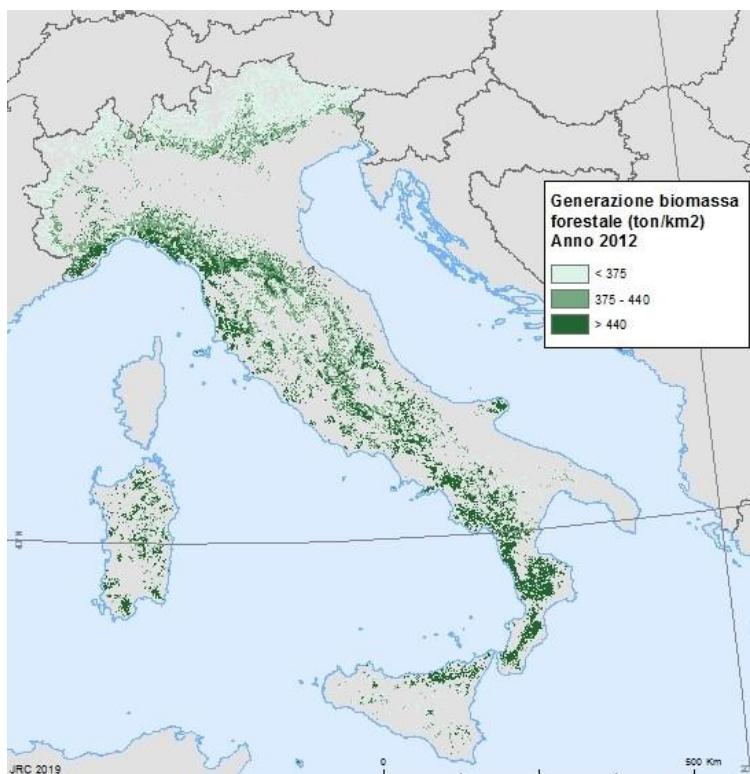


Figura 53 - Mappa del contributo dell'ecosistema per la contabilità del servizio di generazione di biomassa forestale (2012).

Tavole contabili

"Foreste" per la fornitura di legname è la quota dell'ecosistema che fornisce il servizio; la silvicoltura è il settore economico che utilizza il servizio. Attraverso la fornitura di legname forestale il servizio entra nel sistema economico e nel mercato per poi subire ulteriori trasformazioni e scambi.

Le tavole 33 e 34 mostrano i valori per l'Italia.

Tabella 33 - “Supply” servizio di generazione di biomasse forestale (2000, 2006, 2012)

Settori economici			Tipi di ecosistema									
milioni di euro	Silvicoltura	Altri settori economici	Urbani	Terreni agricoli	Praterie	Brughiere e arbusti	Boschi e altre foreste	Foreste per la fornitura di legname	Terreni scarsamente vegetati	Zone Umide	Fiumi e Laghi	Marini
	2000								601			
2006								624				
2012								648				

Tabella 34 - “Use” servizio di generazione di biomassa forestale (2000, 2006, 2012)

Settori economici			Tipi di ecosistema									
milioni di euro	Silvicoltura	Altri settori economici	Urbani	Terreni agricoli	Praterie	Brughiere e arbusti	Boschi e altre foreste	Foreste a per la fornitura di legname	Terreni scarsamente vegetati	Zone Umide	Fiumi e Laghi	Marini
	2000	601										
2006	624											
2012	648											

Il valore dell’offerta totale del servizio di biomassa forestale è stato di 648 Mln di Euro nel 2012, e tutti sono stati “usati” dal settore economico Silvicoltura. Si osserva un aumento costante dal 2000 al 2012, per un aumento totale del 7%. Diverse specie arboree e condizioni di coltivazione influenzano la qualità del legno e quindi il suo valore di mercato e tutta la catena di approvvigionamento (ad esempio utilizzato per legna da ardere o mobili di lusso); considerando che non abbiamo informazioni sui tipi di vegetazione, non è al momento possibile spiegare le differenze nei dettagli. Questo significa che il valore della produzione nel settore che ha usufruito della disponibilità del servizio ecosistemico, pari a 648 Mln di euro, è stato garantito dal Servizio di generazione di biomassa forestale.

E’ importante monitorare che la risorsa forestale sia gestita in modo sostenibile. La fornitura di legname non e’ che uno dei SE offerti dall’asset foreste. Separare ogni flusso dei servizi forniti aiuta il policy maker a non sottovalutare gli asset ecosistemici limitando la valutazione al contributo di una sigola risorsa (e.g. il legno).

Preservare e incrementare gli habitat ecosistemici che garantiscono la generazione di biomassa forestale è quindi un investimento sia in termini di maggiore produzione agro-forestale sostenibile sia, come si mostrerà nei paragrafi che seguono, in termini di miglioramento dell’offerta di altri servizi quali la regolazione del clima e il controllo delle inondazioni, cui dipende in ultima istanza la nostra salute e la nostra sicurezza.

11.3 Regolazione del clima

La regolazione del clima come servizio ecosistemico include il sequestro dei gas serra presenti in atmosfera da parte degli ecosistemi (Haines-Young e Potschin, 2018). Una valutazione completa del ruolo degli ecosistemi nella mitigazione dei cambiamenti climatici dovrebbe considerare i diversi gas serra come l'anidride carbonica (CO₂), il metano (CH₄) e il protossido di azoto (N₂O) e le loro interazioni. In questo lavoro, si considera solo la CO₂, usando il sequestro di carbonio (C) come proxy per misurare l'effetto di regolazione determinato dagli ecosistemi. Nello specifico si valuta il sequestro del carbonio terrestre, il processo mediante il quale la CO₂ atmosferica viene assorbita dalle piante attraverso la fotosintesi. Il sequestro di carbonio da parte dei corpi idrici come mari, fiumi e laghi, sebbene molto importante non è, in questa prima fase, stato considerato.

Per la contabilità sul sequestro di carbonio, gli inventari sull'uso del suolo, il cambiamento dell'uso del suolo e la silvicoltura riportano già i dati sull'assorbimento di gas a effetto serra (GHG).

Sebbene i dati siano disponibili per gli anni 1990-2016, nell'ambito del progetto INCA, i conti sono compilati per gli anni di riferimento 2000, 2006 e 2012. Questi anni corrispondono alla disponibilità delle mappe del CORINE Land Cover (CLC) utilizzate nel progetto INCA.

Mappatura biofisica: assorbimento di CO₂ nei boschi e nelle foreste

La mappatura biofisica è stata effettuata solo per i terreni forestali, che corrisponde a "boschi e foreste" secondo la classificazione MAES (Maes et al., 2013) degli ecosistemi. "Boschi e foreste" è l'unico tipo di ecosistema per il quale esiste una rimozione effettiva di carbonio. Infatti per altri tipi di ecosistema, a fronte delle rimozioni si registrano anche delle emissioni, nella maggior parte superiori alle rimozioni stesse. Solo nel caso delle foreste le rimozioni non solo sono superiori alle emissioni ma anche controbilanciano le emissioni provenienti da tutti gli altri tipi di ecosistemi.

La Figura 54 mostra l'allocazione spaziale dei valori di assorbimento di CO₂ da parte dell'ecosistema "boschi e foreste", come riportato negli inventari nazionali. Come proxy per il downscaling è stato utilizzato un modello basato sul telerilevamento. Il colore verde scuro ci mostra le aree dove la fornitura del servizio è maggiore. Le aree grigie mostrano dove il servizio è assente (pre-Alpi e pianura padana, costa adriatica e meridione, in particolare Sicilia e Puglia).

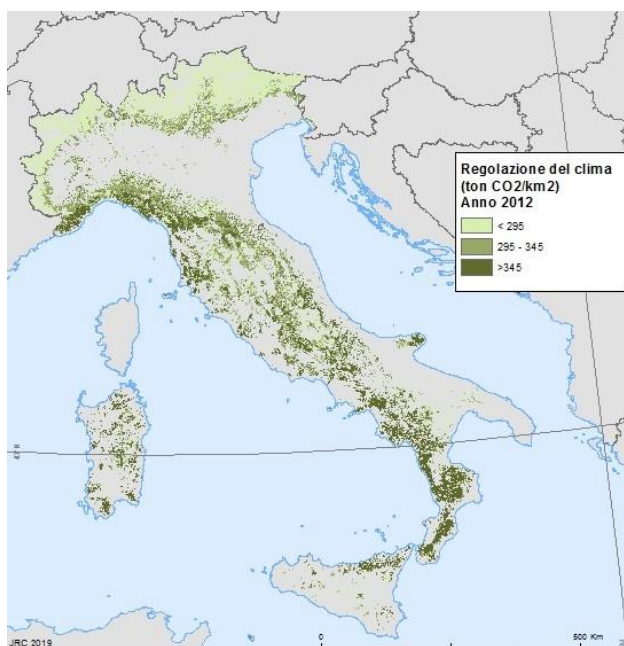


Figura 54 - Flusso effettivo di assorbimento di CO₂ da parte di dell'ecosistema "boschi e foreste" (2012).

Tavole contabili

Le tabelle contabili in termini monetari mostrano il valore dell'assorbimento di CO₂ da parte di tutti i tipi di ecosistemi. Nella tabella degli usi, è stata inserita la voce "società globale" come utente finale del SE. Un'alternativa potrebbe essere quella di allocare il flusso effettivo al settore istituzionale "governativo"; tuttavia, considerando che questa voce comprende aggregati e saldi per la produzione pubblica, le entrate e i conti finanziari, si è preferito tenerlo separato dal concetto di società nel suo insieme.

Sono disponibili diverse tecniche di valutazione per tradurre i risultati della valutazione biofisica in termini monetari e per questa applicazione è stata utilizzata la valutazione monetaria sulle transazioni relative al carbonio che, in una certa misura, stanno già confluendo nel SNA: imposte sul carbonio e sistemi di scambio di quote di emissione (ETS). I valori utilizzati si basano sullo studio sui tassi di carbonio dell'Organizzazione per la cooperazione e lo sviluppo economico (OCSE, 2016). L'approccio dell'OCSE considera i prezzi del carbonio efficaci quando costringono chi emette carbonio a tenere conto del danno delle loro emissioni. Le tabelle 35 e 36 riportano l'offerta di assorbimento di CO₂ e le tabelle di utilizzo in termini monetari. La tabella di uso assegna il flusso effettivo alla "società globale".

Tabella 35 – “Supply” servizio regolazione del clima

Settori economici				Tipo di ecosistema								
	Settore primario	Manifatturiero ed edilizia	Elettricità, fornitura di gas	Famiglie	Urbani	Terreni agricoli	Praterie	Boschi e Foreste	Brughiere e arbusti vegetati	Zone Umide	Fiumi e Laghi	Totale
2000					0	0	0	763	0	0		763
2006					0	0	107	1.004	0	0		1.111
2012					0	0	64	832	0,24	0		897

Tabella 36 – “Use” servizio regolazione del clima

Settori istituzionali					Tipo di ecosistema							
	Settore primario	Manifatturiero ed edilizia	Elettricità, fornitura di gas	Famiglie	Società globale	Urbani	Terreni agricoli	Praterie	Boschi e Foreste	Brughiere e arbusti vegetati	Zone Umide	Fiumi e Laghi
2000					763							
2006					1.111							
2012					897							

Il valore dell'offerta totale del servizio di regolazione del clima è stato di 897 Mln di Euro nel 2012, e questi sono stati "usati" dal settore economico "Società globale". Le tabelle contabili in termini monetari mostrano un aumento del valore dell'assorbimento di CO₂ tra il 2000 e il 2012, pur con una flessione parziale dal 2006 al 2012. L'aumento complessivo è principalmente dovuto a un maggiore assorbimento di CO₂ da parte di "boschi e foreste".

Considerando l'ampiezza delle aree in cui il servizio di misurazione è assente, una politica di investimento dovrebbe riguardare proprio l'ampliamento dell'ecosistema "Boschi e foreste" che genera un flusso reale di sequestro del carbonio e dall'altra parte un aumento dei punti di rilevazione in modo da garantire una maggiore copertura del territorio nazionale.

Una prima indicazione di policy, in questo caso, è orientata a suggerire **la necessità di aumentare la disponibilità del servizio di regolazione del clima in particolare nelle zone ad elevata presenza/attività antropica incrementando la presenza dell'ecosistema boschi e foreste** laddove il servizio ecosistemico è carente. Questo indicatore da' una quantificazione concreta all'effetto di mitigazione da parte dell'ecosistema forestale.

I cambiamenti nelle pratiche di gestione e nell'uso del suolo contribuirebbero a ridurre le emissioni nette dell'ecosistema anche per le terre coltivate. Ad esempio, la conversione dei seminativi in colture permanenti aumenterebbe il sequestro di C nella biomassa, oppure astenersi dalle pratiche di lavorazione del terreno nei seminativi favorirebbe il sequestro di C da parte dei suoli.

Preservare o incrementare gli habitat ecosistemici che garantiscono un elevato livello di sequestro di carbonio (che dall'ultima rilevazione è in diminuzione) **rappresenta un investimento in politiche di mitigazione e adattamento ai cambiamenti climatici.**

11.4 Controllo del rischio di inondazioni (Flood control)

Il controllo delle alluvioni come servizio ecosistemico è definito come la regolazione del flusso d'acqua da parte degli ecosistemi che mitiga o previene potenziali danni ai beni economici - infrastrutture e agricoltura - e vite umane (Haines-Young e Potschin, 2018).

Tutti gli ecosistemi, ma in particolare foreste, arbusti, praterie e zone umide riducono il deflusso trattenendo l'acqua nel suolo e nelle falde acquifere, rallentando il flusso d'acqua. Ciò impedisce il rapido deflusso a valle delle acque superficiali, riducendo così il deflusso dei picchi, e quindi riduce gli effetti dannosi a carico di cittadini, terreni agricoli e infrastrutture. L'approccio contabile sviluppato determina il potenziale degli ecosistemi di regolare i flussi d'acqua insieme alla domanda socio-economica di protezione contro le inondazioni dei fiumi. Pertanto, il lavoro si concentra solo sulle alluvioni fluviali, che rappresentano il pericolo naturale più frequente e costoso.

In questa applicazione si è ipotizzato che il controllo delle inondazioni da parte degli ecosistemi sia garantito in ogni momento e non solo durante le piogge estreme. La logica è che senza la funzione protettiva degli ecosistemi anche eventi di precipitazione meno intensi o prolungati potrebbero provocare inondazioni. Inoltre, la valutazione del flusso effettivo per il controllo delle inondazioni da parte degli ecosistemi si basa sul quadro concettuale del servizio ecosistemico (SE) (Maes et al., 2013), in cui il potenziale del servizio e la domanda socio-economica per il servizio sono i principali driver delle modifiche al servizio utilizzato. L'attuale flusso del servizio di controllo delle inondazioni è quindi quantificato come il numero di ettari che richiede il controllo delle inondazioni -domanda- e che stanno beneficiando degli ecosistemi che riducono il deflusso a monte. Questo approccio definisce la misura in cui le aree beneficiarie dipendono dai flussi spaziali di altre località che forniscono i servizi.

Infine, l'approccio contabile tiene conto del pieno ruolo degli ecosistemi che controllano le inondazioni. Gli ecosistemi svolgono un ruolo chiave nel controllo delle inondazioni, ma forniscono anche sostegno alle misure di difesa già in atto, quali dighe e altre infrastrutture. Senza la funzione protettiva degli ecosistemi a monte, sarebbero necessari maggiori investimenti nelle misure di difesa per mantenere lo stesso o più elevato livello di protezione nelle aree più a valle. Gli ecosistemi forniscono il controllo delle inondazioni con o senza misure di difesa.

Mappa biofisica

La mappa della fornitura de servizio per il controllo delle inondazioni da parte degli ecosistemi è rappresentato nella Figura 54. Il potenziale del SE per il controllo delle inondazioni è maggiore nelle aree boschive e raggiunge valori più bassi nelle principali pianure agricole, ad esempio nella pianura padana. La domanda di SE si trova principalmente nelle valli fluviali e aumenta nella direzione a valle e nelle aree urbane. Per la domanda di servizio non soddisfatta, si osserva che ampie aree di domanda non soddisfatta corrispondono spazialmente con aree a basso potenziale di SE.

Osservando la mappa, le aree a basso potenziale di controllo delle inondazioni, evidenziate con blu più chiaro, si abbinano spazialmente con vaste aree di seminativi e pianure con un intenso sviluppo umano, dove la domanda di controllo delle inondazioni è elevata. Ciò genera un flusso di SE relativamente basso; specialmente nelle aree a seminativo, dove si verifica un'elevata domanda non soddisfatta, perché non vi è sufficiente controllo delle inondazioni da parte degli ecosistemi o delle misure di difesa. Il risultato generale evidenzia una fornitura del servizio non sufficiente a coprire la domanda. In questo caso si può supporre che sussiste un uso insostenibile degli ecosistemi che forniscono il servizio, ed un bisogno di investimenti per il controllo delle inondazioni.

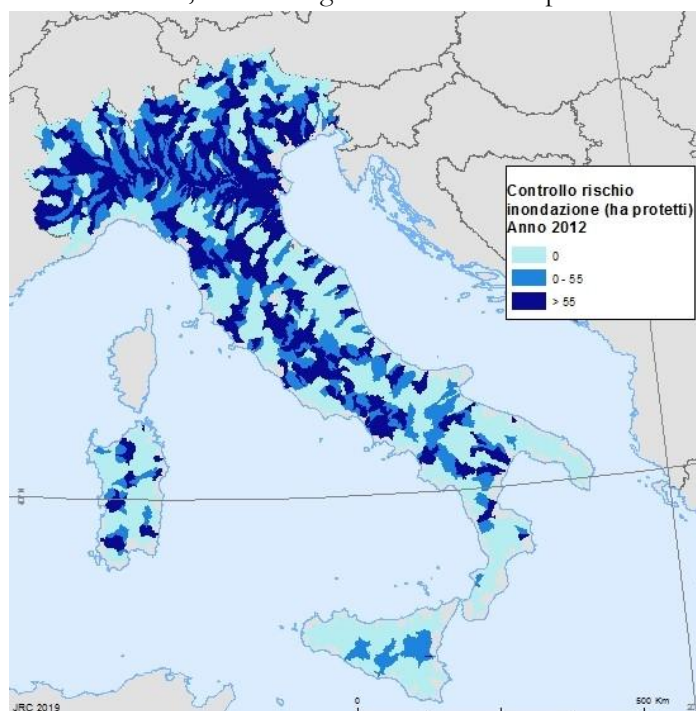


Figura 55 - Flusso effettivo del servizio di regolazione delle inondazioni (2012).

Tavole contabili

Le tabelle 32 e 33 mostrano il flusso effettivo del controllo delle alluvioni in termini monetari. Il valore del controllo delle inondazioni come servizio ecosistemico per l'Italia è stimato a 504 milioni di euro nel 2012. Le tabelle di offerta e uso in termini monetari (in milioni di euro) mostrano come diversi ecosistemi contribuiscono al controllo delle inondazioni, in particolare gli ecosistemi con un minore livello di antropizzazione. Questa

tabella mostra il valore monetario del controllo delle alluvioni da parte degli ecosistemi suddividendo il valore totale in *Actual Flow NC* e *Actual Flow NC +* dove l'*Actual Flow NC* riflette il valore del servizio in cui l'unico contributo per il controllo delle alluvioni deriva dal Capitale Naturale e l'*Actual Flow NC +* riflette, invece, il servizio in presenza di misure di difesa. I valori mostrano il ruolo significativo dato dalle misure di difesa.

Tabella 37 - Supply servizio di regolazione delle inondazioni.

Settori Istituzionali		Tipo di ecosistema															
		Total		Aree Urbane		Terreni agricoli		Praterie		Boschi e Foreste		Brughiere e arbusti		Terreni scarsamente vegetati		Zone umide	
Milioni di euro		NC+	NC	NC+	NC	NC+	NC	NC+	NC	NC+	NC	NC+	NC	NC+	NC	NC+	NC
2006		501	0,12	0,02	32,84	5,84	27,92	4,96	11,73	2,08	351,57	62,50	0,32	0,06	0,88	0,16	
2012		504	0,12	0,02	32,92	5,88	28,08	5,01	11,82	2,11	353,66	63,13	0,32	0,06	0,89	0,16	

Tabella 38 - Use servizio di regolazione delle inondazioni.

Settori istituzionali														Tipo di ecosistema															
Total		Agricoltura		Manifatturiero & produzione energetica		Edilizia		Trasporti		Gestione dei rifiuti		Altro terziario e famiglie		Resto del mondo - Esport.		Aree Urbane		Terreni agricoli		Praterie		Boschi e Foreste		Brughiere e arbusti		Terreni scarsamente vegetati		Zone umide	
Milioni di euro		NC+	NC	NC+	NC	NC+	NC	NC+	NC	NC+	NC	NC+	NC																
2006	16.127	621	183,1	1.754	392,8	133	23,4	1.026	366,15	0,059	0,0146	9.132	2.495,4																
2012	16.312	617	182,1	1.822	414,5	137	27,9	1.020	364,49	0,056	0,0146	9.220	2.506,2																

Dalla tabella sulla supply (Tabella 7), è possibile osservare come l'offerta del servizio controllo delle inondazioni, in leggera crescita dal 2006 al 2012, è generato principalmente da brughiere e arbusti, praterie, e boschi e foreste. E' tuttavia importante notare come l'aumento di questo SE non e' generato da un aumento del potenziale (rimasto sostanzialmente invariato) ma per l'aumento della domanda, i.e. ci sono piu' attivita' produttive e

residenziali in aree esposte al rischio di alluvione. Risulta quindi fondamentale nella quantificazione dei SE tener ben separati il potenziale che l'ecosistema è in grado di offrire e la domanda per il SE, in modo da poter correttamente interpretare variazioni, in positivo e in negativo dei flussi annuali.

Dalla tabella d'uso (Tabella 38), è possibile osservare che la maggior parte del flusso di servizi è utilizzato da altri settori terziari e famiglie, in particolare perché serve per la protezione di edifici residenziali. Si può notare una notevole differenza tra i settori (ad esempio, il settore agricolo rispetto ad altri settori terziari e famiglie). Questa differenza può essere facilmente spiegata dal fatto che il costo stimato per metro quadrato di aree residenziali è molto più elevato del costo stimato per metro quadrato di terreno agricolo.

Valutando le diverse componenti del controllo delle inondazioni è possibile quantificare la cosiddetta domanda non soddisfatta (unmet demand), il che è importante per la gestione del territorio e le decisioni politiche volte a migliorare i benefici generati dai servizi ecosistemici per la società. La quantificazione dell'attuale flusso di ES in base al numero di ettari di domanda coperti dall'ecosistema rende possibile quantificare la domanda non coperta dal SE. A cause dell'interazione potenziale-domanda già menzionato, l'aumento del valore del servizio del controllo delle inondazioni non implica un miglioramento del capitale naturale che controlla le alluvioni. In realtà, il valore relativo del flusso di servizio (misurato in euro per km² di domanda) è diminuito sia per i terreni artificiali che per quelli agricoli. La tendenza negativa per il controllo delle inondazioni è confermata anche dall'aumento delle aree senza protezione dagli ecosistemi (domanda non soddisfatta). Nell'ambito del processo di sviluppo di piani di gestione del rischio di alluvione, si dovrebbe prestare particolare attenzione alle aree con una domanda elevata non soddisfatta.

Una prima indicazione di policy è orientata a suggerire **la necessità di aumentare la disponibilità del servizio di protezione dalle inondazioni** in particolare nelle zone dove il servizio ecosistemico è carente o completamente assente. I valori sottolineano l'importanza di investire nella fornitura naturale del servizio la cui offerta è nettamente inferiore rispetto alla fornitura artificiale.

Preservare e migliorare gli habitat ecosistemici ed in particolare l'uso del suolo è un investimento in termini di riduzione del rischio e riduzione delle spese difensive messe in atto per soddisfare la domanda inattesa del servizio.

Individuare dove è necessario il controllo delle alluvioni e, quindi, identificare il Capitale Naturale che aiuta a mitigare gli effetti delle alluvioni, può essere utile per la società e per le politiche di pianificazione territoriale, in particolare, dove il Capitale Naturale genera un flusso di SE effettivo più elevato (flusso in termini biofisici) e dove i benefici generati da questo flusso sono più elevati (flusso in termini monetari).

11.5 Dati aggregati

Per concludere riassumiamo nelle tabelle 34 e 35 i valori monetari, use e supply table, di ogni SE analizzato, ripartito per tipo di ecosistema che lo fornisce. Nelle tabelle sono riportati anche i valori del servizio di impollinazione e il servizio ricreativo outdoor analizzati nel secondo Rapporto sul Capitale Naturale (2018); non è inserito il servizio di depurazione dell'acqua perché è in fase di revisione il modello biofisico.

I valori più elevati relativi all'offerta di SE si registrano per l'attività ricreativa outdoor, soprattutto in relazione all'ecosistema "Boschi e foreste"; i valori relativi alla domanda di SE maggiori invece si rilevano nel controllo delle alluvioni, soprattutto per le unità economiche delle "Famiglie".

L'uso della valuta espressa in euro come unità comune per quantificare l'importanza di ciascun servizio ecosistemico consente di riassumere tutti i valori per stimare il valore totale delle attività ecosistemiche per la gamma di servizi ecosistemici valutati (Vallecillo et al., 2019).

La tabella degli usi (Tabella 34) mostra i boschi e le foreste come il tipo di ecosistema con i più alti valori assoluti e relativi. In termini assoluti, le terre coltivate appaiono come il secondo tipo di ecosistema più importante data la sua ampia estensione. Tuttavia, quando si tratta di valori relativi (valore per chilometro quadrato), le terre coltivate sono tra i servizi ecosistemici con il valore più basso. Il valore di fiumi e laghi e aree costiere dovrebbe essere interpretato con cautela, poiché il loro valore si basa solo sull'attività ricreativa outdoor quando invece

svolgono anche un ruolo nella regolazione globale del clima e nel controllo delle inondazioni, ma questi contributi non sono stati al momento valutati dal modello e dai dati che sono stati usati. Dopo boschi e foreste, il tipo di ecosistema con un valore più elevato per i sei conti di servizi ecosistemici disponibili finora sono le zone umide. Questo valore potrebbe essere significativamente più elevato se fossero implementate misure per favorire il ruolo delle zone umide per il sequestro della CO₂.

Per quanto riguarda la tabella degli usi dei sei conti dei servizi ecosistemici (tabella 35), le famiglie, seguite dall'agricoltura e foreste, sono i principali beneficiari di questi servizi ecosistemici. Sono attribuiti con un flusso monetario annuo di circa ml di euro e 2.416 miliardi di euro, rispettivamente.

I valori qui presentati sono suscettibili di essere modificati in futuro prima che la metodologia possa essere consolidata. L'aggiornamento e il miglioramento delle metodologie è una pratica comune sia per i sistemi di contabilità del Central Framework sia, in particolare, per i conti sperimentali del SEEA EEA.

Tabella 39 – Supply totale

Anno 2012, milioni di euro	Tipi di Ecosistema								TOTALE
	Urbani	Terreni agricoli	Praterie	Brughiere e arbusti	Boschi e Foreste	Terreni scarsamente vegetati	Zone Umide	Fiumi e Laghi	
Servizi ecosistemici									
Generazione di biomassa agricola		925							925
Generazione di biomassa forestale					648				648
Regolazione del Clima			64		832	0,24		NA	897
Controllo del rischio inondazioni	0,14	39	33	14	417	0,38	0,38	1,05	505
Impollinazione agricola		44							44
Attività ricreativa outdoor	4,25	387	570	350	3.463	405,56	18,15	49,84	5.249
Valore totale	4,39	1.395	667	364	5.360	406,19	18,53	50,89	8.267

Tabella 40 – Use totale

Anno 2012, milioni di euro	Unità economiche						TOTALE
	Settori Primari						
Servizi ecosistemici	Agricoltura	Foreste	Industria	Servizi	Famiglie	Società globale	
Generazione di biomassa agricola	925						925
Generazione di biomassa forestale		648					648
Regolazione del Clima						897	897
Controllo del rischio inondazioni		799	2.402	1.384	11.726		16.312
Impollinazione agricola	44						44
Attività ricreativa outdoor					5.249		5.249
Valore		2.416	2.402	1.384	16.975	897	24.074

Una prima indicazione di policy generale è comunque orientata a suggerire **l'importanza di far confluire risorse per la conservazione e miglioramento degli ecosistemi in grado di garantire la fornitura dei SE più rilevanti e maggiormente a rischio sul territorio nazionale.** Sarebbe importante riuscire ad avere dati regionali o per ecoregioni in modo da definire politiche specifiche per ogni criticità che tengano conto dell'offerta e della domanda dei singoli servizi.

12 Nuove valutazioni dei Servizi Ecosistemici in Italia²⁵

Nell'ambito dell'obiettivo generale di sviluppare un sistema integrato di contabilità dei servizi del Capitale Naturale e ecosistemici, perseguito anche da una partnership costituita in ambito di Commissione Europea (DG ENV, DG CLIMA, DG JRC, DG ESTAT, DG RTD) con l'iniziativa KIP-INCA (Knowledge innovation project -Integrated system for Natural Capital and ecosystem services Accounting) a livello UE, le applicazioni di seguito riportate, forniscono una nuova sperimentazione nella modellizzazione rispetto ai precedenti Rapporti 2017 (MATTM - Comitato per il Capitale Naturale 2017 e MATTM - Comitato per il Capitale Naturale 2018).

I risultati riportati nel presente capitolo sono tratti da un progetto, coordinato da ISPRA, che ha sviluppato attraverso la mappatura, le valutazioni biofisiche ed economiche, di quattro Servizi Ecosistemici (SE), a cui si aggiunge la costruzione di tavole contabili, in linea con gli standard e le procedure metodologiche stabilite in ambito MAES (La Notte et al., 2017a) e SEEA-EEA (UN, 2014; UN, 2017).

Il progetto coordinato da ISPRA fornisce nuovi risultati sul valore economico dei SE, tali valori possono differire, anche in modo rilevante, sia dai valori stimati nel precedente Rapporto 2018 sia da quelli presenti in questo rapporto elaborati dal JRC. La differenza dei valori è da attribuirsi ai diversi modelli biofisici utilizzati ed in particolare dal fatto che la metodologia ISPRA è calibrata esclusivamente sull'Italia mentre la metodologia JRC è calibrata su tutti i paesi membri dell'UE.

I Servizi Ecosistemici analizzati in questo capitolo sono: il servizio ricreativo outdoor (le caratteristiche naturali che consentono il godimento di attività ricreative), il servizio di impollinazione delle colture (il contributo degli impollinatori selvatici alla produzione agricola, con quantificazione della frazione dipendente dall'impollinazione della produzione economica), il servizio di approvvigionamento idrico (una stima idrologica distribuita a livello spaziale del contenuto di acqua, deflusso e infiltrazione, per garantire processi ecologici dipendenti dall'acqua) e il servizio di regolazione del rischio di alluvioni (un servizio ecosistemico che stima la capacità della vegetazione e dei suoli di trattenere l'eccesso di deflusso dalle piogge).

La valutazione biofisica è tradotta in unità monetarie attraverso metodi di valutazione coerenti con il sistema nazionale di contabilità. La metodologia per definire il valore monetario del flusso SE stimato a livello fisico varia a seconda del servizio e delle sue caratteristiche fisiche e di fruizione.

Tutto questo approccio confluisce nella costruzione della contabilità del SEEA-EEA e propone alcune tavole sia in termini biofisici che monetari (UN, 2014; UN, 2017).

12.1 Servizio ricreativo outdoor

Il servizio ricreativo outdoor è un servizio ecosistemico culturale che considera tutte le interazioni fisiche e intellettuali con gli ecosistemi terrestri e marini. Prende in considerazione gli elementi naturali o le qualità degli ecosistemi che sono visti, osservati, vissuti o goduti in modo passivo o attivo dalle persone su base giornaliera. Il servizio ricreativo quantifica dunque cosa gli ecosistemi offrono in termini di opportunità di svago e che si traduce in benessere psico-fisico per l'uomo.

Il modello sviluppato per il servizio ricreativo outdoor è ispirato al modello ESTIMAP sviluppato da Paracchini (Paracchini et al., 2014) per l'Europa e concepisce il servizio come il risultato di un'interazione fra l'offerta e la domanda ad esso associate. Il modello calcola l'offerta ricreativa come funzione moltiplicativa della naturalità e dell'accessibilità, quest'ultima basata sulla distanza dai fattori di attrattività naturale, calcolata come distanza euclidea delle aree protette²⁶, picchi montuosi, coste e corpi idrici²⁷ (inclusi ruscelli, laghi e mari).

²⁵ Il contributo integrale è riportato nella sezione D degli Allegati Tecnici.

²⁶ Elenco Ufficiale Aree Protette (EAUP) MATTM- Geoportale Nazionale <http://www.pcn.minambiente.it/>

In Figura 56 è riportato, a titolo di esempio come primo output del modello, l'offerta di attività ricreative all'aperto per la regione Veneto; le aree in rosso corrispondono a valori più alti di offerta. In Figura 57 invece è riportata la domanda di attività ricreative all'aperto, sempre per la regione Veneto; le aree in rosso corrispondono ai valori di domanda più alti.

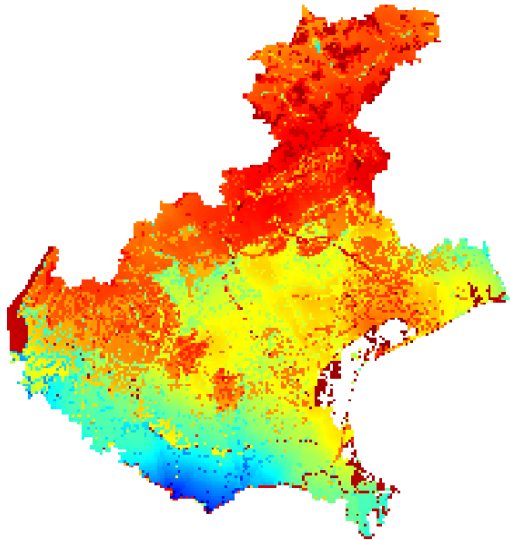


Figura 56 - Esempio di offerta di outdoor recreation per la regione Veneto

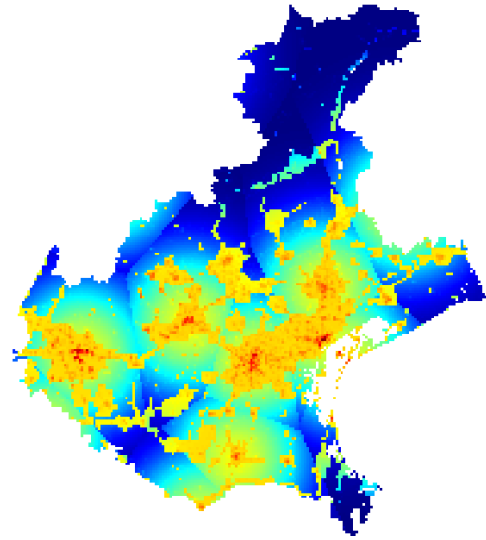


Figura 57 - Esempio di domanda del servizio ricreativo outdoor per la regione Veneto

Infine nella Figura 58 è rappresentato l'uso del servizio ricreativo dato dalla sovrapposizione spaziale dell'offerta e della domanda. Questo output facilita l'identificazione di siti con un'elevata domanda e offerta di attività ricreative, verso cui è più probabile che si verifichino i viaggi giornalieri. Le aree con scarsità di offerta o di domanda sono evidenziate con il colore blu mentre quelle in rosso sono le aree dove c'è maggiore offerta e domanda di servizio.

²⁷ Carta di uso e copertura del suolo, realizzata da ISPRA, 2017.

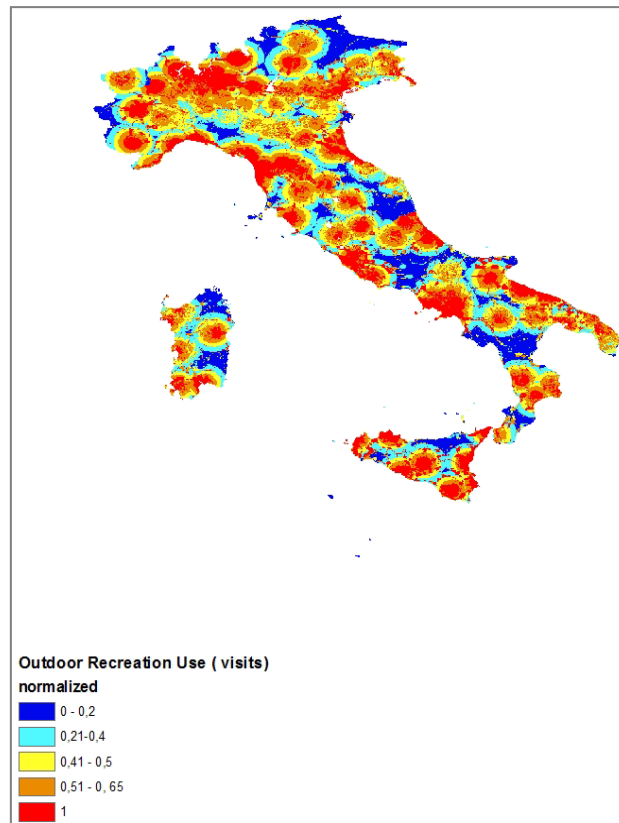


Figura 58 - Mappa dell'Uso del Servizio Ricreativo di Outdoor

Valutazione economica

La scelta dell'approccio e dei metodi di valutazione dipende principalmente dall'obiettivo della valutazione del Capitale Naturale. Quando lo scopo di costruire conti sul Capitale Naturale è di rendere paragonabili i valori economici assegnati a componenti dell'ecosistema con quelli inclusi negli aggregati del Sistema di Conti Nazionali (SNA), allora il metodo del valore di scambio rimane l'unico idoneo ed ammissibile, in alternativa al valore di benessere che è correlato invece ai cambiamenti nell'eccedenza (surplus) del consumatore e ha l'obiettivo di evidenziare il contributo degli ecosistemi al benessere umano in senso più ampio.

Per effettuare la valutazione dei servizi ricreativi all'aperto è stato applicato il cosiddetto metodo del 'costo di viaggio' come proxy del valore monetario che può essere attribuito all'esperienza ricreativa goduta dai visitatori, che è anche la metodologia più comunemente utilizzata in letteratura per tale tipo di servizio.

Partendo dal tempo di viaggio del modello di attività ricreativa outdoor abbiamo ipotizzato (Tabella 41) che i costi al km associati a un'esperienza ricreativa (costo del viaggio) siano pari a²⁸:

Tabella 41 - Consumo energetico e costi relative a diverse fonti di energia

Consumo energetico di un veicolo elettrico (Kw/h)	Cost (€/km)
0,28	0,11
Consumo benzina per un autoveicolo (L/km)	Cost (€/km)
11,8	0,14

²⁸ Il costo di viaggio è stato calcolato considerando una velocità media di 60 km/h, nell'ambito di un percorso combinato urbano ed extraurbano, con un costo del carburante pari a 1,65 €/L per un'auto alimentata a benzina, e un costo di circa € 0,4/Kw/h per un veicolo elettrico.

Si può presumere, nel caso di attività ricreative all'aperto, che un viaggio giornaliero includa un valore medio di occupazione di 2 persone per veicolo. La Figura 59 mostra il valore monetizzato dell'uso nel servizio ricreativo outdoor.

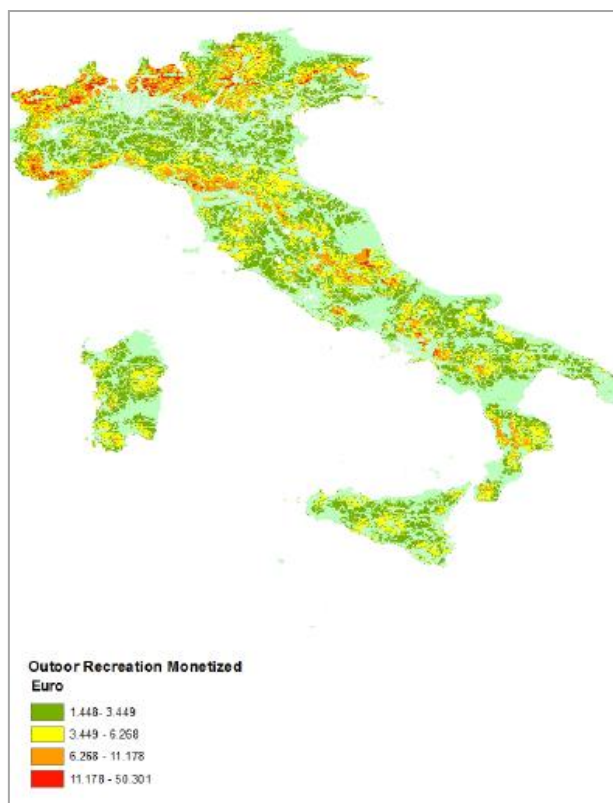


Figura 59 - Mappa dell'Uso Monetizzato del Servizio Ricreativo Outdoor

Tavole dell'Estensione, Offerta e Uso

Tavola dell'Estensione

L'estensione del servizio attività ricreative outdoor (Tabella 42) è rappresentato dalle aree ricreative per tipologie ecosistemiche in cui il servizio è fornito a una domanda che lo richiede, e corrisponde spazialmente ai poligoni o alle celle identificate dalla sovrapposizione tra domanda e offerta (UN, 2014).

Tabella 42 - Tavola dell'estensione del servizio di outdoor recreation

Servizio ecosistemico/ Tipo di ecosistema	Outdoor Recreation (ha) (2018)
Aree Verdi urbane	7.875
Colture	14.155.164
Praterie	2.112.489
Cespuglieti	2.307.123
Foreste e boschi	10.629.819
Aree umide	88.029
Fiumi e laghi	248.274
Altri	852.804
Totale Estensione	30.401.577

Tavola dell'Offerta

La tavola dell'offerta ricreativa (Tabella 43) descrive quali tipi di ecosistemi forniscono quantità diverse del servizio ecosistemico (UN, 2014). Di conseguenza è possibile capire l'origine del servizio dai vari tipi di ecosistema. La fornitura del servizio ecosistemico, espressa in termini monetari, è data dal valore di uscita del modello associato al costo di viaggio di ciascuna visita (Badura et al. 2017).

Tabella 43 - Tavola dell'offerta del servizio di outdoor recreation

Servizio ecosistemico/ Tipo di ecosistema	Outdoor Recreation (Numero visite- 2018)	Outdoor Recreation Veicolo a benzina (M€- 2018)	Outdoor Recreation Veicolo elettrico (M€- 2018)
Aree Verdi urbane	634.981	0,66	0,52
Colture	882.060.376	2.486	1953,22
Praterie	116.265.336	658	516,98
Cespuglieti	119.104.297	745	585,34
Foreste e boschi	586.452.548	4.091	3214,25
Aree umide	7.015.505	10	7,86
Fiumi e laghi	17.398.793	40	31,43
Altri	36.725.571	325	255,35
Totale Offerta	1.765.657.407	8.357	6.565

Tavola dell'Uso

La tavola dell'uso (Tabella 44) indica quali settori economici (comprese le famiglie) beneficiano del servizio ecosistemico (La Notte et al. 2017a). Lo stesso valore di output totale già distribuito tra gli ecosistemi di origine nella tavola dell'offerta, è ora assegnato ai destinatari del servizio attività ricreative, in questo caso le famiglie (UN, 2014).

Tabella 44 - Tavola dell'uso del servizio di outdoor recreation

Servizio ecosistemico/ Settori economici (M€ - 2018)	Settore Primario	Settore Secondario	Settore Terziario	Famiglie	Totale USO
Outdoor Recreation (Veicolo a benzina)				8.357	8.357
Outdoor Recreation (veicolo elettrico)				6.565	6.565

12.2 Servizio di impollinazione

Molte specie, tra cui alcune di grande interesse agricolo e alimentare, incluse le principali graminacee (frumento, riso, orzo, mais, ecc.), affidano l'impollinazione al vento e alla pioggia. La maggior parte delle piante, però, sia coltivate sia selvatiche, dipendono, in misura parziale o prevalente, da vettori animali, noti come 'impollinatori'.

Tra questi ultimi figurano un gruppo eterogeneo di animali, dominati da insetti, soprattutto api, ma anche diverse specie di mosche, vespe, farfalle, falene, scarafaggi, tonchi, tripidi, formiche, moscerini, pipistrelli, uccelli, primati, marsupiali, roditori e rettili.

Una vasta gamma di insetti selvatici possono essere considerati impollinatori rilevanti, ma le api sono il gruppo più importante per la maggior parte delle colture (Free, 1993). Affinché le api possano vivere in un habitat, necessitano di tre elementi: luoghi adatti a nidificare, cibo sufficiente (fornito dai fiori) e disponibilità d'acqua nei pressi dei loro siti di nidificazione. Il modello di impollinazione si concentra sui bisogni di risorse, sui comportamenti di volo delle api selvatiche e infine sul servizio di impollinazione associato ad alcune colture.

La Figura 60 mostra la presenza relativa di impollinatori per la regione Sicilia, cioè l'offerta del servizio di impollinazione. La Figura 61 mostra, invece, le aree della domanda soddisfatta in cui il servizio è presente con intensità diversa.

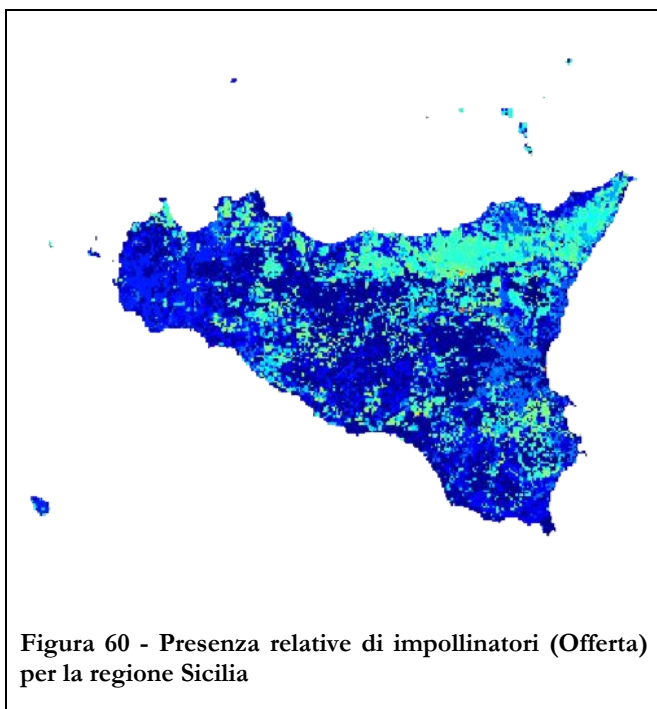


Figura 60 - Presenza relative di impollinatori (Offerta) per la regione Sicilia

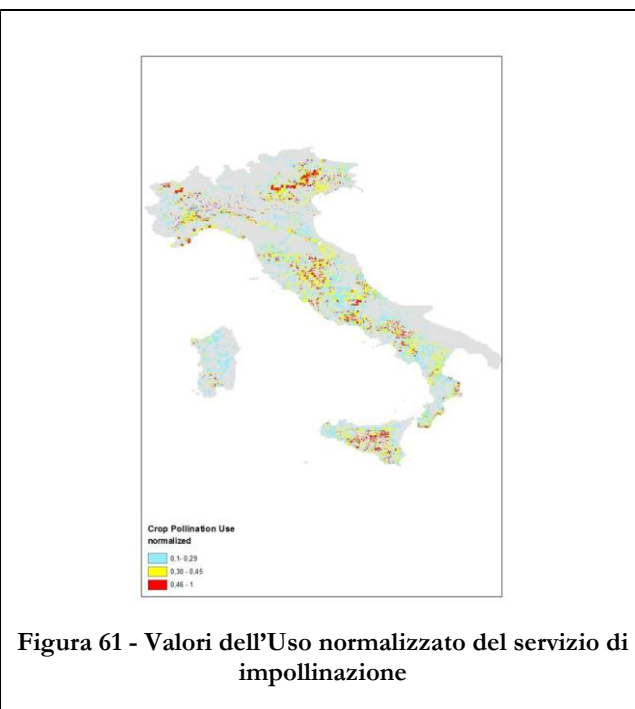


Figura 61 - Valori dell'Uso normalizzato del servizio di impollinazione

Valutazione economica

La valutazione è stata condotta applicando un metodo basato su riferimenti di mercato ('market-based') che utilizza il prezzo delle colture per attribuire il valore monetario riferito al servizio di impollinazione delle colture. Applicando un approccio 'market-based', è possibile garantire l'allineamento con il sistema contabile nazionale, in quanto il servizio di impollinazione contribuisce al valore della produzione agricola già inclusa nei conti nazionali (UN, 2014; UN, 2017).

L'aumento della produzione agricola può essere misurato come quota della produzione agricola attribuibile al flusso di impollinazione, che viene calcolato moltiplicando il risultato dell'equazione USE e il prezzo di mercato²⁹ per ciascuna delle 30 diverse colture (La Notte et al., 2017a). Questa componente della produzione non esisterebbe senza il servizio ecosistemico, e quindi rappresenta nel suo insieme il valore aggiuntivo derivante dalla presenza di impollinatori.

²⁹ <http://arearica.crea.gov.it>

Tavole dell'Estensione, Offerta e Uso

Tavola dell'Estensione

L'estensione del servizio ecosistemico di impollinazione delle colture è rappresentata dalle aree agricole in cui è presente il servizio, cioè dove si incontrano spazialmente domanda e offerta di servizio (Tabella 45).

Il modello di impollinazione produce informazioni spazialmente esplicite sulla distribuzione dei servizi di impollinazione degli insetti basati su terreni coltivati. Secondo i cambiamenti previsti nei modelli climatici, alcune specie di impollinatori selvatici si sposteranno verso latitudini sempre più settentrionali e la stragrande maggioranza dei bombi soffrirà molto della riduzione degli areali (Potts et al., 2015). La copertura del suolo è il driver più importante, ma la sua importanza relativa differisce tra i gruppi tassonomici, in base alle loro specifiche esigenze.

Tabella 45 - Tavola dell'estensione per servizio impollinazione

Servizio Ecosistemico/ Tipo di Ecosistema (<i>ha</i>) (2018)	Aree Verdi Urbane	Zone agricole	Prati	Arbusteti	Foreste	Aree scarsamente vegetate	Aree umide	Laghi e Fiumi	Coste	Totale Estensione
Servizio di impollinazione		1.448.454								1.448.454

Tavola dell'Offerta

La tavola dell'offerta mostra da quale tipo di "ecosistema culturale" viene prodotto il servizio di impollinazione (Tabella 46 e cartografia in Figura 62).

La valutazione biofisica è fondamentale per stimare il contributo apportato dagli impollinatori che consiste nella "quantità" di servizio offerto dall'ecosistema. In questo modo, siamo in grado non solo di attribuire ciò che viene fornito dall'ecosistema, ma anche quanto dell'attuale produzione è attribuibile al servizio ecosistemico.

Per quanto riguarda la valutazione monetaria e la sua contabilità, è chiaro che il servizio di impollinazione condivide una caratteristica particolare con i servizi di fornitura: contribuisce ad un bene (il valore della produzione agricola) già presente nel sistema di contabilità economica nazionale (SNA). Pertanto, il valore monetario del servizio nella tavola della supply e dello use viene calcolato associando il prezzo³⁰ di mercato di ciascuna delle 30 colture analizzate alla quota del volume di produzione attribuita al servizio di impollinazione (La Notte et al., 2017a).

Tabella 46 - Tavola della "Met Demand"

	<i>Met Demand [t]</i>	<i>Met Demand [M€]</i>	
Colture	Mandorla	29.928	45
	Mela	925.706	333
	Albicocca	91.504	63
	Ciliegia	136.291	144
	Fichi	116.795	27
	Agrumi	40.323	69

	<i>Met Demand [t]</i>	<i>Met Demand [M€]</i>
Kiwi	843.472	531
Limone e Lime	169.162	78
Melone	218.823	94
Arancia	11.356	11
Pesca	2.864	2
Pera	163.827	95
Kaki	21.719	2
Prugna	2.058.637	844
Lampone	167.300	85
Fragola	7.912.002	2.294
Mandarino	548.180	280
Anguria	265.336	157
Fagiolo	228.573	94
Fava	85.570	44
Peperoncino	111.701	61
Melanzana	28.869	9
Lino	876	5
Leguminose	961.625	346
Zucca	32.387	90
Colza	253.580	76
Soya	3.692.448	1.219
Girasole	27.786.774	11.393
Pomodoro	885.677	37
Rapa	136.328	30
Totale		18.560

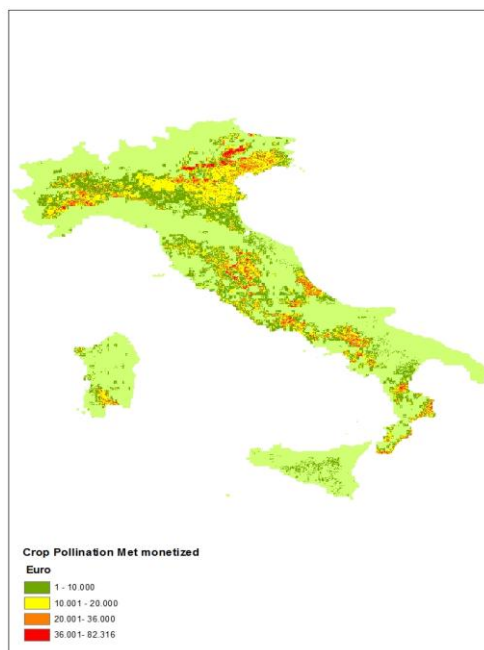


Figura 62 - Met-Demand monetizzata del servizio di impollinazione

Tabella 47 - Tavola dell'Offerta del servizio di impollinazione

Servizio Ecosistemico/ Tipo di Ecosistema	Impollinazione (M€ - 2018)
Aree Verdi urbane	
Zone agricole	1.939
Praterie	
Cespuglieti	
Foreste e boschi	
Aree umide	
Fiumi e laghi	
Totale	1.939

Tavola dell'Uso

La tavola dell'uso indica quali settori economici beneficiano dei Servizi Ecosistemici, seguendo le classificazioni utilizzate nei conti nazionali (Tabella 48). Lo stesso valore totale della produzione attribuibile al servizio di impollinazione delle colture (una quota della produzione totale di SNA) già distribuito tra gli ecosistemi di origine nella tavola della Supply, è ora assegnato ai destinatari del servizio di impollinazione delle colture, in questo caso il settore agricoltura ovvero il settore primario come nella carta di Figura 63.

Tabella 48 - Tavola dell'uso

	USO [t] (2018)	USO [M€](2018)
Agricoltura - Primo Settore	Mandorla	29
	Mela	217
	Albicocca	41
	Ciliegia	36
	Fichi	7
	Agrumi	45
	Kiwi	27
	Limone e Lime	4
	Melone	24
	Arancia	3
	Pesca	0
	Pera	86
	Cachi	1

	<i>USO [t] (2018)</i>	<i>USO [M€](2018)</i>
Prugna	102.932	42
Lampone	150.570	77
Fragola	395.600	115
Mandarino	356.317	182
Anguria	172.469	102
Fagiolo secco	11.429	5
Fava	55.621	28
Peperoncino	100.531	55
Melanzana	7.217	2
Lino	569	3
Legumi	240.406	87
Zucchina	8.097	23
Colza	63.395	19
Soia	184.622	61
Girasole	1.389.339	570
Pomodoro	575.690	24
Rapa	122.695	27
Totale		1.939

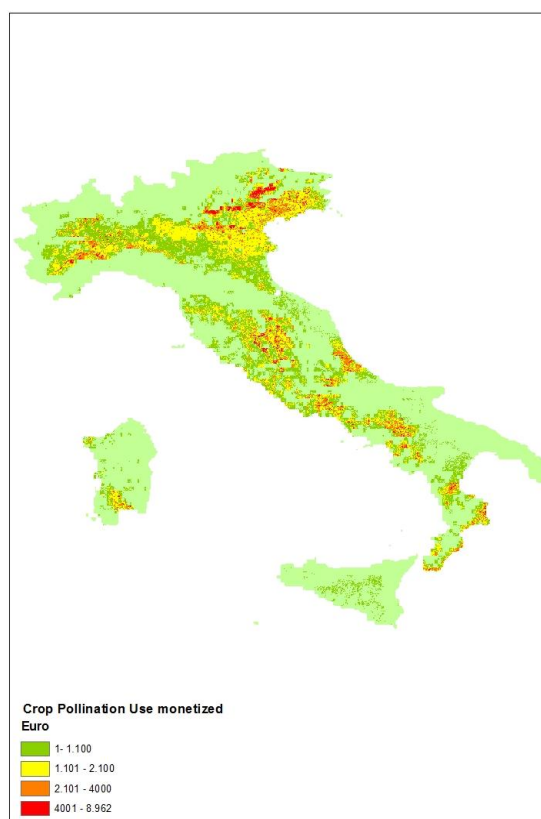


Figura 63 - Valore dell'uso monetizzato del servizio di impollinazione

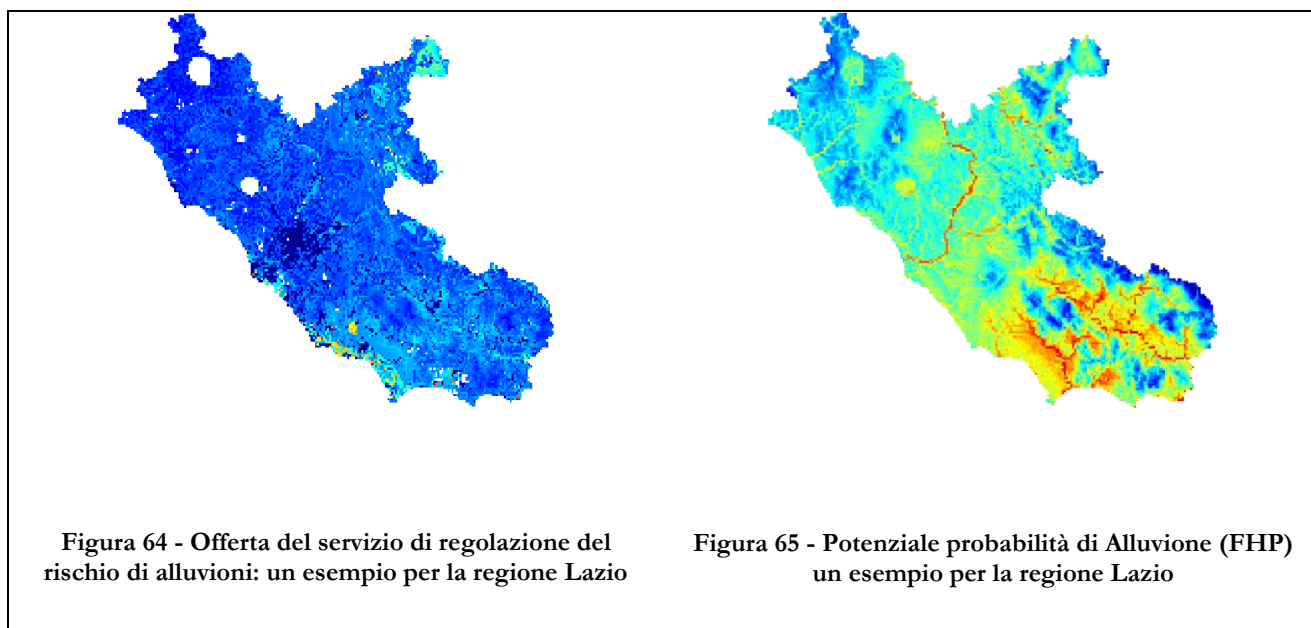
12.3 Servizio di regolazione del rischio di alluvioni

Il servizio di regolazione del rischio di alluvioni è un servizio ecosistemico che consiste nella capacità della vegetazione e del suolo di trattenere il deflusso in eccesso dalle precipitazioni. La riduzione della velocità e dei volumi di scorrimento dell'acqua in virtù della presenza di caratteristiche dell'ecosistema, attenua o previene i danni all'ambiente umano. Il servizio è presente laddove esiste idealmente un rischio medio-basso di inondazioni in cui le aree sono in grado di mitigare naturalmente questo rischio attraverso la ritenzione idrica.

Il controllo delle inondazioni da parte degli ecosistemi è garantito in ogni momento e non solo durante le piogge estreme che possono indurre inondazioni che minacciano le persone e le infrastrutture. La logica è che senza la funzione protettiva degli ecosistemi anche eventi di precipitazione meno intensi o prolungati potrebbero provocare inondazioni. L'effettivo flusso di servizi ecosistemici di controllo delle inondazioni in questo studio è quantificato come il numero di ettari che richiedono il controllo delle inondazioni (domanda) e che stanno beneficiando degli ecosistemi attraverso una riduzione dei deflussi a monte. Senza la funzione protettiva degli ecosistemi a monte, sarebbero necessari maggiori investimenti nelle misure di difesa per mantenere lo stesso o più elevato livello di protezione. Pertanto, gli ecosistemi forniscono il controllo delle inondazioni con o senza misure di difesa. In questo senso, è stato quantificato il flusso di servizi di controllo delle inondazioni in termini biofisici senza considerare il ruolo delle misure di difesa.

Il servizio di regolazione del rischio di alluvioni è modellato per quantificare i valori per l'offerta (S) e la domanda (D) di questo servizio ecosistemico.

L'offerta del servizio (FRS) per la regione Lazio è rappresentato nella Figura 64 e si basa su un indice di probabilità del rischio.



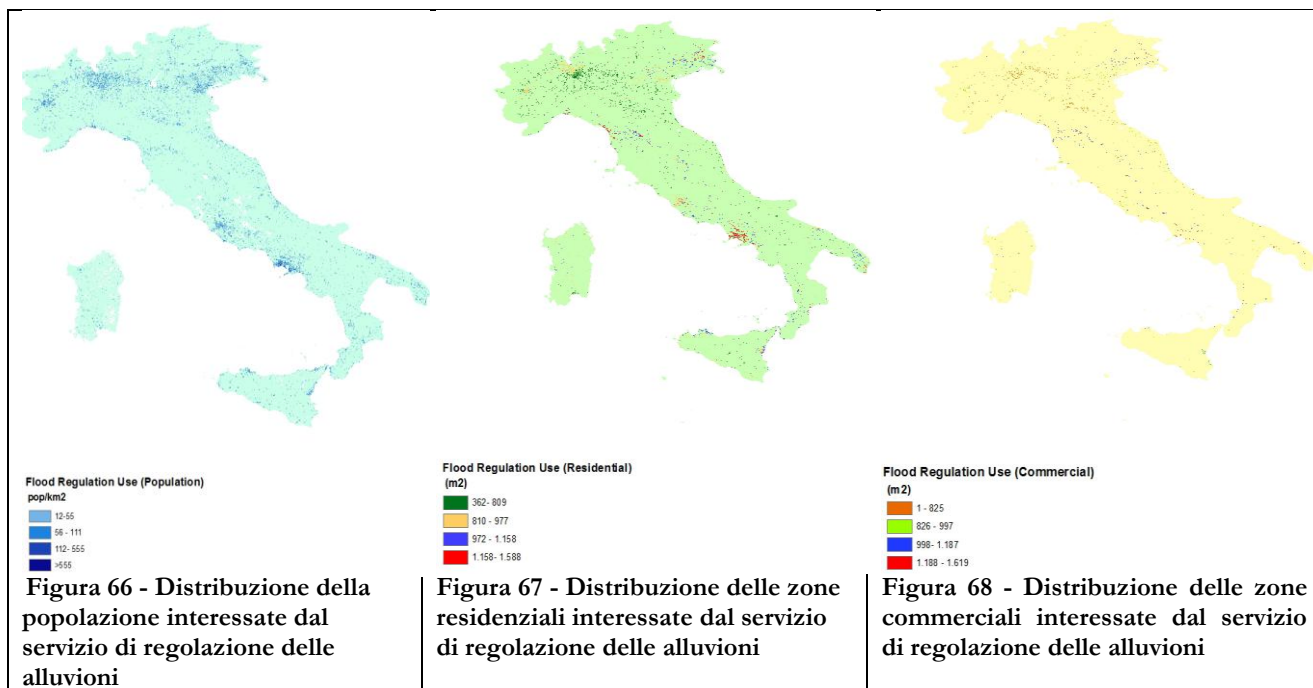
La stima dell'indice FHP (Figura 65) combina le precipitazioni con il flusso di accumulo d'acqua scendendo lungo il pendio (DEM³¹), e la temperatura del trimestre più piovoso dell'anno.

La domanda di servizio è definita come Flood Regulation Demand (FRD) ed è rappresentata dalla popolazione o dalle attività collocate nell'area interessata dal servizio. Questo fornisce una valutazione dell'esposizione della popolazione e delle proprietà a potenziali rischi di alluvione, nel caso il servizio venisse meno.

³¹ Digital Elevation Model.

Infine, il modello stima il servizio ecosistemico complessivamente utilizzato, attraverso un algoritmo che combina domanda e offerta per le diverse categorie di beneficiari (Figura 66 per la popolazione, Figura 67 per gli assets residenziali, Figura 68 per gli assets commerciali/industriali).

Questo modello costituisce quindi una semplificazione di quelli già pubblicati su scala globale o continentale (Stürck et al., 2014; Ward et al., 2015), ma è facilmente replicabile anche in contesti con pochi dati a disposizione.



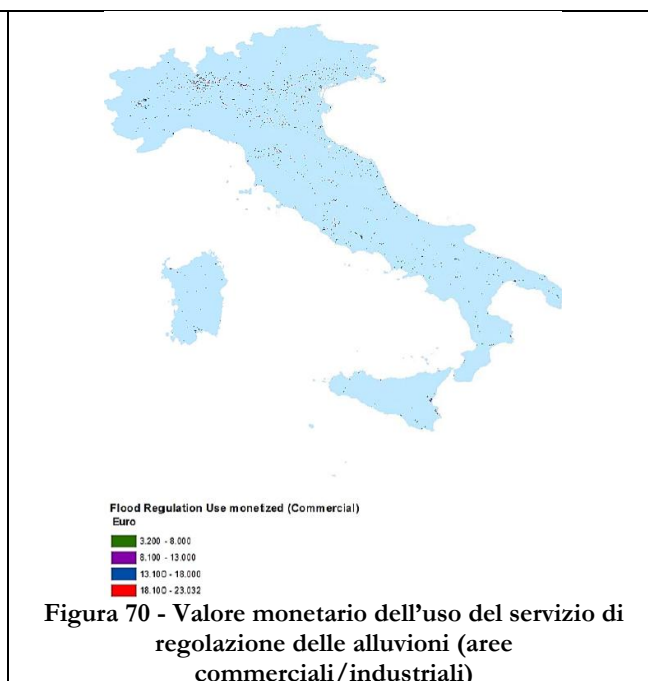
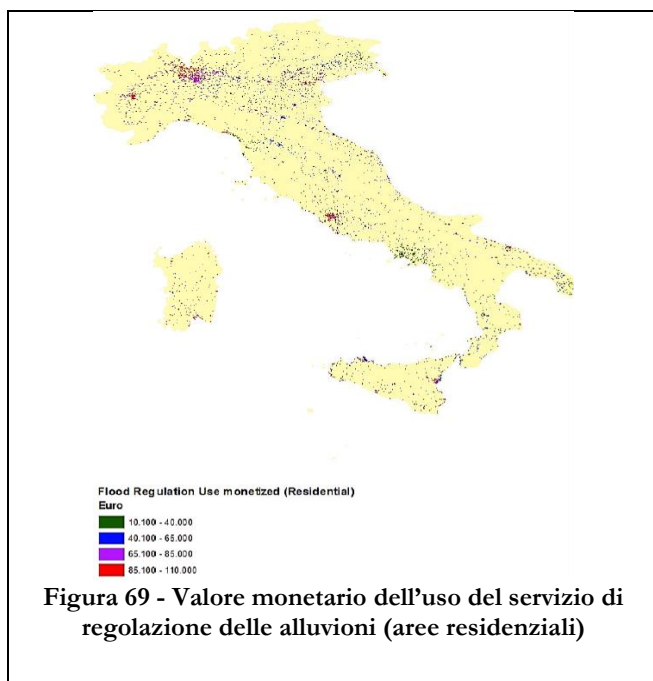
Come risulta evidente dalle figure 66, 67 e 68, la popolazione che maggiormente usufruisce del servizio di regolazione del rischio alluvioni è la quella della provincia di Torino in Piemonte, Milano, Como, Varese, Lecco in Lombardia, Padova, Vicenza Treviso in Veneto, Udine e Pordenone in Friuli, la provincia di Roma nel Lazio, di Napoli in Campania e di Catania e Messina in Sicilia.

Valutazione Economica

La valutazione è stata condotta attraverso una applicazione innovativa del metodo “cost-based”, ovvero basato sulla stima del “costo/danno evitato”, metodologia che permette di garantire la confrontabilità con gli aggregati del Sistema dei Conti Nazionali

L’approccio proposto per una stima economica quantitativa del servizio di controllo e regolazione delle alluvioni, è quello di valutare il danno atteso per alcune categorie di beni (a partire da edifici residenziali e commerciali), interessate da una potenziale inondazione nelle aree identificate, se il servizio ecosistemico - attualmente presente - dovesse essere rimosso o non esistere più.

La valutazione del danno atteso è ancora più problematica in aree urbane complesse che vedono la presenza di un patrimonio artistico e culturale. Supponendo che, a seguito di un evento di alluvione, la proprietà abbia bisogno di una manutenzione completa, la differenza tra il valore di mercato di un appartamento da ristrutturare e uno in perfette condizioni, può essere considerata come una proxy del costo di ripristino per le strutture danneggiate gli assets residenziali (Figura 69) e per gli assets commerciali/industriali (Figura 70).



Tavole dell'Estensione, Offerta ed Uso

Tavola dell'Estensione

L'estensione del servizio ecosistemico di regolazione e controllo delle alluvioni è rappresentata dalle aree in cui è presente il servizio (UN, 2014; UN, 2017), cioè dove le celle di offerta e domanda si sovrappongono spazialmente come mostrato in Tabella 49.

Tabella 49 - Tavola dell'estensione del Servizio di regolazione delle alluvioni

Servizio ecosistemico/tipo di Ecosistema	Urbano (2018)		
	Popolazione (numero di abitanti)	Aree residenziali (m ²)	Aree Industriali/commerciali (m ²)
Servizio di regolazione delle alluvioni	3.596.805	124.031.033	31.457.272

Tavola dell'Offerta

La tavola dell'offerta (Tabella 50) riporta in questo specifico servizio ecosistemico, non tanto da quale tipo di ecosistema viene prodotto il servizio, come è stato per i precedenti, quanto l'ecosistema sul quale il servizio ha impatto. I valori biofisici derivano dai risultati dell'equazione USE e rappresentano la popolazione e/o la superficie degli edifici commerciali/industriali e residenziali interessati dal servizio.

Tabella 50 - Tavola dell'offerta del servizio di regolazione delle alluvioni

Servizio ecosistemico/tipo di Ecosistema	Urbano (2018)	
	Aree residenziali (M€)	Aree industriali/commerciali (M€)
Servizio di regolazione delle alluvioni	39.070	7.770

Tavola dell'Uso

La tavola dell'uso (Tabella 51) indica quali settori economici beneficiano dei Servizi Ecosistemici. Lo stesso valore totale attribuito al servizio di controllo delle inondazioni già distribuito tra gli ecosistemi di origine nella tavola dell'offerta, è ora assegnato ai destinatari del servizio, in questo caso famiglie oppure settore terziario e settore secondario.

Tabella 51 - Tavola dell'uso del servizio di regolazione delle alluvioni

Servizio Ecosistemico/ Settori economici (M€) 2018	Settore Primario (M€)	Settore Secondario e Terziario (M€)	Famiglie Residenziale (M€)	Totale Uso (M€)
Servizio di regolazione delle alluvioni		7.770	39.070	46.840

12.4 Servizio di disponibilità idrica

La disponibilità idrica è un servizio ecosistemico definito dall'insieme dei corpi idrici naturali, di superficie e sotterranei che forniscono acqua potabile e non potabile.

Il dettato normativo nazionale conferisce ad ISPRA la competenza della definizione del bilancio idrico-idrologico nazionale attraverso i seguenti decreti:

- DLgs 112/98 Art. 88 Compiti di rilievo nazionale
- DLgs 152/2006 Art. 60. Competenze dell'Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale - ISPRA

Il bilancio idrologico GIS Based (BIGBANG) su scala nazionale sulla rete regolare, sviluppato da ISPRA (Braca, 2018), fornisce la stima delle componenti idrologiche totali come la precipitazione totale, l'evapotraspirazione reale, la ricarica delle falde acquifere o l'infiltrazione e il deflusso superficiale, con una griglia di risoluzione di 1 km, che copre l'intero territorio nazionale.

I conti delle risorse idriche degli ecosistemi sono stati realizzati seguendo le tavole contabili del SEEA-EEA laddove possibile, a causa della notevole mancanza di dati spaziali sui prelievi di acqua (soprattutto quelli diretti), sullo stoccaggio nei bacini artificiali e sulle perdite di rete.

Valutazione economica

Per effettuare questa valutazione, è stato applicato un metodo 'market-based' basato su quella che in letteratura è conosciuta come "Resource Rent" (rendita della risorsa) e che aiuta a stimare il valore monetario da attribuire al servizio di erogazione dell'acqua. Anche in questa circostanza, un approccio basato sul mercato è essenziale per garantire la comparabilità dei risultati dell'esercizio con aggregati presenti nel Sistema dei Conti Nazionali.

Tavole dell'Estensione, Offerta Uso

Tavola dell'Estensione

L'estensione del servizio di ecosistema di approvvigionamento idrico è rappresentata in Tabella 52 dalle aree in cui è possibile identificare spazialmente il 'flusso potenziale' (La Notte 2017a) che rappresenta qui solo il deflusso superficiale più la ricarica netta delle acque sotterranee. Non consideriamo nel calcolo né l'afflusso esterno né i cambiamenti nei bacini artificiali.

Tabella 52 - Tavola dell'estensione della disponibilità idrica

Servizio ecosistemico/Tipo di ecosistema (Km ²) 2018	Aree Verdi urbane	Colture	Praterie	Cespuglieti	Foreste e Boschi	Aree umide	Fiumi e laghi	Totale Estensione
Approvvigionamento idrico	37.889	31.422.452	9.543.560	7.655.294	48.466.732	101.617	974.477	98.202.021

Tavola dell'Offerta

La Tabella 53 mostra da quale tipo di ecosistema il servizio proviene (UN, 2014; UN, 2017). In questo caso il flusso di acqua rinnovabile, compreso il deflusso superficiale più la ricarica netta delle acque sotterranee, che viene prodotto annualmente e naturalmente (m³/anno), rappresenta il 'flusso potenziale' come descritto nella tavola di estensione e illustrato dalla cartografia digitale nella Figura 71.

Tabella 53 - Tavola dell'offerta

Servizio ecosistemico/Tipo di ecosistema (mln m ³ /year) 2018	Aree Verdi urbane	Colture	Praterie	Cespuglieti	Foreste e Boschi	Aree umide	Fiumi e laghi	Coste	Totale Offerta
Offerta del Servizio Approvvigionamento idrico	37,889	31.422,45	9.543,56	7.655,29	48.466,73	101,62	974,48	17016,82	115.218,84

La mappa della Figura 71 mette in evidenza che le zone a maggior flusso idrico potenziale sono sicuramente quelle delle regioni nord, alimentate dai corsi d'acqua alpini e caratterizzati da un notevole apporto d'acqua, anche sotterranea. Ad essi fanno da contrappunto corsi d'acqua territorialmente più circoscritti e dall'andamento più irregolare lungo l'arco appenninico e nel mezzogiorno. Se nelle regioni centrali è ancora abbondante la circolazione di acque sotterranee, nel sud le falde utilizzabili sono invece assai scarse e confinate entro brevi tratti di pianura costiera (Campania e Calabria), dove spesso subiscono fenomeni di ingressione salina.

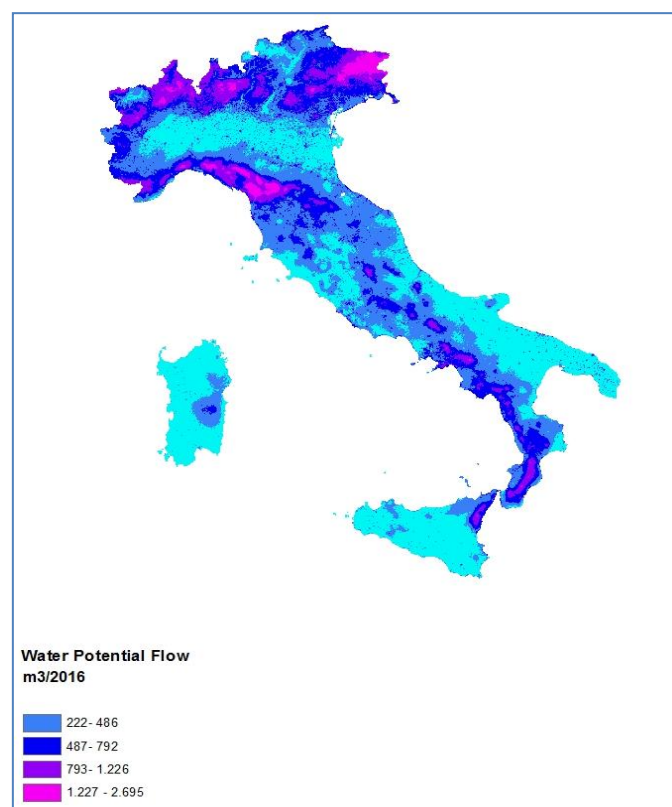


Figura 71 - Flusso idrico potenziale

Tavola dell'Uso

La tavola dell'uso (Tabella 54) indica quali settori economici beneficiano del servizio ecosistemico, seguendo le classificazioni utilizzate nei conti nazionali. Il flusso effettivo di estrazione di acqua per un dato periodo (m³/anno) viene assegnato ai destinatari del servizio, in questo caso le famiglie e il settore agricolo (UN, 2014; UN, 2017).

Tabella 54 - Tavola dell'uso del servizio disponibilità idrica

Servizio Ecosistemico/Settore Economico (2018)	Settore Primario		Settore Secondario		Famiglie	Totale USO
	Agricoltura	Bestiame	Industria	Energia		
Uso [mln m ³] (Estrazioni)	15.975	989	6.076	1.604	9.490	34.136
Uso [mln €] (Estrazioni)	87				184.106	184.193

13 Alcune considerazioni complessive sui lavori JRC e ISPRA

In questo paragrafo sono riportate alcune considerazioni complessive sui risultati delle valutazioni contenute nei due studi ISPRA e JRC.

Entrambi presuppongono la costruzione di tavole contabili, in linea con gli standard e le procedure metodologiche stabilite in ambito SEEA-EEA (UN, 2014; UN, 2017) e MAES (La Notte et al., 2017a). Il primo studio è stato sperimentato dal JRC (Joint Research Center della Commissione Europea) su scala europea ed è stato applicato, in questo e nel precedente Rapporto, all'Italia per la stima di sei SE, quattro in questo Rapporto: a) la generazione di biomassa agricola, b) generazione biomassa forestale, c) regolazione del clima, d) controllo del rischio di inondazione; e due già analizzati nel precedente Rapporto: e) il servizio ricreativo outdoor (le caratteristiche naturali che consentono il godimento di attività ricreative), f) il servizio di impollinazione delle colture (il contributo degli impollinatori selvatici alla produzione agricola, con quantificazione della frazione dipendente dall'impollinazione della produzione economica). Tutte le valutazioni si riferiscono al 2012.

Il secondo studio riporta i risultati tratti da un progetto coordinato da ISPRA che ha sviluppato, specificatamente per l'Italia, le valutazioni biofisiche ed economiche di quattro SE: il servizio ricreativo outdoor (le caratteristiche naturali che consentono il godimento di attività ricreative), il servizio di impollinazione delle colture, il servizio di disponibilità idrica (una stima idrologica distribuita a livello spaziale del contenuto di acqua, deflusso e infiltrazione, per garantire processi ecologici dipendenti dall'acqua) e il servizio di regolazione del rischio di alluvioni (un SE che stima la capacità della vegetazione e dei suoli di trattenere l'eccesso di deflusso dalle piogge). In questo caso, l'anno di riferimento per i dati fisici e monetari è il 2018.

Tabella 55 - Valore dei SE utilizzati

a) JRC

Anno 2012, milioni di euro	Unità economiche beneficiarie						TOTALE
	Settori Primari		Industria	Servizi	Famiglie	Società globale	
Servizi ecosistemici	Agricoltura	Foreste					
Generazione di biomassa agricola	925,0						925,0
Generazione di biomassa forestale		648,0					648,0
Regolazione del Clima						897,0	897,0
Controllo del rischio inondazioni	799,1		2.402,0	1.384,0	11.726,0		16.311,1
Impollinazione agricola	44,0						44,0
Attività ricreativa outdoor					5.249,0		5.249,0
Valore totale	1.891,0	648,0	2.402,0	1.384,0	16.975,0	897,0	24.074,1

b) ISPRA

Anno 2018, milioni di euro	Unità economiche beneficiarie						TOTALE
	Settori Primari		Industria	Servizi	Famiglie	Società globale	
Servizi ecosistemici	Agricoltura	Foreste					
Disponibilità idrica	87,9				184.106,0		184.193,0
Controllo del rischio di alluvioni			7.770,0		39.070,0		46.840,0
Impollinazione agricola	1.939,0						1.939,0
Attività ricreativa outdoor					8.357,0		8.357,0
Valore totale	2.026,9		7.770,0		231.533,0		241.329,0

Nel complesso, il valore totale dei servizi ecosistemici analizzati dallo studio JRC è pari a circa 24,1 mld di euro. Nello studio ISPRA invece il valore totale raggiunge i 241,3 mld di euro. Lo scostamento è dovuto in larga parte al valore di due servizi presenti solo nello studio ISPRA, la disponibilità di risorsa idrica e il controllo del rischio alluvioni: da soli rappresentano oltre il 90% del valore totale.

Due sono i servizi esaminati da entrambi gli studi, l'attività ricreativa outdoor e l'impollinazione agricola. Il valore del primo servizio è pari a 5,2 nello studio JRC e a 8,4 mld di euro nello studio ISPRA. Differenze significative tra i due studi si registrano per la valutazione dell'impollinazione agricola pari, secondo il JRC a 44 mln di euro e a 1,9 mld secondo l'ISPRA. La differenza è da attribuirsi soprattutto alle diverse colture analizzate, ai diversi modelli biofisici utilizzati e alla metodologia calibrata esclusivamente sull'Italia nello studio ISPRA mentre nello studio JRC è calibrata sui paesi membri dell'UE.

Nello studio del JRC, i valori più elevati relativi di SE si registrano per il controllo del rischio di inondazioni e per l'attività ricreativa outdoor; per lo studio ISPRA, il servizio "disponibilità idrica" registra i valori più elevati. Per entrambi gli studi i beneficiari dei SE sono soprattutto le famiglie

14 Contabilità ambientale per le Aree Marine Protette

Negli ultimi anni è cresciuta la consapevolezza dell'importanza della valutazione ecologica ed economica degli *stock* di Capitale Naturale e dei numerosi benefici per l'uomo in termini di funzioni e Servizi Ecosistemici (Buonocore et al., 2018; Pauna et al., 2018).

Come riportato nei due precedenti Rapporti CCN (2017) e CCN (2018), una prima valutazione del Capitale Naturale e dei relativi Servizi Ecosistemici in ambiente marino è stata implementata nell'ambito del progetto “*Contabilità Ambientale per le Aree Marine Protette Italiane*” finanziato dal 2014 dalla DG-PNM del MATTM (Franzese et al., 2015).

Nell'ambito di tale progetto è stato sviluppato un modello biofisico e trofodinamico (Vassallo et al., 2017) basato sulla contabilità energetica (Odum, 1996) per la valutazione in termini biofisici ed economici degli *stock* di Capitale Naturale nelle Aree Marine Protette (AMP) italiane. Tale modello di contabilità ambientale è stato applicato per numerose AMP italiane (Buonocore et al., 2019; Franzese et al., 2017; Picone et al., 2017).

A partire dai risultati ottenuti applicando il modello di contabilità ambientale per le AMP, è stato poi stimato anche il valore biofisico degli *stock* di Capitale Naturale nelle tre ecoregioni marine italiane, così come riportato nel Secondo Rapporto sul Capitale Naturale (2018). In questo rapporto venivano presentati i dati relativi alle prime 12 AMP. Nel presente Rapporto i dati sono aggiornati a 16 AMP (Tabella 56).

Tabella 56 - Valore biofisico (energetico) medio degli stock di Capitale Naturale di 16 AMP italiane.

AMP	Estensione (ha)	Valore energetico (sej/ha)
Isole Ventotene e S. Stefano	2.850	2,78E+15
Punta Campanella	1.550	7,42E+15
Costa degli Infreschi e della Masseta	2.360	3,72E+15
S. Maria di Castellabate	6.930	7,43E+15
Capo Rizzuto	15.000	5,63E+15
Isole Tremiti	1.320	7,28E+15
Isole Egadi	53.992	2,07E+16
Portofino	363	2,23E+16
Cinque Terre	4.865	6,38E+15
Capo Carbonara	8.374	4,89E+15
Asinara	10.918	3,36E+16
Plemmirio	1.998	3,12E+16
Regno di Nettuno	6.282	6,99E+15
Porto Cesareo	16.533	1,48E+16
Torre Guaceto	2.217	1,47E+16
Isole Pelagie	3.849	5,12E+15

Nell'ambito del progetto “*Contabilità Ambientale per le Aree Marine Protette Italiane*” è stato anche identificato e valutato un primo set di Servizi Ecosistemici generato dalle AMP (Tabella 57).

Tabella 57 - Principali Servizi Ecosistemici generati dalle AMP.

Nomenclatura come da classificazione CICES (V4.3)	Nomenclatura adottata nel progetto
Wild animals and their outputs	Fauna selvatica
Global climate regulation by reduction of greenhouse gas concentrations	Regolazione climatica
Experiential use of plants, animals and land/sea-scapes in different environmental settings	Fruizione turistica
Physical use of land/sea-scapes in different environmental settings	Ricadute economiche dovute all'uso fisico del territorio
Scientific	Produzione scientifica
Educational	Attività didattico-educativa

Infatti, le AMP generano costantemente benefici per l'uomo in termini di Servizi Ecosistemici ma, nel contempo, la fruizione di tali servizi implica una serie di attività antropiche che comportano costi ambientali ed economici e generano una serie di impatti sulle matrici ambientali (Figura 72). Il progetto prevede quindi una fase finale di bilancio costi-benefici.

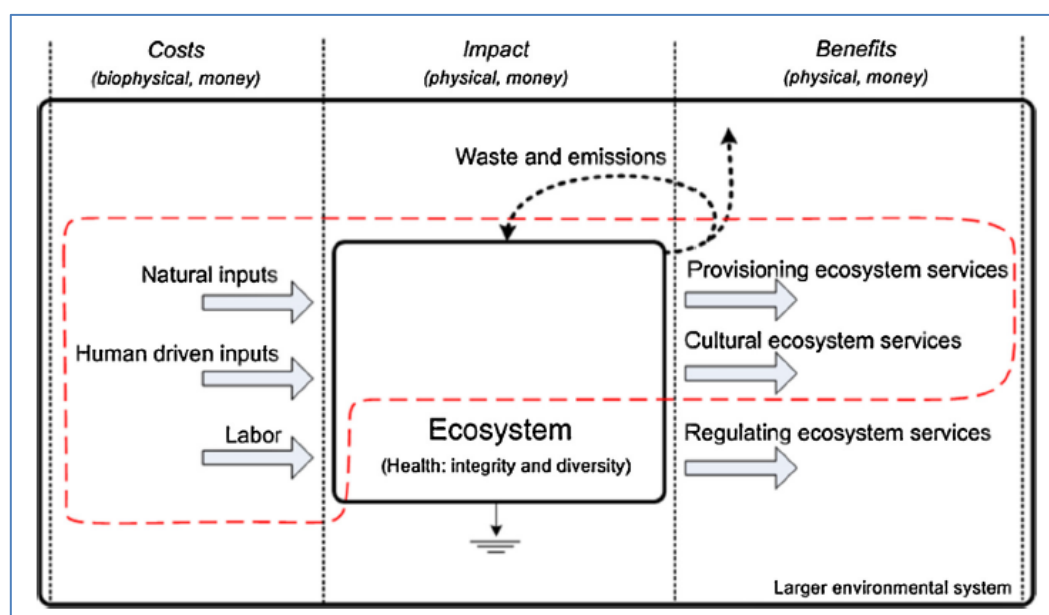


Figura 72 - Tre principali domini di valutazione dei Servizi Ecosistemici

Fonte: Häyhä & Franzese, 2014

Sono state individuate cinque principali attività antropiche riconducibili alla fruizione di Servizi Ecosistemici nelle AMP: 1) pesca ricreativa, 2) pesca professionale, 3) diportismo nautico, 4) subacquea, 5) balneazione. Sono stati poi successivamente contabilizzati sia i costi (ambientali ed economici) e gli impatti dovuti a tali attività antropiche, sia i benefici (ambientali ed economici) generati.

14.1 Costi ambientali

La contabilizzazione dei costi ambientali sostenuti per la fruizione dei Servizi Ecosistemici generati nelle AMP è stata realizzata mediante il metodo della contabilità emergetica, di cui si è scritto nel Rapporto CCN 2018 (Box B, pp. 28-29). In particolare, sono stati contabilizzati e convertiti in unità emergetiche i flussi di materia, energia, lavoro e servizi (ossia lavoro indiretto incorporato nei beni acquistati) che supportano le principali attività antropiche funzionali alla fruizione dei Servizi Ecosistemici. Il costo emergetico totale per la generazione dei SE è stato poi calcolato come somma dei valori emergetici ottenuti per le singole attività (Tabella 52).

Infine, il valore di emergia totale è stato convertito in equivalenti economici (monetari) attraverso un fattore di conversione definito “rapporto emergia-denaro” (EMR - *Emergy-to-Money Ratio*). Questo fattore di conversione rappresenta l'emergia investita per generare una unità di denaro ed è calcolato a scala nazionale dividendo il valore di emergia totale che supporta una nazione per il suo Prodotto Interno Lordo (www.emergy-nead.com).

Gli equivalenti monetari del costo biofisico (emergetico) delle attività antropiche vogliono facilitare la comprensione dell'importanza dei costi sostenuti dalla natura per la fruizione dei Servizi Ecosistemici generati dalle AMP. In Tabella 58 (a, b) sono sintetizzati i costi emergetici e i relativi valori monetari derivati delle attività antropiche che consentono la generazione dei Servizi Ecosistemici nelle sei AMP italiane per le quali ad oggi è stata completata l'analisi.

Tabella 58 - Costo biofisico (emergetico) e valore economico delle attività antropiche in sei AMP italiane

a)

Attività antropiche	AMP					
	Isole Tremiti		Plemmirio		Capo Rizzuto	
	Valore emergetico (sej/anno)	Equivalente economico (€/anno)	Valore emergetico (sej/anno)	Equivalente economico (€/anno)	Valore emergetico (sej/anno)	Equivalente economico (€/anno)
Pesca ricreativa	1,69E+18	1,76E+06	1,18E+18	1,23E+06	8,52E+17	8,87E+05
Pesca professionale	8,71E+16	9,07E+04	7,71E+16	8,03E+04	5,19E+17	5,40E+05
Diportismo nautico	1,91E+18	1,99E+06	1,53E+18	1,59E+06	2,37E+18	2,47E+06
Subacquea	7,61E+17	7,93E+05	9,86E+17	1,03E+06	1,98E+17	2,07E+05
Balneazione	3,64E+18	3,79E+06	8,24E+17	8,59E+05	9,04E+18	9,42E+06
Totale	8,09E+18	8,42E+06	4,60E+18	4,79E+06	1,30E+19	1,35E+07

b)

Attività antropiche	AMP					
	Portofino		Cinque Terre		Isola dell'Asinara	
	Valore emergetico (sej/anno)	Equivalente economico (€/anno)	Valore emergetico (sej/anno)	Equivalente economico (€/anno)	Valore emergetico (sej/anno)	Equivalente economico (€/anno)
Pesca ricreativa	1,13E+17	1,18E+05	3,56E+17	3,70E+05	Non consentita	Non consentita
Pesca professionale	7,60E+16	7,92E+04	5,70E+16	5,94E+04	1,04E+18	1,08E+06
Diportismo nautico	4,89E+18	5,10E+06	1,89E+18	1,97E+06	9,21E+17	9,59E+05
Subacquea	4,47E+18	4,66E+06	3,93E+16	4,09E+04	4,56E+17	4,75E+05
Balneazione	2,90E+18	3,02E+06	4,11E+18	4,28E+06	3,97E+18	4,13E+06
Totale	1,24E+19	1,30E+07	6,45E+18	6,72E+06	6,39E+18	6,64E+06

14.2 Impatti ambientali

Gli impatti ambientali dovuti alle attività antropiche che consentono la fruizione dei Servizi Ecosistemici nelle AMP sono stati valutati, utilizzando la metodologia del *Life Cycle Assessment* (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006), in termini di emissioni di gas serra (CO₂eq), pervenendo a una stima dell'impronta carbonica (*Carbon footprint*) associata alle diverse attività antropiche. In Tabella 59 (a, b) sono sintetizzati gli impatti ambientali associati alle attività antropiche ed il relativo valore monetario derivato per le sei AMP italiane.

Tabella 59 - Valore biofisico e relativo valore economico degli impatti ambientali generati dalle attività antropiche in sei AMP italiane

a)

Attività antropiche	AMP					
	Isole Tremiti		Plemmirio		Capo Rizzuto	
	Valore biofisico (kg CO ₂ /anno)	Equivalente economico (€/anno)	Valore biofisico (kg CO ₂ /anno)	Equivalente economico (€/anno)	Valore biofisico (kg CO ₂ /anno)	Equivalente economico (€/anno)
Pesca ricreativa	743.722	27.458	270.358	9.982	96.343	3.557
Pesca professionale	29.476	1.088	114.330	4.221	127.026	4.690
Diportismo nautico	734.180	27.106	80.842	2.985	216.254	7.984
Subacquea	65.804	2.430	161.424	5.960	46.895	1.731
Balneazione	308.383	11.386	555.938	20.525	71.389	2.636
Totale	1.881.565	69.468	1.182.892	43.673	557.907	20.598

b)

Attività antropiche	AMP					
	Portofino		Cinque Terre		Isola dell'Asinara	
	Valore biofisico (kg CO ₂ /anno)	Equivalente economico (€/anno)	Valore biofisico (kg CO ₂ /anno)	Equivalente economico (€/anno)	Valore biofisico (kg CO ₂ /anno)	Equivalente economico (€/anno)
Pesca ricreativa	25.459	940	6.878	254	Non consentita	Non consentita
Pesca professionale	22.250	822	22.463	829	335.768	12.397
Diportismo nautico	745.869	27.538	214.446	7.917	83.069	3.067
Subacquea	618.192	22.823	6.866	254	23.560	870
Balneazione	397.133	14.662	353.376	13.047	440.184	16.252
Totale	1.808.903	66.785	604.029	22.301	882.581	32.586

14.3 Benefici ambientali

La valutazione dei benefici generati dalle AMP in termini di Servizi Ecosistemici rientra nell'ambito del modello socio-economico di contabilità ambientale descritto in Marangon et al. (2008) e Visintin et al. (2016). Tale modello è basato su un approccio di analisi costi-benefici e consente di stimare i benefici ambientali, sociali ed economici prodotti dalla presenza di un'AMP al netto dei costi ambientali, sociali ed economici a carico della stessa AMP (Tabella 60).

Tabella 60 - Modello di contabilità ambientale di un'AMP – eValue³²

Contabilità ambientale AMP		
Conto del Capitale Naturale STOCK	Conto dei flussi ambientali FLUSSO	
PATRIMONIO	COSTI	BENEFICI
-- Indicatori di capacità dei SE	- Economici -- Costi (uscite) dell'Ente Gestore - Ambientali -- Indicatori di impatto ambientale --- CO ₂ eq emessa dall'Ente (t/a) --- CO ₂ eq emessa dalle attività autorizzate all'interno dell'AMP (t/a) -- Indicatori di costo ambientale --- valore economico della CO ₂ eq emessa (€/a)	- Economici -- Ricavi (entrate) dell'Ente Gestore - Ambientali -- Indicatori di flusso dei SE -- Indicatori di beneficio dei SE
	SALDO = Ricchezza prodotta (o consumata) dall'AMP	
Legenda: SE = Servizi Ecosistemici		

Fonte: Marangon et al., 2008; Visintin et al., 2016

La valutazione dei Servizi Ecosistemici è basata sulla metodologia proposta dal *Mapping and Assessment of Ecosystem Services* (MAES) (EU, 2014; Maes et al., 2013) e sulla classificazione *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES) (Haines-Young e Potschin, 2013).

In particolare, per ciascun servizio ecosistemico è stato calcolato un indicatore di flusso che quantifica il beneficio generato su scala annuale dalle AMP. Tale indicatore di flusso viene poi convertito in un indicatore di beneficio espresso in termini monetari. In Tabella 61 (a, b) sono sintetizzati i principali Servizi Ecosistemici ed il relativo valore monetario calcolato per le sei AMP italiane.

³² eValue è stato premiato nell'ambito del Premio per lo Sviluppo Sostenibile edizione 2016. Il premio è promosso dalla Fondazione per lo sviluppo sostenibile con il patrocinio del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare con l'adesione del Presidente della Repubblica.

Tabella 61 - Valore dei Servizi Ecosistemici generati da sei AMP italiane

a)

Servizi Ecosistemici	AMP					
	Isole Tremiti		Plemmirio		Capo Rizzuto	
	Indicatore di flusso	Indicatore di beneficio	Indicatore di flusso	Indicatore di beneficio	Indicatore di flusso	Indicatore di beneficio
Fauna selvatica	Prelievo ittico: 6.982 kg/anno	147.375 €/anno	Prelievo ittico: 34.625 kg/anno	264.106 €/anno	Prelievo ittico: 30.526 kg/anno	182.030 €/anno
Regolazione climatica	Fissazione CO ₂ : 52 tCO ₂ /anno	1.917 €/anno	Fissazione CO ₂ : 1.380 tCO ₂ /anno	50.931 €/anno	Fissazione CO ₂ : 10.127 tCO ₂ /anno	373.902 €/anno
Fruizione turistica	Presenze: 238.965 n./anno	606.145 €/anno	Presenze: 101.011 n./anno	233.632 €/anno	Presenze: 444.860 n./anno	979.559 €/anno
Ricadute economiche dovute all'uso fisico del territorio	Operatori economici: 16 n./anno	25.113.796 €/anno	Operatori economici: 7 n./anno	6.695.672 €/anno	Operatori economici: 37 n./anno	62.116.960 €/anno
Attività scientifica	Progetti scientifici: 0,7 n./anno	18.500 €/anno	Progetti scientifici: 0 n./anno	0 €/anno	Progetti scientifici: 5 n./anno	208.168 €/anno
Attività didattico-educativa	Fruitori: 4.878 n./anno	26.333 €/anno	Fruitori: 1.690 n./anno	39.667 €/anno	Fruitori: 8.377 n./anno	Non valutato
Totale		25.914.066 €/anno		7.284.008 €/anno		63.860.619 €/anno

b)

Servizi Ecosistemici	AMP					
	Portofino		Cinque Terre		Isola dell'Asinara	
	Indicatore di flusso	Indicatore di beneficio	Indicatore di flusso	Indicatore di beneficio	Indicatore di flusso	Indicatore di beneficio
Fauna selvatica	Prelievo ittico: 2.138 kg/anno	37.174 €/anno	Prelievo ittico: 2.724 kg/anno	24.169 €/anno	Prelievo ittico: 61.560 kg/anno	409.251 €/anno
Regolazione climatica	Fissazione CO ₂ : 199 tCO ₂ /anno	7.348 €/anno	Fissazione CO ₂ : 141 tCO ₂ /anno	5.201 €/anno	Fissazione CO ₂ : 11.570 tCO ₂ /anno	427.166 €/anno
Fruizione turistica	Presenze: 154.696 n./anno	1.756.294 €/anno	Presenze: 164.001 n./anno	761.217 €/anno	Presenze: 53.776 n./anno	8.738.312 €/anno
Ricadute economiche dovute all'uso fisico del territorio	Operatori economici: 30 n./anno	23.056.027 €/anno	Operatori economici: 15 n./anno	20.873.126 €/anno	Operatori economici: 25 n./anno	11.490.683 €/anno
Attività scientifica	Progetti scientifici: 5 n./anno	188.264 €/anno	Progetti scientifici: 2 n./anno	220.505 €/anno	Progetti scientifici: Dato non disponibile	245.084 €/anno
Attività didattico-educativa	Fruitori: 1683 n./anno	81.904 €/anno	Fruitori: Dato non disponibile	14.740 €/anno	Fruitori: Dato non disponibile	64.661 €/anno
Totale		25.127.011 €/anno		21.898.958 €/anno		21.375.157 €/anno

14.4 Bilancio costi-benefici ambientali

Un primo bilancio ambientale complessivo per le AMP è stato implementato considerando i costi e gli impatti ambientali delle attività antropiche e i benefici generati dagli ecosistemi presenti nelle AMP. In Tabella 62 sono sintetizzati i valori di beneficio netto calcolati per sei AMP italiane espressi in unità monetarie e riferiti sia all'intera estensione dell'AMP, sia ad una unità di superficie. Risulta evidente come il beneficio netto dipenda sia dall'estensione dell'AMP, sia dall'intensità delle attività antropiche.

Tabella 62 - Valore del beneficio netto generato da alcune AMP italiane.

AMP	Beneficio netto (euro/anno)	Beneficio netto (euro/ha/anno)
Isole Tremiti	17.420.898	1,32E+04
Plemmirio	2.451.035	1,23E+03
Capo Rizzuto	50.316.021	3,35E+03
Portofino	12.083.026	3,33E+04
Cinque Terre	15.156.357	3,12E+03
Asinara	14.698.571	1,35E+03

In definitiva, il sistema di contabilità ambientale implementato nell'ambito del progetto, standardizzato per tutte le AMP Italiane, consente una stima integrata biofisica-economica del "valore" degli *stock* di Capitale Naturale e dei flussi di Servizi Ecosistemici generati dalle AMP. Tale valore integra variabili ecologiche ed economiche e mette in luce e rafforza l'importante ruolo della rete delle AMP italiane in termini sia di conservazione degli ecosistemi marini, sia di uso sostenibile delle risorse.

PARTE III: POLICY: IMPATTO DELLE POLITICHE SUL CAPITALE NATURALE

Sintesi. La parte III si apre con una panoramica dello stato dell'arte su dati e indicatori del Rapporto SDGs 2018 di Istat relativi al Capitale Naturale, ovvero dei diversi set di indicatori che si occupano del monitoraggio della sostenibilità a livello nazionale: una tabella riassuntiva riporta tutti gli indicatori rilevanti per il CN, la loro presenza nei vari documenti di monitoraggio e programmazione e definisce il tipo di indicatore in base al modello DPSIR. Viene evidenziato che, al fine di migliorare la valutazione preventiva degli effetti della Legge di Bilancio sulla funzionalità e tutela degli ecosistemi, potrebbe essere opportuno allargare progressivamente il novero di indicatori BES riguardanti il CN da considerare nelle attività valutative nell'Allegato al DEF, nonché inserire tra i riferimenti di valutazione preventiva della programmazione economica anche gli indicatori della Strategia Nazionale per lo Sviluppo Sostenibile.

Il Rapporto individua gli effetti sull'ambiente generati da tre politiche (agricola, urbana e fiscale), a diverso livello di competenza e di attuazione, riconoscendone il ruolo cruciale nel determinare lo stato di salute del CN.

In quest'ambito, una riflessione viene svolta sulla politica agricola comune, oggetto in passato di diversi processi di riforma, che hanno orientato maggiormente l'obiettivo del sostegno pubblico in agricoltura verso la creazione anche di beni e servizi ambientali. Guardando all'Italia, seguendo quanto proposto dall'accordo di partenariato nella programmazione corrente, è di fatto il FEASR a farsi carico di sviluppare azioni coerenti con gli obiettivi tematici richiamati nella dicitura di crescita sostenibile della strategia Europa 2020; vista la proposta di pianificazione del budget europeo del prossimo settennato, continuerà a farsene carico in futuro. Sono circa 7 miliardi le risorse pubbliche allocate nell'attuale programmazione per misure coerenti con la Priorità 4 "Preservare, ripristinare e valorizzare gli ecosistemi connessi all'agricoltura e alla silvicoltura"; nella sezione del Rapporto ad esso dedicata si riportano alcuni esempi di interventi a favore dei servizi ecosistemici promossi in ambito agricolo e forestale che scaturiscono dall'applicazione di interventi puntuali previsti nei programmi di sviluppo rurale (PSR) e dallo sviluppo di iniziative pubblico-private nate per soddisfare esigenze territoriali o di filiera.

Nel pieno del dibattito sulla futura politica agricola post 2020, il Rapporto ha inoltre inteso fornire alcuni spunti per il rafforzamento dell'architettura verde della PAC, considerando che il ruolo degli Stati membri nella definizione e attuazione degli strumenti di policy nel futuro ciclo sarà maggiore rispetto all'attuale sistema.

Diverse per competenza sono le politiche urbane che pur risentendo fortemente dei processi internazionali, si sviluppano prevalentemente a livello locale. Le città sono considerate, a livello globale, luoghi strategici per il conseguimento degli obiettivi per il clima, nonché per la tutela del Capitale Naturale, in virtù dell'impronta ecologica generata dalla produzione e dal consumo e che grava sia sulle aree interne che su quelle esterne ai confini urbani. La Terza Parte del Rapporto fornisce indicazioni relative all'uso di buone pratiche di conservazione del Capitale Naturale come strumento trasversale, sinergico e sincrono, per la soluzione di numerose e attuali emergenze urbane e per il raggiungimento e il rispetto degli obblighi di legge in materia (qualità dell'aria, dissesto idrogeologico, mitigazione e adattamento al clima, salute pubblica, etc.). Tra gli strumenti indicati, le cui risorse utili possono essere individuate nella Politica di coesione europea 2021-2027: la promozione delle reti ecologiche urbane, delle infrastrutture verdi e delle soluzioni basate sulla natura; il ripristino ambientale di ambienti urbani degradati; l'integrazione dei Criteri ambientali minimi (Cam) nel Codice degli Appalti; la diffusione di una maggiore consapevolezza sul tema.

Infine, sicuramente rilevante è la politica fiscale nazionale, in grado di manovrare direttamente o indirettamente l'impatto del sistema economico e dell'attività antropica in generale sul Capitale Naturale. La correlazione tra sussidi pubblici e pressione sulla biodiversità è stata analizzata nel Secondo Catalogo dei Sussidi Ambientalmente Dannosi e Ambientalmente Favorevoli (2018) come rapporto tra la variazione dello stato di salute degli ecosistemi da un lato e della produzione e consumo dall'altra, restituendo la definizione della tipologia dell'impatto che l'incentivo economico determina su ambiente e biodiversità. All'azione dei sussidi si aggiunge l'effetto della spesa per la protezione dell'ambiente e per l'uso e la gestione delle risorse naturali, come da Ecorendiconto (L.196 del 31/12/2009); le spese sono in calo nell'ultimo decennio e pari soltanto allo 0,7% della spesa primaria complessiva del bilancio dello Stato.

15 Stato dell'arte su dati ed indicatori di sostenibilità per il Capitale Naturale

In Italia esistono diversi set di indicatori – fortemente convergenti – che si occupano del monitoraggio della sostenibilità a livello nazionale e, quindi, anche di CN.

IAEG-SDGs dell'Istat-Sistan - Il primo è di carattere internazionale, deriva dall'*Agenda 2030*³³ con i relativi 17 Obiettivi di sviluppo sostenibile (SDG) approvati dalle Nazioni Unite il 25 settembre 2015. A tali obiettivi sono associati 169 sotto-obiettivi (target) e i relativi indicatori.

La risoluzione dell'Assemblea Generale dell'ONU, infatti, ha inteso identificare, tra l'altro, un quadro di informazione statistica condiviso quale strumento di monitoraggio e valutazione dei progressi verso gli obiettivi dell'Agenda. A tal fine, la Commissione Statistica delle Nazioni Unite (UNSC) ha costituito l'*Inter Agency Expert Group on SDGs* (IAEG-SDG), che da marzo del 2016, in occasione della 47^{ma} sessione della UNSC, ha proposto una prima lista di oltre 200 indicatori, adottati dall'Assemblea generale il 6 luglio 2017³⁴. Tale lista è stata aggiornata e perfezionata nel marzo 2018 e sottoposta all'approvazione della 49^{ma} sessione dell'UNSC. L'elenco comprende 244 indicatori (di cui 232 differenti) sui quali è stato raggiunto un accordo generale.³⁵

Il processo di definizione degli indicatori IAEG-SDG è tuttora in corso (per alcuni di essi non è ancora disponibile una metodologia e degli standard condivisi), ne è prevista una revisione complessiva nel 2020 e un'altra nel 2025.

L'elaborazione per l'Italia degli indicatori ONU di sviluppo sostenibile è affidata all'Istat (nel quadro Sistan), che ne rilascia gli aggiornamenti due volte l'anno. L'ultimo³⁶ comprende 303 misure (di cui 273 differenti) che rispondono alla domanda informativa delle Nazioni Unite, anche se con gradi di corrispondenza diversi. Infatti, gli indicatori presenti nel rapporto possono essere identici, simili o parziali, oppure specifici di contesto nazionale.

SNSvS - La piattaforma degli indicatori IAEG-SDGs dell'Istat-Sistan rappresenta la base principale del set di indicatori da utilizzare per il monitoraggio della Strategia Nazionale per lo Sviluppo Sostenibile (SNSvS), approvata dal CIPE a dicembre 2017³⁷.

A marzo 2018, su iniziativa del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, è stato costituito il *Tavolo di lavoro sugli Indicatori per l'attuazione della Strategia Nazionale di Sviluppo Sostenibile*.³⁸ Scopo delle attività del Tavolo è stata l'individuazione di un primo insieme di indicatori da sottoporre alla Presidenza del Consiglio dei Ministri utile all'avvio della fase di monitoraggio della performance dell'Italia nelle aree strategiche che compongono la SNSvS³⁹. Al fine di pervenire alla definizione di un insieme ristretto e rappresentativo di indicatori per il monitoraggio della SNSvS si è convenuto di utilizzare i criteri metodologici non gerarchici adottati dal Comitato BES: “parsimonia”, “fattibilità”, “tempestività, estensione e frequenza delle serie temporali”, “sensibilità alle politiche pubbliche”, ai quali si è aggiunta la “dimensione territoriale”⁴⁰.

³³ [ONU “70/1. Trasformare il nostro mondo: l'Agenda 2030 per lo Sviluppo Sostenibile” Risoluzione adottata dall'Assemblea Generale il 25 settembre 2015](#)

³⁴ [ONU “71/313. Work of the Statistical Commission pertaining to the 2030 Agenda for Sustainable Development” Resolution adopted by the General Assembly on 6 July 2017](#)

³⁵ [UNSC “Global indicator framework for the Sustainable Development Goals and targets of the 2030 Agenda for Sustainable Development” A/RES/71/313 - E/CN.3/2018/2](#)

³⁶ [Istat “Rapporto SDGs 2019. Informazioni statistiche per l'Agenda 2030 in Italia”, aprile 2019](#)

³⁷ [CIPE “Delibera numero 108: Approvazione della Strategia Nazionale per lo Sviluppo Sostenibile” del 22 dicembre 2017](#)

³⁸ Partecipano al Tavolo il MATM, MEF, MAECI, Istat e Ispra (protocollo SVI/1991 del 2 marzo 2018).

³⁹ “Relazione del Tavolo di lavoro sugli indicatori della Strategia Nazionale per lo Sviluppo Sostenibile dell'Italia”, maggio 2019

⁴⁰ I criteri metodologici del Comitato BES sono stati ampliati in questo esercizio incorporando un ulteriore criterio di disaggregazione spaziale dei dati, che dovranno essere di livello regionale, anche in prospettiva. Tale ampliamento si è reso necessario in ragione delle attività di elaborazione delle strategie per lo sviluppo sostenibile che le Regioni e le Province Autonome stanno sviluppando seguendo

BES - Un altro set di indicatori nasce nel 2013 con il progetto sul Benessere Equo e Sostenibile (BES), avviato dall'Istat e dal CNEL. In questo caso, gli indicatori hanno una loro rilevanza sia per la presenza di diverse serie di dati che descrivono il Capitale Naturale, sia per il ruolo di base informativa per la programmazione degli obiettivi di finanza pubblica.

Infatti, la legge 163/2016, di riforma del Bilancio dello Stato⁴¹, ha previsto che sia predisposto un apposito allegato al *Documento di Economia Finanza (DEF)*⁴² nel quale dovranno essere riportati gli andamenti degli indicatori di *Benessere Equo e Sostenibile (BES)*, selezionati dal *Comitato per gli indicatori di Benessere Equo e Sostenibile*⁴³, istituito presso l'Istat.

L'allegato al DEF sugli indicatori di benessere deve illustrare l'andamento degli indicatori negli ultimi tre anni e le previsioni sulla loro evoluzione per i tre anni successivi, anche sulla base delle misure previste per il raggiungimento degli obiettivi di politica economica e dei contenuti del *Programma Nazionale di Riforma*. Inoltre, con apposita relazione⁴⁴ – predisposta dal *MEF* e da presentare alle Camere entro il 15 febbraio di ciascun anno – dovrà essere evidenziata l'evoluzione attesa degli indicatori per il triennio in corso sulla base degli effetti della Legge di Bilancio appena approvata.

In tale quadro, gli indicatori *BES*⁴⁵ sono un'importante base conoscitiva per la valutazione dello stato del CN in Italia. In particolare, l'inserimento di due indicatori associabili al CN nel DEF (emissioni di CO₂ e altri gas clima alteranti e abusivismo edilizio) rappresenta un'opportunità per valutare preventivamente l'impatto potenziale delle previsioni della Legge di Bilancio su dimensioni importanti del CN.

Nell'ambito del sistema di indicatori SDGs dell'Istat sono considerati gli indicatori BES e, in particolare, gli indicatori BES-DEF. I due indicatori menzionati (emissioni di CO₂ e altri gas clima alteranti e abusivismo edilizio) sono presenti ad esempio nel sistema SDGs Istat.

Nella Tabella 63 sono elencati gli indicatori rilevanti per il CN con indicata la loro presenza nei vari documenti di monitoraggio e programmazione. Le informazioni inserite nelle celle ne evidenziano la presenza nel relativo set di indicatori. Inoltre, è stata inserita un'ultima colonna che definisce il tipo di indicatore in base al modello DPSIR⁴⁶.

Part. 34 del D.lgs. 152/2006 e ss.mm.ii. Tale articolo definisce, infatti, la SNSvS come quadro di riferimento nazionale per i processi di pianificazione, programmazione e valutazione di tipo ambientale e territoriale.

⁴¹ Legge 4 agosto 2016, n. 163 – Modifiche alla legge 31 dicembre 2009, n. 196, concernenti il contenuto della legge di bilancio, in attuazione dell'articolo 15 della legge 24 dicembre 2012, n. 243.

⁴² [MEF “Indicatori di benessere equo e sostenibile” Allegato al Documento di Economia e Finanza 2019](#)

⁴³ Presieduto dal Ministro dell'economia e delle finanze o da un suo rappresentante delegato; composto dal Presidente dell'Istat, dal Governatore della Banca d'Italia (o loro rappresentanti delegati), da due esperti della materia provenienti da università ed enti di ricerca.

⁴⁴ [MEF “Relazione sugli indicatori di Benessere Equo e Sostenibile 2019”](#)

⁴⁵ [L'edizione 2018 del Rapporto prevede 12 domini e 130 indicatori.](#)

⁴⁶ D = Driver (attività che è all'origine di molteplici fattori d'impatto ambientali); P = Pressione (specifico fattore d'impatto ambientale); S = Stato (grado di qualità ambientale); I = Impatto (specifico impatto ambientale, effetto di una pressione); R = Risposta (politiche, grado di tutela, grado di priorità assegnato dalla popolazione, etc.).

Tabella 63 - Indicatori di sostenibilità rilevanti per il Capitale Naturale

n.	Indicatore	Goal Agenda 2030	Area e scelta strategica SNSvS	n. scelte strategiche SNSvS intercettate	Dominio BES	BES DEF	DPSIR	Unità di misura	Anno	Valore
Driver										
1	Consumo materiale interno pro capite	8 - 12	Pianeta - I. Arrestare la perdita di biodiversità Prosperità - III. Affermare modelli sostenibili di produzione e consumo	2			D	t/ab.	2017	8,7
2	Consumo materiale interno per unità di PIL	8 - 12	Pianeta - I. Arrestare la perdita di biodiversità Prosperità - III. Affermare modelli sostenibili di produzione e consumo	2			D	t/1.000€	2016	0,31
3	Energia da fonti rinnovabili - Quota di energia elettrica da fonti rinnovabili sul consumo interno lordo di energia elettrica	7	Prosperità - IV. Decarbonizzare l'economia	1	Ambiente		D	%	2017	31,1
4	Quota di energia da fonti rinnovabili sul consumo finale lordo di energia	7	Prosperità - IV. Decarbonizzare l'economia	1			D	%	2017	18,3
5	Intensità energetica primaria	7	Prosperità - IV. Decarbonizzare l'economia	1			D	%	2016	98,4
6	Consumo materiale interno a livello nazionale	8 - 12			Ambiente		D	1.000t	2016	493.538
7	Pressione delle attività estrattive				Paesaggio e patrimonio culturale		D	m ³ /km ²	2016	264
8	Indice di crescita delle coltivazioni biologiche	2					D	2010=100	2017	171,4
9	Consumi di energia da fonti rinnovabili escluso settore trasporti	7					D	%	2017	17,4
10	Viaggi per turismo in Italia per tipologia di viaggio e principale mezzo di trasporto	12					D	%	2018	(cfr. Rapporto SDGs 2019)
11	Indice di intensità turistica	12					D	per 1.000 ab.	2017	6.942
12	Presenze in esercizi ricettivi open air, agriturismi e rifugi montani sul totale delle presenze in esercizi ricettivi	12					D	%	2017	19,3
13	Produzione di rifiuti speciali pericolosi	12					D	t	2016	9.609.056
14	Incidenza del turismo sui rifiuti	12					D	kg/ab. eq.	2016	8,9

n.	Indicatore	Goal Agenda 2030	Area e scelta strategica SNSvS	n. scelte strategiche SNSvS intercettate	Dominio BES	BES DEF	DPSIR	Unità di misura	Anno	Valore
15	Istituzioni pubbliche che acquistano beni e/o servizi adottando criteri ambientali minimi (CAM), in almeno una procedura di acquisto	12					D	%	2015	(cfr. Rapporto SDGs 2019)
16	Consistenza dell'attività di pesca - Sforzo	14					D	n.	2017	17,1
17	Consistenza dell'attività di pesca - CPUE	14					D	kg	2017	10,5
Pressione										
18	Emissioni di CO ₂ e altri gas climalteranti	13	<p>Persone - III. Promuovere la salute e il benessere</p> <p>Pianeta - III. Creare comunità e territori resilienti, custodire i paesaggi e i beni culturali</p>	2	Ambiente	√	P	tCO ₂ eq./ab.	2016	7,2
19	Intensità di emissione di CO ₂ del valore aggiunto	9	<p>Prosperità - I. Finanziare e promuovere ricerca e innovazione sostenibili e IV. Decarbonizzare l'economia</p> <p>Pianeta - II. Garantire una gestione sostenibile delle risorse naturali</p>	2			P	t/mln€	2017	178,3
20	Impermeabilizzazione del suolo da copertura artificiale	15	Pianeta - II. Garantire una gestione sostenibile delle risorse naturali	1	Ambiente		P	%	2017	7,7
21	Fertilizzanti distribuiti in agricoltura	2					P	kg/ha	2017	525,6
22	Prodotti fitosanitari distribuiti in agricoltura	2					P	kg/ha	2017	13,0
23	Emissioni di ammoniaca prodotte dal settore agricolo	2					P	t	2016	358.468
24	Acqua erogata pro capite	6					P	l/ab./g.	2015	220
25	Copertura di suolo artificiale pro capite	11					P	m ² /ab.	2017	381
26	Emissioni di gas serra totali	13					P	tCO ₂ eq.	2016	UNFCCC 427.861.993 CEA 436.622.122
Stato										

n.	Indicatore	Goal Agenda 2030	Area e scelta strategica SNSvS	n. scelte strategiche SNSvS intercettate	Dominio BES	BES DEF	DPSIR	Unità di misura	Anno	Valore
27	Quota di superficie agricola utilizzata investita da coltivazioni biologiche	2	<p>Persone - III. Promuovere la salute e il benessere</p> <p>Pianeta - I. Arrestare la perdita di biodiversità e III. Creare comunità e territori resilienti, custodire i paesaggi e i beni culturali</p> <p>Prosperità - III. Affermare modelli sostenibili di produzione e consumo e IV. Decarbonizzare l'economia</p>	5			S	%	2016	12,3
28	Esposizione della popolazione urbana all'inquinamento atmosferico da particolato <2.5µm	11	<p>Persone - III. Promuovere la salute e il benessere</p> <p>Pianeta - II. Garantire una gestione sostenibile delle risorse naturali</p> <p>Prosperità - III. Affermare modelli sostenibili di produzione e consumo e IV. Decarbonizzare l'economia</p>	4			S	µm/m ³	2017	19,4
29	Percentuale di corpi idrici che hanno raggiunto l'obiettivo di qualità ecologica elevata o buona sul totale dei corpi idrici delle acque superficiali (fiumi e laghi)	6	<p>Persone - III. Promuovere la salute e il benessere</p>	1			S	%	2010-2015	41,7
30	Stock ittici in sovrasfruttamento (%)	14	<p>Pianeta - I. Arrestare la perdita di biodiversità</p>	1			S	%	2016	83,3
31	Qualità dell'aria urbana - PM ₁₀ (centraline con più di 35 gg. di superamento del limite giornaliero)	11			Ambiente		S	%	2017	34

n.	Indicatore	Goal Agenda 2030	Area e scelta strategica SNSvS	n. scelte strategiche SNSvS intercettate	Dominio BES	BES DEF	DPSIR	Unità di misura	Anno	Valore
32	NO ₂ Concentrazione media annuale nei comuni capoluogo di provincia (capoluoghi con valore massimo superiore a 40 µm/m ³)	11			Ambiente		S	n.	2017	28
33	Coste marine balneabili	14			Ambiente		S	%	2017	66,9
34	Soddisfazione per la situazione ambientale				Ambiente		S	% ab. ≥ 14 anni	2017	69,5
35	Insoddisfazione per il paesaggio del luogo di vita				Paesaggio e patrimonio culturale		S	%	2017	21,3
36	Preoccupazione per il deterioramento del paesaggio				Paesaggio e patrimonio culturale		S	%	2017	15,1
37	Presenza di elementi di degrado nella zona in cui si vive				Sicurezza		S	% ab. ≥ 14 anni	2016	12,1
38	Qualità di stato ecologico e di stato chimico delle acque superficiali	6					S	%	2010-2015	(*)
39	Qualità di stato chimico e quantitativo delle acque sotterranee	6					S	%	2010-2015	(*)
40	Qualità di stato ecologico e di stato chimico delle acque di transizione	6					S	%	2010-2015	(*)
41	Qualità di stato ecologico e di stato chimico delle acque marino costiere	6					S	%	2010-2015	(*)
42	Famiglie che non si fidano di bere l'acqua del rubinetto	6					S	%	2018	29,0
43	Coste marine balneabili	6					S	%	2017	66,9
44	Indici di estremi di temperatura e precipitazione per capoluogo di regione	11					S	n. gg. mm	2016 1971-2000	(*)
45	Superamenti del valore limite giornaliero previsto per il PM ₁₀ nei comuni capoluogo di provincia (capoluoghi con più di 35 giorni di superamento)	11					S	n.	2017	40
46	PM ₁₀ Concentrazione media annuale nei comuni capoluogo di provincia (capoluoghi con valore massimo superiore a 40 µm/m ³)	11					S	n.	2017	6
47	PM _{2,5} Concentrazione media annuale nei comuni capoluogo di provincia (capoluoghi con valore massimo superiore a 25 µm/m ³)	11					S	n.	2017	16

n.	Indicatore	Goal Agenda 2030	Area e scelta strategica SNSvS	n. scelte strategiche SNSvS intercettate	Dominio BES	BES DEF	DPSIR	Unità di misura	Anno	Valore
48	Qualità dell'aria urbana - Biossido di azoto (centraline con superamento del limite annuo)	11					S	%	2017	19,7
49	Ozono n. gg superamento dell'obiettivo nei comuni capoluogo di provincia (capoluoghi con più di 25 gg. Di superamento dell'obiettivo a lungo termine)	11					S	n.	2017	62
50	Esposizione della popolazione urbana all'inquinamento atmosferico da particolato <10µm	11					S	µm/m³	2015	29,2
51	Anomalie di temperatura media rispetto ai valori climatologici normali	13					S	°C	2017	Globale 1,2 Italia 1,3
52	Stock ittici in sovrasfruttamento (n.)	14					S	n.	2016	25
53	Consistenza e livello di minaccia delle specie animali - Invertebrati, specie terrestri	15					S	%	2014-2015	Lepidotteri 6,7 Odonati 12,4 Coleotteri 21,1
54	Tasso d'incremento annuo delle aree forestali	15					S	%	2010-2015	0,6
55	Diffusione di specie alloctone animali e vegetali	15					S	n.	2017	618
56	Aree forestali in rapporto alla superficie terrestre	15					S	%	2015	31,6
57	Coefficiente di boscosità	15					S	%	2015	36,8
58	Biomassa forestale nel soprassuolo	15					S	t/ha	2015	110,6
59	Consistenza e livello di minaccia delle specie animali - Vertebrati, specie terrestri	15					S	%	2013	30,3
Impatto										
60	Frammentazione del territorio naturale e agricolo	15	Pianeta - II. Garantire una gestione sostenibile delle risorse naturali	1			I	%	2017	38,3
61	Impatto degli incendi boschivi	13			Paesaggio e patrimonio culturale		I	per 1.000 km²	2017	5,4
62	Erosione dello spazio rurale da dispersione urbana				Paesaggio e patrimonio culturale		I	%	2011	22,2
63	Erosione dello spazio rurale da abbandono				Paesaggio e patrimonio culturale		I	%	2011	36,1

n.	Indicatore	Goal Agenda 2030	Area e scelta strategica SNSvS	n. scelte strategiche SNSvS intercettate	Dominio BES	BES DEF	DPSIR	Unità di misura	Anno	Valore
Risposta										
64	Rifiuti urbani conferiti in discarica sul totale dei rifiuti urbani raccolti	11	<p>Persone - III. Promuovere la salute e il benessere</p> <p>Pianeta - II. Garantire una gestione sostenibile delle risorse naturali</p> <p>Prosperità - III. Affermare modelli sostenibili di produzione e consumo e IV. Decarbonizzare l'economia</p>	4	Ambiente		R	%	2017	23,4
65	Efficienza delle reti di distribuzione dell'acqua potabile	6	<p>Persone - I. Contrastare la povertà e l'esclusione sociale eliminando i divari territoriali</p> <p>Pianeta - II. Garantire una gestione sostenibile delle risorse naturali e III. Creare comunità e territori resilienti, custodire i paesaggi e i beni culturali</p> <p>Prosperità - III. Affermare modelli sostenibili di produzione e consumo</p>	4			R	%	2015	58,6

n.	Indicatore	Goal Agenda 2030	Area e scelta strategica SNSvS	n. scelte strategiche SNSvS intercettate	Dominio BES	BES DEF	DPSIR	Unità di misura	Anno	Valore
66	Quota percentuale dei carichi inquinanti confluiti in impianti secondari o avanzati rispetto ai carichi complessivi urbani generati	6	Persone - III. Promuovere la salute e il benessere Pianeta - II. Garantire una gestione sostenibile delle risorse naturali e III. Creare comunità e territori resilienti, custodire i paesaggi e i beni culturali	3	Ambiente		R	%	2016	59,6
67	Territorio coperto da aree protette terrestri	15	Pianeta - I. Arrestare la perdita di biodiversità e III. Creare comunità e territori resilienti, custodire i paesaggi e i beni culturali	2	Ambiente		R	%	2017	21,6
68	Spesa pubblica pro capite a protezione delle biodiversità e dei beni paesaggistici	11	Pianeta - III. Creare comunità e territori resilienti, custodire i paesaggi e i beni culturali Prosperità - III. Affermare modelli sostenibili di produzione e consumo	2			R	€/ab.	2017	44,7
69	Rifiuti urbani oggetto di raccolta differenziata (%)	12	Prosperità - III. Affermare modelli sostenibili di produzione e consumo	1	Ambiente		R	%	2017	55,5
70	Incidenza delle aree di verde urbano sulla superficie urbanizzata delle città	11	Pianeta - III. Creare comunità e territori resilienti, custodire i paesaggi e i beni culturali	1			R	m ² /100m ²	2017	9,1
71	Siti contaminati				Ambiente		R	Incidenza sulla superficie territoriale x1.000	2018	69,5

n.	Indicatore	Goal Agenda 2030	Area e scelta strategica SNSvS	n. scelte strategiche SNSvS intercettate	Dominio BES	BES DEF	DPSIR	Unità di misura	Anno	Valore
72	Preoccupazione per la perdita di biodiversità				Ambiente		R	% ab. ≥ 14 anni	2017	21,0
73	Dispersione da rete idrica comunale				Ambiente		R	%	2015	41,4
74	Densità di verde storico				Paesaggio e patrimonio culturale		R	m ² /100m ²	2017	1,9
75	Abusivismo edilizio	11			Paesaggio e patrimonio culturale	√	R	%	2017	19,8
76	Famiglie che lamentano irregolarità nell'erogazione di acqua	6			Qualità dei servizi		R	%	2018	10,4
77	Zone umide di importanza internazionale (n.)	6					R	n.	2018	65,0
78	Zone umide di importanza internazionale (ha)	6					R	ha	2018	80.863
79	Istituzioni pubbliche che adottano forme di rendicontazione sociale e/o ambientale	12					R	%	2012-2015	19,5
80	Percentuale di riciclaggio	12					R	%	2017	49,4
81	Rifiuti urbani oggetto di raccolta differenziata (t)	12					R	t	2017	16.425.018
82	Numero di organizzazioni/imprese registrate EMAS	12					R	n.	2017	982,0
83	Sussidi alle fonti fossili per unità di PIL	12					R	mln€	2017	0,01
84	Rifiuti speciali pericolosi avviati alle operazioni di recupero	12					R	t	2016	2.793.917
85	Rifiuti speciali pericolosi avviati alle operazioni di smaltimento	12					R	t	2016	6.494.543
86	Aree marine comprese nella rete Natura 2000	14					R	km ²	2017	5.878
87	Aree marine protette EUAP	14					R	km ²	2013	3.020,5
88	Copertura media da aree protette delle Aree chiave per la biodiversità in ambienti terrestri	15					R	%	2018	78,0
89	Copertura media da aree protette delle Aree chiave per la biodiversità in ambienti d'acqua dolce	15					R	%	2018	84,7
90	Accertamenti effettuati in applicazione della CITES	15					R	n.	2016	67.683
91	Illeciti contestati in applicazione della CITES	15					R	%	2016	4,0
92	Quota di superficie forestale coperta da aree protette istituite per legge	15					R	%	2015	35,1

(*) si rimanda alla tabella dati diffusa su www.istat.it

Per migliorare ulteriormente la valutazione preventiva degli effetti della *Legge di Bilancio* sulla funzionalità e tutela degli ecosistemi, potrebbe essere opportuno allargare progressivamente il novero di indicatori *BES* riguardanti il CN da considerare nelle attività valutative nell'*Allegato al DEF*. In tale ottica, è necessario porre attenzione agli indicatori in grado di rilevare complessivamente ricadute significative tanto sull'ambiente che sul paesaggio, quali il consumo di suolo e l'erosione dello spazio rurale, sia da dispersione urbana che da abbandono.

Infine, sarebbe auspicabile che la programmazione economica inserisca tra i suoi riferimenti di valutazione preventiva anche gli indicatori della *SNSvS*. Sarà dunque necessario mettere a sistema gli indicatori del *BES* con quelli previsti per le politiche in atto – internazionali (*Agenda 2030*) e nazionali (*SNSvS* e *Strategie Regionali per lo Sviluppo Sostenibile - SRSvS*) – tra cui, prioritariamente, gli indicatori per la misurazione degli obiettivi della *SNSvS* (da completare per ogni singolo obiettivo strategico, al quale dovrà essere anche assegnato uno specifico valore obiettivo da raggiungere).

16 Pagamenti dei Servizi Ecosistemici

Per rispondere alla perdita di capitale naturale e alla conseguente riduzione della capacità di fornitura dei SE soprattutto di regolazione (cioè di interesse collettivo) sono stati creati i Payment for Ecosystem Services (PES), forme di scambio finalizzate al ripristino e alla tutela dei sistemi ecologici e dei servizi da essi forniti.

Negli ultimi anni, i PES hanno, sempre più, attirato l'attenzione di accademici, policy maker e i vari stakeholders come strumento utile a migliorare la tutela e conservazione dell'ambiente in tutte le sue forme e funzioni (Papanastasis et al., 2015; Smith et al., 2015).

Per essere negoziabili e attirare finanziamenti che garantiscano i pagamenti, i servizi devono essere percepiti come preziosi e il loro flusso deve essere evidente e tangibile. Questo sarebbe più facile se ogni singolo SE, soprattutto quelli di regolazione, fosse valutato all'interno di una Unità Ecologica Funzionale (UEF) cioè l'ambito territoriale eco-geografico a cui si riferisce il sistema di pagamento del servizio ecosistemico e ambientale considerato, caratterizzato dalla riconoscibilità della direzione del flusso dei servizi di regolazione da un'area di origine ad una di utilizzo o trasferimento (Santolini e Morri, 2017).

In una recente rivisitazione della definizione di PES da parte di Wunder (2015), i PES sono considerati schemi in cui i beneficiari o utilizzatori pagano i fornitori del servizio in ragione di ciò di cui beneficiano; la loro innovatività risiede quindi nel focus sul "chi usa paga" (beneficiary pays principle), piuttosto che su quello del "chi inquina paga" (polluter pays principle). Si tratta di strumenti attraverso cui un servizio è offerto sul mercato da uno o più soggetti a fronte di un pagamento di tale servizio da parte di almeno un beneficiario. Poiché spesso gli attori coinvolti sono molti, si rende necessaria la mediazione da parte di un soggetto terzo (un'agenzia tecnica, un'associazione, un'autorità pubblica ecc..) che si occupi della gestione contrattuale nonché del controllo dell'effettiva erogazione del servizio ambientale delle relazioni economiche tra utilizzatori e produttori (Berardi et al. 2017).

La valutazione biofisica e conseguentemente economica di tali funzioni/SE implica che una quota o l'intero ammontare del valore del SE sia riconosciuta a chi mantiene o incrementa il SE. L'entità del pagamento dovrebbe essere superiore al beneficio addizionale che si avrebbe da usi alternativi del suolo e inferiore (o al massimo uguale) alla disponibilità a pagare degli utilizzatori finali (Berardi et al., 2017). I PES possono essere uno meccanismo che regola il rapporto tra chi produce e mantiene i SE e chi li utilizza riconoscendo così il lavoro della Natura e di chi mantiene tale funzionalità. I PES possono inoltre offrire opportunità di reddito nelle aree rurali spesso più svantaggiate da un punto di vista economico-sociale e la loro applicazione può contribuire a ridurre la povertà locale e migliorare i livelli di benessere (Carius et al., 2012).

Si possono trovare in tutti i continenti e ruotano principalmente attorno a tre gruppi di funzioni dell'ecosistema (FAO, 2012) i seguenti SE:

1. servizi idrici (WES) e relativi al suolo,
2. regolazione del clima,
3. conservazione della biodiversità.

Sebbene siano focalizzati, principalmente, su un particolare servizio, a livello nazionale stanno emergendo un numero crescente di schemi in cui sono remunerati simultaneamente più servizi ecosistemici (FAO, 2012).

I partecipanti ad uno schema di PES possono essere singoli proprietari terrieri, agricoltori, comunità, imprese o enti pubblici e poiché la maggior parte dei SE non sono commercializzati, può essere necessario l'intervento di un'agenzia per la regolamentazione delle transazioni (Prokofieva et al., 2012).

I pagamenti al proprietario terriero possono arrivare direttamente dai beneficiari (privati), o da enti pubblici locali; indirettamente dall'intermediazione dell'autorità pubblica che, a nome di un interesse generale, eroga il risarcimento per la conservazione (Van Hecken e Bastiaensen, 2010).

Al fine di potenziare i finanziamenti a sostegno del raggiungimento degli obiettivi della Convenzione sulla Diversità Biologica (CBD), i PES sono stati inclusi nell'elenco dei "Meccanismi finanziari innovativi" nell'ambito della strategia per la mobilitazione delle risorse durante la IX Conferenza del Parti della CBD (Ogwal e Schultz, 2014).

I dati sulla copertura geografica, il numero di programmi e il valore delle transazioni rivelano molto sulla crescita dei PES. È importante sottolineare, tuttavia, che questi dati non possono misurare l'efficacia dei PES in termini di fornitura di servizi, cioè una misura biofisica, efficienza cioè una misura economica, o miglioramento del benessere sociale come riduzione della povertà, parità di genere o protezione diritti di proprietà.

Nell'Unione Europea (UE), è stata creata la "rete Natura 2000" per conseguire risultati a lungo termine per la protezione degli habitat e delle specie. Consiste in 28.863 siti terrestri (dati 2016), copre una superficie totale, terrestre e marina, di circa 1.150.000 km² degli Stati membri, circa il 18,04% dell'UE e circa il 9,5% del suo territorio marino. Tuttavia, in base ai dati del 4° Rapporto ai sensi dell'art. 17 della Direttiva Habitat, in Europa il 76% degli habitat e circa il 70% delle specie di interesse comunitario è in condizioni sfavorevoli, inadeguate o sconosciuto (EEA 2017), e la carenza di risorse finanziarie è uno dei principali problemi (Geitzenauer et al., 2017; Watson et al. 2014). L'importanza dei siti nel fornire benefici socio-economici per le comunità locali, siti per lo più legati al turismo e alle attività ricreative, sono sempre più riconosciuti (Gantioler et al., 2014), e l'identificazione e la valutazione dei SE e dei loro benefici favorisce l'accettazione e il supporto della rete da parte delle comunità locali (Blicharska et al., 2016). Il crescente numero di studi sui SE forniti dalla rete Natura 2000 (ad esempio Bastian 2013; Blicharska et al. 2016; Castro et al. 2015; Schirpke et al. 2014; Scolozzi et al. 2014; Staes et al. 2017) sottolineano il potenziale e l'importanza dell'integrazione dei PES nelle scelte di gestione degli ecosistemi (Bateman et al., 2013; Pirard e Lapeyre 2014; Wunder 2013).

Esperienze italiane ed internazionali

Negli ultimi due decenni, è emerso un ricco dibattito accademico sull'efficacia dei pagamenti per i servizi ecosistemici (Muradian et al., 2013; Pattanayak, Wunder e Ferraro, 2010). Decine di iniziative sui PES sono state implementate in comunità locali, regioni o paesi in tutto il mondo (Ezzine de Blas, Wunder, Ruiz PeÀLrez, e del Pilar Moreno-Sanchez, 2016).

I servizi ecosistemici più comunemente gestiti attraverso i PES sono: il sequestro e lo stoccaggio del carbonio (ad esempio i programmi REDD – Reduced Emissions from Deforestation and Forest Degradation); la gestione forestale e le funzioni legate al ciclo dell'acqua attraverso i Water Ecosystem Services (WES, Martin-Ortega et al., 2015); la fornitura di biodiversità e habitat per specie in via di estinzione nonché i servizi culturali legati in particolare alla fruizione a fini ricreativi.

Al 2016 sono stati contati oltre 550 programmi PES in tutto il mondo, con transazioni annuali stimate pari a circa 36/42 miliardi di dollari americani (Costanza et al 2017). Questi numeri mostrano una crescita ma ci dicono poco sui dettagli e sull'evoluzione dei meccanismi di pagamento.

Il settore PES sull'uso dei bacini di drenaggio o bacini idrografici è il più maturo in termini di valore delle transazioni e della distribuzione geografica, 24,7 miliardi di dollari in 62 paesi nel 2015, per un totale di 387 programmi: 153 finanziati dagli utenti, 203 finanziati dal governo e 31 in cui il pagamento è fatto per garantire la conformità della gestione a determinati standard in una specifica area, ad esempio l'installazione di recinzioni per tenere il bestiame lontano dalle aree ripariali (Costanza et al 2017).

L'evidente connessione tra la gestione del territorio in un bacino idrografico, il rischio di una scarsa qualità dell'acqua e le inondazioni a valle, rende più facile ottenere sostegno per i pagamenti dai beneficiari ai fornitori. I costi di transazione possono essere bassi, poiché le istituzioni raccolgono fondi dai beneficiari diffusi, sia attraverso le tariffe per i servizi idrici sia grazie all'imposizione fiscale del governo (Wunder, S., 2005).

Uno dei programmi più importanti e di lunga durata è in Costa Rica, il Pago por Servicios Ambientales, dove dal 1997 quasi un milione di ettari di foresta sono stati preservati attraverso l'adozione di PES, contribuendo ad aumentare la copertura forestale da un minimo del 20% ad un massimo del 50% (Pagiola et al, 2004).

Tra il 2000 e il 2007 il Programma nazionale per i servizi idrologici ambientali in Messico ha ridotto il tasso di deforestazione dall'1,6 allo 0,6 % (Alix-Garcia, Shapiro, & Sims, 2012). Il programma di pagamenti per i servizi idrologici ambientali è finanziato dalle entrate generate dalle tariffe per l'uso dell'acqua (Muñoz Piña et al., 2008).

In Cina per un periodo di sei anni, il Conversion of Cropland to Forest and Grassland e il programma Cropland to Forest hanno piantato circa 37 milioni di ettari di terreno (Bennett, 2008). Il programma ha determinato un cambiamento rilevante nell'uso del territorio e ha fornito a circa 50 milioni di famiglie di agricoltori maggiori profitti. Sempre in Cina, è attivo il programma "Grains-to-Greens", che mira a ridurre il rischio di inondazioni rimboschendo terreni coltivati per ridurre l'erosione del suolo su pendii ripidi e allo stesso tempo fornisce habitat per il Giant Panda in via di estinzione (TEEB 2009). Il programma è incentrato sulla conversione di terreni coltivati ripidi in foreste e praterie e rappresenta il più grande programma PES, con un investimento di oltre 50 miliardi di dollari dal 2000 al 2009. Il programma da solo ha pagato 32 milioni di agricoltori e 120 milioni di famiglie (Xu, Bennett, Tao e Xu, 2004).

In Cina questi programmi, come molti altri programmi PES finanziati dal governo, hanno anche un esplicito scopo aggiuntivo di incentivare lo sviluppo rurale. I risultati hanno dimostrato che i servizi ecosistemici sono aumentati dal 2000 al 2010 con altrettanti positivi benefici da un punto di vista socio-economico.

Uno dei primi esempi di PES è l'accordo liberamente sottoscritto tra l'azienda municipalizzata per la fornitura dei servizi idrici della città di New York e i proprietari delle aree forestali del bacino di captazione dell'acqua. Il programma di conservazione a lungo termine delle falde acquifere di New York, che forniscono una fonte di acqua potabile di alta qualità a oltre nove milioni di consumatori, ha generato considerevoli risparmi per l'amministrazione cittadina. Il programma è stato finanziato al costo di 1,5 miliardi di dollari USA rispetto agli 8-10 miliardi di dollari stimati per la costruzione di un impianto di trattamento delle acque, costo che sarebbe comunque gravato sui cittadini (Borner et al., 2017). L'accordo prevede che i proprietari si impegnino a gestire i propri boschi secondo uno specifico programma di gestione forestale compatibile con il mantenimento del deflusso idrico a valle, con un livello di qualità e quantità costante nel tempo. La compensazione per il mantenimento del servizio ecosistemico (acqua potabile) fornito alla popolazione urbana da parte dei gestori delle foreste è corrisposta attraverso un'addizionale sulla tariffa idrica, pagata dagli utenti finali. Il programma ha garantito ai proprietari forestali un flusso annuo costante di reddito e, allo stesso tempo, si sono liberate risorse per investimenti in altri programmi sociali e ambientali (Borner et al., 2017).

I programmi Socio Bosque e Bolsa Verde in Ecuador e Brasile, rispettivamente, sono invece esempi di PES con un forte valore economico-sociale. Il Programma Bolsa Verde fornisce, ogni anno, circa 370 US \$ a famiglie in condizioni di estrema povertà che vivono in aree prioritarie per la conservazione delle foreste. Questi programmi

fanno emergere l'impatto dei PES sulla riduzione della povertà (Grima, N. et al., 2016). Il programma Socio Bosque, iniziato nel settembre 2008, offre incentivi economici ai proprietari di terreni con foreste autoctone per garantirne la protezione a medio e lungo termine. Ad oggi sono stati definiti accordi su 630.000 ettari. Il programma dà priorità ad aree critiche per il mantenimento dei processi ecosistemici che generano benefici per la società e aree con un'alta incidenza di povertà (Grima, N. et al., 2016). Sempre in Ecuador a Pimampiro è stato attuato dal 2005 un sistema di PES per i servizi idrici con l'obiettivo di contrastare la progressiva conversione delle specie alpine andine a coltivazioni e pascolo. L'Ecuadorean Corporation for the Development of Renewable Natural Resources, grazie alla presenza di donatori esterni che hanno coperto i costi di start up (Inter American Foundation), ha compensato 27 famiglie proprietarie dei terreni. Gli acquirenti del SE sono state 1350 famiglie di Pimampiro attraverso un sovrapprezzo della tariffa idrica.

In Bolivia gli agricoltori che partecipano ai programmi PES ricevono alveari e formazione tecnica. In questo caso i PES possono fornire un aumento delle entrate monetarie e facilitare la creazione di attività commerciali alternative o pratiche di uso sostenibile delle risorse (Ringhofer et al. 2013).

Un altro esempio è il programma PES su piccola scala, progettato per proteggere la copertura forestale a Veracruz, in Messico, che ha ottenuto una riduzione del 30% della deforestazione (Grima, N. et al., 2016).

In Sud America i Fondi per l'Acqua hanno fatto registrare la crescita più rapida nel numero di programmi PES implementati per i bacini idrografici. In un Fondo per l'Acqua, un'istituzione convoglia le risorse di più utenti dell'acqua (privati, ONG o enti governativi) per pagare i proprietari terrieri a monte, in modo che sia adottata una gestione in grado di garantire la qualità dell'acqua e altri benefici ambientali. Nell'ultimo decennio sono stati creati circa 57 fondi, con una vasta gamma di approcci in termini di dimensione del programma, partecipanti, strategie di finanziamento e forme di compensazione. Gran parte di questo successo è dovuto al Partenariato per i Fondi Idrici dell'America Latina (LAWFP). Lanciato nel 2011 da un consorzio di finanziatori, il LAWFP ha gestito un capitale di circa 27 milioni di dollari e ora dispone di 16 fondi operativi in tutto il centro e sud America (Costanza et al 2017). Anche l'Agenzia Nazionale per l'Acqua brasiliana è stata attiva in questo campo, espandendo il suo programma di produzione di acqua a 19 programmi in tutto il Brasile dal 2007 al 2015 (Borner et al, 2017). I paesi centro-sudamericani sono stati i leader nello sviluppo di schemi PES per i servizi idrografici, mentre poche attività sono state registrate finora in Africa. Il progetto Working for Water in Sudafrica è il caso principale in Africa (Corbera, 2015).

In Europa l'esempio più rilevante è in Francia, la Vittel (gruppo Nestle) multinazionale nel settore delle acque minerali in bottiglia che rischiava la contaminazione delle sorgenti a causa degli allevamenti zootecnici nei pressi del bacino di captazione (Perrot.Maitre, 2006). La qualità dell'acqua a valle era strettamente legata alle modalità di gestione agronomica e zootecnica a monte. L'azienda ha attivato un sistema di PES definendo contratti di 30 anni con tutti gli agricoltori del bacino di captazione per ridurre i fertilizzanti azotati e modificare le pratiche agricole. Questo ha portato a 1.700 ha di mais convertiti, al 92% dell'area di riferimento posta sotto una gestione protetta. La compensazione definita è pari a circa 200 € l'anno per mancati redditi degli agricoltori.

Un esempio nel panorama italiano è quello di Romagna Acque S.p.A., azienda fondata da un consorzio di Comuni con lo scopo di ridurre il costo di produzione dell'acqua potabile e di soddisfare l'aumento di domanda d'acqua della costa romagnola soprattutto durante il periodo estivo. Vista la scarsa qualità dell'acqua nella pianura romagnola legata agli elevati livelli di nitrati, nel 1982 è stato costruito un acquedotto per portare verso la pianura e l'area costiera l'acqua raccolta in Appennino: qui il principale accumulo idrico è il bacino costituito grazie alla diga di Ridracoli, in Comune di Bagno di Romagna, che da sola garantisce circa la metà dell'intero consumo annuo di acqua potabile della Romagna, pari a 108 Mm³. Agli inizi del 2000 l'azienda ha siglato un contratto con i proprietari forestali del bacino di captazione - principalmente soggetti pubblici - fornendo un premio di 200 €/ha/anno nei primi due anni e di 100 €/ha/anno negli anni successivi fino al 2009. L'importo complessivo dei PES erogati è variato in un range di 0,5-1 M €/anno, equivalenti rispettivamente al 7% e 3% della tariffa idrica.

Il settore dei PES per la biodiversità e la conservazione degli habitat sono i meno sviluppati dal punto di vista geografico e sono i più difficili da attuare. Diversamente dai PES per i bacini idrografici, per i quali i beneficiari

dell'acqua e la protezione dalle inondazioni sono facilmente identificabili e con una collocazione geografica determinata, i beneficiari della biodiversità sono diffusi e i benefici specifici spesso sono indiretti e immateriali. Inoltre, non ci sono organismi paragonabili a quelli che gestiscono i servizi idrici in grado di riscuotere tasse per conto dei beneficiari e di definire misure comuni (Costanza et al., 2017). Di conseguenza, i programmi di PES sulla biodiversità restano limitati a 36 paesi, per un totale di 120 programmi: 16 finanziati dagli utenti e 104 in conformità, cioè il pagamento è finalizzato a garantire la conformità a determinati standard. Le transazioni globali sono stimate in circa 2,5-8,4 miliardi l'anno (US\$), un ampio intervallo dato dalle difficoltà nella tracciabilità dei pagamenti (Borner et al., 2017).

I mercati regolamentati della biodiversità si trovano principalmente negli Stati Uniti e in Australia e utilizzano il concetto di crediti compensativi. Gli impatti sull'habitat sono "compensati" da una pari quantità di restauri e di protezione in un'area che ha un valore ecologico simile. Le compensazioni di biodiversità sono attività di conservazione volte a compensare il residuo, inevitabile danno alla biodiversità causato dai progetti di sviluppo. Le compensazioni di biodiversità sono viste come uno strumento per gestire gli impatti negativi delle attività di sviluppo sulla biodiversità e si ritiene che portino a un migliore equilibrio tra costi e benefici della conservazione della biodiversità e dello sviluppo economico (Kate et al., 2004).

La Malua Biobank vende certificati di conservazione della biodiversità per la foresta pluviale in Sabah, Malesia (Malua Biobank, 2009). Il programma mira a ripristinare e proteggere 34.000 ettari di habitat degli orangotango nella riserva forestale di Malua. Ogni certificato generato rappresenta il ripristino o la protezione di 100 metri quadrati di foresta pluviale all'interno della riserva forestale di Malua (Hawn, 2008). Con l'acquisto di certificati di conservazione della biodiversità, gli acquirenti contribuiscono alla conservazione delle foreste piuttosto che compensare gli impatti della foresta pluviale che un'azienda potrebbe avere altrove (Mills and Porras, 2002).

Nello stato meridionale del Chiapas, in Messico, dove la pressione sulle risorse forestali è stata storicamente alta, si è rilevato che durante il periodo 2007-13, i programmi PES hanno evitato il 12-15% di perdita di copertura forestale nelle comunità partecipanti (Costedoat et al., 2015).

Le iniziative di maggior successo si basano su driver normativi. I programmi di mitigazione che ripristinano il flusso dei servizi e l'habitat delle zone umide beneficiano di numerose normative supportate da un accordo comune sulle valute di scambio (come la superficie umida). Questo settore è, di fatto, il meno trasparente in termini di disponibilità di dati sulle transazioni o sull'implementazione dei progetti (Borner et al., 2017).

Quasi tutti i programmi sono stati implementati negli Stati Uniti, in Australia, in Canada e in Germania, dove le zone umide sono il più grande offset di tipo di habitat.

Nei paesi in via di sviluppo, le azioni di mitigazione fatte direttamente da chi produce l'impatto sono l'opzione più comune per i programmi PES finalizzati a garantire la conformità alla normativa, anche se molti paesi, tra cui Brasile, Camerun, Cina, Colombia, Egitto, India, Mozambico e Sudafrica, consentono di pagare una commissione di compensazione anziché una compensazione vera e propria, che viene generalmente utilizzata per finanziare progetti di conservazione realizzati dal settore pubblico o da una ONG (Borner et al., 2017).

Le compensazioni volontarie per la biodiversità sono uno sviluppo recente della politica; rimangono ancora poco diffuse e generalmente prendono la forma di progetti *tantum intrapresi* dalle aziende per motivi che vanno dalla responsabilità sociale d'impresa alla gestione del rischio (Matzdorf et al., 2013).

Gli schemi di PES per la biodiversità potrebbero avere il potenziale più globale per il finanziamento basato sul mercato, grazie all'attrattiva globale della biodiversità e al potenziale degli ecosistemi sul mercato.

Un programma PES quadriennale ha pagato gli allevatori in Colombia affinché adottassero pratiche silvopastorali in grado di garantire benefici per la biodiversità. Il programma ha mostrato che i benefici per la biodiversità garantiti dai cambiamenti di uso del suolo continuavano anche dopo che i pagamenti erano cessati (Pagiola et al., 2016). A differenza dei programmi PES che pagano per la conservazione, questo programma forniva incentivi e in alcuni casi assistenza tecnica, per adottare nuove pratiche, piuttosto che limitarsi a conservare usi del suolo esistenti limitando l'uso delle risorse.

L'ecoturismo è stato utilizzato per finanziare programmi PES per la protezione della biodiversità (Mills and Porras, 2002), in quanto aree con alti livelli di biodiversità possono spesso avere un significativo potenziale turistico. L'ecoturismo è quello in più rapida crescita nell'industria del turismo e l'Organizzazione Mondiale del Turismo ha stimato che la spesa aumenterà del 20% l'anno (TEEB, 2009). Il servizio ecosistemico che viene effettivamente pagato in questo caso è la bellezza del paesaggio, in quanto il pagamento è in realtà il diritto di accedere e visitare aree considerate belle, piuttosto che un pagamento per la biodiversità.

Si stima che in Europa il mercato dei PES raggiungerà i 15 miliardi \$ nel 2020 e 45 miliardi \$ nel 2050, erano 8,2 miliardi \$ nel 2008 (JRC, 2016). L'Unione Europea spende ogni anno circa 2 miliardi di euro a sostegno degli schemi PES (TEEB 2009) per la fornitura di vari servizi ecosistemici. Gran parte di questi finanziamenti è applicata a gli schemi "agroambientali". Le attività comprendono la conservazione degli habitat di alto valore e della biodiversità, l'agricoltura meno intensiva, la gestione dei sistemi di pascolo a bassa intensità e la conservazione delle caratteristiche paesaggistiche e storiche.

Dopo la riforma della PAC del 2001, i programmi multipli nell'ambito della politica agricola comune hanno finanziato gli agricoltori per misure di conservazione come la riduzione dell'uso di input dannosi e misure di conservazione degli habitat (Baylis et al., 2008). Un programma agroambientale europeo è quello adottato in Germania con il quale il governo ha indotto gli agricoltori a ridurre significativamente l'uso di prodotti chimici nelle aree coltivate (Pufahl e Weiss, 2009).

In Italia ci sono due esempi di PES basati su misure agroambientali. Uno in Sicilia dove, nell'ambito della politica di sviluppo rurale, in aree adibite a coltivazione di vigneti sono stati introdotti incentivi ai proprietari terrieri per la fornitura del servizio di sequestro di carbonio. I pagamenti sono differenziati in base alla fornitura effettiva del servizio, e si offre un premio superiore agli utenti che adottano una pratica agroambientale che contribuisca ad aumentare sequestro di carbonio del suolo (Galati et al., 2016). Il progetto dimostra che l'adozione dei PES porta ad una maggiore efficienza nella distribuzione delle risorse finanziarie tra gli utenti della terra.

Un altro esempio è la creazione dell'Ecocampus all'interno della foresta di Casaboli. Il programma ha determinato un aumento del valore sociale e ricreativo della foresta. Questo PES, infatti, ha comportato un aumento dell'uso forestale delle foreste, non solo da parte degli utenti locali ma anche da parte di visitatori nazionali ed esteri, promuovendo e valorizzando l'intero territorio (Sgroi et al, 2016). Un altro caso interessante di PES emerso recentemente in Italia dal 2001 sono i parchi avventura, un'esperienza basata sul modello francese. L'accesso ai parchi avventura da parte degli utenti è consentito attraverso l'acquisto di un biglietto definito in base al tempo che si trascorre all'interno del parco o in base al percorso. La proprietà e la gestione dei parchi avventura sono, in molti casi, private, anche se spesso situate nelle aree forestali pubbliche e destinate ai gestori del parco tramite concessione contratti. Queste considerazioni consentono di riconoscere il paesaggio forestale non solo come una semplice fonte di legno, ma anche come fonte di soddisfazione dei bisogni sociali e culturali (Reimoser, 2005).

Allo stesso modo negli Stati Uniti, un certo numero di programmi di conservazione finanziati con fondi pubblici utilizzano un meccanismo PES sotto la legge agricola. I programmi includono un programma di riserva per le praterie, un programma di riserva delle zone umide e un programma di incentivi per gli habitat naturali (Greenhalgh, 2006).

Infine, l'ambito di applicazione che ha ricevuto la maggiore attenzione rispetto a qualsiasi altro settore PES è il mercato del carbonio, in particolare i serbatoi forestali di carbonio.

Attualmente ci sono 48 programmi PES per il carbonio e la destinazione d'uso del suolo: 31 finanziati dal governo e 17 a garanzia di conformità alle normative (Börner et al 2017).

Negli ultimi 20 anni, i mercati e i meccanismi di finanziamento per la mitigazione del clima sono emersi in tutto il mondo, dagli scambi puramente volontari (CCX-Chicago Climate Exchange), ai meccanismi di finanziamento internazionale (Fondo BioCarbon), fino ai mandati statali (California AB-32-California Global Warming Solutions Act) e ai meccanismi di flessibilità dei trattati internazionali (CDM- Clean Development Mechanism).

Uno strumento politico per combattere il cambiamento climatico per il quale, dal 2009, sono stati spesi circa 2,8 miliardi di dollari USA per le pratiche forestali e di uso del suolo che sequestrano il carbonio e quantificano i benefici del carbonio sotto forma di un offset standardizzato (Börner et al 2017). Prevenzione della deforestazione, riduzione dell'impatto del disboscamento o prevenzione del drenaggio delle zone umide o torbiere sono pratiche che mitigano le emissioni. Piantare alberi, cambiare le pratiche agricole e di coltivazione e il ripristino delle praterie aumentano il sequestro di carbonio (Pearson, 2005). Tutti gli schmi PES che prevedono il sostegno a queste attività sono schemi per il sequestro di carbonio e finalizzati alla mitigazione del cambiamento climatico.

Il dipartimento delle risorse aeree della California è stato tra i più ricettivi nei confronti di questo tipo di progetti: il 65% di tutte le compensazioni emesse dall'amministrazione centrale, dal 2017, provenivano da progetti di silvicoltura e uso del suolo.

L'accordo di Parigi ha approvato lo sviluppo continuo del mercato, introducendo il termine "Risultati di mitigazione trasferiti a livello internazionale". Le quattro principali fonti di compensazione delle foreste e uso del suolo comprendono l'imboschimento e/o riforestazione, il miglioramento della gestione forestale, la gestione sostenibile dei terreni agricoli e le ridotte emissioni dall'uso del suolo e dal degrado forestale, che possono includere l'imboschimento/riforestazione. L'accordo ha riconosciuto esplicitamente l'importanza delle foreste nella mitigazione dei cambiamenti climatici, ma i negoziati successivi non hanno ancora portato ad un accordo sul ruolo delle compensazioni di carbonio per le foreste e l'uso del suolo nel raggiungimento degli obiettivi di riduzione delle emissioni. Una prospettiva promettente per flussi di finanziamento più stabili e sostanziosi provenienti dai mercati del carbonio è lo sviluppo di un meccanismo globale per ridurre le emissioni derivanti dalla deforestazione e dal degrado REDD o "REDD+" -Reducing Emissions from Deforestation and forest Degradation + the Sustainable Management of Forests-, che include anche l'imboschimento e il rimboschimento ai sensi della Convenzione quadro delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici (UNFCCC).

I paesi sviluppati hanno impegnato oltre 8 miliardi di dollari in fondi per la REDD Readiness fino al 2020, il 46% provengono dalla Norvegia; in 67 paesi delle foreste tropicali e quasi 3 miliardi US \$ per i pagamenti per le riduzioni effettive delle emissioni.

L'Accordo di Parigi ha approvato l'approccio REDD +, ma l'attenzione ai contributi a livello nazionale determina una notevole incertezza sul numero di programmi nazionali e subnazionali che accettano crediti REDD + di altri paesi per gli obblighi di conformità (Börner et al 2017).

I fondi su vasta scala messi a disposizione hanno incluso il Fondo per la Carbonizzazione delle Foreste della Banca mondiale (250 milioni di \$ disponibili per sovvenzioni a livello nazionale) e il Fondo forestale del bacino del Congo (CBFF), un fondo comune di 100 milioni di £ del Regno Unito e dei governi norvegesi per iniziative connesse alla conservazione delle foreste nel bacino del Congo.

Un caso di PES per il sequestro di carbonio in Ecuador è quello della Profafor. L'obiettivo del sistema è la riforestazione per l'abbattimento delle emissioni di carbonio. La Forests Absorbing Carbondioxide Emissions (FACE), consorzio finanziato dalla Compagnia Elettrica Olandese, ha stipulato 152 contratti con proprietari terrieri. L'ente gestore è la Profafor, società appositamente creata per la gestione dei contratti. I contratti hanno previsto un pagamento compreso tra i 100 e 200 US\$ per ha all'anno (Claassen, Duquette, & Horowitz, 2013).

Un altro esempio di PES per la conservazione forestale è quello adottato in alcuni villaggi nell'Uganda occidentale, dove la deforestazione era storicamente alta. Dopo l'implementazione del programma, la perdita stimata della foresta ha subito una riduzione di circa 50% (Jayachandran et al., 2016). Le emissioni di anidride carbonica evitate grazie alla riduzione della deforestazione indicano anche che il programma è stata un'opzione efficace di mitigazione dei cambiamenti climatici in questo caso particolare.

Sempre in Africa, è stato implementato un programma di PES agroforestale di asset building in Mozambico (Hegde e Bull, 2011). Nel 1990, con la modifica del Clean Air Act, il Congresso degli Stati Uniti ha limitato le emissioni di biossido di zolfo grazie alle negoziazioni con gli emettitori su larga scala di SO₂ (Stavins, 1998).

Un'altra esperienza è il Wetland Mitigation Banking sempre negli Stati Uniti (Robertson, 2004). Il Clean Water Act ha conferito al Corpo degli Ingegneri il potere di rilasciare permessi per danneggiare delle zone umide e creare o ripristinare zone umide più vaste in altre aree geografiche. Dal sistema risulta che il costo medio per la mitigazione delle zone umide era approssimativamente di 45.000 \$ per acro (Bayon, 2004).

Infine, nell'ambito della mitigazione dei cambiamenti climatici, occorre ricordare che la prima esperienza di PES su scala internazionale è probabilmente il sistema di scambio delle emissioni dell'UE lanciato nel 2005, che ha istituito un meccanismo di negoziazione per i sei principali gas a effetto serra (European Climate Exchange, 2008).

Da tutte queste esperienze è possibile trarre alcune considerazioni di carattere generale. Innanzitutto, l'attenzione alla valutazione monetaria e alla progettazione di politiche basate sul mercato ha contribuito molto alla scienza dei servizi ecosistemici tradizionali e ad attirare il sostegno politico per la loro conservazione.

La letteratura sulla valutazione degli impatti dei PES evidenzia vari esempi con un significativo impatto positivo in termini di risultati ambientali, principalmente a livello locale o subnazionale. Spesso gli impatti ambientali sono piccoli soprattutto nei programmi a livello nazionale, anche se non necessariamente più piccoli dell'impatto di altri strumenti di conservazione in contesti comparabili, come le aree protette (Börner et al., 2016). Rispetto agli Schemi presenti in letteratura manca una casistica altrettanto nutrita del monitoraggio degli effetti, questo influenza il giudizio complessivo sull'efficacia dello strumento in generale

Esistono grandi differenze in merito alla qualità e alla disponibilità dei dati per le varie iniziative di PES ed è necessario al riguardo migliorare la fase di raccolta dei dati e soprattutto l'arco temporale di osservazione dei risultati.

I più grandi programmi di PES sono tutti finanziati dal governo o da organismi internazionali, come i PES idrici finanziati attraverso bollette o pagamenti governativi. Per gli schemi PES finanziati con fondi pubblici, i governi agiscono a nome di un ampio numero di beneficiari dei servizi ecosistemici, per incentivare pratiche di gestione del territorio che forniscono più servizi e di migliore qualità, con particolare attenzione alla regolazione del clima, alla biodiversità, ai bacini idrografici e al paesaggio. I programmi finanziati con fondi pubblici si concentrano spesso sulla generazione di benefici per lo sviluppo rurale.

Gli impatti dei PES sui risultati ambientali e sui mezzi di sostentamento locali in numerosi paesi sono numerosi e ampiamente dibattuti. I beneficiari che possono finanziare sistemi di PES sono utenti locali dei servizi ecosistemici, e sono quelli che sono facilmente identificabili e organizzati in gruppi o associazioni. I finanziamenti tramite meccanismi di mercato provengono in larga misura dal mercato volontario del carbonio, sebbene iniziano ad emergere mercati per altri servizi ecosistemici.

Gli schemi PES dovrebbero anche avere come riferimento aree con un alto valore in termini di bellezza paesaggistica, dove è alta la disponibilità a pagare per l'accesso o i servizi forniti; in questo modo si possono ottenere livelli più elevati di pagamenti per le parti coinvolte nella fornitura dei servizi.

Un regime PES di successo dipende dalla disponibilità di finanziamenti, dall'attuazione e dal funzionamento ai costi di manutenzione del programma e dall'inclusione dei pagamenti continui ai fornitori di servizi (TEEB, 2010). Spesso è necessario un finanziamento esterno, che può essere ottenuto attraverso contributi di organizzazioni internazionali (ad es. Banca mondiale, Global Environment Facility) o sovvenzioni da parte dei governi nazionali, per istituire un regime PES (TEEB, 2010). Un ulteriore sostegno finanziario può essere raccolto destinando entrate, riscuotendo tasse, pagamenti volontari diretti da parte di beneficiari, fondi fiduciari, commissioni e oneri per gli utenti e partenariati pubblico-privato (TEEB, 2010).

Al fine di aumentare i finanziamenti a sostegno del raggiungimento degli obiettivi della Convenzione sulla diversità biologica (CBD), i PES sono stati inclusi nell'elenco di "Meccanismi finanziari innovativi" o "meccanismi di finanziamento della biodiversità" (Ogwal e Schultz, 2014), nell'ambito della Strategia per la mobilitazione delle risorse.

17 Gestione dei sistemi diversificati agricolo-forestali e fornitura di SE, in vista della PAC post 2020

17.1 Funzione produttiva e funzioni eco-sistemiche nella PAC

La complessità eco-sistemica in passato è stata, in modo più o meno esplicito, ritenuta responsabile dell'inefficienza produttiva dei sistemi agricoli, dal secondo dopo guerra incentivati ad adottare schemi di produzione intensiva.

Dagli anni '60 con la linearizzazione dei processi di produzione agricola si proponeva il modello industriale come unico paradigma di sviluppo, finalizzato a massimizzare la funzione produttiva dell'agricoltura. Le implicazioni della ricerca delle economie di scala, rispondenti alle esigenze delle emergenti realtà agro-industriali, resero le aziende agricole sempre più produttive semplificandone la gestione delle terre e del paesaggio e facendo ricorso ad un'ampia disponibilità di input e innovazioni tecnologiche.

In Europa tale processo è stato supportato dagli interventi della Politica Agricola Comunitaria (PAC) che riconoscevano al settore agricolo un indubbio valore strategico nella gestione dei rapporti geopolitici dell'epoca.

Le istanze sociali richiedevano al comparto agricolo di migliorare l'accesso al cibo, nel tempo queste si modificarono e nuove tipologie di fabbisogni vennero accostati all'agricoltura, tra questi la richiesta di cibi salubri e meno impattanti sull'ambiente. A valle della conferenza delle Nazioni Unite di Stoccolma del 1972 l'agenda politica europea elevò la tematica ambientale proponendo strumenti di revisione e controllo degli effetti di alcune sue politiche produttive, tra cui anche la PAC, sulle risorse naturali.

Negli anni '80 i prodomi della globalizzazione, riconoscibili nelle tensioni legate ai mutati equilibri macro-regionali mondiali riconoscibili nell'azione del GATT prima e WTO dopo, interessarono il sistema della PAC. In questo contesto il tema della sostenibilità ambientale fu visto come potenzialmente risolutivo in diversi round negoziali in cui il sistema dei dazi e il sostegno ai prezzi delle produzioni agricole europee furono riconosciuti come distorsivi del mercato.

Alle tensioni internazionali si sommarono tensioni interne incentrate sull'insostenibilità dei costi della PAC, generati dal meccanismo dei prezzi garantiti, contributi accoppiati alle produzioni e smaltimento delle eccedenze. L'impalcatura della politica agricola venne interpretata dall'opinione pubblica come non più adeguata alle prospettive di benessere sociale della comunità, sottolineandone gli impatti negativi sulla salute pubblica e sull'ambiente.

I tentativi di riforma si susseguirono negli anni '90 e con l'attivazione delle prime misure agroambientali quali il set-aside, l'agricoltura biologica e la forestazione, si tentò di ricalibrare il settore verso le nuove richieste sociali e al contempo ridurre la produzione senza danneggiare i redditi degli agricoltori.

Solo nel 1997 a partire dalla pubblicazione del documento *“Agenda 2000. Per una Europa più forte e più ampia”* la specializzazione produttiva e la conseguente semplificazione eco-sistemica subirono una prima critica strutturata. Con Agenda 2000 la Commissione della neonata Unione Europea introduce tra gli obiettivi principali della politica agricola, le tematiche dello sviluppo rurale, della multifunzionalità, della salvaguardia ambientale e dell'agricoltura sostenibile.

In questa fase si riconosce l'azione di una prima politica di sviluppo rurale, quando la revisione dei fondi strutturali favorì la nascita di schemi di sostegno per l'attivazione di modelli di produzione agricola di rottura rispetto a quelli prevalenti, riproponendo in modo organico quanto già previsto dalle misure agroambientali del 1992 ma nel novero di interventi strutturali.

Nonostante l'enorme divario con le politiche di mercato e di sostegno ai redditi, sia in termini di budget che in numero di agricoltori beneficiari, le politiche di sviluppo rurale furono chiamate a sostenere la lenta rieducazione del settore verso modelli di produzione in cui ad essere massimizzate non fossero solo le rese ma anche la produzione di servizi diversi, tra cui la salvaguardia delle risorse naturali e della biodiversità, la custodia del paesaggio e del patrimonio culturale per i diversi contesti rurali dell'Unione.

Il processo di riforma di Agenda 2000, in particolare per gli interventi di tipo ambientale, si concretizzò nel 2003 con la Riforma di Medio Termine del Commissario Fischler, ove si sancì l'introduzione dei pagamenti disaccoppiati dalla produzione come sistema di sostegno al reddito degli agricoltori, tracciando una prima svolta radicale nella struttura del patto sociale tra produttore agricolo e cittadino europeo.

Per la prima volta, tranne che per alcune eccezioni, l'agricoltore europeo non è sussidiato in funzione della sua produttività, delle sue rese, ma in base a quanti ettari di terra gestisce e dal modo in cui lo fa⁴⁷. Con l'introduzione della condizionalità ambientale, diviene palese che il sostegno agli agricoltori è una compensazione alla loro azione di tutela di *asset* strategici quali suolo, acqua, biodiversità, benessere degli animali e salute pubblica.

Come è riportato nel capitolo 18, questa impostazione è di fatto mantenuta e rafforzata nella PAC con lo strumento del *greening*, dove, per quanto fortemente rimodulati rispetto alle prime proposte, diversificazione colturale⁴⁸, mantenimento dei pascoli e tutela di aree di interesse ecologico, diventano prassi obbligatorie da rispettare in tutte le terre arabili europee, pena la contrazione e poi la sospensione del contributo.

Piuttosto che lo strumento in sé, i suoi impatti su biodiversità, ambiente e sostenibilità in senso lato, il successo del *greening* potrà essere misurato dall'evolversi della riforma attuale e dal mantenimento o meno dell'architettura verde presentata nel testo di riforma del 1 Giugno 2018.

In tal senso l'attivazione di eco-schemi volontari, per andare oltre al *greening*, agevolerà il passaggio di interventi pro-ambiente dal secondo al primo pilastro, includendo indicazioni più puntuali sulle rotazioni e su provvedimenti che mirino all'uso razionale dei fertilizzanti, alla salvaguardia dei suoli, della qualità delle acque e della biodiversità. Questo passaggio presuppone all'ampliamento su larga scala di interventi pro-ambiente la cui validità è stata testata ma che hanno interessato un numero limitato di agricoltori finanziati dal Fondo Europeo Agricolo per lo Sviluppo Rurale - FEASR.

Guardando all'Italia, seguendo quanto proposto dall'accordo di partenariato nella programmazione corrente, è di fatto il FEASR a farsi carico di sviluppare azioni coerenti con gli obiettivi tematici richiamati nella dicitura di crescita sostenibile della strategia Europa 2020 e che, vista la proposta di pianificazione del budget europeo del prossimo settennato, continuerà a farsene carico in futuro.

Nel raggiungimento dei target di diversi SDGs proposti dall'Agenda 2030 e richiamati nella Strategia per lo Sviluppo Sostenibile nazionale, il ruolo della PAC, primo e secondo pilastro, diviene quindi elemento principale con cui indirizzare interventi tangibili verso la valorizzazione delle funzioni eco-sistemiche del Capitale Naturale nazionale.

Nelle pagine seguenti sono riportati alcuni esempi di interventi a favore dei servizi eco-sistemiche promossi in ambito agricolo e forestale che scaturiscono dall'applicazione di interventi puntuali previsti nei programmi di sviluppo rurale (PSR) e dallo sviluppo di iniziative pubblico-private nate per soddisfare esigenze territoriali o di filiera.

17.2 PSR agricoltura sostenibile, sistemi agroforestali e cooperazione

L'attuale Reg. 1305/2013 sullo sviluppo rurale sancisce che le 6 priorità dell'Unione siano raggiunte attraverso l'adozione di Programmi di Sviluppo Rurale (PSR) in cui siano attivate le misure, previste al Titolo III – capo I – da Art. 14 a 44, strettamente funzionali all'implementazione delle strategie co-definite a livello territoriale.

Per quanto riguarda l'Italia nel periodo 2014-2020 sono complessivamente circa 20 Mld⁴⁹ di euro le risorse pianificate dall'insieme dei 22 PSR (19 Regioni, 2 Provincie Autonome e uno Nazionale). Su base nazionale circa

⁴⁷ Con il Reg. 1782/2003 il pagamento unico aziendale può essere percepito anche disattivando l'attività di produzione, sostituendola con il solo mantenimento dei terreni in buone condizioni agronomiche e ambientali – le BCAA. Nel caso si continui a produrre il sussidio è vincolato al rispetto di Criteri di Gestione Obbligatori – i CGO, che rendono cogenti indicazioni e prescrizioni di direttive europee.

⁴⁸ Vedi capitolo seguente.

⁴⁹ Circa 10Mld di risorse FEASR e 10Mld di risorse Nazionali.

il 35%⁵⁰ di queste risorse è stato indirizzato al finanziamento di misure coerenti con la Priorità 4 (P4)⁵¹, ovvero utili a “preservare, ripristinare e valorizzare gli ecosistemi connessi all'agricoltura e alla silvicoltura”. Le principali tipologie di misure attivate, elencate per ammontare di budget dedicato, calcolato come rapporto tra la sommatoria dei budget per misura sul totale del budget dedicato alla P4 dai 22 PSR italiani, sono le seguenti:

- Art. 28 - 10 Pagamenti agro-climatici- ambientali (33%);
- Art. 29 - 11 Agricoltura Biologica (24%);
- Art. 31 - 13 Indennità a favore delle zone soggette a vincoli naturali o ad altri vincoli specifici (22%);
- Art. 21 - 8 Investimenti nello sviluppo delle aree forestali e nel miglioramento della redditività delle foreste (10%).

Osservando nel dettaglio i contenuti delle suddette misure si nota come, per quanto in contesti pedo-climatici e produttivi differenti, i PSR restituiscono tipologie di intervento simili, alcuni dei quali potenzialmente includibili nella lista nazionale delle pratiche per gli eco-schemi volontari.

In questa prospettiva si propone di seguito una sintesi di quanto proposto dalle Regioni italiane in termini di misure a favore della “complessificazione” dei sistemi di produzione agricola in chiave agro-ecologica. Dell'enorme varietà di interventi proposti si è scelto di selezionarne alcuni tra quelli ritenuti più adeguati alla transizione dal secondo al primo pilastro, operando una scelta basata sulla mediazione tra la riconoscibile capacità di questi di migliorare la produzione di servizi eco-sistemici e allo stesso tempo alla facilità di replicazione in contesti differenti.

Nello specifico sono commentati i seguenti interventi: schemi di produzione integrata e fasce tampone (Misura 10); interventi a sostegno di sistemi agroforestali (Sottomisura 8.2); azioni congiunte per la mitigazione dei cambiamenti climatici e l'adattamento ad essi (Sottomisura 16.5).

17.3 Le Misure Agro-Climatiche-Ambientali: tecnica e strategia culturale

Tra le misure più strettamente legate al raggiungimento degli obiettivi della P4 vi sono certamente le misure Agro-Climatiche-Ambientali (ACA), novità di questa programmazione. Le ACA sono definite dall'art. 28 del Reg. EU 1305/2013 tradotte nelle misure 10 dei PSR come un insieme eterogeneo di interventi e pratiche che agricoltori e altri gestori del territorio possono attivare per incrementare la biodiversità, la resilienza ai cambiamenti climatici e gli elementi paesaggistici e culturali, ovvero migliorare la produzione di servizi eco-sistemici connessi alla conduzione dei fondi agricoli.

In Italia la Misura 10 pesa mediamente circa il 12% sulla spesa programmata dall'insieme dei PSR regionali, seconda tipologia di misura per budget dedicato solo a quella a sostegno degli investimenti (28%)⁵².

Gli obiettivi delle ACA sono stati tradotti prevalentemente prevedendo un premio ad ettaro funzionale a favorire l'adozione di tecniche di coltivazione estensive, azioni di gestione e miglioramento degli ecosistemi agrari e schemi di produzione meno impattanti sulle risorse naturali e sull'ambiente.

All'interno della Misura 10 molte regioni hanno previsto interventi finalizzati ad introdurre pratiche di agricoltura conservativa e di conservazione della biodiversità all'interno delle aziende agricole, nonché sussidiando l'inerbimento nei frutteti e l'introduzione di fasce improduttive a finalità ambientale nei seminativi a ridosso dei corsi d'acqua, per contenere la dissipazione dei nutrienti (fasce tampone). In alcuni casi la loro realizzazione prevede la possibilità di unire la piantagione di specie forestali e arboree, come elementi di contrasto all'erosione

⁵⁰ The European Networks for Rural Development <https://enrd.ec.europa.eu/sites/enrd/files/priority-4-summary.pdf>

⁵¹ con particolare riguardo ai seguenti aspetti: a) salvaguardia, ripristino e miglioramento della biodiversità, compreso nelle zone Natura 2000 e nelle zone soggette a vincoli naturali o ad altri vincoli specifici, nell'agricoltura ad alto valore naturalistico, nonché dell'assetto paesaggistico dell'Europa; b) migliorare la gestione dell'acqua, incluso l'utilizzo dei fertilizzanti e dei pesticidi e c) la prevenzione dell'erosione dei suoli e migliore gestione degli stessi”.

⁵² Mipaaf (2017) Priorità Chiave della politica di sviluppo rurale 2014-2020. AAVV.

del suolo (azione frangivento e di trattenimento del suolo) e a favore della connessione ecologica in ambito agricolo (biodiversità).

Secondo le stime del Ministero delle Politiche Agricole Agroalimentari e Forestali - Mipaaf più del 60% delle risorse previste dalle misure M10 è destinato a sostenere impegni derivanti l'adesione ai disciplinari della Produzione integrata e interventi aziendali volti alla gestione di habitat ed elementi del paesaggio (Tabella 64).

Tabella 64 - Ripartizione delle risorse previste dalla Misura 10 per tipologie di interventi previsti

Macro tipologia di interventi M10	% risorse
Produzione integrata	43
Paesaggio, habitat, infrastrutture verdi ecc.	18
Agricoltura conservativa e difesa del suolo	13
Gestione prati e pascoli	10
Altre pratiche sostenibili	9
Biodiversità animale	6
TOTALE RISORSE M10	100

Fonte: *Priorità Chiave della politica di sviluppo rurale 2014-2020, Mipaaf et al. Marzo 2017*

Per quanto una novità della programmazione in corso, le ACA in Italia hanno beneficiato di budget notevoli che hanno indirizzato la programmazione di sistemi colturali più “sostenibili” in decine di migliaia aziende agricole, prevalentemente concentrate nel centro-nord.

Rispetto alle prospettive lanciate nel testo di riforma della PAC questa misura presenta caratteristiche interessanti che lasciano presupporre ad una sua declinazione nella futura lista di pratiche attivabili negli eco-schemi volontari. Dal punto di vista tecnico la misura propone modelli di rotazione colturale, calati in diversi contesti regionali, e definisce un sistema di gestione degli input, nutrienti e fitofarmaci, che rispettivamente vanno oltre i requisiti di diversificazione previsti dal *greening* e i CGO della condizionalità attuale e di quella rafforzata presentata nel testo di riforma.

Ad oggi gli imprenditori agricoli che aderiscono alla misura potrebbero accettare con meno difficoltà l'introduzione di pratiche che prevedano ad esempio la programmazione di avvicendamenti migliorativi o di gestione dei mezzi tecnici. Analogamente, i responsabili del controllo e erogazione dei contributi del primo pilastro potrebbero utilizzare il know-how procedurale acquisito e condiviso con Bruxelles dalle autorità di gestione dei programmi regionali e così semplificare la fase di progettazione degli strumenti di monitoraggio e controllo destinati in questo caso ad un numero più elevato di nuovi beneficiari.

L'esperienza sull'attuazione delle misure ACA nel ciclo 2014-2020 ha messo in evidenza alcune criticità in particolare per la misura a supporto della produzione integrata, quali, ad esempio, la difformità delle voci di costo considerate ai fini della determinazione dei livelli di pagamento, la coerenza con le prescrizioni del PAN, l'eterogeneità di applicazione tra le Regioni⁵³. Sarebbe quindi opportuno, soprattutto in vista della futura programmazione, un approfondimento su tali aspetti in un'ottica di benefici ambientali correlati ai Servizi Ecosistemici, a partire da una valutazione sugli effetti migliorativi dello stato della biodiversità, nonché in relazione alle altre misure che promuovono metodi basati su un approccio agroecologico.

⁵³ Per un approfondimento si rimanda a: Arzeni A., Viganò L., Vaccaro A., 2019. Criteri per la determinazione dei pagamenti e strumenti per la conversione dell'agricoltura biologica. Rapporto preliminare Rete Rurale Nazionale.

All'interesse pubblico sta facendo seguito la ricerca di modelli di agricoltura meno impattanti per l'ambiente da parte di industrie agro-alimentari e gruppi della grande distribuzione organizzata, sempre più interessate a proporre schemi di approvvigionamento di materie prime, trasformati e prodotti finiti oggetto di azioni "pro-ambiente". Le nuove richieste del consumatore fanno sì che produttori, trasformatori e rivenditori si adoperino alla qualificazione di attributi di sostenibilità e salubrità dei propri prodotti, partendo dalla fase di produzione primaria fino a quella del post-consumo.

17.4 I sistemi agroforestali: conosciuti ma difficilmente finanziabili

Il regolamento definisce all'art 23 il "sistema agroforestale" come un sistema di utilizzazione del suolo nel quale l'arboricoltura forestale è associata all'agricoltura sulla stessa superficie. Anche in questo caso sono delegate agli Stati membri le scelte tecniche di dettaglio, in cui definire il numero minimo e massimo di alberi per ettaro ottimale in funzione delle condizioni pedoclimatiche e ambientali locali, delle specie forestali idonee e della necessità di mantenere l'uso agricolo del terreno.

Per quanto la quasi totalità del nostro territorio offra storicamente un paesaggio costruito su sistemi agroforestali e le realtà produttive appenniniche siano ancora gestite da norme e prassi che favoriscono l'uso promiscuo agro-zoo-forestale delle terre, anche pubblico-demaniali, le indicazioni del regolamento e l'opportunità di attivazione di sotto-misure 8.2 non è stata colta dalla maggioranza dei PSR italiani.

Dei 22 PSR solo in Veneto, Umbria, Marche, Basilicata e Puglia è prevista l'attivazione della sotto-misura 8.2 che a maggio 2019 era stata tradotta in bando solo in Veneto e Puglia. Le misure attivate prevedono contributi per interventi di manutenzione o allestimento di sistemi agro-forestali, nei quali l'arboricoltura da legno è associata all'agricoltura sulla stessa superficie, favorendo la cura o introduzione di nuovi impianti, lineari (siepi e fasce arboree frangivento) e sparsi, di una o più specie arboree e arbustive.

La coniugazione di interventi a favore dei servizi eco-sistemici nell'ambito della gestione agro-forestale sembra quindi aver sofferto della troppa ampia eterogeneità normativa in materia, ovvero di una limitata chiarezza rispetto alle definizioni prescrittive degli elementi caratterizzanti i sistemi agro-silvo-pastorali.

A supporto di questa considerazione si riportano i dati raccolti dal progetto europeo Agforward⁵⁴ che identificano sistemi misti silvo-pastorali e silvo-arabili in circa il 10% della superficie agricola europea, dato che presenta una concentrazione più alta di osservazioni nelle regioni mediterranee (Figura 73), prevalentemente riconducibile alla forte presenza di sistemi di allevamento estensivo basate su sistemi pascolivi arborati e cespugliati.

A partire dalla stessa base dati, in Italia Paris et al. (2019) individuano sistemi agroforestali in circa l'11% della superficie agricola utilizzata, prevalentemente concentrati nelle aree montane del centro-sud e nelle isole. In termini di servizi eco-sistemici la distribuzione dei sistemi silvo-pastorali evidenzia in modo chiaro la stretta correlazione tra la presenza di attività produttive agricole estensive e la produzione di servizi eco-sistemici culturali e di regolazione nelle aree appenniniche e marginali.

Queste aree sono spesso interessate da fenomeni di abbandono produttivo e di marginalizzazione sociale che indirettamente impattano sulle capacità di azione degli agricoltori per la salvaguardia del paesaggio rurale e per il contrasto alle dinamiche di rischio idrogeologico, proprio nei contesti pedo-montani e collinari ritenuti più a rischio.

Interpretando in modo stretto ed asettico la definizione fornita dal regolamento, in circa il 50% di tali superfici difficilmente potrebbero essere avviati interventi finanziati dalla misura 8.2. Questo è dovuto al fatto che i nostri

⁵⁴ AGroFORestry that Will Advance Rural Development, progetto finanziato nell'ambito del 7° Programma Quadro per la Ricerca Europea.

sistemi agroforestali, classificati per il 90% in sistemi silvo-pastorali, sono caratterizzati maggiormente dalla presenza di legnose agrarie piuttosto che da specie per arboricoltura da legno.

Ad una lettura più approfondita dei PSR alcune amministrazioni sono comunque riuscite ad inserire parte degli interventi prevedibili nella sotto-misura 8.2, in modo particolare la realizzazione di siepi e filari naturali-formi con alberi forestali, all'interno delle misure ACA e per gli investimenti improduttivi (Sottomisura 4.4).

Al netto dei problemi di definizione, la rilevanza dei sistemi agroforestali in termini di erogazione di servizi ecosistemici è stata dimostrata in diversi contesti pedoclimatici da parte di numerosi studi e progetti di ricerca (Jose, 2009). Quindi per assicurare l'erogazione di questi servizi nelle aree italiane in cui sono presenti sistemi agro-silvo-pastorali è auspicabile che venga proposta una definizione del detto "sistema agro-forestale" più ampia e adeguabile ai contesti del nostro paese. Tale passaggio risulta cruciale nella misura in cui si riesca a minimizzare il rischio che interventi di indubbia valenza ambientale vengano ridimensionati dall'emergere di problemi procedurali e successivamente non trovino più l'interesse dei funzionari istruttori e dei potenziali beneficiari dei bandi.

Forti delle evidenze scientifiche riportate da progetti finanziati dalla stessa commissione europea e alla luce del nuovo Testo Unico Forestale, in Italia sarebbe auspicabile strutturare un confronto tematico nell'ambito della Conferenza stato-regioni per poter interloquire in tempo utile per la nuova programmazione sia con Bruxelles, sia nell'ambito del tavolo di negoziazione del Piano Strategico Nazionale.

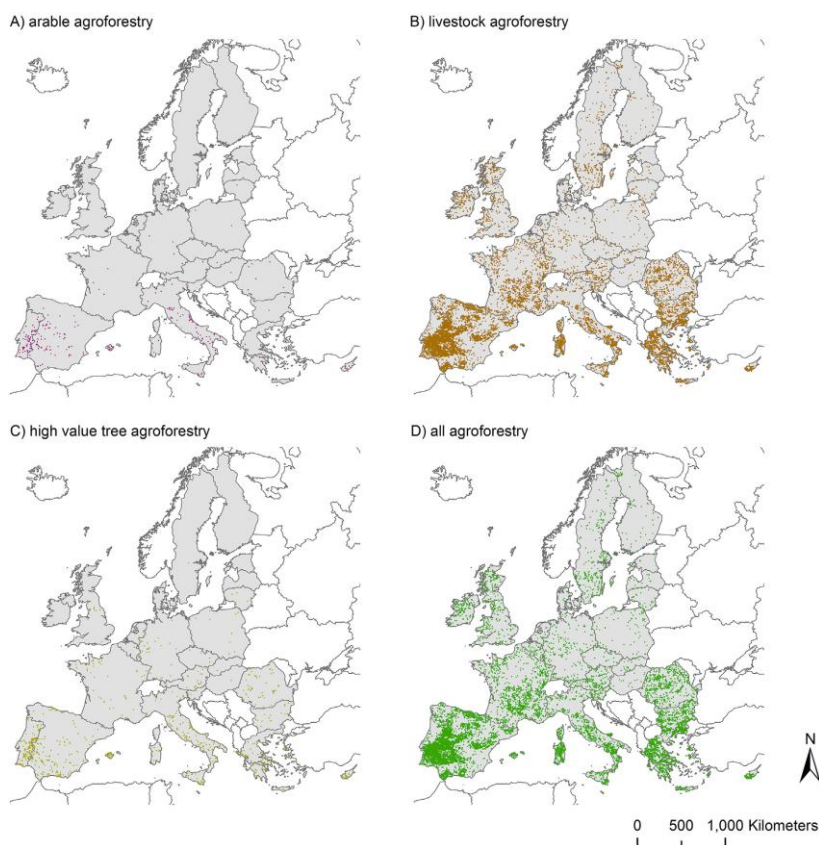


Figura 73 - Classificazione e distribuzione delle tipologie di sistemi agroforestali da dati LUCAS
Fonte: Den Herder et al. 2017

17.5 Cooperazione per il clima, il paesaggio e la biodiversità: azioni collettive e sviluppo territoriale

Favorire la diffusione di innovazioni attraverso la cooperazione è un'ulteriore novità della programmazione 2014-2020. All'articolo 35 del Reg. 1305/2013, è indicata la possibilità di ricorrere ad approcci collettivi per la promozione di progetti comuni che rendano più incisive le pratiche benefiche per il clima, il paesaggio e

l'ambiente. La sotto-misura che accoglie questa indicazione nei diversi PSR italiani è la 16.5, prevista in 17 PSR e tradotta in 25 bandi⁵⁵. Esempio di successo della scorsa programmazione sono stati gli Accordi Agroambientali d'Area (AAA) proposti in Italia dalla Regione Marche, dove l'insieme degli impegni sottoscritti dagli imprenditori agricoli di un limitato territorio affetto da una problematica ambientale o esigenza di tutela specifica era riconosciuto e compensato da un incremento del premio a ettaro o capo delle misure agroambientali.

Nell'attuale programmazione, il PSR Marche prevede che i soggetti promotori degli accordi d'area possono essere anche beneficiari della misura 16.5, attraverso la quale si promuovono gli approcci collettivi con una maggiorazione del premio ad ettaro del 30% per beneficiari collettivi da destinare ai singoli agricoltori e, contemporaneamente, garantire la copertura dei costi di funzionamento della cooperazione, di studi/progetti (studi sulla zona interessata, studi di fattibilità, stesura dei progetti degli accordi) e di animazione sostenuti dal/dai soggetti promotori (RRN, 2017)⁵⁶.

In linea teorica questa premialità sottende al riconoscimento da parte del soggetto preposto alla programmazione che una pratica ambientale replicata da molti in un limitato contesto territoriale ne aumenti la capacità di produzione dei servizi ambientali, ampliando la scala di impatto dei potenziali benefici dal livello aziendale a quello comprensoriale.

In molti dei PSR la sottomisura 16.5 promuove sinergie utili a promuovere e attivare in maniera diffusa alcuni interventi previsti nell'ambito di altre misure, in particolare riconducibili agli investimenti non produttivi (M4.4.), alle ACA (M10), all'agricoltura biologica (M11) e alle indennità a favore di zone soggette a vincoli naturali (M12) o ad altri vincoli specifici (M13). La rilevanza di queste misure, oltre che dal punto di vista degli impatti sul contesto strettamente bio-fisico ed ambientale, è misurabile nelle differenti modalità con cui le stesse prendono forma e si sviluppano. In alcuni casi esperienze nate dal basso nel tempo sono state codificate in norme che ne hanno permesso lo sviluppo e la replicazione in contesti diversi, evidenziando la possibilità di coniugare interventi per la produttività agricola con azioni di tutela dell'ecosistema.

L'ambito di aggregazione è spesso creato da soggetti esterni al mondo produttivo agricolo propriamente inteso, rappresentato da soggetti intermedi che possono ricoprire un ruolo nella governance del territorio, Unione di Comuni, Gruppi di Azione Locale, Enti Parco, Associazioni ambientaliste, Consorzi di Bonifica, Organizzazioni di Produttori, Consorzi di Tutela, fino a espressioni diverse costituite con lo scopo di valorizzare il territorio, generalmente in capo a realtà spontanee come Comitati, Associazioni Temporanee di Scopo, Fondazioni, Cooperative o aggregazioni di rete come i Bio-Distretti⁵⁷.

Il progettare comune è quindi l'ambito in cui le comunità decidono di avviare percorsi virtuosi spesso incardinati sulla valorizzazione delle produzioni di qualità e delle eccellenze ambientali, paesaggistiche e storico-culturali, coinvolgendo gli agricoltori in un percorso di recupero della loro identità. Questa prassi agevola nuove modalità di valutazione delle potenziali opportunità economiche da parte degli agricoltori, ovvero favorisce la modifica della normale pratica decisionale di un singolo imprenditore agricolo rendendolo parte attiva di un sistema d'impresa in cui strategie e obiettivi sono codificati da un partenariato ampio e legato ad una visione di territorio (W.F.A. van Dijk et al, 2015).

Per valutare l'efficacia di questi interventi la sfida è oggi quella di individuare metodi di valutazione multi-criteriale in cui gli impatti della sotto-misura 16.5, ovvero della misura 16 più in generale, vadano ricercati oltre la scala aziendale affiancando alla quantificazione dei servizi eco-sistemici la misurazione di performance diverse. La prospettiva di analisi è quindi chiamata ad utilizzare una scala territoriale in cui Capitale Naturale e servizi eco-sistemici siano qualificati e definiti come elementi di stabilità utili alle comunità rurali per affrontare i cambiamenti climatici e altre sfide, tra cui spopolamento e marginalizzazione sociale, in futuro.

⁵⁵ Banca dati Bandi PSR 2014-20 data di consultazione 3 Giugno 19 http://polaris.crea.gov.it/psr_2014_2020/bandiPSR.htm

⁵⁶ Vanni et al. 2017.

⁵⁷ <http://biodistretto.net/>

18 La proposta di nuova Architettura Verde nella Politica Agricola Comune post 2020 e spunti per il futuro Piano Strategico Nazionale 2021-2027

18.1 La relazione tra agricoltura e biodiversità

Sin dalle sue origini, l'agricoltura è stata tra i principali fattori umani di modifica dell'ambiente a fini di sostentamento. Con il tempo, la scala e l'entità delle modifiche ambientali sono aumentate esponenzialmente, garantendo ingenti risorse per le comunità umane (circa il 95% del cibo è prodotto dall'agricoltura) ma provocando un impatto ambientale di grande portata.

Alla distruzione di habitat naturali ha fatto tuttavia da contraltare la creazione di nuovi ambienti ospitali per numerose specie selvatiche, che con tali ambienti si sono evoluti nel tempo e la cui conservazione dipende proprio dalla conservazione degli habitat agricoli. Nel corso dei secoli, colture quali le risaie o i prati hanno svolto una funzione sostitutiva rispetto a habitat naturali in via di sparizione come le zone umide o le grandi praterie. Un esempio italiano è il sistema risicolo della Lombardia e del Piemonte, che ha garantito la sopravvivenza della più grande popolazione europea di ardeidi, tra cui alcune specie di uccelli in Allegato I della Direttiva 2009/147CE "Uccelli".

D'altra parte, la biodiversità ha fornito agli agricoltori servizi indispensabili alla loro attività, a partire dalla pedofauna che garantisce il riciclo della materia e quindi la fertilità dei suoli, o le fasce di vegetazione ai margini delle aree agricole, che consentono la sopravvivenza di molte specie antagoniste dei parassiti delle colture e garantiscono, tra l'altro, protezione dai venti e da un'eccessiva evapotraspirazione.

Agricoltura e biodiversità sono insomma un binomio difficilmente scindibile. Molte specie non possono più fare a meno di una buona agricoltura così come, senza biodiversità, l'agricoltura non si sarebbe sviluppata e non potrebbe esistere. Si può quindi parlare a pieno titolo di "sistemi agroambientali". In essi, tutto è strettamente connesso e ciò che accade a una parte si riflette sulle altre.

L'intensificazione delle pratiche agricole seguita al secondo dopoguerra e alla cosiddetta "rivoluzione verde" (l'insieme di tecniche agronomiche sviluppatosi con il fine di incrementare esponenzialmente le rese) ha modificato profondamente i sistemi agroambientali evolutisi nel corso dei secoli. L'introduzione della meccanizzazione e della chimica ha alterato gli equilibri tra la componente più strettamente produttiva e la biodiversità ad essa legata. Il risultato è stato duplice: da un lato, l'aumento poderoso delle rese, non senza fenomeni di sovrapproduzione e spreco; dall'altro, la perdita di Capitale Naturale legato a questi sistemi.

Tale perdita, oltre che spesso percepibile persino al semplice sguardo sul paesaggio agricolo, vista la scomparsa progressiva degli elementi tradizionali quali siepi, filari, piccole aree umide, è sempre più oggetto di studi e monitoraggi da parte della comunità scientifica. La Commissione europea, tramite il JRC (Joint Research Centre), è attualmente impegnata nella raccolta di dati sulla biodiversità del suolo anche per monitorarne la perdita nei diversi Stati membri. Benché questi dati non siano ancora disponibili, possiamo comunque indicare la perdita di sostanza organica come risultato di questo processo: in questo caso, studi ISPRA mostrano come circa l'80% dei suoli italiani abbia un tenore di CO minore del 2%.

Tra i gruppi più legati agli agro-ecosistemi vi sono gli uccelli, che come già accennato, si sono adattati a vivere in questi ambienti fino a rappresentarne un ottimo indicatore dello stato di salute e persino un simbolo culturale. Per questo motivo, dall'anno 2000 anche in Italia viene rilevato il Farmland Bird Index (FBI), ovvero l'indice della presenza di uccelli di ambiente agricolo, nonché l'indice delle specie delle praterie montane. I dati al 2017 mostrano come tali indicatori abbiano raggiunto rispettivamente un valore pari al 77% e al 71% rispetto a quello iniziale dell'anno 2000. Questo significa che, in meno di un ventennio, abbiamo perso oltre il 20% (e per le praterie montane quasi il 30%) delle popolazioni di uccelli legato agli ambienti agricoli. Il declino è ancora più preoccupante ove si considerino i trend delle specie maggiormente legate alle pratiche agronomiche tradizionali e ai prati pascoli: l'indice riferito al Saltimpalo è pari a -71,34; l'indice per il Calandro è -73,81; la Passera d'Italia, la cui popolazione del nostro Paese è pari all'87% della popolazione mondiale, è calata del 54%.

Questi dati, come già accennato in precedenza, sono in gran parte il frutto delle politiche agricole che hanno plasmato l'agricoltura, prima tra tutte la Politica Agricola Comune (PAC), che dal 1962 detta gli indirizzi delle pratiche agricole in Europa e nei suoi Stati membri e alla quale è destinata una quota consistente del bilancio dell'Unione (da oltre il 60% degli anni '60 al 38% attuale).

Il merito della PAC è stato senza dubbio quello di garantire un approvvigionamento di cibo all'Europa negli anni della massima crescita demografica, così come di garantire un reddito agli agricoltori. Ciononostante, la serie di programmazioni settennali e di riforme che si sono succedute non è riuscita a prevenire e fermare alcune distorsioni, prima tra tutte la perdita della biodiversità e del Capitale Naturale, oltre che culturale, delle aree agricole. In Italia si è inoltre assistito a due fenomeni paralleli e nello stesso tempo contrapposti: l'intensificazione delle aree di pianura e collinari e l'abbandono delle aree interne e montane

Il trend di impoverimento delle aree agricole non si è arrestato neanche a seguito delle ultime riforme della PAC che pur tra i loro obiettivi avevano inserito la tutela della biodiversità e la lotta ai cambiamenti climatici. L'esito non favorevole è dovuto principalmente al fatto che gli obiettivi previsti non si sono trasformati in una vera riforma complessiva della politica agricola, il cui peso maggiore, soprattutto in termini economici, ancora oggi è destinato al Primo Pilastro, ossia al sostegno al reddito agricolo, piuttosto che alle misure per lo Sviluppo Rurale.

Anche l'introduzione nella programmazione attualmente in vigore del *greening*, ossia una forma di pagamento ambientale sul Primo Pilastro, non ha prodotto gli effetti sperati. Il *greening* si è in effetti rivelato ampiamente inefficace, anche per via del progressivo indebolimento rispetto alla sua formulazione iniziale. Basti pensare che le aziende che hanno modificato in qualche modo le pratiche di conduzione aziendale, al fine di rispettare i vincoli per l'ottenimento della quota ad esso destinata, sono risultate inferiori al 5% (Corte dei Conti Europea, 2017⁵⁸).

Per preservare ciò che ancora custodiscono gli agro-ecosistemi, nonché per assicurare il raggiungimento degli SDGs, così come gli Stati membri si sono impegnati a fare, occorre che la prossima riforma della PAC affronti e metta in atto reali cambiamenti in termini di sostenibilità. Del resto, questo è anche l'impegno contenuto nelle premesse alle proposte dei regolamenti per la programmazione 2021-2027 presentati il 1° giugno 2018 da Phil Hogan, Commissario europeo per l'agricoltura e lo sviluppo rurale.

18.2 L'Architettura Verde nelle proposte di regolamento del 1° giugno 2018

Il 1° giugno del 2018, la Commissione europea ha presentato un pacchetto di regolamenti⁵⁹ recanti il nuovo quadro legislativo e di funzionamento della Politica Agricola Comune per il periodo 2021-2027, i cui testi sono ancora oggi in corso di negoziato per la co-decisione finale tra Consiglio e Parlamento europeo.

Nella proposta, vi è un esplicito richiamo a conseguire impegni "più ambiziosi" in riferimento agli obiettivi specifici climatico-ambientali definiti nel regolamento, anche in considerazione, come precisato nelle premesse, dei target e degli impegni assunti dall'Unione a livello internazionale, in particolare sulla mitigazione dei cambiamenti climatici (COP 21) e sugli obiettivi di sviluppo sostenibile delle Nazioni Unite.

In continuità con l'attuale programmazione 2014-2020, la proposta della CE per il post 2020, disegna un quadro di interventi e di governance che dà forma alla nuova "architettura verde" della PAC.

⁵⁸ Corte dei Conti Europea (2017). Relazione speciale n. 21/2017: L'inverdimento: un regime di sostegno al reddito più complesso, non ancora efficace sul piano ambientale.

⁵⁹ I regolamenti che fanno parte del pacchetto legislativo della PAC post 2020, proposto dalla Commissione Europea il 1° giugno sono tre: Regolamento sui Piani Strategici della PAC, Regolamento su finanziamento, gestione e monitoraggio della PAC e Regolamento sull'organizzazione comune di mercato (OCM) unica.

Gli obiettivi della PAC post 2020

Uno dei tre obiettivi generali della PAC mira a “rafforzare la tutela dell’ambiente e l’azione per il clima e contribuire al raggiungimento degli obiettivi in materia di ambiente e clima dell’Unione”. A tal fine, sono individuati tre obiettivi specifici, tra i novi complessivi, che puntano a:

- contribuire alla mitigazione dei cambiamenti climatici e all’adattamento a essi, come pure all’energia sostenibile;
- promuovere lo sviluppo sostenibile e un’efficiente gestione delle risorse naturali, come l’acqua, il suolo e l’aria;
- contribuire alla tutela della biodiversità, migliorare i Servizi Ecosistemici e preservare gli habitat e i paesaggi.

Per realizzare tali obiettivi, ogni Stato membro dovrà presentare la propria proposta di interventi in un Piano strategico nazionale (PSN) della PAC (Art. 91). Il regolamento stabilisce norme sul contenuto di tale piano, che la Commissione verifica e approva.

Le novità introdotte nella governance

L’impianto della governance proposto per il prossimo settennio presenta una significativa novità rispetto all’impostazione finora conosciuta della PAC. Molto più forte risulta infatti il grado di sussidiarietà verso gli Stati membri nella definizione, attuazione e controllo degli interventi. L’attuale sistema di attuazione della PAC si basa su disposizioni dettagliate a livello dell’UE, con controlli, sanzioni e meccanismi di audit rigorosi. Nella proposta post-2020 della Commissione, invece, l’Unione fissa parametri strategici di base (obiettivi della PAC, tipi di interventi, requisiti di base), mentre gli Stati membri dovrebbero assumersi una maggiore responsabilità quanto al modo di raggiungere obiettivi e target finali concordati, utilizzando indicatori di risultato definiti in comune. Lo scopo di tale cambiamento è quello di consentire agli Stati membri di tenere conto più specificatamente delle condizioni e esigenze locali e, inevitabilmente renderli più responsabili delle proprie scelte di fronte ai propri territori.

Se da un lato, si riconosce la necessità di rispondere alla richiesta di maggiore semplificazione e flessibilità della struttura della PAC rispetto ai diversificati contesti nazionali dall’altra, però, senza adeguati e chiari meccanismi di *accountability* (Pupo D’Andrea M.R., 2019⁶⁰), può aumentare la probabilità di una competizione verso il basso tra gli Stati membri, rendendo più difficile il conseguimento omogeneo degli obiettivi ambientali comunitari. Ciò considerando anche che molte decisioni che toccano aspetti essenziali del contenuto del PSN, dall’attuazione al controllo, sono demandate a livello nazionale.

Il tema dei controlli è certamente un aspetto cruciale in un contesto di riequilibrio delle responsabilità da Bruxelles agli Stati membri. Non a caso, nel suo parere sulla nuova proposta dei nuovi regolamenti della PAC⁶¹, la Corte dei Conti europea sottolinea in particolare l’importanza del sistema dei controlli e del ruolo degli organismi pagatori nella verifica della legittimità e regolarità delle operazioni finanziate dalla PAC.

Si rimanda all’Allegato tecnico per una rappresentazione grafica sul bilanciamento delle responsabilità del nuovo *delivery model*.

Nella definizione del Piano strategico nazionale viene inoltre esplicitamente richiesto di assicurare che le autorità competenti responsabili per l’ambiente e il clima siano adeguatamente coinvolte nella preparazione degli aspetti climatico-ambientali del piano (art. 94, comma 2). Viene anche richiesto di mostrare il legame e il contributo della PAC alla legislazione ambientale comunitarie, sia durante la valutazione delle esigenze relative agli obiettivi

⁶⁰ Pupo D’Andrea M.R. (2019), Il punto sulla riforma della Pac dopo il 2020. *Agriregionieuropa* anno 15 n°56, Mar 2019

⁶¹ Corte dei Conti europea (2018). Parere n.7/2018 sulla nuova proposta dei nuovi regolamenti della PAC

specifici ambientali (art. 96), sia in fase di elaborazione della strategia e delle misure che articoleranno l'architettura verde del PSN (art. 97, comma 2).

Una volta che i PSN verranno definiti e approvati, gli Stati membri presenteranno ogni anno relazioni sui progressi compiuti in merito all'attuazione utilizzando un sistema di indicatori comuni. Gli Stati membri e la Commissione monitoreranno i progressi compiuti e valuteranno l'efficacia delle misure (art. 115).

Le tipologie di intervento

Dal punto di vista dei contenuti e della tipologia degli interventi, per la PAC post 2020 si riscontrano elementi sia di continuità che di innovazione che cercano di tener conto dell'esperienza passata e dei nuovi impegni internazionali per il clima e l'ambiente. Gli strumenti a disposizione dello Stato membro nell'articolazione della propria architettura verde sono:

- la condizionalità “rafforzata” (articolo 11);
- il regime per il clima e l'ambiente (articolo 28);
- i pagamenti dello sviluppo rurale per l'ambiente e il clima (articolo 65, 66, 67).

La possibilità di impostare in maniera flessibile e all'interno di un unico documento programmatico strumenti appartenenti ai due tipici pilastri della PAC, relativi ai pagamenti diretti (1°Pilastro) e alle misure dello sviluppo rurale (2°Pilastro), può certamente favorire la coerenza interna del piano strategico.

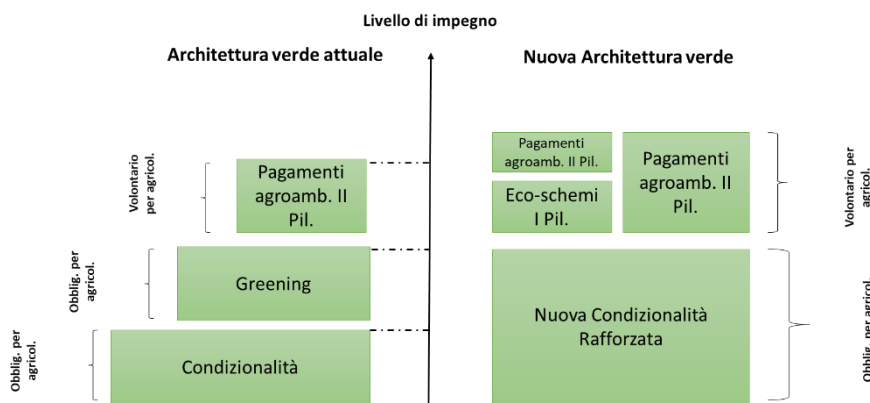


Figura 74 - La nuova architettura verde della PAC 2021-2027

Fonte: elaborazione su Commissione Europea, 2018

Una descrizione più dettagliata delle principali componenti della futura architettura verde della PAC è riportata nell'Allegato Tecnico.

Come già più volte evidenziato, nell'attuale fase di redazione del presente Rapporto, il negoziato sui Regolamenti della PAC è ancora in corso e, molto probabilmente, l'avvio dello stesso Piano Strategico Nazionale subirà dei ritardi rispetto alla data del 1° gennaio 2020. Questa ulteriore finestra temporale, può essere colta però come occasione per rafforzare il dibattito sui tanti temi legati alla PAC e in particolare rispetto alle implicazioni con il Capitale Naturale e la capacità dei sistemi agricolo-forestali di produrre Servizi Ecosistemici.

A tal fine, si vuole qui riportare alcuni spunti per idee e proposte, sia di carattere generale che di dettaglio, a supporto delle analisi propedeutiche alla definizione del futuro PSN.

▪ Nuovo Piano Strategico Nazionale

In prospettiva della definizione del nuovo Piano Strategico Nazionale, si coglie l'occasione per evidenziare alcuni aspetti di carattere generale da tenere conto in fase di pianificazione:

- **Definire obiettivi ambientali e sociali specifici, puntuali e monitorabili**, coerenti con gli obiettivi generali previsti dal Regolamento dell'Unione europea, sulla base degli obiettivi contenuti nelle Strategie europea e nazionale per la biodiversità, le Direttive comunitarie Habitat e Uccelli e i piani di gestione della rete Natura 2000 da esse derivanti, con particolare riferimento ai contenuti e alle previsioni dei *Prioritized Action Framework*, definiti in Italia a livello regionale, oltre che degli obiettivi di conservazione dei caratteri storico-identitari dei paesaggi agrari perseguiti dagli strumenti e dalle politiche di tutela paesaggistica.
- **Definire specifici indicatori di risultato e di efficacia** per poter ricavare una valutazione oggettiva dell'implementazione e degli impatti delle azioni messe in atto, anche al fine di valutare eventuali correttivi.
- **Garantire nella futura PAC una quota di finanziamento adeguata** per dare pieno sviluppo all'architettura verde della PAC, dagli eco-schemi alle misure agro-climatico ambientali dello Sviluppo Rurale, incluse le misure a supporto del biologico, da attuare in sinergia con il PAN Fitofarmaci attualmente in revisione.
- **Cogliere pienamente le opportunità introdotte dagli ecoschemi** per remunerare quelle pratiche in grado di mantenere e migliorare la struttura e la funzionalità degli agroecosistemi e di assicurare la tutela di specie ed habitat, la resilienza e la produttività delle produzioni agricole, tramite ad esempio il progressivo aumento della quota percentuale di aree dedicate alla natura all'interno delle aree agricole (EFA).

▪ **Sinergie pubblico-privato, pagamenti ecologici volontari e cibo da “agricoltura sostenibile”**

Dichiarazioni e certificazioni “eco-friendly” non sono più distintive di prodotti indirizzati a mercati di nicchia ma sempre più interessano prodotti destinati al largo consumo. L'attributo della sostenibilità è destinato a diventare un elemento di competitività per le filiere agroalimentari e sempre più verrà considerato nella definizione di strategie di approvvigionamento delle materie prime agricole. Già oggi le imprese agroalimentari e i rivenditori adottano, per diverse linee di prodotti, protocolli di produzione e schemi di certificazione che richiamano a impegni per la conservazione del Capitale Naturale e produzione di servizi eco-sistemici.

Con l'obiettivo comune di validare pratiche “pro-Capitale Naturale” che coniughino le istanze dei diversi interpreti della filiera, il contributo delle imprese agro-alimentari e dei consumatori dovrebbe essere rilanciato all'interno della fase di confronto con il partenariato per la selezione della lista di pratiche per gli eco-schemi da inserire nel PSN.

L'intento è quello di vedere i contributi del pagamento ecologico volontario sommarsi a nuove forme di incentivazione codificate in rapporti contrattuali tra gli operatori della filiera, ovvero promuovere un processo di armonizzazione delle procedure utilizzate dai privati per il controllo del rispetto degli adempimenti.

Virtuose sinergie pubblico-privato potrebbero quindi favorire l'aumento del numero di partecipanti agli eco-schemi, richiamati da potenziali riconoscimenti economici legati al mercato e, verosimilmente, concorrere a ridurre i costi di gestione del sistema di verifica della spesa in ambito PAC.

In sintesi, dando per inteso che le azioni da finanziare con gli ecoschemi devono essere prima di tutto efficaci nel contrastare la perdita del Capitale Naturale e devono rispondere alle sfide del contrasto ai cambiamenti climatici e alla perdita di biodiversità, la definizione della lista di pratiche attivabili all'interno degli eco-schemi deve tener conto delle dinamiche che il mercato offre in termini di valorizzazione di elementi di sostenibilità e origine legati al cibo italiano, aprendo la consultazione a tutti gli attori della filiera.

Dovrebbe inoltre essere riconosciuto il ruolo delle colture marginali, che spesso risultano meno interessanti per il mercato, ma che danno continuità a quelle pratiche che sono utili alla biodiversità e

alla conservazione del Capitale Naturale, in particolare negli ambiti territoriali delle aree protette e della Rete Natura 2000⁶².

▪ **Premialità sui risultati ambientali, scale di analisi e fabbisogni conoscitivi**

L'occasione di rilanciare il ruolo dell'agricoltura nella gestione del Capitale Naturale deve essere colta guardando alle buone pratiche messe in campo nelle passate programmazioni dello sviluppo rurale e ricalibrarle in un contesto nuovo, dove siano definiti in modo trasparente e unitario i sistemi di quantificazione e monitoraggio dei benefici che queste apportano all'ambiente e alla società.

L'idea di corrispondere all'agricoltore una premialità commisurata al beneficio ambientale apportato dall'adozione di una pratica rappresenta un'inevitabile evoluzione che in futuro porterà la PAC ad essere una politica di settore ed una politica ambientale. In questa prospettiva i sistemi di formazione e supporto tecnico dovrebbero mettere l'agricoltore nelle condizioni di saper valutare quali siano i servizi eco-sistemici verosimilmente più remunerativi per il suo contesto, ovvero consentirgli di scegliere in modo razionale quale produzione eco-sistemica agevolare in funzione dei suoi costi di produzione e di un ipotetico prezzo di vendita del servizio.

Al netto del mercato volontario dei crediti di carbonio, esperienze riportate in letteratura offrono analisi circoscritte a casi isolati, spesso basati su accordi privatistici cd. Pagamenti per i Servizi Eco-sistemici, che risentono di forti peculiarità territoriali. L'eterogeneità del contesto pedoclimatico e socio-economico del nostro territorio e le specificità tecnico-gestionali di alcune produzioni rendono ancora prematuro il ricorso a indicatori di risultato "ambientale" per parametrare automatismi di riconoscimento economico ai produttori di servizi eco-sistemici su vasta scala.

La sfida è dunque quella di identificare sistemi di valutazione multi-criterio per valutare l'efficacia degli interventi sia in termini economico-reddituali per gli attuatori che in termini di miglioramento ambientale e benefici attesi a differenti scale (aziende; comprensori; bacino; distretto).

Date queste premesse, il nostro sistema statistico-conoscitivo dovrebbe dotarsi di strumenti idonei a quantificare il surplus atteso ottimale di un generico servizio eco-sistemico legato all'implementazione di una pratica, definendo delle baseline territoriali e per servizio da cui ricavare un target di risultato credibile per tipologia di pratica e al contempo "prezzabile" in un contesto di politica agricola e/o di mercato.

Osservando l'ampia casistica di pratiche e la pluralità di servizi che queste potrebbero generare (es. fasce arborate a margine dei campi: azione filtro per macro-nutrienti; regimazione acque; aumento biodiversità vegetale e animale; connessione ecologica; preservazione habitat; stoccaggio carbonio; riduzione erosione del suolo, etc.) la principale necessità diviene quella di provvedere ad una standardizzazione metodologica che definisca per singola tipologia di servizio i principali indicatori di risultato e, successivamente, ne testi l'applicabilità e sensibilità in contesti sperimentali.

Per rispondere alle nuove esigenze conoscitive, in particolare nell'applicazione dei nuovi strumenti dell'architettura verde della PAC, si ritiene utile la realizzazione di un disegno sperimentale di lungo periodo che preveda l'attivazione di stazioni di rilievo/monitoraggio finalizzate a misurare benefici ambientali connessi all'adozione/non adozione di buone pratiche agricole pro-Servizi Ecosistemici.

La rete di rilievo dovrebbe essere popolata da aziende sperimentali di centri di ricerca, università e enti regionali e da "ettari sperimentali" gestiti da aziende agricole reali diffuse in tutto il territorio nazionale e monitorate da

⁶² Un esempio interessante di buone pratiche è il progetto della Rete Rurale Nazionale 23.1 "Biodiversità, Natura 2000 e aree protette", nell'ambito del quale sono state individuate esperienze e buone pratiche di aziende agricole che operano in aree ad alto valore naturale. Identificate 37 aziende che operano in 15 Regioni e coinvolgono più di 50 aree ad alto valore naturale, tra cui 11 Parchi nazionali, 28 siti Natura 2000, 10 parchi regionali, 4 Riserve naturali, 2 siti UNESCO.

tecnici e ricercatori appositamente formati. Considerando l'oggetto dell'analisi, nella rete di aziende "sentinelle" dovrà essere agevolata la presenza di realtà produttive localizzate in aree protette, a tutti i livelli.

Box C. Esempio aziendale italiano. Il Capitale Naturale unisce la filiera

La "Carta del Mulino" del Gruppo Barilla

Comunicare la sostenibilità è un atto oramai frequente per molte realtà produttive, comunicare il come la si ottiene in modo trasparente e certificato in un'azione di filiera invece è cosa rara, per questo motivo si è scelto di riportare il caso della filiera del Mulino Bianco.

L'iniziativa "La Carta del Mulino" è stata lanciata in Italia ad Aprile 2019 dal brand Mulino Bianco del gruppo Barilla in collaborazione con WWF Italia e con il supporto di Università di Bologna, Università degli Studi della Tuscia e Open-Fields.

Il marchio leader del mercato italiano dei biscotti e prodotti da forno propone un disciplinare di 10 regole (consultabili sul sito dell'azienda <https://www.mulinobianco.it/lacartadelmulino/>) con l'obiettivo di aumentare la capacità dei sistemi agricoli di produrre servizi eco-sistemici, ridurre le pressioni sull'ambiente e garantire al consumatore, il rispetto di tali impegni da parte di tutti gli attori della filiera tramite un organismo di controllo terzo (Rina).

In analogia con quanto proposto in diverse misure ACA, ai coltivatori di grano tenero, principale materia prima del brand, viene chiesto di adottare la rotazione colturale, per preservare la fertilità dei suoli, di seminare una miscela di semi di essenze vegetali per creare una fascia a fiore per incrementare la presenza di insetti pronubi, pari ad almeno il 3% della superficie destinata al grano tenero ed infine ridurre, fino a escludere, l'utilizzo di insetticidi e molecole di sintesi tra cui il glifosate.

A coloro che adottano la Carta del Mulino è oggi riconosciuta una compensazione a copertura dei maggiori costi sostenuti nei primi anni di adozione, compresi i costi legati alla certificazione, nonché di avere un supporto attivo nella fase di avvio della collaborazione con momenti di formazione tecnico-manageriale dedicati.

Obiettivo del brand è quello arrivare nel 2022 ad avere il 100% della farina di grano tenero proveniente da "agricoltura sostenibile", ovvero contare su 5.000 agricoltori che adottano il disciplinare Carta del Mulino, per una superficie stimata di più di 60.000 ettari di cui circa 1.700 ettari destinati alla "produzione" di biodiversità. Nella Carta del Mulino le opportunità fornite dal mercato, il quadro normativo europeo e la PAC sembrano integrarsi rendendo aziende agricole e filiere agroalimentari protagoniste della transizione dei sistemi agricoli capaci di produrre allo stesso tempo cibo di qualità e servizi eco-sistemici.

19 Capitale Naturale e Servizi Ecosistemici nelle città

Le città sono la tipologia di insediamento umano che più caratterizza il presente periodo storico, e si inquadrano come centri nevralgici di attività umane e di alterazione degli equilibri ambientali. I sistemi socio-ecologici urbani sono caratterizzati da un'elevata densità abitativa, da un estensivo cambiamento di uso del suolo ed un utilizzo di risorse naturali non direttamente presenti localmente. In Europa i processi di urbanizzazione procedono rapidamente, causando l'impermeabilizzazione del suolo e la riduzione delle funzioni e della qualità dello stesso. L'estensione del tessuto urbano avviene in particolare a carico delle periferie, le quali sono caratterizzate inoltre da una bassa densità abitativa. Tale fenomeno è noto come dispersione urbana. Le aree rurali vengono quindi ad essere inglobate o trasformate in estese aree metropolitane, con la conversione di aree agricole, pascoli e foreste in aree urbane.

Gli ultimi trent'anni hanno visto aumentare le dimensioni delle aree urbane in Europa del 5.4%, soprattutto in aree ad elevata densità di popolazione ed attività. L'urbanizzazione, principalmente attraverso il cambiamento di uso del suolo, nonché per via di fattori socio-culturali, amministrativi ed economici, conduce ad una aumentata frammentazione e degradazione ambientale, comportando spesso alterazioni delle caratteristiche ecologiche del paesaggio, del grado di biodiversità, dei cicli biogeochimici e del clima a livello locale e globale, il sovrasfruttamento delle risorse naturali, e la diffusione di specie aliene.

Le aree urbane si trovano ad essere protagoniste dei cambiamenti che stanno avvenendo anche a livello globale, e devono affrontare sfide ambientali e sociali a diversa scala, come i cambiamenti climatici, economici, demografici ed energetici, che sono sempre più complesse ed incerte. Poiché le città consumano grandi quantità di risorse naturali come ad esempio acqua e suolo, e contemporaneamente immettono rifiuti sotto forma di scorie solide e liquide, e di inquinanti gassosi, sono causa di alterazione e vulnerabilità ecologica, con effetti drammatici sulla struttura e la funzione degli ecosistemi.

Questo fa delle città un luogo centrale per la questione ambientale e la tutela del Capitale Naturale.

A tale proposito è stato proposto dalla Commissione Europea il Settimo Piano di Azione per l'Ambiente al 2020, al fine di promuovere nuovi metodi e norme volte ad arrestare il consumo di suolo entro il 2050. Di conseguenza se da un lato è necessario ridurre la pressione antropica sugli ecosistemi, bisogna aumentare l'efficienza ecologica per sostenere le funzioni ambientali necessarie alla salute ambientale ed umana.

Attualmente, il 54% della popolazione globale, e in particolare circa il 75% in Europa, vive in aree urbane, e tale percentuale è destinata a crescere in futuro; si stima che oltre l'80% della popolazione europea vivrà in aree urbane entro il 2050. Le attuali proiezioni sull'incremento della popolazione urbana e dell'estensione delle città propongono sfide sostanziali dal punto di vista socio-ambientale, ma presentano anche un'opportunità per definire e progettare aree urbane più vivibili e resilienti.

Come indicato anche dagli Obiettivi di Sviluppo Sostenibile dell'Agenda 2030 (SDGs 11 - Città e Comunità sostenibili e SDGs 13 - Lotta contro il cambiamento climatico), le città devono assumere un ruolo prioritario nelle strategie di conservazione della natura e sostenibilità ambientale. In esse, attraverso l'innovazione e lo sviluppo culturale, possono essere elaborati programmi atti a favorire la presenza di verde, la conservazione della biodiversità urbana e i Servizi Ecosistemici, nonché efficaci strategie in materia di cambiamenti climatici (di adattamento e mitigazione), stabilizzazione della popolazione umana e creazione di società umane più armoniose.

Se da una parte sono le mega-cities ad essere al centro dell'attenzione della ricerca a causa della loro impronta ecologica, sono le città di media dimensione, con una popolazione tra 1 e 5 milioni di abitanti, quelle che vedranno i più alti tassi di crescita urbana; difatti si stima che la maggior parte della popolazione globale vivrà in città di circa 1 milione di abitanti entro il 2050. Tuttavia, gli abitanti delle aree urbane sono esposti a rischi per la salute umana derivanti dalla degradazione della qualità ambientale.

Uno degli impatti più significativi sulla qualità della vita nelle aree urbane è rappresentato dall'inquinamento atmosferico. La problematica della qualità dell'aria nelle aree urbane è attualmente una delle priorità della

Comunità Europea, e spesso oltrepassa la capacità della società di implementare misure efficaci di controllo dell'inquinamento.

Due inquinanti considerati tra i più pericolosi per la salute umana nei Paesi dell'Unione Europea sono il particolato atmosferico (PM) e l'ozono troposferico (O₃). Vari studi hanno mostrato una forte correlazione positiva tra la concentrazione di PM₁₀ (particolato con un diametro aerodinamico uguale o inferiore a 10 µm) e mortalità prematura e ricoveri ospedalieri per malattie cardiovascolari e respiratorie. Secondo ISPRA, in trentatré aree urbane italiane è stato registrato almeno un superamento del valore limite giornaliero del PM₁₀ (50 µg·m⁻³, Direttiva 2008/50/CE). Recentemente, le concentrazioni di O₃ hanno mostrato una riduzione dei picchi, come conseguenza del declino della concentrazione dei precursori in atmosfera, ma al contempo si è assistito ad un aumento delle concentrazioni di fondo di tale inquinante. Oltre a differenze a livello nazionale, il tasso di emissione dei precursori e le condizioni climatiche variano tra differenti nazioni europee, mostrando notevoli differenze nelle concentrazioni di PM₁₀ e di O₃. In tale contesto, l'Italia si trova in una situazione complessa risultante dalla combinazione di elevati tassi di emissione e lunghi periodi di stabilità atmosferica durante l'inverno, con un verificarsi di periodi caratterizzati da elevate concentrazioni di PM₁₀, e di O₃.

Per il 2016 in Italia sono stati osservati superamenti del limite Obiettivo a Lungo Termine (OLT, D.Lgs 155/2010) in ottanta aree urbane, e superamenti della soglia di allarme in cinque aree urbane. Nel 2014 è stato stimato un totale di 95.930 morti premature in Italia per esposizione a PM_{2.5}, NO₂ e O₃, valori tra i più alti tra i 41 paesi UE considerati. In Europa, per il periodo compreso tra il 2013 e il 2015, si stima che fino al 20% della popolazione sia stata esposta a livelli di PM₁₀ al di sopra delle normative EU vigenti per la tutela della salute umana, e se si considerano le più stringenti linee guida dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) (20 µg·m⁻³), tale percentuale sale al 62%. Per quanto riguarda invece l'O₃, fino al 30% della popolazione vive in aree dove il limite sulle 8 ore è al di sopra delle norme EU (120 µg·m⁻³), e fino al 98% al di sopra delle linee guida OMS (100 µg·m⁻³). L'inquinamento atmosferico ha anche un impatto considerevole a livello economico, impatto che può essere quantificato e che rappresenta il costo per la società dei danni ambientali e sanitari (i.e. attraverso ad esempio valori di esternalità negativa). Oltre ad una riduzione della qualità dell'aria, per via della presenza di siti industriali e per l'alta intensità del traffico veicolare, le aree urbane contribuiscono in misura elevata al riscaldamento globale attraverso emissioni di gas serra come CO₂, CH₄ e O₃.

In tale contesto la vegetazione arborea, come le foreste urbane e peri-urbane (boschi situati all'interno della città e nelle sue immediate vicinanze), le alberature stradali e altri spazi verdi urbani, svolgono un ruolo chiave nel miglioramento della qualità ambientale, fornendo importanti Servizi Ecosistemici (SE), la purificazione dell'aria, inclusa la mitigazione dell'impatto dall'inquinamento da traffico.

In particolare, nel 1° Rapporto sul Capitale Naturale (anno 2017), al fine di esemplificare la capacità di rimozione di inquinanti atmosferici e stimare i benefici monetari, sono state esaminate, lungo il gradiente latitudinale della penisola, 3 Città Metropolitane, Genova, Roma e Reggio Calabria, che presentano al loro interno tipologie di ecosistemi, il loro Capitale Naturale, confrontabili con le tipologie cartografate a scala nazionale e raggruppabili in 3 principali gruppi funzionali: latifoglie sempreverdi, latifoglie decidue, e conifere. In tali città è stato stimato e mappato il Servizio Ecosistemici di rimozione di PM₁₀ e di O₃ da parte del Capitale Naturale relativamente a questi 3 gruppi funzionali della vegetazione.

Ai valori di rimozione espressi in t/ha, ottenuti mediante approcci modellistici, è stato assegnato il corrispettivo valore monetario della rimozione di O₃ e PM₁₀ sulla base dei valori delle esternalità utilizzati in ambito internazionale. Tali valori corrispondono a 4.419 € e 22.990 € per tonnellata di O₃ e PM₁₀, rispettivamente. Questi valori rappresentano il costo per la società dei danni causati dall'inquinamento alla salute umana (stimati in base al valore di un anno di vita umana) e quelli causati all'ambiente. I risultati ottenuti dalla ricerca mostrano una maggiore deposizione di PM₁₀ nelle aree caratterizzate dalla presenza di vegetazione sempreverde, mentre i flussi di O₃ risultano maggiormente elevati in corrispondenza delle foreste decidue.

Per una trattazione più dettagliata della tematica si veda il 1° Rapporto Capitale Naturale (2017), paragrafo 7.4.

19.1 Il sistema urbano e i Servizi Ecosistemici. Le aree urbane e la salute dei cittadini

È importante sottolineare il ruolo svolto dalle foreste urbane e periurbane che organizzate in termini di “sistema” possono dare luogo a infrastrutture verdi potenzialmente utili per la mitigazione dell’inquinamento atmosferico, sia in termini biofisici che in termini monetari, in particolare in aree urbane caratterizzate da alti livelli di inquinamento atmosferico, e la necessità di preservare la struttura e il funzionamento degli ecosistemi forestali in quanto strettamente legati alla fornitura dei differenti SE. Tali benefici si ripercuotono direttamente a livello monetario, rendendo questa tipologia di infrastruttura verde una risorsa sostenibile ed economicamente efficiente. È necessario porre l’accento sulla necessità di preservare la biodiversità e il Capitale Naturale nel suo insieme, specialmente in un territorio eterogeneo come l’Italia dove risulta importante il ruolo sinergico svolto da diverse tipologie vegetazionali, e in particolare dalla biodiversità funzionale, nella rimozione di questi inquinanti.

I SE di regolazione forniti dal verde urbano, di cui fanno parte le alberature stradali, le foreste urbane e quelle periurbane, hanno un’importanza cruciale nel miglioramento della qualità dell’aria e nella regolazione del clima a livello locale. Il legame tra aree verdi urbane e peri-urbane e SE è espresso dal concetto di Infrastrutture Verdi (IV). Le IV, sono definite come “una rete interconnessa di spazi verdi che conserva i valori e le funzioni degli ecosistemi naturali e ne fornisce i relativi benefici alle popolazioni umane”. In virtù di tali benefici, le IV possono rappresentare un’alternativa ad approcci spesso ecologicamente ed economicamente insostenibili, fornendo benefici alla salute umana e all’ecosistema urbano.

Le reti di spazi verdi urbani insieme agli ecosistemi naturali e semi-naturali posti attorno alle città sono ambiti ricchi di biodiversità e permettono alle aree urbane di essere maggiormente sostenibili, contribuendo a contrastare molte sfide tra cui quella dell’inquinamento atmosferico, dell’inquinamento acustico, dei cambiamenti climatici, delle ondate di calore, del dissesto idrogeologico. Il tema delle IV è fortemente promosso in sede Europea, a partire dalla nella Strategia dell’UE per la biodiversità fino al 2020, fino al recente programma “Enhancing Resilience Of Urban Ecosystems through Green Infrastructure” (EnRoute).

L’Unione Europea ha identificato il miglioramento dell’urbanizzazione sostenibile come target prioritario, e le Nature-Based Solutions (NBS) come azioni fondamentali, per contrastare le attuali problematiche relative all’inquinamento atmosferico e ai cambiamenti climatici, in quanto vi è una crescente consapevolezza che tali azioni siano inoltre più efficienti, in termini economici, di misure tecnologiche ed artificiali. Le NBS sono definite dalla Commissione Europea come “*soluzioni che sono ispirate o supportate dalla natura, che sono economicamente vantaggiose e forniscono allo stesso tempo benefici ambientali, sociali ed economici e contribuiscono a sviluppare resilienza*”. Molte NBS svolgono un ruolo multifunzionale, contribuendo ad una pianificazione urbana sostenibile, riducendo i costi energetici e mitigando le cause alla base delle condizioni di stress riscontrate nelle aree urbane. Le NBS, come le IV, sono attualmente il focus di specifici obiettivi di ricerca e innovazione a livello europeo e mondiale. Il mantenimento degli spazi verdi urbani è inoltre uno degli approcci suggeriti dall’IPCC (2014) per la gestione del rischio dei cambiamenti climatici attraverso l’adattamento, in particolare attraverso la riduzione della vulnerabilità e dell’esposizione tramite lo sviluppo, la pianificazione e le pratiche che includono misure “low-regret”, ovvero sia che producono benefici anche in assenza di cambiamenti climatici e con le quali i costi di adattamento sono relativamente bassi rispetto ai benefici dell’azione.

L’effetto delle aree verdi urbane sulla qualità dell’aria risulta pertanto non trascurabile e dovrebbe essere considerato nell’ambito della pianificazione urbana. La vegetazione, in particolare quella arborea, risulta infatti efficace nel ridurre considerevolmente i livelli di inquinamento atmosferico attraverso l’adsorbimento di PM sulla superficie fogliare e l’assorbimento di inquinanti gassosi come l’O₃ attraverso meccanismi stomatici e non stomatici, con effetti benefici sulla salute umana come riduzione della mortalità e delle malattie cardiovascolari e respiratorie. La conduttanza stomatica è il parametro più importante che regola l’assorbimento di gas come l’O₃ all’interno della foglia, e può essere influenzato da vari parametri ambientali, tra cui la stessa concentrazione di O₃. Studi condotti presso il Laboratorio di Ecologia Funzionale e Servizi Ecosistemici della Sapienza Università di Roma, hanno permesso di stimare il contributo delle aree verdi al miglioramento della qualità dell’aria per la Città Metropolitana di Roma, come illustrato nelle Figure 75 e 76.

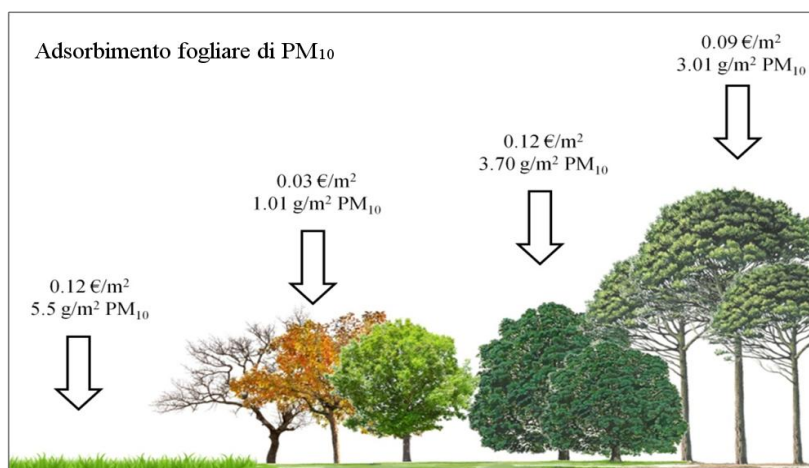


Figura 75 - Capacità di abbattimento del PM₁₀ da parte della vegetazione erbacea e dei tre gruppi funzionali della vegetazione forestale (latifoglie decidue, latifoglie sempreverdi e conifere) e relativo valore monetario stimati per il Comune di Roma.

(Manes et al., 2012; Fusaro et al., 2017)

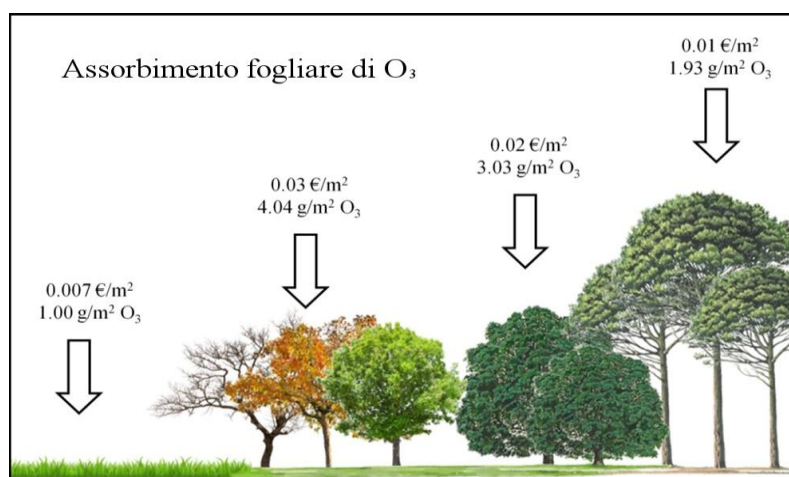


Figura 76 - Capacità di abbattimento dell'O₃ da parte della vegetazione erbacea e dei tre gruppi funzionali della vegetazione forestale (latifoglie decidue, latifoglie sempreverdi e conifere) e relativo valore monetario stimati per il Comune di Roma.

Fonte: (Manes et al., 2012; Fusaro et al., 2017)

Una delle conseguenze maggiori dell'urbanizzazione, in termini di impatto su salute umana e qualità ambientale, è l'effetto "isola di calore urbana" (Urban Heat Island, UHI), ulteriormente esacerbata dai previsti cambiamenti climatici. L'UHI può essere descritta come un clima distinto, caratterizzato da temperature più elevate nell'area urbana rispetto all'ambiente naturale e rurale circostante. È un fenomeno complesso, dipendente dalle caratteristiche fisiche dei materiali che compongono le infrastrutture grigie (i.e. l'insieme del tessuto urbano), le quali alterano il budget energetico dato dall'irraggiamento solare, rispetto alle aree peri-urbane. L'UHI è una realtà riscontrata in tutte le più grandi città del mondo, indipendentemente dalla loro estensione e posizione geografica, e la sua entità varia tra i 4°C ad Atene e Sidney fino a 12°C nella megacity di Tokyo. Si stima che i cambiamenti climatici andranno ad aggravare notevolmente l'entità dell'UHI, in particolare in regioni calde e caratterizzate da periodi di aridità come il bacino Mediterraneo. Le aree urbane attualmente sono sempre più vulnerabili agli effetti dell'UHI, ai cambiamenti climatici e agli eventi climatici estremi, e tale vulnerabilità risulta legata alla capacità di adattamento del sistema socio-economico. Lo stress termico causa infatti un'alterazione della funzionalità degli ecosistemi, della produttività primaria e della biodiversità, nonché esercita un'influenza dannosa sulla salute umana, con un incremento della morbilità e della mortalità. È stato stimato che l'UHI abbia

contribuito a circa il 50% della mortalità totale legata alle elevate temperature che si sono manifestate nel 2003 nel West Midlands, UK, mentre nella città di Roma, durante lo stesso periodo, è stato osservato un aumento significativo (16.9%) della mortalità nella popolazione con età superiore a 75 anni. Tale scenario di rischio ambientale crescente nelle città impone la ricerca di soluzioni volte al miglioramento della qualità dell'ambiente urbano e alla mitigazione dell'UHI. In tale contesto la vegetazione arborea, come le foreste urbane e peri-urbane, le alberature stradali e altri spazi verdi urbani, svolgono un ruolo chiave nel miglioramento della qualità ambientale, fornendo importanti SE. Il legame tra aree verdi urbane e peri-urbane e SE è espresso dal concetto di Infrastrutture Verdi (IV), come definite in precedenza. In virtù dei benefici da queste forniti le IV possono rappresentare un'alternativa ad approcci spesso ecologicamente ed economicamente insostenibili, garantendo benefici alla salute umana e, più in generale, all'ecosistema urbano. Si ribadisce infatti che le aree urbane si configurano come centri nevralgici di domanda di SE, e vi è evidenza che le aree verdi mitigano considerevolmente l'UHI e il relativo rischio sanitario. Tale processo è noto come SE di regolazione del clima a livello locale, ed opera attraverso diversi processi, i più importanti dei quali sono l'evapotraspirazione e l'ombreggiamento. Attraverso tali processi, la temperatura dell'aria negli spazi verdi urbani può essere da 1-3 °C a 5-7 °C più bassa delle aree edificate circostanti. In tale ottica, una progettazione e gestione lungimirante delle aree verdi, può considerevolmente mitigare l'UHI e ridurre gli impatti avversi relativi ai cambiamenti climatici e alla dispersione urbana. Tuttavia ISPRA (2017) riporta che in 96 comuni analizzati, l'incidenza del verde pubblico ammonta a meno del 5% sul territorio, e quella del verde arboreo, particolarmente importante nella fornitura di SE, inferiore al 10% nel 25% dei comuni considerati. Risulta quindi fondamentale attuare interventi mirati ad implementare gli spazi verdi al fine di conservare e migliorare la fornitura di SE.

Da un recente studio condotto presso il Laboratorio di Ecologia Funzionale e Servizi Ecosistemici della Sapienza Università di Roma sul SE di regolazione climatica a livello locale, è emerso come elementi delle IV all'interno del territorio del Comune di Roma (Figura 77) riescano a mitigare considerevolmente l'UHI. È stata stimata quindi la cooling capacity dei suddetti elementi, ovvero la entità di mitigazione della temperatura superficiale (LST, °C, media della temperatura superficiale derivata da dati Landsat 8, anni 2013, 2015, 2016 e 2017), sia in termini di massima distanza di influenza che in termini di abbattimento termico. L'effetto di mitigazione risulta dipendente dall'estensione occupata dall'area verde, dall'indice di copertura fogliare (*Leaf Area Index*) e dallo stato di salute della vegetazione.

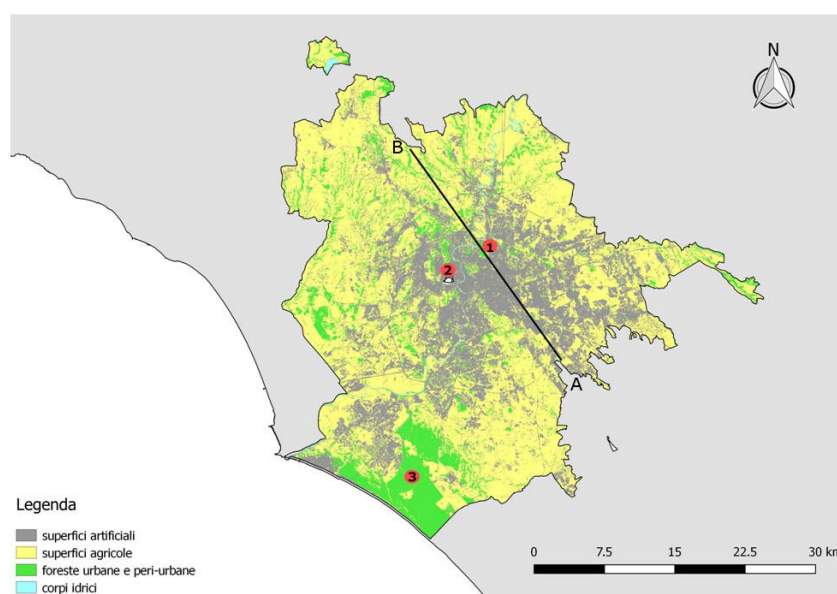


Figura 77 - Rappresentazione dell'area analizzata per la stima dell'UHI e del SE di regolazione climatica a livello locale da parte delle IV.

Fonte: Marando et al., 2019

In corrispondenza dei cerchi rossi è possibile osservare la localizzazione dei 3 elementi delle IV considerati (1. foresta urbana; 2. alberatura stradale; 3. foresta peri-urbana), per i quali è stata stimata la cooling capacity (Figura 78 A-C). La linea nera indica il transetto (A-B), relativo alla stima della temperatura superficiale riportata in Figura 79.

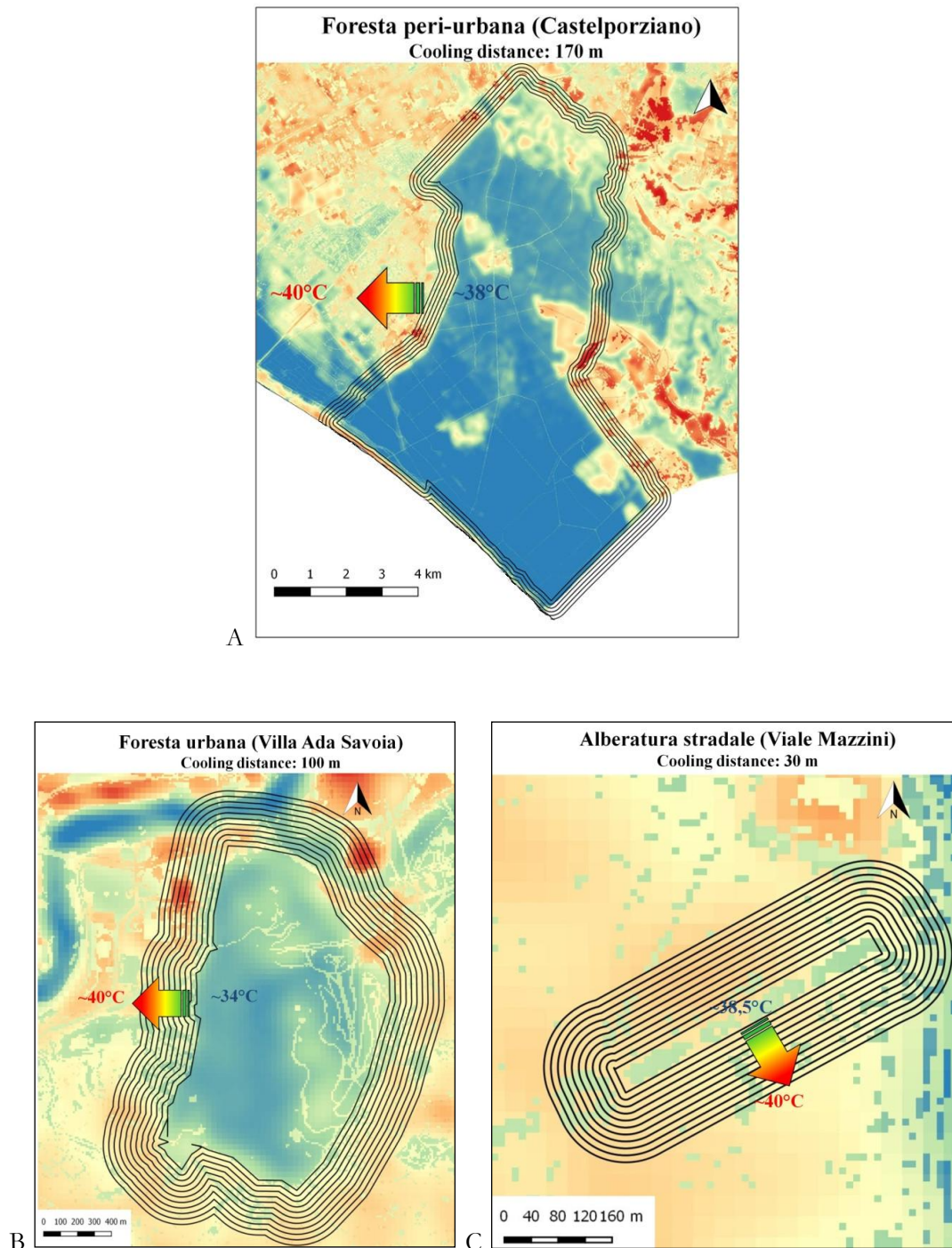


Figura 78 - Cooling capacity stimata per la stagione estiva

Nota: media della temperatura superficiale derivata da dati Landsat 8, anni 2013, 2015, 2016 e 2017 dei 3 differenti elementi delle Infrastrutture Verdi: la foresta peri-urbana (A: Tenuta Presidenziale di Castelporziano), una foresta urbana (B: Villa Ada Savoia), e una alberatura stradale (C: Viale Mazzini).

Fonte: Marando et al., 2019

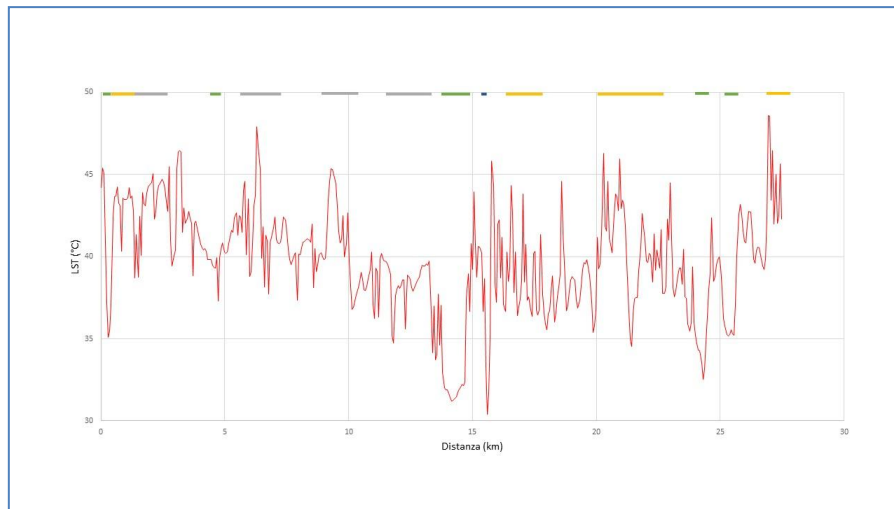


Figura 79 - Temperatura superficiale (LST, °C) campionata lungo il transetto evidenziato in Figura 77

Nota: Le linee colorate nella parte superiore del grafico rappresentano le diverse tipologie di copertura e uso del suolo. In verde sono riportate le Foreste Urbane e Peri-urbane; in giallo sono indicate le superfici agricole; in grigio le superfici artificiali; in blu i corpi idrici

Fonte: Marando et al., 2019

Verde e biodiversità urbani offrono inoltre numerosi Servizi Ecosistemici culturali. La copertura di vegetazione mostra una forte incidenza positiva sul benessere personale, come è stato verificato negli studi su individui che hanno visitato aree verdi urbane e periurbane (Carrus et al., 2015), ma vi sono effetti positivi apportati anche da altre componenti della biodiversità, quali a esempio la ricchezza di uccelli (Turner et al., 2004; Luck et al., 2011). Al contrario, vivere in ambienti eccessivamente artificiali e con poche opportunità di interazione diretta con una diversità di specie autoctone, incide negativamente sul benessere delle persone (Bratman et al., 2015).

A livello biologico, le città portano ad una omogeneizzazione delle comunità animali e vegetali, nel senso che la pressione urbana favorisce le poche specie più adattabili (winners) a scapito di quelle più esigenti e sensibili (losers), e questo fa sì che nelle zone più urbanizzate di città, anche geograficamente distanti tra loro, si ritrovino le stesse specie (McKinney, 2006). Gli studi sulla biodiversità urbana si sono diffusi anche in Italia, e tra essi sono molto importanti le indagini che delineano lo stato delle presenze faunistiche e floristiche, utilizzando una base cartografica. Di tali lavori, comunemente denominati “atlanti”, ne sono stati realizzati di tipo botanico e di tipo faunistico, su mammiferi, erpetofauna ed avifauna (gli atlanti ornitologici), con questi ultimi che costituiscono la tipologia più diffusa. Attualmente in Italia esistono 56 atlanti ornitologici relativi a 41 aree urbane, ponendo il nostro Paese al vertice della produzione internazionale.

Gli atlanti ornitologici, già inseriti tra gli indicatori del Rapporto sulla qualità dell’ambiente urbano di ISPRA, rappresentano un metodo di indagine privilegiato per indagare e monitorare la biodiversità urbana e offrire soluzioni in termini di strategie di conservazione, piani del verde e progetti di rete ecologica/green infrastructure. La loro importanza è alta anche per via della rarefazione di varie specie ornitiche cosiddette “comuni” che in molti casi frequentano gli ambienti urbani e periurbani (Gustin et al. 2019). Gli atlanti svolgono in proposito una funzione di raccolta dati, monitoraggio e sviluppo di base per specifici programmi di conservazione molto utili per questa preziosa componente del Capitale Naturale urbano.

Nel nostro Paese il principale strumento normativo è la legge 10/2013 “Norme per lo sviluppo degli spazi verdi urbani”, che istituisce presso il Ministero dell’Ambiente il Comitato per lo sviluppo del verde pubblico. Dal punto di vista tecnico, il documento più rilevante è rappresentato dalle “Linee guida per la gestione del verde urbano e prime indicazioni per una pianificazione sostenibile” del Ministero dell’Ambiente. Anche ISPRA svolge un ruolo fondamentale a livello di documentazione e stimolo per gli enti locali, con riferimento particolare a quanto viene inserito nei rapporti annuali sulla qualità dell’ambiente urbano.

Indirizzi per la gestione del verde urbano inoltre sono contenuti negli strumenti di pianificazione e tutela paesaggistica, oltre che nei documenti specificamente messi a punto in ambito sia internazionale che nazionale

per la gestione e la conservazione del verde storico (tra questi, in particolare: Carta ICOMOS IFLA dei giardini storici - c.d. “*Carta di Firenze*”).

In Italia esistono programmi sul verde urbano ben strutturati almeno fino dagli anni Ottanta del secolo scorso, che però ancora stentano a permeare in profondità la cultura della gente e le pratiche gestionali, incluse quelle degli enti pubblici. Esiste insomma un divario tra quanto di positivo si insegna negli atenei, si divulga nei convegni scientifici e nella letteratura tecnica, e quanto accade nel concreto in ancora troppe realtà urbane, con interventi scorretti e talvolta distruttivi sulle piante. Fattore, questo, di notevole pressione sul Capitale Naturale urbano, con conseguente perdita di Servizi Ecosistemici.

Un tema da segnalare, in tal senso, è la tendenza ad enfatizzare il timore della caduta degli alberi. Tale tendenza è talvolta enfatizzata dai processi mediatici, orientati a sovradimensionare e sovraesporre gli eventi da caduta di alberi che pure, talvolta, hanno esiti drammatici. In questa ottica è opportuno evidenziare come nel nostro Paese vi siano meno di 10 morti all'anno per caduta di alberi. Un dato che andrebbe certamente ridotto e tendenzialmente azzerato ma che va anche letto nel contesto statistico e confrontato, ad esempio, con i circa 8 incidenti stradali mortali al giorno (Istat, 2018).

Se da un lato vanno considerati i disvalori che i danni da cedimento degli alberi comportano, dall'altro è opportuno tenere conto dell'enorme beneficio per la salute pubblica e il benessere delle persone che offre la presenza degli alberi, in termini di servizi materiali e immateriali e di risposta positiva ai rischi sanitari. Agli alberi sono attribuibili funzioni positive sulla salute pubblica che includono la prevenzione di oltre 850 morti, 670.000 casi di sintomi respiratori acuti, 430.000 attacchi di asma, così come di 200.000 giorni di scuola persi (Nowak et al. 2014). L'incremento nella copertura urbana della vegetazione dal 15% al 33% ridurrebbe la mortalità dovuta alle ondate di calore tra il 5 ed il 28% (Chen et al. 2014).

Tutto questo non deve esimere i gestori dall'effettuare i controlli, le cure e gli interventi adeguati, incluse le operazioni dirette (potature/abbattimenti) che siano opportune, selettive e circostanziate. Ciò che occorre è un lavoro di promozione di una più consona cultura del verde urbano, di attenta codifica degli interventi di buona gestione e di correzione degli errori tecnici, come le potature tramite capitozzatura, le azioni non motivate da somma urgenza - tra cui gli abbattimenti effettuati durante la stagione di nidificazione dell'avifauna - o la rimozione non necessaria degli alberi di alto fusto, talvolta sostituiti da alberi giovani, privi della facoltà di esprimere servizi paragonabili a quelli degli alberi grandi/maturi.

In quest'ultimo caso la perdita di Servizi Ecosistemici non è indifferente, considerato che gli alberi grandi/maturi sono capaci di rimuovere gli inquinanti atmosferici circa 70 volte più efficacemente di quelli giovani (Nowak e Dwyer, 2007), così come di svolgere la funzione di barriere vegetazionali con riduzione del rumore in media di 4 dB(A), data la loro ampiezza proporzionale all'ammontare della riduzione del rumore (Kalansuriya et al., 2009).

Una certa attenzione va posta al più generale tema della progettazione urbanistica, che include le opere a verde. In proposito, tra i fattori di pressione sul CN urbano è opportuno evidenziare la tendenza negativa dei modelli dominanti di definire i progetti e dare loro attuazione in una prospettiva di “tabula rasa”, cioè come se l'ambito degli interventi fosse un “foglio bianco”, senza l'integrazione con ciò che già esiste, attraverso il livellamento del terreno e la sovente distruzione della vegetazione presente, a volte sostituita totalmente da nuovi impianti.

Si tratta di una prospettiva che va invertita, anche promuovendo le funzioni del verde informale e dei terreni incolti per la conservazione della biodiversità e per i Servizi Ecosistemici connessi al contrasto ai cambiamenti climatici ed al dissesto idrogeologico, così come per ragioni di contenimento e ottimizzazione dei costi di progettazione e gestione. In tal senso, molto utile sarebbe l'inserimento di tali concetti nel nuovo Codice degli Appalti, con l'adozione effettiva dei Criteri ambientali minimi (Cam) per le opere pubbliche di cui al Decreto del Ministro dell'Ambiente “*Criteri ambientali minimi per l'affidamento di servizi di progettazione e lavori per la nuova costruzione, ristrutturazione e manutenzione di edifici pubblici*” dell'11/10/2017.

Un accenno, infine, va fatto al tema della gestione della vegetazione ripariale, considerato che molti fiumi attraversano gli ambienti urbani. Anche in questo caso è più che opportuno che gli approcci gestionali siano

razionali e attenti e tengano conto delle numerose, utili funzioni svolte dalla vegetazione ripariale. L'argomento rimanda altresì all'integrazione della gestione degli ecosistemi urbani con quella del territorio restante e dunque all'esigenza di politiche ambientali che considerino il territorio nella sua interezza, pur riconoscendo diversi livelli di valore e rilievo ecologico. Anche qui, per questi importantissimi corridoi ecologici quali sono i fiumi, la rete ecologica/green infrastructure, alle diverse scale, appare la risposta cognitiva e gestionale più adeguata.

Alla luce di quanto evidenziato riguardo ai Servizi Ecosistemici **negli ambienti urbani**, sarebbe opportuno in questi ambiti:

- **promuovere il ripristino ambientale di ambienti urbani degradati e la progettazione e gestione strategica delle reti di spazi verdi urbani** (Urban Green Infrastructure - UGI), anche in connessione con gli ecosistemi naturali e semi-naturali periurbani;
- **integrare il Codice degli Appalti anche con l'adozione effettiva dei Criteri ambientali minimi (Cam) per le opere pubbliche** di cui al Decreto del Ministro dell'Ambiente "*Criteri ambientali minimi per l'affidamento di servizi di progettazione e lavori per la nuova costruzione, ristrutturazione e manutenzione di edifici pubblici*" dell'11/10/2017M;
- **dare dimensione normativa ad alcune delle indicazioni prioritarie contenute nelle "Linee guida per la gestione del verde urbano e prime indicazioni per una pianificazione sostenibile"** del Comitato per il verde pubblico del Ministero dell'Ambiente, anche al fine di mitigare gli effetti del cambiamento climatico e ridurre gli eventi di morbilità e mortalità dovuti all'inquinamento atmosferico con particolare riferimento al particolato atmosferico;
- **promuovere un'adeguata formazione degli amministratori locali e degli operatori in materia di corretta gestione della biodiversità in ambiente urbano e del verde urbano, unitamente ad una adeguata consapevolezza del valore storico - culturale e paesaggistico che quest'ultimo sovente riveste**, anche implementando adeguatamente l'Accordo Stato-Regioni del 22 febbraio 2018 sullo Standard professionale e formativo di manutentore del verde (riferimento alla Competenza 2 sulle conoscenze degli ecosistemi urbani).

Più in generale, **a livello di pianificazione territoriale su tutto il territorio nazionale** si evidenziano gli aspetti di seguito riportati:

- **Dare priorità a livello nazionale, a partire dagli ambiti territoriali dei Parchi Nazionali, a progetti finalizzati al recupero funzionale e strutturale degli ecosistemi presenti nella fascia costiera nazionale** considerata nella sua complessità marina e terrestre, anche in un'ottica di mitigazione del rischio di erosione e di adattamento ai cambiamenti climatici.
- **Promuovere l'implementazione dell'adattamento basato sugli ecosistemi (ecosystem-based approaches), ovvero di interventi che mirino a rafforzare la resilienza e a ridurre la vulnerabilità dei territori**, quali ad esempio: il ripristino delle pianure alluvionali per la protezione dalle inondazioni e lo stoccaggio dell'acqua; l'inverdimento delle città per contrastare l'effetto isola di calore, l'assorbimento di carbonio e la resilienza alla siccità; la rinaturalizzazione e stabilizzazione di sistemi dunali per mitigare l'erosione delle coste; la stabilizzazione dei versanti interessati da dissesto idrogeologico.
- **Nell'ambito della programmazione comunitaria 2021-2027 delle politiche di coesione, si ritiene necessario utilizzare quanto definito nei Prioritised Action Framework**, quale documenti regionali di programmazione strategici per favorire un effettivo mainstreaming degli obiettivi di conservazione individuati ai sensi della Direttiva Habitat nelle politiche settoriali, nonché una più efficace mobilitazione delle risorse per finanziare misure prioritarie di conservazione e ripristino delle specie e degli habitat di interesse comunitario.
- **Promuovere una gestione del territorio che tenga conto dei potenziali conflitti** che potrebbero nascere tra alcuni SE forniti da uno stesso ecosistema (ad esempio servizi ricreativi vs. conservazione dell'habitat), **tenendo anche in debita considerazione il Piano paesaggistico regionale previsto dal D.Lgs 42/2004.**

20 I sussidi dannosi alla biodiversità

Questo capitolo fornisce una disamina dei sussidi⁶³ dannosi per la biodiversità, un sottoinsieme dei sussidi ambientalmente dannosi, individuati nella seconda edizione del Catalogo dei sussidi (MATTM, 2018)⁶⁴.

Mentre molti sforzi sono stati fatti per individuare le cause del cambiamento climatico e di tutte le questioni ambientali ad esso collegate, minor conoscenza esiste sui collegamenti causali tra politiche pubbliche e riduzione della biodiversità. Qui si punta a definire un primo quadro concettuale di tali collegamenti con lo scopo di ampliarne, nelle prossime edizioni, sistematicità e dettaglio di analisi.

Lo scopo di questa prima analisi è individuare le correlazioni tra sussidi pubblici e pressioni sulla biodiversità ed è, quindi, di fondamentale importanza per individuare i canali che aiutano o danneggiano le possibilità di mantenimento e ripristino di ecosistemi, funzioni ecologiche e specie a rischio. A questo proposito, è la stessa Convenzione sulla Diversità Biologica che chiede di eliminare, o riformare, i sussidi dannosi alla biodiversità entro il 2020 (Target 3 di Aichi⁶⁵) e con tale prospettiva questo lavoro si muove.

20.1 Ipotesi per l'analisi

Ai fini della valutazione dei sussidi in termini di pressione sulla biodiversità valgono le seguenti ipotesi:

- A. le scelte di produzione e consumo, influenzate dai prezzi di input ed output, causano un impatto sullo stato di conservazione della biodiversità per mezzo delle pressioni su di essa esercitate;
- B. la relazione causale tra strumento economico – il sussidio – e stato dell'elemento fisico – la biodiversità – matura attraverso la variazione del comportamento di produzione e consumo da parte di singoli individui (famiglie ed imprese) che l'incentivo economico è in grado di determinare rispetto ad un comportamento business as usual (che si suppone ci sarebbe stato senza il sussidio);
- C. la variazione dei comportamenti individuali si traduce in una variazione della pressione o un suo allentamento;
- D. l'impatto dello strumento economico viene valutato in termini di conservazione o riduzione della biodiversità intesa in senso ampio come indicatore dello stato di "salute" degli ecosistemi e della varietà delle specie che in essi vivono;
- E. l'impatto potenzialmente dannoso o favorevole di un sussidio è da intendersi *ceteris paribus*, ovverosia senza considerare le interazioni con tutte le altre variabili economiche e/o sociali e dunque tenendo costanti quest'ultime;
- F. il giudizio sul sussidio è unicamente di natura ambientale e non coinvolge l'aspetto di crescita economica né di equità né di rispetto di esigenze del bilancio pubblico o di interpretazione giuridica di una norma.

Le premesse fatte si propongono di far emergere l'impatto atteso primario sul nostro benessere che è lecito attendersi da una politica di incentivo economico in grado di alterare lo stato di conservazione della biodiversità che compone il nostro Capitale Naturale (CN).

Il Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005) fornisce un quadro concettuale della relazione intercorrente tra il benessere umano ed il flusso di beni e servizi forniti dagli assets del CN di cui diamo una rappresentazione in Figura 80. Questa raffigura un nostro adattamento del modello *Drivers-Pressure-State-Impact-Response* (DPSIR) suggerito dall'OCSE ed è utilizzato per evidenziare il nesso causale che guida schematicamente l'analisi dei sussidi dannosi alla biodiversità nell'ambito di questo capitolo (Pallante e Ravazzi, 2018).

⁶³ Nel Catalogo è stata utilizzata la definizione di sussidio elaborata dall'OCSE (2006): "Un sussidio è una misura che mantiene i prezzi per i consumatori al di sotto dei livelli di mercato, o mantiene i prezzi per i produttori al di sopra dei livelli di mercato o che riduce i costi per i produttori e i consumatori, tramite sostegno diretto o indiretto."

⁶⁴ Il Catalogo dei sussidi ambientalmente favorevoli e dei sussidi ambientalmente dannosi è un documento elaborato annualmente dal Ministero dell'Ambiente così come stabilito dall'articolo 68 della legge 28 dicembre 2015, n. 221 portante "disposizioni in materia ambientale per promuovere misure di green economy e per il contenimento dell'uso eccessivo di risorse naturali" altrimenti detta Collegato Ambientale.

⁶⁵ UNEP (2011)

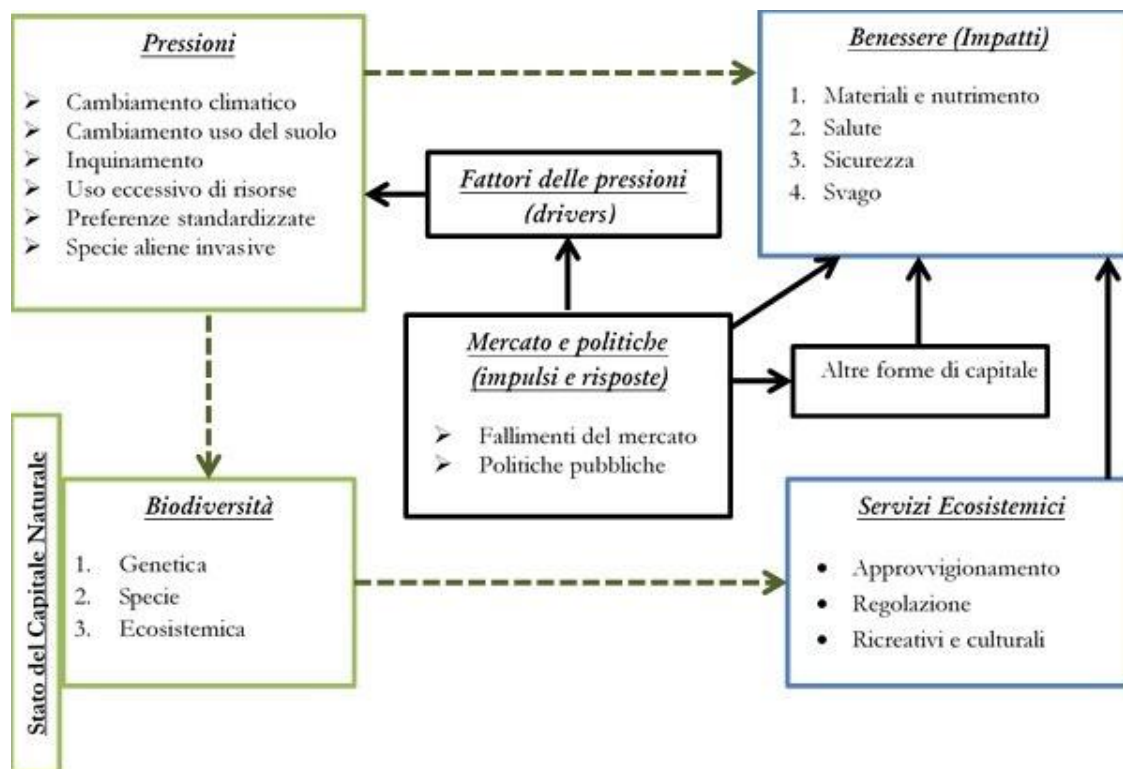


Figura 80 - Relazione tra politiche pubbliche, pressioni, biodiversità e benessere umano

Fonte: Elaborazione su Pallante e Ranazzi, 2018

In questo schema, mentre i processi naturali avviati attraverso l'interazione tra elementi biotici (biodiversità) del CN generano funzioni ecologiche e Servizi Ecosistemici, il beneficio (esprimibile anche in termini monetari) che la società ne guadagna, dipende anche da altre componenti come la combinazione con altre forme di capitale – in particolare il manifatturiero – e le preferenze implicite di chi “usufruisce” di tali servizi (Fisher et al. 2009; Farber et al., 2002).

20.2 I driver delle pressioni sulla biodiversità

Lo studio delle pressioni introduce al meccanismo con cui queste impattano sulla biodiversità a vari livelli. L'impatto di queste pressioni sulla biodiversità scaturisce da un loro inasprimento o rilassamento causato da una politica di sussidio che funziona da impulso iniziale o risposta finale. Se quindi i drivers definiscono se la pressione sulla biodiversità aumenta o si riduce, è la variazione degli incentivi economici che attiva la direzione di tali drivers, come specificato nella teoria economica. Tali drivers sono divisi in:

- Demografici
 - Tasso di crescita popolazione: variazione del tasso di natalità di un paese;
 - Densità popolazione: numero di abitanti per km²;
- Spaziali
 - Pianificazione del territorio ed accessibilità: cambiamento nell'uso del suolo (consumo di suolo e frammentazione degli ecosistemi, infrastrutture);
- Tecnologici
 - Tecnologia agricola e zootecnica: input e tecnologie agricole e per l'allevamento;
 - Tecnologia di prelievo: strumenti per il prelievo di risorse biologiche rinnovabili (pesca & caccia, legname);

- Tecnologia di produzione: macchinari ed input per l'attività produttiva industriale ed edile;
- Tecnologia di trasporto: modalità di spostamento merci e persone;
- Economici
 - Globalizzazione: aumento del commercio internazionale;
 - Urbanizzazione: generato da uno sviluppo economico che spinge da un'economia agricola ad una di servizi;
 - Turismo: modelli di attività turistica e spostamento di persone a fini ricreativi;
- Istituzionali
 - Controlli e sanzioni: complesso di norme, controlli e diritti di proprietà;
- Socio-culturali
 - Preferenze: attitudine e preferenze intrinseche dei consumatori e dei produttori per beni ed input.

Nell'allegato è riportata una tabella esplicativa dei drivers delle pressioni sulla biodiversità.

20.3 I sussidi dannosi alla biodiversità

In Tabella 65 sono riportati i sussidi più rilevanti inseriti nel Primo Catalogo dei Sussidi Ambientalmente Dannosi e Ambientalmente Favorevoli (2017) alla luce del loro impatto atteso sulla biodiversità. Sulle colonne troviamo il codice del sussidio dove AP indica "Agricoltura & Pesca", EN "energia", TR "trasporti", AL "altri sussidi" e, infine, IVA indica "IVA agevolata" e sulle righe il driver della pressione innescato dal sussidio con le descrizioni **in grassetto** ad indicare gli impatti attesi principali.

Le celle includono:

- ✓ L'impatto in termini di inasprimento (↗) o rilassamento (↘) della pressione
- ✓ La pressione innescata dal driver:
 - Suolo= cambiamento nell'uso del suolo
 - Inq=inquinamento
 - Sfr= sovrasfruttamento delle risorse
 - Prf Stand=Preferenze standardizzate
 - Invasiv=specie aliene invasive
- ✓ Una breve descrizione del legame e dell'impatto
- ✓ SAD o SAF per i diversi livelli di biodiversità (E=Ecosistemica; S=Specie; G=Genetica).

Quindi, ad esempio, la seguente indicazione indica che il sussidio in questione incide sul driver "tecnologia agricola" facendo aumentare la pressione "inquinamento" e pertanto risulta dannoso per la biodiversità ecosistemica.

	Sussidio
Tecn agricola	↗= Inq
	Descrizione
	Dannoso: E

Di seguito, riportiamo un estratto dell'elenco di quei sussidi che presentano come impatti attesi principali almeno un inasprimento della pressione, per l'elenco completo si rimanda all'allegato. Ciò potrebbe contribuire ad identificare i sussidi dannosi, o dagli effetti controversi, alla biodiversità.

Tabella 65 - Alcuni esempi di sussidi dannosi alla biodiversità

	AP.SI.01	AP.SD.02
	Riduzione della base imponibile ai fini IRPEF e IRES per le imprese che esercitano la pesca	Estensione della garanzia per i finanziamenti a favore delle imprese della pesca e dell'acquacoltura
Tecn. prelievo		<p>↗ = Sfr</p> <p>Favorisce il finanziamento delle attività di pesca con capitalizzazione che favorisce una maggiore produttività per unità di sforzo di pesca</p> <p>Dannoso: S</p> <p>↘ = Sfr</p> <p>Favorisce il finanziamento delle attività di acquacoltura contribuendo alla pressione sulle specie ittiche selvagge</p> <p>Favorevole: S</p>
Tecn. produzione	<p>↗=Sfr</p> <p>Riduce il costo del fattore lavoro aumentando i quantitativi pescati per unità di sforzo di pesca</p> <p>Dannoso: S</p>	
Tecn. trasporto	<p>↗=Inq,</p> <p>Incentiva le emissioni in mare delle attività di pesca</p> <p>Dannoso: E, S</p>	<p>↗=Inq,</p> <p>Incentiva le emissioni in mare delle attività di pesca e di acquacoltura</p> <p>Dannoso: E, S</p>
Controlli e sanzioni	<p>↘=Sfr</p> <p>Potrebbe far emergere attività in nero, riducendo la pesca illegale</p> <p>Favorevole: S</p>	

	AP.SD.30	AP.SD.31	EN.SI.01
	Sostegno specifico per la zootecnia ovino-caprina	Sostegno specifico per i seminativi: premio per la barbabietola	Riduzione accisa sulle emulsioni di gasolio o olio combustibile in acqua impiegate come carburanti o combustibili.
Pianificazione accessibilità		<p>→=Suolo</p> <p>Pagamento dovuto per il mantenimento della produzione a settori in crisi, si esclude, quindi che l'incentivo stimoli la conversione di nuova area. Evita l'abbandono del suolo, ma la valutazione dipende dal livello di intensificazione agricola del settore che si sostiene</p> <p>Incerto</p>	<p>↗=Suolo</p> <p>Un sussidio alla mobilità privata riduce i costi di spostamento disincentivando la densità abitativa</p> <p>Dannoso: E</p>
Tecn agricola	<p>↘=Suolo</p> <p>Favorisce la conservazione dei pascoli permanenti in quota</p>		

	AP.SD.30	AP.SD.31	EN.SI.01
	Favorevole: E		
Tecn produzione		<p>∇= Inq</p> <p>E' una coltivazione da rotazione che favorisce la produttività delle altre coltivazioni, riducendo la necessità di fertilizzanti chimici e pesticidi</p> <p>Favorevole: E</p>	
Tecn trasporto	<p>∇=Prf Stand</p> <p>Allevamento: favorisce la selezione di sole specie resistenti alle scrapie, riducendo la varietà genetica della specie</p> <p>Dannoso: G</p> <p>∇=Prf Stand</p> <p>Macellazione: Premia la macellazione di specie ovino-caprine DOP e IGP favorendo la conservazione di specie locali</p> <p>Favorevole: S</p>		<p>∇=Inq</p> <p>Una recente review di studi esistenti dimostra una riduzione dal 20 al 30% delle emissioni di NOx e PM rispetto al diesel non emulsionato (Salih, 2017)</p> <p>Favorevole: E, S</p> <p>∇=Inq</p> <p>Si incentiva un combustibile inquinante rispetto a "combustibili alternativi"</p> <p>Dannoso: E, S</p> <p>∇=Inq</p> <p>Il minor prezzo di un combustibile aumenta l'incentivo alla mobilità privata con aumento dei Km percorsi</p> <p>Dannoso: E</p>
Urbanizzazione	<p>∇=Suolo</p> <p>Contrasta il fenomeno di urbanizzazione creando maggiore redditività delle attività agricole</p> <p>Favorevole: E</p>	<p>∇=Suolo</p> <p>Contrasta il fenomeno di urbanizzazione creando maggiore redditività delle attività agricole</p> <p>Favorevole: E</p>	
Preferenze	<p>∇=Prf Stand</p> <p>Incentiva la riscoperta di specie tradizionali</p> <p>Favorevole: S, G</p>		

21 L'Ecorendiconto: il quadro delle spese per l'ambiente

Questo e il prossimo Capitolo forniscono una prospettiva legata alla contabilità nazionale, ed evidenziano rispettivamente l'ammontare di spese ambientali occorse nell'ultimo anno disponibile (2017) e forniscono un'analisi temporale, a partire dal 1980, delle imposte ambientali.

L'analisi della spesa ambientale ci aiuta a capire il ruolo e l'attenzione dedicate a CN e SE a livello di spesa pubblica, nelle decisioni di bilancio e di intervento dello Stato.

Il documento dell'Ecorendiconto è stato introdotto con la legge di riforma della contabilità e finanza pubblica (Legge 31 dicembre 2009, n. 196, art. 36, comma 6), prevedendo di riportare, in un apposito allegato al Rendiconto Generale dello Stato, “*le risultanze delle spese relative ai Programmi aventi natura o contenuti ambientali*” delle amministrazioni centrali. Lo scopo di questa norma è “*di evidenziare le risorse impiegate per finalità di protezione dell'ambiente, riguardanti attività di tutela, conservazione, ripristino e utilizzo sostenibile delle risorse e del patrimonio naturale*”.

Le disposizioni di legge, inoltre, richiedendo che le informazioni sulle spese ambientali siano rappresentate “*in coerenza con gli indirizzi e i regolamenti comunitari in materia*”. La coerenza con detti indirizzi è assicurata dall'adozione delle definizioni e classificazioni del sistema SERIEE (*Système Européen de Rassemblement de l'Information Economique sur l'Environnement*): il sistema dedicato alla contabilità satellite delle spese ambientali, definito in sede Eurostat.

Tale sistema individua due tipologie di spese ambientali:

- le spese per la “protezione dell'ambiente”, ossia le spese per le attività e le azioni il cui scopo principale è la prevenzione, la riduzione e l'eliminazione dell'inquinamento (emissioni atmosferiche, scarichi idrici, rifiuti, inquinamento del suolo, ecc.), così come di ogni altra forma di degrado ambientale (perdita di biodiversità, erosione del suolo, salinizzazione, ecc.). Tali spese sono classificate secondo la classificazione CEPA (*Classification of Environmental Protection Activities and expenditure* – Classificazione delle attività e delle spese per la protezione dell'ambiente);
- le spese per l'“uso e la gestione delle risorse naturali”, ossia le spese per le attività e le azioni finalizzate all'uso e alla gestione delle risorse naturali (acque interne, risorse energetiche, risorse forestali, fauna e flora selvatiche, ecc.) e alla loro tutela da fenomeni di depauperamento ed esaurimento. Tali spese sono classificate secondo la classificazione CRUMA (*Classification of Resource Use and Management Activities and expenditures* – Classificazione delle attività e delle spese per l'uso e gestione delle risorse naturali).

Le classificazioni CEPA e CRUMA si articolano rispettivamente in 9 e 7 voci di primo livello – denominate “classi” – elencate nella successiva Tabella 66. Ciascuna classe si articola in ulteriori voci di dettaglio⁶⁶.

Il primo esercizio finanziario di attuazione dell'Ecorendiconto è del 2010. L'ultimo Ecorendiconto realizzato è datato settembre 2019 e riguarda l'esercizio finanziario 2018⁶⁷. Da esso si evince che le risorse destinate dallo Stato alla spesa primaria per la protezione dell'ambiente e per l'uso e la gestione delle risorse naturali ammontano nel 2017 a circa 4,7 miliardi di euro, pari allo 0,7% della spesa primaria complessiva del bilancio dello Stato. Questo volume di risorse rappresenta la massa spendibile per la spesa primaria ambientale, risultante dalla somma tra i residui passivi accertati e le risorse definitive stanziare in conto competenza nel 2018.

Tabella 66 - Le classi della classificazione delle spese ambientali CEPA e CRUMA

Classificazione	Codice classe	Denominazione classe
CEPA	1	Protezione dell'aria e del clima
CEPA	2	Gestione delle acque reflue
CEPA	3	Gestione dei rifiuti

⁶⁶ [MEF-RGS Circolare del 18 marzo 2019, n. 7](#)

⁶⁷ [MEF-RGS "L'Ecorendiconto dello Stato 2019"](#)

Classificazione	Codice classe	Denominazione classe
CEPA	4	Protezione del suolo delle acque del sottosuolo e delle acque di superficie
CEPA	5	Abbattimento del rumore e delle vibrazioni
CEPA	6	Protezione della biodiversità e del paesaggio
CEPA	7	Protezione dalle radiazioni
CEPA	8	R&S per la protezione dell'ambiente
CEPA	9	Altre attività per la protezione dell'ambiente
CRUMA	10	Uso e gestione delle acque interne
CRUMA	11	Uso e gestione delle foreste
CRUMA	12	Uso e gestione della flora e della fauna selvatiche
CRUMA	13	Uso e gestione delle materie prime energetiche non rinnovabili (combustibili fossili)
CRUMA	14	Uso e gestione delle materie prime non energetiche
CRUMA	15	R&S per l'uso e la gestione delle risorse naturali
CRUMA	16	Altre attività di uso e gestione delle risorse naturali

Nel corso degli ultimi esercizi, il volume della spesa primaria è andato diminuendo, passando da 8,3 miliardi di € del 2010 a 4,7 miliardi del 2018. Tale diminuzione è stata determinata soprattutto dal calo della componente dei residui passivi, il cui valore nel 2010 corrispondeva a 4,4 miliardi di euro, ovvero il 53,1% delle risorse totali, mentre nel 2016 si è ridimensionato a circa 1,8 miliardi di euro, pesando per il 39,8% nel complesso. Se si considerano gli stanziamenti definitivi di competenza (ovvero la quantità di risorse stanziata annualmente per l'ambiente), si nota una loro diminuzione nell'ultimo anno passando dai 3,5 miliardi di euro dell'esercizio 2016 ai 2,8 miliardi di euro del 2017 e 2018 (-19,6%). Anche la percentuale di realizzazione della spesa in conto competenza, in media, si riduce al 52,5%. Ciò vuol dire che, nell'ultimo anno, gli stanziamenti di risorse in favore dell'ambiente sono diminuiti e, con essi, anche i pagamenti effettivi. Per quanto riguarda la massa spendibile destinata alle spese in conto capitale, la forte riduzione che si è verificata nel periodo 2010-2014 sembra aver trovato una lenta ripresa attestandosi al 3,3 milioni di euro nel 2018. La Tabella 67 riporta un'evoluzione dei principali aggregati della spesa ambientale nel corso degli ultimi esercizi finanziari.

Tabella 67 - Evoluzione della spesa ambientale nel corso degli ultimi esercizi finanziari

Principali aggregati finanziari (mld €)	2010	2012	2014	2015	2016	2017	2018	Δ 2017-18
Spesa primaria per protezione e gestione delle risorse ambientali	8,3	4,5	3,8	4,3	4,8	4,7	4,7	1,3%
<i>di cui spese correnti</i>	1,6	1,3	1,3	1,7	1,8	1,4	1,4	-2,3%
<i>di cui spese in conto capitale</i>	6,7	3,2	2,5	2,6	3	3,2	3,3	2,9%
Spesa primaria per protezione e gestione delle risorse ambientali (% spesa primaria bilancio dello Stato)	1,5%	0,8%	0,6%	0,7%	0,7%	0,7%	0,7%	0,0%
Stanziamenti definitivi	3,87	2,46	2,81	3,30	3,50	2,81	2,81	0,1%
Impegni in conto competenza	3,79	2,42	2,74	3,21	3,40	2,76	2,74	-0,8%
Pagamenti in conto competenza	2,21	2,07	2,02	2,33	2,20	1,71	1,81	5,6%
Residui al 31/12	3,29	0,79	0,99	1,27	1,80	1,91	1,97	3,1%
Coefficiente di Realizzazione (%)	56,2%	66,7%	65,8%	64,7%	58,7%	55,4%	52,5%	-5,2%

Fonte: ns. elaborazione su dati MEF-RGS

La Figura 81 illustra la distribuzione della spesa primaria per i settori ambientali, a valere sull'esercizio finanziario del 2018. Una quota importante, oltre la metà delle risorse, è stata destinata in particolare verso la "protezione e risanamento del suolo, delle acque del sottosuolo e di superficie" (30,5%), la "protezione della biodiversità e del paesaggio" (12,2%) e la "uso e gestione delle acque interne" (9,2%).

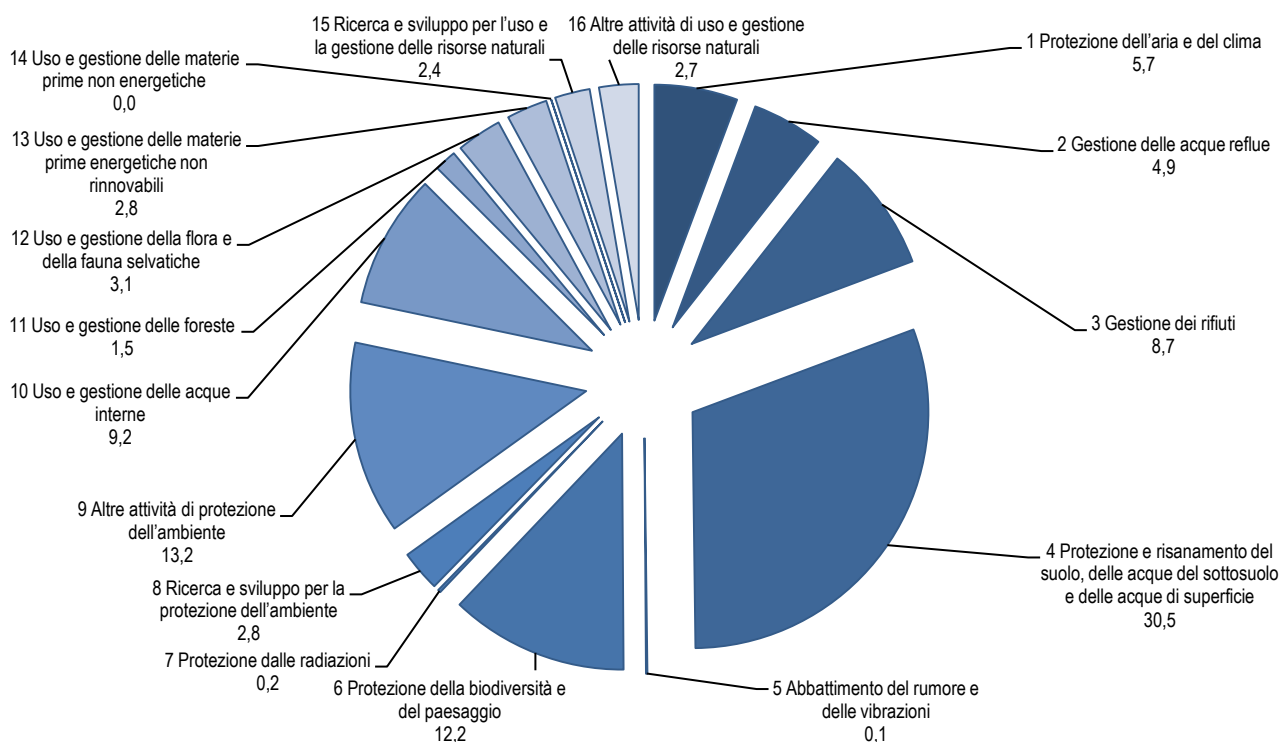


Figura 81 - Spesa primaria per l'ambiente: massa spendibile a consuntivo per settore ambientale Percentuale - Anno 2018

Fonte: MEF-RGS (2019)

22 Le imposte ambientali

Un maggior uso delle imposte ambientali consente, come suggerito dalle maggiori organizzazioni internazionali (Ocse, WB, IMF), di alleviare altre forme di tassazione più distorsive e male accettate dei cittadini-contribuenti e di internalizzare costi ambientali esterni al sistema di produzione e consumo (esternalità), correggendo il sistema dei prezzi relativi e indirizzando le scelte d'investimento e di consumo verso soluzioni di sviluppo sostenibile.

Le imposte ambientali sono, peraltro, uno degli strumenti economici per le politiche ambientali: creano segnali di prezzo diretti per produttori e consumatori sull'uso delle risorse scarse e sui costi dell'inquinamento. Beni e attività più inquinanti avranno prezzi più elevati, produttori e consumatori saranno invogliati a scegliere prodotti meno impattanti, evidentemente a beneficio del CN.

Secondo le linee guida adottate dalla statistica ufficiale a livello internazionale, un'imposta è ambientale se la sua base impositiva "è costituita da una grandezza fisica (eventualmente sostituita da una *proxy*) che ha un impatto negativo provato e specifico sull'ambiente"⁶⁸. Tale approccio assegna un ruolo fondamentale alla base impositiva per stabilire l'inclusione o meno di un'imposta nell'insieme delle imposte ambientali, mentre non è rilevante

⁶⁸ Istat (2014).

L'obiettivo dell'imposta per come espresso dalla volontà dal legislatore. Le imposte ambientali pertanto comprendono sia quelle introdotte con esplicite finalità di tipo ambientale, sia i tributi altrimenti motivati ma il cui impatto ambientale sia evidente. Infatti, in base alla destinazione del gettito sono definite due tipologie di imposte: imposte specifiche, ossia "imposte di scopo" il cui gettito è destinato a finanziare spese per la protezione ambientale; altre imposte ambientali, ossia imposte il cui gettito non è utilizzato per finanziare le spese per la protezione ambientale. La Tabella 68 mostra che la quasi totalità delle imposte ambientali non sono di scopo.

Tabella 68 - Destinazione del gettito delle imposte ambientali

Tipologia (mln €)	2013	2014	2015	2016	2017
Imposte ambientali destinate a spese per protezione ambiente	464	512	595	639	640
Imposte ambientali non destinate a spese per protezione ambiente	54.856	57.663	55.472	58.066	56.744
Totale	55.320	58.175	56.067	58.705	57.384
Totale a valori costanti 2017	55.929	58.699	56.628	59.351	57.384

Fonte: Istat

La Figura 82 descrive l'andamento del gettito delle imposte ambientali⁶⁹ in termini assoluti sia in valori correnti, sia in valori costanti al 2017 utilizzando l'Indice dei prezzi al consumo per le rivalutazioni monetarie dell'Istat⁷⁰. Il gettito, in termini reali, è crescente dal 1980 fino ad attestarsi intorno ai 50 Mld di € tra 1991 e 2007. Si riduce a 45 Mld € l'anno successivo, raggiunge un picco di 59,4 Mld € nel 2016, diminuendo fino ai **57,4 Mld € del 2017**.

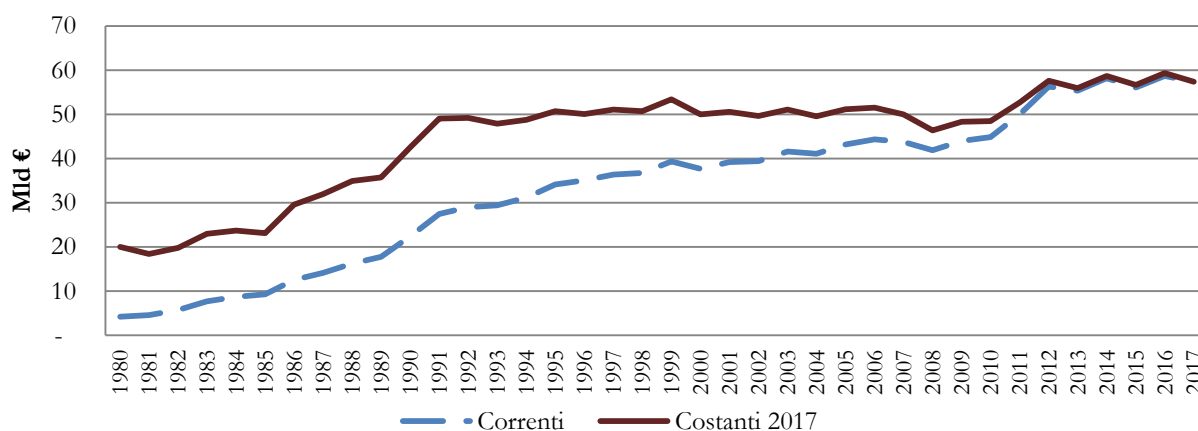


Figura 82 - Gettito delle imposte ambientali (1980-2017)

Fonte: nostra elaborazione su dati Istat

La Figura 83 descrive, da un lato, l'andamento percentuale delle **imposte ambientali sul totale delle imposte e contributi sociali**⁷¹, oscillante tra il valore massimo di 9,5% del 1991 e il valore minimo di 6,2% nel 2008; in riduzione nell'ultimo anno disponibile (2017), la percentuale si attesta al **7,9%**. Dall'altro, riporta il peso percentuale **sul PIL**, che, dopo una graduale crescita fino al 1991, mostra un'evoluzione relativamente stabile intorno al 3%, attestandosi al **3,3%** nel 2017.

⁶⁹ Istat, Gettito delle imposte ambientali relativo al periodo 1995/2017 (edizione ottobre 2018) e Gettito delle imposte ambientali per categoria - Anni 1980-2015

⁷⁰ Indice dei prezzi al consumo per le famiglie di operai e impiegati (FOI) al netto dei tabacchi. L'indice è pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale ai sensi dell'art. 81 della legge 27 luglio 1978, n. 392.

⁷¹ Il totale imposte e contributi sociali comprende: imposte sulla produzione e importazioni; imposte correnti sul reddito, sul patrimonio eccetera; imposte in conto capitale; contributi sociali effettivi.

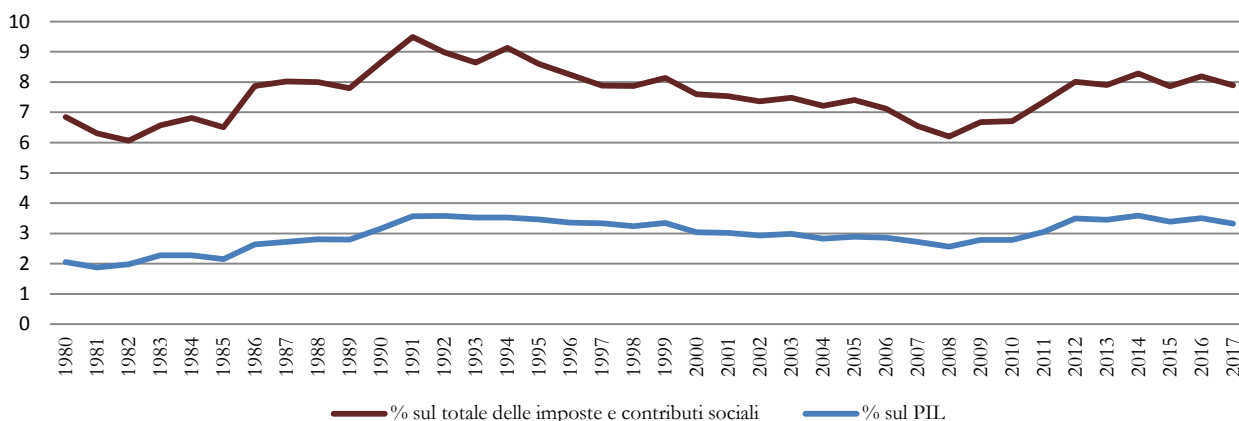


Figura 83 - Percentuale delle imposte ambientali sul gettito totale e sul PIL

Fonte: Istat

In coerenza con la classificazione adottata da *Eurostat*, ispirata all'OCSE, le imposte ambientali sono suddivise in tre principali categorie⁷²:

- imposte sull'*energia* che includono sia le imposte sulla produzione di energia sia sui prodotti energetici (es. oli minerali e derivati, gas naturale, energia elettrica e consumi di carbone);
- imposte sui *trasporti* che includono imposte sulla proprietà e sull'uso dei veicoli (es. Pubblico Registro Automobilistico e imposta sulle assicurazioni relative alla RC auto);
- imposte sull'*inquinamento* che sono misurate in relazione alle emissioni prodotte in aria e acqua e riguardanti la gestione dei rifiuti e l'inquinamento acustico (es. il tributo speciale per il deposito in discarica, la tassa sulle emissioni di anidride solforosa NO_x e di ossidi di zolfo SO_x).

Considerando le variazioni in termini reali delle diverse categorie di imposte ambientali dal 1995 al 2017 (Figura 84), si nota un andamento annuale costante per il gettito delle imposte riguardanti i trasporti, mentre per i prodotti energetici si ha un andamento decrescente fino al 2008 (35,7 Mld €), per poi diventare crescente e attestarsi nel 2017 a 45,7 Mld €. **Per quanto riguarda le imposte che hanno come basi imponibili l'inquinamento e l'uso delle risorse naturali, il loro valore è circa l'1%. Un'imposizione fiscale maggiormente orientata alla razionalizzazione dell'uso delle risorse del CN dovrebbe veder aumentare in termini assoluti questa componente;** contribuirebbe anche a contrastare la riduzione delle risorse finanziarie disponibili per gli investimenti nella protezione dell'ambiente, evidenziata nell'Ecobilancio.

⁷² Le linee guida internazionali prevedono la classificazione delle imposte ambientali in quattro tipologie: energia, trasporti, inquinamento e risorse. Negli ultimi dati diffusi dell'Eurostat le imposte sull'inquinamento e sulle risorse sono accorpate in un'unica categoria.

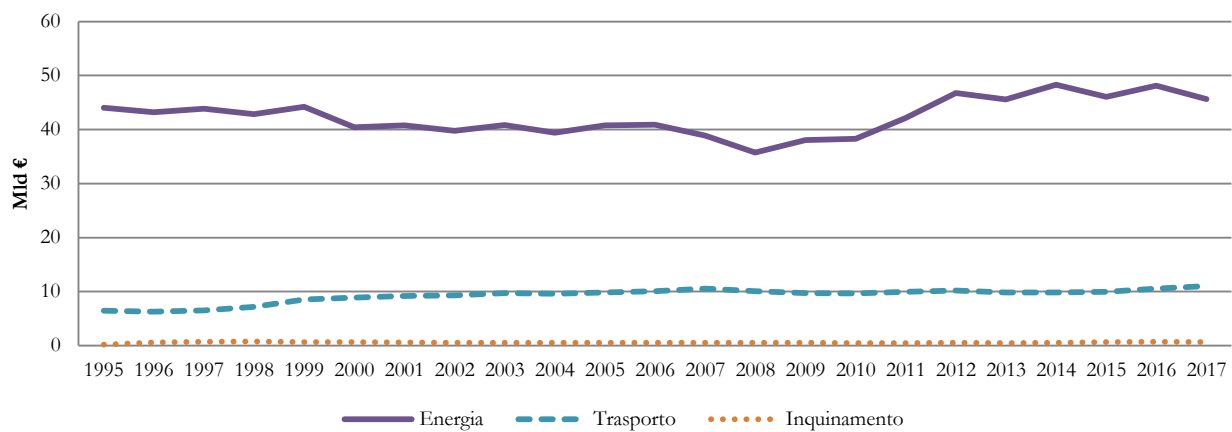


Figura 84 - Gettito delle imposte ambientali per categoria (valori costanti 2017)

Fonte: nostra elaborazione su dati Istat

23 Riferimenti Bibliografici

- AAVV, 2015. Nature-Based Solutions and Re-Naturing Cities. Publications Office of the European Union, Luxembourg, pp. 72.
- Adame MF, Hermoso V, Perhans K, Lovelock CE, Herrera-Silveira JA, 2014. Selecting cost-effective areas for restoration of ecosystem services. *Conservation Biology* 29:493–502
- Alix-García, J., de Janvry, A., & Sadoulet, E., 2008. The role of deforestation risk and calibrated compensation in designing payments for environmental services. *Environment and Development Economics*, 13: 375-394.
- Alix-García, J., de Janvry, A., Sadoulet, E., and J.M. Torres. 2009. Lessons learned from Mexico's Payment for Ecosystem services program. Pp. 163-188. In: Lipper, L., Sakuyama, T., Stringer R., and D. Zilberman. *Payment for Environmental Services in Agricultural Landscapes: economic policies and poverty reduction in developing countries*. Springer.
- Allen, M. R., and W. J. Ingram, 2002: Constraints on the future changes in climate and the hydrological cycle. *Nature*, 419, pp. 224–232.
- Anastasopoulou A, Mytilineou Ch, Smith CJ, Papadopoulou K-N, 2013. Plastic debris ingested by deep-water fish of the Ionian Sea (Eastern Mediterranean). *Deep-Sea Research I* 174:11–13
- Anderson LG, Chapman JK, Escontrela D, Gough CLA, 2017. The role of conservation volunteers in the detection, monitoring and management of invasive alien lionfish. *Management of Biological Invasions* 8:589–598
- Anderson LWJ, 2005. California's reaction to *Caulerpa taxifolia*: a model for invasive species rapid response. *Biological Invasions* 7:1003–1016
- Arcadis, The role of water pricing and water allocation in agriculture in delivering sustainable water use in Europe – final report – annexes, European Commission Project number 11589 | February 2012.
- Arcangeli A., Campana I., Angeletti D., Atzori F., Azzolin M., Carosso L., Di Miccoli V., Giacoletti A., Gregoriotti M., Luperini C., Paraboschi M., Pellegrino G., Ramazio M., Sarà G., Crosti R., 2018. Amount, composition, and spatial distribution of floating macro litter along fixed trans-border transects in the Mediterranean basin. *Marine Pollution Bulletin*. Apr; 129(2): 545-554.
- Aronson J, Alexander S., 2013. Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. *Restoration Ecology* 21:293–296
- Aronson J, Blignaut J, Aronson TB, 2017. Conceptual frameworks and references for landscape-scale restoration: reflecting back and looking forward. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 102:188–200
- Arzeni A., Viganò L., Vaccaro A., 2019. Criteri per la determinazione dei pagamenti e strumenti per la conversione dell'agricoltura biologica. Rapporto preliminare Rete Rurale Nazionale.
- Badura T., Ferrini S., Agarwala M. and Turner K., 2017. Valuation for Natural Capital and Ecosystem Accounting. Synthesis report for the European Commission. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University of East Anglia. Norwich 2017.
- Bagstad, K., Villa, F., Batker, D., Harrison-Cox, J., Voigt, B., Johnson, G., 2014. From theoretical to actual ecosystem services: mapping beneficiaries and spatial flows in ecosystem service assessments. *Ecology and Society*, 19(2).
- Balbi, S., del Prado, A., Gallejones, P., Geevan, C. P., Pardo, G., Pérez-Miñana, E., Villa, F., 2015. Modeling trade-offs among ecosystem services in agricultural production systems. *Environmental Modelling & Software*, 72, pp. 314-326.
- Ballesteros E, 1988. Estructura y dinámica de la comunidad de *Cystoseira mediterranea* Sauvageau en Mediterráneo noroccidental. *Investigación Pesquera* 52:313–334
- Ballesteros E, 1990. Structure and dynamis of the *Cystoseira caespitosa* Sauvageau (Fucales phaeophyceae) community in the NW Mediterranean. *Scientia Marina* 54:155–168

- Barbier EB, Moreno-Mateos D, Rogers AD, Aronson J, Pendleton L, Danovaro R, Henry L-A, Morato T, Ardron J, Van Dover CL, 2014. Protect the deep sea. *Nature* | Comment 505:475–477
- Barbiero G. e Berto R., 2016. Introduzione alla biofilia. La relazione con la natura tra genetica e psicologia. Carocci ed., pp. 210.
- Bastian, O., 2013. The role of biodiversity in supporting ecosystem services in Natura 2000 sites. *Ecological Indicators*, 24: 2–22.
- Bateman, I.J., Harwood, A.R., Mace, G.M., Watson, R.T., Abson, D.J., Andrews, B., Binner, A., Crowe, A., Day, B.H., Dugdale, S., Fezzi, C., Foden, J., Hadley, D., Haines-Young, R., Hulme, M., Kontoleon, A., Lovett, A.A., Munday, P., Pascual, U., Paterson, J., Perino, G., Sen, A., Siriwardena, G., van Soest, D., Termansen, M., 2013. Bringing ecosystem services into economic decision-making: land use in the United Kingdom. *Science* 341: 5–50.
- Battelli C , 2016. The microphytobenthos on the upper medio littoral from two sites of Slovenian coast (Northern Adriatic sea). *Hacquetia*, 193-203
- Bax N, Hayes K, Marshall A, Parry D, Thresher R , 2002. Man-made marinas as sheltered islands for alien organisms: establishment and eradication of an alien invasive marine species. In: Veitch CR, Clout MN (eds) *Turning the tide: the eradication of invasive species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, p 26–39
- Baylis, K., Börner, J., Corbera, E., Ezzine-de-Blas, D., Ferraro, P., et al. , 2016. Mainstreaming impact evaluation in nature conservation. *Conservation Letters*, 9: 58-64.
- Baylis, K., Peplow, S., Rausser, G., & Simon, L. , 2008. Agri-environmental policies in the EU and United States: A comparison. *Ecological Economics*, 65: 73-764.
- Bayon, R., 2004. Making Environmental markets work: lessons from early experience with sulfur, carbon, wetlands, and other related markets. *Forest Trends*, Katoomba Group Meeting in Locarno, Switzerland, 2003.
- Bayraktarov E, Saunders MI, Abdullah S, Mills M, Beher J, Possingham HP, Mumby PJ, Lovelock CE , 2016. The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological Applications* 26:1055–1074
- Beaumont N.J., Aanesen M., Austen M.C., Borger T., Clark J.R., Cole M., Hooper T., Lindeque P.K., Pascoe C., Wyles K.J., 2019. Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. *Marine Pollution Bulletin*, 142: 189-195.
- Beaumont NJ, Austen MC, Atkins JP, Burdon D, Degraer S, Dentinho TP, Derous S, Holm P, Horton T, van Ierland E, Marboe AH, Starkey DJ, Townsend M, Zarzycki T , 2007. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: implications for the ecosystem approach. *Marine Pollution Bulletin* 54:253–265
- Bekkby T, Rinde E, Erikstad L, Bakkestuen V, Longva O, Christensen O, Isæus M, Isachsen PE , 2008. Spatial probability modelling of eelgrass (*Zostera marina*) distribution on the west coast of Norway. *ICES Journal of Marine Science* 65:1093–1101
- Bell SS, Tewfik A, Hall MO, Fonseca MS , 2008. Evaluation of seagrass planting and monitoring techniques: implications for assessing restoration success and habitat equivalency. *Restoration Ecology* 16:407–416
- Benedetti-Cecchi L, Pannacciulli F, Bulleri F, Moschella PS, Airoidi L, Relini G, Cinelli F , 2001. Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: large-scale effect of loss of canopy algae on rocky shores. *Marine Ecology Progress Series* 214:137–150
- Berardi D., Borghini A., Gusmerotti N. M., Santolini R., Signori F., Traini S., 2017. Il capitale naturale: l'ambiente che vale. *Acqua* 85: 1-23, Ref Ricerche Milano.
- Berkes, F., and C. Folke, editors. 1998. *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- BES – Istat, 2016. <http://www.misuredelbenessere.it/>
- Blasi C., Capotorti G., Alós Ortí M. M., Anzellotti I., Attorre F., Azzella M. M., Carli E., Copiz R., Garfi V., Manes F., Marando F., Marchetti M., Mollo B., Zavattono L., 2017. Ecosystem mapping for the

implementation of the European Biodiversity Strategy at the national level: The case of Italy, *Environmental Science and Policy*, 78, pp. 173–184.

- Blasi, C., Capotorti, G., Copiz, R., & Mollo, B., 2018. A first revision of the Italian Ecoregion map. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 152(6), pp. 1201-1204.
- Blasi, C., Capotorti, G., Copiz, R., Guida, D., Mollo, B., Smiraglia, D., Zavattoni, L. 2014b. Classification and mapping of the ecoregions of Italy. *Plant Biosystems* 148, pp. 1255-1345.
- Blicharska, M., Orlikowska, E. H., Roberge, J., & Grodzinska-Jurczak, M. , 2016. Contribution of social science to large scale biodiversity conservation: A review of research about the Natura 2000 network. *Biological Conservation*, 199, 110-122.
- Blignaut J, Aronson J, de Groot R , 2014a. Restoration of natural capital: a key strategy on the path to sustainability. *Ecological Engineering* 65:54–61
- Blignaut J, Aronson J, de Wit M , 2014b. The economics of restoration: looking back and leaping forward. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1322:35–47
- Böhnke-Henrichs A, Baulcomb C, Koss R, Hussain SS, de Groot R, 2013. Typology and indicators of ecosystem services for marine spatial planning and management. *Journal of Environmental Management* 130:135–145
- Börger T, Beaumont NJ, Pendleton L, Boyle KJ, Cooper P, Fletcher S, Haab T, Hanemann M, Hooper TL, Hussain SS, Portela R, Stithou M, Stockill J, Taylor T, Austen MC , 2014. Incorporating ecosystem services in marine planning: the role of valuation. *Marine Policy* 46:161–170
- Börger T, Broszeit S, Ahtiainen H, Atkins J, Burdon D, Luisetti T, Murrillas A, Oinonen S, Paltriguera L, Roberts L, Uyarra MC, Austen, MC , 2016. Assessing costs and benefits of measures to achieve Good Environmental Status in European regional seas: challenges, opportunities and lessons learnt. *Frontiers in Marine Science* 3:192, doi:10.3389/fmars.2016.00192
- Börner J., Baylis K., Corbera E., Ezzine-De-Blas D., Honey-Rosés J., Martin Persson U., Wunder S. 2017. The effectiveness of payments for environmental services. *World Development* Vol. 20.
- Börner, J., Baylis, K., Corbera, E., Ezzine-de-Blas, D., Ferraro, P. J., Honey-Rosés, J., et al. , 2016..Emerging evidence on the effectiveness of tropical forest conservation. *PLoS One*, 11(11), e0159152.
- Boström C, Baden S, Bockelmann A, Dromph K, Frederiksen S, Gustafsson C, Krause-Jensen D, Möller T, Nielsen SL, Olesen B, Olsen J, Pihl L, Rinde E , 2014. Distribution, structure and function of Nordic seagrass ecosystems: implications for coastal management and conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24:410–434
- Boudouresque C.F., Bernard G., Bonhomme P., Charbonnel E., Diviacco G., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Ruiton S., Tunesi L., 2006. Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. *RAMOGE* : 202 pp.
- Braca, G., e Ducci, D., 2018. Development of a GIS Based Procedure (BIGBANG 1.0) for Evaluating Groundwater Balances at National Scale and Comparison with Groundwater Resources Evaluation at Local Scale. In *Groundwater and Global Change in the Western Mediterranean Area*, Calvache, M.L., Duque, C., Pulido-Velazquez, D. (Eds.), Springer.
- Bradshaw AD , 2002. Introduction and philosophy. In: Perrow MR, Davy AJ (eds) *Handbook of ecological restoration. Principles of Restoration*, Cambridge University Press, Cambridge, p 3–9
- Bullock J, Aronson J, Newton A, Pywell R, Rey-Benayas J , 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution* 26:541–549
- Caffey RH, Wang H, Petrolia DR , 2014. Trajectory economics: assessing the flow of ecosystem services from coastal restoration. *Ecological Economics* 100:74–84
- Campagne CS, Salles J-M, Boissery P, Deter J , 2015. The seagrass *Posidonia oceanica*: ecosystem services identification and economic evaluation of goods and benefits. *Marine Pollution Bulletin* 97:391–400

- Capotorti, G., Alós, Ortí, M.M., Anzellotti, I., Azzella, M.M., Copiz, R., Mollo, B., Zavattero, L., 2015. The MAES process in Italy: contribution of vegetation science to implementation of European Biodiversity Strategy to 2020. *Plant Biosystems* 149, pp. 949:953.
- Capotorti, G., Zavattero, L., Anzellotti, I., Burrascano, S., Frondoni, R., Marchetti, M., Marignani, M., Smiraglia, D., Blasi, C. 2012b. Do National Parks play an active role in conserving the natural capital of Italy? *Plant Biosystems* 146, pp. 258-265.
- Carius, F. (Ed.), 2012. Report of the International Expert Workshop, 13–16th December 2010. BfN/Federal Agency for Nature Conservation, Bonn, Germany.
- Castro, A. J., Martín-López, B., López, E., Plieninger, T., Alcaraz-Segura, D., Vaughn, C. C., et al. , 2015.. Do protected areas networks ensure the supply of ecosystem services? Spatial patterns of two nature reserve systems in semi-arid Spain. *Applied Geography*, 60, 1-9.
- Celico P., *Prospezioni Idrogeologiche Vol. I e II*. Liguori Editore, Napoli, 1988.
- Chang ER, Veeneklaas RM, Bakker JP, Daniels P, Esselink P , 2016. What factors determined restoration success of a salt marsh ten years after de-embankment? *Applied Vegetation Science* 19:66–77
- Christie H, Norderhaug KM, Fredriksen S , 2009. Macrophytes as habitat for fauna. *Marine Ecology Progress Series* 396:221–233
- Christopher M. R., Bryan B. A., MacDonald D. H, Cast A, Strathearn S., Grandgirard A, Kalivas T., 2009. Mapping community values for natural capital and ecosystem services. *Ecological Economics*, 68, pp. 1301-1315.
- Claassen, R., Duquette, E., & Horowitz, J. , 2013.. Additionality in agricultural conservation payment programs. *Journal of Soil and Water Conservation*, 68(3), 74-78.
- Clark, R.N., Stankey, G.H., 1979. The recreation opportunity spectrum: a framework for planning, management, and research. *The Recreation Opportunity Spectrum: A Framework for Planning, Management, and Research*.
- Clewell AF, Aronson J , 2013. *Ecological restoration: principles, values, and structures of an emerging profession* (2nd Edition). Island Press, Washington DC
- Cole SG, Moksnes P-O , 2016. Valuing multiple eelgrass ecosystem services in Sweden: fish production and uptake of carbon and nitrogen. *Frontiers in Marine Science* 2:121, doi:10.3389/fmars.2015.00121
- Commissione europea, 2018. Un bilancio moderno al servizio di un'Unione che protegge, che dà forza, che difende. Quadro finanziario pluriennale 2021-2027 Bruxelles, 2.5.2018 COM(2018) 321 final.
- Commissione europea, 2011 - Common Understanding of (Initial) Assessment, Determination of Good Environmental Status (GES) and Establishment of Environmental Targets (Art. 8, 9 & 10 MSFD). European Commission, Brussels.
- Commissione europea, 2008. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions “Towards an EU Strategy on Invasive Species”. COM(2008)789
- Commissione delle Comunità Europee, 1997. Agenda 2000. Per una Europa più forte e più ampia. Bruxelles, 15.07.1996, COM(97) 2000 def.
- Copley J , 2014. Onwards and downwards: when ROVs or AUVs are lost in ocean exploration. University of Southampton. Exploring our oceans. <http://moocs.southampton.ac.uk/oceans/2014/05/11/hoping-for-the-best-planning-for-the-worst-when-an-rov-or-auv-is-lost-on-an-expedition/>
- Corbera, E., 2015. Valuing nature, paying for ecosystem services and realizing social justice: A response to Matulis (2014). *Ecological Economics*, 110, 154-157.
- Corbet, S. A., Fussell, M., Ake, R., Fraser, A., Gunson, C., Savage, A., & Smith, K., 1993. Temperature and the pollinating activity of social bees. *Ecological entomology*, 18(1), pp. 17-30.
- Corte dei Conti Europea, 2018. Parere n.7/2018 sulla nuova proposta dei nuovi regolamenti della PAC.

- Corte dei Conti Europea, 2017. Relazione speciale n. 21/2017: L'inverdimento: un regime di sostegno al reddito più complesso, non ancora efficace sul piano ambientale.
- Costanza R, D'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, Van Den Belt M, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253–260
- Costanza R, de Groot R, Sutton P, van der Ploeg S, Anderson SJ, Kubiszewski I, Farber S, Turner RK , 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26 152–158
- Costanza R., de Groot R., Braat L., Kubiszewski I., Fioramonti L., Sutton P., Farber S., Grasso M., , 2017.. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go?. *Ecosystem Services* 28: 1-16.
- Costedoat, S., Corbera, E., Ezzine de Blas, D., Honey-Rose ALs, J., Baylis, K., & Castillo-Santiago, M. A., 2015. How effective are biodiversity conservation payments in Mexico?. *PLoS One*, 10(), e0119881.
- Côté IM, Akins L, Underwood E, Curtis-Quick J, Green SJ , 2014. Setting the record straight on invasive lionfish control: culling works. *PeerJ PrePrints* 2:e398v1
- CREA, 2018. Sintesi delle modifiche previste nella Proposta di Regolamento PAC – La PAC 2021-2027.
- Cressey D , 2014. Submersible loss hits research. *Nature* 509:408–409
- CSBI , 2015. A cross-sector guide for implementing the Mitigation Hierarchy. Report prepared by the Biodiversity Consultancy for the Cross Sector Biodiversity Initiative
- Cúcio C, Engelen AH, Costa R, Muyzer G , 2016. Rhizosphere microbiomes of European seagrasses are selected by the plant, but are not species specific. *Frontiers in Microbiology* 7:440, doi: 10.3389/fmicb.2016.00440
- Dailianis T, Smith CJ, Papadopoulou N, Gerovasileiou V, Sevastou K, Bekkby T, Bilan M, Billett D, Boström C, Carreiro-Silva M, Danovaro R, Fraschetti S, Gagnon K, Gambi C, Grehan A, Kipson S, Kotta J, McOwen CJ, Morato T, Ojaveer H, Pham CK, Scrimgeour R , 2019.. Human Activities and resultants pressures on key European marine habitats: An analysis of mapped resources. *Marine Policy*, 98:1-10.
- Danner, N., Molitor, A.M., Schiele, S., Härtel, S., Steffan-Dewenter, I., 2016. Season and landscape composition affect pollen foraging distances and habitat use of honey.
- De Groot R., Wilson M. A. e Boumans R. M. J., 2002.A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services *Ecological Economics* Volume 41, Issue 3, pp. 393-408.
- de Groot RS, 1992. Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. Wolters-Noordhoff, Groningen
- de Groot RS, Blignaut J, van der Ploeg S, Aronson J, Elmquist T, Farley J , 2013. Benefits of investing in ecosystem restoration. *Conservation Biology* 27:1286–1293
- de Groot RS, Fisher B, Christie M, Aronson J, Braat L, Haines-Young R, Gowdy J, Maltby E, Neuville A, Polasky S, Portela R, Ring I., 2010. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. In: Kumar P (ed) *The economics of ecosystems and biodiversity (TEEB): ecological and economic foundations*. Earthscan, London, Washington, p 9–40
- De Groot, R.; Fisher, B.; Christie, M.; Aronson, J.; Braat, L.; Haines-Young, R.H; Gowdy, J.; Killeen, T.; Maltby, E.; Neuville, A.; Polasky, S.; Portela, R. and Ring, I., 2010. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. Draft Chapter 1 of *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) study*.
- De Groot, R.S. 1992. *Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making*. Wolters-Noordhoff, Groningen.
- de León R, Vane K, Bertuol P, Chamberland VC, Simal F, Imms E, Vermeij MJA , 2013. Effectiveness of lionfish removal efforts in the southern Caribbean. *Endangered Species Research* 22:175–182
- Decreto legislativo 3 aprile 2018, n. 34, dal titolo Testo Unico in materia di Foreste e filiere forestali (Tuff), (G.U. Serie Generale n. 92 del 20 aprile 2018).

- DEFRA , 2013.. Payments for Ecosystem Services: A Best Practice Guide. London: Department for environment food and rural affairs.
- den Herder, M., Moreno, G., Mosquera-Losada, R. M., Palma, J. H., Sidiropoulou, A., Freijanes, J. J. S., ... & Papanastasis, V. P., 2017. Current extent and stratification of agroforestry in the European Union. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 241, pp. 121-132.
- Diaz S., Demissew S. Joly C. Lonsdale W. e Larigauderie A., 2015, A Rosetta Stone for nature's benefits to people, *PLOS Biology*, <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pbio.1002040>.
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., ... & Bartuska, A., 2015. The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 1-16.
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z., ... & Polasky, S., 2018. Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359(6373), pp. 270-272.
- Díaz-Almela E, Duarte CM , 2008. Management of Natura 2000 habitats. 1120 *Posidonia* beds (*Posidonia oceanica*). European Commission
- Diaz-Revirigo I, Thurnhout E. e Beck S., 2019. Participation and inclusiveness in the Intergovernmental Science – Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, *Nature Sustainability*.
- Dinerstein, E., Olson, D., Joshi, A., Vynne, C., Burgess, N. D., Wikramanayake, E., ... & Hansen, M., 2017. An ecoregion-based approach to protecting half the terrestrial realm. *BioScience*, 67(6), pp. 534-545.
- Dinerstein, E., Vynne, C., Sala, E., Joshi, A. R., Fernando, S., Lovejoy, T. E., ... & Burgess, N. D., 2019. A Global Deal For Nature: Guiding principles, milestones, and targets. *Science advances*, 5(4), eaaw2869.
- Duarte CM, Borja A, Carstensen J, Elliott M, Krause-Jensen D, Marbà N , 2015. *Estuaries and Coasts* 38:1202-1212
- Duckworth A , 2009. Farming sponges to supply bioactive metabolites and bath sponges: a review. *Marine Biotechnology* 11:669–679
- Edens, B., Hein, L., 2013. Towards a consistent approach for ecosystem accounting. *Ecol.Econ.* 90, 41–52.<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.03.003>.
- EEA 2013. Common International Classification of Ecosystem Services (EEA-CICES) version 4.3. <http://cices.eu>. European Environment Agency,
- EEA, , 2010. The European Environment State and Outlook 2010. Marine and Coastal Environment. ISBN 978-92-9213-158-6 doi:10.2800/58932
- Ehrlich P. R., Ehrlich A. E., 2008. The dominant animal: human evolution and the environment. Island, Washington, D.C., USA.
- Elliott M, Burdon D, Hemingway KL, Apitz SE , 2007. Estuarine, coastal and marine ecosystem restoration: confusing management and science – A revision of concepts. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 74:349–366
- Ellis, E. C., 2015. Ecology in an anthropogenic biosphere. *Ecological Monographs* 85:287-331.
- Elmqvist T., Tuvendal M., Krishnaswamy J. and Hylander K., 2011. Managing Trade-offs in Ecosystem Services. Division of Environmental Policy Implementation, Paper N° 4, pp15, The United Nations Environment Programme.
- Engel, S., Pagiola S., Wunder S., , 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics* 65: 663-674.
- Ezzine-de-Blas, D., Wunder, S., Ruiz-PeÁlrez, M., & del Pilar Moreno- Sanchez, R. , 2016. Global patterns in the implementation of payments for environmental services. *PLoS One*, 11(3), e0149847.
- Fagerli CW, Norderhaug KM, Christie H, Pedersen MF, Fredriksen S , 2014. Predators of the destructive sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis* on the Norwegian coast. *Marine Ecology Progress Series* 502:207–218
- Falace A, Alongi G, Cormaci M, Furnari G, Curiel D, Cecere E, Petrocelli A , 2010. Changes in the benthic algae along the Adriatic Sea in the last three decades. *Chemistry and Ecology*10: 77-90

- Falace A, Bressan G , 2002. A qualitative and quantitative analysis of the evolution of macroalgal vegetation on an artificial reef with anti-grazing nets (Loano-Ligurian Sea). ICES Journal of Marine Science 59:S150–S156
- FAO , 2000. Application of the contingent valuation method in developing countries. FAO Economic and Social Development Paper 146, FAO, Rome
- FAO , 2007.. The Global Environment Facility and Payment for Ecosystem Services. A review of current initiatives and recommendation for future PES support by GEF and FAO programs. Gutman, P. & S. Davidson, WWF Macroeconomic for Sustainable Development Program Office, Report commissioned by FAO for Payment for Ecosystem Services from Agricultural Landscapes –PESAL project, PESAL Paper Series No.1 Rome.
- Fauzi, A., Anna Z.. 2013. The complexity of the institution of payment for environmental services: A case study of two Indonesian PES schemes. Ecosystem Services, 6: 4-63.
- Fioravanti G, Toreti A., Frascchetti P., Perconti W., Desiato F., 2010. Gridded monthly temperatures over Italy. EMS Annual Meeting Abstracts, 7, EMS2010 -306, ECAC Conference, Zurich, 13–17 Sep. 2010.
- Foden J., Brazier D.P., 2007. Angiosperms (seagrass) within the EU water framework directive: A UK perspective. Marine Pollution Bulletin, 55: 181-195.
- Folke, C., Biggs R., Norström A. V., Reyers B., e Rockström J., 2016. Social-ecological resilience and biosphere-based sustainability science. Ecology and Society 21(3):41. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08748-210341>
- Forman R.T.T. e Godron M., 1986. Landscape Ecology. Wiley, New York.
- Fredriksen S, Christie H, Sætre BA , 2005. Species richness in macroalgae and macrofauna assemblages on *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae) and *Zostera marina* L. (Angiospermae) in Skagerrak, Norway. Marine Biology Research 1:2–19
- FREE, J B, 1993. John Brand Free: Insect pollination of crops. 2nd ed. Academic Press, London, pp. 96–104.
- Fuleky, P., 2006. Anatomy of a Cobb-Douglas Type Production/Utility Function in Three Dimensions. Department of Economics, University of Washington.
- Galati A., Crescimanno M., Gristina L., Keesstra S., Novara A. , 2016. Actual provision as an alternative criterion to improve the efficiency of payments for ecosystem services for C sequestration in semiarid vineyard. Agricultural Systems 144: 58-64.
- Gantioler, S., Rayment, M., ten Brink, P., McConville, A., Kettunen, M., & Bassi, S. , 2014. The costs and socio-economic benefits associated with the Natura 2000 network. International Journal of Sustainable Society, 6: 135–157.
- Gathmann, A., Tschardtke, T., 2002. Foraging ranges of solitary bees. J. Anim. Ecol. 71 (5), 757–764 (Sep.).
- Gatto, P. , 2017. Servizi ecosistemici: limiti ed opportunità per il settore forestale. (presentazione powerpoint). Trento: Forum Nazionale delle Foreste.
- GBRMPA , 2017. Crown-of-thorns starfish control guidelines (2nd Edition). Great Barrier Reef Marine Park Authority (GBRMPA), Townsville
- Geitzenauer, M., Blondet, M., de Koning, J., Ferranti, F., Sotirov, M., Weiss, G., & Winkel, G. , 2017.. The challenge of financing the implementation of Natura 2000-Empirical evidence from six European Union Member States. Forest Policy and Economics, 82, 3–13.
- Genovesi P., 2005. Eradications of invasive alien species in Europe: a review. Biological Invasions 7:127–133
- Geurs, K.T., van Eck, J.R., 2001. Accessibility measures: review and applications. Evaluation of Accessibility Impacts of Land-use Transportation Scenarios, And Related Social and Economic Impact.
- Giaccone G., 1973. Écologie et chorologie des *Cystoseira* de Méditerranée. Rapports de la Communauté Internationale mer Méditerranée 22:49–50
- Giakoumi S, Guilhaumon F, Kark S, Terlizzi A, Claudet J, Felling S, Cerrano C, Coll M, Danovaro R, Frascchetti S, Koutsoubas D, Ledoux J-B, Mazor T, Mérigot B, Micheli F, Katsanevakis S , 2016) Space invaders; biological invasions in marine conservation planning. Diversity and Distributions 22:1220–1231

- Gómez-Baggethun E., de Groot R., Lomas P. L., Montes C., 2009. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*.
- González-Correa JM, Fernández-Torquemada Y, Sánchez-Lizaso JL , 2007. Long-term effect of beach replenishment on natural recovery of shallow *Posidonia oceanica* meadows. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 76:834–844.
- Greenhalgh S. Selman M, and Guiling 2006. *Paying for Environmental Performance: Investing in Farmers and the Environment*. WRI, World Resources Institute.
- Greiner JT, McGlathery KJ, Gunnell J, McKee BA , 2013. Seagrass restoration enhances “blue carbon” sequestration in coastal waters. *PLoS ONE* 8(8):e72469
- Grima N., Singh S.J., Smetschka B., Ringhofer L., 2016. Payment for Ecosystem Services (PES) in Latin America: Analysing the performance of 40 case studies. *Ecosystem Services* 17: 4–32
- Grima, N., Singh, S.J., Smetschka, B., Ringhofer, L., 2016. Payment for ecosystem services (PES) in Latin America: analysing the performance of 40 case studies. *Ecosyst. Serv.* 17: 24-32
- Guarnieri G, Bevilacqua S, Vignes F, Fraschetti S, 2016. Grazer removal and nutrient enrichment as recovery enhancers for overexploited rocky subtidal habitats. *Oecologia* 175:959–570
- Guidetti P , 2006) Marine reserves re-establish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. *Ecological Applications* 16:963–976
- Hagger V, Dwyer J, Wilson K , 2017. What motivates ecological restoration? *Restoration Ecology*, doi: 10.1111/rec.12503
- Haines-Young, R. and M.B. Potschin, 2018. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Available from www.cices.eu
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., ... & Goulson, D., 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS one*, 12(10), e0185809.
- Halpern BS, Walbridge S, Selkoe KA, Kappel CV, Micheli F, D’Agrosa C, Brunoa JF, Casy KS, Ebert C, Fox HE, Fujita R, Heinemann D, Lenihan HS, Madin EMP, Perry MT, Selig ER, Spalding M, Steneck R, Watson R , 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319:948–952
- Hanley N, Hynes S, Patterson D, Jobstvogt N , 2015. Economic valuation of marine and coastal ecosystems: is it currently fit for purpose? *Journal of Ocean and Coastal Economics* 2, doi:10.15351/2373-8456.1014
- Hardesty BD, Good TP, Wilcox C , 2015. Novel methods, new results and science-based solutions to tackle marine debris impacts on wildlife. *Ocean & Coastal Management* 115:4–9
- Harding JM , 2003. Predation by blue crabs, *Callinectes sapidus*, on rapa whelks, *Rapana venosa*: possible natural controls for an invasive species? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 297:161–177
- Hattam C, Atkins JP, Beaumont N, Börger T, Anne Böhnke-Henrichs A, Burdon D, de Groot R, Hoefnagel E, Nunes PALD, Piwowarczyk J, Sastre S, Austen MC , 2015. Marine ecosystem services: linking indicators to their classification. *Ecological Indicators* 49:61–75
- Hawn, A. 2008. *Malua Wildlife Habitat Conservation Bank Launches in Sabah, Malaysia. New Business Model Generates Innovative Product to Support Wildlife Conservation.*
- Hegde, R., & Bull, G. Q., 2011. Performance of an agro-forestry based payments-for-environmental-services project in Mozambique: a household level analysis. *Ecological Economics*, 71, 122–130.
- Helm, D., 2015. *Natural capital: valuing the planet*. Yale University Press.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25 (15), 1965–1978 (Dec.).
- Holland D, Sanchirico J, Johnston R , 2010. *Economic analysis for ecosystem-based management: applications to marine and coastal environments*. RFF Press, Washington DC

- Homer-Dixon, T., B. Walker, R. Biggs, A.-S. Crepin, C. Folke, E. F. Lambin, G. D. Peterson, J. Rockström, M. Scheffer, W. Steffen, and M. Troell. 2015. Synchronous failure: the emerging causal architecture of global crisis. *Ecology and Society* 20(3):6.
- Iftekhhar MS, Polyakov M, Ansell D, Gibson F, Kay GM , 2017. How economics can further the success of ecological restoration. *Conservation Biology* 31:261–26
- Ingrosso G, Abbiati M, Badalamenti F, Bavestrello G, Belmonte G, Cannas R, Benedetti-Cecchi L, Bertolino M, Bevilacqua S, Bianchi CN, Bo M, Boscarì E, Cardone F, Cattaneo-Vietti R, Cau A, Cerrano C, Chemello R, Chimienti G, Congiu L, Corriero G, Costantini F, De Leo F, Donnarumma L, Falace A, Frascchetti S, Giangrande A, Gravina MF, Guarnieri G, Mastrototaro F, Milazzo M, Morri C, Musco L, Pezolesi L, Piraino S, Prada F, Ponti M, Rindi F, Russo GF, Sandulli R, Villamor A, Zane L, Boero F , 2018. Mediterranean Bioconstructions Along the Italian Coast. *Advances in Marine Biology* 79: 71-136. Book chapter. DOI: 10.1016/bs.amb.2018.05.001. DOI: 10.1016/bs.amb.2018.05.001
- IPBES, 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science- Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES Secretariat, Bonn, Germany.
- IPBES, 2017. Update on the classification of nature’s contributions to people by the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Report of the Executive Secretary on the implementation of the work programme for the period 2014–2018. IPBES/5/INF/24.
- IPBES, 2016. Summary for policymakers of the assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. S.G. Potts, V. L. Imperatriz-Fonseca, H. T. Ngo, J. C. Biesmeijer, T. D. Breeze, L. V. Dicks, L. A. Garibaldi, R. Hill, J. Settele, A. J. Vanbergen, M. A. Aizen, S. A. Cunningham, C. Eardley, B. M. Freitas, N. Gallai, P. G. Kevan, A. Kovács-Hostyánszki, P. K. Kwapong, J. Li, X. Li, D. J. Martins, G. Nates-Parra, J. S. Pettis, R. Rader, and B. F. Viana (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 36 pages.
- ISPRA, 2018. Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici. Rapporti 288/2018.
- ISPRA, 2018b. Report 2018 ai sensi della Direttiva Quadro sulla Strategia Marina – Descrittore 10 Rifiuti marini.
- ISPRA, 2016. Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici, a cura di M. Munafò. Rapporti 248/2016, pp 119.
- Jaziri S, Costantini F, Rugiu L, Abbiati M, Jarboui O , 2017. Does historical harvesting affect colony size distribution and genetic diversity in *Corallium rubrum* (Linnaeus, 1758)? Evidences from the Southern Mediterranean commercial banks. *Hydrobiologia* 784:211–224
- Johnson DB, Moran PJ, Driml S., 1990. Evaluation of a crown-of-thorns starfish (*Acanthaster planci*) control program at Grub Reef (central Great Barrier Reef). *Coral Reefs* 9:167–171
- Jørgensen, S., 2012. Introduction to Systems Ecology. CRC Press.
- Jose Shibu, 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview, *Agroforestry Systems*, 76:1–10
- Joyce, K., Sutton, S., 2009. A method for automatic generation of the recreation opportunity spectrum in New Zealand. *Appl. Geogr.* 29 (3), 409–418 (Jul).
- Kati, V., Hovardas, T., Dieterich, M., Ibisch, P. L., Mihok, B., & Selva, N. , 2015.. The challenge of implementing the European network of protected areas Natura 2000. *Conservation Biology*, 29, 260–270.
- Katsanevakis S, Wallentinus I, Zenetos A, Leppäkoski E, Çınar ME, Oztürk B, Grabowski M, Golani D, Cardoso AC , 2014. Impacts of marine invasive alien species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. *Aquatic Invasions* 9:391–423
- Kerr DW, Hogle IB, Ort BS, Thorton WJ , 2016. A review of 15 years of *Spartina* management in the San Francisco Estuary. *Biological Invasions* 18:2247–2266
- Kharin, V. V., F. W. Zwiers, X. Zhang, and G. C. Hegerl, 2007. Changes in temperature and precipitation extremes in the IPCC ensemble of global coupled model simulations, *J. Clim.*, 20, 1419–1444, doi:10.1175/JCLI4066.1.

- Kimball ME, Able KW, Grothues MT , 2010. Evaluation of long-term response of intertidal creek nekton to *Phragmites australis* (common reed) removal in oligohaline Delaware Bay salt marshes. *Restoration Ecology* 18:772–779
- Kirkby, M.J., Beven, K.J., 1979. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrol. Sci. J.* 24 (1), pp. 43–69.
- Klein, A. M., Vaissiere, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., & Tscharntke, T. 2006. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the royal society B: biological sciences*, 274(1608), pp. 303-313.
- Krupke, C.H., Hunt, G.J., Eitzer, B.D., Andino, G. & Given, K. 2012. Multiple routes of pesticide exposure for honey bees living near agricultural fields. *PLoS One*, 7(1): e29268.
- Kumar P. (editor), 2010, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*, Ecological and Economic Foundations, Earthscan;
- Kuris A, Culver C., 1999. An introduced sabellid polychaete pest of cultured abalone and its potential spread to the California gastropods. *Invertebrate Biology* 118:391–403
- La Notte A., Vallecillo S., Polce C., Zulian G., Maes J., 2017a. Implementing an EU system of accounting for ecosystems and their services. Initial proposals for the implementation of ecosystem services accounts, EUR 28681 EN; Publications Office of the European Union, Luxembourg, doi:10.2760/214137, JRC107150.
- La Notte A., D’Amato D., Mäkinen H., Paracchia M. L., Liqueeta C., Egohd B., Geneletti D. Crossman N. D., 2017b. Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. *Ecological Indicators* 74: 392–402
- Landell Mills, N., & Porras, I. , 2002. Silver buller or fool’s gold? A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor. *IIED Catalogue*.
- Lefcheck JS, Marion SR, Orth RJ , 2017a. Restored eelgrass (*Zostera marina* L.) as a refuge for epifaunal biodiversity in mid-western Atlantic coastal bays. *Estuaries and Coasts* 40:200–212
- Lefcheck JS, Wilcox DJ, Murphy RR, Marion SR, Orth RJ , 2017b. Multiple stressors threaten the imperilled coastal foundation species eelgrass (*Zostera marina*) in Chesapeake Bay, USA. *Global Change Biology* 23:3474–3483
- Liu, J., T. Dietz, S. R. Carpenter, M. Alberti, C. Folke, E. Moran, A. N. Pell, P. Deadman, T. Kratz, J. Lubchenco, E. Ostrom, Z. Ouyang, W. Provencher, C. L. Redman, S. H. Schneider, and W. W. Taylor. 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science* 317:1513-1516.
- Lonsdorf, E., Kremen, C., Ricketts, T., Winfree, R., Williams, N., Greenleaf, S., 2009. Modelling pollination services across agricultural landscapes. *Ann. Bot.* 103 (9), 1589–1600 (Jun 1).
- Lopez-Lopez L, González-Irusta JM, Punzón A, Serrano A , 2017. Benthic litter distribution on circalittoral and deep sea bottoms of the southern Bay of Biscay: analysis of potential drivers. *Continental Shelf Research* 144:112–119
- Mace, G. M., Barrett, M., Burgess, N. D., Cornell, S. E., Freeman, R., Grooten, M., & Purvis, A., 2018. Aiming higher to bend the curve of biodiversity loss. *Nature Sustainability*, 1(9), 448.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueeta, C., Braat, L., Berry, P., ... & Paracchini, M. L., 2013. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action, 5, 1-58.
- Manfreda, S., Di Leo, M., Sole, A., 2011. Detection of flood-prone areas using digital elevation models. *J. Hydrol. Eng.* 16 (10), 781–790 (Oct).
- Marandola D. Vanni F., 2019. Le sfide della nuova architettura verde della Pac post 2020, *Agriregionieuropa* anno 15 n°56.
- Marba N, Duarte CM, Cebrian J, Gallegos ME, Olesen B, Sand-Jensen K., 1996. Growth and population dynamics of *Posidonia oceanica* on the Spanish Mediterranean coast: elucidating seagrass decline. *Marine Ecology Progress Series* 137:203–213

- Marbà N., Duarte C.M., Cebrian J., Gallegos M.E., Olesen B., Sand-Jensen K. 1996. Growth and population dynamics of *Posidonia oceanica* on the Spanish Mediterranean coast: elucidating seagrass decline. *Marine Ecology Progress Series*, 137: 203-213.
- Mastrototaro F., Petrocelli A., Cecere E., Matarrese A., 2004. Non indigenous specie settle down in the Taranto Seas. *Biogeographia*, vol. XXV, 47-54.
- Matiddi M., Hochscheid S., Camedda A., Baini M., Cocumelli C., Serena F., Tomassetti P., Travaglini A., Marra S., Campani T., Scholl F., Mancusi C., Amato E., Briguglio P., Maffucci F., Fossi M.C., Bentivegna F., De Lucia G.A., 2017. Loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*): A target species for monitoring litter ingested by marine organisms in the Mediterranean Sea. *Environmental Pollution*. Nov; 230:199-209.
- Matthies, B., D'Amato, D., Berghäll, S., Ekholm, T., Hoen, H., Holopainen, J., Korhonen, J., Lähinen, J., Mattila, O., Toppinen, A., Valsta, L., Wang, L. Yousefpour, R., 2016. An Ecosystem Service-Dominant Logic? Integrating theecosystem service approach and the service-dominant logic. *J. Clean. Prod.* 124, pp. 51–64.
- MATTM - Comitato per il Capitale Naturale, 2018. Secondo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia, 2018. Ministero dell'Ambiente, Roma.
- MATTM - Comitato per il Capitale Naturale, 2017. Primo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia, 2017. Ministero dell'Ambiente, Roma.
- MATTM - World Bank, 2018. Il Capitale Naturale in Italia. Aria, suolo, acqua, foreste - Un patrimonio da difendere e arricchire. Edizioni Ambiente, Milano.
- MATTM, 2018. Catalogo dei sussidi ambientalmente dannosi e dei sussidi ambientalmente favorevoli, seconda edizione. Ministero dell'Ambiente, Roma.
- MATTM, 2017. Catalogo dei sussidi ambientalmente dannosi e dei sussidi ambientalmente favorevoli, prima edizione. Ministero dell'Ambiente, Roma.
- MATTM, 2013. Parchi Nazionali: dal Capitale Naturale alla contabilità ambientale. Palombi & Partner Srl
- Mc Harg I. L., 1969. *Design with Nature*. Doubleday & C. Inc. Garden City New York
- McDonald T, Gann GD, Jonson J, Dixon KW , 2016. International standards for the practice of ecological restoration - including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, Washington DC
- McMurray SE, Pawlik JR , 2009. A novel technique for the reattachment of large coral reef sponges. *Restoration Ecology* 17:192–195
- McNutt MK, Camilli R, Guthrie GD, Hsieh PA, Labson VF, Lehr WJ, Maclay D, Ratzel AC, Sogge MK, 2011. Assessment of flow rate estimates for the Deepwater Horizon/Macondo well oil spill. In: Interior, U.D.o.t. (ed) *Flow Rate Technical Group Report to the National Incident Command, Interagency Solution Group*
- MEA [Millennium Ecosystem Assessment], 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Meehan AJ, West RJ , 2000. Recovery times for a damaged *Posidonia australis* bed in south eastern Australia. *Aquatic Botany* 67:161–167
- MEF-RGS, 2019. L'Ecorendiconto dello Stato 2019. Ministero dell'Economia e delle Finanze, Dipartimento della Ragioneria Generale dello Stato, Roma.
- Mengerink KJ, Van Dover CL, Ardron J, Baker M, Escobar-Briones E, Gjerde K, Koslow AJ, Ramirez-Llodra E, Lara-Lopez A, Squires D, Sutton T, Sweetman AK, Levin LA , 2014. A call for deep-ocean stewardship. *Science* 344:696–698
- MiBACT - Osservatorio Nazionale per la qualità del Paesaggio, 2018. Rapporto sullo stato delle politiche per il paesaggio. Ottobre 2017
- MiBACT - Carta Nazionale del Paesaggio in Atti degli Stati Generali del Paesaggio, 25-27 ottobre 2017, Gangemi, Roma 2018

- Miller JR, Hobbs RJ , 2007. Habitat restoration – Do we know what we’re doing? *Restoration Ecology* 15:382–90
- MIPAAFT, 2017. Priorità Chiave della politica di sviluppo rurale 2014-2020. AAVV
- MIPAAFT, RaFITALIA, 2019. 2017-2018 Rapporto sullo Stato delle foreste e del settore forestale in Italia. Rete Rurale Nazionale, Roma
- Mitsch WJ , 2012. What is ecological engineering? *Ecological Engineering* 45:5–12
- Monfreda, C., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2008. Farming the planet: 2. Geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000. *Glob. Biogeochem. Cycles* 22 (1) (Mar).
- Montefalcone M., 2009. Ecosystem health assessment using the seagrass *Posidonia oceanica*: A review. *Ecological Indicators*, 9: 595-604.
- Montefalcone M., Parravicini V., Vacchi M., Albertelli G., Morri C., Nike Bianchi C., 2010. Human influence on seagrass habitat fragmentation in NW Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86: 292–298.
- Montero-Serra I, Garrabou J, Doak DF, Figuerola L, Hereu B, Ledoux JB, Linares C , 2017. Accounting for life-history strategies and timescales in marine restoration. *Conservation Letters*, doi:10.1111/conl.12341
- Morato T, Hoyle SD, Allain V, Nicol SJ , 2010. Seamounts are hotspots of pelagic biodiversity in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107:9707–9711
- Morato T, Watson R, Pitcher TJ, Pauly D , 2006. Fishing down the deep. *Fish and Fisheries* 7:24–34
- Morello EB, Plagányi ÉE, Babcock RC, Sweatman H, Hillary R, Punt AE , 2014. Model to manage and reduce crown-of-thorns starfish outbreaks. *Marine Ecology Progress Series* 512:167–183
- Moron, D., Grzes, I.M., Skorka, P., Szentgyörgyi, H., Laskowski, R., Potts, S.G. & Woyciechowski, M. 2012. Abundance and diversity of wild bees along gradients of heavy metal pollution. *J. Appl. Ecol.*, 49(1), pp. 118-125.
- Moron, D., Szentgyörgyi, H., Skórka, P., Potts, S.G. & Woyciechowski, M. 2014. Survival, reproduction and population growth of the bee pollinator, *Osmia rufa* (Hymenoptera: Megachilidae), along gradients of heavy metal pollution. *Insect Conserv. Diver.*, 7(2): 113-121.
- Morri E., Pruscini F., Scolozzi R., Santolini R., 2014. A forest ecosystem services evaluation at the river basin scale: Supply and demand between coastal areas and upstream lands (Italy). *Ecological Indicators* 37: 210–219
- Morrison G, Robison D, Yates KK , 2011. Habitat protection and restoration. In: Yates KK, Greening H, Morrison G (eds) *Integrating science and resource management in Tampa Bay, Florida*. U.S. Geological Survey Circular 1348, p 239–280
- Munafò, M., Salvati, L., Zitti M., 2013: Estimating Soil Sealing Rate at National Level - Italy as a Case Study. *Ecological Indicators*, 26, pp. 137–140.
- Muñoz-Piña, C., A. Guevara, J. M. Torres, and J. Braña. 2008. Paying for the hydrological services of Mexico’s forests: analysis, negotiations and results. *Ecological Economics* 65: 725–736.
- Muñoz-Piña, C., A. Guevara, J. M. Torres, e J. Braña. , 2008). Paying for the hydrological services of Mexico's forests: analysis, negotiations and results. (*Ecological Economics*), n. 65, 725-736.
- Muradian, Roldan, Esteve Corbera, Unai Pascual, Nicolás Kosoy, e Peter H. May, 2010. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics* 69: 1202-1208.
- Myers JH, Simberloff D, Kuris AM, Carey JR, 2000. Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in Ecology & Evolution* 15:316–320
- Nordlund LM, Koch EW, Barbier EB, Creed JC , 2016. Seagrass ecosystem services and their variability across genera and geographical regions. *PLoS ONE* 11(10):e0163091
- Norgaard, R. B. 1989. The case for methodological pluralism. *Ecological Economics* 1:37-57.

- Northern Economics, Inc , 2009. Valuation of ecosystem services from shellfish restoration, enhancement and management: a review of the literature. Prepared for Pacific Shellfish Institute, September 2009
- Obst, C., Hein, L., & Edens, B., 2015. National Accounting and the Valuation of Ecosystem Assets and Their Services. *Environmental and Resource Economics*. <http://doi.org/10.1007/s10640-015-9921-1>
- Obst, C., Hein, L., & Edens, B., 2015. National Accounting and the Valuation of Ecosystem Assets and Their Services. *Environmental and Resource Economics*.
- Odum E. P. e Barrett G. W., 2005. *Fundamentals of ecology*. Brooks/Cole, Thomson Learning, Inc. pp 594
- OECD, 2010. *Paying for biodiversity: enhancing the cost-effectiveness of payments for ecosystem services*. OECD, Paris.
- Ogwal, S.F., Schultz, M., 2014. Co-Chairs Summary of Second Dialogue Seminar on Scaling up Finance for Biodiversity, Quito. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montrea 19–12 April 2014.
- Orlando-Bonaca M, Mannoni P-A, Poloniato D, Falace A , 2013. Assessment of *Fucus virsoides* distribution in the Gulf of Trieste (Adriatic Sea) and its relation to environmental variables. *Botanica Marina*: 1-7.
- Orth RJ, Moore KA, Marion SR, Wilcox DJ, Parrish DB, 2012. Seed addition facilitates eelgrass recovery in a coastal bay system. *Marine Ecology Progress Series* 448:177–195
- Pagiola, S., 2002. Paying for Water Services in Central America: Learning from Costa Rica. Vol. pagg. 37-61, in *Selling Forest Environmental Services - Market-based mechanisms for conservation and development*, di S. Pagiola, J. Bishop, & N. Landell-Mills , 2002). London: Earthscan,
- Pagiola, S., Platais G. , 2002. *Payments for Environmental Services*. (World Bank)
- Pagiola, S., Platais, G., 2007. *Payments for Environmental Services: From Theory to Practice*. World Bank, Washington DC.
- Pall, P., Allen M. R., Stone e D. A., 2007. Testing the Clausius–Clapeyron constraint on changes in extreme precipitation under CO₂ warming, *Clim. Dyn.*, 28, 351–363, doi:10.1007/s00382-006-0180-2.
- Pallante G. e Ravazzi A. D., 2018, *Il Capitale Naturale Italiano: un contributo fondamentale alla ricchezza economica e al benessere del Paese*. *Energia, Ambiente e Innovazione*, 1, 80-85.
- Papanastasis, V.P., Bautista, S., Chouvardas, D., Mantzanas, K., Papadimitriou, M., Mayor, A.G., Koukioumi, P., Papaioannou, A., Vallejo, R.V., 2015. Comparative assessment of goods and services provided by grazing regulation and reforestation in degraded Mediterranean rangelands. *Land Degrad.*
- Paracchini, M. L., Zulian, G., Kopperoinen, L., Maes, J., Schägner, J. P., Termansen, M., ... & Bidoglio, G., 2014. Mapping cultural ecosystem services: A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU. *Ecological Indicators*, 45, pp. 371-385.
- Paris P, Consalvo C, Rosati A, Mele M, Franca A, Camilli F, Marchetti M, 2019. Agroselvicoltura ed intensificazione ecologica. *Forest@* 16: 10-15.
- Pascual U, Muradian R, Brander L, Gómez-Baggethun E, Martín-López M, 2010. The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. In: Kumar P (ed) *The economics of ecosystems and biodiversity (TEEB) ecological and economic foundations*. Earthscan, London and Washington, p 183–256
- Pascual, U., Balvanera, P., Díaz, S., Pataki, G., Roth, E., Stenseke, M., ... & Maris, V., 2017. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26, 7-16.
- Pasek J., 1992. Obligation to future generations: a philosophical note. In *World Development*, vol XX, pp. 513-521.
- Pasinetti, L. L., 1989. *Aspetti controversi della teoria del valore* (pp. 1-270). Il Mulino.
- Pendleton L , 2010. Measuring and monitoring the economic effects of habitat restoration: a summary of a NOAA blue ribbon panel (Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, Restore America's Estuaries, and National Oceanic and Atmospheric Administration, 2010), available at http://www.era.noaa.gov/pdfs/NOAA%20RAE%20BRP%20Estuary%20Economics_FINAL.pdf
- Perkol-Finkel S, Ferrario F, Nicotera V, Airoidi L , 2012. Conservation challenges in urban seascapes: promoting the growth of threatened species on coastal infrastructures. *Journal of Applied Ecology* 49:1457–1466

- Perrot-Maitre, D., 2006. The Vittel Payments for Ecosystem Services: A “Perfect” PES Case?. International Institute for Environment and Development, London, UK.
- Perrot-Maître, Danièle. The Vittel payments for ecosystem services: a “perfect” PES case? IIIDE, 2006.
- Persson, U. M., & Alpizar, F. , 2013.. Conditional cash transfers and payments for environmental services-A conceptual framework for explaining and judging differences in outcomes. *World Development*, 43:
- Petersen S, Monecke T, Westhues A, Hannington MD, Gemmell JB, Sharpe R, Peters M, Strauss H, Lackschewitz K, Augustin N, Gibson H, Kleeberg R , 2014. Drilling shallow-water massive sulfides at the Palinuro volcanic complex, Aeolian Island Arc, Italy. *Economic Geology* 109:2129–2158
- Pham CK, Ramirez-Llodra E, Alt CHS, Amaro T, Bergmann M, Canals M, Company JB, Davies J, Duineveld G, Galgani F, Howell KL, Huvenne VAI, Isidro E, Jones DOB, Lastras G, Morato T, Gomes-Pereira JN, Purser A, Stewart H, Tojeira I, Tubau X, Van Rooij D, Tyler PA , 2014. Marine litter distribution and density in European Seas, from the shelves to deep basins. *PLoS ONE* 9(4):e95839
- Pileri, P., Assennato, F., Calzolari, C., Giandon, P., Marchetti, M., Marino, D., ... & Santolini, R., 2018. La sfida dei servizi ecosistemici alla cultura della monetizzazione e della compensazione.
- Pimm S.L., Jenkins C.N. e B. V. Li, 2018. How to protect half of Earth to ensure it protects sufficient biodiversity, *Science Advances* 4 (8) eaat2616.
- Pirard, R., & Lapeyre, R., 2014. Classifying market-based instruments for ecosystem services: A guide to the literature jungle. *Ecosystem Services*, 9, 106–114.
- Poiret A , 2015. Pilot project to restore the Natura 2000 site "Baie et cap d'Antibes - Iles de Lérins": removal of artificial reefs consisting of 2,500 tires. www.aires-marines.com/content/view/full/14564
- Potts S., Biesmeijer K., Bommarco R., Breeze T., Carvalheiro L., Franzén M., González-Varo J.P., Holzschuh A., Kleijn D., Klein A.-M., Kunin, B., Lecocq T., Lundin O., Michez D., Neumann P., Nieto A., Penev L., Ras-mont P., Ratamäki O., Riedinger V., Roberts S.P.M., Rundlöf M., Scheper J., Sørensen P., Steffan-Dewenter I., Stoev P., Vilà M., Schweiger O., 2015. Status and trends of European pollinators. Key findings of the STEP project. Pensoft Publishers.
- Priess, J.A., Mimler, M., Klein, A.M., Schwarze, S., Tschardtke, T.& Steffan-Dewenter, I., 2007. Linking deforestation scenarios to pollination services and economic returns in coffee agroforestry systems. *Ecol. Appl.*, 17, pp. 407–417.
- Primmer Pekka J. E., Blicharska M., Barton D. N., Bugter R., Potschin M. , 2015. Governance of Ecosystem Services: A framework for empirical analysis. *Ecosystem Services* 16: 158-166
- Pufahl, A., & Weiss, C. R. , 200. Evaluating the effects of farm programmes: Results from propensity score matching. *European Review of Agricultural Economics*, 36(1), 79–101.
- Pupo D'Andrea M.R., 2019. Il punto sulla riforma della Pac dopo il 2020. *Agriregionieuropa* anno 15 n°56, Mar 2019.
- Ray GL, 2005. Invasive animal species in marine and estuarine environments: biology and ecology. Technical Report ERDC/EL TR-05-2, U.S. Army Engineer Research and Development Center
- Ready R, Navrud S , 2005. Benefit transfer – The quick, the dirty, and the ugly? *Choices* 20:195–199
- Reed, Mark S., et al , 2009. Who’s in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management. *Journal of Environmental Management* 90: 1933-1949.
- Reganold, J.P., Glover, J.D., Andrews, P.K., & Hinman, H.R., 2001. Sustainability of three apple production systems. *Nature*, 410(6831): 926-930.
- Reimoser, F., 2005. Il ruolo della selvicoltura nella gestione faunistica. *Sherwood* 112: 19-24
- Reynolds LK, Waycott M, McGlathery KJ, Orth RJ, 2016. Ecosystem services returned through seagrass restoration. *Restoration Ecology* 24:583–588
- Ringhofer, L., Singh, S.J., Smetschka, B., 2013. Current Approaches to Climate Change Mitigation in Latin America. Collaborative Project ROBIN. FP7-ENV-2011.2.1.4-1.

- Rinkevich B , 2008. Management of coral reefs: we have gone wrong when neglecting active reef restoration. *Marine Pollution Bulletin* 56:1821–1824
- Robertson, N., Wunder, S., 2005. Fresh Tracks in the Forest: Assessing Incipient Payments for Environmental Services Initiatives in Bolivia. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Rockström, J., & Klum, M., 2015. Grande mondo, piccolo pianeta: la prosperità entro i confini planetari. Edizioni Ambiente.
- Rockström, J., e P. Sukhdev. 2014. From MDGs to SDGs: transition to a development paradigm of human prosperity within a safe operating space on Earth. Input to the 11th session of the UN Open Working Group on Sustainable Development Goals, 30 April, 2014. UN, New York, New York, USA.
- Russo G.F., Di Stefano F., 2012. Aree Marine Protette e Servizi Ecosistemici. In: Aree Protette, servizi ecosistemi: indicatori, produzione e valutazioni. A cura di Domenico Nicoletti, Pubblicato da HISPA Collana Aree Protette 2012 Italia: 43-47.
- Sala E, Boudouresque CF, Harmelin-Vivien M. 1998. Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos* 82:425–439
- Sambrook K, Rohan HFH, Sharp R, Griffith K, Roche RC, Newstead RG, Wyn G, Jenkins SR, 2014. Capacity, capability and cross-border challenges associated with marine eradication programmes in Europe: the attempted eradication of an invasive non-native ascidian, *Didemnum vexillum* in Wales, United Kingdom. *Marine Policy* 48:51–58
- Sanchez-Bayo F. e K.A.G. Wyckhuys, 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers, *Biol. Cons.* 232; 8-27.
- Santolini R., Morri E. e D'Ambrogi S., 2016. Connectivity and Ecosystem Services in the Alps. In: C. Walzer (ed.) ALPINE NATURE 2030– Concepts for the next generation From Protected Areas to an ecological continuum. German Federal Ministry for the Environment, Munchen
- Santolini, R., & Morri, E., 2017. Criteri ecologici per l'introduzione di sistemi di valutazione e remunerazione dei Servizi Ecosistemici (SE) nella progettazione e pianificazione. In: Arcidiacono, A., Di Simine, D., Oliva, F., Ronchi, S., Salata, S., (a cura di), *La dimensione europea del consumo di suolo e le politiche nazionali*, CRCS Rapporto 2017, INU Edizioni, Roma, pp: 149-154.
- Santolini, R., & Morri, E., 2017. Criteri ecologici per l'introduzione di sistemi di valutazione e remunerazione dei Servizi Ecosistemici (SE) nella progettazione e pianificazione. In: Arcidiacono, A., Di Simine, D., Oliva, F., Ronchi, S., Salata, S., (a cura di), *La dimensione europea del consumo di suolo e le politiche nazionali*, CRCS Rapporto 2017, INU Edizioni, Roma, pp: 149-154.
- Sattler, C., e B. Matzdorf, 2013. PES in a nutshell: From definitions and origins to PES in practice- Approaches, design process and innovative aspects. *Ecosystem Services* 6: 2-11.
- Schirpke U., Scolozzi R., Da Re R., Masiero M., Marino D., Pellegrino D., 2018. Enhancing outdoor recreation and biodiversity through payments for ecosystem services: emerging potentials from selected Natura 2000 sites in Italy. *Environment, Development and Sustainability*
- Schirpke, U., Scolozzi, R., De Marco, C., & Tappeiner, U., 2014. Mapping beneficiaries of ecosystem services flows from Natura 2000 sites. *Ecosystem Services*, 9, 170-179.
- Schmahl GP, Deis D, Shutler SK, 2006. Cooperative natural resource damage assessment and coral reef restoration at the container ship Houston groundings in the Florida Keys National Marine Sanctuary. In: Precht WF (ed) *Coral reef restoration handbook*. Taylor & Francis, p 235–256
- Schomers, S., Matzdorf, B., 2013. Payments for ecosystem services: A review and comparison of developing and industrialized countries. *Ecosystem Services*, 6, 16–30.
- Schroeder, Brian, e Silvia Benso. *Pensare ambientalista: tra filosofia e ecologia*. Paravia scriptorium, 2000.
- Schröter, M., Barton, D.N., Remme, R.P., Hein, L., 2014. Accounting for capacity and flow of ecosystem services: a conceptual model and a case study for Telemark, Norway. *Ecol. Indic.* 36, 539–551. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.018>
- Scolozzi, R., Schirpke, U., Morri, E., D'Amato, D., Santolini, R., 2014. Ecosystem services-based SWOT analysis of protected areas for conservation strategies. *Journal of Environmental Management*, 146, 543–551.

- SER , 2004) Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International
- Serio D, Alongi G, Catra M, Cormaci M, Furnari G , 2006. Changes in the benthic algal flora of Linosa Island (Straits of Sicily, Mediterranean Sea). *Botanica Marina* 49:135–144
- Sherrington, Chris, et al. , 2015. Payments for Ecosystem Services – Round 3: Winford Brook PES Pilot Research Project. Final Report for Defra, Bristol (UK): Eunomia Research & Consulting Ltd.
- Shibu Jose, 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview, *Agroforestry Systems*, 76:1–10.
- Showstack R., 2014. Unmanned research vessel lost on deep sea dive. *Eos* 95, <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/2014EO200004/pdf>
- Simberloff D , 2014. Biological invasions: what's worth fighting and what can be won? *Ecological Engineering* 65:112–121
- Smith CJ, Dailianis T, Papadopoulou K-N, Gerovasileiou V, Sevastou K, Grehan A, Billett B, McOwen C, Amaro T, Bakran-Petricioli T, Bekkby T, Bilan M, Boström C, Carriero-Silva M, Carugati L, Cebrian E, Cerrano C, Christie H, Danovaro R, Eronat E, Fiorentino D, Frascchetti S, Gagnon K, Gambi C, Kipson S, Kotta J, Linares C, Morato T, Ojaveer H, Orav-Kotta H, Rinde E, Sarà A, Scrimgeour R , 2017. Current marine pressures and mechanisms driving changes in marine habitats. Deliverable 1.1, MERCES Project. 106 pp incl. 2 Annexes.
- Smith CJ, Dailianis T, Papadopoulou K-N, Gerovasileiou V, Sevastou K, Grehan A, Billett B, McOwen C, Amaro T, Bakran-Petricioli T, Bekkby T, Bilan M, Boström C, Carriero-Silva M, Carugati L, Cebrian E, Cerrano C, Christie H, Danovaro R, Eronat EGT, Fiorentino D, Frascchetti S, Gagnon K, Gambi C, Hereu B, Kipson S, Kotta J, Linares C, Morato T, Ojaveer H, Orav-Kotta H, Pham CK, Rinde E, Sarà A, Scrimgeour R , 2017. Current marine pressures and mechanisms driving changes in marine habitats. Deliverable 1.2, MERCES Project. 102 pp, incl. 2 Annexes.
- Smith CJ, Papadopoulou K-N, Barnard S, Mazik K, Elliott M, Patrício J, Solaun O, Little S, Bhatia N, Borja A, 2016. Managing the marine environment, conceptual models and assessment considerations for the European Marine Strategy Framework Directive. *Frontiers in Marine Science* 3:144, doi:103389/fmars201600144
- Smith, P., Cotrufo, M.F., Rumpel, C., Paustian, K., Kuikman, P.J., Elliott, J.A., McDowell, R., Griffiths, R.I., Asakawa, S., Bustamante, M., House, J.I., Sobocká, J., Harper, R., Pan, G., West, P.C., Gerber, J.S., Clark, J.M., Adhya, T., Scholes, R.J., Scholes, M.C., 2015. Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. *Soil* 1, 665–685.
- Soil Conservation Service, 1985. National Engineering Handbook Section. vol. 4. Hydrology, Washington, DC.
- Spalding M, Taylor M, Ravilious C, Short FT, Green F , 2003. Global overview: the distribution and status of seagrasses. In: Green EP, Short FT (eds) *World Atlas of Seagrasses*. UNEP World Conservation Monitoring Centre, University of California Press, Berkeley, p 5–26
- Staes, J., Broekx, S., Van Der Biest, K., Vrebos, D., Olivier, B., De Nocker, L., 2017. Quantification of the potential impact of nature conservation on ecosystem services supply in the Flemish Region: A cascade modelling approach. *Ecosystem Services*, 24, 124–137.
- Stürck, J., Poortinga, A., Verburg, P.H., 2014. Mapping ecosystem services: the supply and demand of flood regulation services in Europe. *Ecol. Indic.* 38, pp. 198–211.
- Taranto GH, Kvile KØ, Pitcher TJ, Morato T , 2012. An ecosystem evaluation framework for global seamount conservation and management. *PLoS ONE* 7(8):e42950
- TEEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Kumar P (ed), Earthscan, London, Washington

- TEEB, 2010. Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB. Earthscan, London and Washington.
- TEEB, 2009. The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers
- Telesca L, Belluscio A, Criscoli A, Ardizzone G, Apostolaki ET, Frascchetti S, Gristina M, Knittweis L, Martin CS, Pergent G, Alagna A, Badalamenti F, Garofalo G, Gerakaris V, Pace ML, Pergent-Martini C, Salomidi M , 2015. Seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) distribution and trajectories of change. Scientific Reports, 5: 12505. DOI: 10.1038/srep12505
- Thibaut T, Pinedo S, Torras X, Ballesteros E , 2005. Long-term decline of the populations of Fucales (*Cystoseira* spp and *Sargassum* spp) in the Alberes coast (France, North-western Mediterranean). Marine Pollution Bulletin 50:1472–1489
- Thornthwaite, C.W., e Mather, J.R., 1955: The water balance. Laboratory of Climatology, 8, Centerton NJ.
- Tinch R, Van Den Hove S , 2016. Report on policy options and associated valuation and appraisal needs and methods for deep sea mining. Deliverable 9.5 of the MIDAS project (FP7 grant 603418, http://www.eu-midas.net/sites/default/files/deliverables/MIDAS_D9.5_FINAL_lowres.pdf)
- Tonin S, Lucaronin G , 2016. The value of improving biodiversity in a rocky habitat ecosystem by removing ALDFG. ISEE2016 – Transforming the economy: sustaining food, water, energy and justice. June 2016, Washington DC
- Toth G, Jones A, Montanarella L (eds), 2013. LUCAS topsoil survey. Methodology, data, results. JRC Technical Reports. Luxembourg. Publications office of the European Union, EUR 26102—scientific, technical research series—ISSN 1831-9424 online); ISBN 978-92-7932542-7.
- Trenberth, K.E., Dai, A., Rasmussen, R.M., Parsons, D.B., 2003. The changing character of precipitation. Bull. Am. Meteorol. Soc. 84 (9), pp. 1205–1217.
- Trend-Forests, 2008. Payments for Ecosystem Services: Getting Started- A Primer. Forest Trands and The Katoomba Group.
- Tucker G, Underwood E, Farmer A, Scalera R, Dickie I, McConville A, van Vliet W , 2013. Estimation of the financing needs to implement Target 2 of the EU Biodiversity Strategy. Report to the European Commission. Institute for European Environmental Policy, London
- Turner II, B. L., W. C. Clark, R. W. Kates, J. F. Richards, J. T. Mathews, and W. B. Meyer, (eds.) 1990. The Earth as transformed by human action: global and regional changes in the biosphere over the past 300 years. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Turner R.K., D.W. Pearce e I. Bateman, 1996. Economia ambientale. Il Mulino, Bologna.
- Turner RE, Warren RS , 2003) Valuation of continuous and intermittent *Phragmites* control. Estuaries 26:618–623
- Tutman P, Kapiris K, Kirinčić M, Pallaoro A , 2017. Floating marine litter as a raft for drifting voyages for *Planes minutus* (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) and *Liocarcinus navigator* (Crustacea: Decapoda: Polybiidae). Marine Pollution Bulletin 120:217–221
- Uchida, H., Nelson, A., 2010. Agglomeration Index: Towards a New Measure of Urban Concentration. No. 2010, 29. (Working paper).World Institute for Development Economics Research.
- UN, 2014. The System of Environmental-Economic Accounting 2012 - Experimental Ecosystem Accounting (SEEA Experimental Ecosystem Accounting), Copyright © 2014 United Nations, European Union, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organisation for Economic Co-operation and Development, World Bank Group.
- UN, 2017. (UNEP/UNSD/CBD project on Advancing Natural Capital Accounting) SEEA Experimental Ecosystem Accounting: Technical Recommendations, March 2017.
- UNEP/MAP, 2016. Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria.
- UNEP-WCMC, IUCN, 2016. The World Database on Protected Areas (WDPA). UK, Cambridge (Oct).

- Utsumi, N., Seto, S., Kanae, S., Maeda, E.E., Oki, T., 2011. Does higher surface temperature intensify extreme precipitation? *Geophys. Res. Lett.* 38 (16).
- Vallecillo S., La Notte A., Polce G. Kakoulaki, J. Kamberaj, N. Robert, F. Dottori, L. Feyen, C. Rega, J. Maes, 2019. Ecosystem services accounting. Part II-Pilot accounts for crop and timber provision, global climate regulation and flood control. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Vallecillo S., La Notte A., Polce C., Zulian G., Alexandris N., Ferrini S., J. Maes, 2018. Ecosystem services accounting: Part I-Outdoor recreation and crop pollination. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Van der Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253–260.
- Van Dijk W. F., Lokhorst, A. M., Berendse, F., & de Snoo, G. R., 2015. Collective agri-environment schemes: How can regional environmental cooperatives enhance farmers' intentions for agri-environment schemes?. *Land Use Policy*, 42, pp. 759-766.
- Van Dover CL, Aronson J, Pendleton L. Smith S, Arnaud-Haond S, Moreno-Mateos D, Barbier E, Billett D, Bowers K, Danovaro R, Edwards A, Kellert S, Morato T, Pollard E, Rogers A, Warner R , 2014. Ecological restoration in the deep sea: desiderata. *Marine Policy* 44:98–106
- Vanni F., Cisolino F, 2017. I progetti agro-ambientali collettivi nella politica di sviluppo rurale 2014-2020.
- Vardon M, Burnett P, Dovers S., 2016. The accounting push and the policy pull: balancing environment and economic decisions. *Ecological Economics*, 124. pp. 145-152.
- Vatn, A. , 2010. An institutional analysis of payments for environmental services. *Ecological Economics* 69, 1245-1252.
- Verdura J, Sales M, Ballesteros E, Cefali ME, Cebrian E , 2018. Restoration of a Canopy-Forming Alga Based on Recruitment Enhancement: Methods and Long-Term Success Assessment. *Front. Plant Sci.*, 9:1832. doi: 10.3389/fpls.2018.01832
- Vidale, P. Gatto, e L. Secco , 2011. Paying for Water-related Environmental Services: a survey on Italian payment mechanisms.
- Vlachogianni Th, Anastasopoulou A, Fortibuoni T, Ronchi F, Zeri Ch , 2017. Marine litter assessment in the Adriatic and Ionian Seas. IPA-Adriatic DeFishGear Project, MIO-ECSDE, HCMR and ISPRA (ISBN: 978-960-6793-25-7)
- Walker, B. H., Abel N., Anderies J. M., e Ryan. P., 2009. Resilience, adaptability, and transformability in the Goulburn-Broken Catchment, Australia. *Ecology and Society* 14(1): 12.
- Ward, P. J., Jongman, B., Salamon, P., Simpson, A., Bates, P., De Groeve, T., ... & Winsemius, H. C., 2015. Usefulness and limitations of global flood risk models. *Nature Climate Change*, 5(8), 712.
- Watanuki A, Aota T, Otsuka E, Kawai T, Iwahashi Y, Kuwahara H, Fujita D , 2010. Restoration of kelp beds on an urchin barren: removal of sea urchins by citizen divers in southwestern Hokkaido. *Bulletin of Fisheries Research Agency* 32:83–87
- Watson, J. E., Dudley, N., Segan, D. B., & Hockings, M. , 2014.. The performance and potential of protected
- Wätzold F, Schwerdtner K , 2005. Why be wasteful when preserving a valuable resource? A review article on cost-effectiveness of European biodiversity conservation policy. *Biological Conservation* 123:327–338
- Waycott M, Duarte C, Carruthers T, Orth B, Dennison B, Olyarnik S, Calladine A, Fourqurean J, Heck K, Hughes R, Kendrick G, Kenworthy J, Short F, Williams S , 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Science* 106:12377–12381
- Wessel P, Sandwell D, Kim S , 2010. The global seamount census. *Oceanography* 23:24–33
- Whitmee, S., Haines, A., Beyrer, C., Boltz, F., Capon, A. G., de Souza Dias, B. F., ... & Horton, R., 2015. Safeguarding human health in the Anthropocene epoch: report of The Rockefeller Foundation–Lancet Commission on planetary health. *The Lancet*, 386(10007), 1973-2028.
- Willcock, S., Martínez-López, J., Hooftman, D. A., Bagstad, K. J., Balbi, S., Marzo, A., ... & Villa, F. 2018. Machine learning for ecosystem services. *Ecosystem services*, 33, pp. 165-174.

- Williams A, Schlacher TA, Rowden AA, Althaus F, Clark MR, Bowden DA, Stewart R, Bax NJ, Conalvey M, Kloser RJ , 2010. Seamount megabenthic assemblages fail to recover from trawling impacts. *Marine Ecology* 31:183–199
- Wilson E.O., 2016, *Metà della Terra*, Codice Edizioni.
- Worm, B., and R. T. Paine. 2016. Humans as a hyperkeystone species. *Trends in Ecology and Evolution* 31(8), pp. 600-607.
- Wunder, S., 2015. Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecological Economics* 117: 234-243.
- Wunder, S. , 2013. When payments for environmental services will work for conservation. *Conservation Letters*, 6(4), 230–237.
- Wunder, S., 2008. Necessary Conditions for Ecosystem Service Payments. *Economics and Conservation in the Tropics: A Strategic Dialogue*. Conference Paper.
- Wunder, S., 2007. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conserv. Biol.* 21: 48-58
- Wunder, S., 2005. Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts (No. Occasional Paper No. 42). CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Wunder, S., Albán M. , 2008. Decentralized payments for environmental services: The cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador. *Ecological Economics* n. 65: 685-698.
- Wundera, S., Albán M. , 2008. Decentralized payments for environmental services: The cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador. *Ecological Economics*, 65: 685-698.
- Xu, Z., Bennett, M. T., Tao, R., & Xu, J. , 2004. China's sloping land conversion program four years on: Current situation and pending issues. *International Forestry Review*, 6(3): 317-326.
- Yin R, Liu T, Yao S, Zhao M , 2013. Designing and implementing payments for ecosystem services programs: lessons learned from China's cropland restoration experience. *Forest Policy and Economics* 35:66–72
- Zabala M., Ballesteros E., 1989. Surface-dependent strategies and energy flux in benthic marine communities or, why corals do not exist in the Mediterranean. *Scientia Marina* 53:3–17
- Zenetos A, Arianoutsou M, Bazos I, Balopoulou S, Corsini-Foka M, Dimiza M, Drakopoulou P, Katsanevakis S, Kondylatos G, Koutsikos N, Kytinou E, Lefkaditou E, Pancucci-Papadopoulou MA, Salomidi M, Simboura N, Skoufas G, Trachalakis P, Triantaphyllou M, Tsiamis K, Xentidis NJ, Poursanidis D , 2015. ELNAIS: a collaborative network on Aquatic Alien Species in Hellas (Greece). *Management of Biological Invasions* 6:185–196
- Zenetos A., Cinar, M.E., Crocetta F., Golani, D., Rosso A., Servello G., Shenkar N., Turon X., Verlaque M., 2017. Uncertainties and validation of alien species catalogues: the Mediterranean as an example. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 191, 171–187.
- Zeng, Z., Tang, G., Hong, Y., Zeng, C., Yang, Y., 2017. Development of an NRCS curve number global dataset using the latest geospatial remote sensing data for worldwide hydrologic applications. *Remote Sens. Lett.* 8 (6), pp. 528–536.
- Zhou T, Liu S, Feng Z, Liu G, Gan Q, Peng S , 2015. Use of exotic plants to control *Spartina alterniflora* invasion and promote mangrove restoration. *Scientific Reports* 5:12980, doi:10.1038/srep12980.
- Zulian, G., Polce, C., Maes, J., 2014. ESTIMAP: a GIS-based model to map ecosystem services in the European union. *Ann. Bot.* 4, pp. 1–7.