



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale



Sistema Nazionale
per la Protezione
dell'Ambiente

Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici

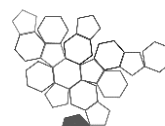
Edizione 2016





ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale



Sistema Nazionale
per la Protezione
dell'Ambiente

Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici

Edizione 2016

Rapporti 248/2016

Informazioni legali

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) e le persone che agiscono per conto dell'Istituto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo Rapporto.

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.isprambiente.gov.it

ISPRA, Rapporti 248/2016
ISBN 978-88-448-0776-4

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Coordinamento tecnico-scientifico

ISPRA – Michele Munafò
michele.munafò@isprambiente.it

Dati e cartografia

<http://www.consumosuolo.isprambiente.it>

Elaborazione grafica

ISPRA
Grafica di copertina: Franco Iozzoli e Alessia Marinelli
Foto: Paolo Orlandi e Franco Iozzoli

Coordinamento tipografico

ISPRA - Daria Mazzella

Amministrazione

ISPRA - Olimpia Girolamo

Distribuzione

ISPRA - Michelina Porcarelli

Finito di stampare nel mese di luglio 2016



PRESENTAZIONE

Questa terza edizione del rapporto sul consumo di suolo in Italia, oltre a fornire un quadro aggiornato e nuovi indicatori utili a valutare le caratteristiche e le tendenze dei processi di trasformazione del nostro territorio, inquadra il tema del consumo di suolo all'interno di un più ampio sistema territoriale in veloce evoluzione. Il rapporto introduce, inoltre, nuove valutazioni sull'impatto della crescita della copertura artificiale del suolo, che causa la perdita di una risorsa fondamentale, così come delle sue funzioni e dei relativi servizi ecosistemici. Un suolo libero da elementi artificiali e non impermeabilizzato, infatti, è fondamentale per il nostro benessere e per l'equilibrio dell'intero ecosistema a livello locale e globale.

Per la prima volta è stato possibile riportare all'interno del rapporto dati aggiornati all'anno precedente, con un dettaglio a scala nazionale, regionale e comunale, grazie anche al lavoro di monitoraggio delle Agenzie per la protezione dell'ambiente delle Regioni e delle Province Autonome, che insieme a ISPRA costituiscono il Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA) recentemente istituito da una norma nazionale che dà forza a un sistema a servizio del Paese. I dati pubblicati e riferiti al 2015, sono suscettibili di un miglioramento ulteriore nei prossimi mesi, ma già consentono di avere un quadro aggiornato e affidabile del fenomeno nelle diverse realtà locali.

La stessa legge istitutiva del SNPA, ci affida il compito fondamentale, tra gli altri, di monitorare le trasformazioni del territorio e la perdita di suolo naturale, agricolo e semi naturale, inteso come risorsa ambientale essenziale e fondamentalmente non rinnovabile, in attesa dell'approvazione di una norma specifica, in discussione in Parlamento, che possa formalizzare il percorso verso il progressivo rallentamento e futuro azzeramento del consumo di suolo netto. Tale percorso, richiesto dall'Europa, è vitale per il nostro ambiente, il nostro benessere e la nostra stessa economia, che può essere rilanciata anche da una maggiore tutela del patrimonio ambientale, dal riconoscimento del valore del capitale naturale e da una piena integrazione dei cicli e dei processi naturali.

Il rapporto, da quest'anno prodotto dal Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, si apre ai contributi di altri soggetti esterni, del mondo istituzionale come della ricerca, e si avvale anche dei risultati ottenuti da importanti progetti europei in questo campo, conclusi e in corso, in grado di migliorare le metodologie di analisi e di valutazione, anche attraverso un proficuo confronto con le iniziative avviate da altri Paesi Membri.

I dati, rilasciati in formato aperto e liberamente accessibili sul sito istituzionale dell'ISPRA, permettono di avere una mappa completa, accurata e omogenea e fornire una rappresentazione aggiornata del fenomeno del consumo del suolo, dello stato del processo di artificializzazione del territorio e delle diverse forme insediative. Essi rappresentano uno strumento che l'Istituto mette a disposizione dell'intera comunità nazionale e ormai ampiamente utilizzato dal SNPA come da altri soggetti (ad esempio il Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali, l'Istat, il CNR, così come amministrazioni locali e associazioni), per la sua valenza sia come base conoscitiva trasversale alle diverse politiche e attività sul territorio, sia per la sua riconosciuta capacità di rappresentare compiutamente fenomeni complessi e, fino a qualche anno fa, poco conosciuti. Una banca dati di riferimento che necessiterà di successivi affinamenti e, soprattutto, di futuri aggiornamenti che dovranno, auspicabilmente, coinvolgere i diversi livelli istituzionali che saranno coinvolti dal quadro normativo in evoluzione in materia di monitoraggio e di valutazione delle trasformazioni del territorio e dell'ambiente.

I dati di quest'anno mostrano come la progressiva espansione delle infrastrutture e delle aree urbanizzate, in particolare di quelle a bassa densità, continua a causare un forte incremento delle superfici artificiali. Il consumo di suolo rallenta, ma cresce ancora negli ultimi anni di una crisi che non è riuscita a fermare dinamiche insediative, quasi mai giustificate da analoghi aumenti di popolazione e di attività economiche che portano a trasformazioni dell'uso del territorio non sempre adeguatamente governate da strumenti di pianificazione e da politiche efficaci di gestione del patrimonio naturale. Le conseguenze sono la perdita consistente di servizi ecosistemici e l'aumento di quei "costi nascosti", come li definisce la Commissione Europea, dovuti alla crescente impermeabilizzazione del suolo. La mappatura e la valutazione dei servizi ecosistemici e dell'impatto,

anche economico, del consumo di suolo su di essi presentati in questo rapporto, ancorché preliminari, rappresentano un valore aggiunto importante e significativo per assicurare la comprensione delle conseguenze dei processi di trasformazione dell'uso (a volte, abuso) del suolo.

L'obiettivo è quello di esprimere e quantificare l'impatto delle perdite di suolo e del degrado a scala locale anche in termini di erosione dei paesaggi rurali, perdita di servizi ecosistemici e vulnerabilità al cambiamento climatico e, infine, di fornire ai responsabili delle decisioni a livello locale informazioni specifiche per la definizione e l'implementazione di misure con lo scopo di limitare, mitigare o compensare l'impermeabilizzazione del suolo. Una politica di questo tipo comporterebbe degli indiscussi vantaggi per il patrimonio naturale e, allo stesso tempo, per la spesa pubblica.

I dati confermano anche una mutata distribuzione spaziale del consumo di suolo che riflette specifiche traiettorie di uso: da una parte fenomeni quali la diffusione, la dispersione, la decentralizzazione urbana e l'intensificazione agricola, che riguardano soprattutto le aree costiere mediterranee e la pianura padana, dall'altra, l'abbandono delle terre, soprattutto in aree marginali, e la frammentazione delle aree naturali. Unito alle particolari condizioni climatiche, alla presenza di suoli con marcata tendenza all'erosione o salinizzazione, allo sfruttamento delle risorse idriche, l'impatto di questi processi sulla qualità del suolo è preoccupante e incide negativamente sullo sviluppo sostenibile delle nostre terre, soprattutto nelle aree meno resilienti, in cui i legami tra biodiversità, paesaggio, fattori sociali e attività economiche sono più forti.

È per tutte queste ragioni, ampiamente documentate dal lavoro quotidiano dei tecnici e dei ricercatori del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente e riassunte in questo rapporto, che si ritiene necessario e urgente assicurare un reale e consistente contenimento del consumo di suolo, fornendo ai Comuni indicazioni chiare e strumenti utili per rivedere anche le previsioni di nuove edificazioni presenti all'interno dei piani urbanistici e territoriali già approvati. Questo non è in contrapposizione con la auspicata ripresa del settore edilizio e il rilancio dell'economia nazionale. Al contrario, si pone come il motore per l'edilizia di qualità, efficiente nei consumi energetici e nell'uso delle risorse ambientali (incluso il suolo), favorendo la necessaria riqualificazione e rigenerazione urbana, oltre al riuso delle aree contaminate o dismesse, riducendo il consumo di nuovo suolo.

Prof. Bernardo De Bernardinis

Presidente ISPRA

INDICE

INTRODUZIONE	1
1. Funzioni del suolo, servizi ecosistemici e minacce	1
M. Di Leginio, F. Fumanti, A. Strollo, M. Munafò	
2. Copertura, uso e consumo di suolo	3
I. Marinosci, L. Congedo, T. Luti, N. Riitano, M. Munafò	
3. Cause ed effetti del consumo di suolo	4
M. Munafò, N. Riitano	
4. Valutazione dei servizi ecosistemici	6
F. Assennato, A. Luise, D. Marino, I. Marinosci, M. Munafò, L. Sallustio, M. Soraci, A. Strollo, M. Marchetti	
5. Orientamenti comunitari e obiettivi di sviluppo sostenibile delle Nazioni Unite	8
M. Di Leginio, F. Fumanti, A. Luise, S. Macchi, I. Marinosci, M. Munafò	
<i>People4soil</i>	10
T. Cattaneo, D. Di Simine	
6. Disegno di legge sul contenimento del consumo del suolo e riuso del suolo edificato	10
M. Munafò, I. Marinosci, N. Riitano	
PARTE I - CONSUMO DI SUOLO	12
7. Stima del consumo di suolo a livello nazionale e regionale	12
N. Riitano, L. Congedo, V. Garofalo, C. Lamantia, T. Luti, I. Marinosci, S. Mastrosera, L. Meccoli, A. Raudner, L. Rossi, A. Strollo, A. Vitaletti, M. Munafò	
8. Stima del consumo di suolo a livello provinciale e comunale	16
L. Congedo, C. Lamantia, T. Luti, I. Marinosci, A. Raudner, N. Riitano, A. Strollo, V. Garofalo, S. Mastrosera, L. Meccoli, L. Rossi, A. Vitaletti, M. Munafò	
9. Monitoraggio del territorio e del consumo di suolo in Italia	23
I. Marinosci, L. Congedo, C. Lamantia, T. Luti, M. Marchetti, A. Raudner, N. Riitano, L. Sallustio, A. Strollo, M. Munafò	
<i>Servizi Copernicus per il monitoraggio del territorio</i>	26
N. Bonora, M. Munafò	
10. Area di impatto del consumo di suolo	26
L. Congedo, I. Marinosci, N. Riitano, A. Strollo, M. Munafò	
11. Consumo di suolo in fascia costiera	27
T. Luti, G. Giorgi	
12. Consumo di suolo per classi altimetriche e di pendenza	30
I. Marinosci, L. Congedo	
13. Consumo di suolo nelle aree protette	32
L. Congedo, M. Munafò	
14. Consumo di suolo lungo i corpi idrici	33
L. Congedo, N. Riitano, M. Munafò	
15. Consumo di suolo nelle aree a pericolosità idraulica e da frana	34
C. Iadanza, A. Trigila, L. Congedo, M. Munafò	
16. Consumo di suolo nelle aree a pericolosità sismica	36
C. Meletti, L. Congedo, I. Marinosci, M. Munafò	
<i>Suoli urbani</i>	36
M. Paolanti, M. Di Leginio, F. Fumanti	
<i>Soil Monitor</i>	37
G. Langella, A. Fabiani, S. Giannecchini, P. Manna, M. Munafò, F. Terribile	
17. Qualità dei suoli consumati	37
M. Paolanti, R. Napoli, R. Riviaccio, M. Di Leginio, F. Fumanti, M. Marchetti	
<i>Il caso dell'Abruzzo</i>	38
M. Paolanti, R. Riviaccio	

<i>Il caso del Veneto</i>	39
P. Giandon, A. Dalla Rosa, S. Obber, I. Vinci, P. Zamarchi	
18. Consumo di suolo in Europa	40
I. Marinosci, L. Congedo, T. Luti, N. Riitano, A. Strollo, M. Munafò	
PARTE II - PROCESSI DI TRASFORMAZIONE DEL TERRITORIO	42
19. Uso del suolo	42
N. Riitano, M. Munafò, L. Sallustio, M. Marchetti	
20. Copertura del suolo	44
N. Riitano, L. Congedo, T. Luti, M. Marchetti, I. Marinosci, A. Raudner, L. Sallustio, A. Strollo, M. Munafò	
21. Tipologie di copertura artificiale	46
A. Strollo, L. Congedo, T. Luti, I. Marinosci, A. Raudner, N. Riitano	
22. Il consumo di suolo e le attività estrattive da cave: il caso del Lazio	47
M. Di Leginio, F. Fumanti, M. Di Gennaro, S. Tersigni, D. Vignani	
23. Forme di urbanizzazione e dispersione urbana	49
F. Assennato, L. Congedo, T. Luti, I. Marinosci, N. Riitano, M. Munafò	
<i>Progetto SUOLI (Superfici Urbanizzate: Opportunità di Lavoro per le Imprese)</i>	52
E. Zini, D. Bellingeri	
<i>Progetto ISONITRATE</i>	53
I. Marinosci	
24. Consumo di suolo e crescita demografica	53
L. Congedo, I. Marinosci	
<i>Integrazione tra i dati censuari ISTAT e la cartografia del consumo di suolo</i>	54
M. Ballin, R. Chiochini, S. Mugnoli, L. Congedo, M. Munafò	
25. Frammentazione amministrativa e consumo di suolo	55
P. Pileri	
26. Misurazione del consumo di suolo della nuova produzione edilizia	57
L. Bellicini, P. Reggio	
27. Compattezza delle forme urbane	60
L. Salvati, I. Tombolini	
28. Paesaggio urbano e forme dello sprawl	62
I. Marinosci, F. Assennato, T. Luti, N. Riitano, M. Munafò	
29. Interpretazione delle forme insediative	68
T. Luti, F. Assennato, I. Marinosci, N. Riitano, M. Munafò	
30. Dallo sprawl allo sprinkling	70
B. Romano, F. Zullo, L. Fiorini, S. Ciabò, A. Marucci	
31. Analisi del paesaggio: composizione e configurazione spaziale	73
N. Riitano, T. Luti, I. Marinosci, M. Munafò	
32. Frammentazione del territorio	74
S. Pranzo	
33. Nuove prospettive per il riuso delle aree dismesse; ospitare gli interventi per l'adattamento climatico degli insediamenti urbani	76
S. Lenzi, A. Filpa	
34. Nuovi standard per la pianificazione urbanistica	77
A. Arcidiacono, S. Viviani	
35. Oltre le misure. Obiettivi di legge e previsioni di piani	79
A. Arcidiacono, S. Salata, S. Ronchi	
36. Dispersione urbana in Europa	80
L. Congedo, T. Luti, I. Marinosci, N. Riitano, A. Strollo, M. Munafò	
PARTE III - VALUTAZIONE DEI SERVIZI ECOSISTEMICI	82
37. Strumenti di valutazione e di mappatura dei servizi ecosistemici	82

A. Strollo, F. Assennato, A. De Toni, M. Di Leginio, F. Fumanti, D. Marino, F. Manes, A. Marucci, M. Munafò, M. Palmieri, L. Sallustio, R. Santolini, M. Soraci, M. Marchetti	
<i>Progetto LIFE+ Soil Administration Models 4 Community Profit (SAM4CP)</i>	83
S. Alberico, F. Altobelli, C.A. Barbieri, M. Munafò	
38. Strumenti di valutazione economica dei servizi ecosistemici a livello nazionale	84
M. Soraci, A. Strollo, F. Assennato, A. Capriolo, M. Marchetti, A. Marucci, M. Munafò, M. Palmieri, D. Regis, S. Salata, L. Sallustio, D. Marino	
<i>Progetto LIFE+ Making Good Natura (MGN)</i>	87
D. Marino	
39. Stoccaggio e sequestro di carbonio	87
A. Marucci, A. Strollo, M. Di Leginio, F. Fumanti, D. Marino, M. Munafò, M. Palmieri, L. Sallustio, M. Soraci, M. Marchetti	
40. Qualità degli habitat	90
A. De Toni, L. Casella, M. Marchetti, A. Marucci, M. Munafò, M. Palmieri, L. Sallustio, M. Soraci, A. Strollo, D. Marino	
41. Produzione agricola	94
L. Sallustio, F. Altobelli, A. De Toni, D. Marino, M. Munafò, M. Palmieri, A. Strollo, M. Marchetti	
<i>Progetto LIFE+ SOILCONSWEB</i>	95
A. Basile, A. Bonfante, A. D'Antonio, C. De Michele, F. A. Miletì, L. Minieri	
42. Produzione legnosa	95
L. Sallustio, A. De Toni, A. Strollo, M. Marchetti	
43. Purificazione dell'acqua	96
A. Strollo, F. Assennato, N. Calace, I. Marinosci, M. Marchetti, D. Marino, A. Marucci, M. Munafò, M. Palmieri, L. Sallustio, M. Soraci	
44. Controllo e mitigazione della perdita di suolo per erosione	98
M. Palmieri, A. Strollo, M. Di Leginio, F. Fumanti, M. Marchetti, D. Marino, A. Marucci, M. Munafò, L. Sallustio, M. Soraci	
45. Impollinazione	100
V. Bellucci, P.M. Bianco, A. Strollo, M. Marchetti, D. Marino, A. Marucci, M. Munafò, M. Palmieri, L. Sallustio, M. Soraci	
46. Regolazione del microclima	103
M. Morabito, A. Crisci, M. D'Amico, G. Marsico, M. Munafò, M. Soraci, V. Tropea	
47. Infiltrazione dell'acqua	105
P. Pileri	
48. Rimozione di particolato e ozono	105
F. Manes, C. Blasi, M. Munafò, L. Ciancarella, F. Marando, G. Capotorti, A. Strollo	
49. Il consumo di suolo come questione economica e sociale per nuove agende urbane	107
G. Pasqui	
50. Distribuzione territoriale dei servizi ecosistemici	108
R. Santolini, E. Morri, F. Pruscini	
<i>I servizi ecosistemici nelle aree alpine italiane</i>	111
S. D'Ambrogio, R. Santolini	
<i>I servizi ecosistemici nei territori appenninici</i>	113
M. Marchetti	
51. Mappatura dei costi del consumo di suolo	114
A. Strollo, M. Marchetti, D. Marino, A. Marucci, M. Palmieri, L. Sallustio, M. Soraci, M. Munafò	
52. Impatto del consumo di suolo in Italia	117
D. Marino, F. Assennato, M. Di Leginio, F. Fumanti, A. Marucci, M. Munafò, M. Palmieri, L. Sallustio, R. Santolini, M. Soraci, A. Strollo, M. Marchetti	
SCHEDE REGIONALI	119
A cura della Rete dei referenti del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA)	

ELENCO AUTORI E CONTRIBUTI

Autori

Francesca Assennato, Valter Bellucci, Pietro Massimiliano Bianco, Nico Bonora, Nicoletta Calace, Alessio Capriolo, Laura Casella, Serena D'Ambrogi, Mara D'Amico, Marco Di Leginio, Fiorenzo Fumanti, Giordano Giorgi, Carla Iadanza, Anna Luise, Tania Luti, Ines Marinosci, Giuseppe Marsico, Michele Munafò, Stefano Pranzo, Astrid Raudner, Mariangela Soraci, Alessandro Trigila, Valeria Tropea (ISPRA), Dario Bellingeri, Enrico Zini (ARPA Lombardia), Paolo Giandon, Silvia Obber, Andrea Dalla Rosa, Ialina Vinci, Paola Zamarchi (ARPA Veneto), Filiberto Altobelli, Rosario Napoli, Massimo Paolanti, Luca Salvati (CREA), Angelo Basile, Antonello Bonfante, Alfonso Crisci, Piero Manna, Marco Morabito (CNR), Luisella Ciancarella (ENEA), Carlo Meletti (INGV), Marco Ballin, Raffaella Chiocchini, Maria Di Gennaro, Stefano Mugnoli, Stefano Tersigni, Donatella Vignani (Istat), Carlo Blasi, Giulia Capotorti, Luca Congedo, Valentina Garofalo, Silvia Macchi, Fausto Manes, Federica Marando, Sara Mastroso, Ludovico Meccoli, Nicola Riitano, Lamberto Rossi, Andrea Strollo, Ilaria Tombolini, Antonio Vitaletti (Sapienza, Università di Roma), Andrea De Toni, Marco Marchetti, Davide Marino, Angelo Marucci, Margherita Palmieri, Rosa Rivieccio, Lorenzo Sallustio (Università del Molise), Paolo Pileri (Politecnico di Milano), Gabriele Pasqui (Urban@it-Politecnico di Milano), Silvia Ronchi (CRCS-Politecnico di Milano), Carlo Alberto Barbieri, Dafne Regis, Stefano Salata (DIST-Politecnico di Torino), Fabio Terribile-Giuliano Langella, Florindo Antonio Miletì, Luciana Minieri (Università Napoli Federico II), Bernardino Romano, Francesco Zullo, Lorena Fiorini, Serena Ciabò, Alessandro Marucci (Università dell'Aquila), Riccardo Santolini, Elisa Morri, Fabio Pruscini (Università di Urbino), Simonetta Alberico (Città Metropolitana di Torino), Amedeo D'Antonio (Regione Campania), Lorenzo Bellicini, Paola Reggio (Cresme), Claudio Lamantia (Planetek Italia), Alessio Fabiani, Simone Giannecchini (GeoSolutions), Carlo De Michele (Ariespace), Tiziano Cattaneo, Damiano Di Simine (Lagambiente-People4soil), Stefano Lenzi, Andrea Filpa (WWF Italia), Andrea Arcidiacono (INU-CRCS), Silvia Viviani (INU).

Rete dei referenti del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA)

Giovanni Damiani (ARTA Abruzzo), Laura Gori (ARPA Basilicata), Maria Francesca Gatto (ARPA Calabria), Paola Catapano (ARPA Campania), Vittorio Marletto (ARPAE Emilia Romagna), Paola Giacomich, Laura Gallizia Vuerich (ARPA Friuli Venezia Giulia), Rossana Cintoli (ARPA Lazio), Emanuele Scotti (ARPA Liguria), Dario Bellingeri (ARPA Lombardia), Enrico Bonansea (ARPA Piemonte), Vito Laghezza (ARPA Puglia), Elisabetta Benedetti (ARPA Sardegna), Domenico Galvano (ARPA Sicilia), Camillo Berti, Antonio Di Marco (ARPA Toscana), Giancarlo Marchetti (ARPA Umbria), Marco Cappio Borlino (ARPA Valle d'Aosta), Paolo Giandon (ARPA Veneto), Helmut Schwarz (ARPA Bolzano), Raffaella Canepel (ARPA Trento), Ines Marinosci, Michele Munafò (ISPRA).

Fotointerpretazione, classificazione e validazione dei dati di monitoraggio del consumo di suolo

Fabio Baiocco, Tiziana Cillari, Tania Luti, Ines Marinosci, Alfredo Pazzini, Patrizia Perzia, Raffaele Proietti, Astrid Raudner, Roberto Visentin (ISPRA), Paola Catapano (ARPA Campania), Vittorio Marletto (ARPAE Emilia Romagna), Paola Giacomich e Laura Gallizia Vuerich (ARPA Friuli Venezia Giulia), Monica Lazzari, Cinzia Picetti (ARPA Liguria), Dario Bellingeri (ARPA Lombardia), Enrico Bonansea (ARPA Piemonte), Vito Laghezza (ARPA Puglia), Elisabetta Benedetti, Riccardo Dessì, Andrea Lai (ARPA Sardegna), Domenico Galvano (ARPA Sicilia), Camillo Berti, Antonio Di Marco (ARPA Toscana), Marco Cappio Borlino (ARPA Valle d'Aosta), Paolo Giandon, Silvia Obber, Andrea Dalla Rosa, Ialina Vinci, Paola Zamarchi (ARPA Veneto), Claudio Lamantia, Vito De Pasquale, Antonello Aiello, Giuseppe Procino, Giuseppe Di Caprio (Planetek Italia), Luca Congedo, Valentina Garofalo, Sara Mastroso, Ludovico Meccoli, Nicola Riitano, Lamberto Rossi, Andrea Sassara, Andrea Strollo, Antonio Vitaletti (Sapienza, Università di Roma).

Elaborazione dati, mappatura e valutazione dei servizi ecosistemici

Francesca Assennato, Valter Bellucci, Pietro Massimiliano Bianco, Nicoletta Calace, Alessio Capriolo, Laura Casella, Marco Di Leginio, Fiorenzo Fumanti, Michele Munafò, Mariangela Soraci (ISPRA), Fausto Manes, Federica Marando, Andrea Strollo (Sapienza, Università di Roma), Andrea De Toni, Marco Marchetti, Davide Marino, Angelo Marucci, Margherita Palmieri, Lorenzo Sallustio (Università del Molise), Dafne Regis, Stefano Salata (Politecnico di Torino), Filiberto Altobelli (CREA), Alfonso Crisci, Marco Morabito (CNR).

Questo Rapporto si avvale anche di alcuni risultati preliminari del progetto *Soil Administration Models 4 Community Profit - SAM4CP* (www.sam4cp.eu), finanziato dal programma europeo LIFE+2013, e dei risultati definitivi del progetto *Making Good Natura* - MGN (www.lifemgn-serviziecosistemici.eu), finanziato dal programma europeo LIFE+2011.

INTRODUZIONE

1. Funzioni del suolo, servizi ecosistemici e minacce

M. Di Leginio, F. Fumanti, A. Strollo, M. Munafò

Come indicato dalla Strategia tematica per la protezione del suolo, adottata dalla Commissione Europea nel 2006¹, per suolo si deve intendere lo *strato superiore della crosta terrestre, costituito da particelle minerali, materia organica, acqua, aria e organismi viventi, che rappresenta l'interfaccia tra terra, aria e acqua e ospita gran parte della biosfera*². È un sottile mezzo poroso e biologicamente attivo, risultato di complessi e continui fenomeni di interazione tra le attività umane e i processi chimici e fisici che avvengono nella zona di contatto tra atmosfera, idrosfera, litosfera e biosfera (APAT, 2008; ISPRA, 2015).

Il suolo è un laboratorio biologico straordinariamente diversificato composto da una immensa quantità di organismi (*edaphon*) dalla cui attività dipendono la produzione di biomassa, la catena alimentare e la biodiversità terrestre. Tramite le proprie capacità fisiche di filtrazione, chimico-fisiche di tamponamento e microbiologiche/biochimiche di trasformazione, agisce come barriera alla propagazione delle sostanze inquinanti nelle risorse idriche mentre assorbendo grandi quantitativi delle precipitazioni meteoriche funge da regolatore dei flussi idrici superficiali e di controllo degli eventi alluvionali. Il suolo è, dopo gli oceani il più grande serbatoio di carbonio, ed è direttamente influenzabile (negativamente o positivamente) dall'attività antropica, giocando così un ruolo importante nella mitigazione dei cambiamenti climatici. Il suolo è uno dei contenitori della nostra evoluzione culturale, è la base delle bellezze dei nostri paesaggi ed è il supporto che ha permesso la crescita delle civiltà umane. Il suolo è una parte integrante e insostituibile del capitale naturale del pianeta Terra³ e svolge un ruolo strategico per il mantenimento dell'equilibrio dell'intero ecosistema.

Un suolo di buona qualità è in grado di esplicare correttamente le proprie funzioni ecologiche, economiche, sociali garantendo la fornitura di peculiari servizi ecosistemici, ovvero i benefici che l'uomo ottiene, direttamente o indirettamente, dagli ecosistemi (Costanza *et al.*, 1997) e necessari al proprio sostentamento (Blum, 2005; Commissione Europea, 2006; UNEP - MEA, 2003), che si suddividono, secondo la più recente classificazione CICES (*Common International Classification of Ecosystem Services*)⁴, in:

- servizi di approvvigionamento (prodotti alimentari e biomassa, materie prime, etc.);
- servizi di regolazione e mantenimento (regolazione del clima, cattura e stoccaggio del carbonio, controllo dell'erosione e dei nutrienti, regolazione della qualità dell'acqua, protezione e mitigazione dei fenomeni idrologici estremi, riserva genetica, conservazione della biodiversità, etc.);
- servizi culturali (servizi ricreativi e culturali, funzioni etiche e spirituali, paesaggio, patrimonio naturale, etc.).

In generale un suolo può essere ritenuto in buone condizioni di salute se è dotato di un adeguato contenuto in sostanza organica, di una buona struttura e di una elevata diversificazione dei micro e macro organismi che lo popolano (Brevik, 2013).

La maggior parte dei servizi resi dal suolo non coperto artificialmente ha un'utilità diretta e indiretta per l'uomo e appare cruciale, nell'ambito delle politiche di gestione e di pianificazione del territorio, valutare le ricadute delle diverse scelte, anche attraverso la stima dei costi e dei benefici associabili a diversi scenari di uso del suolo previsti.

¹ A maggio 2014 è stata definitivamente ritirata la proposta di Direttiva Quadro sulla Protezione del Suolo (Soil Framework Directive (COM(2006) 232); contemporaneamente sono però iniziate altre attività finalizzate ad una nuova iniziativa per l'implementazione delle politiche di protezione del suolo previste dal 7° EAP (vedi Cap. 5).

² Il Decreto Legislativo 4 marzo 2014, n. 46 relativo alla prevenzione dell'inquinamento, introduce tra le modifiche al D.lgs. 152/06 la seguente definizione di suolo: "lo strato più superficiale della crosta terrestre situato tra il substrato roccioso e la superficie. Il suolo è costituito da componenti minerali, materia organica, acqua, aria e organismi viventi".

³ www.naturalcapitaldeclaration.org/wp-content/uploads/2012/04/natural_capital_declaration_it.pdf

⁴ www.cices.eu

Il suolo è anche un corpo estremamente fragile che si rinnova in tempi generalmente molto lunghi ma che può essere distrutto fisicamente in tempi molto brevi o alterato chimicamente e biologicamente, nonostante la sua resilienza, sino alla perdita delle proprie funzioni. L'incremento demografico, la disordinata espansione dei centri urbani, lo sviluppo industriale, il proliferare delle infrastrutture, l'estrazione delle materie prime, lo sviluppo di pratiche agricole intensive e gli effetti locali dei cambiamenti climatici globali, determinano le principali pressioni sul suolo. Queste pressioni originano o amplificano una serie di processi degradativi alcuni dei quali possono anche incidere sulla salute dei cittadini e mettere in pericolo la sicurezza dei prodotti destinati all'alimentazione umana e animale. Tali minacce alla corretta funzionalità dei suoli sono rappresentate da (Commissione Europea, 2006; 2012; JRC, 2016):

- l'erosione, ovvero la rimozione di parte del suolo ad opera degli agenti esogeni (vento, acqua), spesso indotta o amplificata da fattori antropici;
- la diminuzione di materia organica, legata a pratiche agricole non sostenibili, deforestazioni, erosione della parte superficiale del suolo in cui la materia organica è concentrata;
- la contaminazione locale (siti contaminati), causata da fonti inquinanti puntuali e la contaminazione diffusa dovuta a molteplici punti di emissione;
- l'impermeabilizzazione (*sealing*), ovvero la copertura permanente di parte del terreno e del relativo suolo con materiale artificiale non permeabile;
- la compattazione, causata da eccessive pressioni meccaniche, conseguenti all'utilizzo di macchinari pesanti o al sovrappascolamento;
- la salinizzazione, ovvero l'accumulo naturale (salinizzazione primaria) o antropicamente indotto (salinizzazione secondaria) nel suolo di sali solubili;
- le frane e le alluvioni;
- la perdita della biodiversità edafica, indotta dalle altre minacce, che determina lo scadimento di tutte le proprietà del suolo;
- la desertificazione, intesa come ultima fase del degrado del suolo.

L'impermeabilizzazione rappresenta la principale causa di degrado del suolo in Europa, in quanto comporta un rischio accresciuto di inondazioni, contribuisce ai cambiamenti climatici, minaccia la biodiversità, suscita particolare preoccupazione allorché vengono ad essere ricoperti terreni agricoli fertili e aree naturali e seminaturali, contribuisce insieme alla diffusione urbana alla progressiva e sistematica distruzione del paesaggio, soprattutto rurale (Antrop, 2004; Commissione Europea, 2012). È probabilmente l'uso più impattante che si può fare della risorsa suolo poiché ne determina la perdita totale o una compromissione della sua funzionalità tale da limitare/inibire il suo insostituibile ruolo nel ciclo degli elementi nutritivi (APAT, 2008; Gardi *et al.*, 2013). Le funzioni produttive dei suoli sono, pertanto, inevitabilmente perse, così come la loro possibilità di assorbire CO₂, di fornire supporto e sostentamento per la componente biotica dell'ecosistema, di garantire la biodiversità e, spesso, la fruizione sociale.

L'impermeabilizzazione deve essere, per tali ragioni, intesa come un costo ambientale, risultato di una diffusione indiscriminata delle tipologie artificiali di uso del suolo che porta al degrado delle funzioni ecosistemiche e all'alterazione dell'equilibrio ecologico (Commissione Europea, 2013).

La risorsa suolo deve essere, quindi, protetta e utilizzata nel modo idoneo, in relazione alle sue intrinseche proprietà, affinché possa continuare a svolgere la propria insostituibile ed efficiente funzione sul pianeta e perché elemento fondamentale dell'ambiente, dell'ecosistema e del paesaggio, tutelati dalla nostra Costituzione⁵ (ISPRA, 2015; Leone *et al.*, 2013).

Antrop M. (2004), Landscape Change and Urbanization Process in Europe, *Landscape and Urban Planning*, 67: 9-26.

APAT (2008), Il suolo, la radice della vita, APAT, Roma.

Blum W.E.H. (2005), Functions of Soil for Society and the Environment; *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 2005-4: 75-79.

Brevik E.C., Burgess L.C. (Eds.) – 2013. *Soils and human health*. CRC Press.

Commissione Europea (2006), Strategia tematica per la protezione del suolo, COM(2006) 231. Bruxelles, 22.9.2006.

⁵ Art. 9: "La Repubblica promuove lo sviluppo della cultura e la ricerca scientifica e tecnica. Tutela il paesaggio e il patrimonio storico e artistico della Nazione"; art. 44: "Al fine di conseguire il razionale sfruttamento del suolo e di stabilire equi rapporti sociali, la legge impone obblighi e vincoli alla proprietà terriera privata, fissa limiti alla sua estensione secondo le regioni e le zone agrarie, promuove ed impone la bonifica delle terre [...]"; art. 117: "[...] Lo Stato ha legislazione esclusiva nelle seguenti materie: [...] tutela dell'ambiente, dell'ecosistema e dei beni culturali [...]".

-
- Commissione Europea (2012), Orientamenti in materia di buone pratiche per limitare, mitigare e compensare l'impermeabilizzazione del suolo. Bruxelles, 15.5.2012, SWD (2012) 101.
- Commissione Europea (2013), Superfici impermeabili, costi nascosti. Alla ricerca di alternative all'occupazione e all'impermeabilizzazione dei suoli. Lussemburgo.
- Costanza R., D'Arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., Van Den Belt M. (1997), The values of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature*, 387: 253-260.
- Gardi C., Dall'Olio N., Salata S. (2013), L'insostenibile consumo di suolo, Edicom Edizioni, Monfalcone.
- ISPRA (2015), Annuario dei dati ambientali, edizione 2014, ISPRA, Roma, <http://annuario.isprambiente.it>.
- JRC (2016), Soil threats in Europe. Status, methods, drivers and effects on ecosystem services, Joint Research Centre – European Commission, EUR 27607.
- Leone A., Maddalena P., Montanari T., Settis S. (2013), Costituzione incompiuta. Arte, paesaggio, ambiente, Einaudi, Torino.
- UNEP - Millenium Ecosystem Assessment (2003), Ecosystems and Human Well-Being. A Framework For Assessment, IslandPress, Washington DC, USA

2. Copertura, uso e consumo di suolo

I. Marinosci, L. Congedo, T. Luti, N. Riitano, M. Munafò

Il consumo di suolo è un fenomeno associato alla perdita di una risorsa ambientale fondamentale, dovuta all'occupazione di superficie originariamente agricola, naturale o seminaturale. Il fenomeno si riferisce, quindi, a un incremento della copertura artificiale di terreno, legato alle dinamiche insediative. Un processo prevalentemente dovuto alla costruzione di nuovi edifici, fabbricati e insediamenti, all'espansione delle città, alla densificazione o alla conversione di terreno entro un'area urbana, all'infrastrutturazione del territorio.

Il consumo di suolo è, quindi, definito come una *variazione da una copertura non artificiale* (suolo non consumato) a una *copertura artificiale del suolo* (suolo consumato).

Per *copertura del suolo (Land Cover)* si intende la copertura biofisica della superficie terrestre, comprese le superfici artificiali, le zone agricole, i boschi e le foreste, le aree seminaturali, le zone umide, i corpi idrici, come definita dalla direttiva 2007/2/CE⁶. L'impermeabilizzazione del suolo, ovvero la copertura permanente con materiali artificiali (quali asfalto o calcestruzzo) per la costruzione, ad esempio, di edifici e strade, costituisce la forma più evidente e più diffusa di copertura artificiale. Le altre forme di copertura artificiale del suolo vanno dalla perdita totale della "risorsa suolo" attraverso l'asportazione per escavazione (comprese le attività estrattive a cielo aperto), alla perdita parziale, più o meno rimediabile, della funzionalità della risorsa a causa di fenomeni quali la compattazione dovuta alla presenza di impianti industriali, infrastrutture, manufatti, depositi permanenti di materiale o passaggio di mezzi di trasporto.

L'*uso del suolo (Land Use)* è, invece, un riflesso delle interazioni tra l'uomo e la copertura del suolo e costituisce quindi una descrizione di come il suolo venga impiegato in attività antropiche. La direttiva 2007/2/CE lo definisce come una classificazione del territorio in base alla dimensione funzionale o alla destinazione socioeconomica presenti e programmate per il futuro (ad esempio: residenziale, industriale, commerciale, agricolo, silvicolo, ricreativo).

La rappresentazione più tipica del consumo di suolo è, quindi, data dal crescente insieme di aree coperte da edifici, fabbricati, infrastrutture, aree estrattive, discariche, cantieri, cortili, piazzali e altre aree pavimentate o in terra battuta, serre e altre coperture permanenti, aeroporti e porti, aree e campi sportivi impermeabili, pannelli fotovoltaici e tutte le altre aree impermeabilizzate, non necessariamente urbane. Tale definizione si estende, pertanto, anche in ambiti rurali e naturali ed esclude, invece, le aree aperte naturali e seminaturali in ambito urbano.

La Commissione Europea (2012) aveva chiarito, ad esempio, che anche la densificazione urbana deve essere considerata consumo di suolo:

Land take [...] describes an increase of settlement areas over time. This process includes the development of scattered settlements in rural areas, the expansion of urban areas around an urban nucleus [...], and the conversion of land within an urban area (densification; Commissione Europea, 2012).

⁶ Direttiva 2007/2/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 14 marzo 2007 che istituisce un'Infrastruttura per l'informazione territoriale nella Comunità europea (Inspire) <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2007:108:0001:0014:it:pdf>

Il consumo di suolo *netto* è valutato attraverso il bilancio tra il consumo di suolo e l'aumento di superfici agricole, naturali e seminaturali dovuto a interventi di recupero, demolizione, de-impermeabilizzazione, rinaturalizzazione o altro (Commissione Europea, 2012).

In un recente documento della Commissione Europea (2016), si chiarisce che *l'azzeramento del consumo di suolo netto significa evitare l'impermeabilizzazione di aree agricole e di aree aperte e, per la componente residua non evitabile, compensarla attraverso la rinaturalizzazione di un'area di estensione uguale o superiore, che possa essere in grado di tornare a fornire i servizi ecosistemici forniti da suoli naturali*:

What does 'no net land take' mean? Sealing agricultural land and open spaces should be avoided as far as possible and the focus should be on building on land that has already been sealed. This might require greater investment, for example to redevelop land previously used as an industrial site (including decontamination). However, new houses still need to be built and the 2050 goal does not aspire to reduce sealing of new land to zero. When land is taken, the aspiration is to ensure this is no more than is compensated for elsewhere. For example, unused land could be returned to cultivation or renaturalised so that it can once again provide the ecosystem services of unsealed soils (Commissione Europea, 2016).

Commissione Europea (2012), Orientamenti in materia di buone pratiche per limitare, mitigare e compensare l'impermeabilizzazione del suolo. Bruxelles, 15.5.2012, SWD (2012) 101.

Commissione Europea (2016), Future Brief: No net land take by 2050? April 2016.

3. Cause ed effetti del consumo di suolo

M. Munafò, N. Riitano

Un'alterata percezione sociale dell'essenzialità del suolo per l'equilibrio ambientale, rinforzata dal suo essere una risorsa naturale riconosciuta come privatizzata e privatizzabile, ne determina frequentemente il suo uso o abuso, nell'incuranza della sua fragilità, della sua sostanziale non rinnovabilità e degli impatti derivanti dalla perdita delle sue funzioni. Le scorrette pratiche agricole, la diffusione insediativa, delle attività economiche e delle infrastrutture possono originare gravi processi degradativi che limitano o inibiscono totalmente la funzionalità del suolo e che spesso diventano evidenti solo quando sono irreversibili, o in uno stato talmente avanzato da renderne estremamente oneroso ed economicamente poco vantaggioso il ripristino.

Al fine di rappresentare schematicamente il complesso dei principali processi, cause ed effetti, si è utilizzato il modello DPSIR (determinanti, pressioni, stato, impatti, risposte) messo a punto dall'Agenzia Europea per l'Ambiente (EEA, 1999; Commissione Europea, 2011), adattato al caso specifico del consumo di suolo in Italia (Figura 3.1).

In particolare, le principali cause determinanti del consumo di suolo si possono identificare nella domanda abitativa, nella necessità di nuovi insediamenti per attività industriali o terziarie, nella richiesta di infrastrutture per il trasporto e la mobilità e nelle altre attività antropiche che portano a cambiamenti nell'uso del suolo. Molte delle attività sociali ed economiche, infatti, dipendono dalla costruzione e dalla disponibilità di aree artificiali. Ma hanno un ruolo importante anche la rendita fondiaria e immobiliare, la possibilità di utilizzare le entrate fiscali e gli oneri di urbanizzazione per assicurare entrate finanziarie e per fornire servizi, l'elevata frammentazione amministrativa, la poco diffusa conoscenza e la scarsa consapevolezza delle funzioni del suolo e della loro importanza per il nostro benessere e per l'economia, le norme assenti o poco efficaci, le previsioni di espansione non sempre ben dimensionate degli strumenti urbanistici (Commissione Europea, 2012; Pileri, 2015; JRC, 2016). I cambiamenti demografici generano sfide diverse da una città all'altra, e incidono significativamente fattori quali l'invecchiamento della popolazione, il numero sempre minore di residenti nei centri storici o i processi intensi di suburbanizzazione. L'Agenzia europea dell'ambiente evidenzia tuttavia che l'espansione delle città riflette più il cambiamento di stili di vita e di modelli di consumo, che la crescita demografica (EEA, 2006). Nuovi modelli sociali ed economici hanno ormai fortemente alterato il rapporto tra una città compatta e densa e un tessuto esterno prevalentemente agricolo e naturale. Si riducono le dimensioni delle famiglie e allo stesso tempo aumentano le necessità di spazi privati. E tali esigenze,

anche a causa dei costi della vita nelle città e della ricerca di un maggiore benessere, trovano spesso riscontro lontano dai centri urbani. I piani urbanistici e territoriali hanno molte volte accompagnato e assecondato questo orientamento, con previsioni di espansioni eccessive, anche perché le nuove edificazioni consentono di acquisire importanti risorse economiche con gli oneri di urbanizzazione e con la tassazione degli immobili (Commissione Europea, 2012)

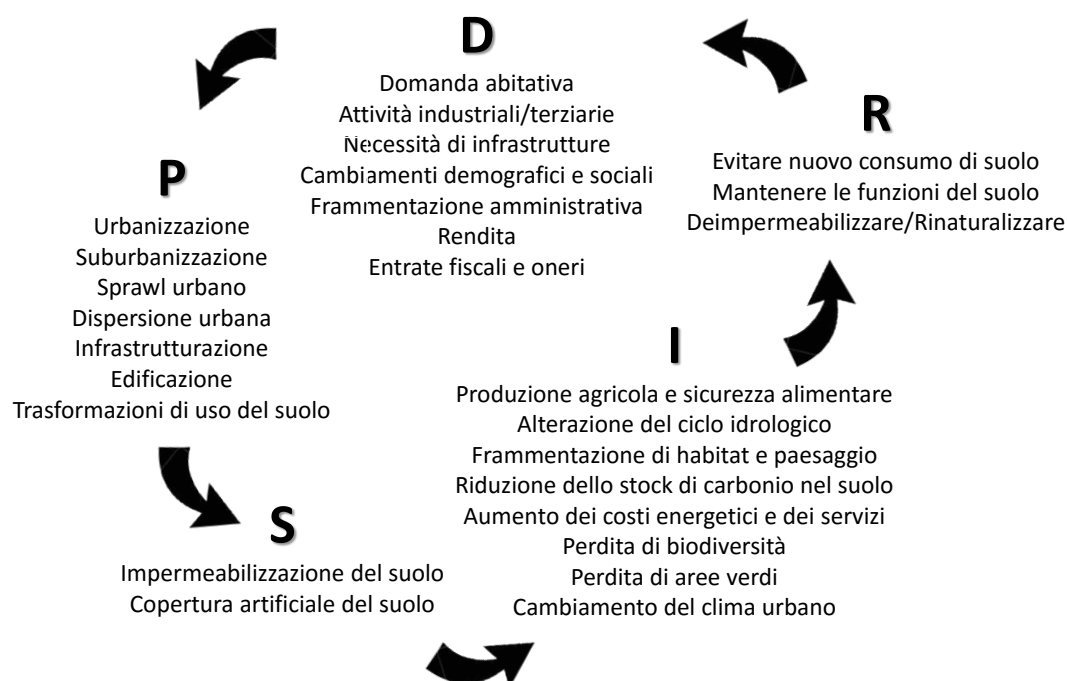


Figura 3.1 - Modello DPSIR (determinanti, pressioni, stato, impatti, risposte) applicato al consumo di suolo. Fonte: ISPRA.

Tutto questo porta, in particolare ai margini delle aree urbane esistenti e in corrispondenza di aree a bassa densità, a generare pressioni elevate sulle aree agricole, naturali e semi naturali, che attraverso una modifica dell'uso del suolo, incrementano le superfici con copertura artificiale e le aree impermeabilizzate. Uno stato del suolo, quindi, che può essere valutato in termini di percentuale di superficie impermeabilizzata o artificializzata.

In queste aree, gli impatti sono significativi e portano alla riduzione o alla perdita delle funzioni del suolo, alla minore disponibilità di aree per la nostra e per le future generazioni, a impatti negativi sui servizi ecosistemici e sulla biodiversità, alla frammentazione del paesaggio, al possibile peggioramento della qualità della vita nelle città. In particolare, l'incremento della copertura artificiale a scapito di superficie agricola, naturale o seminaturale, causa una profonda alterazione biofisica del suolo, che nella gran parte dei casi risulta irreversibile. Questo rende critica la condizione di disponibilità di questa risorsa naturale che è, inoltre, sostanzialmente non rinnovabile, a causa dei tempi estremamente lunghi di formazione e di ripristino del suolo. Un altro aspetto da considerare è che il deterioramento del suolo ha ripercussioni dirette sulla qualità delle acque e dell'aria, sui cambiamenti climatici, sulla sicurezza dei prodotti destinati all'alimentazione umana e animale e impatta direttamente sulla salute dei cittadini. Possibili risposte riguardano la limitazione o l'azzeramento del consumo e dell'impermeabilizzazione del suolo, il mantenimento di alcune funzioni del suolo anche in caso di nuove costruzioni, oppure l'implementazione di misure di deimpermeabilizzazione e di rinaturalizzazione di aree artificiali. L'ultima opzione è raramente applicata e comporta costi elevati, oltre a garantire difficilmente, comunque, il completo ripristino delle condizioni di naturalità originali (Pileri, 2007; Paolanti, 2010). Occorrerebbe, quindi, orientare lo sviluppo urbano verso il riutilizzo di aree già costruite, compresi i siti industriali dismessi, privilegiando, al contempo, tecniche costruttive che consumano meno suolo o che ne possano salvaguardare alcune funzioni (in particolare la permeabilità).

Commissione Europea (2011), Report on best practices for limiting soil sealing and mitigating its effects. Technical Report 2011-050.

Commissione Europea (2012), Orientamenti in materia di buone pratiche per limitare, mitigare e compensare l'impermeabilizzazione del suolo. Bruxelles, 15.5.2012, SWD (2012) 101.

EEA (1999), Environmental Indicators: Typology and Overview. European Environment Agency, Copenhagen.

EEA (2006), Urban sprawl in Europe – the ignored challenge (Report no. 10), European Environment Agency, Copenhagen.

JRC (2016), Soil threats in Europe. Status, methods, drivers and effects on ecosystem services, Joint Research Centre – European Commission, EUR 27607.

Paolanti M.(2010), Linee guida per il trattamento dei suoli nei ripristini ambientali legati alle infrastrutture. Manuali e linee guida 65.2/2010. ISPRA - AIP - CATAP.

Pileri P. (2007), Compensazione ecologica preventiva. Principi, strumenti e casi. Carocci Editore, Roma.

Pileri P. (2015), Che cosa c'è sotto. Altreconomia, Milano.

4. Valutazione dei servizi ecosistemici

F. Assennato, A. Luise, D. Marino, I. Marinosci, M. Munafò, L. Sallustio, M. Soraci, A. Strollo, M. Marchetti

La valutazione dei benefici offerti dal capitale naturale, attraverso la quantificazione dei servizi ecosistemici forniti, è una delle principali sfide che, sia a livello scientifico, sia a livello istituzionale, è al centro dell'attenzione, con la considerazione che possa contribuire a raggiungere una piena consapevolezza dell'importanza della tutela delle risorse ambientali per l'equilibrio degli ecosistemi e per il nostro stesso benessere (Commissione Europea, 2014; UN, 2015).

La valutazione dei servizi ecosistemici può avvenire sia in termini economici (Costanza *et al.*, 1997, 2014; de Groot *et al.*, 2012), sia sugli aspetti non valutabili con valore monetario (Kandziora *et al.*, 2013, Gómez-Baggethun *et al.* 2009; Christie *et al.* 2012; Gómez-Baggethun & Barton 2013; Castro *et al.* 2014), sia limitandosi all'uso di indicatori aggregati o alla quantificazione di tipo termodinamico e biofisico (Costanza 1980, Patterson, 1998). Mentre alcuni approcci proposti sono utili a scala globale e sono in grado di rappresentare i principali trend su alcuni servizi ecosistemici (ad es. la regolazione del clima), viene sempre più affermata la necessità di un contestuale approccio basato sull'analisi degli specifici contesti locali, utile a meglio interpretare alcuni servizi specifici i cui aspetti significativi possono essere meglio catturati nella scala locale (Dick *et al.*, 2014) e a fornire strumenti di azione a livello territoriale (Potschin e Haines-Young, 2012, Assennato e Munafò, 2015).

Il *Millennium Ecosystem Assessment* (2003), complesso studio promosso dall'UNEP e l'iniziativa *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* - TEEB (2010) anch'essa nell'ambito UNEP sono le principali iniziative che, a livello globale, sono state finalizzate la prima all'analisi dei servizi forniti dagli ecosistemi e la seconda ad attribuire valori monetari a tali servizi, partendo dalla biodiversità. Entrambi hanno fortemente influenzato le principali azioni di policy ambientale successive, come l'azione 5 della Strategia dell'Unione Europea sulla Biodiversità al 2020 che richiede agli Stati Membri di mappare e valutare lo stato dei servizi ecosistemici e dei loro servizi sul territorio nazionale. I risultati di questa mappatura e valutazione devono sostenere il mantenimento e il ripristino degli ecosistemi e dei loro servizi. Nella stessa prospettiva, l'UE ha quindi avviato, nell'ambito della *Common Implementation Framework* (CIF) creata per favorire l'implementazione della Strategia sulla Biodiversità, una specifica iniziativa, il *Mapping and Assessment of Ecosystem Services* (MAES; Commissione Europea, 2014), che mira alla definizione di una metodologia di valutazione e di mappatura dei servizi ecosistemici, e ha proposto uno specifico schema di classificazione (*Common International Classification of Ecosystem Services* - CICES⁷). Il MAES ha inizialmente lanciato dei progetti pilota sulle foreste, sull'agricoltura e sui prati, per le acque interne e marine, seguiti da un progetto pilota sugli ecosistemi urbani e da uno sui servizi ecosistemici forniti dal suolo. Più di recente, la *Economics of Land Degradation Initiative* (ELD) lanciata nel 2013 in Germania con partner internazionali, ha prodotto diversi report sui valori economici associati agli ecosistemi del territorio e del suolo.

Le attività di mappatura e di valutazione dei servizi forniti dal suolo e dalle aree libere, utilizzando i principali schemi di valutazione sopra richiamati, permettono generalmente di ricostruire lo schema dei servizi di supporto forniti dalla struttura biofisica e dai processi che avvengono nel suolo, che si aggiungono ai servizi di approvvigionamento, di regolazione e culturali, agevolando la necessaria integrazione, nei processi di decisione della pianificazione del territorio, di una valutazione dei benefici ambientali assicurati dal suolo libero. Ciò può garantire alla collettività, di conseguenza, una riduzione

⁷ www.cices.eu

consistente del consumo di suolo, ma anche, in molti casi, un risparmio complessivo. La valutazione ecosistemica è, a tal fine, un efficace strumento per assicurare la base conoscitiva necessaria ai decisori dal livello globale a quello locale, dove le amministrazioni locali, sede delle principali decisioni che influenzano il consumo di suolo, si trovano spesso ad affrontare la questione dell'erosione dei servizi ecosistemici con poca consapevolezza e con strumenti conoscitivi inadeguati (Maes *et al.*, 2012; Salvati *et al.*, 2012).

Un approccio analogo è stato alla base del percorso che ha portato alla definizione dell'Agenda 2030 per lo Sviluppo Sostenibile, approvata dalle Nazioni Unite nel 2015, che indica nella tutela del capitale naturale uno dei cardini per la sostenibilità della vita dell'uomo sulla terra proprio attraverso i diversi servizi che tali ecosistemi offrono.

- Assennato F., Munafò M. (2015), Valutazione e quantificazione dei servizi ecosistemici forniti dal suolo, *Urbanistica Informazioni* 261-262, pp. 106-109.
- Castro, A., García-Llorente, M., Martín-López, B., Palomo, I., Iniesta-Arandia, I., (2014): Multidimensional approaches in ecosystem service assessment. In: Alcaraz-Segura, D., Di Bella, C. D., Straschnoy, J. V. (eds.): *Earth Observation of Ecosystem Services*, CRC Press, Boca Raton, pp. 427-454.
- Commissione Europea (2014), Mapping and assessment of ecosystems and their services Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020 second Report – Final, February 2014.
- Costanza, R. 1980. Embodied energy and economic valuation. *Science* 210: 1219-1024.
- Costanza R., D'Arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., Van Den Belt M. (1997), The values of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature*, 387: 253-260.
- Costanza, R., Groot, R. de, Sutton, P., Ploeg, S. van der, Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K. (2014), Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26: 152–158.
- Christie, M., I. Fazey, R. Cooper, T. Hyde and J.O. Kenter (2012), 'An evaluation of monetary and non-monetary techniques for assessing the importance of biodiversity and ecosystem services to people in countries with developing economies', *Ecological Economics*, 83, 67–78.
- De Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L.C., ten Brink, P., van Beukering, P. (2012). "Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units" in *Ecosystem Services* 1: 50–61.
- ELD (2016) *Economics of Land Degradation and Improvement - A Global Assessment for Sustainable Development*, Springer Open
- Gómez-Baggethun, E., B. Martín-López, M. García-Llorente and C. Montes (2009), 'Hidden values in ecosystem services. A comparative analysis of preferences outcomes obtained with monetary and non-monetary valuation methods', paper presented at DIVERSITAS OSC2 Biodiversity and Society: Understanding Connections, Adapting To Change, Capetown, 12-16 October.
- Gómez-Baggethun, E. and D. Barton (2013), 'Classifying and valuing ecosystem services for urban planning', *Ecological Economics*, 86: 235–245.
- Dick, J., Maes, J., Smith, R.I., Paracchini, M.L., Zulian, G. (2014), Cross-scale analysis of ecosystem services identified and assessed at local and European level. *Ecological Indicators* 38: 20-30.
- Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F. (2013), Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators - A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators* 28: 54-78.
- Maes, J., Egoh, N., Willemen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J.P., Grizzetti, B., Drakou, E.G., La Notte, A., Zulian, G., Bouraoui, F., Paracchini, M.L., Braat, L., Bidoglio, G. (2012), Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services*, Volume 1, Issue 1: 31-39.
- Patterson, M. 1998. Commensuration and theories of value in ecological economics. *Ecological Economics* 25(1):105-125.
- Potschin, M., Haines-Young, R. (2013), Landscapes, sustainability and the place-based analysis of ecosystem services. *Landscape Ecology* 28: 1053–1065.
- Salvati L., Munafò M., Morelli V.G., Sabbi A. (2012), Low-density Settlements and Land Use Changes in a Mediterranean Urban Region, *Landscape and Urban Planning* 105(1-2): 43-52.
- TEEB (2010), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. The Economics of Ecosystems and Biodiversity.*
- UN (2015), *Transforming our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development*, A/RES/70/1, United Nations.
- UNEP - Millenium Ecosystem Assessment (2003), *Ecosystems and Human Well-Being. A Framework For Assessment*, IslandPress, Washington DC, USA

5. Orientamenti comunitari e obiettivi di sviluppo sostenibile delle Nazioni Unite

M. Di Leginio, F. Fumanti, A. Luise, S. Macchi, I. Marinosci, M. Munafò

La protezione ambientale è senz'altro una delle priorità delle politiche attuate in sede di Unione Europea e, con le politiche sociali ed economiche, rappresenta il fulcro intorno a cui ruotano le politiche di sviluppo sostenibile. Gli strumenti utilizzati a livello europeo hanno fatto il più delle volte riferimento all'emanazione di "strategie tematiche" rese vincolanti da specifiche Direttive e finalizzate a stabilire misure di cooperazione e linee direttive, rivolte agli Stati membri e alle autorità locali, per consentirne il miglioramento e la gestione ambientale secondo i principi dello sviluppo sostenibile.

Per quanto riguarda il suolo, nel 2002 la Commissione Europea ha prodotto un primo documento, la Comunicazione COM (2002) 179 dal titolo "Verso una strategia tematica per la protezione del suolo" e nel settembre 2006 ha proposto una nuova Direttiva del Parlamento europeo e del Consiglio, che avrebbe dovuto definire il quadro complessivo per la protezione del suolo e adottare la Strategia tematica per la protezione e l'uso sostenibile del suolo. Tale strategia ha posto l'accento sulla prevenzione da un ulteriore degrado del suolo e sul mantenimento delle sue funzioni, sottolineando la necessità di attuare buone pratiche per ridurre gli effetti negativi del consumo di suolo e, in particolare, della sua forma più evidente e irreversibile: l'impermeabilizzazione (Commissione Europea, 2006).

L'importanza di una buona gestione del territorio e, in particolare, dei suoli è stata ribadita dalla Commissione Europea nel 2011, con la Tabella di marcia verso un'Europa efficiente nell'impiego delle risorse (Commissione Europea, 2011) collegata alla Strategia 2020, con il traguardo di un incremento dell'occupazione netta di terreno pari a zero da raggiungere, in Europa, entro il 2050.

Obiettivo rafforzato in seguito con l'approvazione del Settimo Programma di Azione Ambientale, denominato "Vivere bene entro i limiti del nostro pianeta" (Parlamento europeo e Consiglio, 2013), che ha riproposto l'obiettivo precedente, richiedendo inoltre che, entro il 2020, le politiche dell'Unione tenessero conto dei loro impatti diretti e indiretti sull'uso del territorio. Da un punto di vista formale è importante sottolineare che il Settimo Programma Ambientale dell'Unione Europea, siglato il 20 novembre 2013 e entrato in vigore nel gennaio 2014, prende la forma di una Decisione del Parlamento europeo e del Consiglio e ha quindi una natura normativa, a differenza della Tabella di marcia del 2011 della Commissione, che si limitava a delineare delle pur importanti priorità politiche. La Decisione non ha di per sé valore cogente ma la sua adozione tramite l'ordinario processo legislativo a livello europeo, ossia da parte del Parlamento europeo e del Consiglio, su proposta della Commissione, ne rafforza l'importanza. Nel Programma, si sanciscono i principi in materia di ambiente, facendo riferimento anche alle conclusioni della Conferenza delle Nazioni Unite sullo Sviluppo Sostenibile tenutasi a Rio de Janeiro nel giugno del 2012, la cosiddetta Rio+20, in quanto realizzata vent'anni dopo il primo Summit dell'ambiente del 1992 e con lo scopo di aggiornare e rinforzare il percorso globale verso lo sviluppo sostenibile. Tra gli obiettivi contenuti nel rapporto finale "Il futuro che vogliamo", sono indicati la protezione, la conservazione e il miglioramento delle risorse naturali, incluso il suolo. Il testo approvato invita i governi nazionali a intervenire per garantire che le decisioni relative all'uso del territorio, a tutti i livelli di pertinenza tengano debitamente conto degli impatti ambientali, sociali ed economici che generano degrado del suolo. Inoltre, viene esplicitamente dichiarata l'importanza di invertire questi processi e di raggiungere l'obiettivo di un "*land degradation neutral world*"⁸ attraverso una migliore gestione del territorio (Luise *et al.*, 2015). Le politiche europee si inseriscono in questa dinamica più ampia, a livello globale, che tengono conto delle dinamica della popolazione planetaria e dei cambiamenti climatici, fenomeni che inevitabilmente influenzeranno la gestione del territorio e renderanno ancora più preziosa la risorsa suolo negli anni a venire.

Pertanto, la Commissione aveva già ritenuto utile indicare le priorità di azione e le linee guida da seguire per raggiungere l'obiettivo dell'occupazione netta di terreno pari a zero entro il 2050 e ha pubblicato nel 2012 le linee guida per limitare, mitigare e compensare l'impermeabilizzazione del suolo (Commissione Europea, 2012).

⁸ Ovvero azzerare o ridurre il livello di degrado dei suoli ("The Future We Want", paragrafo 205, <http://www.uncsd2012.org/content/documents/727The%20Future%20We%20Want%2019%20June%201230pm.pdf>)

L'approccio proposto è quello di mettere in campo politiche e azioni finalizzate, nell'ordine, a *limitare, mitigare e compensare l'impermeabilizzazione del suolo*, da definire dettagliatamente negli Stati membri e da attuare a livello nazionale, regionale e locale. In altri termini, gli Stati membri dovranno, prioritariamente, assicurare la limitazione dell'impermeabilizzazione attraverso la riduzione del tasso di conversione e di trasformazione del territorio agricolo e naturale e il riuso delle aree già urbanizzate, con la definizione di target realistici al consumo di suolo a livello nazionale e regionale e di linee di azione come la concentrazione del nuovo sviluppo urbano nelle aree già insediate. Solo quando la perdita di suolo è inevitabile, potranno essere previste misure di mitigazione, volte al mantenimento delle principali funzioni del suolo e alla riduzione degli effetti negativi sull'ambiente del soil sealing. Infine, tutti gli interventi inevitabili di nuova impermeabilizzazione del suolo dovranno essere compensati, ad esempio, con una riqualificazione di terreni già impermeabilizzati oppure, come ultima possibilità, sotto forma di corrispettivi economici, purché vincolati per l'utilizzo in azioni di protezione del suolo. Sebbene nel maggio 2014 la Commissione abbia ritirato la proposta della Direttiva Quadro sul suolo del 2006, che avrebbe trasformato la Strategia tematica per la protezione del suolo in norme vincolanti per gli Stati Membri, la stessa Commissione ha poi dichiarato di voler mantenere il proprio impegno sulla questione, valutando le diverse opzioni possibili e, intanto, delegando al Settimo Programma di Azione Ambientale le sfide da affrontare per il perseguimento degli obiettivi sulla protezione del suolo.

A modelling exercise conducted by the Joint Research Centre [...] shows that, in order to reach no net land take by 2050, the average land consumed by 2020 should be approximately 1.6 m² per capita per year. This average is lower than in two other scenarios: the Reference Scenario (driven by demographic and economic trends) and the Linear Growth scenario (extrapolating previous trends in land use). The average increase in land consumption per EU citizen for these scenarios is estimated, respectively, at 2.2 and 1.9 m² per capita per year. Moreover, land-use intensity trends vary between Member States, which suggests detailed assessment at a national level on how to contribute to the EU-wide objective is required (Commissione Europea, 2016).

E raccogliendo le indicazioni contenute nel rapporto finale di Rio+20, il tema del monitoraggio del territorio è presente anche nell'Agenda Globale per lo sviluppo sostenibile delle Nazioni Unite e nei relativi Obiettivi di Sviluppo Sostenibile (*Sustainable Development Goals* - SDGs), da raggiungere entro il 2030, che dovranno essere integrati nei programmi nazionali a breve e medio termine, così da evitare la coesistenza di agende differenti e incoerenti (UN, 2015).

Tra i target individuati, di particolare interesse per il territorio e per il suolo, i governi dovranno:

- migliorare, entro il 2030, la sostenibilità dell'attuale modello di sviluppo urbano e degli strumenti di pianificazione⁹;
- assicurare, entro il 2030, l'accesso universale a spazi verdi e spazi pubblici sicuri, inclusivi e accessibili¹⁰;
- raggiungere, entro il 2030, un *land degradation neutral world*, quale elemento essenziale per mantenere le funzioni e i servizi ecosistemici in un dato intervallo di tempo¹¹.

Con la sottoscrizione dell'Agenda, tutti i paesi compresa l'Italia hanno accettato di partecipare ad un processo di monitoraggio di questi obiettivi gestito dalla Commissione Statistica delle Nazioni Unite, attraverso un sistema di indicatori, tra cui alcuni specifici sul consumo di suolo, sull'uso del suolo e sulle aree artificiali. Tra gli indicatori relativi a tali obiettivi sono di interesse specifico:

- il rapporto tra il consumo di suolo e la crescita demografica;
- la percentuale delle aree urbane costruite accessibile al pubblico;
- la percentuale del territorio soggetto a fenomeni di degrado.

Commissione Europea (2006), Strategia tematica per la protezione del suolo, COM(2006) 231. Bruxelles, 22.9.2006.

Commissione Europea (2011), Tabella di marcia verso un'Europa efficiente nell'impiego delle risorse, COM(2011) 571. Bruxelles, 20.9.2011.

⁹ 11.3 – By 2030, enhance inclusive and sustainable urbanization and capacity for participatory, integrated and sustainable human settlement planning and management in all countries.

¹⁰ 11.7 – By 2030, provide universal access to safe, inclusive and accessible, green and public spaces, in particular for women and children, older persons and persons with disabilities.

¹¹ 15.3 – By 2030, combat desertification, restore degraded land and soil, including land affected by desertification, drought and floods, and strive to achieve a land degradation-neutral world

Commissione Europea (2012), Orientamenti in materia di buone pratiche per limitare, mitigare e compensare l'impermeabilizzazione del suolo. Bruxelles, 15.5.2012, SWD (2012) 101.
Commissione Europea (2016), Future Brief: No net land take by 2050? April 2016.
Luise A., Di Legnino M., Fumanti F. (2015), Strumenti internazionali per la gestione sostenibile del suolo, Atti del convegno "Recuperiamo terreno", Milano, 6 maggio 2015, ISPRA.
Parlamento europeo e Consiglio (2013), Decisione n. 1386/2013/UE del Parlamento europeo e del Consiglio del 20 novembre 2013 su un programma generale di azione dell'Unione in materia di ambiente fino al 2020 «Vivere bene entro i limiti del nostro pianeta», GUUE, L 354, 28.12.2013: 171-200.
UN (2012), The Future We Want, A/RES/66/288, United Nations
UN (2015), Transforming our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development, A/RES/70/1, United Nations.

People4soil

T. Cattaneo, D. Di Simone

Il diritto ambientale europeo è maturato insieme alla crescita di consapevolezza sui rischi per la salute e la sicurezza. Per il suolo ciò finora non ha funzionato: i fenomeni di degrado che si verificano sotto i nostri piedi, in silenzio, avvengono con una gradualità tale da consentire alle persone di assuefarsi al mutamento, alla perdita di bellezza, funzionalità e salubrità del loro ambiente di vita. Nel 2014 il ritiro, da parte della Commissione Europea, della proposta di direttiva sul suolo è avvenuto nel più assoluto silenzio dell'opinione e dell'informazione pubblica. Oggi l'Europa non ha una direttiva sul suolo né una road map per colmare il gap: è questo il dato di realtà che la campagna *People4soil*¹² intende contrastare. La campagna, lanciata dalle associazioni ambientaliste italiane supportate da Fondazione Cariplo, ruota intorno ad una ECI (*European Citizens Initiative*) che, per essere efficace, richiede la sottoscrizione da almeno un milione di cittadini comunitari: una sfida molto impegnativa che, nel corso del lavoro preparatorio, ha raccolto l'adesione di quasi 300 organizzazioni di 26 Paesi Membri. Con questa base di consenso, subito dopo l'estate 2016, partirà la sfida: si punta non solo a raggiungere l'obiettivo del milione di firme, ma soprattutto ad essere veicolo di informazione e consapevolezza. Il suolo è un bene comune, è il principale patrimonio naturale su cui l'Europa può fare affidamento per il proprio futuro. Non possiamo più permetterci di perdere terreno.



6. Disegno di legge sul contenimento del consumo del suolo e riuso del suolo edificato

M. Munafò, I. Marinosci, N. Riitano

Il disegno di legge in materia di contenimento del consumo del suolo e riuso del suolo edificato (Atto Camera n. 2039, Atto Senato n. 2383), approvato dalla Camera il 12 maggio 2016, riconosce l'importanza del suolo come bene comune e risorsa non rinnovabile, fondamentale per i servizi ecosistemici che produce anche in funzione della prevenzione e della mitigazione degli eventi di dissesto idrogeologico e delle strategie di adattamento ai cambiamenti climatici.

Il testo impone l'adeguamento della pianificazione territoriale, urbanistica e paesaggistica vigente alla regolamentazione proposta. In particolare consente il consumo di suolo esclusivamente nei casi in cui non esistano alternative consistenti nel riuso delle aree già urbanizzate e nella rigenerazione delle stesse, riconoscendo gli obiettivi stabiliti dall'Unione europea circa il traguardo del consumo netto di suolo pari a zero da raggiungere entro il 2050.

Un aspetto importante all'interno della legge è la gestione della componente di monitoraggio del consumo di suolo, al fine della realizzazione di un quadro conoscitivo affidabile e facilmente aggiornabile. Il testo conferma il ruolo di ISPRA per la diffusione e la pubblicazione di tutti i dati sul consumo di suolo e, insieme al Consiglio per la ricerca in agricoltura e per l'analisi dell'economia agraria, per le attività di monitoraggio.

Tuttavia, la definizione di consumo di suolo, contrariamente a quella utilizzata dall'Unione Europea, appare fortemente limitata, non considerando il consumo di suolo in tutte le sue forme e potrebbe rappresentare un ostacolo al suo contenimento. Le aree che, a causa delle definizioni di consumo di suolo, di superficie agricola, naturale e seminaturale e di impermeabilizzazione, sarebbero escluse dal

¹² www.people4soil.eu

computo del consumo di suolo sarebbero i servizi di pubblica utilità di livello generale e locale, le infrastrutture e gli insediamenti prioritari, le aree funzionali all'ampliamento di attività produttive esistenti, i lotti interclusi, le zone di completamento, gli interventi connessi in qualsiasi modo alle attività agricole. Il tutto considerando che la procedura di definizione dei limiti è estremamente complessa e che non sono stabilite le percentuali di riduzione da raggiungere nel corso degli anni.

L'inserimento di questa lunga serie di esclusioni a livello di definizioni, potrebbe rappresentare un ostacolo al monitoraggio del consumo di suolo, rendendo indispensabile un doppio sistema di misurazione (con dati nazionali non coerenti con quelli richiesti dall'Europa) estremamente oneroso. Si tratta, infatti, di superfici in molti casi non individuate, soggette a interpretazioni non coerenti delle diverse amministrazioni comunali, con variazioni consistenti nel corso del tempo, e di cui non esiste una cartografia dettagliata, completa e omogenea e che, invece, dovranno essere delimitate sulla cartografia con una risoluzione almeno pari a quella utilizzata per la valutazione del consumo di suolo per assicurare il monitoraggio previsto al comma 7 dell'articolo 3 dello stesso disegno di legge.

Negli ultimi anni, diverse Regioni hanno emanato leggi dirette a tutelare il suolo e hanno ritenuto indispensabile inserire il controllo dell'impermeabilizzazione e la riduzione del consumo di suolo tra i parametri che devono guidare l'espansione e la trasformazione del tessuto urbano.

PARTE I - CONSUMO DI SUOLO

7. Stima del consumo di suolo a livello nazionale e regionale

N. Riitano, L. Congedo, V. Garofalo, C. Lamantia, T. Luti, I. Marinosci, S. Mastrorosa, L. Meccoli, A. Raudner, L. Rossi, A. Strollo, A. Vitaletti, M. Munafò

Il quadro conoscitivo sul consumo di suolo nel nostro Paese è disponibile grazie ai dati aggiornati al 2015 della rete di monitoraggio e della cartografia nazionale del consumo di suolo, a cura di ISPRA e delle Agenzie per la Protezione dell'Ambiente delle Regioni e delle Province autonome¹³.

Il consumo di suolo in Italia continua a crescere, pur segnando un importante rallentamento negli ultimi anni: *tra il 2013 e il 2015 le nuove coperture artificiali hanno riguardato altri 250 chilometri quadrati di territorio*¹⁴, ovvero, in media, circa 35 ettari al giorno. Una velocità di trasformazione di circa 4 metri quadrati di suolo che, nell'ultimo periodo, sono stati irreversibilmente persi ogni secondo. Dopo aver toccato anche gli 8 metri quadrati al secondo degli anni 2000, il rallentamento iniziato nel periodo 2008-2013 (tra i 6 e i 7 metri quadrati al secondo) si è consolidato, quindi, negli ultimi due anni, con una velocità ridotta di consumo di suolo, che continua comunque a coprire, ininterrottamente, aree naturali e agricole con asfalto e cemento, edifici e fabbricati, servizi e strade, a causa di nuove infrastrutture, di insediamenti commerciali, produttivi e di servizio e dell'espansione di aree urbane, spesso a bassa densità.

I dati della rete di monitoraggio mostrano come, a livello nazionale, il suolo consumato sia passato dal 2,7% degli anni '50¹⁵ al 7,0% stimato per il 2015, con un incremento di 4,3 punti percentuali e una crescita percentuale del 159% (1,2% ulteriore tra il 2013 e il 2015). In termini assoluti, si stima che il consumo di suolo abbia intaccato ormai circa 21.100 chilometri quadrati del nostro territorio (Tabella 7.1).

Tabella 7.1 - Stima del suolo consumato a livello nazionale, in percentuale sulla superficie nazionale e in chilometri quadrati¹⁶. Fonte: rete di monitoraggio ISPRA-ARPA-APPA.

	Anni '50	1989	1996	1998	2006	2008	2013	2015 ¹⁷
Suolo consumato (%)	2,7	5,1	5,7	5,8	6,4	6,6	6,9	7,0
Suolo consumato¹⁸ (km²)	8.100	15.300	17.100	17.600	19.400	19.800	20.800	21.100

Tabella 7.2 - Stima del suolo consumato (%) a livello ripartizionale. Fonte: rete di monitoraggio ISPRA-ARPA-APPA.

	Anni '50	1989	1996	1998	2006	2008	2013	2015
Nord-ovest	3,7%	6,2%	6,8%	7,0%	7,4%	7,6%	8,4%	8,5%
Nord-est	2,7%	5,3%	6,1%	6,3%	6,8%	7,0%	7,2%	7,3%
Centro	2,1%	4,7%	5,6%	5,7%	6,3%	6,4%	6,6%	6,6%
Mezzogiorno	2,5%	4,6%	5,0%	5,2%	5,8%	6,0%	6,2%	6,3%

L'area più colpita risulta essere il Settentrione (Tabella 7.2), con una differenziazione del pattern di crescita tra est ed ovest: se fino al 2008 il Nord-Est aveva velocità di crescita maggiore, negli ultimi anni, nelle regioni del Nord-Ovest, il trend del consumo di suolo mostra un'accelerazione, mentre il

¹³ La cartografia completa è disponibile per il download sul sito www.consumosuolo.isprambiente.it con una licenza che ne permette il pieno utilizzo (CC BY 3.0 IT) 

¹⁴ Tali dati derivano dalla fotointerpretazione di un sottocampione di circa 40.000 punti delle reti di monitoraggio nazionale e regionale.

¹⁵ La stima relativa agli anni '50 viene effettuata utilizzando la cartografia dell'Istituto Geografico Militare a scala 1:25.000 a diverse date, mediamente l'anno di riferimento per i punti di campionamento è il 1956.

¹⁶ Se non indicato diversamente, le tabelle e le figure di questo rapporto sono di fonte ISPRA-ARPA-APPA.

¹⁷ I dati relativi al 2015 sono stime preliminari ottenute sulla base di un sottocampione dei punti di monitoraggio. Per alcune aree del territorio nazionale, dove le ortofoto di maggior dettaglio non erano disponibili per l'anno 2015, sono state utilizzate immagini a minor risoluzione che non hanno consentito, in alcuni casi, di osservare le trasformazioni minori.

¹⁸ I valori in chilometri quadrati sono arrotondati alle centinaia.

Triveneto e l'Emilia Romagna seguono, nel complesso, l'andamento generale del fenomeno, con una certa tendenza al rallentamento della velocità di trasformazione. Inoltre, se fino all'inizio degli anni '90 il Centro e il Sud Italia mostravano percentuali di suolo consumato simili, successivamente il Centro si distacca con valori in netta crescita e un successivo rallentamento, con valori appena inferiori a quelli medi nazionali che, nel complesso, hanno un andamento piuttosto omogeneo (Figura 7.1).

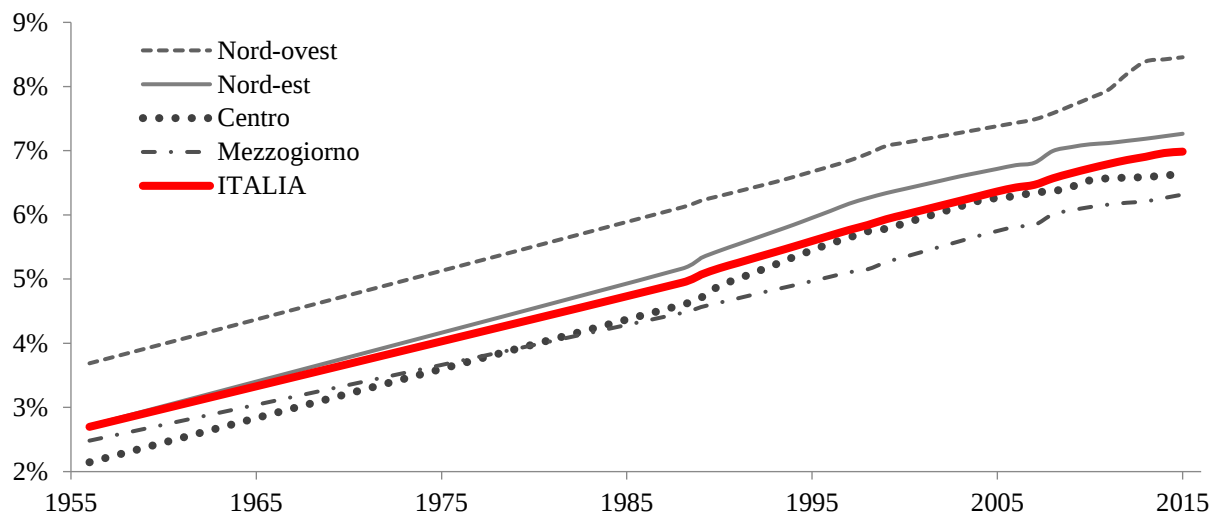


Figura 7.1 - Andamento del consumo di suolo a livello nazionale e ripartizionale, espresso in percentuale di suolo consumato sulla superficie territoriale tra gli anni '50 e il 2015. Fonte: rete di monitoraggio ISPRA-ARPA-APPA.

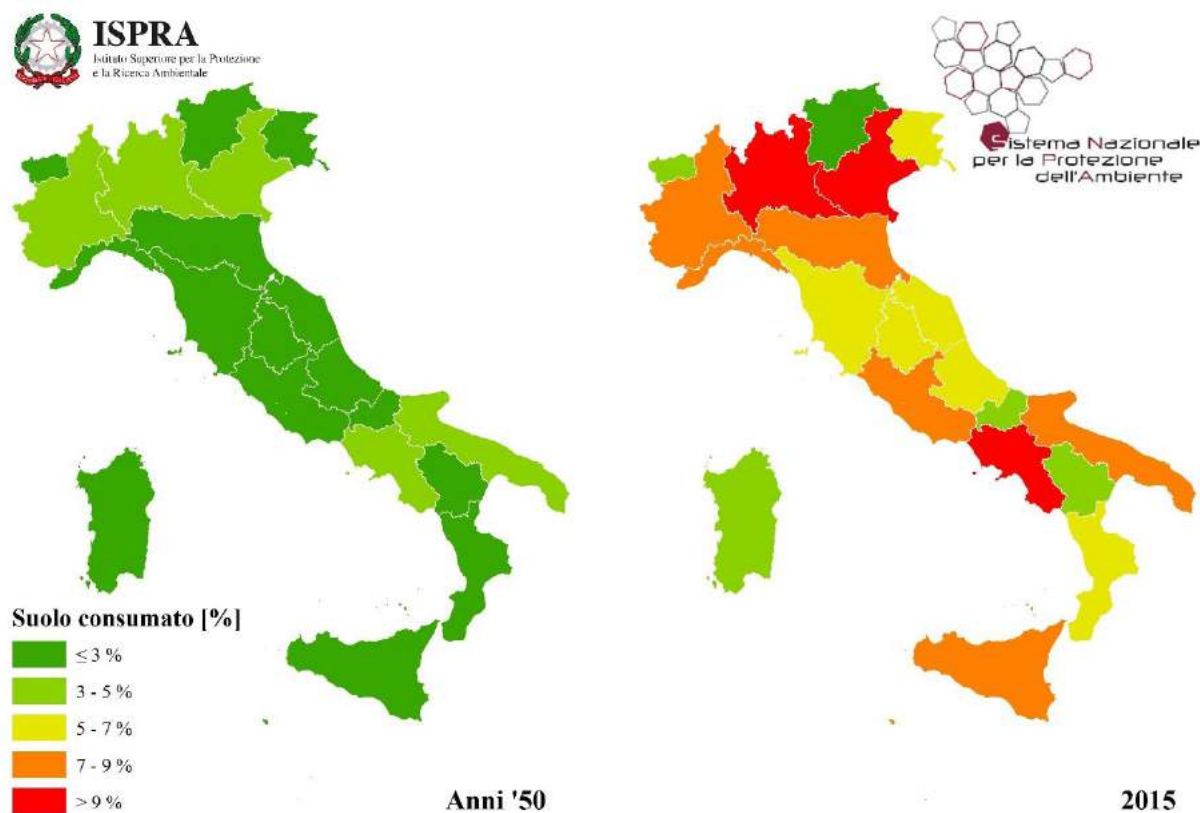


Figura 7.2 - Stima del suolo consumato a livello regionale negli anni '50 e al 2015. Fonte: rete di monitoraggio ISPRA-ARPA-APPA.

Nel 2015, in 15 regioni viene superato il 5% di suolo consumato, con il valore percentuale più elevato in Lombardia e in Veneto (oltre il 10%) e in Campania, Puglia, Emilia Romagna, Lazio, Piemonte, Sicilia e Liguria dove troviamo valori compresi tra il 7 e il 10% (Tabella 7.3, Figura 7.2). Tali stime sono in parte differenti da quelle ottenute con la nuova carta nazionale (si veda più avanti).

Tabella 7.3 - Stima del suolo consumato in percentuale sulla superficie regionale a livello regionale, per anno. Per ogni regione e per ogni anno si riportano i valori minimi e massimi dell'intervallo di confidenza. Fonte: rete di monitoraggio ISPRA-ARPA-APPA.

	Anni '50	1989	1996	1998	2006	2008	2013	2015
Piemonte	2,2-3,9	4,4-6,3	4,7-6,7	4,8-6,8	5,0-7,0	5,1-7,1	5,9-8,2	5,9-8,2
Valle d'Aosta	1,1-2,3	1,7-3,0	1,8-3,1	1,8-3,1	2,0-3,4	2,0-3,4	2,2-3,7	2,3-3,8
Lombardia	3,9-5,8	6,8-9,0	7,5-9,9	7,7-10,1	8,5-11,0	8,8-11,3	9,6-12,2	9,6-12,4
Trentino-Alto Adige	0,9-2,0	1,5-2,7	1,6-2,8	1,6-2,9	1,8-3,1	1,8-3,1	1,8-3,2	1,8-3,2
Veneto	3,0-4,8	5,0-7,1	6,2-8,3	6,5-8,7	7,7-10,1	8,3-10,8	8,6-11,1	8,7-11,3
Friuli-Venezia Giulia	2,2-3,8	4,4-6,3	5,0-7,0	5,1-7,1	5,5-7,5	5,6-7,7	5,8-7,9	5,8-8,0
Liguria	2,0-3,5	4,2-6,1	5,0-7,0	5,2-7,2	5,6-7,7	5,6-7,7	5,9-8,0	5,9-8,1
Emilia Romagna	1,8-3,0	5,7-7,7	6,4-8,4	6,6-8,7	6,7-8,8	6,8-8,8	6,9-8,9	6,8-9,2
Toscana	1,6-3,0	3,7-5,5	4,5-6,4	4,5-6,5	5,1-7,2	5,2-7,2	5,3-7,4	5,3-7,5
Umbria	1,1-2,3	2,6-4,2	3,1-4,8	3,2-4,9	4,2-6,2	4,2-6,2	4,3-6,3	4,3-6,3
Marche	1,9-3,5	3,9-5,8	4,6-6,6	4,8-6,8	5,1-7,3	5,3-7,4	5,7-7,9	5,8-8,1
Lazio	1,3-2,4	4,5-6,3	5,5-7,4	5,9-7,9	6,1-8,0	6,1-8,1	6,4-8,4	6,3-8,6
Abruzzo	1,0-2,2	2,7-4,3	3,2-4,9	3,3-5,0	3,6-5,5	4,0-5,8	4,2-6,1	4,3-6,3
Molise	1,3-2,7	2,2-3,7	2,4-4,0	2,5-4,1	2,7-4,3	2,8-4,5	3,0-4,7	3,0-4,7
Campania	3,5-5,4	6,0-8,2	6,5-8,7	6,6-8,8	7,2-9,5	7,5-9,8	7,8-10,2	7,8-10,3
Puglia	2,6-4,3	5,3-7,2	6,0-8,0	6,3-8,4	7,1-9,3	7,3-9,6	7,4-9,7	7,5-10,0
Basilicata	1,5-3,0	2,2-3,7	2,6-4,1	2,7-4,3	3,3-5,1	3,4-5,2	3,6-5,3	3,6-5,4
Calabria	1,6-3,1	3,1-4,8	3,4-5,2	3,4-5,2	3,9-5,7	4,3-6,1	4,5-6,4	4,5-6,5
Sicilia	1,4-2,8	4,5-6,5	4,9-6,9	5,0-7,0	5,5-7,7	5,5-7,7	5,8-7,9	5,9-8,2
Sardegna	1,1-2,3	2,0-3,3	2,3-3,7	2,4-3,8	3,2-4,8	3,3-5,0	3,4-5,0	3,3-5,1

In base alla diversa estensione territoriale delle regioni italiane, alle caratteristiche della rete di monitoraggio e all'errore di stima associato alla variabile oggetto di studio, la stima del suolo consumato viene fornita attraverso un intervallo che racchiude il valore vero con una confidenza del 95%.

Anche in questo caso, le stime riferite al 2015 sono da ritenersi preliminari a causa della non completa disponibilità dei dati di base necessari per la fotointerpretazione a livello sub-nazionale.

I dati derivanti dalla nuova cartografia nazionale (Tabella 7.4), aggiornata al 2015 a cura di ISPRA, ARPA e APPA, portano a stime in generale ricadenti all'interno dell'intervallo di confidenza della rete di monitoraggio, pur in presenza di un sistema di indagine differente (cartografico invece che inventariale) e una risoluzione inferiore di rilevamento. Tali differenze, e in particolare la minima unità di rilevamento pari a 100 metri quadrati, portano a una sottostima dei cambiamenti avvenuti tra un anno e l'altro (a livello nazionale l'incremento tra il 2012 e il 2015 è pari allo 0,7%, circa 15.000 ettari) e a una piccola sovrastima del suolo consumato a livello nazionale (7,6% invece del 7,0% stimato con la rete di monitoraggio), ma questi nuovi dati, che saranno aggiornati e migliorati nei prossimi anni, già consentono di avere una mappatura completa del territorio nazionale e una rappresentazione delle superfici a copertura artificiale anche a livello locale (si veda il cap. 9 per maggiori dettagli sulle metodologie). Le elaborazioni sono state assicurate dal Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA), attraverso l'istituzione di una Rete di referenti che, coordinata da ISPRA, vede

il coinvolgimento delle Agenzie per la Protezione dell'Ambiente delle Regioni e delle Province Autonome (ARPA e APPA), che hanno assicurato la validazione e il miglioramento dei dati al fine della rappresentazione e della valutazione dei cambiamenti intercorsi nel triennio 2012-15¹⁹.

La risoluzione geometrica dei dati è stata allineata, anche al fine di assicurare la sostenibilità futura del monitoraggio su base annuale, ai dati disponibili in ambito *Copernicus*²⁰ e, in particolare, alla nuova missione *Sentinel-2A*²¹, che, lanciata a giugno 2015, fornisce dati multispettrali con una risoluzione di 10 metri, adatti quindi sia per processi di fotointerpretazione sia di classificazione semi-automatica. Le stime sulle superfici sono state realizzate attraverso una riproiezione dei dati in un sistema equivalente (ETRS_1989_LAEA).

Una fonte ancillare significativa, la cui integrazione nel processo di produzione ha permesso di migliorare notevolmente l'accuratezza dei dati e il processo di classificazione delle immagini, è stata l'informazione vettoriale di *OpenStreetMap*²².

Tabella 7.4 - Stima del suolo consumato in percentuale sulla superficie regionale a livello regionale al 2015 e incremento percentuale rispetto al 2012. Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

Regione	2015	Incr. % rispetto al 2012	Regione	2015	Incr. % rispetto al 2012	Regione	2015	Incr. % rispetto al 2012
Piemonte	8,2	0,3	Emilia Romagna	9,6	0,5	Campania	10,7	0,6
Valle d'Aosta	2,9	0,7	Toscana	7,0	0,3	Puglia	8,2	0,9
Lombardia	12,8	0,6	Umbria	5,4	1,0	Basilicata	3,4	1,4
Trentino-Alto Adige	4,4	0,7	Marche	7,0	0,9	Calabria	4,9	0,9
Veneto	12,2	0,6	Lazio	8,2	0,8	Sicilia	6,9	0,9
Friuli-Venezia Giulia	8,8	0,7	Abruzzo	4,8	0,8	Sardegna	3,6	0,7
Liguria	8,2	0,3	Molise	3,8	0,7	Italia	7,6	0,7

Le stime riportate utilizzano le definizioni riportate in questo rapporto (si veda il cap. 2) e il relativo sistema di classificazione utilizzato per il monitoraggio del SNPA. Come richiamato in precedenza (cap. 6), il disegno di legge recentemente approvato alla Camera riporta differenti definizioni che imporrebbero un diverso sistema di classificazione e un nuovo sistema di monitoraggio che integri altre informazioni, ad oggi non sempre disponibili. È quindi impossibile, ad oggi, fornire stime coerenti con tali definizioni ma, per avere un'idea dell'ordine di grandezza, è stata effettuata una stima assolutamente preliminare su un ridotto campione di punti della rete di monitoraggio.

I risultati ottenuti mostrano che, tra i punti analizzati in cui è avvenuto un cambiamento di copertura del suolo tra il 2013 e il 2015 (con la realizzazione di edifici, infrastrutture o altre aree artificiali al posto di coperture naturali, agricole o seminaturali), il 54% non sarebbe stato conteggiato come consumo di suolo secondo le definizioni del disegno di legge. In altri termini, utilizzando le definizioni riportate nel testo approvato alla Camera, solo 115 km² (sui 250 km² reali) sarebbero considerati consumo di suolo tra il

¹⁹ Le attività di miglioramento non sono state completate su tutto il territorio nazionale alla data della pubblicazione di questo rapporto e i dati 2015 derivanti dalle elaborazioni della cartografia nazionale sono, quindi, da ritenersi preliminari. Nuove versioni dei dati e delle stime a livello comunale e provinciale saranno tempestivamente pubblicate sul sito www.consumosuolo.isprambiente.it in formato aperto.

²⁰ *Copernicus* (già noto come GMES - *Global Monitoring for Environment and Security*) è il programma europeo finalizzato alla realizzazione di un sistema per l'osservazione della terra in grado di rendere disponibili alcuni servizi informativi e cartografie in diversi settori (*Emergency, Security, Marine, Climate Change, Atmosphere, Land*; EEA, 2013).

²¹ Poiché i dati non preliminari di Sentinel-2A sono stati resi disponibili solo per la fine dell'anno 2015 il processo di classificazione delle immagini si è dovuto basare anche su altre fonti di dati ancillari e, in ogni caso, a causa del periodo invernale, in alcune aree la copertura nuvolosa o nevosa non ha permesso una rappresentazione completa dei cambiamenti di copertura del suolo. Sulla base dei dati acquisiti nel 2016, quindi, sarà garantito un ulteriore miglioramento anche dei dati riferiti al 2015 e saranno rilasciate, in caso di variazioni, le nuove versioni della cartografia e delle stime derivate a livello comunale e provinciale. La cartografia e le diverse versioni di tutti i dati elaborati sono disponibili, in formato aperto, sul sito www.consumosuolo.isprambiente.it.

²² *OpenStreetMap* è un progetto che punta a creare e rendere disponibili dati cartografici, liberi e gratuiti a chiunque ne abbia bisogno. Il progetto è stato lanciato perché la gran parte delle mappe che normalmente si pensano libere, hanno, in realtà restrizioni legali o tecniche, impedendo quindi alle persone il loro uso per scopi produttivi, creativi (<http://openstreetmap.it/>).

2013 e il 2015, mentre 135 km² di consumo di suolo avvenuto nello stesso triennio non rientrerebbero nelle definizioni della norma e non sarebbero soggetti a nessuna limitazione.

8. Stima del consumo di suolo a livello provinciale e comunale

L. Congedo, C. Lamantia, T. Luti, I. Marinosci, A. Raudner, N. Riitano, A. Strollo, V. Garofalo, S. Mastrorosa, L. Meccoli, L. Rossi, A. Vitaletti, M. Munafò

Le stime a livello provinciale e comunale derivano dalla carta nazionale ad alta risoluzione relativa agli anni 2012 e 2015, aggiornata a cura del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (ISPRA, ARPA e APPA). Le nuove cartografie prodotte hanno permesso di aggiornare le precedenti stime e di valutare la superficie consumata nel triennio 2012-2015 e la percentuale di consumo di suolo sul territorio di tutti i comuni italiani, anche se le analisi, come quelle dei paragrafi seguenti che utilizzano la nuova cartografia, risentono di una parziale sottostima dell'incremento del suolo consumato di più di mezzo punto percentuale a scala nazionale, dovuta all'impiego di un metodo cartografico, rispetto alle analisi campionarie utilizzate a livello nazionale e regionale (per maggiori dettagli sulla metodologia si veda il capitolo successivo). L'aggiornamento di quest'anno e il ricampionamento della carta nazionale hanno, di contro, aumentato generalmente le stime pubblicate lo scorso anno, permettendo un migliore confronto con le stime nazionali e regionali ottenute con la rete di monitoraggio.

A livello provinciale (Tabella 8.1), la provincia di Monza e della Brianza, si conferma quella con la percentuale più alta di suolo consumato rispetto al territorio amministrato (oltre il 40% nel 2015, secondo la nuova cartografia), con una crescita ulteriore, tra il 2012 e il 2015, dello 0,5%. Seguono Napoli e Milano, con percentuali che superano il 30%. Ma, mentre Napoli ha un incremento del suolo consumato simile a quello di Monza e Brianza (0,5% in più rispetto al 2012), a Milano, nello stesso periodo, la crescita è stata dell'1,2%. Al quarto e quinto posto troviamo Trieste e Varese, che superano il 20% di suolo consumato al 2015. Padova, Treviso e Prato hanno percentuali comprese tra il 15 e il 20%. L'incremento percentuale più elevato si è avuto, tra il 2012 e il 2015, a Matera e a Viterbo che comunque, nel complesso, posseggono ancora un territorio decisamente meno consumato della media nazionale.

Ogliastra, Nuoro e Matera sono le province italiane con le percentuali di suolo consumato inferiori.

In termini assoluti, la provincia di Roma è l'unica a oltrepassare la soglia dei 70.000 ettari, seguita da quella di Torino (oltre 67.000 ettari). Brescia e Milano hanno valori compresi tra i 50.000 e i 55.000 ettari, mentre Cuneo, Salerno, Verona, Treviso e Padova hanno valori che superano i 40.000 ettari.

Rispetto al 2012, la copertura artificiale nelle province di Milano e Roma è cresciuta di oltre 500 ettari. Treviso, Bari, Foggia e Perugia hanno avuto un incremento compreso tra i 300 e i 500 ettari. Al contrario, Trieste, Massa Carrara, Verbano-Cusio-Ossola e Ogliastra hanno avuto i minori incrementi del suolo consumato tra il 2012 e il 2015. Ma mentre Trieste ha un territorio relativamente piccolo e ampiamente compromesso (22,8% di suolo consumato), le altre tre province "virtuose" hanno un territorio decisamente più vasto e con valori di suolo consumato compresi tra il 2,4% di Ogliastra e l'8% di Massa Carrara.

Più di un quinto (il 21,5%, quasi 5.000 km²) del suolo consumato in Italia al 2015, è concentrato nel territorio amministrato dalle 14 città metropolitane.

Analizzando la distribuzione territoriale del consumo di suolo (Figura 8.1), è evidente come, al di là delle maggiori aree metropolitane, le province del Nord Italia, con l'eccezione di Aosta, Verbano-Cusio-Ossola, Sondrio, Trento, Bolzano e Belluno, ovvero le principali province alpine, presentino livelli di suolo consumato generalmente sopra la media nazionale, insieme ad altre province costiere della Toscana, del Lazio, della Campania e delle Marche e, soprattutto, delle province pugliesi (con l'eccezione di Foggia) e del sud della Sicilia. I maggiori incrementi percentuali tra il 2012 e il 2015 si concentrano, invece, prevalentemente nelle province del Centro-Sud (Figura 8.2).

A livello comunale, i maggiori valori di superficie consumata si riscontrano a Roma (oltre 31.000 ettari), con una crescita di ulteriori 160 ettari tra il 2012 e il 2015 (lo 0,5% in più) e in molti comuni capoluoghi di provincia: Milano (oltre 10.000 ettari), Torino (8.200), Napoli (7.300), Venezia, Ravenna, Palermo, Parma, Genova, Verona, Ferrara, Taranto, Perugia e Catania (tra i 5.000 e i 7.000 ettari di suolo consumato). L'analisi ha messo in evidenza valori elevati anche in alcuni comuni che non sono capoluogo, come Vittoria (5.200 ettari) Marsala ed Eboli (3.600 ettari), Noto, Modica, Gela, Fiumicino,

Cerignola, Battipaglia, Licata, Giugliano in Campania, Faenza, Aprilia e Martina Franca (tra i 2.500 e i 3.200 ettari).

Tabella 8.1 - Stima del suolo consumato a livello provinciale nel 2015 e incremento percentuale rispetto al 2012. Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

Provincia	Suolo consumato (2015) [ha]	Suolo consumato (2015) [%]	Area non classificata (2015) [%]	Incremento rispetto al 2012 [%]
Agrigento	18.892	6,4	2,2	0,5
Alessandria	30.442	8,5	-	0,3
Ancona	17.642	9,0	-	1,0
Aosta	9.376	2,9	-	0,7
Arezzo	19.673	6,1	0,0	0,4
Ascoli Piceno	7.803	6,4	0,0	1,0
Asti	14.899	9,9	-	0,2
Avellino	19.481	7,0	0,5	0,6
Bari	37.186	9,7	-	1,0
Barletta-Andria-Trani	11.012	7,2	-	1,0
Belluno	11.982	3,3	-	0,2
Benevento	13.797	6,7	0,5	0,8
Bergamo	34.828	12,7	-	0,6
Biella	9.304	10,2	-	0,2
Bologna	33.220	9,0	-	0,7
Bolzano	30.080	4,1	-	0,7
Brescia	54.705	11,4	-	0,5
Brindisi	19.091	10,4	-	0,9
Cagliari	18.809	4,1	-	1,0
Caltanissetta	11.171	5,3	1,4	1,3
Campobasso	11.681	4,0	-	0,9
Carbonia-Iglesias	5.939	4,0	-	0,3
Caserta	26.168	9,9	-	0,9
Catania	27.942	7,9	0,0	0,7
Catanzaro	15.644	6,5	-	1,2
Chieti	15.420	6,0	-	0,8
Como	16.694	13,0	-	0,8
Cosenza	27.944	4,2	-	0,9
Cremona	19.859	11,2	-	0,6
Crotone	6.134	3,6	-	0,9
Cuneo	45.402	6,6	-	0,2
Enna	8.173	3,2	-	1,1
Fermo	6.591	7,7	-	0,7
Ferrara	19.760	7,5	-	0,7
Firenze	28.952	8,2	-	0,4
Foggia	27.969	4,0	0,0	1,3
Forlì-Cesena	18.163	7,6	-	0,5
Frosinone	22.103	6,8	0,0	0,4
Genova	15.516	8,5	-	0,3
Gorizia	6.565	14,1	-	0,3
Grosseto	18.206	4,0	-	0,5
Imperia	8.692	7,5	-	0,1
Isernia	5.070	3,3	0,0	0,4
La Spezia	7.839	8,9	-	0,3
L'Aquila	15.256	3,0	-	1,0
Latina	22.509	10,0	0,3	0,6
Lecce	39.442	14,3	-	0,6
Lecco	10.316	12,7	-	0,2
Livorno	12.991	10,7	-	0,3
Lodi	9.895	12,6	-	1,3
Lucca	17.670	10,0	-	0,1
Macerata	16.474	5,9	-	0,8

Provincia	Suolo consumato (2015) [ha]	Suolo consumato (2015) [%]	Area non classificata (2015) [%]	Incremento rispetto al 2012 [%]
Mantova	26.307	11,2	-	0,3
Massa Carrara	9.237	8,0	-	0,0
Matera	9.739	2,8	-	2,5
Medio Campidano	4.888	3,2	-	0,9
Messina	19.939	6,2	0,2	0,8
Milano	50.042	31,7	-	1,2
Modena	31.018	11,5	-	0,6
Monza e della Brianza	16.530	40,7	-	0,5
Napoli	39.618	33,8	-	0,5
Novara	17.735	13,2	-	0,4
Nuoro	11.041	2,8	-	0,5
Ogliastra	4.437	2,4	-	0,3
Olbia-Tempio	12.356	3,6	-	0,5
Oristano	12.020	4,0	-	0,5
Padova	40.310	18,8	-	0,4
Palermo	28.250	5,7	0,9	0,7
Parma	32.060	9,3	-	0,3
Pavia	30.281	10,2	-	0,4
Perugia	34.891	5,6	1,2	1,0
Pesaro e Urbino	17.002	6,6	-	1,1
Pescara	8.584	7,0	-	0,4
Piacenza	23.400	9,0	-	0,3
Pisa	18.696	7,6	-	0,2
Pistoia	11.104	11,5	-	0,2
Pordenone	20.191	8,9	0,4	0,9
Potenza	23.480	3,6	1,2	0,9
Prato	5.504	15,0	-	0,3
Ragusa	23.933	14,8	0,0	1,2
Ravenna	18.869	10,2	-	0,9
Reggio di Calabria	18.125	5,7	-	0,9
Reggio nell'Emilia	27.749	12,1	-	0,2
Rieti	8.794	3,2	-	0,6
Rimini	11.162	12,9	-	0,3
Roma	70.804	13,2	-	0,8
Rovigo	16.057	8,8	-	0,3
Salerno	43.807	9,2	3,7	0,6
Sassari	16.873	4,0	1,4	1,3
Savona	12.139	7,8	-	0,2
Siena	19.670	5,1	-	0,3
Siracusa	19.309	9,1	-	1,2
Sondrio	10.251	3,2	-	0,4
Taranto	23.052	9,4	-	0,9
Teramo	12.865	6,6	0,0	1,0
Terni	10.154	4,8	0,0	1,2
Torino	67.409	9,9	-	0,4
Trapani	18.926	7,7	0,1	1,2
Trento	29.967	4,8	-	0,8
Treviso	40.952	16,5	-	1,0
Trieste	4.832	22,8	0,0	0,0
Udine	37.302	7,7	0,5	0,7
Varese	26.369	22,0	-	0,3
Venezia	35.814	14,5	0,0	0,8
Verbano-Cusio-Ossola	8.582	3,8	-	0,1
Vercelli	13.265	6,4	-	0,4
Verona	43.407	14,0	-	0,4
Vibo Valentia	6.450	5,7	-	0,6
Vicenza	35.519	13,0	-	0,8
Viterbo	16.126	4,5	-	1,5

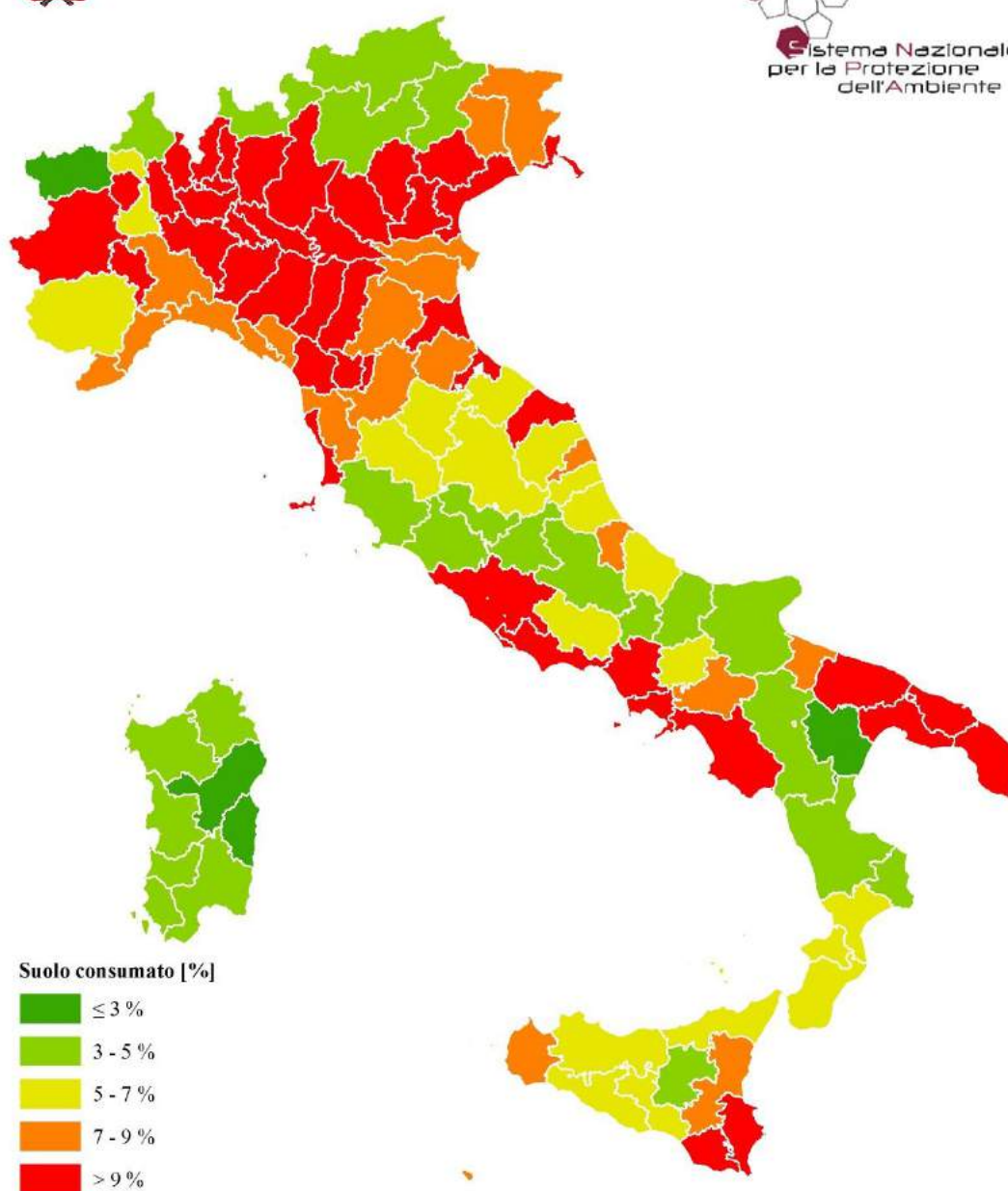


Figura 8.1 - Suolo consumato a livello provinciale (%), anno 2015. Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

In termini percentuali è interessante rilevare come diversi comuni superino il 50%, e talvolta il 60%, di territorio consumato (Tabella 8.2; Figura 8.3). Sono spesso comuni piccoli o medio piccoli che mostrano una tendenza a consumare suolo con dinamiche che si ricollegano ai processi di urbanizzazione dei rispettivi capoluoghi di provincia, con le caratteristiche tipiche di un'unica area metropolitana o piccolissimi comuni con i limiti amministrativi coincidenti, di fatto, con l'area urbanizzata. Il record assoluto va al piccolo comune di Casavatore, in provincia di Napoli, con quasi il 90% di suolo sigillato. Dei dieci comuni con la maggiore percentuale di suolo consumato, otto sono nel Napoletano. Citazione a parte merita il comune di Fiera di Primiero (Trento), che è stato il secondo comune più piccolo d'Italia

(15 ettari complessivi) fino all'accorpamento in Primiero San Martino di Castrozza del 1° gennaio 2016 e che, nel 2015, sfiorava l'80% di suolo consumato.

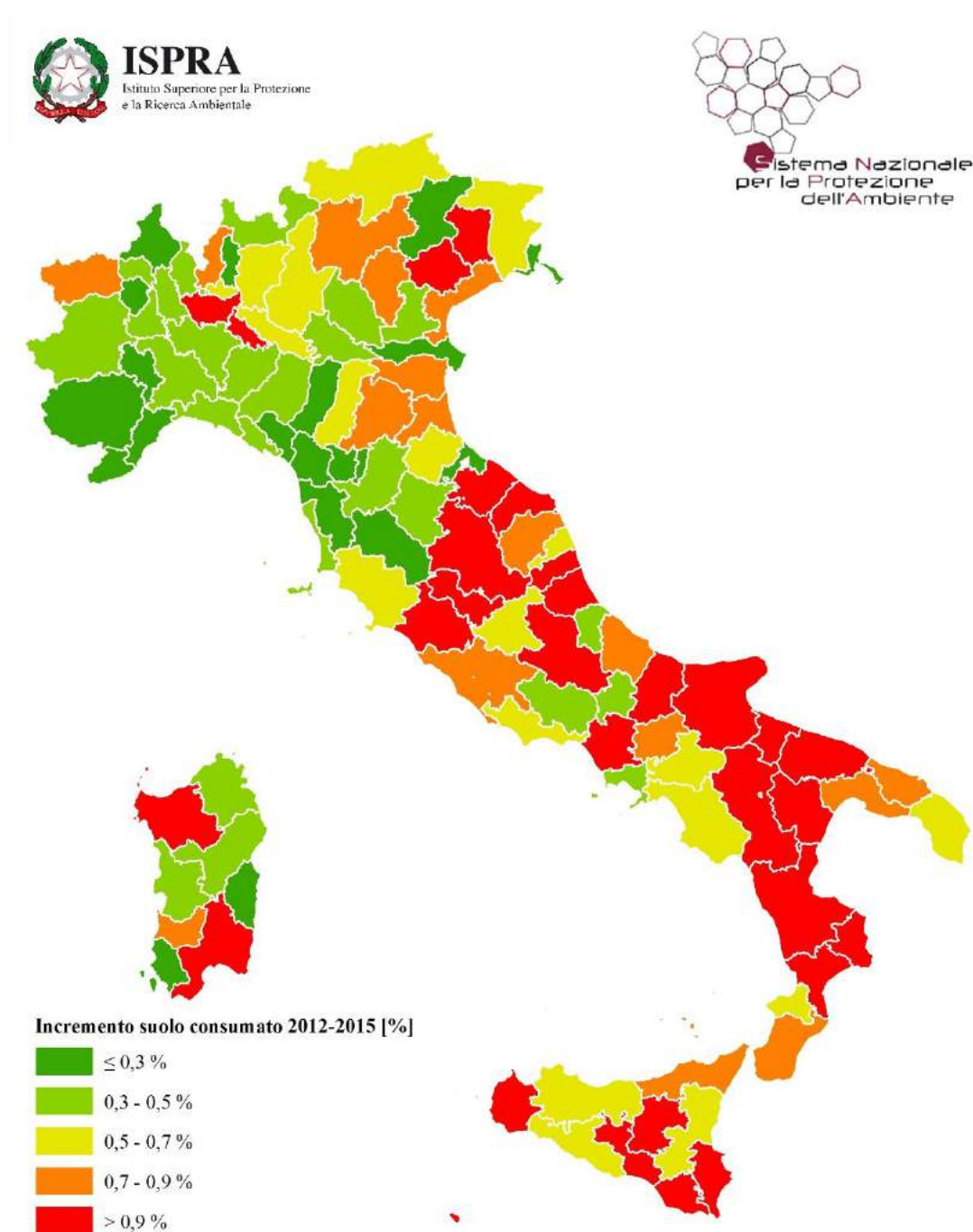


Figura 8.2 - Incremento del suolo consumato a livello provinciale tra il 2012 e il 2015 (%). Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

Va comunque evidenziato che i valori in percentuale della rilevazione, nel caso dei comuni, risultano poco significativi se non confrontati con i valori assoluti della superficie consumata (Tabella 8.3). Questo perché il rapporto tra area urbana e perimetro amministrativo è soggetto a notevoli variazioni nelle singole realtà locali. Ci sono comuni che hanno un'estensione territoriale molto ampia rispetto all'area urbanizzata (come Roma) e altri in cui la città, al contrario, ha superato i limiti amministrativi comunali (come Milano, Napoli e Torino). Nel primo caso, a valori elevati di superficie impermeabilizzata in termini assoluti, possono corrispondere basse percentuali dovute alla presenza di

ampie aree agricole o naturali che circondano la città; nel secondo, viceversa, gli spazi aperti residui all'interno della superficie amministrata hanno un'estensione ridotta, e le percentuali di suolo consumato sono più alte.

La crescita del suolo consumato tra il 2012 e il 2015 supera il 70% nel piccolo comune di San Floro (Catanzaro), che ha il valore più elevato in Italia, a causa, in particolare, di un'ampia zona agricola che è stata destinata a impianti fotovoltaici, e di una nuova area estrattiva. In provincia di Milano, il comune di Vizzolo Predabissi ha avuto, nello stesso periodo, un incremento di oltre il 35%, prevalentemente a causa della realizzazione della Tangenziale Est Esterna di Milano (Tabella 8.4; Figura 8.4).

Tabella 8.2 - Stima del suolo consumato (%) a livello comunale per i 20 comuni con i valori più alti (2015).
Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

	Comune	Provincia	Suolo consumato [%]
1.	Casavatore	Napoli	89,3
2.	Arzano	Napoli	82,0
3.	Melito di Napoli	Napoli	81,0
4.	Fiera di Primiero	Trento	79,7
5.	Cardito	Napoli	71,6
6.	Lissone	Monza e della Brianza	71,3
7.	Frattaminore	Napoli	70,2
8.	Torre Annunziata	Napoli	70,0
9.	Casoria	Napoli	67,8
10.	Portici	Napoli	67,3
11.	Sesto San Giovanni	Milano	66,7
12.	San Giorgio a Cremano	Napoli	65,8
13.	Cusano Milanino	Milano	64,6
14.	Frattamaggiore	Napoli	64,4
15.	Corsico	Milano	64,2
16.	Pero	Milano	64,2
17.	Aversa	Caserta	64,2
18.	Curti	Caserta	63,8
19.	Mugnano di Napoli	Napoli	63,5
20.	Lallio	Bergamo	63,3

Tabella 8.3 - Stima del suolo consumato (ettari) a livello comunale per i 20 comuni con i valori più alti (2015).
Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

	Comune	Provincia	Suolo consumato [ettari]
1.	Roma	Roma	31.458
2.	Milano	Milano	10.401
3.	Torino	Torino	8.191
4.	Napoli	Napoli	7.329
5.	Venezia	Venezia	6.964
6.	Ravenna	Ravenna	6.852
7.	Palermo	Palermo	6.303
8.	Parma	Parma	6.104
9.	Genova	Genova	5.750
10.	Verona	Verona	5.616
11.	Ferrara	Ferrara	5.332
12.	Vittoria	Ragusa	5.201
13.	Taranto	Taranto	5.101
14.	Perugia	Perugia	5.034
15.	Catania	Catania	5.020
16.	Reggio nell'Emilia	Reggio nell'Emilia	4.941
17.	Bari	Bari	4.859
18.	Ragusa	Ragusa	4.796
19.	Padova	Padova	4.558
20.	Modena	Modena	4.553

Tabella 8.4 - Incremento percentuale del suolo consumato a livello comunale per i 5 comuni con i valori più alti (2012-2015). Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

	Comune	Provincia	Incremento % tra 2012 e 2015
1.	San Floro	Catanzaro	70,4
2.	Vizzolo Predabissi	Milano	35,1
3.	Noragugume	Nuoro	25,4
4.	Corleto Perticara	Potenza	24,7
5.	Gambarana	Pavia	24,6

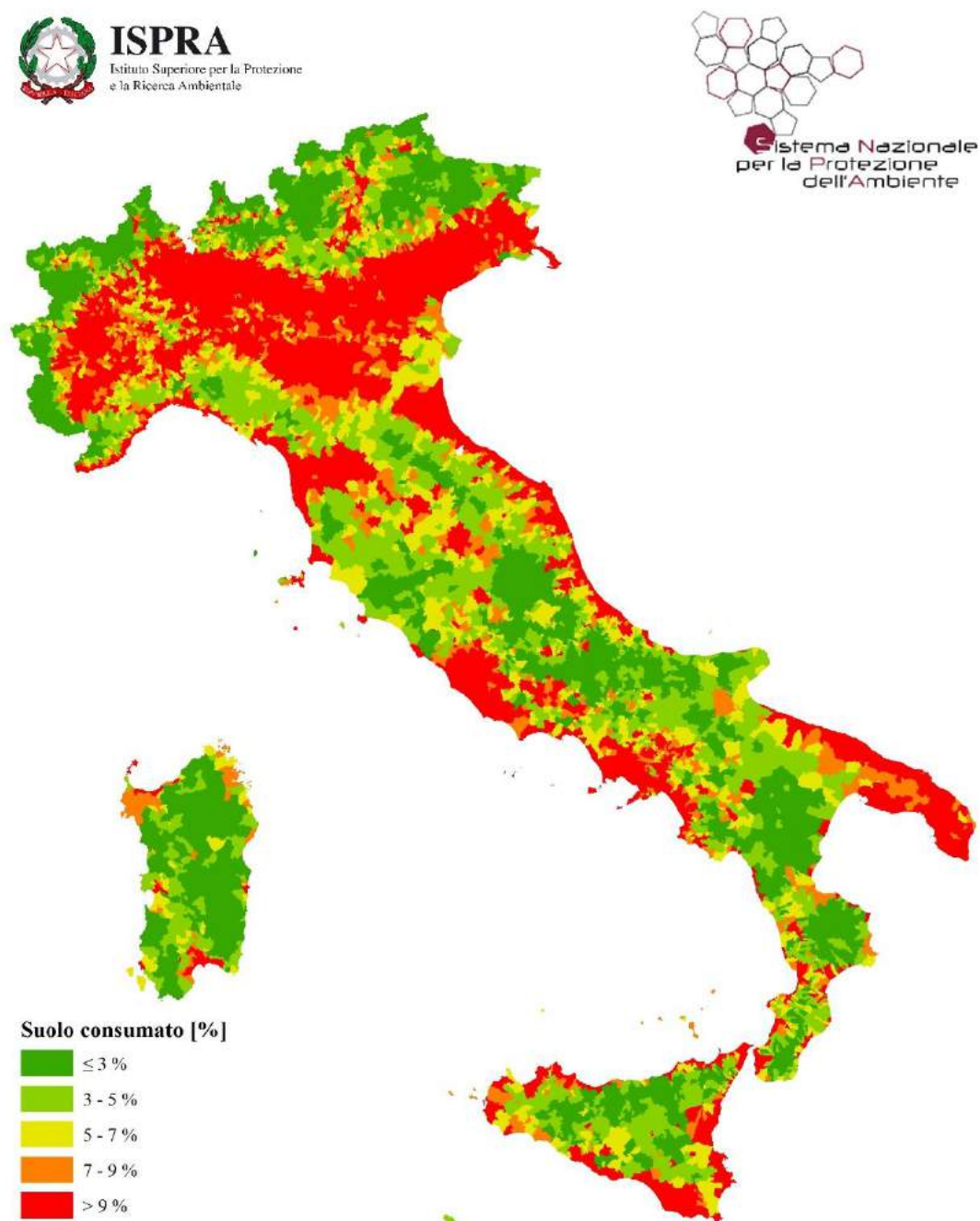


Figura 8.3 - Suolo consumato a livello comunale (%), anno 2015. Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

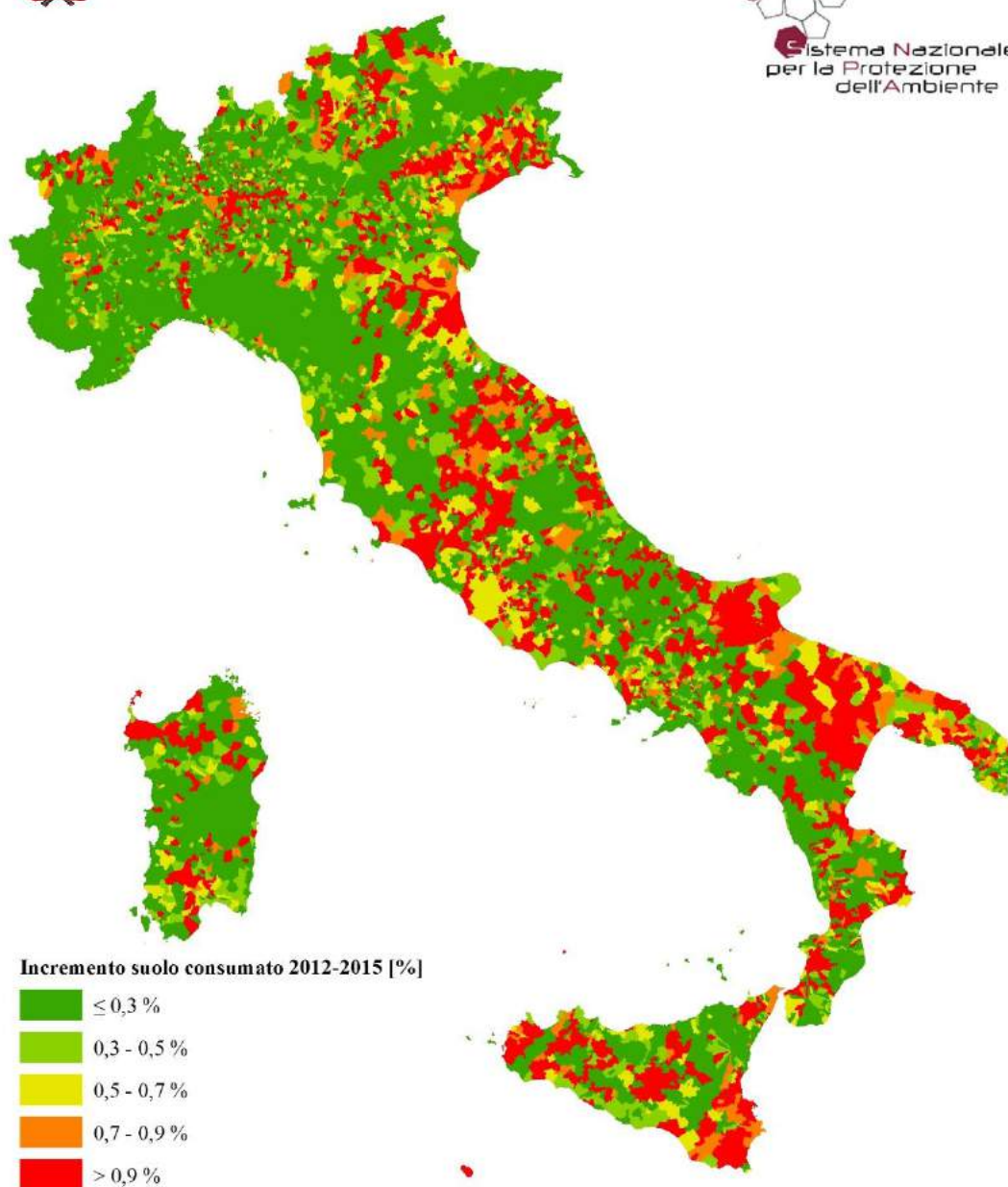


Figura 8.4 - Incremento del suolo consumato a livello comunale tra il 2012 e il 2015 (%). Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

9. Monitoraggio del territorio e del consumo di suolo in Italia

I. Marinosci, L. Congedo, C. Lamantia, T. Luti, M. Marchetti, A. Raudner, N. Riitano, L. Sallustio, A. Strollo, M. Munafò

Al fine di assicurare le attività di monitoraggio del territorio e del consumo di suolo in Italia, ISPRA e le Agenzie per la Protezione dell'Ambiente delle Regioni e delle Province Autonome, hanno costituito una specifica Rete di referenti, anche in considerazione della recente legge istitutiva del Sistema

nazionale per la protezione dell'ambiente (SNPA) che vede, tra le funzioni specifiche del Sistema, il monitoraggio del consumo di suolo.

Il monitoraggio si basa su due approcci complementari, quello cartografico e quello inventariale, che utilizzano lo stesso sistema di classificazione al primo livello (Tabella 9.1). Semplificando si può affermare che mentre il primo risulta particolarmente utile grazie alla possibilità di avere dati spazializzati e utilizzabili come input per modelli e applicativi che, ad esempio, permettono la valutazione e la mappatura dei servizi ecosistemici, il secondo risulta più affidabile dal punto di vista statistico per aree vaste e consente una maggiore versatilità d'utilizzo, facilità e velocità di aggiornamento dei dati.

Tabella 9.1 - Sistema di classificazione utilizzato per la valutazione del consumo di suolo.

liv.1	Suolo consumato	Suolo non consumato
	Edifici, fabbricati, capannoni	Alberi o arbusti in aree urbane
	Strade asfaltate	Alberi o arbusti in aree agricole
	Strade sterrate	Alberi o arbusti in aree naturali
	Piazzali, parcheggi, cortili e altre aree pavimentate o in terra battuta	Seminativi
	Sede ferroviaria	Pascoli, prati, vegetazione erbacea
		Corpi idrici
liv.2	Aeroporti e porti (solo le banchine, le piste, le aree di movimentazione merci e mezzi e le altre aree impermeabili)	Alvei di fiumi asciutti
	Aree e campi sportivi impermeabili	Zone umide
	Serre permanenti	Rocce, suolo nudo, spiagge, dune
	Campi fotovoltaici a terra	Ghiacciai e superfici innestate permanenti
	Aree estrattive non rinaturalizzate, discariche, cantieri	Aree sportive permeabili
	Altre aree impermeabili	Altre aree permeabili in ambito urbano
		Altre aree permeabili in ambito agricolo
		Altre aree permeabili in ambito naturale

La rete nazionale di monitoraggio del consumo di suolo del SNPA è basata su tale approccio e permette di fornire stime affidabili e relativo limite fiduciale a livello nazionale e regionale. Il sistema permette, attualmente, di ricostruire l'andamento del consumo di suolo in Italia dal secondo dopoguerra ad oggi, mediante una metodologia di campionamento stratificato, che unisce la fotointerpretazione di ortofoto e carte topografiche storiche con dati telerilevati ad alta risoluzione. La rete nazionale è integrata con alcune reti di monitoraggio sviluppate per i principali comuni.

La produzione della cartografia nazionale del consumo di suolo avviene attraverso un miglioramento della risoluzione geometrica e temporale dei servizi *Copernicus* di monitoraggio del territorio. I dati del 2015 hanno una risoluzione pari a 10 metri, coerente con quella di *Sentinel-2A*. Per assicurare il confronto con il 2012, la cartografia già prodotta da ISPRA lo scorso anno con risoluzione a 5 metri è stata ricampionata e migliorata attraverso la correzioni di alcuni errori di omissione e di commissione.

Partendo dalla cartografia ricampionata costruita sulla base della copertura satellitare *RapidEye* degli anni 2011 e 2012, è stata realizzata un'analisi di *change detection* tra quest'ultima e la copertura satellitare *Sentinel-2A* relativa all'anno 2015. Il confronto tra le immagini ha permesso di identificare i cambiamenti di copertura del suolo significativi in termini di variazioni della sua copertura artificiale. La metodologia di analisi ha potuto beneficiare della grande disponibilità di dati *Sentinel-2A* che ha prodotto coperture pluri-temporali del territorio a tutto vantaggio della qualità del processo di *change detection*. L'esperienza maturata ha anche messo in evidenza alcuni punti critici riscontrati a causa della non perfetta co-registrazione dei nuovi dati *Sentinel-2A* rispetto alla copertura precedente *RapidEye* e a causa della mono-temporalità di quest'ultima copertura. La variazione della risposta spettrale con la stagionalità è infatti un elemento critico nelle analisi di *change detection* soprattutto per quanto riguarda la valutazione dei cambiamenti nelle aree agricole. L'auspicio è quello di poter disporre, sin dalla prossima attività di aggiornamento, di coperture satellitari non solo tutte della stessa tipologia (*Sentinel-2A*) ma anche coperture pluri-temporali del territorio per ciascun anno di riferimento al fine di mitigare il problema della stagionalità per l'analisi dei cambiamenti sulle aree agricole e massimizzare l'automatismo dell'intero processo.

L'aggiornamento al 2015 della cartografia nazionale del consumo di suolo ha inoltre consentito il miglioramento della qualità di quella precedente del 2012 andando a correggere ulteriori errori di omissione e commissione ivi presenti e conseguente miglioramento sul calcolo delle statistiche di cambiamento.

Tali attività di monitoraggio rappresentano il riferimento ufficiale a livello nazionale per le informazioni statistiche derivanti dal monitoraggio del consumo di suolo in quanto presente, all'interno del *Programma Statistico Nazionale 2014-2016*, come specifica indagine²³. ISPRA è titolare di tale indagine che vede anche il contributo dell'Istat per gli aspetti metodologici-tecnici.

Per una migliore interpretazione dei risultati, sono stati calcolati gli intervalli di confidenza (Tabella 9.2) associati alle percentuali del consumo di suolo a livello regionale e nazionale sulla base delle stime effettuate con la rete di monitoraggio. Per maggiori dettagli sulla metodologia e sulle tecniche di valutazione si rimanda a quanto pubblicato nel rapporto ISPRA 2015.

Tabella 9.2 - Intervalli di confidenza al 95% a livello regionale e nazionale, per anno.

	Anni '50	1989	1996	1998	2006	2008	2013	2015
Piemonte	±0,81%	±0,98%	±0,98%	±0,99%	±1,01%	±1,01%	±1,14%	±1,12%
Valle d'Aosta	±0,61%	±0,66%	±0,66%	±0,66%	±0,70%	±0,70%	±0,74%	±0,76%
Lombardia	±0,98%	±1,14%	±1,19%	±1,21%	±1,26%	±1,26%	±1,33%	±1,37%
Trentino-A. Adige	±0,56%	±0,60%	±0,62%	±0,62%	±0,64%	±0,64%	±0,65%	±0,69%
Veneto	±0,92%	±1,03%	±1,09%	±1,11%	±1,20%	±1,21%	±1,24%	±1,32%
Friuli-V. Giulia	±0,79%	±0,93%	±0,99%	±1,00%	±1,03%	±1,04%	±1,05%	±1,12%
Liguria	±0,78%	±0,96%	±0,99%	±1,01%	±1,04%	±1,04%	±1,06%	±1,12%
Emilia Romagna	±0,64%	±0,98%	±1,03%	±1,05%	±1,05%	±1,02%	±1,00%	±1,19%
Toscana	±0,71%	±0,91%	±0,95%	±0,95%	±1,02%	±1,03%	±1,05%	±1,07%
Umbria	±0,62%	±0,81%	±0,87%	±0,87%	±0,98%	±0,96%	±0,99%	±0,98%
Marche	±0,79%	±0,95%	±1,01%	±1,03%	±1,06%	±1,07%	±1,11%	±1,12%
Lazio	±0,58%	±0,91%	±0,96%	±1,00%	±0,98%	±0,98%	±1,00%	±1,15%
Abruzzo	±0,61%	±0,81%	±0,86%	±0,87%	±0,91%	±0,92%	±0,94%	±0,98%
Molise	±0,68%	±0,75%	±0,78%	±0,79%	±0,81%	±0,82%	±0,85%	±0,85%
Campania	±0,96%	±1,08%	±1,11%	±1,12%	±1,16%	±1,16%	±1,18%	±1,26%
Puglia	±0,83%	±0,98%	±1,04%	±1,06%	±1,12%	±1,13%	±1,12%	±1,24%
Basilicata	±0,71%	±0,74%	±0,78%	±0,79%	±0,87%	±0,88%	±0,89%	±0,91%
Calabria	±0,73%	±0,85%	±0,89%	±0,89%	±0,93%	±0,93%	±0,95%	±1,00%
Sicilia	±0,68%	±1,00%	±1,02%	±1,02%	±1,07%	±1,07%	±1,09%	±1,12%
Sardegna	±0,60%	±0,67%	±0,72%	±0,73%	±0,83%	±0,83%	±0,83%	±0,88%
Italia	±0,19%	±0,23%	±0,24%	±0,25%	±0,26%	±0,26%	±0,27%	±0,25%

Le informazioni raccolte sono state confermate o eventualmente corrette nella fase di validazione. Per verificare il grado di corrispondenza dei dati derivanti dalla fotointerpretazione con quelli della validazione, si è proceduto con la valutazione dell'accuratezza. Tale procedura è consistita in primo luogo nella selezione di un sottocampione, quindi nella costruzione di una matrice le cui intestazioni delle colonne sono rappresentate dai dati reali o di riferimento (cioè validati), e le righe dai valori attribuiti prima della validazione (sulla base del primo livello di classificazione: punti non classificati, suolo non consumato, suolo consumato). Poiché tale metodo si basa sulla corrispondenza dei valori, sulla diagonale principale ricadono i punti correttamente classificati, mentre gli altri elementi sono errori di classificazione. Da queste, sono stati derivati gli indici di accuratezza globale, accuratezza per l'utilizzatore e accuratezza per il produttore²⁴. L'accuratezza globale a scala nazionale è risultata pari complessivamente al 99% e si è mantenuta sopra al 95% in tutte le regioni.

La validazione della cartografia 2015 del consumo di suolo è stata effettuata attraverso un confronto con i punti della rete di monitoraggio del consumo di suolo nazionale e regionale, ottenendo un'accuratezza globale pari al 95,6%. Considerando la risoluzione geometrica dello strato (10 metri) è stata effettuata anche un'ulteriore validazione dopo aver eseguito un'operazione di "shrink" sulla classe 0 che consente di eliminare gli errori dovuti alla coregistrazione delle immagini satellitari dal computo dell'accuratezza. L'operazione di *shrink* è stata applicata alla carta nazionale del consumo di suolo selezionando 1 pixel

²³ Programma Statistico Nazionale (PSN) 2014-2016, Statistiche da indagine - APA-00046 - Monitoraggio del consumo del suolo e del soil sealing.

²⁴ Anche in questo caso, per maggiori dettagli sulla metodologia e sulle tecniche di validazione si rimanda a quanto pubblicato nel rapporto ISPRA 2015

di bordo da “espandere” per la classe 1 delle aree consumate. In tal caso l’accuratezza globale è risultata pari al 97,7%.

Servizi Copernicus per il monitoraggio del territorio

N. Bonora, M. Munafò

Copernicus, noto in precedenza come GMES - *Global Monitoring for Environment and Security*, è un programma europeo di osservazione della Terra che ha come obiettivo principale la protezione dell’ambiente, la protezione civile e la sicurezza civile. Si tratta di un sistema complesso di raccolta di informazioni da molteplici fonti quali satelliti di osservazione e sensori di terra, mare e aerei che vengono integrate tra loro. *Copernicus* ha tra i suoi obiettivi anche quello di garantire all’Europa una sostanziale indipendenza nel rilevamento e nella gestione dei dati sullo stato di salute del pianeta.

I servizi *core* del *Copernicus* coprono sei aree tematiche (territorio, mare, atmosfera, cambiamenti climatici, gestione delle emergenze, sicurezza) e sono applicati in numerosi campi, tra cui la protezione dell’ambiente, la gestione delle aree urbane, la pianificazione regionale e locale, l’agricoltura, la gestione forestale, la silvicoltura, la pesca, la salute, i trasporti, i cambiamenti climatici, lo sviluppo sostenibile, la protezione civile e il turismo.

Nell’ambito del programma *Copernicus*, come parte della componente di monitoraggio del territorio di responsabilità dell’Agenzia Europea per l’Ambiente (EEA) e con il contributo dei diversi paesi europei (per l’Italia il riferimento è ISPRA), sono stati realizzati, tra gli altri, gli *High Resolution Layers* (HRL) riferiti all’anno 2012, le cartografie *Corine Land Cover* e *Urban Atlas*. Gli HRL, in particolare, sono mappe di copertura del suolo ad alta risoluzione finalizzate al monitoraggio della copertura del suolo in Europa con elevata risoluzione spaziale per i principali temi ambientali: impermeabilizzazione del suolo e aree costruite, foreste, prati permanenti, zone umide, corpi idrici permanenti.

10. Area di impatto del consumo di suolo

L. Congedo, I. Marinosci, N. Riitano, A. Strollo, M. Munafò

Una corretta valutazione dell’impatto del consumo del suolo non può prescindere dall’esaminare gli effetti dello stesso nell’intorno della superficie direttamente coperta artificialmente. Sebbene una quota importante degli effetti possa essere considerata diretta, e valutabile attraverso gli impatti diretti sugli ecosistemi e sulla biodiversità, non sono da trascurare gli effetti indiretti e di disturbo, che interessano alcuni importanti servizi ecosistemici di regolazione climatica ed idrogeologica (si veda anche la parte III). Limitando l’analisi alla dimensione orizzontale della superficie terrestre, si è scelto di stimare la superficie potenzialmente impattata dalla presenza di coperture artificiali considerando una distanza di 60, 100 e 200 metri. Tali misure, che si traducono operativamente in diversi buffer sulle aree costruite, sono state scelte per generalizzare la questione degli impatti senza assegnare pesi specifici ai comparti ambientali coinvolti.

La superficie effettivamente coinvolta è risultata essere pari a 42,2 (considerando 60 m di buffer), 56,0 (a 100 m) e 75,5% (a 200 m) della superficie nazionale che, sotto le precedenti ipotesi, sono preoccupanti indicatori della portata del disturbo del consumo di suolo. In altri termini, oltre la metà del territorio nazionale ha una copertura artificiale entro 100 metri di distanza, mentre i tre quarti della superficie ricadono entro 200 metri da suolo consumato. Aumentando la distanza di impatto a 1.000 metri, si arriverebbe a coprire la quasi totalità del territorio nazionale (98%, con picchi del 99,9% in Liguria e Toscana).

L’analisi a livello regionale mostra che l’area di impatto a 100 metri, in percentuale, sfiora in Puglia, Emilia Romagna, e Campania il 70%. L’area di impatto a 200 metri arriva quasi al 90% dell’intero territorio regionale in Puglia, Emilia Romagna e Marche.

Considerati i limiti della scala nazionale e del singolo tematismo adottato, la valutazione del disturbo nell’intorno delle superfici trasformate potrebbe rivelarsi un’informazione di supporto importante per la pianificazione, affiancata da strumenti già introdotti in questo Rapporto che riescano a valutare gli effetti sulla configurazione e distribuzione spaziale delle componenti ambientali e in termini di mappatura e di valutazione dei servizi ecosistemici.

Tabella 10.1 - Percentuale di superficie del territorio impattata direttamente o indirettamente (a distanza di 60, 100 e 200 metri) dal consumo di suolo a livello regionale al 2012 e al 2015. Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

Regione	Superficie impattata dal consumo di suolo [%]					
	2012			2015		
	60m	100m	200m	60m	100m	200m
Piemonte	42,8	56,8	76,2	42,8	56,8	76,2
Valle D'Aosta	19,0	25,3	36,7	19,0	25,3	36,8
Lombardia	48,1	60,8	77,7	48,2	60,8	77,8
Trentino-Alto Adige	32,2	42,4	57,0	32,3	42,5	57,0
Veneto	49,7	62,4	78,5	49,8	62,5	78,5
Friuli Venezia Giulia	42,4	54,4	70,1	42,4	54,4	70,1
Liguria	45,5	58,5	77,5	45,6	58,5	77,5
Emilia-Romagna	50,4	66,6	87,5	50,4	66,6	87,5
Toscana	43,4	58,3	80,4	43,4	58,3	80,4
Umbria	37,8	52,1	74,5	37,9	52,1	74,5
Marche	43,8	60,2	83,1	43,9	60,2	83,1
Lazio	44,2	57,0	75,3	44,3	57,1	75,3
Abruzzo	31,3	42,5	60,5	31,4	42,6	60,6
Molise	33,7	47,3	69,7	33,8	47,4	69,9
Campania	50,5	64,6	82,4	50,7	64,7	82,4
Puglia	52,3	68,7	87,5	52,5	68,8	87,6
Basilicata	30,3	43,0	64,7	30,4	43,2	65,0
Calabria	32,9	45,4	65,7	33,0	45,5	65,8
Sicilia	44,5	60,5	82,6	44,6	60,6	82,7
Sardegna	29,9	42,7	65,0	30,0	42,8	65,1
Italia	42,1	55,9	75,4	42,2	56,0	75,5

11. Consumo di suolo in fascia costiera

T. Luti, G. Giorgi

Il consumo di suolo nella fascia costiera è stato stimato utilizzando la nuova cartografia ed è stato elaborato per diverse “zone” definite dalla distanza dalla linea di costa: 0-300 metri, 300-1000 metri, 1-10 chilometri, oltre 10 chilometri.

I valori percentuali del suolo consumato tendono a crescere avvicinandosi alla costa. A livello nazionale più di un quinto della fascia compresa entro i 300 metri dal mare è ormai consumato. Tra le regioni con valori più alti entro i 300 metri dalla linea di costa si evidenziano Marche e Liguria con oltre il 45% di suolo consumato, Abruzzo, Campania, Emilia Romagna e Lazio con valori compresi tra il 30 e il 40%. Tra i 300 e i 1000 metri si segnalano invece Abruzzo, Emilia-Romagna, Campania e Liguria con oltre il 30% di consumato. Nella fascia tra 1 e 10 chilometri troviamo ancora la Campania con circa il 18% di consumato (Tabella 11.1).

L’incremento percentuale maggiore tra il 2012 e il 2015 si registra nella fascia tra 1 e 10 chilometri dalla costa mentre complessivamente, nelle fasce più costruite vicino al mare, l’incremento è più contenuto, anche se si continua a costruire anche nella fascia sotto i 300 metri, con un aumento del suolo consumato dello 0,2% a livello nazionale (Tabella 11.2).

Nelle province di Matera, Udine e Viterbo, l’incremento percentuale del suolo consumato tra il 2012 e il 2015 entro 1 chilometro dal mare raggiunge valori compresi tra l’1 e il 2% (Tabella 11.3).

Tabella 11.1 - Percentuale di suolo consumato rispetto alla distanza dalla linea di costa su base regionale, escluse le regioni che non sono bagnate dal mare (2015). Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

Regione	Entro 300m	Tra 300 e 1.000m	Tra 1 e 10km	Oltre 10km
Veneto	10,5	10,2	13,1	12,2
Friuli Venezia Giulia	13,4	14,1	13,4	8,1
Liguria	47,8	30,4	9,0	4,2
Emilia-Romagna	33,7	31,3	12,2	9,3
Toscana	21,4	16,3	9,2	6,5
Marche	45,6	29,6	11,7	5,5
Lazio	30,8	21,1	10,6	7,4
Abruzzo	36,3	31,6	10,8	3,7
Molise	19,4	15,8	4,9	3,6
Campania	35,0	31,2	18,3	8,2
Puglia	29,3	21,6	10,1	6,3
Basilicata	5,8	5,0	5,4	3,2
Calabria	28,4	19,2	4,9	3,5
Sicilia	28,2	24,4	10,3	4,0
Sardegna	10,2	8,6	4,7	2,6
Italia	22,9	19,3	9,1	7,0

Tabella 11.2 - Incremento percentuale di suolo consumato rispetto alla distanza dalla linea di costa su base regionale, escluse le regioni che non sono bagnate dal mare tra il 2012 e il 2015. Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

Regione	Entro 300m	Tra 300 e 1.000m	Tra 1 e 10km	Oltre 10km
Veneto	0,1	0,7	0,8	0,6
Friuli Venezia Giulia	0,4	0,5	0,6	0,7
Liguria	0,1	0,3	0,3	0,2
Emilia-Romagna	0,1	0,3	0,7	0,5
Toscana	0,1	0,1	0,3	0,3
Marche	0,2	0,2	1,3	0,9
Lazio	0,2	0,6	0,8	0,8
Abruzzo	0,0	0,1	0,8	0,9
Molise	0,3	0,2	2,2	0,6
Campania	0,1	0,1	0,6	0,7
Puglia	0,3	0,5	0,8	1,1
Basilicata	0,2	1,8	1,3	1,4
Calabria	0,2	0,5	1,1	1,0
Sicilia	0,3	0,5	1,1	1,0
Sardegna	0,2	0,3	0,8	0,8
Italia	0,2	0,4	0,8	0,7

Tabella 11.3 - Incremento percentuale di suolo consumato nella fascia tra 0 e 1.000m dalla linea di costa al livello provinciale (prime 10 province) tra il 2012 e il 2015. Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

	Provincia	Incr. % tra 0 e 1.000m rispetto al 2012
1.	Matera	2,0
2.	Udine	1,2
3.	Viterbo	1,0
4.	Gorizia	0,8
5.	Bari	0,7
6.	Trapani	0,6
7.	Foggia	0,6
8.	Palermo	0,5
9.	Brindisi	0,5
10.	Roma	0,5
-	Italia	0,3

Tabella 11.4 - Incremento percentuale di suolo consumato per i soli comuni costieri, escluse le regioni che non sono bagnate dal mare tra il 2006 e il 2012 e tra il 2012 e il 2015. Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA e su dati ISPRA.

Regione	2006-2012	2012-2015
Veneto	1,9	0,6
Friuli Venezia Giulia	0,9	0,2
Liguria	1,0	0,2
Emilia-Romagna	3,4	0,6
Toscana	1,8	0,3
Marche	3,5	0,6
Lazio	5,4	0,7
Abruzzo	3,0	0,3
Molise	3,2	1,4
Campania	2,9	0,7
Puglia	4,8	0,7
Basilicata	0,8	1,2
Calabria	4,5	0,8
Sicilia	2,9	0,9
Sardegna	1,2	0,6
Italia	3,3	0,7

Nell'ambito del progetto EcAp-ICZM, finanziato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, sono state approfondite le dinamiche del consumo di suolo per il territorio complessivo dei comuni costieri, ovvero quelli bagnati dal mare, per i quali si applica il Protocollo sulla Gestione Integrata della Zona Costiera (ICZM) della Convenzione di Barcellona sulla protezione del Mar Mediterraneo. Sulla base cartografica con risoluzione di 5 metri, sono stati valutati i cambiamenti intercorsi nel periodo 2006-2012 e nel periodo 2012-2015 (Tabella 11.4). Anche in questo caso si può notare un sensibile rallentamento delle dinamiche di trasformazione del territorio per quasi tutte le regioni, con l'eccezione di Basilicata (aumento della velocità nel triennio 2012-2015 rispetto ai sei anni precedenti) e della Sardegna (dinamica stabile). L'incremento medio per tutti i comuni costieri nazionali passa dal 3,3% in sei anni (2006-2012) allo 0,7% dell'ultimo triennio, un dato in linea con quello dell'intero territorio.

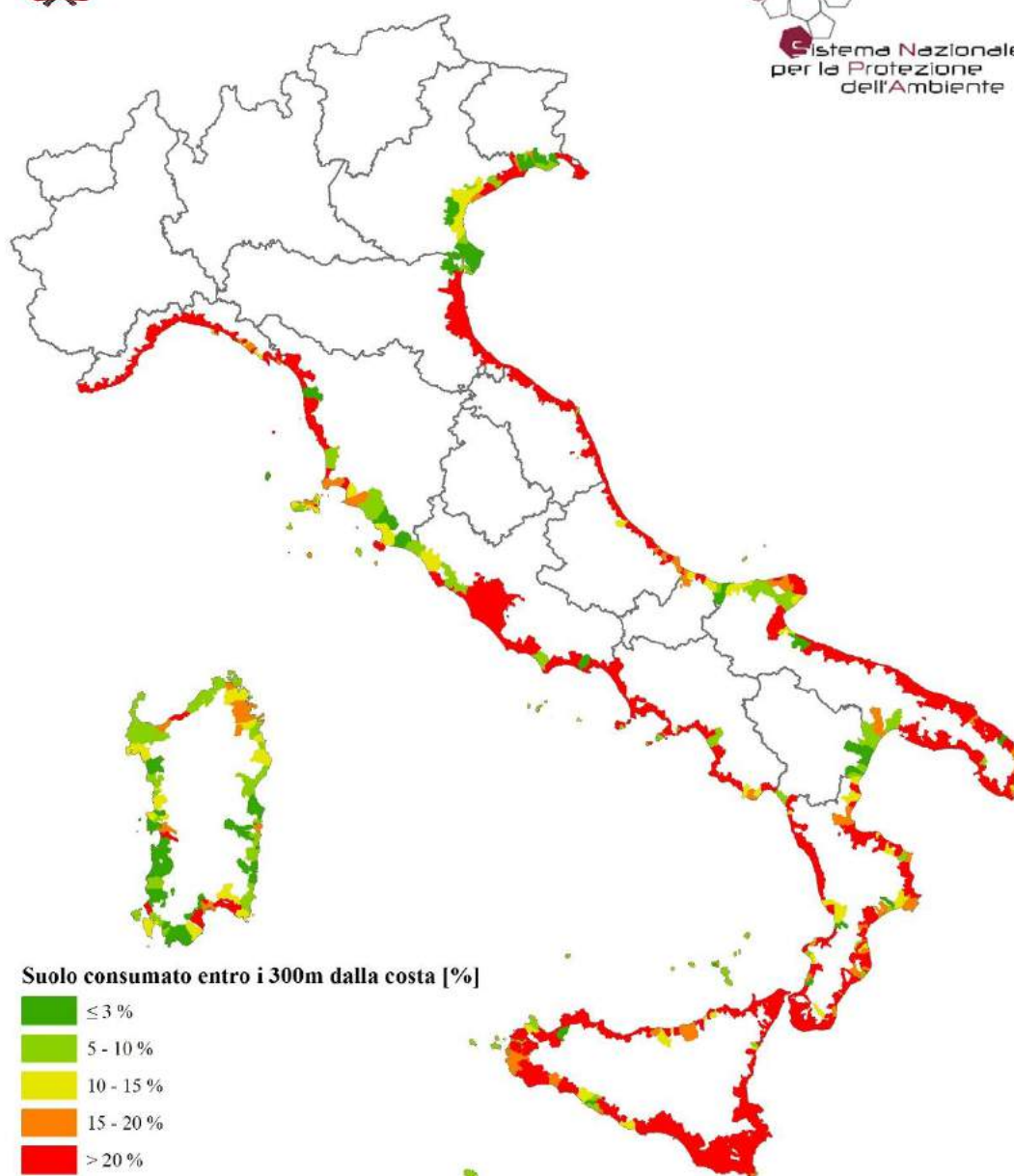


Figura 11.1 - Percentuale di suolo consumato sulla superficie comunale compresa nella fascia costiera di 300 metri al 2015. Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

12. Consumo di suolo per classi altimetriche e di pendenza

I. Marinosci, L. Congedo

Il consumo di suolo per classi altimetriche e di pendenza è stato elaborato sovrapponendo la nuova cartografia con il modello digitale del terreno riportante le quote e le pendenze medie²⁵.

²⁵ I valori di altitudine e pendenza utilizzati risentono della minore risoluzione del modello digitale del terreno (DTM) utilizzato, pari a 20 metri, rispetto alla cartografia sul consumo di suolo (risoluzione 10 metri) e sono, pertanto, indicativi della quota e della pendenza media in un'area di 400 metri quadrati in prossimità delle aree di suolo consumato.

Nelle tabelle seguenti si riportano i risultati del consumo di suolo al livello regionale e il relativo incremento percentuale rispetto ai dati del 2012.

A livello nazionale, l'11,7% del territorio a quota inferiore ai 300 metri s.l.m. è consumato, tra 300 e 600 metri il 5,8%, mentre oltre i 600 metri solo il 2,7% è consumato.

A livello regionale, sotto i 300 metri si segnalano la Lombardia e Veneto con rispettivamente 254.014 ettari di suolo consumato, pari al 18,3% della superficie regionale a bassa quota, e 201.118 ettari, pari al 16,2%.

Tra 300 e 600 metri Piemonte e Sicilia hanno i maggiori valori con 59.068 ettari (11,3%) e 42.066 ettari (4,8%) di suolo consumato rispettivamente. Oltre i 600 m abbiamo il Trentino-Alto Adige con 40.282 ettari (3,2%) e ancora il Piemonte con 27.008 ettari (2,6%) di consumato.

Per quanto riguarda la pendenza, più di 1.600.000 ettari (pari al 12,7% del territorio) sono consumati nel territorio nazionale con pendenza media inferiore al 10%, mentre oltre il 10% di pendenza sono consumati circa 617.000 ettari (pari al 3,6%). A livello regionale, Liguria e Campania hanno i valori percentuali più elevati di suolo consumato tra 0 e 10% di pendenza (24,3% e 19,9% rispettivamente). Oltre il 10% di pendenza troviamo percentuali maggiori di consumato ancora in Liguria (5,8%) e Campania (5,3%).

Tabella 12.1 - Suolo consumato in relazione all'altimetria su base regionale (2015) e incremento percentuale tra il 2012 e il 2015. Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

Regione	Percentuale tra 0 e 300m di quota	Percentuale tra 300m e 600m di quota	Percentuale oltre 600m di quota	Incr. % tra 0 e 300m di quota rispetto al 2012	Incr. % tra 300 e 600m di quota rispetto al 2012	Incr. % oltre 600m di quota rispetto al 2012
Piemonte	12,6	11,3	2,6	0,4	0,3	0,1
Valle D'Aosta	38,4	26,7	2,2	0,2	0,8	0,7
Lombardia	18,3	14,9	2,4	0,7	0,3	0,2
Trentino-Alto Adige	23,3	12,7	3,2	1,0	0,8	0,6
Veneto	16,2	8,1	2,8	0,7	0,2	0,1
Friuli Venezia Giulia	14,4	6,1	1,7	0,8	0,1	0,0
Liguria	18,4	5,3	2,6	0,3	0,2	0,0
Emilia-Romagna	12,4	5,5	4,4	0,6	0,2	0,1
Toscana	9,5	4,9	3,1	0,3	0,2	0,1
Umbria	9,4	4,6	2,0	1,3	0,8	0,6
Marche	10,3	5,0	2,1	1,1	0,7	0,3
Lazio	11,7	6,1	1,8	0,9	0,7	0,1
Abruzzo	9,9	5,4	2,4	0,8	0,8	0,9
Molise	4,3	3,9	3,4	1,4	0,3	0,6
Campania	18,3	7,1	2,9	0,7	0,5	0,7
Puglia	9,5	5,1	2,6	0,9	1,1	0,3
Basilicata	3,1	3,6	3,3	2,4	1,2	0,9
Calabria	7,5	4,9	2,1	0,9	1,1	0,6
Sicilia	10,7	4,8	3,3	0,9	1,0	0,7
Sardegna	5,0	2,3	1,6	0,8	0,8	0,3
Italia	11,7	5,8	2,7	0,7	0,6	0,4

Relativamente all'incremento percentuale di suolo consumato rispetto al 2012, la Basilicata ha il valore più alto nelle tre classi altimetriche considerate, con il 2,4% di incremento nella prima classe, l'1,2% nella seconda e lo 0,9% (insieme all'Abruzzo) nella terza (Tabella 12.1).

Per la pendenza ancora una volta la Basilicata ha il maggior incremento percentuale di suolo consumato rispetto al 2012 sia in territori con pendenza inferiore al 10% che in territori con pendenza superiore al 10% (rispettivamente 1,8% e 0,9%; Tabella 12.2).

Tabella 12.2 - Suolo consumato in relazione alla pendenza su base regionale (2015) e incremento percentuale tra il 2012 e il 2015. Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

Regione	Percentuale di consumato tra 0 e 10% di pendenza	Percentuale di consumato oltre 10% di pendenza	Incr. % tra 0 e 10% di pendenza rispetto al 2012	Incr. % oltre 10% di pendenza rispetto al 2012]
Piemonte	13,6	3,7	0,4	0,1
Valle D'Aosta	15,6	2,2	0,8	0,7
Lombardia	18,5	4,5	0,7	0,2
Trentino-Alto Adige	17,9	3,2	1,1	0,6
Veneto	16,5	4,1	0,7	0,1
Friuli Venezia Giulia	14,6	2,8	0,8	0,1
Liguria	24,3	5,8	0,3	0,2
Emilia-Romagna	13,1	4,7	0,6	0,1
Toscana	12,5	4,0	0,3	0,2
Umbria	10,1	3,1	1,3	0,7
Marche	14,8	4,1	1,1	0,8
Lazio	12,4	4,2	0,9	0,5
Abruzzo	11,3	2,6	1,0	0,6
Molise	6,4	2,8	0,9	0,6
Campania	19,9	5,3	0,7	0,4
Puglia	9,0	3,6	0,9	0,6
Basilicata	5,2	2,6	1,8	0,9
Calabria	9,7	3,1	1,1	0,7
Sicilia	11,6	3,9	1,0	0,8
Sardegna	5,8	2,0	0,9	0,3
Italia	12,7	3,6	0,7	0,4

13. Consumo di suolo nelle aree protette

L. Congedo, M. Munafò

Il consumo di suolo nelle aree protette è stato derivato dalla sovrapposizione tra la nuova cartografia sul consumo di suolo e quella dell'Elenco Ufficiale delle Aree Protette Italiane (EUAP). Al livello nazionale oltre 32.400 ettari sono suolo consumato all'interno di aree protette e tra il 2012 e il 2015 sono stati consumati ulteriori 85 ettari (+0,3%). La Riserva naturale del Litorale romano, secondo le stime preliminari del 2015, sarebbe quella dove è avvenuto il maggiore consumo di suolo tra il 2012 e il 2015 (circa 20 ettari), seguita dal Parco naturale lombardo della Valle del Ticino (8 ettari).

Tabella 13.1 - Suolo consumato nei parchi nazionali (2015). Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

Area protetta	Suolo consumato [%]
Parco nazionale dell'Arcipelago di La Maddalena	8,3
Parco nazionale del Circeo	7,0
Parco nazionale delle Cinque Terre	5,1
Parco nazionale dell'Arcipelago Toscano	3,6
Parco nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga	2,5
Parco nazionale dei Monti Sibillini	2,2
Parco nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna	1,9
Parco nazionale dell'Appennino Tosco-Emiliano	1,6
Parco nazionale dello Stelvio	1,1
Parco nazionale del Golfo di Orosei e del Gennargentu	1,1
Parco nazionale dell'Asinara	0,8
Parco nazionale della Val Grande	0,5
Parco nazionale del Gran Paradiso	0,4
Parco Nazionale delle Dolomiti Bellunesi	0,4

Tra i parchi nazionali, le percentuali maggiori di suolo consumato si trovano nel Parco nazionale dell'Arcipelago di La Maddalena e nel Parco nazionale del Circeo. Per tutti gli altri i valori sono nettamente inferiori alla media nazionale (Tabella 13.1). A livello nazionale, la percentuale di suolo consumato all'interno delle aree protette si limita, comunque, al 2,3%, evidenziando mediamente la maggiore naturalità di tali zone rispetto al resto del territorio nazionale.

14. Consumo di suolo lungo i corpi idrici

L. Congedo, N. Riitano, M. Munafò

La nuova cartografia ha permesso di aggiornare le stime del consumo di suolo in una fascia di 150 metri di distanza dai corpi idrici permanenti (laghi e fiumi), utilizzando i dati *Copernicus* ad alta risoluzione riferiti al 2012 (*Permanent Water Bodies*). Al livello regionale, quasi un quarto del suolo entro i 150 metri è consumato in Liguria, il 12% in Trentino Alto Adige (Tabella 14.1). L'alto livello di impermeabilizzazione del suolo è in gran parte dovuto all'orografia del terreno di queste Regioni, entrambe montuose, che ha favorito l'espansione urbana lungo il corso dei fiumi e nei fondovalle, che sono zone a pendenza minore del resto del territorio. I fenomeni di esondazione hanno quindi un particolare impatto in queste zone (si veda anche il cap. 15).

Confrontando i dati 2015 con quelli 2012, si può notare il significativo aumento del suolo consumato (+0,5%) anche nella fascia entro i 150 metri con diverse regioni in cui addirittura l'aumento percentuale nella stessa fascia è superiore a quello del resto del territorio (Tabella 14.1). Nel complesso, tra il 2012 e il 2015 sono stati consumati oltre 500 ettari lungo i corpi idrici (69 solo in Lombardia, 55 in Veneto e 50 in Sicilia).

Tabella 14.1 - Suolo consumato in relazione alla distanza dai corpi idrici (2015) e incremento percentuale tra il 2012 e il 2015. Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

Regione	Percentuale di consumato entro 150m da corpi idrici permanententi	Percentuale di consumato oltre 150m da corpi idrici permanententi	Incr. % entro 150m da corpi idrici permanententi rispetto al 2012	Incr. % oltre 150m da corpi idrici permanententi rispetto al 2012	Ettari consumati entro 150m da corpi idrici tra il 2012 e il 2015
Piemonte	9,0	8,1	0,3	0,3	39
Valle D'Aosta	9,6	2,5	0,8	0,7	12
Lombardia	8,0	13,3	0,4	0,6	69
Trentino-Alto Adige	11,9	4,2	1,0	0,7	41
Veneto	9,3	12,5	0,3	0,7	55
Friuli Venezia Giulia	6,8	9,0	0,6	0,7	26
Liguria	23,8	8,0	0,4	0,2	5
Emilia-Romagna	8,2	9,7	0,5	0,5	33
Toscana	7,3	7,0	0,4	0,3	37
Umbria	4,5	5,4	1,5	1,0	39
Marche	6,7	7,0	1,3	0,9	25
Lazio	5,9	8,2	0,3	0,8	11
Abruzzo	5,6	4,8	0,7	0,8	5
Molise	3,4	3,8	3,3	0,7	7
Campania	7,4	10,7	0,6	0,6	8
Puglia	3,7	8,2	0,7	0,9	7
Basilicata	2,5	3,4	1,1	1,4	3
Calabria	4,6	4,9	0,5	0,9	3
Sicilia	3,9	7,1	0,9	0,9	50
Sardegna	3,8	3,6	0,9	0,7	26
Italia	7,2	7,6	0,5	0,7	502

15. Consumo di suolo nelle aree a pericolosità idraulica e da frana

C. Iadanza, A. Trigila, L. Congedo, M. Munafò

La stima del consumo di suolo nelle aree a pericolosità da frana e idraulica fornisce informazioni sull'entità delle superfici artificiali a rischio idrogeologico in Italia.

La metodologia di elaborazione si basa sulla sovrapposizione della carta nazionale del consumo di suolo con le mosaicature ISPRA delle aree a pericolosità da frana e idraulica, perimetrate dalle Autorità di Bacino, Regioni e Province Autonome sul proprio territorio di competenza. Relativamente alla mosaicatura delle aree a pericolosità da frana dei Piani di Assetto Idrogeologico (PAI), l'ISPRA ha effettuato un'armonizzazione delle legende in 5 classi: pericolosità molto elevata P4, elevata P3, media P2, moderata P1 e aree di attenzione AA. La mosaicatura delle aree a pericolosità idraulica è stata realizzata per i tre scenari di pericolosità (D.lgs. 49/2010 di recepimento della Direttiva Alluvioni 2007/60/CE): elevata P3 con tempo di ritorno fra 20 e 50 anni (alluvioni frequenti), media P2 con tempo di ritorno fra 100 e 200 anni (alluvioni poco frequenti) e bassa P1 (scarsa probabilità di alluvioni o scenari di eventi estremi) (Trigila *et al.*, 2015). Nella mosaicatura della pericolosità idraulica un'area potrebbe essere inondata secondo uno o più dei tre differenti scenari di probabilità, dove lo scenario P1 rappresenta lo scenario massimo atteso, mentre nella mosaicatura della pericolosità da frana ogni porzione di territorio è attribuita univocamente ad una sola classe di pericolosità.

Tabella 15.1 - Suolo consumato all'interno delle aree a pericolosità da frana PAI su base regionale (2015) e incremento percentuale tra il 2012 e il 2015. Fonte: elaborazioni ISPRA su dati Trigila *et al.*, 2015 e carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

Regione	% di consumato in aree a pericolosità da frana ²⁶				% di consumato in aree di attenzione AA	Incr. % in aree a pericolosità da frana rispetto al 2012				Incr. % in aree di attenzione AA rispetto al 2012
	Molto elevata P4	Elevata P3	Media P2	Moderata P1		Molto elevata P4	Elevata P3	Media P2	Moderata P1	
Piemonte	4,1	4,5	18,9	0,8	-	0,1	0,1	0,2	0,0	-
Valle D'Aosta	0,7	1,8	8,6	-	-	1,0	0,8	0,5	-	-
Lombardia	1,7	2,8	17,2	3,4	-	0,3	0,1	0,4	0,0	-
Trentino-Alto Adige	3,0	1,6	2,4	4,6	1,6	0,2	0,8	0,8	0,6	0,0
<i>Bolzano</i>	2,9	7,6	8,6	14,1	1,6	0,2	0,3	0,3	0,0	0,0
<i>Trento</i>	3,0	1,5	2,3	4,6	0,0	0,0	0,8	0,9	0,6	-
Veneto	4,5	4,9	9,8	7,6	2,3	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1
Friuli Venezia Giulia	3,2	6,4	15,6	9,0	13,7	0,2	0,0	0,0	0,1	0,0
Liguria	5,4	5,2	7,1	10,4	10,4	0,1	0,3	0,3	0,2	0,4
Emilia-Romagna	3,4	4,5	5,0	4,9	6,0	0,1	0,2	0,2	0,0	0,3
Toscana	3,2	3,7	7,1	7,0	3,5	0,3	0,3	0,3	0,2	0,1
Umbria	7,9	7,4	2,4	5,2	6,3	0,0	0,0	0,0	0,5	0,9
Marche	2,5	2,1	3,5	2,2	2,4	0,0	1,1	1,0	2,1	0,0
Lazio	3,6	4,2	4,5	7,1	3,8	0,3	0,4	0,4	0,6	0,7
Abruzzo	2,1	2,0	4,9	2,1	1,3	0,1	0,4	0,5	0,6	1,1
Molise	1,8	1,8	2,2	2,1	2,4	0,8	0,7	0,2	0,6	0,7
Campania	3,9	4,0	7,0	12,7	4,2	0,3	0,3	0,7	0,8	0,8
Puglia	4,6	2,9	3,2	1,7	9,1	0,6	0,2	1,4	0,1	0,6
Basilicata	2,7	2,4	2,1	3,0	3,7	0,3	0,1	0,8	3,7	0,9
Calabria	5,4	4,5	6,5	9,7	5,0	0,3	0,2	0,5	0,1	0,5
Sicilia	3,3	4,1	1,5	3,3	5,9	0,4	1,7	2,1	0,7	0,5
Sardegna	3,0	2,1	2,6	6,6	-	0,1	0,2	0,3	0,5	-
Italia	2,8	3,2	5,5	6,7	4,2	0,3	0,3	0,5	0,5	0,7

²⁶ Percentuale delle aree a pericolosità da frana occupata da superfici artificiali. Per il dato delle aree a pericolosità da frana su base regionale si veda Trigila *et al.*, 2015.

Confrontando i dati di consumo di suolo al 2012 e al 2015, è stata quindi calcolata la variazione del suolo consumato nelle aree a pericolosità da frana e idraulica, in termini di incremento percentuale delle superfici artificiali a rischio in ciascuna classe di pericolosità.

Sul totale di suolo consumato in Italia, l'11,7% ricade all'interno di aree classificate a pericolosità da frana (P4+P3+P2+P1+AA), il 16,2% in aree a pericolosità idraulica (scenario P1) e il restante 72,1% al di fuori di aree a pericolosità idrogeologica.

Rispetto alle superfici classificate a pericolosità, il 2,8% (quasi 25.000 ettari) delle aree a pericolosità da frana molto elevata, il 3,2% (oltre 48.000 ettari) di quelle a pericolosità elevata e il 10,5% (oltre 255.000 ettari) delle aree a pericolosità idraulica con tempo di ritorno tra 100 e 200 anni è occupato da superfici artificiali realizzate fino al 2015 (Tabella 15.1; Tabella 15.2).

Ad oggi il dato sul suolo consumato nelle aree a pericolosità non può essere utilizzato per una valutazione della pianificazione territoriale e urbanistica, in quanto gran parte delle superfici artificiali sono state realizzate prima dell'adozione dei PAI e quindi dell'entrata in vigore delle misure di salvaguardia (vincoli e regolamentazioni d'uso del territorio), avvenuta per gran parte del territorio nazionale nel 2001. L'incremento percentuale del suolo consumato in aree a pericolosità nel periodo 2012-2015 ha valori compresi tra lo 0,3 (aree a pericolosità da frana P4) e lo 0,7% (aree di attenzione per frana), percentuali quindi, analoghe o di poco inferiori all'incremento medio a livello nazionale.

Tabella 15.2 - Suolo consumato all'interno delle aree a pericolosità idraulica su base regionale (2015) e incremento percentuale tra il 2012 e il 2015. Fonte: elaborazioni ISPRA su dati Trigila *et al.*, 2015 e carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

Regione	% di consumato in aree a pericolosità idraulica			Incr. % in aree a pericolosità idraulica rispetto al 2012		
	Elevata P3 ²⁷	Media P2	Bassa P1 ²⁸	Elevata P3	Media P2	Bassa P1
Piemonte	5,5	7,6	11,4	0,2	0,2	0,2
Valle D'Aosta	4,6	6,1	10,6	0,8	0,8	0,9
Lombardia	5,4	6,0	11,0	0,6	0,7	0,5
Trentino-Alto Adige	12,0	13,7	15,8	1,1	1,2	1,0
<i>Bolzano</i>	21,5	17,2	16,4	1,7	1,8	1,4
<i>Trento</i>	7,8	11,0	15,3	0,4	0,7	0,7
Veneto	10,1	11,0	12,3	0,6	0,6	0,6
Friuli Venezia Giulia	8,7	10,6	11,1	0,7	1,0	1,0
Liguria	22,4	28,7	32,7	0,3	0,4	0,4
Emilia-Romagna	9,1	12,3	11,2	0,7	0,7	0,7
Toscana	7,9	12,9	15,4	0,3	0,4	0,4
Umbria	5,5	7,0	8,8	2,3	2,2	1,8
Marche	36,9	13,8	37,4	2,1	0,9	1,2
Lazio	6,8	8,7	11,4	0,7	0,6	0,5
Abruzzo	8,9	14,0	9,6	0,3	0,3	0,5
Molise	2,7	5,2	5,3	0,3	1,3	1,2
Campania	8,3	11,1	11,7	1,0	0,7	0,7
Puglia	6,6	6,8	7,4	0,9	0,8	0,8
Basilicata	1,8	2,0	2,2	0,3	0,5	0,5
Calabria	6,0	6,5	7,3	0,4	0,4	0,5
Sicilia	4,6	7,6	7,5	0,8	2,6	2,5
Sardegna	4,4	5,6	6,8	0,6	0,6	0,7
Italia	7,3	10,5	11,5	0,6	0,6	0,6

Trigila A., Iadanza C., Bussetini M., Lastoria B., Barbano A. (2015) Dissesto idrogeologico in Italia: pericolosità e indicatori di rischio. Rapporto 2015. ISPRA, Rapporti 233/2015.

²⁷ Lo scenario a pericolosità elevata P3 non è disponibile per l'Autorità di Bacino Regionale delle Marche.

²⁸ Lo scenario a pericolosità bassa P1 non è disponibile, oltre che per l'AdB Marche, anche per l'AdB Conca-Marecchia, l'AdB Regionali Romagnoli e per il reticolo di irrigazione e bonifica del territorio della Regione Emilia-Romagna ricadente nell'AdB Po.

16. Consumo di suolo nelle aree a pericolosità sismica

C. Meletti, L. Congedo, I. Marinosci, M. Munafò

Il consumo di suolo in aree a pericolosità sismica è stato elaborato attraverso la sovrapposizione con la mappa di pericolosità sismica del territorio nazionale con probabilità di eccedenza del 10% in 50 anni (INGV, 2004), utilizzando i seguenti valori di riferimento:

- pericolosità alta: a_g compreso tra 0,15g e 0,25g;
- pericolosità molto alta: a_g superiore a 0,25g;

dove a_g indica l'accelerazione di picco del suolo (*Peak Ground Acceleration*).

I dati confermano l'elevata presenza di aree costruite all'interno delle zone a pericolosità sismica alta (il 7,2% di tali aree ha una copertura artificiale), con i valori massimi in Lombardia (14,3%) e in Veneto (12,5%) e nelle zone a pericolosità molto alta (il 4,5% a livello nazionale, il 6,5% in Campania; Tabella 16.1).

L'incremento percentuale del consumo di suolo in tali aree è, inoltre, analogo alla media nazionale per le aree a pericolosità alta (+0,7%) e superiore alla media nazionale per le aree a pericolosità molto alta (+0,9%), con alcune regioni in cui sono presenti percentuali di crescita superiori all'1% (Tabella 16.1).

Tabella 16.1 - Suolo consumato all'interno delle aree a pericolosità sismica su base regionale (2015) e incremento percentuale rispetto al 2012. Fonte: elaborazioni ISPRA su dati INGV, 2004 e carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

Regione	Suolo consumato in aree a pericolosità sismica alta [%]	Suolo consumato in aree a pericolosità sismica molto alta [%]	Incr. % in aree a pericolosità sismica alta rispetto al 2012	Incr. % in aree a pericolosità sismica molto alta rispetto al 2012
Piemonte	0,3	-	0,0	-
Valle D'Aosta	-	-	-	-
Lombardia	14,3	-	0,4	-
Trentino-Alto Adige	3,9	-	0,4	-
Veneto	12,5	3,7	0,8	0,1
Friuli Venezia Giulia	8,7	4,7	0,7	0,5
Liguria	4,7	-	0,1	-
Emilia-Romagna	9,4	-	0,5	-
Toscana	5,5	-	0,2	-
Umbria	5,9	2,1	1,1	0,2
Marche	7,0	1,9	0,9	0,4
Lazio	7,8	2,3	0,9	0,2
Abruzzo	5,2	2,9	0,8	1,0
Molise	3,5	3,8	0,7	0,4
Campania	10,2	6,5	0,5	0,6
Puglia	4,2	-	1,3	-
Basilicata	3,5	3,8	1,0	0,6
Calabria	4,4	5,6	0,7	1,2
Sicilia	7,9	5,6	0,9	1,1
Sardegna	-	-	-	-
Italia	7,2	4,5	0,7	0,9

INGV (2004). Redazione della mappa di pericolosità sismica prevista dall'Ordinanza PCM 3274 del 20 marzo 2003. Rapporto Conclusivo per il Dipartimento della Protezione Civile, INGV, Milano-Roma, aprile 2004, http://zonesismiche.mi.ingv.it/documenti/rapporto_conclusivo.pdf.

Suoli urbani

M. Paolanti, M. Di Leginio, F. Fumanti

Nelle aree urbane è presente una casistica assai varia di suoli che, anche quando modificati dall'attività umana, continuano, sia pur con funzionalità legate al grado di alterazione, a fornire servizi ecosistemici. Il suolo urbano può essere definito come *un suolo non agricolo, caratterizzato da un orizzonte superficiale artificiale di almeno 50 cm di spessore, che rappresenta il prodotto della combinazione, del riporto e della contaminazione di materiale di origine antropica in aree*

urbane e suburbane (Craul, 1992), mentre secondo altri autori, invece, non solo i terreni disturbati ma tutti i suoli che gravitano nel contesto urbano possono essere considerati “suoli urbani”, inclusi quelli relativamente indisturbati che si ritrovano in aree ricreative come le zone destinate a parchi, giardini, etc. (Laker, 2007).

Da tempo ormai anche i sistemi di classificazione internazionali dei suoli cercano di definire questi suoli ai fini di un loro corretto monitoraggio prima e di una loro gestione poi.

Il WRB (*World Reference Base for Soil Resources*; IUSS, 2014), che è la classificazione di riferimento utilizzata in Europa, prevede due Gruppi di Suoli di Riferimento influenzati più o meno profondamente dall'attività umana:

- *Anthrosols*: suoli modificati da prolungate attività umane e caratterizzati al loro interno dalla presenza di orizzonti diagnostici con spessori di almeno 50 cm rappresentativi di irrigazioni prolungate nel tempo, vecchie pratiche agricole, lavorazioni profonde, fertilizzazioni intensive, applicazioni prolungate di residui organici, etc.
- *Technosols*: suoli con un'elevata quantità di artefatti (materiali derivante da processi produttivi umani) che possono aver subito o meno trasporto. Per rientrare in questa categoria, i suoli devono contenere almeno il 20% di artefatti nei primi 100 cm, avere un orizzonte continuo ed impermeabile nel primo metro di suolo oppure presentare degli orizzonti artificiali induriti nei primi 5 cm del profilo, estesi orizzontalmente per almeno il 95% della superficie del suolo.

Definire qualità, caratteristiche e funzioni dei suoli urbani è comunque molto complesso, poiché vanno elaborate apposite strategie di campionamento ed indagine e sviluppate metodiche per la spazializzazione delle informazioni e la gestione della variabilità di questo tipo di suoli, che sono differenti da quelle delle usuali metodiche utilizzate nelle indagini pedologiche. Infatti nel caso dei suoli urbanizzati, il processo di disturbo genera una variabilità pedologica molto elevata in spazi molto ristretti, senza la possibilità di definire un modello di distribuzione dei suoli che guidi la fase di rilevamento e campionamento. Altresì per gli stessi motivi le banche dati sui suoli esistenti possono essere utili per definire i suoli "potenzialmente" presenti in queste aree, ma non come fonte dati per conoscere caratteristiche e qualità dei suoli realmente esistenti (Di Leginio *et al.*, 2015).

Craul J. P. (1992), *Urban Soil in Landscape Design*, John Wiley & Sons, New York.

Di Leginio, M., Fumanti F., Paolanti M. e Napoli R. L'importanza dei suoli urbani. Recuperiamo terreno. ISPRA, Atti 2015.

IUSS Working Group WRB (2014), *World Reference Base for Soil Resources*, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, *World Soil Resources Reports No. 106*. FAO, Rome

Laker M. C. (2007), *Urban soils*, In: Willy H.V. (ed.), *Land Use, Land Cover and Soil Sciences*.

Soil Monitor

G. Langella, A. Fabiani, S. Giannecchini, P. Manna, M. Munafò, F. Terribile

Soil Monitor è uno strumento in grado di rappresentare e valutare il consumo di suolo su tutto il territorio italiano con un elevato dettaglio spaziale. È un'applicazione web di supporto alle decisioni sui territori che fornisce risposte - per qualsiasi areale italiano - riguardanti:

- valutazione del cambio di uso del suolo tra anni diversi;
- dinamica del consumo di suolo e relativi indici di frammentazione del territorio rurale;
- una prima quantificazione (in funzionalità demo) delle funzioni ambientali perse.

Soil Monitor è un prototipo sviluppato con i dati ISPRA, il know-how di Geosolutions, la complicità dell'INU e tre anni di ricerca del Centro CRISP (Università di Napoli Federico II & CNR). È uno strumento nuovo che ha ricevuto il patrocinio di componenti importanti del mondo della ricerca in agricoltura (AISSA, SIPE) e dell'azionismo ambientale (Salviamo il Paesaggio).

17. Qualità dei suoli consumati

M. Paolanti, R. Napoli, R. Riveccio, M. Di Leginio, F. Fumanti, M. Marchetti

Il valore dei servizi ecosistemici forniti dai suoli è dipendente dalla variabilità, naturale o indotta, delle caratteristiche chimico, fisiche e biologiche delle tipologie pedologiche. Molto spesso questa variabilità pedologica non viene tenuta in considerazione e le opere che ne determinano l'asportazione o l'impermeabilizzazione coinvolgono anche suoli ad elevato valore produttivo ed ambientale. Conoscere

il modello geografico di distribuzione dei suoli, permette, invece, di passare dalla semplice misura areale del suolo consumato alla capacità di conoscere la qualità dei suoli originari e di valutare l'entità dei servizi ecosistemici persi. Tale operazione è possibile confrontando le banche dati sul consumo di suolo predisposte da ISPRA con le banche dati pedologiche disponibili. In Italia esistono già alcune esperienze regionali, che hanno misurato i servizi ecosistemici persi o la qualità dei suoli consumati (Gardin *et al.*, 2015; Vinci *et al.*, 2015; Calzolari *et al.*, 2016).

Sono diversi i casi di Regioni e città metropolitane che utilizzano le informazioni sui suoli come supporto alle decisioni per le politiche di pianificazione urbanistica, anche se non sempre le normative predisposte prevedono una coerente ed efficace ricaduta sulle scelte di piano. La disponibilità di informazioni sui suoli non è omogenea sul territorio nazionale. A partire dagli anni '90 molte regioni italiane hanno iniziato una sistematica raccolta di dati e a produrre cartografie e banche dati. Il quadro informativo è però abbastanza differenziato in ragione della struttura delle singole banche dati regionali, della loro disponibilità, della quantità di dati raccolti come anche dalla loro completezza. A livello nazionale è stata prodotta la Carta dei suoli d'Italia a scala 1:1.000.000 (Costantini *et al.*, 2012). Attualmente è in corso l'elaborazione di una banca dati pedologica nazionale in scala 1:250.000, che raccoglie ed armonizza le informazioni pedologiche disponibili a livello regionale. L'attività, svolta in collaborazione tra il CREA RPS e l'Università del Molise, prevede la sua conclusione nel corso del 2017. Tale banca dati permetterà di avere, grazie al suo dettaglio, uno strato informativo utile per i processi, a livello sovra regionale, di valutazione e programmazione, in campo agricolo, forestale e ambientale.

Calzolari C., Ungaro F., Filippi N., Guermandi M., Malucelli F., Marchi N., Staffilani F., Tarocco P., 2016. A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale. *Geoderma* 261, 190–203

Costantini E.A.C., L'Abate G., Barbetti R., Fantappiè M., Lorenzetti R., Magini S. 2012. Carta dei suoli d'Italia, scala 1:1.000.000 (Soil map of Italy, scale 1:1.000.000), S.EL.CA. Firenze, Italia

Gardin L., Bottai L., Sassoli U., 2015. Valutazione delle qualità e delle funzionalità dei suoli dalla banca dati pedologica regionale. Recuperiamo terreno. Milano, 6 maggio 2015 - ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale). Atti 2015

Paolanti M., Munafò M., Fumanti F., Di Legnino M., Chiuchiarelli I. e Santucci S., 2015. Consumo di suolo, consumo di suoli in Abruzzo. Recuperiamo terreno. Milano, 6 maggio 2015 - ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale). Atti 2015

Vinci I., Obber S., Ragazzi F., Giandon P., Pocaterra F., Zamarchilli F., 2015. Consumo di suolo come perdita di superficie infiltrabile e di valore produttivo nel Veneto. Recuperiamo terreno. Milano, 6 maggio 2015 - ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale). Atti 2015

Il caso dell'Abruzzo

M. Paolanti, R. Riveccio

Quello che si presenta di seguito è un aggiornamento con i dati ISPRA 2015 delle elaborazioni effettuate in precedenza per la regione Abruzzo (Paolanti *et al.*, 2015).

La Regione Abruzzo ha derivato dalla banca dati pedologica regionale la carta della capacità d'uso dei suoli, che classifica il territorio secondo ampi sistemi agro-silvo-pastorali. La capacità d'uso dei suoli non definisce attitudini per specifiche utilizzazioni del suolo, ma si basa sulle limitazioni presenti nei confronti di un uso agricolo generico. I suoli privi di limitazioni sono, di fatto, i più versatili, potenzialmente idonei ad un'ampia varietà di utilizzazioni agricole, quelli che hanno la maggior probabilità di essere adattabili anche a scenari futuri diversi da quelli attuali (esigenze per nuovi ordinamenti colturali, necessità di cambiare le agrotecniche applicate, etc.). Le classi di capacità d'uso raggruppano sottoclassi che possiedono lo stesso grado di limitazione o rischio e sono designate con numeri romani dal I all'VIII in base al numero ed alla severità delle limitazioni. Le classi da I a IV sono idonee agli usi agricoli, seppure con limitazioni crescenti, le classi dalla V alla VII non sono adatte all'agricoltura e il loro uso è limitato alla forestazione, alla produzione di foraggi, al pascolo o al mantenimento dell'ambiente naturale. Per i suoli dell'VIII classe sono previste solo misure conservative della risorsa e non è possibile alcuna attività agro-silvo-pastorale. La percentuale di superficie persa per ciascuna classe di capacità d'uso è rappresentata in Tabella 17.1.

Tabella 17.1 - Suolo consumato per ciascuna classe di capacità d'uso dei suoli (2015).

Classe capacità d'uso dei suoli	Suolo non consumato rispetto alla superficie regionale	Suolo consumato rispetto alla superficie regionale	Suolo consumato rispetto alla copertura relativa di ciascuna classe di capacità d'uso	Ettari consumati Periodo 2012 - 2015
I	0,14%	0,00%	1,20%	0
II	3,44%	0,64%	15,63%	80
III	38,60%	2,44%	5,94%	236
IV	20,62%	0,87%	4,07%	85
V	0,74%	0,02%	2,69%	0
VI	14,97%	0,18%	1,16%	12
VII	11,79%	0,12%	1,03%	9
VIII	5,20%	0,05%	0,87%	6
Totale	95,69%	4,31%		428

In Abruzzo i suoli potenzialmente appartenenti (ossia se non vi fosse stato consumo di suolo) alla prima e seconda classe di capacità d'uso, coprono poco più del 4% del territorio regionale, i suoli di III e IV classe coprono circa il 62,5% del territorio regionale ed un rimanente 33% non è utilizzabile ai fini agricoli.

Analizzando il consumo di suolo relativamente alla classe di capacità d'uso si può notare come oltre il 15,6% dei suoli di seconda classe siano stati consumati. I suoli di seconda classe sono suoli versatili, disponibili per più utilizzi ai fini agricoli, con un elevato grado di capacità di protezione delle falde e di filtrare gli agenti inquinanti. Si tratta in questo caso di una risorsa ad alto valore ambientale, sociale ed economico che risulta irrimediabilmente persa. Se andiamo inoltre ad analizzare la progressione del fenomeno nel periodo 2012-2015, si vede come al di là del dato assoluto (428 ha), la maggior parte di questo si concentri in suoli adatti all'agricoltura ed in misura percentualmente significativa nei già scarsi suoli appartenenti alle classi migliori.

Paolanti M., Munafò M., Fumanti F., Di Legnino M., Chiuchiarelli I. e Santucci S., 2015. Consumo di suolo, consumo di suoli in Abruzzo. Recupero terreno. ISPRA. Atti 2015

Il caso del Veneto

P. Giandon, A. Dalla Rosa, S. Obber, I. Vinci, P. Zamarchi

Negli ultimi 3 anni, dal 2012 al 2015, in base ai dati della carta nazionale presentati in questo rapporto, sono stati consumati nel Veneto 1.400 ha circa, pari al 0,08% del territorio regionale, in diminuzione rispetto agli incrementi stimati precedentemente con altre fonti di dati (es. +1,1% tra 2009 e 2012 sulla base dei dati del progetto Copernicus).

In valori assoluti i dati del presente rapporto (12,2% di suolo consumato) si avvicinano molto al dato (13,1%) desunto dalla più recente versione della carta di uso del suolo predisposta dalla Regione Veneto (Tabella 17.2).

Tabella 17.2 - Consumo di suolo in Veneto, stimato a partire dalle diverse fonti disponibili in anni diversi, totale (ha) e relativo (percentuale del territorio regionale, pari a 1.840.000 ha). Fonte: elaborazioni ARPA Veneto su fonti diverse.

Fonte	CLC		Copernicus		CCSV		ISPRA-ARPA	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Anno								
1990	133.948	7,3	-	-	-	-	-	-
2000	140.590	7,6	-	-	-	-	-	-
2006	149.230	8,1	108.716	5,8	242.971	13,1	-	-
2009	-	-	118.357	6,4	-	-	-	-
2012	158.672	8,6	139.077	7,5	-	-	222.6438	12,1
2015	-	-	-	-	-	-	224.041	12,2

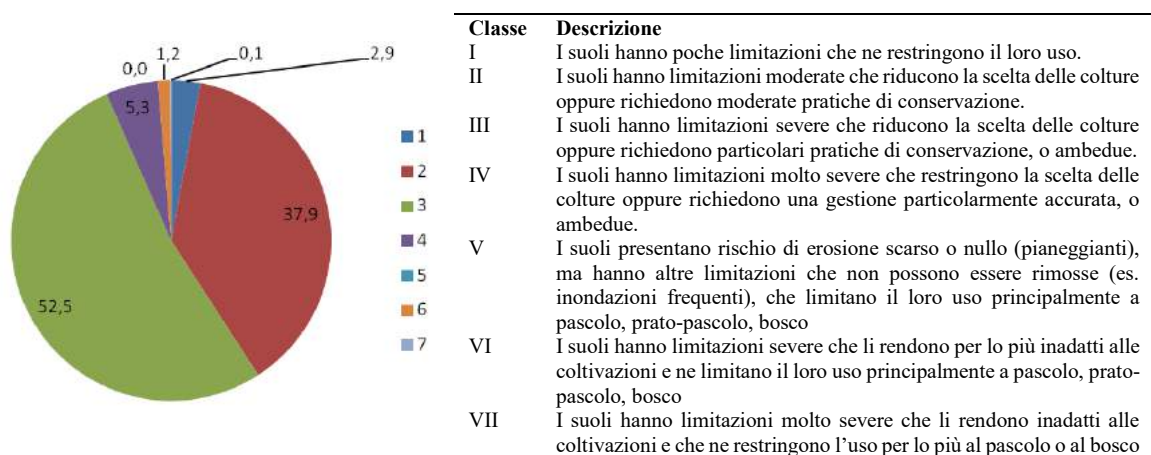


Figura 17.1 - Suddivisione dei suoli consumati del Veneto tra il 2012 ed il 2015 in funzione delle classi di capacità d'uso (potenzialità produttiva) dei suoli. Fonte: elaborazioni ARPA Veneto su fonti diverse.

Suddividendo il suolo consumato sulla base del valore agronomico, ricavato dalla carta della capacità d'uso dei suoli del Veneto, risulta che sono stati persi i suoli di maggior valore, con il 3% nella I classe, il 38% nella II classe e il 52% nella III classe (Figura 17.1), con un lieve maggior interessamento, rispetto agli anni passati, della classe con potenziale produttivo leggermente minore (nel 2012 il consumo si attestava sul 4% nella I, il 43% nella II e il 37% nella III).

Riguardo alla distribuzione dei suoli consumati tra le varie classi di permeabilità, così come definite dalla carta della permeabilità dei suoli del Veneto, si riscontra che il consumo di suolo impermeabilizza soprattutto i suoli delle classi moderatamente alta (49%) e moderatamente bassa (38%), con una permeabilità (K satura) che varia da 0,36 a 36 mm/h (Figura 17.2). Sono superfici in grado di assorbire in massima parte le più frequenti piogge di media intensità, garantendo la sicurezza del territorio dal punto di vista idraulico; una volta impermeabilizzate, le acque che non possono più infiltrarsi nel suolo vanno a scaricarsi sulla rete idrica superficiale.

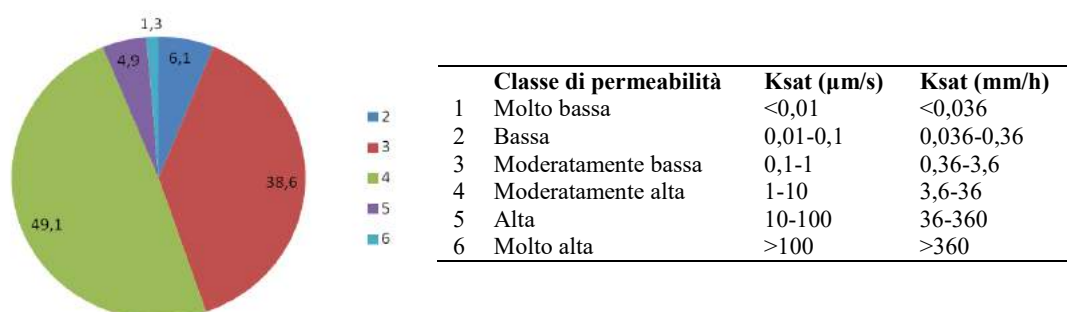


Figura 17.2 - Suddivisione dei suoli consumati del Veneto tra il 2012 e il 2015 in funzione delle classi di permeabilità del suolo. Fonte: elaborazioni ARPA Veneto su fonti diverse.

Considerando la capacità di immagazzinare acqua dei suoli consumati, desunta dalla carta della riserva idrica (AWC) dei suoli del Veneto, è stato stimato che tale riserva sia diminuita di 2,4 milioni di m^3 tra il 2012 e il 2015. Da un lato questi quantitativi di acqua provenienti dalle piogge vanno a caricare ulteriormente la rete idrica superficiale, dall'altro questa riserva di acqua non risulta più disponibile né per l'evaporazione (con effetto di mitigazione del clima nei periodi più caldi) né per l'utilizzo da parte delle piante.

18. Consumo di suolo in Europa

I. Marinosci, L. Congedo, T. Luti, N. Riitano, A. Strollo, M. Munafò

Un quadro omogeneo della situazione a livello europeo non è disponibile sulla base di dati omogenei con la stessa risoluzione e frequenza di aggiornamento dei dati nazionali.

L'indagine LUCAS (*Land Use and Cover Area frame Survey*) di Eurostat consente di comparare, seppure con alcuni limiti di significatività statistica, le caratteristiche generali di copertura del suolo nei diversi Paesi europei, attualmente a livello solamente nazionale e ripartizionale. Le stime, recentemente aggiornate da Eurostat sulla base di una nuova metodologia, sono sostanzialmente in linea con quelle del monitoraggio nazionale e la quota di territorio con copertura artificiale in Italia è stimata, per il 2012, pari al 7,0% del totale, contro il 4,3% della media dell'Unione Europea. L'Italia si colloca al quinto posto Paesi Bassi, Belgio, Lussemburgo e Germania (Figura 18.1; Eurostat, 2016).

I dati *Copernicus* ad alta risoluzione relativi al 2012 hanno una risoluzione di 20 metri che porta, in generale, a una sottostima delle percentuali di consumo su suolo. Le percentuali minori si spiegano anche perché, nel sistema di classificazione, vengono incluse solo le aree impermeabilizzate e anche per il fatto che, sulla base delle attività di verifica e validazione dei dati, sono decisamente preponderanti gli errori di omissione rispetto a quelli di commissione. Su questa base, comunque, i dati mostrano un'impermeabilizzazione del territorio nazionale pari al 4,74%, rispetto a una media europea del 3,88%. I dati *Corine Land Cover* hanno una risoluzione decisamente non adeguata per una stima accurata del fenomeno del consumo di suolo dovuto all'urbanizzazione, considerando solo i cambiamenti di copertura del suolo di almeno 5 ettari. Le analisi preliminari²⁹ dell'Agenzia Europea dell'Ambiente aggiornate al 2012 confermano in generale i trend avvenuti in passato sui dati *Corine*, e quindi un aumento delle aree artificiali e una leggera diminuzione delle aree agricole e seminaturali, mentre l'aumento delle superfici a copertura forestale sembra essere leggermente diminuito (SOER, 2015). I dati disponibili mostrano che quasi la metà dell'occupazione del suolo è stata fatta a spese di terreni coltivabili e colture permanenti, quasi un terzo a spese di pascoli e terreni coltivabili a mosaico e oltre il 10% a spese di boschi e aree naturali (EEA, 2013). Risultati preliminari su 20 Paesi indicano che, rispetto al periodo 2000-2006, il totale dei cambiamenti avvenuto durante il 2006-2012 è aumentato, e che le superfici artificiali hanno avuto un incremento del 2,1%, quindi con una velocità di crescita superiore al periodo 2000-2006. Tali risultati rappresentano però il 34,1% dei 39 Paesi e non possono essere estesi al totale dell'Europa dove il tasso di crescita medio 2006-2012 delle superfici artificiali sembra essere più alto (EEA, 2015).

EEA, 2015, State of Environment Report. SOER 2015. The European Environment - state and outlook 2015.

EEA, 2013, Land take (CSI 014/LSI 001), European Environment Agency (EEA), <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/land-take-2/assessment-2>).

Eurostat, 2016, Land cover and land use (LUCAS) statistics. [http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Land_cover_and_land_use_\(LUCAS\)_statistics#Further_Eurostat_information](http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Land_cover_and_land_use_(LUCAS)_statistics#Further_Eurostat_information)

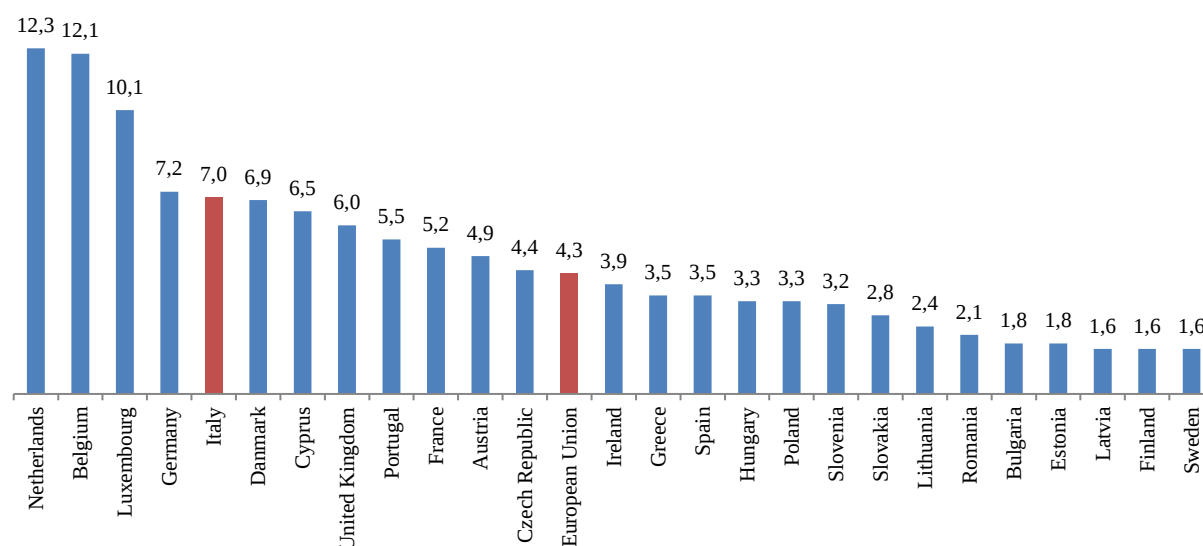


Figura 18.1 - Suolo consumato nei Paesi europei (2012). Fonte: Eurostat.

²⁹ Il prodotto finale del CLC 2012 non è ancora stato validato completamente. L'ultima release risale al 19/02/2016. <http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2012>

PARTE II - PROCESSI DI TRASFORMAZIONE DEL TERRITORIO

19. Uso del suolo

N. Riitano, M. Munafò, L. Sallustio, M. Marchetti

Dal dopoguerra ad oggi il paesaggio italiano è stato oggetto di trasformazioni ad opera di processi direttamente o indirettamente riconducibili all'azione dell'uomo. Le ricerche più o meno recenti che hanno tentato di individuare e quantificare queste trasformazioni convergono nella definizione di una tripolarizzazione delle trasformazioni: urbanizzazione, rinaturalizzazione e abbandono delle aree agricole. In particolare, tra il 2008 e il 2013 è evidente l'aumento delle aree urbane, un incremento che coinvolge superfici comparabili a quelle del rimboschimento, ma che in termini relativi è di quasi cinque volte superiore (Figura 19.1). Aggregando le classi di uso del suolo considerate boschive la variazione percentuale è infatti dell'+1% a fronte del +4,7% delle classi urbane. L'abbandono delle aree agricole inoltre, terzo macro flusso di trasformazione del nostro paesaggio, è descritto nelle variazioni nette negative delle classi aggregate "Seminativi, altre colture agrarie e arboricoltura" (-0,9% la variazione percentuale delle superfici rispetto al 2008) e "Praterie, pascoli e incolti erbacei, altre terre boscate" (-2,2%).

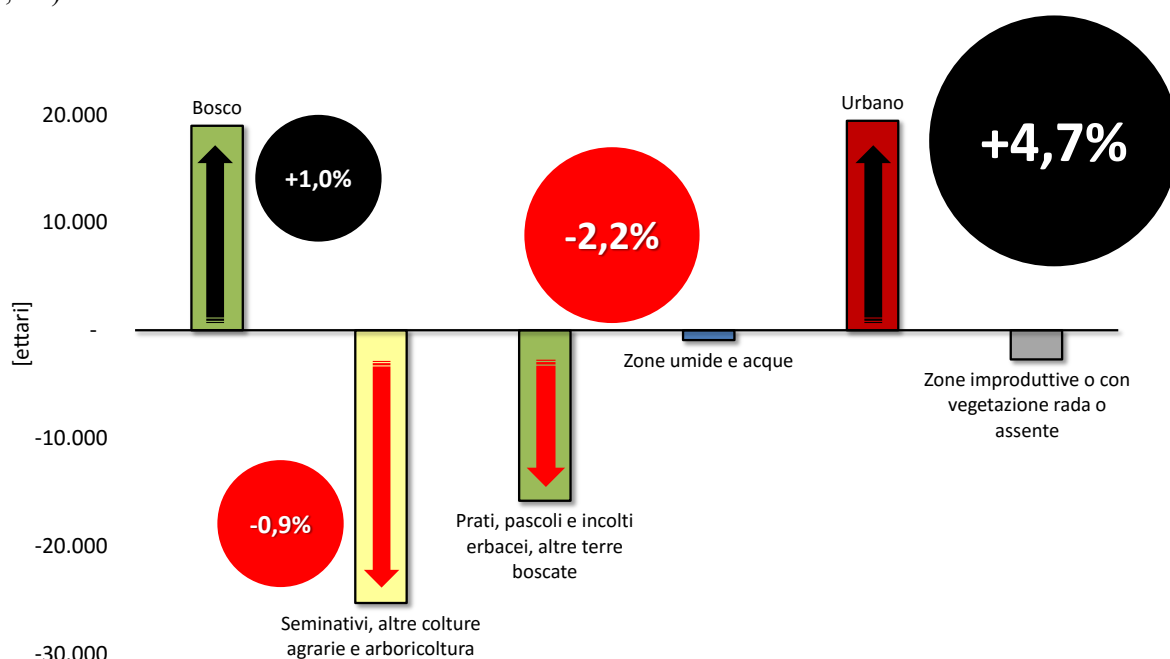


Figura 19.1 - Variazioni d'uso del suolo (media annua 2008-2013) e variazioni percentuali del periodo (2008-2013). Fonte: ISPRA.

L'analisi delle variazioni di uso del suolo tra il 2008 e il 2013 conferma le tendenze già rilevate per il periodo 1990-2008 e mostra l'espansione del bosco e della superficie urbanizzata soprattutto a scapito delle superfici agricole. In modo particolare, sono i terreni seminativi e le altre colture a subire le maggiori perdite (circa 25.000 ettari l'anno). Il fenomeno si concentra nella pianura e bassa collina a favore delle superfici urbane e nell'alta collina a favore delle superfici forestali in seguito a fenomeni di abbandono delle attività agricole e alla conseguente ricolonizzazione da parte di arbusti ed alberi. Oltre ai terreni agricoli, la cui velocità di riduzione è comunque diminuita rispetto al periodo 1990-2008, è evidente la riduzione dei prati e dei pascoli, in virtù dei circa 15.800 ettari persi annualmente da questa classe d'uso del suolo (erano 11.000 nel periodo precedente). L'espansione delle superfici a uso urbano ha avuto, nello stesso periodo, un incremento corrispondente a circa 19.400 ettari all'anno. Tale incremento risulta praticamente identico a quello della superficie forestale, avendo entrambe le classi guadagnato quasi 100.000 ettari nei cinque anni considerati, con un rallentamento, più significativo per

le aree boscate, ma evidente anche per le aree urbane, della velocità di crescita rispetto al periodo 1990-2008 (Tabella 19.2).

Tabella 19.1 - Variazioni delle classi di uso del suolo a livello nazionale. Fonte: elaborazioni ISPRA su dati Marchetti et al, 2012 e ISPRA, 2015.

Uso del suolo	Variazione medie annue ³⁰ [ettari]	
	1990-2008	2008-2013
Urbano	27.600	19.400
Bosco	28.400	19.000
Zone umide e acque	500	-900
Zone improduttive o con vegetazione rada o assente	-200	-2.700
Praterie, pascoli e incolti erbacei, altre terre boscate	-11.000	-15.800
Seminativi, altre colture agrarie e arboricoltura	-45.400	-25.300

In modo particolare, sono i terreni seminativi non irrigui a subire le maggiori perdite (circa 128.000 ettari), nella pianura e bassa collina a favore delle superfici urbane come dimostrato da Marchetti *et al.* (2014), nell'alta collina a favore delle superfici forestali in seguito a fenomeni di abbandono delle attività agricole e conseguente ricolonizzazione da parte di arbusti ed alberi. Oltre ai terreni agricoli, preoccupante è l'aggiornamento del dato relativo ai prati e pascoli, la cui contrazione risulta addirittura essere aumentata rispetto al periodo precedente, in virtù dei circa 15.800 ettari persi annualmente da questa classe d'uso del suolo. L'espansione delle superfici urbanizzate sembra, tuttavia, essere cresciuta ad una velocità leggermente inferiore nel periodo 2008-2013, con un tasso di incremento annuo dello 0,06% rispetto allo 0,08% del periodo precedente, corrispondenti a circa 19.400 e 23.400 ettari all'anno rispettivamente. Tra l'altro, da notare che l'incremento della superficie urbana nel periodo 2008-2013 risulta praticamente identico a quello della superficie forestale, avendo entrambe guadagnato circa 100.000 ettari.

Il processo insediativo risulta particolarmente preoccupante lungo la costa dove è stata calcolata un'incidenza del 35,7% nella fascia distante 300 metri dalla costa, dato pari a circa 5 volte quello medio nazionale (Sallustio *et al.*, 2013). Tuttavia il consumo di suolo interessa, seppur in maniera minore, anche le zone montane (Sallustio *et al.*, *in press*) e non risparmia le aree protette. In particolare nei Parchi Nazionali, l'analisi dei dati IUTI mostra che seppur la superficie urbanizzata al 2008 sia nettamente inferiore alla media nazionale (1% rispetto al 7,1%), l'aumento dell'uso urbano del suolo risulta comunque non trascurabile (3.500 ettari in più rispetto al 1990, per un incremento relativo del 20%, non troppo distante dal 30% stimato a livello nazionale; Marchetti *et al.*, 2013).

Tabella 19.2 - Distribuzione percentuale delle classi di uso del suolo a livello nazionale³¹.

	1990	2008 (popolazione)	2008 (sottocampione)	2013
Bosco	30,3	32,0	31,6	31,9
Seminativi e altre colture agrarie	37,5	33,3	33,9	33,5
Arboricoltura da frutto	8,9	10,3	9,9	10,0
Arboricoltura da legno	0,4	0,5	0,6	0,6
Praterie, pascoli e incolti erbacei	7,3	6,2	5,9	5,7
Altre terre boscate	6,2	6,6	6,3	6,2
Zone umide e acque	1,7	1,7	2,0	1,9
Urbano	5,5	7,1	6,9	7,2
Zone improduttive o con vegetazione rada o assente	2,2	2,2	3,0	3,0

³⁰ I valori in ettari sono arrotondati alle centinaia.

³¹ Dati relativi al 1990 e al 2008 sono da Marchetti *et al.* (2012), i dati 2013 sono elaborazioni ISPRA con il supporto di CURSA – Consorzio Universitario per le ricerche socioeconomiche e ambientali e Università del Molise – Lab. Naturale resources and Environmental Planning del Dipartimento di Bioscienze e Territorio.

Da rilevare, inoltre, l'aumento della superficie degli impianti di arboricoltura (soprattutto da frutto), importante sia per gli aspetti economici collegati a tale attività, sia nell'ottica della contabilità dei crediti di carbonio per il Protocollo di Kyoto.

Secondo IUTI tra il 1990 e il 2008 l'espansione delle aree urbane netta è stata pari a quasi 500.000 ettari, passando dal 5,5% della superficie nazionale al 7,1%, con un incremento di 1,6 punti percentuali.

Le aree urbanizzate sono molto estese nel Nord-ovest che, con il 9,5% della superficie territoriale, si attestano nettamente sopra la media del paese (di 7,1%); seguono il Nord-est con l'8,5%, e il Centro con il 7,6%; sotto la media sono il Sud con 6,1% e le Isole con il 5%.

In rapporto alla superficie territoriale le regioni con il più alto incremento di aree urbane risultano il Veneto, il Lazio e la Lombardia (Tabella 19.3).

Tabella 19.3 - Superficie delle aree urbane stimata per ciascuna Regione (1990-2008-2013). Fonte: elaborazioni ISPRA su dati Marchetti et al, 2012 e ISPRA, 2015.

Regione	1990 Sup. (ha)	2008 Sup. (ha)	2013 (sotto- campione) Sup. (ha)	1990 Sup. (%)	2008 Sup. (%)	2013 (sotto- campione) Sup. (%)	2013 (sotto- campione) Sup. (%)
Abruzzo	35.796	47.779	58.001	3,3	4,4	5,0	5,4
Basilicata	18.025	25.874	27.501	1,8	2,6	2,5	2,7
Calabria	50.283	67.152	84.300	3,3	4,5	5,4	5,6
Campania	95.247	122.828	143.153	7,0	9,0	10,0	10,5
Emilia Romagna	147.959	195.287	191.311	6,7	8,8	8,1	8,5
Friuli Venezia Giulia	56.721	69.514	66.199	7,2	8,9	8,1	8,4
Lazio	152.926	206.044	187.798	8,9	12,0	10,1	10,9
Liguria	29.912	34.710	27.100	5,5	6,4	5,0	5,0
Lombardia	257.859	329.884	288.766	10,8	13,8	11,8	12,1
Marche	44.456	59.150	71.656	4,6	6,1	7,6	7,6
Molise	9.656	12.883	19.881	2,2	2,9	4,5	4,5
Piemonte	145.631	181.727	177.971	5,7	7,2	7,0	7,0
Puglia	94.001	124.826	139.675	4,9	6,4	6,3	7,2
Sardegna	60.450	80.592	85.734	2,5	3,3	3,4	3,5
Sicilia	107.973	135.503	139.626	4,2	5,2	5,2	5,4
Toscana	106.178	135.821	157.196	4,6	5,9	6,7	6,8
Trentino Alto Adige	29.130	35.900	28.712	2,6	3,2	2,1	2,1
Umbria	30.712	42.542	34.365	3,6	5,0	4,1	4,1
Valle D'Aosta	5.070	6.144	7.358	1,6	1,9	2,3	2,3
Veneto	166.026	226.745	228.525	9,0	12,3	11,4	12,4
Italia	1.644.010	2.140.903	2.164.829	5,5	7,1	6,9	7,2

Marchetti M., Bertani R., Corona P., Valentini R. (2012), Cambiamenti di copertura forestale e dell'uso del suolo nell'inventario dell'uso delle terre in Italia, *Forest@* 9: 170-184.

Marchetti M., Ottaviano M., Pazzagli R., Sallustio L. (2013), Consumo di suolo e analisi dei cambiamenti del paesaggio nei Parchi Nazionali d'Italia. *Territorio*, 66: 121- 131.

Sallustio L., Vizzarri M., Marchetti M. (2013). Trasformazioni territoriali recenti ed effetti sugli ecosistemi e sul paesaggio italiano. *Territori* (18): 46-53

Sallustio L., Palombo C., Tognetti R., Lasserre B., Marchetti M. (in press). Social and ecological changes in the Italian mountain: recent evolution in land use change. *L'Italia Forestale e Montana*.

20. Copertura del suolo

N. Riitano, L. Congedo, T. Luti, M. Marchetti, I. Marinosci, A. Raudner, L. Sallustio, A. Strollo, M. Munafò

Alcune variazioni della copertura del suolo influenzano il clima, dalla scala locale a quella globale, modificando le proprietà fisiche e morfologiche (ad es., albedo e rugosità) e biochimiche (ad es., assorbimento del carbonio, evapotraspirazione), L'analisi della distribuzione delle coperture del suolo è

effettuata, mediante la rete di monitoraggio del consumo di suolo, considerando il livello nazionale e regionale, per un totale di circa 40.000 punti³². Le stime delle variazioni della superficie forniscono un'importante prospettiva per l'analisi dei cambiamenti in corso nel paesaggio italiano. Le superfici di maggiore estensione al 2013, per le quali l'accuratezza della stima è migliore, risultano essere quelle relative alle classi "Alberi in aree naturali" (quasi il 33% della superficie nazionale) e la classe "Seminativi" (31%). Scendendo al livello regionale il bilancio tra le due classi è più complesso: la predominanza dei seminativi su alberi in aree naturali è più evidente in Puglia e Sicilia mentre la proporzione è invertita in quelle regioni nelle quali la morfologia del territorio rappresenta un limite oggettivo allo sviluppo delle colture seminatrici (ad es. Liguria, Trentino, Valle d'Aosta).

Tabella 20.1 - Distribuzione percentuale delle classi di copertura del suolo e stima delle variazioni nette delle superfici³³. Fonte: ISPRA.

	2008 %	2013 %	Variazione annua km ²
Edifici	2,0	2,1	48
Strade asfaltate	1,6	1,6	38
Strade sterrate	1,1	1,1	-4
Piazzali e altre aree in terra battuta	0,9	0,9	22
Serre	0,1	0,1	nv
Aeroporti e porti	0,0	0,0	nv
Aree e campi sportivi impermeabili	0,1	0,1	nv
Sede ferroviaria	0,1	0,1	nv
Altre aree impermeabili	0,5	0,5	nv
Campi fotovoltaici	0,0	0,0	nv
Aree estrattive, discariche, cantieri	0,2	0,2	nv
Alberi in aree urbane	0,9	0,9	-8
Alberi in aree agricole	7,7	7,7	-55
Alberi in aree naturali	32,6	32,6	31
Seminativi	31,1	31,0	-59
Pascoli/prati	6,6	6,5	-90
Corpi idrici	1,0	1,0	2
Alvei di fiumi	0,3	0,3	nv
Zone umide	0,3	0,3	nv
Rocce/spiagge/dune	2,9	2,9	0
Ghiacciai e superf. innevate	0,1	0,1	nv
Aree sportive permeabili	0,0	0,0	nv
Altre aree permeabili	1,7	1,7	3
Altre aree permeabili in ambito agricolo	1,8	1,9	49
Altre aree permeabili in ambito naturale	6,0	5,9	-52

Data la presenza di diverse coperture del suolo all'interno dello stesso uso, il confronto con le stime dell'Inventario dell'Uso delle Terre d'Italia (IUTI) per le classi corrispondenti non può considerarsi totalmente corretto, tuttavia la sovrapposizione delle due classi sopracitate con le classi di uso "Bosco" e "Seminativi" rafforza vicendevolmente i due inventari. Nell'intervallo temporale considerato (2008-2013) aumentano alla stessa velocità le classi "Edifici" e "Altre aree permeabili in ambito agricolo", con circa 4.800 ettari di nuova superficie annui. Contestualmente agli edifici sono aumentate le strade asfaltate e i piazzali per un totale combinato di circa 6.000 ettari annui. A farne le spese sono soprattutto le coperture produttive e seminaturali, nei 5 anni di riferimento sono andati perduti infatti quasi 30 mila

³² I dati non sono direttamente confrontabili con le stime della copertura artificiale a causa della differente numerosità campionaria delle reti al primo livello e al secondo livello e poiché il secondo livello considera un range di date per il 2013 (tra il 2011 e il 2014) a causa della necessità di assicurare la massima risoluzione spaziale delle immagini, utilizzando le ortofoto AGEA per la fotointerpreteazione. Inoltre si deve considerare che in tabella vengono riportate le variazioni nette delle classi e non il totale dei cambiamenti.

³³ Le stime riportate dipendono dalla numerosità campionaria e, in particolare per le classi meno estese, l'errore di stima può essere elevato e rendere poco significativi i valori delle percentuali. Per le variazioni, in particolare, la questione è più evidente e sono riportate con nv in tabella i valori non valutati. In generale, quindi, i valori riportati in tabella, quindi, devono essere considerati puramente indicativi di una tendenza. I dati derivano dalle reti nazionale e regionali di monitoraggio. Per approfondimenti si veda: Sallustio L., Munafò M., Riitano N., Lasserre B., Fattorini L., Marchetti M. (2016). Integration of land use and land cover inventories for landscape management and planning in Italy. Environmental Monitoring and Assessment, 188:1-20.

ettari di seminativi e 45 mila di pascoli e prati. All'interno della prima, nonostante la variazione netta negativa, si registra una certa vivacità, il 30% dei cambiamenti totali avviene infatti tra la classe "Seminativi" e quella "Alberi in aree agricole". Più del 9% dei cambiamenti interessa invece altre aree permeabili in ambito naturale che, per effetto del rimboschimento, si presentano come copertura arborea al 2013.

Dalla cartografia HRL *Copernicus* del 2012 è stata derivata una carta nazionale di copertura del suolo (risoluzione 20m, si veda il rapporto 2015 per maggiori dettagli) che ha permesso di stimare le seguenti classi di copertura: "Costruito", "Latifoglie", "Conifere", "Prati", "Aree umide", "Corpi idrici permanenti", "Altro".

La classe "Costruito" copre circa il 5% della superficie nazionale, mentre la classe con estensione maggiore è "Latifoglie". La classe "Altro" che copre circa il 48% della superficie è costituita da aree agricole, suolo nudo, ed altre classi di copertura non comprese nella classificazione degli HRL (Tabella 20.2).

Tabella 20.2 - Carta nazionale di copertura del suolo 2012: superficie e percentuale al livello nazionale.
Fonte: ISPRA.

Classe	Superficie [km ²]	Percentuale
Costruito	14.828	5,0
Latifoglie	105.652	35,8
Conifere	16.466	5,6
Praterie	12.127	4,1
Aree umide	796	0,3
Corpi idrici permanenti	3.532	1,2
Altro	141.443	48,0

21. Tipologie di copertura artificiale

A. Strollo, L. Congedo, T. Luti, I. Marinosci, A. Raudner, N. Riitano

Diverse sono le tipologie di copertura artificiale che devono essere considerate causa di consumo di suolo, ma sono poche quelle principali, in cui si concentra la gran parte della superficie persa (Tabella 21.1).

Le infrastrutture di trasporto rappresentano, nel 2013, circa il 41% del totale del suolo consumato. Di queste, il contributo più significativo viene dalle strade asfaltate (10% in ambito urbano, 11,6% in ambito rurale e 2,9% in ambito naturale) e dalle strade sterrate (15,5%, prevalentemente in aree agricole).

Le aree coperte da edifici costituiscono il 30% del totale del suolo consumato e si collocano prevalentemente in aree urbane a bassa densità (11,5%) e in ambito rurale (11,1%). Gli edifici in zone residenziali compatte rappresentano solo il 2,5% del totale del suolo consumato.

Le altre superfici asfaltate, impermeabilizzate o fortemente compattate o scavate, come parcheggi, piazzali, cantieri, discariche, aree estrattive e serre permanenti, costituiscono complessivamente il 28,7% del suolo consumato.

Considerando solo il consumo di suolo tra il 2008 e il 2013, e quindi i cambiamenti da copertura non artificiale a copertura artificiale, senza considerare tutti i cambiamenti all'interno delle stesse classi di primo livello (ad esempio un'area di cantiere del 2008, edificata prima del 2013), si può stimare³⁴ il contributo della classe degli edifici pari al 13% circa e quella delle infrastrutture pari al 20% del totale. Il 13% di edifici, ad esempio, rappresenta, in questo caso, solo edifici presenti nel 2013 la cui costruzione è iniziata dopo il 2008 su aree naturali, agricole o seminaturali. Non tiene, invece, in considerazione edifici realizzati su cantieri avviati prima del 2008 o su altre aree già consumate. Si deve tenere in considerazione, inoltre, che le aree di pertinenza e tutto ciò che non fa parte del fabbricato, non vengono

³⁴ I dati sono da considerare puramente indicativi a causa della numerosità campionaria utilizzata per tale valutazione, pari alla somma dei punti della rete di monitoraggio nazionale e regionale e IUTI (si veda il rapporto dello scorso anno per dettagli metodologici). L'integrazione della rete IUTI, utile per aumentare l'accuratezza delle stime, rende tuttavia i dati non direttamente confrontabili con quelli derivanti dalle sole reti nazionale e regionali di monitoraggio del cap. precedente.

classificate come edificio e vengono conteggiate nel consumo di suolo solo in caso di effettiva copertura artificiale del suolo.

Il nuovo consumo di suolo ha inciso prevalentemente sulle aree agricole e, in particolare, quasi il 60%, tra il 2008 e il 2013 è avvenuto a scapito di aree coltivate (in gran parte seminativi). Il 22% ha riguardato aree aperte urbane e il 19% del consumo di suolo ha distrutto, per sempre, aree naturali, vegetate o non (Tabella 21.2).

Tabella 21.1 - Percentuale di superficie per tipologia di suolo consumato sul totale del suolo consumato in Italia, anno 2013. Fonte: ISPRA.

Tipologia di copertura artificiale	Superfici complessive in percentuale sul totale del suolo consumato 2013
Edificio in zone residenziali a tessuto continuo	2,5
Edificio in zone residenziali a tessuto discontinuo e rado	11,5
Edificio in zone industriali, commerciali, infrastrutturali e altre aree artificiali	3,5
Edificio in ambito prevalentemente rurale	11,1
Edificio in ambito prevalentemente naturale	1,4
Strade asfaltate in ambito urbano	10,0
Strade asfaltate in ambito prevalentemente rurale	11,6
Strade asfaltate in ambito prevalentemente naturale	2,9
Strade sterrate in ambito urbano	0,6
Strade sterrate in ambito prevalentemente rurale	11,3
Strade sterrate in ambito prevalentemente naturale	3,6
Piazzali, parcheggi, cortili e altre aree pavimentate o in terra battuta	13,1
Serre permanenti	2,0
Aeroporti e porti (aree impermeabili)	0,4
Aree e campi sportivi impermeabili (compresi i campi di calcio)	1,4
Sede ferroviaria	0,9
Altre aree impermeabili	7,9
Campi fotovoltaici a terra	0,5
Aree estrattive non rinaturalizzate, discariche, cantieri	3,8

Tabella 21.2 - Percentuale di superficie per tipologia di copertura persa a causa del consumo di suolo in Italia tra il 2008 e il 2013. Fonte: ISPRA.

Tipologia di copertura agricola o naturale	Superfici perse nel periodo 2008-2013 in percentuale sul totale dei cambiamenti	
Alberi/arbusti in aree urbane	5%	22%
Altre aree permeabili in ambito urbano	17%	
Alberi/arbusti in aree agricole	8%	59%
Seminativi	48%	
Altre aree permeabili in ambito agricolo	3%	
Alberi/arbusti in aree naturali	5%	19%
Pascoli/ prati /vegetazione erbacea	5%	
Rocce/soilo nudo/spiagge/dune	2%	
Altre aree permeabili in ambito naturale	7%	

22. Il consumo di suolo e le attività estrattive da cave: il caso del Lazio

M. Di Leginio, F. Fumanti, M. Di Gennaro, S. Tersigni, D. Vignani

Nonostante la forte diminuzione degli ultimi anni, l'attività di estrazione di risorse minerarie da cave rappresenta ancora un importante settore dell'economia nazionale nonché la fonte delle bellezze (e delle brutture) dei centri urbani italiani. Tale attività però, anche quando regolamentata, risulta fortemente

invasiva e può determinare serie problematiche ambientali. Oltre agli impatti temporanei (rumore, polveri, inquinamento, etc.), le pratiche d'estrazione producono modifiche del paesaggio e deterioramento degli ecosistemi, in particolare nelle aree collinari e montane, possibili alterazioni della circolazione e della qualità delle risorse idriche superficiali/sotterranee e perdita, molto spesso irreparabile, di suolo. Le leggi regionali, cui è stata demandata la materia, prevedono, infatti, il ripristino dello stato dei luoghi al termine delle attività di estrazione ma oltre alle possibili violazioni della norma ed alle oggettive difficoltà di ripristinare il luogo in ambiti geomorfologici montani, le norme non riguardano le migliaia di attività chiuse/abbandonate prima dell'entrata in vigore delle leggi regionali. Le leggi regionali demandano la pianificazione dell'attività estrattiva di cava alla regione stessa e/o alla provincia mediante la redazione di Piani regionali (o provinciali) dell'attività estrattiva (PRAE o PPAE). Tali piani contengono prescrizioni circa l'individuazione e la delimitazione delle aree, i fabbisogni, le modalità di coltivazione, i tempi di escavazione e i piani di recupero della cava. La frammentazione della normativa a livello locale ha però determinato una certa disomogeneità sia delle norme sia delle informazioni disponibili. Per cercare di chiarire le diverse zone d'ombra fornendo un quadro omogeneo della reale situazione nazionale, è stato creato un apposito gruppo di lavoro interistituzionale Istat-ISPRA. Il GdL ha avviato, da maggio 2015, una specifica rilevazione, presente nel Programma Statistico Nazionale, svolta tramite il coinvolgimento di tutti gli uffici statistici regionali e degli uffici tecnici regionali e/o provinciali competenti in materia. A livello nazionale si registrano circa 4.900 cave (al 2013) formalmente attive, cioè dotate di autorizzazione in vigore, ma il numero di quelle realmente in produzione è sensibilmente inferiore. Sul territorio della Regione Lazio, il cui piano è stato approvato nel 2011 dal Consiglio Regionale ma la definitiva entrata in vigore è stata successivamente bloccata per l'opposizione di alcune province, sono presenti circa 350 cave in attività che interessano più del 40% dei comuni (161 su 378 comuni totali); in Figura 22.1 è riportato il rapporto percentuale tra superficie interessata da attività estrattiva e superficie consumata totale (con riferimento al 2011). Appare evidente come in alcuni comuni, seppur con dinamiche differenti, l'attività estrattiva sia la causa predominante di consumo di suolo: a Coreno Ausonio (FR), senza considerare le volumetrie del materiale estratto, il territorio consumato per attività estrattiva supera addirittura il 60% del consumo totale (ca. 250 ha) mentre a Riano (RM), altro noto bacino estrattivo regionale, si sfiora il 50%. Particolare è il caso del comune di Riofreddo (RM) dove su quasi 64 ettari di suolo consumato ben 33 sono attribuibili ad un'unica grande cava di calcare. In altri casi i poli estrattivi sono decisamente più estesi (Guidonia Montecelio – Tivoli: circa 354 ettari; Rio Galeria-Magliana: 250 ettari soltanto nel XI Municipio di Roma) ma, poiché inseriti in contesti comunali ad elevata urbanizzazione, le percentuali rispetto al consumo totale risultano minori.

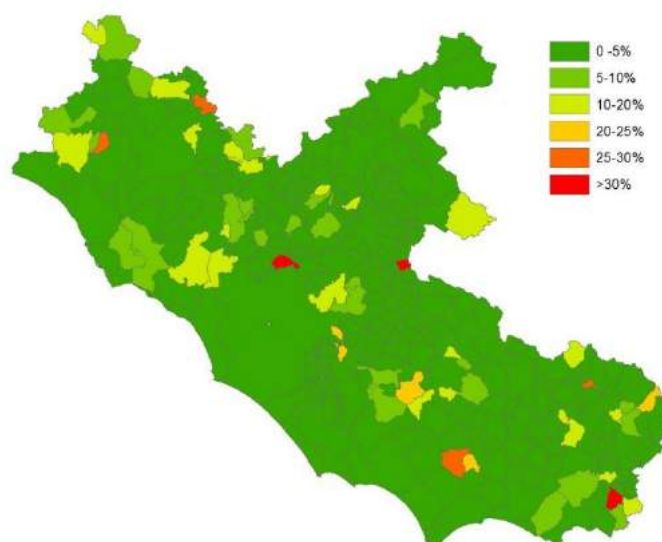


Figura 22.1 - Distribuzione percentuale a livello comunale di suolo consumato per attività estrattiva nella regione Lazio (2011). Fonte: ISPRA.

23. Forme di urbanizzazione e dispersione urbana

F. Assennato, L. Congedo, T. Luti, I. Marinosci, N. Riitano, M. Munafò

La stima delle densità degli insediamenti riveste un ruolo chiave nel contesto della pianificazione urbana, in particolare nel contesto dell'*urban shrinkage* (Haase *et al.*, 2014), attualmente considerato un fenomeno di notevole importanza in Europa, essendo legato al progressivo abbandono, spopolamento e disuso dei centri cittadini in favore di nuovo consumo di suolo nelle zone periferiche e periurbane (Kabisch e Haase, 2011). La disponibilità di spazi non ancora impermeabilizzati in area urbana (*terrain vague*) e periurbana (*vacant lands/derelict lands*), offre un grande potenziale per la progettazione di spazi verdi e progetti di riuso e recupero degli spazi abbandonati (Haase *et al.*, 2014) quali potenziali fornitori di importanti servizi ecosistemici, tra i quali lo stoccaggio e il sequestro del carbonio, la mitigazione dei flussi idrici e delle ondate di piena e il mantenimento della biodiversità nei contesti urbani (Strohbach *et al.*, 2009). L'obiettivo ultimo è quello di implementare concetti ecologici nella pianificazione urbana grazie, ad esempio, alla valutazione dei servizi ecosistemici, al fine di promuovere la sostenibilità ed aumentare la resilienza delle aree urbane stesse, migliorando di conseguenza il benessere e le condizioni di vita dei suoi abitanti in primis (TEEB, 2010). Obiettivo non banale se si pensa che, secondo le stime dell'EEA, attualmente circa il 78% della popolazione europea vive in aree urbane.

Esistono diversi modi per analizzare la struttura di una città, la maggior parte dei quali considera come area urbana quella parte di territorio ricadente all'interno del limite amministrativo comunale. Se questo approccio permette di calcolare una serie di parametri e indicatori mantenendo un riferimento costante nel tempo, viceversa rende problematica la comparazione di strutture urbane simili nello stesso periodo. In alcuni casi le stesse metriche perdono il loro significato se misurate rispetto ad un limite artificiale come può essere considerato un limite amministrativo. Un classico esempio viene fornito dal caso di due grandi città come Milano e Roma. Nel primo caso il territorio urbanizzato si espande anche oltre i limiti amministrativi e pertanto lo studio dei processi che avvengono nelle zone periferiche dovrebbe considerare un territorio più ampio di quello comunale, nel caso di Roma tutta l'area urbanizzata è compresa ampiamente all'interno del comune, pertanto lo studio degli stessi considera un'area adeguata al calcolo dei diversi indicatori.

La problematica relativa all'utilizzo dei limiti amministrativi per analizzare l'ambiente urbano è stato affrontato ed è tuttora oggetto di studi e discussione anche in ambito europeo (*Urban Atlas, Urban Audit* o *UMZ*³⁵).

In questo rapporto, al fine di meglio identificare le aree urbanizzate e rappresentare il territorio rispetto alla densità di urbanizzazione e non soltanto con i dati relativi all'impermeabilizzazione e all'artificializzazione del suolo, vengono identificate tre classi di densità, elaborate a partire dalla carta nazionale del consumo di suolo (per approfondimenti sugli aspetti metodologici si veda il Rapporto 2015):

1. le aree prevalentemente naturali, non costruite o costruite a bassissima densità di edificazione (ad esempio singoli manufatti o piccole infrastrutture), ovvero tutte le zone dove il valore medio di artificializzazione in un'area circostante di raggio pari a 300 metri è compreso nell'intervallo 0-10% della superficie complessiva;
2. le aree urbanizzate a bassa densità, dove il valore è compreso nell'intervallo 10-50%;
3. le aree prevalentemente artificiali e costruite ad alta densità di urbanizzazione, dove il valore è compreso nell'intervallo 50-100%.

Tali soglie sono state variate, rispetto all'edizione precedente per allinearle alle metodologie di calcolo definite nell'ambito dell'Agenda Globale per lo sviluppo sostenibile delle Nazioni Unite e nei relativi Obiettivi di Sviluppo Sostenibile (*Sustainable Development Goals - SDGs*)³⁶. In particolare, nell'ambito dell'obiettivo 11, sono definite le densità da considerare per le aree urbane (>50%), suburbane (10-50%) e rurali (<10%).

³⁵ Urban Audit database (Eurostat) http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/region_cities/introduction;

Urban Atlas (EEA) <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/urban-atlas>; UMZ_v15_2006 Urban Morphological Zones 2006 (EEA) <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/urban-morphological-zones-2006-umz2006-f3v0>.

³⁶ Si veda il cap. 5 per approfondimenti sugli indicatori dell'Agenda Globale.

Il limite delle aree urbanizzate, in alcuni casi, è immediatamente leggibile e direttamente associato al livello di artificializzazione del territorio, come nel caso delle città compatte. Al contrario vi sono aree dove un'urbanizzazione dispersa rende più difficile l'identificazione di un confine urbano/non urbano con il solo riferimento del valore continuo dell'impermeabilizzazione del suolo. La classificazione proposta, quindi, definendo i limiti delle aree ad alta e a media densità, facilita l'identificazione del confine dell'urbanizzato.

I fenomeni di espansione delle città determinano effetti ambientali e sociali la cui rilevanza in termini di qualità ambientale, di integrità del paesaggio e di consumo di risorse naturali dipende fortemente dalla modalità con la quale si realizza la trasformazione.

Processi di diffusione, dispersione urbana e di frammentazione descrivono la tendenza in atto dagli anni '90 e tutt'ora presente a consumare risorse e a sottrarre qualità attraverso: la creazione di centri urbani di dimensione medio-piccola all'esterno dei principali poli metropolitani; la crescita di zone di margine con insediamenti dispersi intorno ai centri; la saldatura di zone di insediamento a bassa densità in un continuum che annulla i limiti tra territorio urbano e rurale; la frammentazione del paesaggio e la mancanza di identità dei nuclei urbanizzati sparsi e senza coesione.

L'urbanizzazione diffusa e dispersa produce non solo perdita di paesaggi, suoli e relativi servizi ecosistemici, ma è anche un modello insediativo energivoro e predisponente alla diffusione del sistema di mobilità privata. In definitiva le forme di urbanizzazione sono uno dei fattori determinanti della sostenibilità ambientale e della resilienza urbana, poiché determinano le forme con le quali si organizzano le funzionalità delle città stesse, in termini di accessibilità dei servizi urbani e di capacità di trasformazione e di adattamento alle diverse domande sociali e ai cambiamenti ambientali prodotti dal cambiamento climatico.

Approfondire la conoscenza delle diverse forme di urbanizzazione e della tipologia insediativa presenti nei diversi contesti territoriali, diviene dunque cruciale sia per la definizione di misure efficaci per la limitazione del consumo di suolo e per frenare la distruzione del paesaggio, sia, più in generale, per dare maggiore robustezza alle misure per la sostenibilità della *governance* territoriale. Nei prossimi anni, infatti, si dovranno confrontare con queste dinamiche tutte le misure che saranno predisposte per il contenimento dei tassi di consumo delle aree ad elevata vocazione agricola, di rigenerazione e riqualificazione dei centri storici, di trasformazione verso forme urbane più compatte e semi-dense, di riuso di aree dismesse o già urbanizzate.

Analizzando i dati ISPRA ottenuti secondo lo standard *Corine Land Cover* e relativi, quindi, solo alle maggiori trasformazioni (dimensione minima di 5 ettari), tra il 1990 e il 2012 quasi il 40% dei cambiamenti dovuti all'urbanizzazione è avvenuto attraverso la creazione di aree a bassa densità, mentre più di un terzo è avvenuto con la realizzazione di nuovi poli commerciali, industriali e terziari.

Le aree compatte ad alta densità rappresentano, dagli anni '90 in poi, meno dell'1% delle nuove aree urbane (Figura 23.1).

Per valutare la dispersione si può utilizzare l'indice ID (Indice di Dispersione), ovvero il rapporto tra le aree ad alta densità e le aree ad alta e bassa densità. I valori elevati di tale indice caratterizzano le aree urbane con prevalenza di tessuti urbani a bassa densità, con valori più bassi nelle superfici urbanizzate più raccolte e compatte. Attraverso questo indice, che quindi esprime il rapporto tra la superficie urbanizzata discontinua e la superficie urbanizzata totale, può essere rappresentata la dispersione territoriale, carattere opposto alla compattezza (EEA, 2006; ESPON, 2011).

La minore dispersione si presenta nelle aree caratterizzate da centri urbani compatti all'interno del limite comunale, mentre i valori più alti coincidono con le città in cui i processi di espansione della superficie urbanizzata a bassa densità hanno interessato il territorio comunale in maniera importante. Valori crescenti si riscontrano all'aumentare della distanza dai poli centrali, restituendo valori di picco nelle aree di montagna e con popolazione minore (Tabella 23.1; Figura 23.2).

Haase D, Haase A, Rink D. (2014). Conceptualizing the nexus between urban shrinkage and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*; 132: 159-169.

Kabisch, N., Haase, D. (2011). Diversifying European agglomerations: Evidence of urban population trends for the 21st century. *Population, Space and Place*, 17, 236–253.

Strohbach M., Haase D., Kabisch N. (2009). Birds and the city – Urban biodiversity, land-use and socioeconomics. *Ecology and Society*, 14(2), 31.

TEEB (2010). The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. The Economics of Ecosystems and Biodiversity.

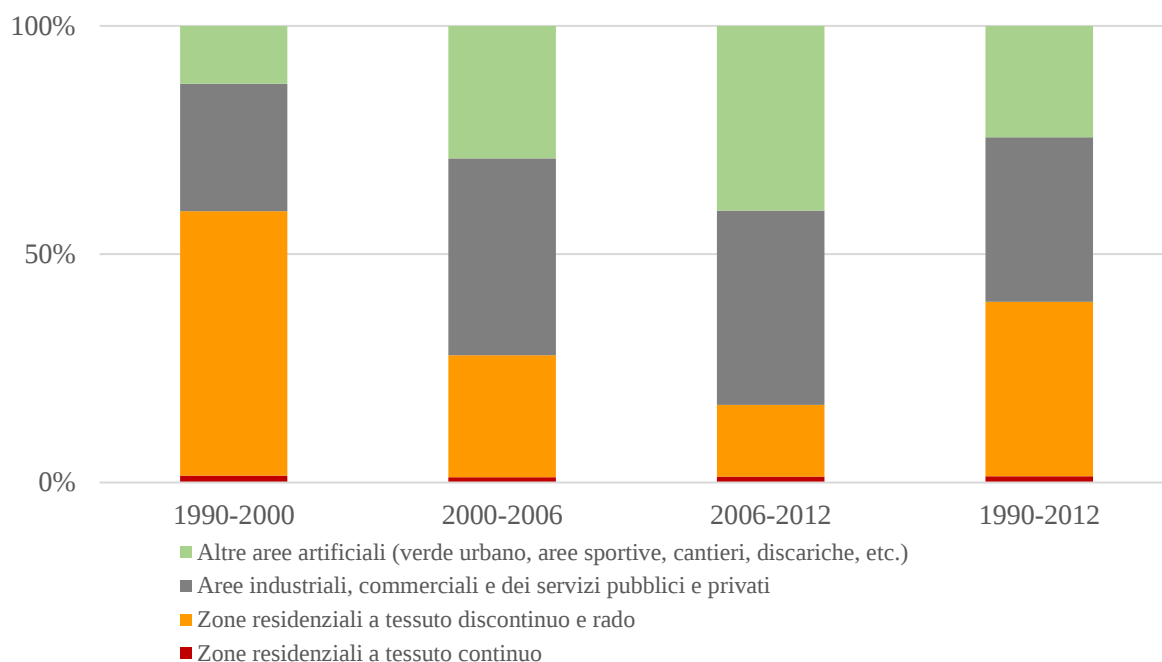


Figura 23.1 - Forme di urbanizzazione per i principali cambiamenti avvenuti tra il 1990 e il 2012. Fonte: ISPRA.

Tabella 23.1 - Indice di dispersione (ID) e superfici di aree rurali, suburbane e urbane secondo la classificazione delle Nazioni Unite, su base regionale (2015). Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

Regione	Indice di dispersione [%]	Aree rurali [ha]	Aree suburbane [ha]	Aree urbane [ha]
Piemonte	88,3	1.963.625	508.879	67.559
Valle D'Aosta	94,3	300.790	23.976	1.438
Lombardia	78,2	1.592.236	621.796	173.821
Trentino-Alto Adige	93,3	1.213.781	136.948	9.767
Veneto	85,9	1.174.505	571.477	93.873
Friuli Venezia Giulia	86,4	593.801	164.765	25.845
Liguria	86,2	426.580	99.451	15.949
Emilia-Romagna	86,0	1.681.260	484.955	79.076
Toscana	86,5	1.921.057	326.793	50.896
Umbria	86,8	729.282	100.205	15.236
Marche	88,2	778.573	140.817	18.879
Lazio	86,1	1.335.672	331.055	53.594
Abruzzo	89,8	946.374	119.815	13.550
Molise	94,7	408.965	33.190	1.861
Campania	79,2	979.248	299.936	78.712
Puglia	83,5	1.553.428	318.863	63.150
Basilicata	88,1	929.987	60.055	8.080
Calabria	89,5	1.322.799	166.047	19.432
Sicilia	81,8	2.143.101	349.621	77.844
Sardegna	85,3	2.231.054	153.710	26.477
Italia	84,8	24.226.117	5.012.351	895.038

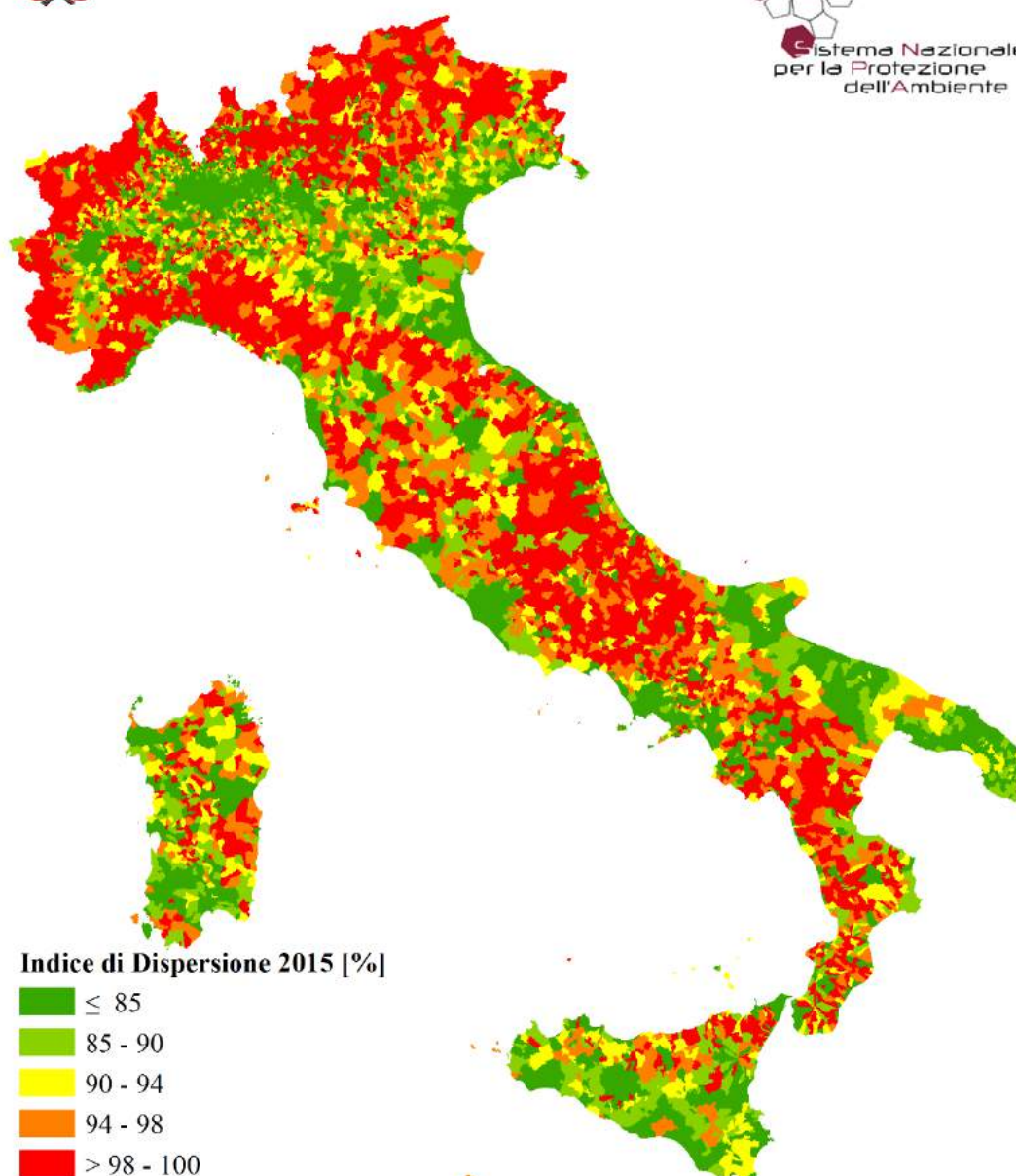


Figura 23.2 - Valori dell'Indice di Dispersione (ID) per comune (2015). Al crescere di questo indice si identificano aree urbane con prevalenza di tessuti urbani a bassa densità, mentre valori più bassi si riscontrano per superfici urbanizzate più raccolte e compatte. Fonte: ISPRA.

Progetto SUOLI (Superfici Urbanizzate: Opportunità di Lavoro per le Imprese)

E. Zini, D. Bellingeri

Con l'obiettivo di sviluppare un sistema di conoscenze di supporto ai Comuni e alle imprese nella localizzazione di nuovi insediamenti produttivi su aree già utilizzate, riducendo il consumo di nuovo suolo agricolo, ARPA Lombardia ha assunto un ruolo proattivo, cioè non limitandosi a misurare quanto suolo è stato consumato, ma sviluppando degli strumenti conoscitivi che consentano di limitare il consumo di suolo indirizzando lo sviluppo dei nuovi insediamenti industriali verso il

recupero delle aree dismesse e sottoutilizzate, la bonifica dei siti contaminati e la valorizzazione degli edifici industriali rimasti invenduti.

Le dimensioni e la dinamicità del consumo di suolo agricolo, della dismissione delle aree industriali e del mercato immobiliare sono tali che gli strumenti di conoscenza tradizionali, come i censimenti delle aree dismesse, non sono adeguati perché nel momento in cui i censimenti sono terminati risultano già obsoleti. Occorrono nuovi sistemi di conoscenza, basati su approcci di *geospatial intelligence*, che utilizzino oltre all'*Earth Observation* e agli archivi ambientali delle Agenzie (es. siti contaminati) anche flussi di informazioni in tempo reale di tipo non convenzionale come i dati del mercato immobiliare (per intercettare le aree industriali in vendita e invendute) e i dati sui consumi energetici degli impianti industriali (per rilevare tempestivamente le aree industriali in fase di dismissione). I principali *stakeholders* del progetto sono le aziende interessate a nuovi insediamenti in Lombardia e i Comuni che intendono avviare politiche di rigenerazione urbana.

Progetto ISONITRATE

I. Marinosci

Nell'ambito della convenzione tra ISPRA e il Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali, è stato realizzato il progetto ISONITRATE, mirato ad affinare il livello conoscitivo sull'origine del contenuto dei nitrati nelle acque sotterranee e superficiali presenti nelle Regioni del Bacino del Po, della Pianura Veneta e del Friuli Venezia Giulia³⁷.

A tal fine, per la determinazione del carico di azoto, si è tenuto conto del differente uso del suolo, ed in particolare per il calcolo della quantità di azoto di origine civile, è stato utilizzato lo strato Copernicus HRL *Imperviousness* relativo al 2012 (risoluzione 20m, unità minima cartografabile 400m²). Tale scelta è derivata dalla necessità di ottenere una valutazione delle superfici urbane più accurata rispetto a quella fornita dalla cartografia del Corine Land Cover (scala 1: 100.000, unità minima cartografabile 25 ettari) che, ai fini della valutazione delle superfici sottostima le classi che sono maggiormente frammentate, come ad esempio, nel caso di aree urbanizzate, i piccoli insediamenti. Sono state infatti incluse porzioni di territorio urbano a scala anche sub-comunale, inizialmente non rilevabili, recuperando significativamente al calcolo numerosissimi insediamenti abitativi e migliaia di abitanti. Un esempio tra i tanti è dato dal comune di Agliano Terme in Piemonte, sul cui territorio comunale il dato ISTAT 2011 accredita 1.673 abitanti, ma la cui superficie urbanizzata non è rilevata dallo strato informativo del Corine Land Cover, mentre attraverso lo strato informativo HRL *Imperviousness* è possibile accreditarne ben 31 ettari.

L'utilizzo e l'integrazione del dato Copernicus all'interno del progetto ISONITRATE ha quindi permesso di evidenziare la presenza di percentuali non trascurabili di territorio caratterizzato da un contributo derivante da sorgenti prevalentemente di origine civile.

24. Consumo di suolo e crescita demografica

L. Congedo, I. Marinosci

Tra i principali driver dei processi di urbanizzazione e delle trasformazioni insediative, oltre alle dinamiche economiche e finanziarie, certamente ci sono le dinamiche demografiche, che rappresentano l'andamento di crescita/decrecita della popolazione e la trasformazione della struttura della società e delle sue esigenze.

In passato la dinamica demografica era positivamente (e stabilmente) correlata con l'urbanizzazione ed era utilizzata, perciò, per descrivere gli stadi di sviluppo dei sistemi urbani. Negli ultimi decenni, al contrario, il legame tra demografia e processi di urbanizzazione non è più univoco e le città sono cresciute anche in presenza di stabilizzazione, in alcuni casi di decrescita, della popolazione residente.

Di conseguenza analizzare in confronto gli andamenti demografici con quelli dell'urbanizzazione diventa ancora più importante per poter identificare di volta in volta quali siano i driver principali del fenomeno nei diversi contesti ed agire con misure adeguate su questi.

Il tasso di consumo di suolo in Italia confrontato con la crescita demografica mostra una crescita consistente nel corso degli anni fino al 2013, con un valore di suolo consumato pro-capite che passa dai 167 metri quadrati del 1950 per ogni italiano, a quasi 350 metri quadrati nel 2013. Nell'ultimo anno, i

³⁷ ISPRA, 2015. La contaminazione da nitrati nelle acque: applicazione di un modello isotopico nelle Regioni del Bacino del Po, della Pianura Veneta e del Friuli Venezia Giulia. Rapporti ISPRA 217/2015, ISPRA, Roma.

dati preliminari del 2015, mostrerebbero una prima inversione di tendenza, con una stabilizzazione del valore pro-capite, prevalentemente a causa degli effetti della ripresa della crescita demografica, dovuta in gran parte alla componente migratoria, e del rallentamento del consumo di suolo, arrivando a un valore di 346 metri quadrati pro-capite nel 2015 (Tabella 24.1)³⁸.

Tabella 24.1 - Stima del suolo consumato per residente a livello nazionale, per anno. Fonte: ISPRA.

	Anni '50	1989	1996	1998	2006	2008	2013	2015
Superficie consumata pro-capite (m²/ab.)	167	270	301	309	334	338	349	346

A livello comunale, sono i piccoli comuni, dove la densità abitativa è minore, ad avere valori mediamente più alti di suolo consumato pro-capite. La media della popolazione residente nei 20 comuni con suolo consumato pro-capite maggiore è di circa 130 abitanti³⁹.

Per meglio evidenziare il rapporto tra le dinamiche del consumo di suolo e della popolazione in Italia, si considera il rapporto tra nuovo consumo di suolo e nuovi abitanti (consumo marginale di suolo), che è variato molto nei diversi periodi. A livello nazionale, possiamo verificare come tale rapporto fosse inferiore ai 1.000 metri quadrati per ogni nuovo abitante fino al 1989. Negli anni '90 il valore cresce fino a oltre 9.000 metri quadrati, dovuto a un elevato consumo di suolo a fronte di una certa stabilità della popolazione (un incremento di poco più di 250.000 abitanti nel decennio), mentre scende nuovamente al valore di 1.255 tra il 1998 e il 2008, poiché un incremento significativo della popolazione (1,7 milioni di abitanti in più nel decennio) è corrisposto a un incremento stabile del consumo di suolo. Tra i 2008 e il 2013 il rapporto decresce ancora, ma più lentamente, dovuto a un rallentamento del consumo di suolo rispetto agli anni precedenti ma, soprattutto, da una consistente crescita della popolazione, per arrivare a un brusco rallentamento negli ultimi due anni, con il valore che si attesta a 150 metri quadrati di suolo per nuovo abitante (Tabella 24.2).

Tabella 24.2 - Stima del rapporto tra nuovo consumo di suolo e nuovi abitanti (consumo marginale di suolo) a livello nazionale, per intervallo temporale. Fonte: ISPRA.

	Anni '50 1989	1989 1998	1998 2008	2008 2013	2013 2015
Rapporto tra nuovo consumo di suolo e nuovi abitanti (m²/ab.)	909	9.138	1.255	978	150

A livello comunale il suolo consumato pro-capite è molto variabile. Nel 2012 i comuni con maggior consumo di suolo pro-capite erano nel Nord-Ovest: Carrega Ligure, Briga Alta, e Morterone con più di 10.000 m²/ab. Nel 2015 i comuni con maggior consumo di suolo pro-capite sono: Briga Alta, Carrega Ligure, Valmala.

La maggior differenza tra 2012 e 2015 si è avuta nei comuni del Nord Italia: Briga Alta, Brione, e Valmala; in cui però tale incremento è dovuto principalmente allo spopolamento.

Considerando invece il suolo libero, il record negativo nel 2012 e 2015 si ha nei comuni della Provincia di Napoli: Casavatore, Melito di Napoli e Arzano, con rispettivamente 9 m²/ab, 20 m²/ab e 24 m²/ab di suolo non consumato.

Il picco di suolo libero per abitante si ha nello stesso comune di Briga Alta con oltre 1.300.000 m²/ab, e in altri comuni montani poco abitati e con vasti spazi naturali.

Integrazione tra i dati censuari ISTAT e la cartografia del consumo di suolo

M. Ballin, R. Chiocchini, S. Mugnoli, L. Congedo, M. Munafò

Nell'ambito di una ampia collaborazione tra ISPRA e ISTAT, è stata sviluppata una metodologia di integrazione dei dati censuari ISTAT e della cartografia del consumo di suolo.

³⁸ I dati demografici sono riferiti alla popolazione residente al 1° gennaio e i dati degli anni intermedi derivano dalla ricostruzione intercensuaria della popolazione (<http://demo.istat.it/>).

³⁹ Anche in questo caso, i dati completi a livello nazionale, regionale, provinciale e comunale, sono disponibili sul sito www.consumosuolo.isprambiente.it.

I dati utilizzati sono principalmente: la popolazione per sezione di censimento rilevata dall'ISTAT e il grado di impermeabilizzazione riferito al 2012, prodotto nell'ambito del programma europeo Copernicus (*High Resolution Layers*), e di cui ISPRA ha curato la verifica e il miglioramento.

Poiché questo layer non permette di distinguere l'uso del suolo (ad esempio strade, aree industriali o residenziali, etc.) nel modello statistico sono stati impiegati ulteriori strati informativi ausiliari quali il grafo stradale e per alcune regioni la carta semplificata di uso del suolo redatta da ISTAT.

La metodologia sviluppata ha quindi permesso di indicare, per ciascuna sezione di censimento, quali elementi del grid di impermeabilizzazione (risoluzione 20x20 m) potessero essere classificati come "Impermeabilizzato ad uso abitativo". Su questi è stata quindi redistribuita la popolazione censuaria di ciascuna sezione.

Il dato finale può risultare molto utile alle attività della protezione civile, alla stima del rischio idrogeologico, alla pianificazione urbanistica e alle valutazioni ambientali. Con l'aggiornamento della carta nazionale del consumo di suolo, l'integrazione con i dati censuari potrebbe diventare un servizio strategico nel fornire informazioni sulla distribuzione della popolazione con una risoluzione spaziale e temporale senza precedenti.

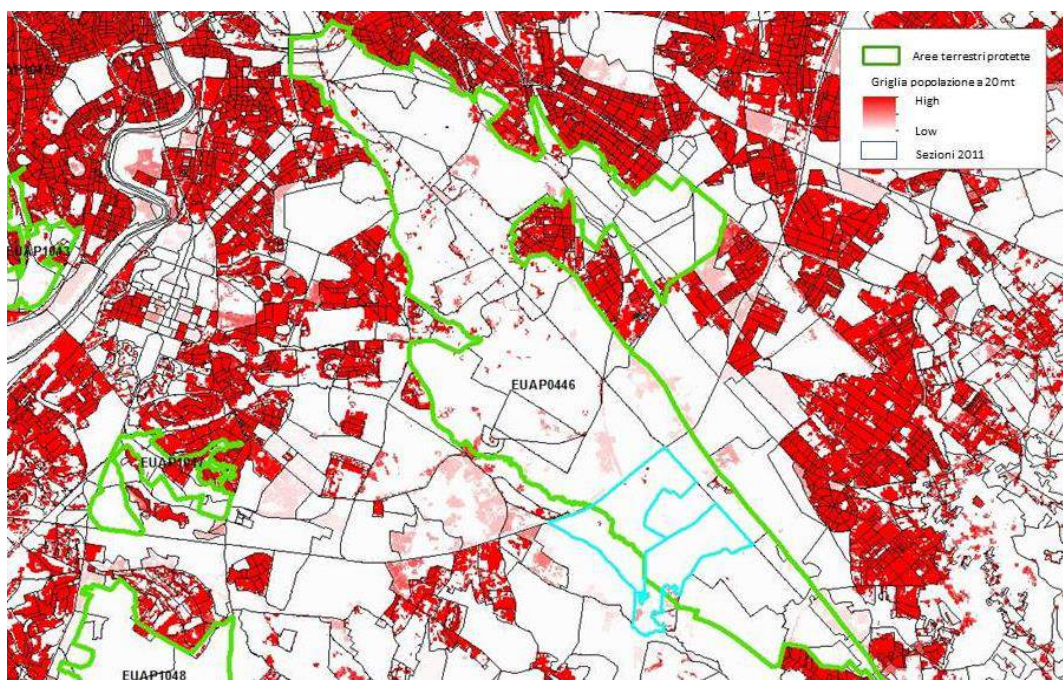


Figura 24.1 - Esempio di dato prodotto dall'integrazione tra dati censuari, grado di impermeabilizzazione e dati ambientali (Aree terrestri protette). Fonte: elaborazioni ISPRA-ISTAT.

25. Frammentazione amministrativa e consumo di suolo

P. Pileri

Una particolare chiave interpretativa del consumo di suolo la fornisce l'indicatore 'consumo marginale di suolo'⁴⁰, calcolato distinguendo tra piccoli, medi e grandi comuni. È la prima volta che questo indicatore viene calcolato in Italia su base comunale, grazie all'aggiornamento della carta nazionale. Nel triennio 2012-2015 l'Italia si è divisa nettamente in due: metà comuni (51%) hanno consumato suolo con un incremento della popolazione alle spalle (linea continua, Figura 25.1; Figura 25.2), l'altra metà (49%) ha consumato 'a perdere' ovvero nonostante la popolazione non crescesse (linea tratteggiata,

⁴⁰ L'indicatore di consumo marginale di suolo è dato dal rapporto tra suolo consumato in un certo periodo e popolazione insediata nello stesso periodo (nuovi abitanti). È anche considerato un indicatore di efficienza in quanto rapporta una risorsa (il suolo) al diretto soggetto che ne richiede l'uso (la popolazione). I valori riportati nei grafici sono valori medi per comune, calcolati per ognuno dei sette raggruppamenti demografici considerati. L'indicatore di consumo marginale di suolo è anche un buon indicatore di dispersione insediativa (ovvero sprawl urbano): più alto è il valore di tale indicatore è maggiore la dispersione urbana o, di converso, minore la densità insediativa (e in una certa misura la compattezza urbana). A rigor di calcolo, quando la variazione di popolazione è negativa nel periodo considerato e il consumo di suolo positivo, il valore dell'indicatore è negativo. Nel grafico i valori negativi sono stati mutati in positivi solo al fine di rendere più leggibile il grafico.

Figura 25.1; Figura 25.2). 4.527 ettari consumati senza nuovi abitanti, con volumi che rimangono probabilmente vuoti appesantendo il già grave bilancio di edilizia inutilizzata sul territorio.

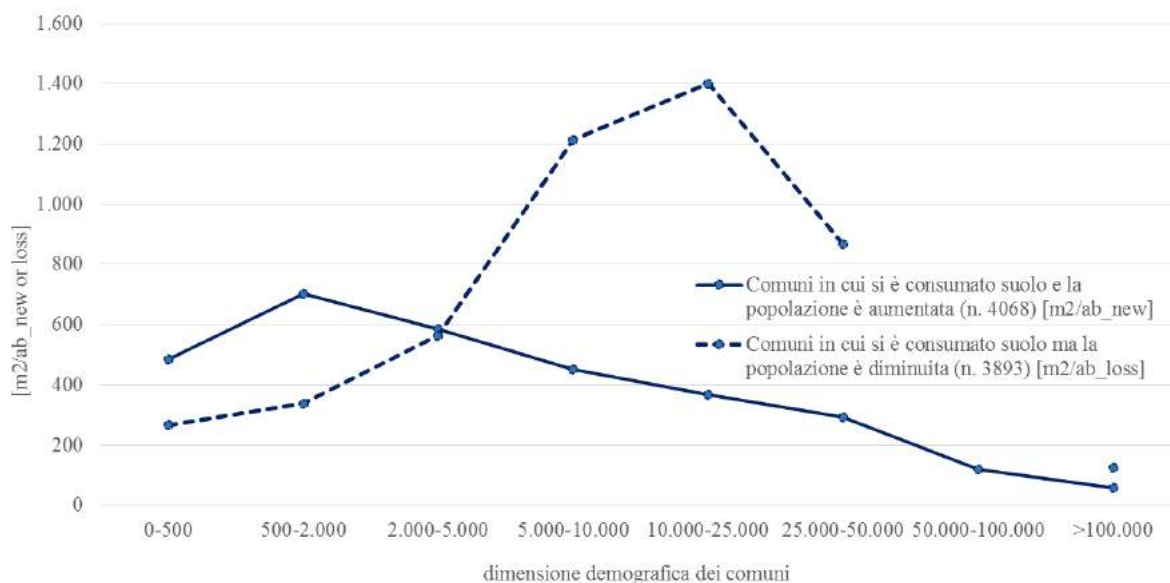


Figura 25.1 - Consumo marginale di suolo tra il 2012 e il 2015. Valore medio per comune. Elaborazioni dell'autore su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

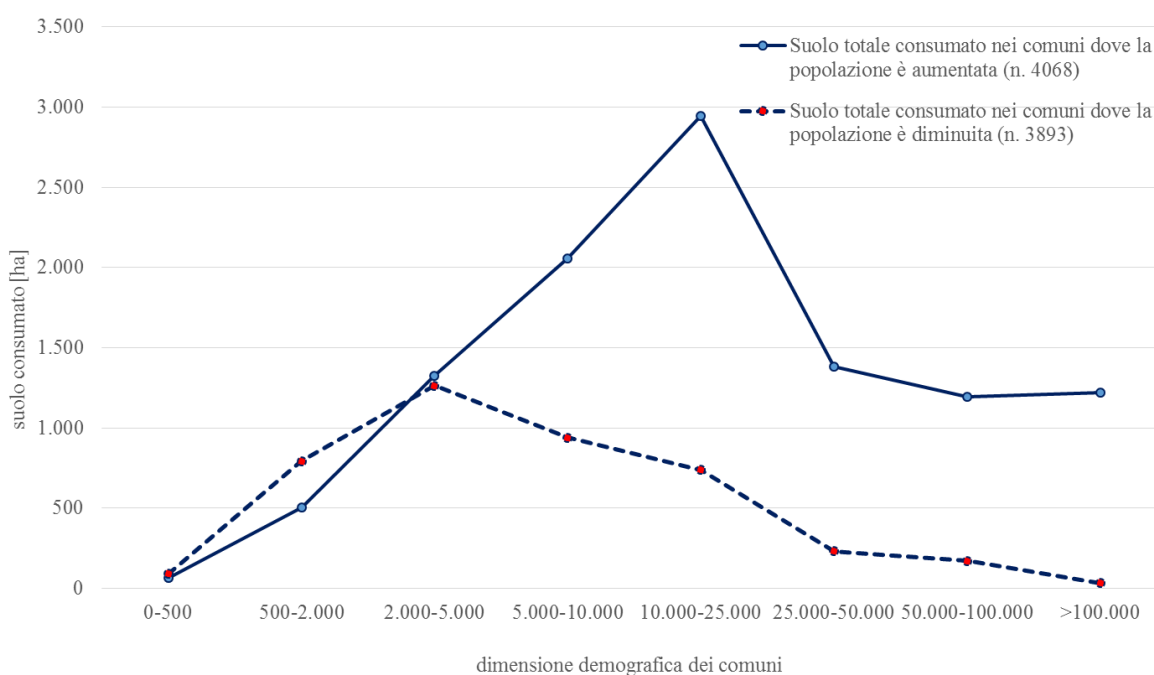


Figura 25.2 - Consumo totale di suolo tra il 2012 e il 2015. Valore medio per comune. Elaborazioni dell'autore su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

Dai grafici si distinguono tre profili di comportamento dei comuni italiani (per brevità ci si limita ai casi dove la popolazione cresce). I piccoli comuni (< 5.000 abitanti) sono i più inefficienti, avendo i valori più alti di consumo marginale di suolo (Figura 25.1): per ogni nuovo abitante cementificano mediamente tra i 500 e i 700 m² contro i 100 m² dei comuni con più di 50.000 ab. e i 3-400 m² dei comuni di media grandezza. Incrociando questo con il grafico dei consumi totali di suolo (Figura 25.2) si nota, però, che in valore assoluto i piccoli comuni hanno consumato circa la metà dei grandi. Si può sintetizzare dicendo che i piccoli hanno consumato meno ma male, i grandi di più ma meglio. Entrambe le situazioni sono insoddisfacenti e richiedono correzioni. I piccoli comuni sono probabilmente in balia del modello

insediativo della dispersione e della bassa densità, quello con i maggiori costi pubblici e ambientali. Se ricordiamo che in Italia il 70% dei comuni sono piccoli, la conclusione è che questa tendenza si è diffusa ovunque. Invece i comuni medi (5.000-25.000 ab.) sono stati più efficienti dei piccoli, ma hanno consumato tantissimo (ca. 5.000 ha) e rappresentano il picco del consumo assoluto (Figura 25.1). Da notare il loro esagerato consumo, 1.677 ha, anche con abitanti in calo.

Quei comportamenti così differenti e scomposti sono forse da intendersi anche come un segnale di un'autonomia urbanistica locale che non ha dato i frutti attesi e che oggi dovrebbe essere rivista profondamente. Si assiste a una frammentazione amministrativa piena di debolezze e criticità, che ancora usa con superficialità un suolo in fondo visto come base di appoggio per investimenti e rendite più che come risorsa scarsa da tutelare. Gli attuali strumenti di governo del territorio sono probabilmente degli interpreti inadeguati di questo tempo e delle sue urgenze. Suolo, acqua, clima sono questioni non dominabili con un perimetro amministrativo e con le armi spuntate di strumenti urbanistici educati a non dialogare tra loro. Davanti a questa frammentazione, da oggi acclarata anche a livello nazionale, occorre riprendere in mano il filo del coordinamento territoriale e tessere modelli urbanistici cooperativi in grado di rompere l'autodeterminazione del piano comunale in favore di una condivisione e di una dilatazione delle politiche locali a un bacino più ampio e adeguato ad affrontare questioni 's-confinare' come sono suolo, acqua, clima. Il tema 'suolo' ci mette davanti a un bivio: o si decide che l'autodeterminazione dei comuni è intoccabile e quindi si accetta di far continuare quelle scomposizioni e quei consumi ingiustificati e inefficienti mostrati dai grafici; o si decide di 1) spostare alcune competenze dalle mani dei comuni alle mani di aggregati più capaci di rispettare visioni più ampie e adeguate riducendo gli effetti negativi della frammentazione amministrativa (questo non significa negare la sussidiarietà, ma accompagnarla e intrecciarla con dispositivi idonei), 2) di definire che le previsioni inattuato dei piani possono essere cancellate senza alcuno strascico verso l'amministrazione e 3) di contrastare quei comportamenti disinibiti di alcuni comuni verso l'uso del suolo che finiscono per vanificare le politiche virtuose di altri comuni. Anche per questo occorrono modelli cooperativi che aiutino i comuni a imboccare assieme una strada in grado di non metterli più in feroce competizione ma in proficua sinergia, pur rispettando le diverse interpretazioni di governo del territorio le quali però non potranno negare il rispetto per il suolo, l'acqua o il clima, valori e questioni che tutti dovrebbero rispettare allo stesso modo.

Un'altra dimensione concettuale, pure importante, riguarda il fatto che i piccoli e medi comuni, ma soprattutto i piccoli, corrispondono largamente alle aree interne del Paese. Così quel comportamento inefficiente sul consumo di suolo diviene, per prossimità, un tratto distintivo - e preoccupante - anche delle aree interne, evidenziando l'urgenza di mettere a punto quei dispositivi, prima culturali e di progetto, e poi normativi, necessari per una parte importante del nostro Paese, bellissima ma bisognosa di nuove strategie urbanistiche, sociali e ambientali.

26. Misurazione del consumo di suolo della nuova produzione edilizia

L. Bellicini, P. Reggio

L'Italia ha vissuto tra 1996 e 2015 il sesto ciclo edilizio della sua storia. È stato un vero e proprio "superciclo"⁴¹ con significativi eccessi sia nella fase espansiva, sia in quella recessiva. Per avere un'idea di quello che è successo basterà ricordare che nell'anno 2000 in Italia si producevano, tra nuove costruzioni e ampliamenti, 80 milioni di m³ di edilizia residenziale, saliti poi a 126 milioni nel 2007 e ridiscesi a 41 milioni nel 2015; nel comparto non residenziale il picco si tocca già nel 2002 con 206 milioni di m³, per scendere a 50 milioni nel 2015. Tra 2007 e 2015 sono stati realizzati in media in Italia 40mila nuovi edifici residenziali all'anno ma nel 2015 tale valore si attesta a 27mila circa. Sempre secondo il CRESME, in termini di nuove abitazioni, nel 2007 in Italia se ne producevano 299.000 (per avere un'idea nel 1982 erano state 388.000, scese nel 1988 a 197.000) e nel 2015 si scende a 86.000. Insomma gli anni 2000 sono stati caratterizzati da una forte fase espansiva e da una fortissima fase recessiva.

⁴¹ CRESME, XXIII rapporto congiunturale e previsionale sul mercato delle costruzioni.

Cercare di misurare il consumo di suolo strettamente derivante dalla produzione edilizia è stato il lavoro svolto dal CRESME⁴². Un lavoro parziale ma preciso nel suo obiettivo, che è stato perseguito attraverso la seguente metodologia: stima del numero di fabbricati di nuova costruzione realizzati negli anni 2000-2015 per anno di costruzione⁴³; articolazione degli edifici stimati per tipologia di edificio (villetta, palazzina, palazzo, edificio produttivo, commerciale, etc.⁴⁴); stima dei volumi e delle superfici delle diverse tipologie di edificio⁴⁵; stima per le diverse tipologie della superficie media coperta dall'edificio e della sua area di pertinenza⁴⁶.

Dall'analisi svolta emerge che l'edificio mono-bifamiliare è la tipologia che più delle altre ha impatto sul consumo di suolo. È la tipologia che caratterizza, da sud a nord, la provincia italiana e identifica una delle cellule riproduttive dello *sprawl* urbano. Lo studio ha evidenziato che la superficie media di un lotto utilizzato nel 2015 per la realizzazione di un edificio mono-bifamiliare in Italia è pari a 470 m² circa, mentre in passato la dimensione media superava i 600 m². Per questa tipologia il rapporto utilizzato tra superficie coperta e superficie scoperta è di 1 a 4 (in media l'impronta a terra dell'edificio è di 90 - 100 m² e il terreno di pertinenza 350 - 400 m²). Considerando che nel 2015 secondo le stime del CRESME sono stati realizzati circa 23.700 nuovi edifici, si stima che complessivamente gli edifici mono-bifamiliari abbiano consumato circa 11 km². La tipologia di edifici di 3 piani da 5 a 15 abitazioni (la tradizionale "palazzina" italiana), ha una dimensione media del lotto di 440 m², inferiore alla media del periodo 2000 - 2014 che si attesta a 540 m² circa. Per questa tipologia il rapporto utilizzato tra superficie coperta e superficie scoperta è di 1 a 1 (in media l'impronta a terra dell'edificio è di 220 m² e il terreno di pertinenza 220 m²). Nel 2015 sono stati realizzati circa 2.700 edifici, con un consumo di suolo pari a 1,2 km². La dimensione media del lotto degli edifici con oltre 15 abitazioni è nel 2015 pari a 600 m² circa, poco meno della media del periodo 2000 - 2014 pari a 610 m². Per questa tipologia il rapporto utilizzato tra superficie coperta e superficie scoperta è di 5 a 1 (in media l'impronta a terra dell'edificio è di 500 m² e il terreno di pertinenza 100 m²). Dalle stime sulla produzione edilizia, nel 2015 sono stati realizzati circa 600 nuovi edifici che hanno utilizzato 0,36 km² di suolo.

Per quanto riguarda il settore non residenziale, gli edifici sono stati raggruppati in tre tipologie omogenee per tipo di impatto ovvero: edifici produttivi (capannoni artigianali e industriali), edifici commerciali ed agricoli. Nel calcolo del suolo consumato dagli edifici non residenziali sono comprese sia le superfici coperte dagli edifici, sia gli spazi di pertinenza per la lavorazione e movimentazione delle merci. Si precisa che per gli edifici agricoli si è computato esclusivamente la superficie coperta dagli edifici. Si stima che nel 2015 il volume medio di un fabbricato produttivo sia di circa 12.300 m³, vale a dire con una copertura a terra in termini di superficie di 1.500 m²; considerando che tali edifici hanno aree di pertinenza ampie utilizzate per il deposito delle merci, la manovra e la movimentazione delle merci, si stima sulla base dell'analisi svolta che complessivamente il lotto necessario alla costruzione di un nuovo edificio produttivo sia pari mediamente a 3.500 m² circa. Considerando che nel 2015 il sistema informativo del CRESME stima che siano stati realizzati circa 1.700 nuovi edifici produttivi, il nuovo suolo consumato che ne deriva è pari 6,1 Km² supponendo di non riutilizzare suoli già occupati da edifici produttivi. I dati a disposizione non consentono di quantificare la quota di nuova costruzione realizzata in aree già consumate, per cui tutta la nuova produzione stimata è considerata come espansiva.

La seconda categoria di immobili non residenziali è quella commerciale, i quali nel 2015 hanno un volume medio di 6.500 m³ a cui corrisponde una superficie coperta di circa 720 m² ed altrettanta superficie per gli spazi esterni di pertinenza. Complessivamente dunque, la dimensione media del lotto utilizzato per i nuovi edifici commerciali è di circa 1.440 m². I nuovi edifici commerciali realizzati nel 2015 sono circa 1.300 pari ad una superficie complessivamente consumata di 1,8 km².

Anche per i nuovi edifici ad uso agricolo è stato stimato il suolo consumato considerando un volume medio di 1.733 m³ per edificio e una superficie coperta di 257 m². Per questa tipologia edilizia lo spazio di pertinenza non è stato considerato, presupponendo un utilizzo prevalentemente agricolo. Sebbene i nuovi edifici siano molti (ben 7.300) considerando che lo spazio di pertinenza degli edifici non è stato

⁴² La metodologia adottata dal CRESME è stata elaborata in una prima fase dal gruppo di lavoro composto da Francesco Toso, Paolo D'Alessandris, Antonio Mura e Lorenzo Bellicini, e poi approfondita e raffinata da Francesco Toso, Paola Reggio e Lorenzo Bellicini.

⁴³ CRESME, Sistema Informativo per l'edilizia residenziale e non residenziale.

⁴⁴ Ibid.

⁴⁵ Ibid.

⁴⁶ Questa ultima stima sull'analisi di un campione di oltre 62.000 immobili analizzati a partire dagli annunci di vendita/affitto presenti sul mercato nel 2015, ma con epoche di costruzione diverse.

calcolato come spazio consumato, si stima che il suolo complessivamente consumato per la costruzione di questi edifici sia pari a 1,8 km².

L'impianto di nuovi edifici residenziali e non residenziali necessita di nuove strade, nuovi servizi, nuovi parcheggi definiti dalle esigenze funzionali e dalla normativa (D.M. 1444/68 e successivi) che a loro volta utilizzano suolo. Per ciascuna tipologia edilizia, dunque, sono state calcolate sulla base della normativa nazionale le superfici di impianto, superfici che variano molto tra loro sulla base degli standard previsti per legge e della localizzazione delle tipologie nel territorio. Si tratta quindi di una stima di massima. Come è noto sulla base del D.M. 1444/68 nelle zone di espansione dei centri urbani si devono realizzare 18 m² di standard per ogni nuovo abitante insediato ripartite tra istruzione (pari a 4,5 m² per abitante), attrezzature di interesse collettivo (pari a 2 m² per abitante), verde pubblico (pari a 9 m² per abitante) e parcheggi pubblici (pari a 2,5 m² per abitante). Considerando la volumetria residenziale prodotta nell'anno si possono stimare gli abitanti teorici insediati. Complessivamente la superficie consumata per gli standard urbanistici supera i 12 km² dei quali 11 riguardano l'edilizia residenziale e 1 l'edilizia non residenziale. In particolare, per quanto riguarda la superficie a standard sviluppata dalla nuova edilizia residenziale si ripartisce tra quattro tipologie di utilizzo ovvero servizi di quartiere che si sviluppano su una superficie di 2 km², i parcheggi che interessano circa 1 km², gli spazi per l'istruzione che occupano 4,5 km² e il verde pubblico che si sviluppa su una superficie di 3,6 km². In queste superfici sono state computate sia le aree di sedime degli edifici sia le loro aree di pertinenza. Per quanto riguarda l'edilizia non residenziale, la superficie a standard utilizzata riguarda essenzialmente le aree di parcheggio.

Sono poi state stimate le nuove strade di impianto interessanti alla nuova edificazione, con valori in proporzione alle superfici edificate a seconda delle tipologie edilizie. Si tratta della stima più debole, infatti è stato stimato che le case uni-bifamiliari, ad esempio, sviluppino strade di impianto con una quota di superficie che in media è pari al 35% della superficie del lotto, mentre per le palazzine questa quota si attesta al 40%. Per il settore residenziale le strade di impianto stimate sono pari a 4,6 km², dei quali 3,9 km² riguardanti la viabilità realizzata per l'impianto di abitazioni uni-bifamiliari. Per il settore non residenziale le strade di impianto interessano circa 1,3 km² sostanzialmente afferenti ai nuovi edifici produttivi (pari a 0,6 km²) e commerciali (pari a 0,6 km²).

Il suolo consumato in Italia nel 2015, per le voci prese in esame dalla stima CRESME⁴⁷ è pari a 41,3 km², dei quali 23,1 sono direttamente consumati da edifici e spazi di pertinenza, 12,4 sono dovuti agli standard urbanistici e 5,9 alle nuove strade di impianto realizzate per raggiungere le nuove costruzioni. Già questo primo dato mette in evidenza un peso molto alto degli standard urbanistici nel consumo di suolo.

Dei 23,1 km² di suolo consumato dagli edifici e dagli spazi di pertinenza nel 2015, 12,8 sono dovuti all'edilizia residenziale e 10,3 a quella non residenziale. Dei 12,8 km² dovuti all'edilizia residenziale, 11,2 sono dovuti all'edilizia mono-bifamiliare, 1,2 a quella media da 5 a 15 abitazioni e 0,4 a quella dovuta agli edifici con oltre 14 abitazioni. Si conferma così il nodo dello *sprawl* urbano come carattere insediativo italiano e emerge la responsabilità di questa tipologia sul consumo di suolo. Per la costruzione di nuovi edifici non residenziali sono stati utilizzati 10 km² suddivisi tra edifici produttivi, pari a 6 km², edifici agricoli pari a 2 km², ed edifici commerciali, pari a 2 km².

La stessa metodologia applicata al 2007 (anno di picco della fase espansiva del settore delle costruzioni in Italia), porta a stimare un consumo di suolo dovuto all'edilizia di 106,3 km²: i 41,3 km² del 2015 risultano del 61% inferiori a quelli del 2007. In linea con tutti gli indicatori che descrivono la crisi del settore delle costruzioni e della nuova produzione edilizia. L'edilizia residenziale ha utilizzato nel 2007 per la costruzione di nuove abitazioni e loro pertinenze circa 13 km², che rispetto al 2015 rappresenta una riduzione di poco inferiore al 54%. Nel 2007 il suolo utilizzato per l'edilizia non residenziale è stato pari a 29 km² facendo registrare rispetto al 2015 una contrazione del 65%. Diretta conseguenza della contrazione della costruzione di nuovi edifici residenziali e non residenziali è il calo delle superfici destinate a standard passate da 35,6 km² nel 2007 a 12,4 nel 2015, il 65% in meno in otto anni. La maggiore flessione degli edifici plurifamiliari rispetto a quelli mono-bifamiliari ha portato a una maggiore flessione degli standard che sono funzione degli abitanti.

⁴⁷ Si ricorda che sono stati presi in considerazione: la nuova produzione edilizia residenziale; la nuova produzione edilizia non residenziale; l'indotto generato dalla nuova produzione edilizia in termini di standard urbanistici e infrastrutture di impianto. La stima non ha considerato: le infrastrutture, le strade in ambito rurale, sterrate e/o asfaltate; le aree di cantiere; le cave; le discariche; il riuso di aree dismesse (aree dove sono stati demoliti e ricostruiti edifici residenziali e/o non residenziali).

Tabella 26.1 - Ripartizione della nuova superficie di competenza degli edifici consumata nel 2015 (km²).
Fonte: elaborazioni CRESME su fonti varie.

	Edificio e spazi pertinenza	Standard urbanistici	Strade di impianto	TOTALE
RESIDENZIALE	12,8	11,2	4,6	28,6
1-4 abitazioni	11,2	7,5	3,9	22,6
5-15 abitazioni	1,2	2,0	0,5	3,7
Oltre 15 abitazioni	0,4	1,7	0,2	2,2
NON RESIDENZIALE	10,3	1,2	1,3	12,7
Produttivo	6,1	0,3	0,6	6,9
Commerciale	1,9	0,8	0,6	3,3
Agricolo	1,9	0,0	0,0	1,9
Altro	0,5	0,1	0,1	0,7
TOTALE EDILIZIA	23,1	12,4	5,9	41,3

Tabella 26.2 - Il suolo consumato per l'edilizia in Italia nel 2015 e nel 2007. Fonte: elaborazioni CRESME su fonti varie.

	Superficie (km ² /anno)		Variazione %
	2007	2015	2015/2007
Edilizia residenziale	27,6	12,8	-53,6
Edilizia non residenziale	29,0	10,3	-64,5
Servizi/standard	35,6	12,4	-65,2
TOTALE EDILIZIA	92,2	35,5	-61,5
<i>Stima strade di impianto</i>	<i>14,1</i>	<i>5,9</i>	<i>-58,2</i>
TOTALE	106,3	41,3	-61,1

27. Compattezza delle forme urbane

L. Salvati, I. Tombolini

Le recenti trasformazioni urbane osservate in Europa sono da imputare principalmente ad una espansione insediativa rapida e disordinata causata da una serie di fattori associati al fenomeno della suburbanizzazione, tra cui il deflusso della popolazione dalle città (Kasanko *et al.*, 2006) e la ridistribuzione spaziale delle attività economiche dai nuclei urbani verso le periferie (Longhi e Musolesi, 2007). Specialmente le città tradizionalmente compatte e dense dell'area mediterranea sono andate incontro a nuovi fenomeni sociali ed economici che hanno generato una frammentazione e una polarizzazione delle strutture economiche (Schneider e Woodcock, 2008), oltre che una segregazione sociale di aree in precedenza coese (Couch *et al.*, 2008; Le Goix, 2005).

Seppure collocata in posizione periferica rispetto al dibattito sull'evoluzione recente delle città europee, la città mediterranea ha rappresentato un caso peculiare di crescita urbana (Phelps *et al.*, 2006). Il contesto economico in cui si sono sviluppati gli agglomerati urbani dell'Europa meridionale sono, infatti, frutto di una stratificazione di molteplici cause scatenanti e complessi fattori latenti sottesi alle dinamiche sociali (Couch *et al.*, 2008), in cui giocano un ruolo determinante i processi demografici, gli aspetti produttivi, così come le peculiarità geo-politiche. La frammentazione del territorio, la polarizzazione negli usi urbani e non urbani, la semplificazione e l'omologazione sono processi che sono stati osservati nelle aree periurbane delle principali città italiane, sin dalla fine degli anni '80. Monitorarne la configurazione spaziale su scala locale può fornire un quadro dettagliato della relazione tra l'espansione urbana e le morfologie insediative; le modalità e le forme con cui si realizza hanno inoltre una grande influenza sulle conseguenze delle trasformazioni territoriali, tra cui il consumo di risorse naturali non rinnovabili, il depauperamento dei servizi ecosistemici, la perdita di identità e di coesione dei nuclei sub-urbani (Riitano *et al.*, 2015).

Tramite l'applicativo *Guidos* è stata effettuata un'analisi morfologica del pattern spaziale (MSPA) delle aree metropolitane del territorio nazionale, al fine di valutarne il grado di compattezza o, viceversa, di dispersione. Tale analisi ha implementato una serie di routine di processamento della carta nazionale del consumo di suolo del 2012, che ha permesso di analizzare la forma e la configurazione degli elementi del paesaggio come fossero oggetti puramente geometrici (Vogt *et al.*, 2007), identificando nodi, collegamenti (ad esempio corridoi ecologici) e altre caratteristiche rilevanti per la valutazione ecologica e geografica del territorio. *Nuclei* - porzioni interne di un gruppo di pixel che compongono i poli urbani -, *patch isolate* - aree isolate e molto piccole che non possono contenere i nuclei -, *anelli* - che congiungono uno stesso nucleo -, *ponti* - congiungenti nuclei differenti -, *vuoti urbani* - zone perimetrali interne, di transizione tra un nucleo ed una classe differente di uso del suolo -, *margini* - zone perimetrali esterne, di transizione tra i nuclei e i "non nuclei" all'interno della stessa classe di uso del suolo - e *rami* - estensioni perimetrali - sono gli elementi base identificabili dalla MSPA (Soille e Vogt, 2009).

Le tipologie insediative del tessuto urbano sono state identificate e caratterizzate tramite questa analisi, che ha permesso di evidenziare come fasi alterne di dispersione e concentrazione, espansione ed autocontenimento portino spesso ad una saturazione degli spazi di transizione, dove gli insediamenti diventano sempre più diluiti, discontinui e disorganizzati in un peri-urbano dilatato da funzioni non sempre urbane e non più solo rurali. D'altra parte, tale analisi ha permesso di riscontrare anche la presenza di vuoti urbani che interconnettono la periferia con il centro e che, se opportunamente pianificati, potrebbero contribuire a mitigare il problema del consumo di suolo.

Le aree metropolitane in esame possono essere inquadrate in modelli di sviluppo urbano, che spaziano da quello monocentrico a quello policentrico. Ad esempio, il sistema urbano di Napoli è identificabile da un modello policentrico residenziale, caratterizzato da una deconcentrazione e da un progressivo allontanamento dell'industria dal centro. La migrazione dell'industria verso il periurbano ha investito le aree limitrofe all'area metropolitana, caratterizzate da una commistione di usi del suolo che si inquadra nel modello di *mixité* territoriale evocata da Leontidou (1990). Nei nuclei suburbani satelliti, che sono rimasti fortemente agganciati al comune di Napoli, come evidenziato dai numerosi *ponti* individuati tramite tale analisi, non sono state stimulate funzioni urbane ad alto valore aggiunto come è invece avvenuto nel caso dell'hinterland milanese. Il complesso di centri abitati dell'area metropolitana di Milano, collegati tra loro e con il centro tramite un'efficiente rete infrastrutturale, sono anche *core areas*, quindi poli economicamente sviluppati con una propria autonomia insediativa e funzionale: in questo caso il policentrismo insediativo corrisponde ad un policentrismo funzionale. La completa saturazione dei vuoti urbani attraverso l'infrastrutturazione del territorio lungo i principali assi di scorrimento hanno definitivamente modificato il *cityscape* di quest'area, funzionalmente specializzata rispetto al nucleo urbano, priva del 'peso' della pubblica amministrazione e relativamente orientata verso le telecomunicazioni e l'*high-tech*. A scala regionale è interessante il caso della pianura padano-veneta dove non troviamo una città predominante ma vari poli di sviluppo diversificati, economici e insediativi, corrispondenti ai nuclei urbani e ai comuni satelliti. Tale area presenta un pattern piuttosto frammentato, in cui micro-gradienti ed *isole* tendono a generare *enclaves* di ricchezza e di povertà (Maloutas, 2007). La morfologia della città di Roma risulta particolarmente diffusa e frammentata, a causa di uno sviluppo urbano che si è contraddistinto per il suo carattere informale e per l'elevato consumo di suolo. La crescita rapida e disordinata della città è stata accompagnata dalla formazione di numerosi insediamenti periferici, a bassa densità abitativa. Roma incarna i tipici caratteri della città mediterranea, tratteggiata come il luogo in cui si raggiunge un elevato grado di disordine spaziale, culturale, ma anche istituzionale, con un uso misto e tendenzialmente entropico dei terreni edificabili, in contrapposizione alla più regolare zonizzazione tipica della città settentrionale. La metropolitanziazione più recente sembra aver contribuito a determinare un elevato livello di entropia funzionale e di disordine insediativo, con la conseguente commistione di usi del suolo talora in conflitto tra di loro. In un recente studio (Salvati, 2014) è stato riscontrato come il cambiamento più evidente della crescita urbana della capitale, caratterizzata da una non linearità della complessità spaziale strutturale, sia associato ad un aumento nella dimensione frattale, quella che probabilmente descrive meglio l'irregolarità delle parcelle territoriali e la complessità dell'evoluzione urbana spazio-temporale (Triantakoustantis e Mountrakis, 2012; Terzi e Kaya, 2008). La dimensione frattale è infatti indicativa del processo dello *sprawl* e della conformazione caotica che caratterizza la frangia peri-urbana di Roma.

I risultati suggeriscono che le analisi spaziali - come l'MSPA - possono effettivamente illustrare come la morfologia urbana rifletta differenti contesti ambientali ed economico-sociali a scala locale. È stato

possibile, inoltre, riscontrare una tendenza alla dispersione insediativa delle città italiane, che hanno perso la loro storica compattezza, un fenomeno di cui dovrebbero tenere conto le attuali politiche di contenimento dell'espansione urbana. La recente crescita di molte città dell'Europa meridionale si è infatti contraddistinta per il carattere informale e la mancanza di coerenza interna nello sviluppo degli insediamenti, impattando negativamente la struttura e la composizione del paesaggio.

- Couch C., Petschel-Held, G., Leontidou, L. (Eds.). (2008). *Urban sprawl in Europe: landscape, land-use change and policy*. John Wiley & Sons.
- Kasanko, M., Barredo, J. I., Lavalle, C., McCormick, N., Demicheli, L., Sagris, V., Brezger, A. (2006). Are European cities becoming dispersed?: A comparative analysis of 15 European urban areas. *Landscape and urban planning*, 77(1), 111-130.
- Le Goix, R. (2005). Gated communities: Sprawl and social segregation in Southern California. *Housing studies*, 20(2), 323-343.
- Leontidou, L. (1990). *The Mediterranean city in transition*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Longhi, C., Musolesi, A. (2007). European cities in the process of economic integration: towards structural convergence. *The Annals of Regional Science*, 41(2), 333-351.
- Maloutas, T. (2007). Segregation, social polarization and immigration in Athens during the 1990s: theoretical expectations and contextual difference. *International Journal of Urban and Regional Research*, 31(4): 733-758.
- Phelps, N.A., Parsons, N., Ballas, D., Dowling, A. (2006). *Post-suburban Europe: planning and politics at the margins of Europe's capital cities*. Basingstoke: Palgrave Macmillan.
- Riitano N., Congedo L., Munafò M. (2015), Caratterizzazione morfologica del consumo di suolo: analisi delle tipologie insediative. X Convegno Nazionale GIT- Geosciences and Information Technologies; 06/2015, San Leo (RN), Italy; 06/2015.
- Salvati, L. (2014). Urban growth and the spatial structure of a changing region: An integrated assessment. *Journal of Urban and Regional Analysis*, 6(1), 5.
- Salvati, L., Munafò, M., Morelli, V. G., Sabbi, A. (2012). Low-density settlements and land use changes in a Mediterranean urban region. *Landscape and Urban Planning*, 105(1), 43-52.
- Schneider, A., Woodcock, C. E. (2008). Compact, dispersed, fragmented, extensive? A comparison of urban growth in twenty-five global cities using remotely sensed data, pattern metrics and census information. *Urban Studies*, 45(3), 659-692.
- Soille, P., Vogt, P. (2009). Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern Recognition Letters*, 30(4), 456-459.
- Terzi, F., Kaya, H. S. (2008). Analyzing urban sprawl patterns through fractal geometry: The case of Istanbul metropolitan area.
- Triantakoustantis, D., Mountrakis, G. (2012). Urban growth prediction: a review of computational models and human perceptions.
- Vogt, P., Riitters, K. H., Estreguil, C., Kozak, J., Wade, T. G., Wickham, J. D. (2007). Mapping spatial patterns with morphological image processing. *Landscape ecology*, 22(2), 171-177.

28. Paesaggio urbano e forme dello sprawl

I. Marinosci, F. Assennato, T. Luti, N. Riitano, M. Munafò

L'espansione delle superfici impermeabilizzate, si manifesta nella frangia urbana e peri-urbana di molte importanti città come una commistione di tipologie di uso del suolo diversificate (EEA, 2006). L'analisi del margine urbano, la cui forma è determinata dalle dinamiche di insediamento, è di particolare interesse nella interpretazione del fenomeno. Sono diverse, infatti, le conseguenze prodotte sul paesaggio urbano dai diversi fenomeni. Si va dalla creazione di nuovi quartieri o aree residenziali che mantengono le principali caratteristiche del nucleo urbano (Indovina, 2005; Munafò *et al.*, 2011) all'insediamento diffuso a bassa densità dal centro urbano verso l'esterno, conosciuto come *urban sprawl*, che produce una forma di semplificazione del paesaggio che perde le sue peculiarità e si banalizza.

L'urbanizzazione a bassa densità, pur rappresentando un contributo notevole al consumo di suolo complessivo, è comunque caratterizzata dalla copresenza di costruzioni e di aree verdi, che garantiscono una parziale persistenza delle caratteristiche naturali dei suoli interessati, almeno per le porzioni sulle quali non insistono direttamente i manufatti edificati. Queste capacità residuali non sono sufficienti tuttavia a evitare la compromissione delle aree di frangia periurbana. Mentre gli impatti su queste aree dovuti agli ampliamenti urbani "compatti" sono relativamente contenuti, nel caso dello sprawl una parte consistente delle superfici del margine urbano viene sottratta di fatto all'originaria destinazione d'uso, a causa della frammentazione e trasformazione degli spazi, di cui risulta compromessa tanto la produttività e la valenza agricola quanto le caratteristiche naturali (Duany *et al.*, 2000; Terzi e Bolen, 2009; Frondoni *et al.*, 2011).

A questi fenomeni di espansione si associano comunque costi pubblici e privati associati alla mobilità e alla fornitura e alla gestione delle opere di urbanizzazione primaria e secondaria, che sono maggiori per gli insediamenti diffusi (Salzano, 2007). Oltre a questi, è necessario tenere conto che la diffusione e la dispersione insediativa producono deterioramento del territorio anche laddove non lo impermeabilizzano completamente, poiché la frammentazione che si determina rende gli spazi non sigillati interclusi difficilmente recuperabili e di minore qualità ambientale. A dispersione e frammentazione si associa dunque anche una forte riduzione del valore in biodiversità delle aree interessate poiché la distribuzione spaziale e la quantità di suolo non consumato influenza sia la qualità complessiva, sia la capacità residua di connessione degli ecosistemi e la disponibilità dei servizi ecosistemici nelle unità territoriali.

Nel corso degli ultimi sessant'anni, nel nostro Paese, si è assistito a un aumento dei fenomeni dello *sprawl* e della cosiddetta "post-metropolizzazione" (Soja, 2000), con un incremento più marcato del consumo di suolo proprio nelle aree di margine e nei paesaggi suburbani. È proprio nella fascia compresa tra i 5 e i 10 chilometri di distanza dai centri urbani maggiori che si concentra l'artificializzazione del territorio, con un andamento tra i diversi anni che evidenzia una crescita progressiva con velocità maggiori (ISPRA, 2015).

Nella valutazione dello *sprawl* urbano è, dunque, molto importante l'analisi sul fronte di trasformazione delle città, ovvero i margini⁴⁸. Per tale valutazione, in questo rapporto, sono utilizzati diversi indicatori, quali l'*Edge Density* (ED), che descrive la densità dei margini attraverso il rapporto tra la somma totale dei perimetri dei poligoni delle aree costruite e la loro superficie; indicatori di diffusione, quali il *Largest Class Patch Index* (LCPI) e il *Remaining Mean Patch Size* (RMPS); indicatori di dispersione, quale l'Indice di Dispersione Urbana (IDU), di seguito descritti. Gli indicatori sono costruiti mediante una analisi dei poligoni corrispondenti alle diverse tipologie di copertura del suolo, con l'applicazione di metriche dedicate allo studio della struttura del paesaggio a livello comunale (Botequilha Leitao e Ahern, 2002; EEA-FOEN, 2011; Schwarz, 2010).

La cartografia ad alta risoluzione sulle aree artificiali è la base informativa sulla quale sono elaborati gli indicatori descritti nel seguito relativi all'analisi della densità di urbanizzazione (indice di dispersione - IDU), alla frammentazione del paesaggio in termini di densità dei margini del costruito (*Edge Density* - ED), di diffusione urbana (*Largest Class Patch Index* - LCPI, *Residual Mean Patch Size* - RMPS).

Tabella 28.1 - Indicatori di diffusione e del paesaggio urbano a livello comunale e provinciale.

Indicatore	Descrizione e significato
LCPI (<i>Largest Class Patch Index</i>)	Ampiezza percentuale del poligono di area costruita di dimensioni maggiori. È un indicatore di compattezza.
RMPS (<i>Residual Mean Patch Size</i>)	Ampiezza media dei poligoni residui, escluso quello maggiore. Fornisce la dimensione della diffusione delle città attorno al nucleo centrale.
ED (<i>Edge Density</i>)	Rapporto tra la somma totale dei perimetri dei poligoni delle aree costruite e la loro superficie. Descrive la frammentazione del paesaggio in termini di densità dei margini del costruito.

Le *Landscape Metrics* (O'Neill *et al.*, 1988), provenienti dall'ecologia del paesaggio, tradizionalmente hanno riguardato l'analisi dei cambiamenti indotti dall'azione antropica sulle coperture del suolo naturali e seminaturali. L'informazione sintetica riguardante la composizione e configurazione della struttura del paesaggio si è recentemente dimostrata valida anche per la caratterizzazione e classificazione morfologica delle espansioni urbane (Wu *et al.*, 2002). In quest'ottica, lo studio delle forme e dei margini della città si presenta come analisi di un sistema complesso, con configurazioni spaziali irregolari che risentono anche dei diversi livelli amministrativi e con una variabilità dei risultati che risente della scala di studio, peraltro già rilevata per coperture riguardanti variabili ecologiche (Wu *et al.*, 2002). Gli indicatori sono stati quindi elaborati a livello provinciale e comunale, considerando un doppio schema di analisi anche temporale, per il 2012 e il 2015, con l'intento di ricercare dinamiche e pattern di cambiamento dall'area metropolitana fino alla scala locale.

⁴⁸ Anche se spesso legata a fenomeni di *sprawl*, non sempre l'analisi dei margini urbani è efficace e andrebbe accompagnata sempre da una valutazione integrata con altri indicatori (ad esempio di densità abitativa).

Nelle elaborazioni degli indicatori, basati sull'analisi dei dati delle aree costruite, è stato necessario escludere gli elementi puntuali di disturbo, che seppur concorrenti all'impermeabilizzazione del suolo, non appartengono realisticamente ai nuclei di aree urbane ma corrispondono a costruzioni isolate o lineari (per approfondimenti sugli aspetti metodologici si veda il rapporto 2015). Il peso di tali elementi puntuali è, infatti, rilevante nel calcolo degli indicatori LCPI e RMPS. Si è, pertanto, riclassificato il valore di consumo di suolo assegnando a ciascun punto la media del valore dei pixel che si trovano entro un raggio di 50 metri.

L'analisi dei valori risultanti, presi singolarmente è illustrata di seguito, con lo scopo di comprendere i legami che intercorrono tra gli indicatori e le configurazioni spaziali reali delle città italiane.

La lettura combinata, invece, secondo criteri di analisi multivariata, sarà trattata nel paragrafo successivo con una proposta di classificazione morfologica. Vi sono infatti situazioni molto differenziate, da comuni altamente costruiti con una area urbana centrale molto estesa e con un residuo non rilevante di urbanizzazione diffusa polverizzata, di estensione complessiva limitata (tra cui Napoli, Torino, Milano), a comuni il cui territorio è mediamente costruito sempre con una grande area urbana principale e con un residuo scarsamente rilevante di urbanizzazione diffusa (es. Latina, Sassari). Inoltre vi sono comuni pur a carattere monocentrico in cui l'area urbana maggiore copre una bassa percentuale dell'area sigillata complessiva del comune (Padova, Monza, Milano, Napoli e Torino) ed altri in cui il resto del territorio è caratterizzato da urbanizzazione dispersa (es. Frosinone, Treviso).

Il LCPI, definito indicatore di compattezza, assume valori maggiori nelle città con un centro urbano di dimensioni elevate, mentre valori inferiori si associano ad aree con un maggiore grado di diffusione dell'urbanizzato. L'analisi (Figura 28.1) presenta, a livello comunale un range di variazione particolarmente esteso, in riferimento ai risultati del 2015, si va dal 5,9% (Monte San Giovanni Campano) a un massimo del 100% (valore riscontrato per 25 comuni). La distribuzione dei valori può essere schematizzata con una suddivisione in 3 blocchi che ne aiuta la lettura. Sono 656 i comuni che restituiscono valori percentuali sopra il 90% di LCPI, mentre quelli con LCPI inferiore al 50% sono 3.563. Le aree identificate tra i valori del 50% e del 90% sono 3.827. I valori medi comunali più alti (circa il 60% di LCPI) si riscontrano quasi simmetricamente nella categoria dei "poli" e in quella dei comuni "ultraperiferici"⁴⁹.

La maggior parte dei comuni italiani di grandi dimensioni (sopra i 100.000 abitanti) è generalmente caratterizzata da aree urbanizzate ancora piuttosto compatte (LCPI intorno all'80%), mentre al contrario risultano più frammentate le urbanizzazioni in aree collinari, medie e soprattutto costiere, e i comuni di livello intermedio, prevalentemente nelle zone centrali della penisola.

L'ampiezza media dei poligoni residui (RMPS), che risente notevolmente della scala di studio, è valutata in ettari e fornisce la dimensione della diffusione delle città italiane attorno al nucleo centrale. Valori elevati di RMPS possono corrispondere a condizioni di urbanizzazione caratterizzate da policentricità o comunque alla presenza di aree di urbanizzazione meno frammentata anche non connessi al centro principale. Analizzando i dati relativi alle prime dieci città italiane per popolazione residente, Roma e Bologna risultano essere quelle con più alta densità dei margini (ED), con valori sopra i 700 m/ha, Tuttavia nella quasi totalità delle città prese in esame si registra una diminuzione di tale indicatore, conseguenza, forse, di una progressiva saturazione degli spazi interstiziali urbani, fatta eccezione per il comune di Napoli in lieve aumento, dal 2012. Si registra un comportamento analogo tra i comuni "saturi" per l'indicatore LCPI oltre all'80%: Napoli, Palermo, Milano e Torino presentano infatti i più bassi valori di ED. Tra i grandi comuni Torino e Catania presentano i più alti valori di dimensione media delle patch residuali (RMPS), sopra i 6 ha, con la seconda che registra il cambiamento positivo più sostanziale, definibile come un aumento del policentrismo. A Roma spetta il primato, in questa speciale classifica, per l'espansione comunale maggiore del nucleo principale (+0,6 punti percentuali).

⁴⁹ Secondo la classificazione proposta dal Dipartimento per lo Sviluppo e la Coesione Economica (DPS) del Ministero dello Sviluppo Economico.

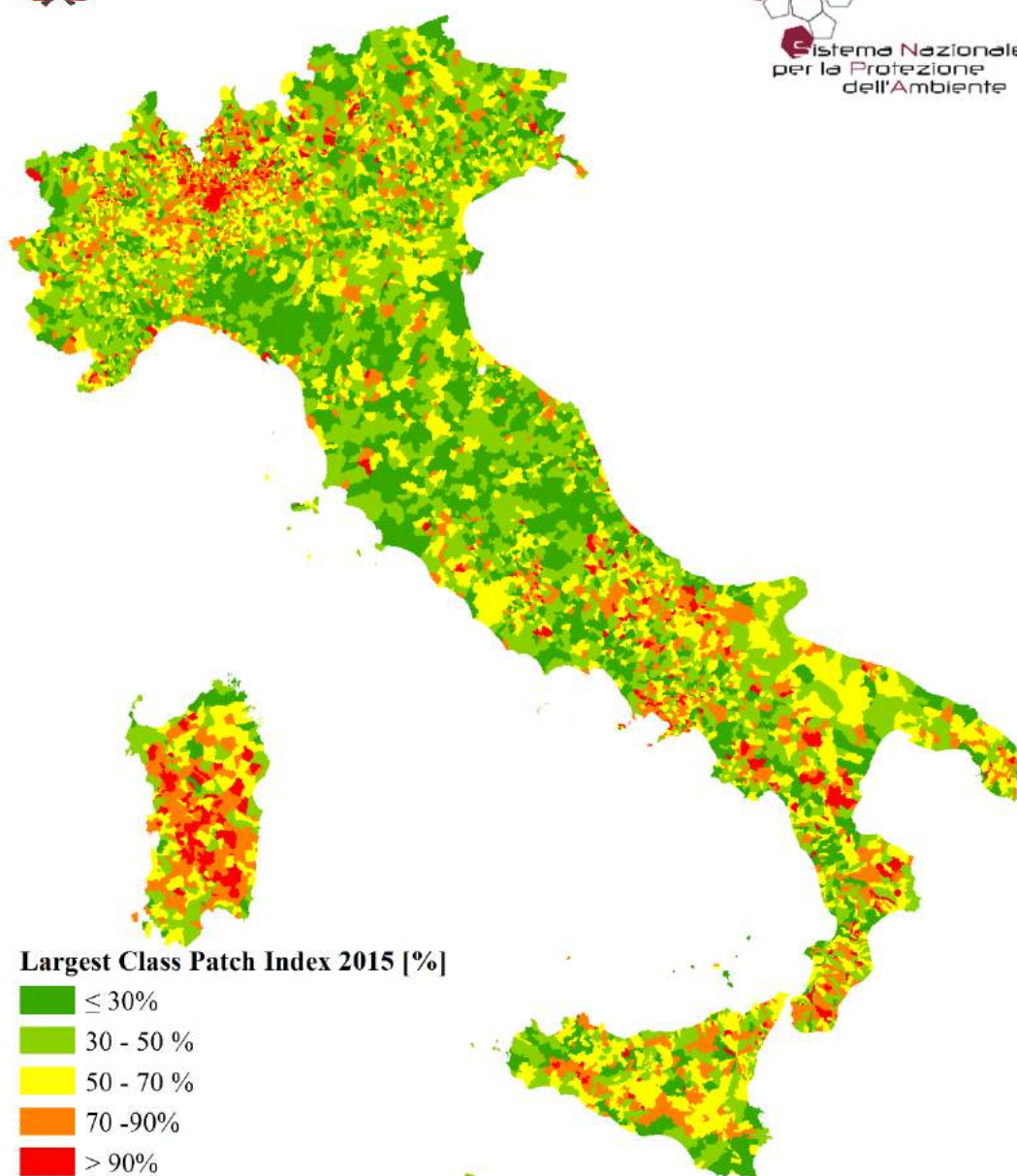


Figura 28.1 - Valori di LCPI (*Largest Class Patch Index*) per comune (2015). È un indicatore della compattezza della città. Il valore è più elevato per aree urbane monocentriche con un centro urbano di dimensioni elevate e/o compatte. Valori inferiori si riscontrano in aree con un maggiore grado di diffusione urbana. Fonte: ISPRA.

Passando alla scala provinciale, emergono valori, che seppur prevedibili, contribuiscono al consolidamento dei risultati: le province Lombarde nell'intorno milanese sono alle prime otto posizioni per il RMPS, con Lodi e Monza della Brianza che registrano le variazioni maggiori (+0,14 e +0,16 ha nei 3 anni di riferimento). Il passaggio di scala influisce sul LCPI, con solamente quattro Province che superano il 50% Trieste (61%) Monza e della Brianza (59%) Napoli (57%) e (Prato 56%) Rieti, la provincia con la dimensione media minore è quella che risulta avere la variazione negativa maggiore (da 1,17 a 1,04 ha), contestualmente al maggiore aumento per l'indicatore LCPI (+10,24 punti percentuali) segno di una probabile saldatura avvenuta in questi anni tra l'area urbana maggiore ed una attigua.

La media dei comuni italiani al contrario presenta valori di RMPS molto più bassi, che caratterizzano sia le aree urbane compatte sia quelle completamente diffuse, dunque per una comprensione del fenomeno, è necessario valutare questo indicatore unitamente agli altri presentati e, in particolare, all'LCPI, come illustrato nel capitolo seguente.

Tabella 28.2 - Valori di riferimento per le metriche del paesaggio (2015). Fonte: ISPRA.

		ED (m/ha)		LCPI (%)	
Comune	Max	2.456,6	Triei	100,00	25 comuni
	Media	1.342,3		54,0	
	Min	155,1	Casavatore	5,9	Monte San Giovanni Campano
Provincia	Max	1.998,5	Ogliastro	61,2	Trieste
	Media	1.202,7		16,6	
	Min	611,8	Milano	2,8	Cuneo
		RMPS (ha)		ID	
Comune	Max	22,3	Ferno	100,0	2.554 comuni
	Media	1,2		90,6	
	Min	0,0	46 comuni	0,0	Casavatore
Provincia	Max	8,3	Milano	96,5	Isernia
	Media	3,0		85,7	
	Min	1,0	Rieti	54,5	Monza e della Brianza

Per quanto concerne la dispersione del territorio si ricorre all'utilizzo di un terzo indicatore, l'ED, strettamente legato alle caratteristiche morfologiche dei confini urbani, che risente, oltre alla presenza di aree urbane frammentate, anche degli eventuali vincoli naturali altimetrici e di pendenza, come testimonia il picco di distribuzione dei comuni nella fascia altimetrica di montagna. Tale indicatore indica la frammentarietà dei margini urbani e, passando da aree urbane con forma compatta o con confini regolari ad altre con confini più frastagliati, assume valori sempre maggiori.

Per le aree urbane italiane, l'ED presenta un range di variazione di valori piuttosto ampio, L'ED con un valore medio di circa 600 m/ha, risente meno del passaggio di scala, rispetto agli altri indicatori (Tabella 28.2). Come ci si aspetta, le grandi città (con la maggiore superficie edificata anche compatta) sono caratterizzate da valori di ED più bassi.

Botequilha Leitao A., Ahern J. (2002), Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. Landscape and Urban Planning, 59: 65-93.

Duany A., Plater-Zyberk E., Speck J. (2000), Suburban Nation: The Rise of Sprawl and the Decline of the American Dream, New York, North Point Press.

EEA (2006), Urban sprawl in Europe – the ignored challenge (Report no. 10), European Environmental Agency, Copenhagen.

EEA-FOEN (2011), Landscape fragmentation in Europe. Joint EEA-FOEN report. Copenhagen.

Frondoni R., Mollo B., Capotorti G. (2011), A landscape analysis of land cover change in the Municipality of Rome (Italy): spatio-temporal characteristics and ecological implications of land cover transitions from 1954 to 2001. Landscape and Urban planning 100(1-2): 117-128.

Indovina F. (2005), Governare la città con l'urbanistica. Guida agli strumenti di pianificazione urbana e del territorio, Maggioli, Rimini.

ISPRA (2015), Il consumo di suolo in Italia, edizione 2015. ISPRA, Roma.

Munafò M., Strollo A., Zitti M., Salvati L. (2011), Soil sealing e urban sprawl nei territori in transizione: una prospettiva italiana. Rivista Geografica Italiana 118(2): 269-296.

Salzano E. (2007), Lo sprawl: il danno emergente e il lucro cessante. Eddyburg.it, <http://www.eddyburg.it>.

Schwarz N. (2010), Urban form revisited. Selecting indicators for characterising European cities, Landscape and Urban Planning, 96: 29-47.

Soja E.W. (2000). Postmetropolis: Critical Studies of Cities and Regions, Malden, MA, Blackwell Publisher.

Terzi F., Bolen F. (2009), Urban sprawl measurement of Istanbul. European Planning Studies 17(10): 1559-1570.

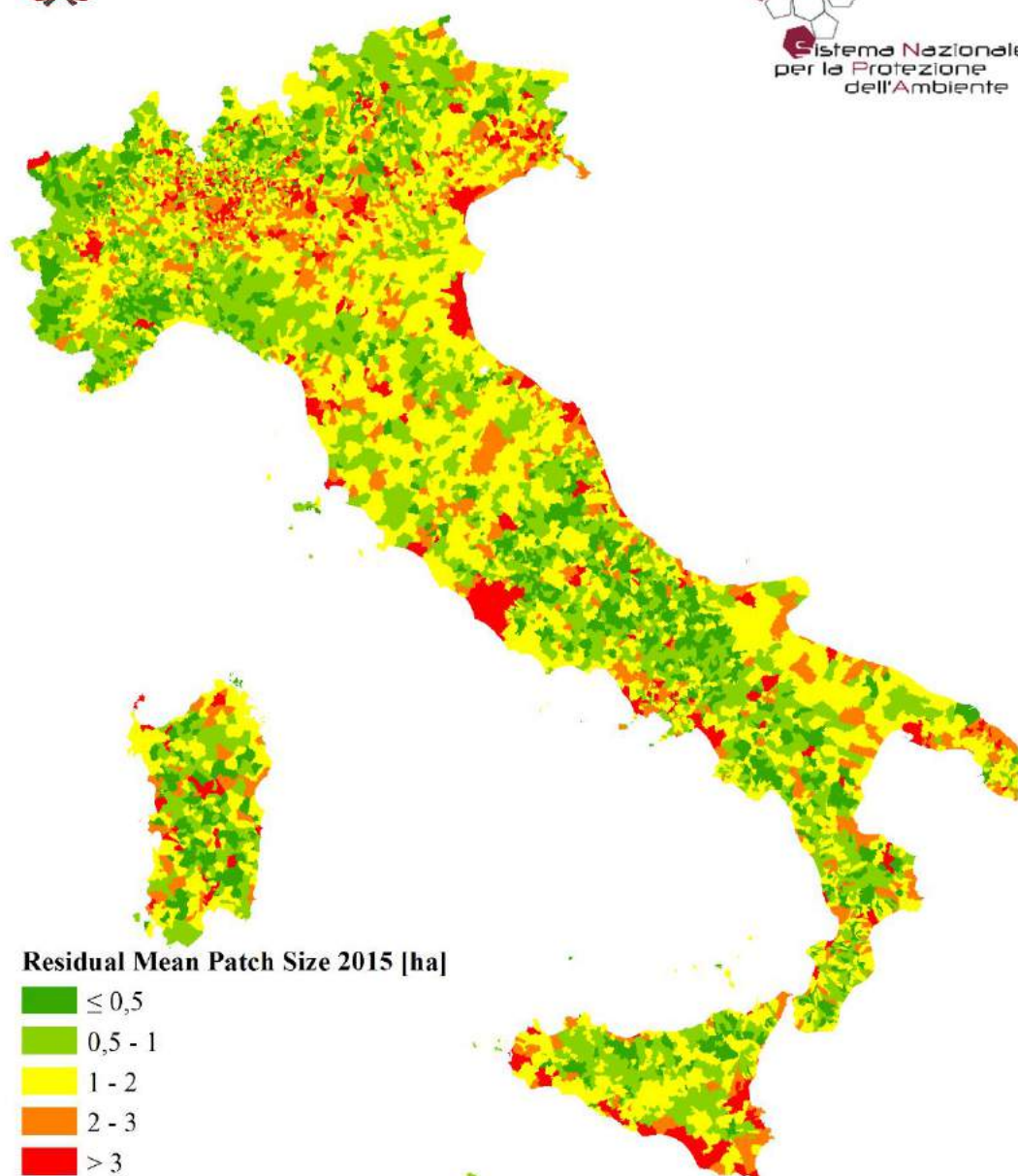


Figura 28.2 - Valori di RMPS (*Residual Mean Patch Size*) per comune (2015). È un indicatore della diffusione del tessuto urbano periferico, essendo calcolato come il valore medio della dimensione delle aree urbanizzate escludendo il poligono urbano più esteso. Per una corretta lettura dei dati è utile confrontare i valori con una misura di densità per valutare la consistenza sul territorio di aree più o meno disperse. Fonte: ISPRA.

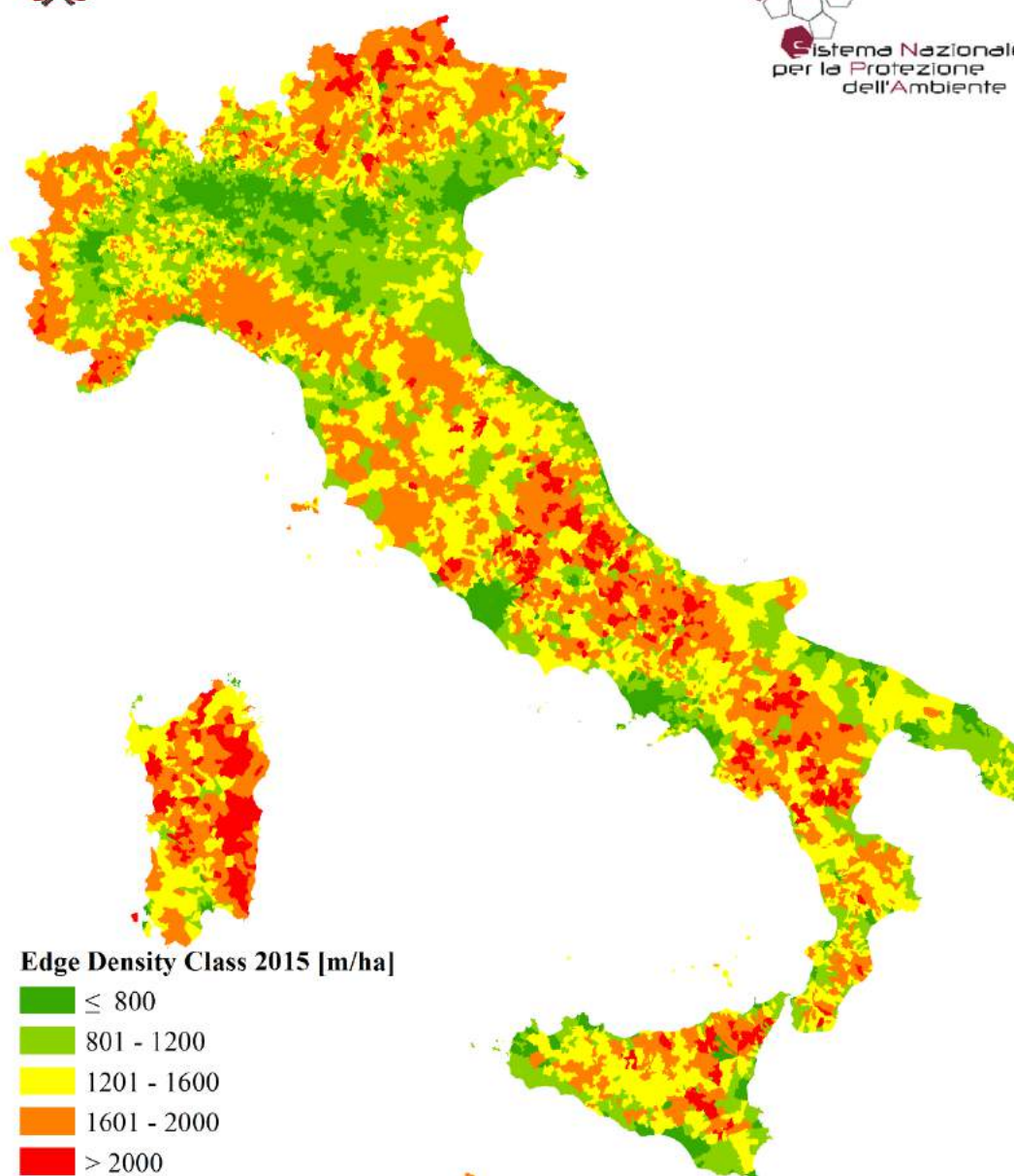


Figura 28.3 - Valori di ED (*Edge Density*) per comune (2015). Tale indicatore aumenta con la maggiore frammentazione dei margini urbani e con la dispersione insediativa. Passando da aree urbane con forma compatta a poligoni con confini più frastagliati l'ED assume valori sempre maggiori, mentre invece per confini regolari l'ED assume valori più bassi. Fonte: ISPRA.

29. Interpretazione delle forme insediative

T. Luti, F. Assennato, I. Marinosci, N. Riitano, M. Munafò

Nessun indicatore proposto in letteratura preso singolarmente può essere considerato esaustivo riguardo alla capacità descrittiva delle forme, delle dinamiche e delle determinanti delle tipologie insediative ed essere sufficiente per discriminare in maniera netta i fattori che determinano lo sprawl. Un'altra questione rilevante per l'analisi dei fenomeni, anche in questo caso, riguarda il limite fisico dell'edificato

nell'ambito del territorio comunale, distinguendo il limite amministrativo comunale dalle aree effettivamente urbanizzate.

Al fine di poter definire un quadro d'insieme dei diversi processi di urbanizzazione che determinano l'evoluzione morfologica delle città e supportare l'identificazione delle priorità per comprendere e affrontare il problema del consumo di suolo e rappresentare efficacemente la criticità del fenomeno nei diversi ambiti territoriali, è stato sviluppato un approccio di analisi che prevede la classificazione delle città in base alle caratteristiche del paesaggio descritte dagli indicatori citati (maggiori dettagli sulla metodologia sono riportati nel rapporto 2015).

Le aree urbane sono state classificate in cinque classi (Figura 29.1):

1. comuni con un tessuto urbano prevalentemente monocentrico compatto con due sottoclassi:
 - a. aree urbane compatte che coprono o superano i confini dell'intera superficie comunale (monocentrica saturata),
 - b. aree urbane compatte che occupano solo una porzione della superficie e sono interamente o prevalentemente incluse nel confine comunale (monocentrica);
2. comuni con un tessuto urbano prevalentemente monocentrico con tendenza alla dispersione nei margini urbani (monocentrica dispersa);
3. comuni con un tessuto urbano di tipo diffuso (diffusa);
4. comuni con un tessuto urbano di tipo policentrico (policentrica).

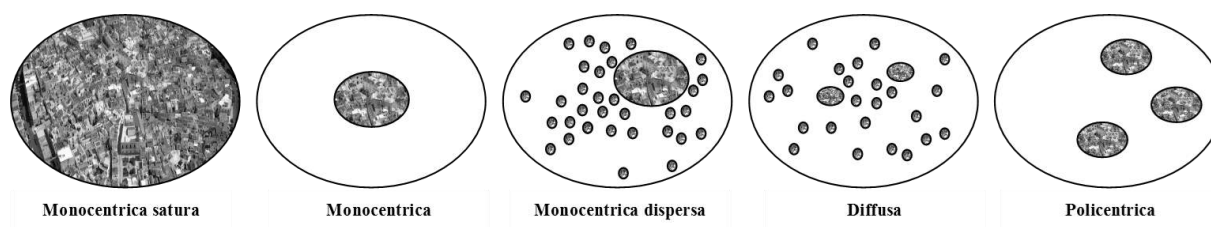


Figura 29.1 - Schematizzazione delle diverse forme insediative utilizzate per la classificazione delle aree urbane.

I comuni che hanno una struttura urbana monocentrica con significativa dispersione delle aree edificate all'esterno del nucleo urbano principale (Monocentriche disperse) e i comuni caratterizzati da un tessuto urbano di tipo diffuso (Diffuse) rappresentano le situazioni a maggiore rischio per gli effetti negativi della frammentazione. Una elevata criticità è rappresentata anche dalle aree urbane che superano il confine comunale, classificate come monocentriche sature, che nel nostro paese sono Milano, Torino, Napoli, Padova e Monza.

La maggior parte dei comuni sia del Nord che del Centro Sud si classifica tra le città monocentriche disperse, quali ad esempio Campobasso, Reggio nell'Emilia, Udine.

Molte anche le città monocentriche compatte, che oltre a quelle sature già citate sono rappresentate da importanti centri urbani quali Catania, Cagliari, Firenze, Genova, Pescara, Bologna, etc.

Sono meno diffuse le città policentriche, che sono comunque rappresentate da una ventina di comuni tra i capoluoghi di provincia. Tra queste, con policentrismo dovuto a diversi fattori quali la morfologia del territorio o della costa ovvero dalla presenza di espansioni industriali o infrastrutturali, ovvero ancora per la forma delle urbanizzazioni successive, figurano Venezia, Bari, Taranto, Pordenone, Perugia, Catanzaro.

Infine, vi sono i comuni caratterizzati da una urbanizzazione decisamente diffusa, tra i quali si annoverano Trapani, Fermo, Latina, Ferrara, Lucca, Benevento. Da notare che a questa classe appartengono molti dei capoluoghi di provincia e delle città maggiori della regione Sardegna (Sassari, Iglesias, Olbia, Carbonia) e della regione Toscana (Arezzo, Grosseto, Lucca, Pisa e Siena).

Come evidenziato da queste prime analisi, la schematizzazione proposta aiuta ad analizzare la complessità dei fenomeni di trasformazione e le differenti forme di criticità che l'urbanizzazione pone alla sostenibilità del territorio. È auspicabile che valutazioni di questo tipo, unitamente alla valutazione complessiva degli effetti ambientali, sociali ed economici della perdita di qualità del territorio possano

in futuro informare sia le politiche nazionali che i programmi di sviluppo territoriale, al fine di orientare le risorse disponibili verso le cause e le maggiori criticità.

30. Dallo sprawl allo sprinkling

B. Romano, F. Zullo, L. Fiorini, S. Ciabò, A. Marucci

La dispersione degli agglomerati urbani italiani su ampie distese di campagna e di collina ha dato luogo ad un neologismo definitorio, lo *sprinkling*, per differenziare questo modello distributivo nazionale dallo standard internazionale dello *sprawl*. Già sono piuttosto numerose le pubblicazioni mediante le quali questa tipologia insediativa è stata classificata e parametricamente restituita, anche per mezzo di indicatori elaborati ad hoc (Romano e Zullo, 2015; Romano *et al.*, 2015).

Sebbene si tratti di una configurazione delle parti urbane emblematicamente rappresentata nelle maggiori pianure del Paese, pressoché tutto il territorio nazionale ne è interessato senza grandi differenze meridiane. Lo *sprinkling* interessa infatti diffusamente i settori collinari costieri, così come le più piccole pianure litoranee o interne centro-meridionali (Paolinelli, 2005; Diamantini e Cribari, 2014). Ma la fisionomia minutamente dispersiva non esenta neanche le aree montane, dove si attesta nei fondovalle con linearizzazioni segmentate lunghe anche decine di chilometri e con densità variabili. I problemi creati a carico della ordinaria gestione urbana sono enormi: l'insediamento presenta costi energetici altissimi sia nel pubblico che nel privato, impegni tecnico-economici-organizzativi estremamente gravosi nella erogazione dei servizi di qualsiasi tipo (a causa delle distanze tra i nuclei e della bassissima densità demografica degli stessi), conseguenze drastiche verso la qualità dei paesaggi e degli ecosistemi, alterati, disturbati, frammentati ed erosi in ogni loro sezione anche remota. La riqualificazione funzionale di quello che ormai può ritenersi uno pseudo-tessuto urbano di marca nazionale (seppur rappresentato anche in altre aree geografiche del bacino mediterraneo), rappresenta una vera sfida per le scienze del territorio. Si deve parlare di riqualificazione in quanto lo *sprinkling* procura alla matrice ambientale e alle comunità residenti patologie molto più gravi e irreversibili di quanto non faccia, notoriamente, lo *sprawl* (Frenkel e Ashkenazi, 2008; Jaeger *et al.*, 2010; Ding e Zhao, 2011; Barrington-Leigh e Millard-Ball, 2015; Henning *et al.*, 2015). Inoltre l'inversione anche parziale di molti effetti negativi può ritenersi oggi sostanzialmente impossibile, a meno di non intervenire con programmi articolati e politicamente coordinati su step cronologici di orizzonte medio e lungo.

Le differenze tra i due modelli sono urbanisticamente molto nette: la configurazione di dispersione estrema dello *sprinkling*, che si è stabilizzata in tutto il Paese, presenta aggregati dimensionalmente molto variabili (dal singolo edificio alla piccola conurbazione) distribuiti nella matrice agricola, con alta commistione funzionale di residenza, industriale/artigianale, direzionale e commerciale/terziario di vario tipo. Questo schema insediativo si distacca dallo *sprawl* in primo luogo per origine e poi per parametri caratteristici. Sebbene lo *sprawl* residenziale si presenti sotto diverse configurazioni mantiene, anche in un confronto internazionale, alcuni elementi standard. Infatti si tratta, in generale, di un impianto urbano marginato e compatto, con tessuto omogeneo per uso, progettato mediante dispositivi di lottizzazione, con unità prevalentemente mono-bifamiliari, ma non necessariamente. In particolare la declinazione asiatica propone spesso tipologie molto più intensive, con edifici multipiani e ravvicinati. Sono poi presenti interventi coordinati nella realizzazione degli spazi e dei servizi collettivi, spesso anche nelle architetture degli edifici stessi.

Lo *sprawl* contraddistingue tipicamente una crescita aggregata a parti preesistenti di città, conservando quindi una continuità del tessuto via via che questo incrementa il suo sviluppo spaziale. In altre parole l'area urbana mantiene sempre un perimetro netto rispetto alla matrice circostante, agricola o forestale, pur quando il fenomeno di crescita è molto intenso. Si tratta indubbiamente di un modello associato a una forte pressione trasformativa e ad un consumo di suolo notevole, tanto che negli ultimi anni è lievitata la letteratura scientifica che se ne occupa (Ewing, 2008): il motore di ricerca Google estrae quasi 7 milioni di link per il termine *sprawl* e lo considera nella quasi totalità dei casi legato al fenomeno urbano, con poche eccezioni di diverso significato del sostantivo. Naturalmente un elemento distintivo è la bassa densità abitativa che ha uno dei suoi esempi mondiali più eclatanti nella città di Atlanta in Georgia (Bullard, 2000) che si estende su più di 5.000 km² (poco meno della regione Liguria) con una popolazione inferiore ai 3,5 milioni di abitanti. Si tratta di meno di 700 persone/km² cioè una densità

(urbana) di poco superiore a tre volte quella nazionale italiana (territoriale) e appena 1,5 volte quelle regionali della Campania o della Lombardia.

Lo *sprinkling* è diverso sia per regia urbanistica, sia per l'impegno di suolo e di dispendio energetico che comporta. Si tratta di un insediamento a sviluppo parzialmente spontaneo o comunque a basso tenore di controllo, additivo su matrice storica. Gli aggregati urbani sono disomogenei per dimensione e uso, con fisionomie lineari o distribuite, con commistione di funzioni rurali, residenziali, industriali, terziarie. I parametri fondiari risultano sostanzialmente indefinibili in quanto sono estremamente diverse le Superfici fondiari e non sono riconoscibili spazi pubblici riferiti a specifici livelli di fruizione. Possono ritenersi parametri territoriali medi orientativi i seguenti, ma nell'ambito di una enorme variabilità: Densità edilizia: 0,1 ed/ha, Densità residenziale: 0,2-0,5 ab/ha, Rapporto di copertura: 0,5-1% (Figura 30.1; Figura 30.2)



Figura 30.1 - Esempi di *sprinkling* nelle aree pianeggianti e collinari italiane. Fonte: Google Earth.

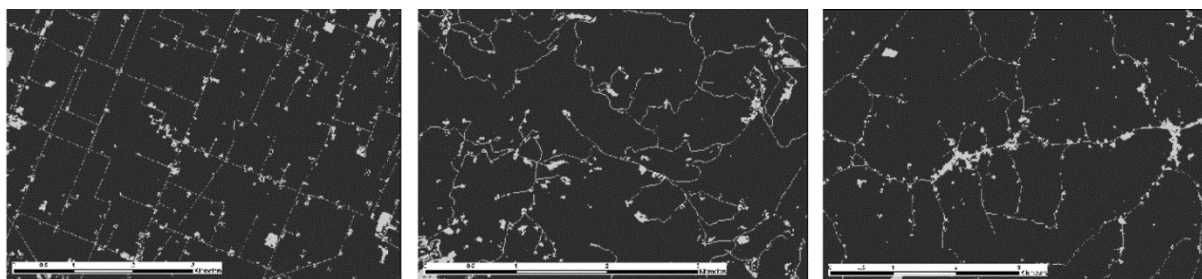


Figura 30.2 - Modelli di microdiffusione urbana e infrastrutturale in diverse situazioni morfologiche italiane. Fonte: ISPRA, 2015.

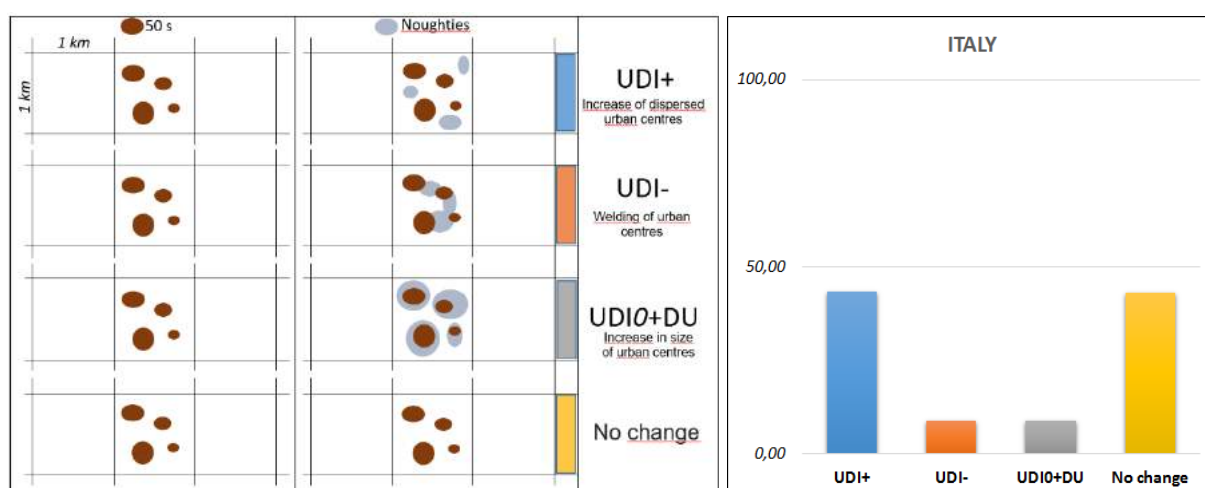


Figura 30.3 - Modelli di accrescimento urbano in Italia tra gli anni '50 e il 2000. Fonte: Romano *et al.*, 2016.

I modelli distributivi delle aree urbanizzate discussi nelle affermazioni precedenti sono ancora stati meglio indagati mediante un indice di dispersione (*Urban Dispersion Index* – UDI) formulato come segue e applicato a tutte le regioni italiane su una griglia discreta di maglia 1km x 1km (Figura 30.3).

$$UDI = \frac{Nuc}{A}$$

dove:

Nuc = numero di nuclei urbanizzati

A = area di riferimento (km²)

Dal diagramma si può notare come alla scala nazionale il modello prevalente di accrescimento urbano sia proprio quello a dispersione accentuata (UDI+) che interessa quasi la metà del Paese. I modelli che presuppongono saldatura (UDI-) o crescita in aggregato (UDI0+DU) interessano una frazione di territorio inferiore al 10%, costituito in prevalenza dalle linearizzazioni lungo la viabilità delle pianure o lungo le valli montane (Romano *et al.*, 2016). È dimensionalmente importante, allo stesso livello dello *sprinkling*, il modello di invariabilità (*no change*), soprattutto nelle regioni ad economie deboli o a morfologia difficile (fino ad oltre l'80% della Basilicata). Il messaggio più importante di questo indicatore è legato alla irrilevante applicazione, in un Paese a pianificazione debole, della crescita urbana in aggregato (UDI0+DU) che rappresenta invece uno standard generalizzato per i Paesi dell'Europa settentrionale (appunto lo *sprawl*).

Infatti lo *sprawl* non è dovuto ad una debilitazione della pianificazione, anzi è generalmente governato da regole e parametri piuttosto robusti e quindi è collegabile a precise valutazioni di fabbisogno residenziale. Queste ultime potrebbero naturalmente essere soddisfatte con tipologie di varia natura, ma in molti Paesi la domanda abitativa prevalente è indirizzata verso la bassa densità. Molto spesso, tra l'altro, la realizzazione dei comparti residenziali è svolta da imprese immobiliari, che gestiscono l'intera filiera fino alla vendita delle proprietà. In ogni caso, una volta optato per questo tessuto insediativo, le configurazioni aggregative con telaio fondiario basato su superfici comprese tra i 500 e gli 800 m² sono quelle che minimizzano alcuni effetti negativi del dilagamento urbano, come il maggior dispendio energetico, la carenza di concentrazioni di utenza per i servizi collettivi e l'allungamento delle linee di trasporto pubblico e privato. Evidentemente la risposta più efficace a questi problemi è la densificazione/verticalizzazione residenziale, ma si tratta di un discorso diverso che va spostato sul versante dei costumi abitativi delle società (Duany *et al.*, 2000).

Nello *sprinkling* le componenti di spontaneismo e di deroga, anche legale, alle regole di pianificazione, sono molto comuni ed è più difficile gestirlo in un'ottica, seppur minimamente rigorosa, di fabbisogni calcolati. Il suo sviluppo negli anni è spesso frutto di processi comportamentali stocastici delle comunità residenti che hanno nell'azione del singolo il motore degli eventi e dei risultati. Gli interventi sfuggono ad ogni forma di controllo, sono basati spesso sull'autocostruzione degli immobili e su una autovalutazione di esigenze volumetriche e distributive, il tutto nell'ambito di una ormai patologica carenza di riferimenti centralizzati architettonico-formali che producono gli esiti caotici che contraddistinguono oggi il paesaggio insediato italiano.

Queste ultime riflessioni risultano solo accennate nel dibattito nazionale che si sta da qualche tempo attestando sulla effettiva possibilità di contenere-mitigare-riconformare-invertire le dinamiche di sviluppo dell'insediamento così come si sono manifestate in Italia. L'argomento, posto in questi termini, è inoltre sostanzialmente trascurato nel testo approvato dalla camera il 12 maggio 2016 sul "Contenimento del consumo del suolo e riuso del suolo edificato", nel quale testo non appaiono differenziazioni tra diversi modelli di tessuto e di densità, che, invece, avrebbero richiesto una mappatura e delle azioni personalizzate.

Barrington-Leigh C., Millard-Ball A., 2015. A century of sprawl in the United States. PNAS.

Bullard R.D., Johnson G.S., Torres A.O. (Eds), 2000. *Sprawl City: Race, Politics, and Planning in Atlanta*. Island Press, Washington, D.C.

Diamantini C., Cribari V., 2014. Dalla campagna alla campagna. L'evoluzione dell'uso del suolo agricolo nel territorio periurbano a nord di Trento. In *Atti della 18a Conferenza Nazionale ASITA*, Milano: Federazione ASITA, 2014, p. 423-430.

Ding C, Zhao X. 2011. Assessment of urban spatial-growth patterns in China during rapid urbanization. *Chinese Economy*, 44(1): 46-71.

Duany A., Plater-Zyberk E. Speck J., 2000. *Suburban Nation: The Rise of sprawl and the Decline of the American Dream*. New York: North Point Press.

- Ewing R.H., 2008. Characteristics, Causes, and Effects of Sprawl: A Literature Review. In: Marzluff J.M., Shulenberger E., Endlicher W., Alberti M., Bradley G., Ryan C., Simon U., ZumBrunnen C. (Eds.), *Urban Ecology*, 519-535
- Frenkel A., Ashkenazi M., 2008. The integrated sprawl index: measuring the urban landscape in Israel. *The Annals of Regional Science* 42(1):99-121.
- ISPRA, 2015. Il consumo di suolo in Italia. ISPRA, Roma.
- Jaeger J.A.G., Bertiller R., Schwick C., Kienast F., 2010. Suitability criteria for measures of urban sprawl. *Ecological Indicators* 10(2):397-406
- Paolinelli G., 2005. L.O.T.O. - Landscape Opportunities for Territorial Organization. Frammentazione paesistica: permanenze e interferenze - parte prima: le analisi. *RI-VISTA* 3:71-85.
- Romano B., Zullo F., 2015. Half a century of urbanisation in Southern European lowlands a study on the Po Valley (Northern Italy). *Journal of Urban Research and Practice*.
- Romano B., Zullo F., Ciabò S., Fiorini L., Marucci A., 2016. Il modello italiano di dispersione urbana: la sfida dello "sprinkling". *Sentieri Urbani VIII*(19):15-22.

31. Analisi del paesaggio: composizione e configurazione spaziale

N. Riitano, T. Luti, I. Marinosci, M. Munafò

Lo studio del mosaico ambientale, così come descritto dalla carta nazionale di copertura del suolo (si veda il rapporto 2015 per maggiori dettagli), è condotto attraverso l'elaborazione di specifiche metriche riguardanti la frammentazione, la configurazione spaziale e l'eterogeneità del paesaggio.

Le metriche sono state selezionate escludendo le elaborazioni con elevato grado di correlazione, al fine di evitare informazioni ridondanti, frequenti in questo tipo di analisi (Bogaert, 2005), e restituire un quadro sintetico informativo del paesaggio italiano a scala provinciale.

Gli indicatori utilizzati sono volti a caratterizzare il livello di omogeneità (MPA) e di complessità (MSI) del paesaggio, l'eterogeneità e la diversità delle forme presenti (PLADJ, SHDI) nonché la frammentazione delle unità di paesaggio (PD). Dalla combinazione delle informazioni si ottengono le condizioni attuali dei paesaggi italiani, con alcune limitazioni dovute al livello di dettaglio tematico della classificazione utilizzata dalla cartografia *Copernicus*, utilizzata come base per l'elaborazione della carta nazionale.

Tabella 31.1 - Selezione degli indicatori utilizzati per l'analisi del paesaggio a livello provinciale.

Indicatore	Descrizione e significato
MPA (<i>Mean Patch Area</i>)	Area media delle singole aree con unica classe di copertura (<i>patch</i>), assume valori crescenti all'aumentare dell'omogeneità del paesaggio.
PD (<i>Patch Density</i>)	Valore crescente all'aumentare del numero di <i>patch</i> nell'unità di area considerata e, quindi, crescente all'aumentare della frammentazione di un paesaggio.
PLADJ (<i>Percentage of Like Adjacencies</i>)	Percentuale delle adiacenze tra singoli elementi unitari della carta (<i>pixel</i>) di classe differente, valori crescenti sono rappresentativi di maggiore eterogeneità di un paesaggio.
SHDI (<i>Shannon Diversity Index</i>)	Indicatore che combina l'abbondanza di una classe rispetto alle altre con l'omogeneità del paesaggio. Per una classe specifica misura la sua rarità nel paesaggio, calcolato su tutte le classi, come nel presente rapporto, misura il grado di diversità del paesaggio.
MSI (<i>Mean Shape Index</i>)	Indice medio della forma delle <i>patch</i> . È un indicatore di forma che assume valori prossimi a 1 per superfici regolari (prossime a forme circolari o quadrate), aumenta proporzionalmente in base alla complessità delle forme delle <i>patch</i> .

Da un'analisi dei risultati per i cinque indicatori selezionati, calcolati a livello provinciale, emerge un'interessante ricostruzione numerica del paesaggio italiano, in termini di frammentazione e dispersione delle diverse componenti. La tendenza del paesaggio evidente negli ultimi decenni è quella di una progressiva omogeneizzazione che ha portato ad una semplificazione paesistica con perdita di caratterizzazione: l'espansione del bosco, l'urbanizzazione e l'intensivizzazione agricola hanno modellato il nostro paesaggio con componenti (*patch*) sempre più grandi. Valori più alti di MPA si registrano soprattutto nel nord Laziale, e nelle province appenniniche del sud Est del Paese, in questi casi si può parlare di omogeneità elevata in province quali Ancona, Cagliari, Campobasso, Perugia e

Potenza. Particolare è il pattern di MPA delle province della Pianura Padana, dove la componente urbana e agricola hanno un ruolo dominante sul paesaggio. Mediamente, a scala provinciale, l'indicatore MPA si attesta sul 15%, sebbene la variabilità suggerisca diverse realtà (a Nord Est i valori più bassi). Ad alti livelli di omogeneità corrispondono solitamente bassi livelli di frammentazione, come si evince dai risultati dell'indicatore PD. Le aree nelle quali il paesaggio è più frammentato, con il valore maggiore PD e minore di MPA, risultano la provincia di Napoli e di Trieste, che tuttavia si differenziano per il valore dell'SHDI, che le caratterizza la prima come provincia con una alta variabilità interna del paesaggio, al contrario della provincia di Trieste che risulta allineata alla media nazionale. Per quanto riguarda l'indicatore MSI, si rendono necessarie riflessioni a scala locale, considerata la elevata capacità di influenza della morfologia, nei casi delle aree montane, sulla forma delle *patch*.

Bogaert J., (2005). Metriche del paesaggio: definizioni e utilizzo. *Estimo e Territorio* 9: 8-14.

32. Frammentazione del territorio

S. Pranzo

La frammentazione del territorio è il processo di trasformazione di *patch* di territorio di grandi dimensioni in parti di territorio di minor estensione e più isolate. Questo processo è principalmente il risultato dei fenomeni di espansione urbana che si attuano secondo forme diverse più o meno sostenibili e dello sviluppo della rete infrastrutturale volta a migliorare il collegamento delle aree urbanizzate mediante opere lineari quali strade e ferrovie. L'espansione urbana in crescita e la costruzione di nuove infrastrutture di trasporto si riflette in un incremento della frammentazione del territorio e in particolare degli habitat con conseguente riduzione della connettività ecologica che è espressione di funzionalità degli ecosistemi.

La frammentazione derivante da modelli di urbanizzazione e infrastrutturazione è responsabile di effetti significativi su alcuni dei servizi ecosistemici. Fino a una determinata densità insediativa e infrastrutturale vi è, infatti, una relazione positiva tra densità e sfruttamento di servizi specifici visto che l'accessibilità costituisce un prerequisito per la fornitura di servizi. Tuttavia a partire da un determinato valore di densità infrastrutturale vi è un'inversione (*trade-off*) della relazione tra accessibilità e fornitura di servizi.

Il grado di frammentazione è stato misurato mediante l'indice di frammentazione *effective mesh-size* - m_{eff} (Jaeger, 2000). L'indice tiene in considerazione tutte le particelle territoriali esistenti nella rete delle infrastrutture di trasporto e zone urbanizzate; risulta idoneo per il confronto della frammentazione tra ambiti territoriali caratterizzati da diverse superfici e con proporzioni differenti di suolo consumato. Rispetto ad altre metodologie di misura (es. dimensione media delle *patch*, numero di *patch* per unità di superficie, etc.) presenta molti vantaggi tra i quali, ad esempio, la sua sensibilità alla differente disposizione (distribuzione più o meno omogenea) delle infrastrutture lineari sul territorio a parità di lunghezza della rete. Rispetto a questo parametro altre metodologie di misura non restituiscono differenze. Queste caratteristiche rendono tale indice adatto ad un suo impiego nei processi di valutazione ambientale strategica degli strumenti di pianificazione (VAS) attivabili a diversi livelli territoriali.

L'indice è correlato alla probabilità che due punti scelti a caso in una determinata area siano tra loro collegabili ossia siano localizzati nella stessa particella territoriale. Ciò può essere interpretato ad esempio come la possibilità che specie animali possano spostarsi liberamente in un determinato territorio senza incontrare barriere naturali e/o artificiali come strade, ferrovie, aree urbanizzate o grandi fiumi.

Il calcolo degli indici *effective mesh-size* (m_{eff}) e *effective mesh-density* (s_{eff})

L'indice di frammentazione m_{eff} è il rapporto tra la sommatoria del quadrato di tutti i poligoni non frammentanti e l'area totale dell'ambito territoriale di riferimento

$$m_{eff} = \left(\left(\frac{A_1}{A_{tot}} \right)^2 + \left(\frac{A_2}{A_{tot}} \right)^2 + \left(\frac{A_3}{A_{tot}} \right)^2 + \dots + \left(\frac{A_n}{A_{tot}} \right)^2 \right) \times A_{tot} = \frac{1}{A_{tot}} \sum_{i=1}^n A_i^2$$

Dove: n è il numero di particelle

$A_1 \dots A_n$ rappresentano l'area delle particelle da 1 a n

A_{tot} è pari all'area totale del territorio indagato

Il valore dell'indice rappresenta la dimensione di una maglia di una griglia regolare che può essere direttamente confrontato con valori relativi altri ambiti territoriali. Più basso è il valore m_{eff} , maggiore è il livello di frammentazione del territorio.

Il livello di frammentazione può anche essere misurato attraverso l'indice *effective mesh density* (s_{eff}) che rappresenta l'effettivo numero di maglie per km^2 ovvero la densità delle maglie. In genere risulta più immediato esprimere il numero di maglie per $1.000 km^2$ ossia quante volte una maglia di dimensione pari a m_{eff} entra in un'area di $1.000 km^2$.

effective mesh density s_{eff} è pari a:

$$s_{eff} = \frac{1.000 km^2}{m_{eff}} \frac{1}{1.000 km^2} = \frac{1}{m_{eff}}$$

Il valore di s_{eff} cresce quando la frammentazione aumenta.

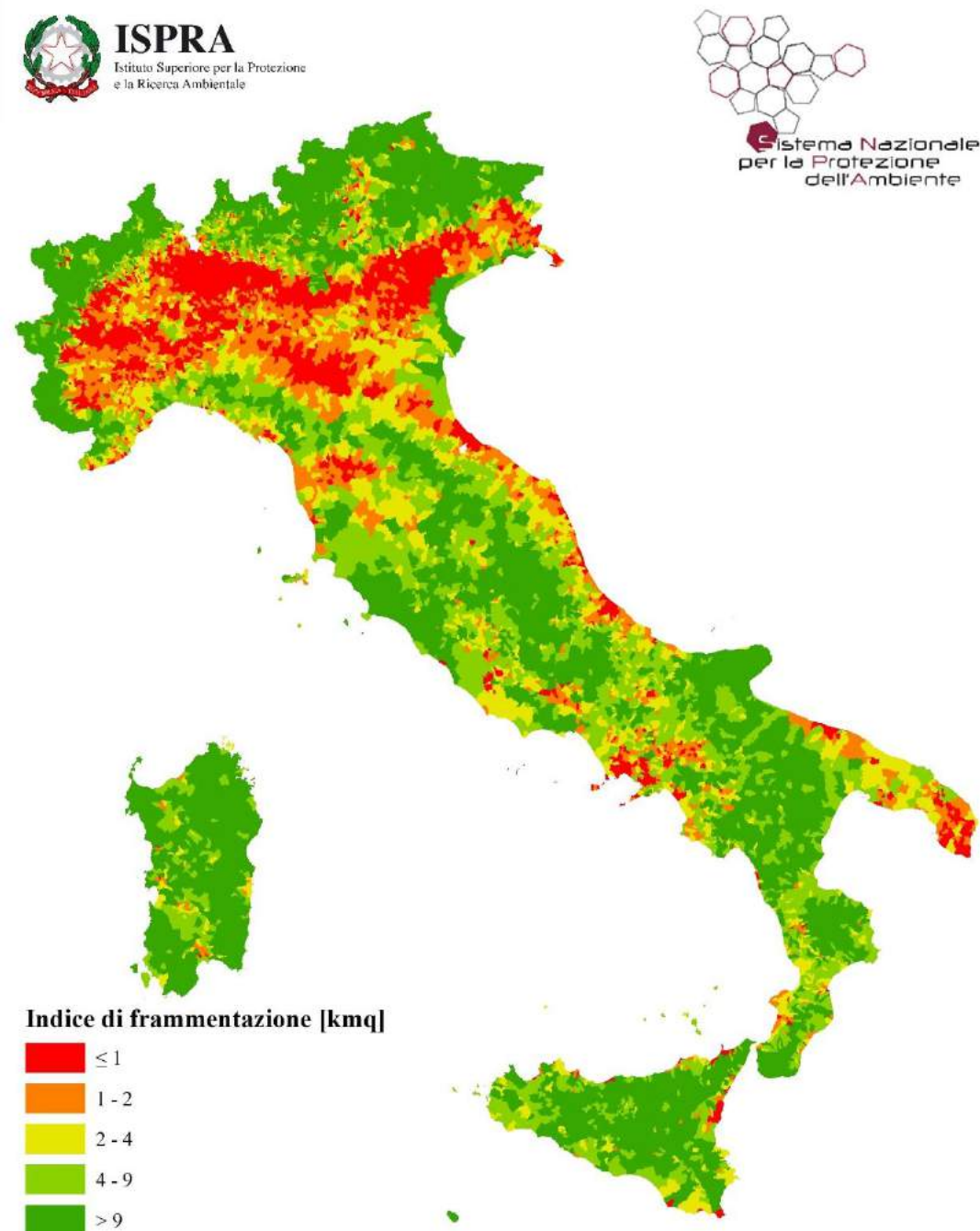


Figura 32.1 - Indice di frammentazione (*mesh size*) a livello comunale al 2015. Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

Per calcolare l'indice di frammentazione è necessario individuare gli elementi territoriali che generano frammentazione, ossia un set di elementi cosiddetti "frammentanti". Tali elementi possono essere sia di natura antropica, quali strade, ferrovie, aree urbanizzate, oppure possono essere costituiti da barriere naturali quali grandi fiumi, laghi e catene montuose. La scelta degli elementi frammentanti più appropriati da considerare dipende dalle finalità e obiettivi delle singole analisi e dal contesto.

Il calcolo dell'indice *mesh-size* è stato condotto considerando come elementi frammentanti la copertura artificiale del suolo ottenuta dalla carta nazionale del consumo di suolo al 2015 opportunamente integrata con le informazioni vettoriali di *OpenStreetMap* al fine di migliorare l'identificazione delle strade.

I risultati del calcolo dell'indice di frammentazione m_{eff} restituiscono un valore medio comunale pari a 6,8 km² che rappresenta la dimensione di una maglia di una griglia regolare di aree non frammentate.

Il dato aggregato a livello regionale mostra che le regioni con il valore medio comunale di *mesh-size* più alto, indice di minor frammentazione, sono Valle d'Aosta, Trentino-Alto Adige e Sardegna mentre le regioni con il valore più basso risultano essere Emilia-Romagna, Lombardia e Campania che risultano essere le regioni mediamente più frammentate (Tabella 32.1; Figura 32.1).

Tabella 32.1 - Valori medi dell'Indice di frammentazione (*mesh-size*) comunale al 2015. Fonte: elaborazioni ISPRA su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA

Regione	m_{eff} 2015	Regione	m_{eff} 2015	Regione	m_{eff} 2015
Piemonte	5,6	Emilia Romagna	2,9	Campania	4,2
Valle d'Aosta	27,0	Toscana	5,7	Puglia	5,1
Lombardia	3,5	Umbria	10,2	Basilicata	11,7
Trentino-Alto Adige	16,2	Marche	4,8	Calabria	8,6
Veneto	4,3	Lazio	8,5	Sicilia	10,0
Friuli-Venezia Giulia	9,9	Abruzzo	8,9	Sardegna	14,6
Liguria	4,2	Molise	6,2	Italia	6,8

33. Nuove prospettive per il riuso delle aree dismesse; ospitare gli interventi per l'adattamento climatico degli insediamenti urbani

S. Lenzi, A. Filpa

Verso l'inizio degli anni Settanta del secolo scorso iniziò ad assumere un peso rilevante – nelle agende urbane delle città europee – il tema del riuso delle aree dismesse.

Le ragioni di questa emersione sono ampiamente note; nei loro processi di espansione, le aree urbane tendevano ad inglobare precedenti insediamenti – soprattutto industriali – le cui destinazioni originarie risultavano incompatibili con le esigenze funzionali ed ambientali della nuova città, dedicata prevalentemente ad usi residenziali, terziari e commerciali.

Le aree dismesse erano considerate un'importante risorsa, essendo in buona parte collocate in parti semicentrali della città (e dunque appetibili sotto il profilo del plusvalore fondiario) ed essendo già dotate di infrastrutture e reti urbane (e dunque suscettibili di utilizzare un capitale fisso già impiegato). Nel dibattito urbanistico italiano il tema delle aree dismesse assunse rilevanza verso la metà degli anni Ottanta – in ossequio al consueto decennio di ritardo che ci caratterizza - comportando in ogni modo innovazioni disciplinari e normative non indifferenti quali quelle rappresentate dalla famiglia dei Programmi Complessi. Si trattò di un passo importante, che in maniera indiretta incrementò la consapevolezza della necessità di ridurre il nuovo consumo di suolo e che stimolò (talvolta) un maggiore protagonismo dei cittadini, in particolare attraverso la richiesta di destinare almeno parte delle aree dismesse ad usi pubblici (ad esempio per edilizia a basso costo, servizi sociali, pubblico).

A fronte di queste richieste, il comportamento delle amministrazioni comunali italiane risultò – come ampiamente prevedibile – molto differenziato, e di conseguenza una parte (consistente) delle operazioni di riuso comportarono esclusivamente (o quasi esclusivamente) vantaggi privati – spesso accompagnati

da un incremento della congestione urbana – mentre in altri le trasformazioni si tradussero in un parziale incremento della qualità insediativa del contesto. In altri casi ancora le conflittualità innescate portarono a situazioni di stallo.

Al di là delle – pur importantissime – maggiori o minori affermazioni dell’interesse pubblico, nessuna delle operazioni di riuso metteva comunque in dubbio che le aree dismesse dovessero essere ridestinate ad usi tradizionalmente urbanistici, secondo una logica che vedeva nell’*infilling* e nella densificazione gli strumenti più aggiornati per arginare il consumo di nuovo suolo.

Il cambiamento climatico, e la conseguente necessità di adattare gli insediamenti urbani al fine di arginare i suoi impatti (picchi di calore, *urban heat island*, eventi estremi legati alla precipitazioni intense ed alle siccità prolungate, alle tempeste ed al *sea level rise* tra le molte) appare oggi aver messo in crisi questo consolidato paradigma⁵⁰.

Gli interventi di adattamento climatico, infatti, hanno (anche) necessità di spazi dedicati, e questi spazi dedicati sono particolarmente importanti se collocati all’interno della città consolidata; il riuso delle aree dismesse si arricchisce in tal senso di nuove prospettive, generate da visioni al futuro che hanno solide radici in mutamenti climatici sempre più percepiti - anche con un certo allarme - dalle comunità urbane. Nella logica dell’adattamento climatico le aree dismesse potranno ad esempio – in funzione delle singole caratteristiche, dimensioni e collocazioni - essere riutilizzate per:

- ampliare la consistenza della vegetazione urbana, sviluppando le *green and blue infrastructures* che le esperienze internazionali mostrano essere un efficace antidoto per i picchi di calore. Le dotazioni di verde urbano potranno essere utilmente incrementate anche ricorrendo con maggiore frequenza alle bonifiche dei suoli (talvolta le aree dismesse sono contaminate) con tecniche di fitorimediazione;
- realizzare spazi pubblici morfologicamente configurati per fungere, in caso di forti piogge, come *water storages*, evitando gli allagamenti nelle aree limitrofe;
- ampliare le aree golenali dei corpi idrici superficiali, incrementandone gli effetti di laminazione delle piene;
- realizzare, laddove necessarie, opere *grey* di messa in sicurezza (argini) oppure di attenuazione degli inquinamenti generati dalle acque di prima pioggia attraverso l’ampliamento delle vasche dedicate (il piano BlueAp di Bologna prevede opere in tal senso);
- fungere da *aree di atterraggio* per impianti ed edifici che si avrà necessità di delocalizzare in quanto soggetti ad elevato rischio idraulico o geomorfologico.

Quanto queste nuove (e lungimiranti) prospettive troveranno spazio nelle agende urbane potrà vedersi solo in futuro – si spera prossimo – ovvero quando anche le città italiane potranno mano ai Piani di Adattamento Climatico, anche in attuazione del *Majors Adapt*, iniziativa a cui hanno aderito ad oggi 340 città europee.

34. Nuovi standard per la pianificazione urbanistica

A. Arcidiacono, S. Viviani

La rilevanza e l’urgenza delle questioni ecologiche e ambientali, che sempre più ampiamente incidono sulla vivibilità delle nostre città, sulla qualità paesaggistica e ambientale dei nostri territori e che più in generale producono effetti sempre più emergenziali sugli assetti idrogeologici, sulla produzione agro-alimentare e sul cambiamento climatico del paese, rendono ormai ineludibile una diversa definizione delle priorità non solo nell’agenda politica nazionale, ma anche (e forse soprattutto) nella individuazione delle politiche urbanistiche, dove si producono scelte di sviluppo territoriale che continuano a mettere a rischio la salvaguardia e la disponibilità futura delle risorse ambientali primarie per il nostro vivere. Questioni come la tutela e la gestione delle acque, la protezione della naturalità e della biodiversità, le politiche per la diversificazione della produzione agricola, l’efficientamento energetico delle città, non possono più essere demandate solo all’efficacia di provvedimenti legislativi (sempre auspicati ma

⁵⁰ Per quanto concerne una sintetica descrizione dei potenziali impatti del climate change sugli insediamenti urbani si rimanda alla Strategia nazionale di Adattamento climatico redatta dal MATTM, consultabile su http://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/allegati/clima/documento_SNAC.pdf

raramente realizzati) e di strumenti di pianificazione e programmazione a carattere settoriale, ma richiedono che il progetto e la pianificazione urbanistica assumano nuove responsabilità e priorità, in cui la tutela e la protezione delle risorse, la capacità di gestire in modo integrato i valori ecologici e ambientali del territorio si combinino con un diverso modello di sviluppo economico e sociale.

I processi di consumo di suolo, intesi quale fenomeno di antropizzazione e impermeabilizzazione dei suoli agricoli e naturali, hanno avuto in tal senso, nella storia recente della crescita del nostro Paese, impatti diretti e rilevanti sulla salvaguardia delle risorse ecologiche e naturali, non solo per aspetti direttamente legati alla perdita delle funzionalità agricole o naturali del suolo stesso, ma in modo altrettanto rilevante per gli effetti prodotti sulla qualità dell'aria e sulla sicurezza degli assetti idrici e geomorfologici del territorio. Il contenimento del consumo di suolo è diventata in questi ultimi anni una questione centrale non solo del dibattito disciplinare ma finalmente anche dell'agenda politica. Molto è stato fatto sul tema delle misure, come testimoniano non solo i rapporti di ISPRA di questi anni ma anche le attività di numerosi enti e centri di ricerca (si vedano in proposito i documenti del Centro di Ricerca sui Consumi di Suolo CRCS). Con qualche differenza di metodo oggi sappiamo bene quanto suolo abbiamo antropizzato e impermeabilizzato negli scorsi decenni e quanto continuiamo a consumarne. Ancora molto resta da fare invece sul fronte delle politiche. A livello nazionale la legge per il contenimento del consumo di suolo, oggi in discussione al Senato (con esiti quanto mai incerti), presenta molti elementi di criticità. Mentre diverse Regioni stanno lavorando a leggi sul consumo di suolo, Toscana e Lombardia per prime sono riuscite ad approvare nuovi disposti legislativi. Sulle incertezze e potenzialità delle due normative regionali sono stati già fatti rilievi puntuali (si vedano i contributi nel Rapporto CRCS del 2016); qui si vuole segnalare come, sia nel disegno di legge nazionale che nei due testi regionali, sia prevalso un approccio prevalentemente quantitativo al contenimento del consumo di suolo, che sembra ridurre la rilevanza e l'articolazione del problema ad una semplice attribuzione di "quote suolo" consumabili, lasciando a complicate modalità di attribuzione e di monitoraggio la verifica dell'efficacia del metodo. Nel mentre la pianificazione urbanistica continua a proporre, in particolar modo alla scala locale, un modello tradizionale di crescita insediativa e infrastrutturale scollegata dai bisogni effettivi, che mette in gioco potenzialità di trasformazione che pur in una fase di forte contrazione del settore edilizio, depositano sul suolo previsioni urbanizzative faticosamente revocabili. Senz'altro si pone un problema di scala. Strategie di sviluppo e previsioni espansive non possono più essere lasciate alla sola responsabilità comunale, dove continuano a prevalere logiche di convenienza finanziaria e di rendita urbanistica; ma richiedono una più ampia condivisione, responsabilità e capacità di valutazione selettiva, almeno alla scala intercomunale. In una prospettiva di progressiva scomparsa delle province nelle funzioni di governo territoriale (in questi anni sono risultate comunque evidenti le difficoltà di contenere il consumo di suolo attraverso i piani provinciali spesso deboli nel condizionare le scelte locali) è fondamentale ribadire la necessità di una pianificazione strutturale declinata ad una scala territoriale, di livello intercomunale o metropolitano, adeguata a fissare gli assetti infrastrutturali, ecologico ambientali e insediativi, a cui riferire le principali politiche e strategie d'azione.

Ma la sola riforma del piano è evidentemente insufficiente a garantire l'efficacia e la praticabilità di un progetto urbanistico che sia capace di ridurre lo spreco di suolo e di valorizzare le risorse ecologiche e ambientali del territorio. Non basta imporre limiti quantitativi alle potenzialità urbanizzative, ma diventa sempre più urgente introdurre nuovi standard qualitativi e prestazionali del progetto urbanistico: parametri ambientali ed ecologici che ne condizionino le priorità d'azione e ne misurino gli impatti. Un disegno di piano che si definisca intorno alla individuazione, tutela e valorizzazione delle infrastrutture verdi e blu, come strutture spaziali in cui si producono, anche in ambiti antropizzati, quella molteplicità di servizi ecosistemici che condizionano la qualità di vita e il benessere degli abitanti. In tal senso diventa fondamentale la capacità del piano di mappare e misurare la qualità e le funzionalità ecosistemiche dei suoli, e di valutare gli impatti che le variazioni d'uso determinano, introducendo, laddove possibile, misure di mitigazione e compensazione preventiva ovvero escludendo, dove non sostenibile, qualunque previsione trasformativa. Un approccio qualitativo e selettivo al contenimento del consumo di suolo in cui non sono solo gli ambiti agricoli e naturali ad esprimere funzioni rilevanti per l'efficienza ecologica e per i valori paesaggistici del territorio ma dove anche i suoli liberi urbani acquisiscono un valore spesso insostituibile rispetto alle loro vocazioni ecosistemiche (protettive soprattutto), nella performance ambientale della città. L'analisi dei servizi ecosistemici indica chiaramente che il depauperamento del suolo implica esponenziali riduzioni delle funzioni ecologiche di supporto, mantenimento e

approvvigionamento di materie prime. Le relazioni tra suolo e clima sono sempre più evidenti; il suolo regola la quantità di carbonio presente in atmosfera e fissa il particolato presente nell'aria, filtra gli inquinanti presenti in falda, assorbe l'acqua, fornisce cibo. Se pertanto la rigenerazione urbana rimane la principale strategia complementare per sostenere politiche efficaci di riduzione del consumo di suolo, al tempo stesso non si può più prefigurare solo un modello di densificazione urbana, indifferente al valore e alla funzionalità ecosistemica dei suoli, ma è necessario garantire e preservare quelle condizioni ecologiche e ambientali (permeabilità dei suoli, densità arborea, disponibilità di aree verdi anche non fruibili), quali nuove priorità per la qualità e vivibilità dell'ambiente urbanizzato.

35. Oltre le misure. Obiettivi di legge e previsioni di piani

A. Arcidiacono, S. Salata, S. Ronchi

Negli ultimi anni il tema del consumo di suolo è entrato ampiamente nel dibattito disciplinare e culturale del nostro Paese. Un'attenzione inizialmente rivolta alla urgenza di misurare in modo attendibile processi sempre più intensi dei quali non si aveva ancora la corretta dimensione quantitativa per la indisponibilità di adeguate banche dati e di cartografie a soglie temporali confrontabili. Oggi la contabilità delle trasformazioni d'uso del suolo sembra avviata verso un progressivo affinamento delle misure. Ancora carente è invece l'elaborazione di politiche che possano supportare, ai diversi livelli di governo, un'azione efficace e integrata di contenimento dei processi di antropizzazione di suoli agricoli e naturali; di fronte a questi fenomeni, evidentemente indifferenti anche agli effetti della recessione economica, e con la conseguente perdita di valori ecosistemici, ambientali e paesaggistici del nostro territorio, diventano sempre più urgenti strategie pubbliche in grado di contenere efficacemente il consumo di suolo e di proporre una nuova idea di sviluppo. Un'esigenza di cui sembra essersi accorta anche l'agenda politica: negli ultimi anni sono state presentate, sia a livello nazionale che regionale, numerose proposte di legge che, seppur con connotazioni eterogenee, sono accumulate dall'obiettivo di fornire strumenti e politiche per limitare l'urbanizzazione del territorio.

Tuttavia, al di là dei principi generali e degli obiettivi indicati nei testi approvati in alcune Regioni e nelle proposte di legge in corso di elaborazione, i piani urbanistici continuano a proporre, al di là delle dichiarazioni retoriche, modelli di sviluppo espansivo ancora ampiamente indirizzati ad una massimizzazione della rendita fondiaria.

Il caso lombardo, in tal senso, è esemplare. Una analisi puntuale delle previsioni urbanizzative contenute nei recenti piani urbanistici comunali (PGT) lombardi⁵¹ evidenzia un sovradimensionamento irragionevole delle potenzialità urbanizzative messe in gioco; ciò conferma, da una parte, la limitata influenza della crisi del settore edilizio nel dimensionamento delle scelte di pianificazione a fronte di un peso ancora potente della rendita fondiaria; dall'altra palesa la difficoltà dei Comuni nell'affrontare efficacemente, all'interno dei propri confini, azioni concrete di riduzione del consumo di suolo. I PGT approvati in Lombardia dal 2007 fino ad oggi contengono un potenziale di nuova urbanizzazione pari ad oltre 53 mila ettari (nel decennio 1999-2009 in Lombardia sono stati antropizzati suoli per oltre 43 mila ettari); ciò significa che nei prossimi dieci anni potrebbero essere trasformati per usi antropici suoli, attualmente agricoli o naturali, per una quantità addirittura superiore a quella consumata in una fase di eccezionale dinamicità del settore edilizio e immobiliare. A ciò si aggiunge che il grosso delle previsioni urbanizzative (oltre 33 mila ettari) riguarda aree libere interne al Tessuto urbano consolidato (TUC); questo vuol dire che la fetta più consistente del potenziale consumo di suolo, non solo sfugge alle verifiche di sostenibilità della Valutazione ambientale strategica (VAS), richiesta dalla normativa regionale per solo il Documento di piano (la componente programmatica e strategica del PGT), ma anche che queste aree di nuova edificazione interne del TUC, non verranno computate né compensate nella verifica di compatibilità delle quote massime di suolo urbanizzabile definite dal Piano territoriale regionale (PTR).

⁵¹ Si veda il Rapporto 2016 del CRCS

Tabella 35.1 - Quantificazione delle nuove urbanizzazioni previste dai PGT - Documento di Piano (AT) e Piano delle Regole (TUC). I dati disponibili riguardano un campione del 87% dei PGT approvati in Lombardia. Fonte: Elaborazione CRCS su dati di Regione Lombardia.

Province	Totale aree di nuova urbanizzazione previste nei PGT [ha]	Ambiti di Trasformazione (AT) su aree libere - Documento di Piano [ha]	Aree di nuova Urbanizzazione nel TUC - Piano delle Regole [ha]
Bergamo	8.972	3.312	5.660,
Brescia	8.644	3.144	5.500
Como	3.035	771	2.264
Cremona	3.274	1.738	1.536
Lecco	1.816	362	1.454
Lodi	1.734	862	871
Milano	7.143	2.753	4.389
Monza e Brianza	2.322	1.058	1.264
Mantova	5.613	1.910	3.703
Pavia	6.026	3.090	2.935
Varese	2.958	908	2.050
Sondrio	2.299	562	1.737
Totale	53.837	20.470	33.367,48

L'analisi delle potenzialità dei PGT lombardi evidenzia un ulteriore nodo problematico dell'attuale ordinamento del governo del territorio, quello che riguarda il rapporto tra consumo di suolo, scale e confini della pianificazione locale. Il livello comunale continua a rimanere la dimensione amministrativa dove si depositano le principali responsabilità di pianificazione, e di conseguenza dove si producono le maggiori ricadute sul consumo di suolo. Una scala evidentemente sempre meno adatta, soprattutto nei contesti 'metropolizzati' della città contemporanea, ad affrontare temi quali la programmazione e il progetto infrastrutturale o la pianificazione dei sistemi agricoli e ambientali o la tutela delle connessioni ecologiche, che non rispettano di certo le limitazioni geografiche dei confini amministrativi. In tal senso, la dimensione strutturale/strategica del piano può avere coerenza di quadro di riferimento territoriale solo se praticata a una scala sovralocale, che annulli le ridotte e frammentate geografie amministrative comunali; non solo per l'oggettiva irrilevanza dimensionale di molti comuni ma soprattutto per gli impatti che previsioni infrastrutturali e insediative determinano sul suolo, ben oltre i limitati confini amministrativi comunali.

36. Dispersione urbana in Europa

L. Congedo, T. Luti, I. Marinosci, N. Riitano, A. Strollo, M. Munafò

La valutazione degli effetti della dispersione urbana deve comprendere anche gli effetti indiretti dell'impermeabilizzazione del suolo tramite indici che misurino il disturbo ecologico a servizi ecosistemici che sono alterati dalla prossimità ad aree costruite.

In tale contesto, per i vari Paesi europei è stata stimata la superficie effettivamente disturbata dalla presenza di coperture impermeabili, considerando una distanza di 100 metri, utilizzando il dato *Copernicus Degree of Imperviousness* (risoluzione 20m). I dati non sono confrontabili con quelli utilizzati a livello nazionale a causa della diversa risoluzione. Tale distanza, limitata alla dimensione orizzontale della superficie terrestre, è stata scelta per generalizzare la questione degli impatti senza assegnare pesi specifici ai comparti ambientali coinvolti. Operativamente la misurazione è ottenuta calcolando un buffer di 100 metri sulle aree costruite. L'Italia si posiziona tra le nazioni con la maggior superficie disturbata, subito dietro a Danimarca e Germania. Considerando la differente orografia di questi Paesi, la percentuale di superficie italiana assume un significato ancor più negativo, considerando che solo le aree montane (in cui per ovvi motivi le aree urbane sono di minore entità) subiscono in misura inferiore tale disturbo ecologico.

L'indice di dispersione, definito come il rapporto tra aree a bassa densità e aree urbanizzate (somma delle aree a bassa densità e aree ad alta densità), può essere impiegato per un primo confronto tra le

diverse aree urbane a livello europeo. Nella figura seguente sono riportati i valori dell'indice di dispersione per alcune capitali europee, inclusa Roma. La metodologia di analisi e di elaborazione dei dati *Copernicus Urban Atlas* è omogenea e permette di effettuare i confronti fra le diverse città, ma cambia la definizione delle classi di urbanizzato denso e diffuso rispetto a quella utilizzata per i dati 2015 in questo rapporto. Pertanto i valori di Roma nel grafico seguente sono diversi da quelli elaborati sulla carta nazionale, ma sono confrontabili con quelli delle altre aree urbane europee. Nel merito dei dati, sebbene in ambito nazionale l'indice di dispersione della città di Roma non risulti particolarmente elevato, e rientri tra i valori medi dei principali comuni italiani, in un contesto europeo tale valore diventa tra i più alti fra le città considerate, evidenziando la maggiore tendenza alla dispersione e alla diffusione insediativa della nostra Capitale rispetto alle altre città.

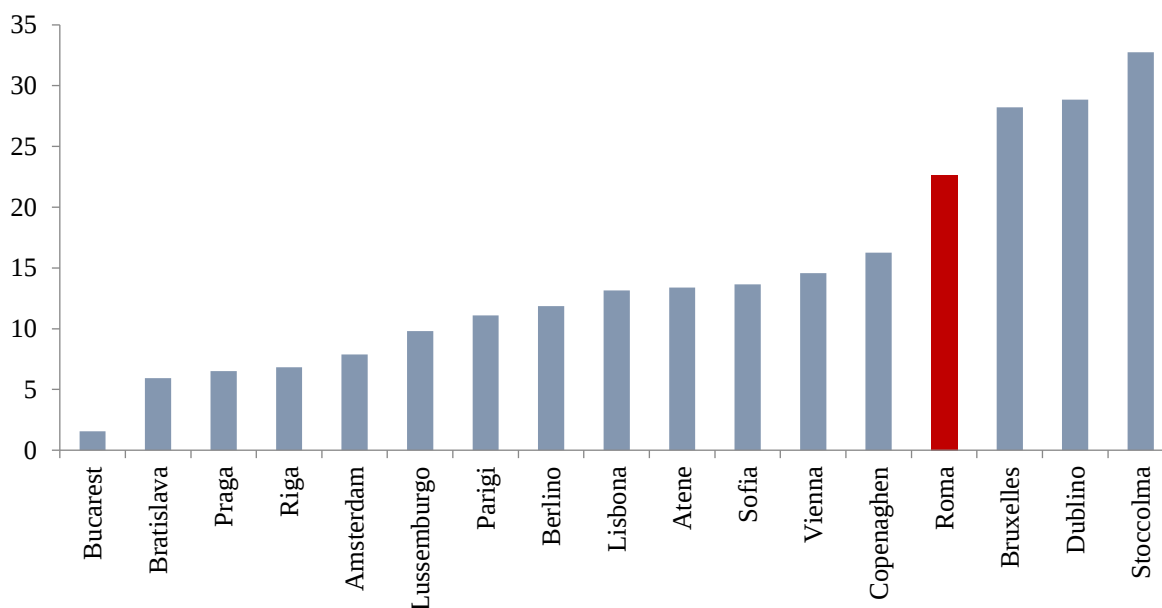


Figura 36.1 - Indice di dispersione urbana, un confronto tra le principali capitali europee. Fonte: elaborazione ISPRA su dati *Copernicus Urban Atlas* (2012).

PARTE III - VALUTAZIONE DEI SERVIZI ECOSISTEMICI

37. Strumenti di valutazione e di mappatura dei servizi ecosistemici ⁵²

A. Strollo, F. Assennato, A. De Toni, M. Di Leginio, F. Fumanti, D. Marino, F. Manes, A. Marucci, M. Munafò, M. Palmieri, L. Sallustio, R. Santolini, M. Soraci, M. Marchetti

La Strategia europea al 2020 per la conservazione della biodiversità definisce 6 target, tra i quali il mantenimento e il miglioramento dell'estensione e della salute degli ecosistemi al fine di tutelare la biodiversità e i servizi da questi forniti. Al fine di raggiungere l'obiettivo promosso dalla Comunità Europea, emerge chiara l'importanza di contenere il più possibile il consumo di suolo che, com'è noto, costituisce una delle principali cause di degrado di habitat naturali e conseguente perdita di funzioni ecosistemiche.

Il *Millennium Ecosystem Assessment* (2005) oltre a definire i servizi ecosistemici (SE), per la prima volta ne definisce una classificazione, che verrà ripresa dallo studio *The Economics of Ecosystem and Biodiversity* (TEEB)⁵³.

I SE si suddividono, secondo la più recente classificazione CICES⁵⁴, in:

- servizi di approvvigionamento (*provisioning services*) – si possono riassumere in beni e materie prime quali acqua, fibre, materiali genetici, la stessa produzione di cibo e combustibili come il legname;
- servizi di regolazione e mantenimento (*regulating services and maintenance*) – regolano processi fisici, biologici ed ecologici quali ad esempio il clima, il sequestro di carbonio, la qualità di acque e aria, arrivando a mitigare rischi naturali come l'erosione, i dissesti idrogeologici o il cambiamento climatico;
- servizi culturali (*cultural services*) – sono meno tangibili rispetto a quelli descritti in precedenza, includono benefici non materiali come l'arricchimento spirituale, intellettuale, i valori ricreativi ed estetici.

Nei capitoli successivi sono proposti degli approcci sulla valutazione biofisica ed economica dei servizi ecosistemici basati su una mappatura eseguita, per cinque dei dieci servizi analizzati, con la *suite* di modelli *InVEST* (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*; AA.VV., 2015), fornita dal *Natural Capital Project*. Applicato a scala globale, con diversi studi soprattutto nei Paesi in via di sviluppo, InVEST ha lo scopo di valutare sia dal punto di vista biofisico che economico i SE forniti ed erogati in diverse porzioni del territorio. Il *software* è composto da diversi pacchetti indipendenti tra di loro e tesi alla valutazione di 17 servizi ecosistemici raggruppabili in tutte e quattro le categorie proposte dal MEA (2005). Basa il suo funzionamento sulla disponibilità di carte d'uso del suolo in formato raster, il principio su cui il modello si fonda è infatti quello di associare a ciascun uso del suolo una particolare capacità di fornire diversi servizi ecosistemici che quindi sono soggetti a variazione nel momento in cui si assiste alla variazione dell'uso/copertura sulla medesima unità di superficie rappresentata dal pixel.

Le valutazioni dei restanti servizi ecosistemici sono state effettuate con diverse metodologie, come definite nei rispettivi capitoli.

Uno dei principali fattori che determinano la qualità degli output, la loro accuratezza e capacità di descrivere i servizi erogati nelle diverse porzioni di territorio è l'accuratezza tematica degli strati di input, in primis la carta di uso del suolo. Un altro fattore molto importante e determinante nella qualità delle analisi riguardanti i SE, è la disponibilità di dati di input dettagliati e in grado di descrivere la complessità di situazioni riconducibili alle diverse classi d'uso e alle altre tante transizioni osservabili nel tempo tra le stesse. Nei prossimi anni dovranno, quindi, essere migliorati i dati di input dei modelli, non sempre confrontabili alla carta nazionale del consumo di suolo in termini di accuratezza e risoluzione spaziale.

Per l'applicazione dei modelli è stata utilizzata, per il 2012, una cartografia derivata dall'integrazione tra gli *High Resolution Layers*, il *Corine Land Cover* e la carta nazionale del consumo di suolo. Per

⁵² Le elaborazioni riportate in questa Parte del Rapporto si avvalgono anche dei risultati preliminari del progetto *Soil Administration Models 4 Community Profit* (SAM4CP), finanziato dal programma europeo LIFE+2013, e dei risultati definitivi del progetto *Making Good Natura* (MGN), finanziato dal programma europeo LIFE+2011.

⁵³ www.teebweb.org/resources/ecosystem-services/

⁵⁴ *Common International Classification of Ecosystem Services*, www.cices.eu

valutare l'impatto del consumo di suolo tra il 2012 e il 2015 sono, quindi, stati considerati nelle elaborazioni tutti i cambiamenti di copertura del suolo da naturale, seminaturale e agricolo ad artificiale, non considerando le trasformazioni avvenute tra altre tipologie come, ad esempio, da agricolo a forestale o da agricolo intensivo ad agricolo estensivo.

L'impiego della carta nazionale del consumo di suolo, al fine di descrivere i cambiamenti intercorsi nel triennio analizzato, ha permesso di ottenere stime ampiamente cautelative, in quanto, come evidenziato nella parte I di questo rapporto, la carta riporta solo una parte dei cambiamenti effettivamente avvenuti. Le stime economiche ottenute, inoltre, non considerano la totalità dei servizi ecosistemici, ma solo una loro parte. I "costi nascosti" (Commissione Europea, 2013) del consumo di suolo, quindi, pur essendo quella riportata in questo rapporto una stima preliminare, potrebbero essere ben maggiori rispetto ai valori riportati.

AA.VV. (2015). InVEST +VERSION+ User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.

Bagstad, K.J., Semmens, D.J., Waage, S., Winthrop, R., 2013. A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosystem Services* 5, 27 – 39.

Commissione Europea (2013), Superfici impermeabili, costi nascosti. Alla ricerca di alternative all'occupazione e all'impermeabilizzazione dei suoli. Lussemburgo.

Millennium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystems and human well-being: synthesis. World Resources Institute. Washington, D.C. (USA).

Progetto LIFE+ Soil Administration Models 4 Community Profit (SAM4CP)

S. Alberico, F. Altobelli, C.A. Barbieri, M. Munafò



Nell'ambito delle politiche di governo e di pianificazione del territorio, è fondamentale poter valutare le ricadute delle diverse scelte di pianificazione territoriale e urbanistica, anche attraverso la stima dei costi e dei benefici associabili a diversi scenari di uso del suolo e alle politiche di rigenerazione e tutela, sulla base degli indirizzi propri degli strumenti di pianificazione territoriale ed urbanistica; ciò anche perché la maggior parte dei servizi ecosistemici resi dal suolo hanno un'utilità diretta e indiretta per l'uomo. Nell'ambito del progetto *Soil Administration Models 4 Community Profit (SAM4CP)*⁵⁵, finanziato dal programma europeo LIFE+2013, sono sviluppate e rese disponibili le simulazioni di diversi scenari: di stato di fatto, attesi e di scenari alternativi al consumo di suolo. Grazie a un software, che sarà reso disponibile sul sito web del progetto⁵⁶, amministratori, pianificatori e cittadini saranno in grado, con riferimento anche all'intero territorio nazionale, di pre-valutare le conseguenze, in termini ambientali ed economici, delle trasformazioni previste dagli strumenti di pianificazione del territorio interessato,

Questo innovativo approccio alla pianificazione urbana può rappresentare una valida risposta alla sempre più vasta e diffusa impermeabilizzazione del suolo, causa principale della perdita di biodiversità, dei servizi ecosistemici e della distruzione dei paesaggi rurali e naturali. L'impermeabilizzazione deve essere, per tali ragioni, intesa come un costo ambientale e per il governo del territorio, risultato di una diffusione indiscriminata delle tipologie artificiali di uso del suolo che porta al degrado delle funzioni ecosistemiche e all'alterazione dell'equilibrio ecologico.

Gli obiettivi del progetto SAM4CP sono:

1. dimostrare come una pianificazione del territorio - in particolare urbanistica - che integra nei propri processi di decisione una valutazione dei benefici ambientali assicurati dal suolo libero, garantisca alla collettività una riduzione consistente del consumo di suolo ed un risparmio complessivo grazie alla tutela delle risorse naturali e delle finanze pubbliche;
2. valorizzare e integrare negli strumenti di governo del territorio, e al fine di ridurre il consumo di suolo, i principali servizi ecosistemici legati al suolo e/o alla sue variazioni d'uso (come sequestro carbonio, biodiversità, depurazione acqua, protezione dall'erosione dei suoli, produzione legname, impollinazione, produzione agricola);
3. proteggere e assicurare un uso sostenibile della risorsa suolo, evidenziando gli effetti negativi del consumo di suolo per il bilancio ambientale di un territorio;

⁵⁵ I partner di LIFE SAM4CP sono: Città metropolitana di Torino (Capofila), DIST-Dipartimento Interateneo di Scienze, Progetto e Politiche del Territorio del Politecnico e Università di Torino, ISPRA-Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, CREA-Consiglio per la ricerca in agricoltura e l'analisi dell'economia agraria.

⁵⁶ www.sam4cp.eu

4. mantenere e valorizzare le funzioni ecosistemiche complessive del suolo oggi disponibili alla collettività;
5. evitare i costi pubblici del ripristino delle funzioni ecosistemiche rese dal suolo e della manutenzione del territorio;
6. Tutelare le funzioni agricole del suolo mantenendo inalterate le altre funzioni.

Le attività di analisi, mappatura e valutazione biofisica ed economica, sono condotte a scala nazionale con approfondimenti specifici, verifiche e applicazioni dimostrative a scala locale in quattro comuni della Città Metropolitana di Torino.

Le Azioni specifiche per lo sviluppo del progetto consistono in:

- valutare e quantificare i benefici ambientali resi dal suolo in termini di output biofisici (tonnellate di CO₂, quantità di prodotti agricoli, tonnellate di legname, tonnellate di acqua filtrata, ecc);
- utilizzare le quantità biofisiche delle funzioni ecosistemiche del suolo per valutare e quantificare economicamente i benefici ambientali resi dal suolo che potranno essere inseriti all'interno del software di simulazione
- realizzare uno strumento informatico – cosiddetto Simulatore – in grado di prefigurare e valutare le perdite ambientali provocate dall'artificializzazione del suolo e quantificarne economicamente il costo per la collettività;
- testare la funzionalità del Simulatore tramite la sua applicazione sui Piani regolatori vigenti nella Città metropolitana di Torino con la valutazione, quantitativa e qualitativa, degli effetti ambientali sul territorio metropolitano del potenziale consumo di “suolo prenotato” – quindi impermeabilizzabile – ai sensi della pianificazione vigente;
- sperimentare gli strumenti e le azioni prodotti da SAM4CP atti a favorire la limitazione del consumo di suolo (o comunque il suo buon uso) predisponendo, in procedura di co-pianificazione ai sensi della legge urbanistica del Piemonte, nuovi atti di pianificazione urbanistica che riguarderanno il Comune di Bruino (Comune pilota) ed altri 3 Comuni (Settimo T.se, Chieri e None), individuati tramite procedura di selezione fra quanti aderenti ad un bando di chiamata;
- comunicare e divulgare i risultati raggiunti dal progetto tramite pubblicazioni tecnico/scientifiche, ma anche tramite azioni di sensibilizzazione e disseminazione pubblica.

38. Strumenti di valutazione economica dei servizi ecosistemici a livello nazionale

M. Soraci, A. Strollo, F. Assennato, A. Capriolo, M. Marchetti, A. Marucci, M. Munafò, M. Palmieri, D. Regis, S. Salata, L. Sallustio, D. Marino

I servizi ecosistemici influiscono su diversi aspetti del benessere umano e, spesso, subiscono un depauperamento dovuto a processi irreversibili di consumo di suolo. Per tale motivo, nonostante la valutazione degli effetti delle trasformazioni d'uso/copertura del suolo si basi su riferimenti teorico-disciplinari che spaziano dagli orizzonti legati allo studio delle proprietà del suolo alle scienze agronomiche, forestali ecologiche e geografiche, si ritiene che l'approccio ai servizi ecosistemici sia utile a misurare un valore di impatto complessivo, che vede nella salute e benessere dell'uomo una dipendenza dall'integrità delle specie animali e vegetali, e dei loro ecosistemi.

In economia, la parola “valore” è sempre associata a un *trade-off*, ovvero qualcosa che assume un valore (economico) solo se siamo disposti a rinunciare a qualcosa per poterla ottenere (TEEB, 2010). Già Robert Costanza nel 1997 (cfr. *The value of the world's ecosystem services and natural capital*), affermava che la valutazione economica delle componenti ambientali non può essere separata dalle scelte e decisioni che vengono prese sugli ecosistemi. Inoltre, le tecniche di valutazione sono condizionate da incertezze derivanti da lacune nelle conoscenze delle dinamiche interattive tra ecosistemi, dalle preferenze umane espresse per la loro gestione e per il loro utilizzo, nonché da problemi tecnici legati alla mappatura, alla distribuzione e alla correttezza metodologica nell'impostazione dei meccanismi di valutazione. Ecco perché, generalmente, in questo rapporto non vengono riportati dei valori in termini assoluti, bensì vengono espressi, quando possibile, in *range* parametrici che vanno da un minimo a un massimo⁵⁷.

⁵⁷ Sin da ora si sottolinea l'esiguità degli studi nazionali che possano costituire la base per una eventuale meta-analisi econometrica. Pur volendo ovviare a tale carenza prendendo in considerazione anche gli studi condotti più in generale sui paesi dell'area Mediterranea, anche in questo

Le tecniche di valutazione dei servizi ecosistemici si dividono in monetarie e non monetarie (Gómez-Baggethun *et al.*, 2009; Christie *et al.*, 2012; Gómez-Baggethun e Barton, 2013; Castro *et al.*, 2014). La valutazione non monetaria si riferisce ai valori ecologici e culturali (Gómez-Baggethun *et al.*, 2009; Christie *et al.*, 2012). In questo rapporto si fa riferimento alla valutazione monetaria associandola al concetto di valore economico totale (Heal *et al.*, 2005). Il valore economico totale è definito come la somma dei valori di tutti i flussi dei servizi che il capitale naturale genera sia ora che in futuro, opportunamente attualizzati. Il valore economico totale prende in considerazione tutte le componenti derivanti dai servizi ecosistemici monetizzandone il valore ad assumendo che tale valore abbia un mercato nel quale sia possibile rapportare ed assegnare un prezzo ai benefici tra vari beni. L'utilizzo del denaro come unità di misura permette di esprimere preferenze in termini materiali e di dare informazioni scalabili alla valutazione dei "costi" dell'azione politica riferiti all'ambiente (TEEB, 2010).

In questa parte saranno analizzate le classificazioni delle componenti del valore economico totale e gli strumenti di valutazione che possono essere utilizzati per stimare i diversi tipi di servizi ecosistemici.

Va anticipato che, come già annunciato, la valutazione economica dei servizi ecosistemici è costituita da elementi la cui variabilità ed incertezza determina ancora una elevata discrezionalità nell'assegnazione di un valore economico predefinito. I motivi sono molteplici:

- è possibile rintracciare il valore delle componenti del "valore economico totale", ma ciò non implica che la loro sommatoria costituisca "il valore economico totale";
- i processi ecologici sono costituiti sostanzialmente da fenomeni non lineari e spesso caotici;
- l'assunzione del concetto di resilienza dei sistemi socio-ecologici;
- gli effetti dati dall'incertezza e dal passaggio di scala delle stime dei servizi ecosistemici;
- la discrepanza tra gli areali dove il servizio si "genera" e dove il servizio si "valuta" e viene percepito.

Per quanto concerne il primo punto, il valore economico totale (Gómez-Baggethun e de Groot, 2010) si divide in valore d'uso (legato all'utilità percepita dagli individui con la loro fruizione) e non uso (legato alla possibilità di usufruire del bene da parte delle generazioni future: valore del lascito o di esistenza; Krutilla, 1967)⁵⁸.

Il valore d'uso è rappresentato dal valore degli *output* (dato dai benefici generati dagli ecosistemi, come la produzione alimentare, la regolazione del clima, il valore ricreativo, etc.) e dal valore assicurativo o di opzione (Gren *et al.*, 1994; Turner *et al.*, 2003; Balmford *et al.*, 2008), legato al desiderio di assicurarsi la disponibilità del bene per poterne fruire in futuro. Il valore di opzione assume rilevanza quando vi sono situazioni di incertezza sulla disponibilità futura della risorsa ambientale; esso riguarda, dunque, beni irriproducibili o beni la cui offerta non è in grado di adeguarsi alle variazioni della domanda (ovvero tutti i beni la cui disponibilità è scarsa, si pensi ai parchi o, nel campo della cultura, alle opere d'arte).

Il valore degli *output* (o valore attuale) è diviso in uso diretto (fruizione diretta del bene con o senza consumo) e indiretto (risorsa che produce servizi essenziali ad altre risorse o ecosistemi).

Come anticipato, il valore economico totale fa riferimento alla commerciabilità del servizio ambientale svolto nell'ambito di un mercato, dove allo scambio del servizio possa essere assegnato un prezzo. La maggior parte dei servizi ecosistemici svolti, però, non trova oggi una collocazione diretta nell'ambito dello scambio di mercato, pertanto per giungere alla definizione di un prezzo è necessario fare riferimento a transazioni di mercato simulate o riferite a servizi assimilabili, che sono associate indirettamente al bene da valutare.

Le tecniche di valutazione dei servizi ecosistemici si dividono in (Tabella 38.1):

1. valutazione diretta di mercato;

caso tuttavia la numerosità degli studi rimane contenuta. Non si può far altro quindi che evidenziare la difficoltà di applicare tecniche di *benefit transfer* alla quantificazione del valore economico dei servizi ecosistemici analizzati nel rapporto dal momento che i pochi studi esistenti si riferiscono a contesti geografici e morfologici piuttosto differenti per tipologia. I risultati di seguito presentati devono quindi essere considerati con una certa cautela e come un primo tentativo di stimolare la ricerca in questa direzione.

⁵⁸ Valore d'uso di mercato: deriva dal consumo economico del bene ed include la stima del valore economico dei settori che ricevono benefici attraverso l'utilizzo delle risorse (pesca, acquacoltura, estrazione di minerali, etc.).

Valore d'uso non di mercato: si fa riferimento ai più ampi benefici che non sono catturati da transazioni di mercato e in quanto tali più difficili da misurare. Valore d'uso non di mercato "diretto": attività ricreative o di godimento (il nuoto, la pesca sportiva, le immersioni), esperienze culturali. Valore d'uso non di mercato "indiretto": comprende invece gli eventuali benefici che derivano dalla fornitura da parte dell'ambiente di servizi ecosistemici quali ad esempio la decomposizione dei rifiuti o il sequestro del carbonio.

Valore di non uso: deriva dall'incremento di utilità che si ottiene dalla semplice esistenza del bene ambientale, al di là dell'uso del bene. In questo caso si parla di valore di esistenza, o si può far riferimento al valore altruistico d'opzione (utilità che deriva dal fatto che il bene verrà goduto da qualcun altro), o al valore di lascito (es. area di pregio naturalistico goduta dalle generazioni future).

2. manifestazione di preferenze;
3. enunciazione di preferenze.

Tabella 38.1 - Tecniche di valutazione economica dei servizi ecosistemici. Fonte: TEEB, 2010.

Valutazione diretta di mercato <u>Prezzi di mercato</u>: uso di prezzi direttamente osservabili sui mercati e utilizzati per i servizi di fornitura (es. mercati agricoli; legname). <u>Costi</u>: stima dei costi che si sarebbero sostenuti se i benefici derivanti dagli ecosistemi si sarebbero dovuti ricreare artificialmente: - costi evitati, che si sarebbero sostenuti in assenza di servizi ecosistemici (es. purificazione acque fornita dal suolo); - costi di sostituzione, sostenuti sostituendo i servizi ecosistemici con tecnologie artificiali (es. depuratore che purifica l'acqua sostituendo le funzioni del suolo); - costi di mitigazione o di ripristino del servizio ecosistemico (es. ripristino di un'area verde o di una foresta danneggiata nello stesso posto o in un posto diverso). <u>Funzione di produzione</u>: stima quanto un determinato servizio ecosistemico (es. servizio di regolazione) contribuisca alla fornitura di un altro servizio o bene negoziato nel mercato (es. l'impollinazione delle api sui fiori delle colture agricole che saranno vendute nel mercato). Limiti: essendo metodi relativi a transazioni di mercato, laddove i mercati non esistono si riscontrano mancanze di dati e prezzi che non rispecchiano la realtà di mercato.
Manifestazione di preferenze <u>Metodo del costo di viaggio</u>: utilizzato per i servizi culturali/ricreativi, che si associano a spese dirette o a costi di opportunità legati al tempo (es. viaggio presso un lago per pescare o campeggiare), <u>Prezzo edonico</u>: prezzo che un individuo sarebbe disposto a pagare per un bene di mercato allo scopo di valorizzare una risorsa ambientale (es. prezzo di acquisto maggiore per un'abitazione vicino a un bosco o a una spiaggia, rispetto al centro della città). Limiti: a causa delle imperfezioni di mercato il valore monetario dei servizi ecosistemici può essere distorto. Sono necessari dati di buona qualità e in grande quantità e analisi statistiche complesse. Per questo motivo tali metodi richiedono tempo e sono molto costosi.
Enunciazione di preferenze <u>Valutazione contingente o disponibilità a pagare (WTP)</u>: uso di questionari per conoscere quanto gli individui sarebbero disposti a pagare per aumentare o migliorare la fornitura di un servizio ecosistemico o, in alternativa, per accettarne la perdita o il degrado (es. quanto un individuo è disposto a pagare per visitare una riserva dove viene garantita la vista di almeno una specie animale). <u>Modelli di scelta (choice modelling)</u>: gli intervistati sono invitati a scegliere tra una gamma di opzioni disponibili con diversi livelli di categoria (es. aree attrezzate disponibili; percentuale di alberi raccolti; qualità dell'aria). <u>Valutazione di gruppo</u>: accosta i metodi di preferenze enunciate a processi deliberativi di tipo sociale per determinare valori come l'incommensurabilità, il pluralismo o la giustizia sociale. Limiti: metodi costosi e tecnicamente di difficile attuazione, inclini a distorsioni nella predisposizione ed analisi dei risultati.

Alla luce di quanto enunciato, in base alla disponibilità dei dati elaborati in questo rapporto per la valutazione biofisica dei servizi ecosistemici e delle metodologie di valutazione economica presenti in letteratura, sono stati selezionati alcuni servizi ecosistemici sui quali effettuare una valutazione economica preliminare. Tale valutazione preliminare non ha la pretesa di esplicitare né la totalità dei servizi ecosistemici forniti dal suolo non consumato né il loro valore complessivo e necessita, in alcuni casi, di opportuni approfondimenti che lasciano lo spazio a ottimizzazioni, adattamenti e miglioramenti futuri. Ciò premesso, a fronte di un adattamento dei repertori cartografici alla realtà nazionale, all'aggiustamento della precisione geometrica e al dettaglio tematico dei repertori di uso/copertura del suolo, supportati da un adeguato dettaglio dei dati di input, è stata ottenuta una prima stima indicativa dell'impatto economico su alcuni servizi ecosistemici del consumo di suolo avvenuto in Italia negli ultimi anni.

Anche in questo caso è opportuno chiarire che si tratta di perdita di servizi ecosistemici legati al solo fenomeno del consumo di suolo avvenuto tra il 2012 e il 2015 e non al complesso delle dinamiche territoriali dovute a tutte le trasformazioni d'uso e copertura del suolo avvenute nello stesso periodo.

I valori economici risultanti dall'analisi e riportati nei capitoli seguenti, se non diversamente riportato, rappresentano delle stime indicative e preliminari dei *costi annuali aggiuntivi che si dovranno affrontare a livello nazionale dal 2016 in poi. Tali costi dovuti al consumo di suolo avvenuto tra il 2012 e il 2015*, rappresentano le spese annuali che l'Italia dovrebbe teoricamente affrontare per mantenere i servizi ecosistemici che un territorio ormai definitivamente mutato non è più in grado di fornire.

- Balmford A., A. Bruner, P. Cooper, R. Costanza, S. Farber, R. E. Green, M. Jenkins, P. Jefferiss, V. Jessamy, J. Madden, K. Munro, N. Myers, S. Naeem, J. Paavola, M. Rayment, S. Rosendo, J. Roughgarden, K. Trumper, R. K. Turner 2002. Economic reasons for conserving wild nature. *Science* 297: 950-953.
- Castro, A., García-Llorente, M., Martín-López, B., Palomo, I., Iniesta-Arandia, I., (2014): Multidimensional approaches in ecosystem service assessment. In: Alcaraz-Segura, D., Di Bella, C. D., Straschnoy, J. V. (eds.): *Earth Observation of Ecosystem Services*, CRC Press, Boca Raton, pp. 427-454.
- Christie, M., I. Fazey, R. Cooper, T. Hyde and J.O. Kenter (2012), 'An evaluation of monetary and non-monetary techniques for assessing the importance of biodiversity and ecosystem services to people in countries with developing economies', *Ecological Economics*, 83, 67-78.
- Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): www.cices.eu
- Costanza, R., d' Arge, R., Groot, R. de, Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387.
- Gómez-Baggethun, E., B. Martín-López, M. García-Llorente and C. Montes (2009), 'Hidden values in ecosystem services. A comparative analysis of preferences outcomes obtained with monetary and non-monetary valuation methods', paper presented at DIVERSITAS OSC2 Biodiversity and Society: Understanding Connections, Adapting To Change, Capetown, 12-16 October.
- Gómez-Baggethun, E and de Groot, R., 2010. Natural capital and ecosystem services. The ecological foundation of human society. In R. E. Hester y R. M. Harrison (Eds.), *Ecosystem services, Issues in Environmental Science and Technology* 30, Royal Society of Chemistry, Cambridge, pp. 105-121.
- Gómez-Baggethun, E. and D. Barton (2013), 'Classifying and valuing ecosystem services for urban planning', *Ecological Economics*, 86: 235-245.
- Gren, I-M., Folke, C., Turner, R.K. & Bateman, I. 1994. Primary and secondary values of wetland ecosystems. *Environment and Resource Economics*, 4: 55-74.
- Heal, G.M., E. Barbier, K. Boyle, A. Covich, S. Gloss, C. Hershner, J. Hoehn, C. Pringle, S. Polasky, K. Segerson and K. Shrader-Frechette (2005), *Valuing Ecosystems Services: Toward Better Environmental Decision-making*, Washington D.C., US: National Research Council.
- Krutilla, J.V. (1967), 'Conservation reconsidered', *American Economic Review*, 57, 777-786.
- TEEB (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. The Economics of Ecosystems and Biodiversity.*
- Turner, K.R., J. Paavola, P. Cooper, S. Farber, V. Jessamy and S. Georgiou (2003), 'Valuing nature: Lessons learned and future directions', *Ecological Economics*, 46, 493-510.

Progetto LIFE+ Making Good Natura (MGN)

D. Marino

Il progetto LIFE+ *Making Good Natura* (MGN)⁵⁹, appena concluso, ha avuto quale obiettivo lo sviluppo di nuovi percorsi di *governance* ambientale finalizzati ad una gestione più efficace dei siti della rete Natura 2000. Il focus del progetto è stato la definizione di un modello di *governance* volto all'efficacia di gestione di tali siti, basato sull'individuazione di meccanismi di incentivazione e autofinanziamento - tra i quali i Pagamenti per i Servizi Ecosistemici (PES) - e sul contributo che questi strumenti offrono per una migliore efficacia di gestione dei siti stessi. A tale fine il progetto si è basato sulla mappatura e quantificazione dei servizi ecosistemici, sulla mappatura degli *stakeholder* e dei beneficiari, sull'individuazione e la classificazione dei servizi ecosistemici, sull'implementazione dei servizi e dei PES in un modello economico di contabilità ambientale.

I risultati finali del Progetto Life+ *Making Good Natura* possono così essere sintetizzati: 21 siti analizzati per un totale di 135 mila ettari di natura protetta considerata, 63 servizi ecosistemici quantificati sotto il profilo biofisico ed economico, oltre 230 *stakeholder* intervenuti ai tavoli organizzati, 21 PES definiti e numerosi altri schemi modellizzati, circa 98.000 persone entrate in contatto da inizio progetto ad oggi. Il Progetto, oltre ad una interessante letteratura scientifica, ha altresì prodotto manuali e report tecnici per potere replicare gli approcci in altri siti.



39. Stoccaggio e sequestro di carbonio

A. Marucci, A. Strollo, M. Di Leginio, F. Fumanti, D. Marino, M. Munafò, M. Palmieri, L. Sallustio, M. Soraci, M. Marchetti

Il sequestro e lo stoccaggio di carbonio costituiscono un servizio di regolazione, ovvero appartenente a quella tipologia di servizi che regolano processi fisici, biologici ed ecologici, arrivando a mitigare rischi

⁵⁹ <http://www.lifemgn-serviziosistemici.eu>

naturali o, più in generale, le alterazioni della biosfera. I diversi ecosistemi terrestri e marini, infatti, grazie alla loro capacità di fissare gas serra contribuiscono alla regolazione del clima a livello globale. Il valore di questo servizio non dipende direttamente dalla sua fruizione (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) e gioca un ruolo fondamentale nell'ambito delle strategie di mitigazione e di adattamento ai cambiamenti climatici. Il servizio di stoccaggio del carbonio è svolto da tutti gli ecosistemi terrestri e non, seppur con diversa entità (Hutyra *et al.*, 2011), secondo modalità incrementali rispetto alla naturalità dell'ecosistema considerato (tale regola vale in generale e nel contesto mediterraneo e del nostro Paese).

Fra tutte le classi di uso del suolo, quelle legate agli ambienti forestali naturali e seminaturali presentano il più alto potenziale di sequestro di carbonio. Di conseguenza, l'impatto dei processi di urbanizzazione a scapito del servizio di sequestro di carbonio è generalmente più alto laddove essi si verificano a danno delle classi d'uso del suolo con un maggiore potenziale di fissazione, quindi di quelle naturali e seminaturali o, più in generale, nei contesti territoriali connotati da un elevato grado di naturalità (Sallustio *et al.*, 2015).

La stima del servizio in termini biofisici è generalmente costituita dalla spazializzazione del valore assoluto delle tonnellate di carbonio organico stoccate per tipologia d'uso/copertura del suolo. Tale stima è stata effettuata utilizzando il modello della *Carbon Storage and Sequestration* (software InVEST) il cui dataset di input è stato composto mediante l'utilizzo di fonti diverse: l'Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio (INFC), il progetto ISPRA Sviluppo Indicatori Ambientali sul Suolo (SIAS) e un'approfondita analisi bibliografica. Con l'ausilio di coefficienti trovati in letteratura (Vitullo *et al.*, 2007; ISPRA, 2014; Di Cosmo *et al.*, 2016) sono stati ottenuti i valori finali dei quattro pool di carbonio, biomassa epigea, biomassa ipogea, suolo e sostanza organica morta, da inserire nello specifico modello di InVEST.

Per funzionare con il numero minimo di informazioni, il modello semplifica il ciclo del carbonio, ipotizzando che nessuna classe di uso del suolo acquisti o perda carbonio nel tempo (AA.VV., 2015). Con questi presupposti ogni sequestro o emissione di carbonio tra le epoche relative alle carte di input (2012-2015) è rappresentata esclusivamente dalle variazioni di uso del suolo, poiché in assenza di cambiamenti di uso la quantità di carbonio sequestrata da un'area viene ipotizzata costante. Un'ulteriore semplificazione del modello è data dall'assenza della descrizione dei trasferimenti di carbonio che avvengono tra un pool e un altro, come ad esempio la diminuzione di carbonio nella biomassa epigea e il relativo aumento nella sostanza organica morta nel caso in cui una parte di bosco dovesse morire per malattia.

Per la valutazione economica del servizio ecosistemico di stoccaggio e sequestro di carbonio esistono due approcci: uno basato sul costo sociale, l'altro sul valore di mercato dei permessi di emissione.

In particolare il costo sociale considera il danno evitato, a livello globale, grazie al sequestro di CO₂. Questo calcolo è variabile a causa dell'incertezza della stima. Ad esempio Tol nel 2005 ha quantificato il costo sociale di sequestro di carbonio pari a 31€/t mentre altre stime lo hanno quantificato dai 32\$ tC ai 326\$ tC (AA.VV., 2014).

Diversamente, il valore di mercato è dato dal prezzo stabilito dal mercato dei permessi di emissioni e secondo l'*European Climate Exchange* la quotazione è compresa tra i 153\$ tC nel 2008 ai 12\$ tC nel 2012.

Il rapporto prende in considerazione la stima economica del costo sociale e del prezzo di mercato.

Per il costo sociale si è fatto riferimento al valore stimato per il 2015, ma valido anche per il 2014, pari a 37\$ per Mg di CO₂ (circa 109 € Mg⁻¹ di Carbonio elementare; OIRA, 2013) ed utilizzato frequentemente per la valutazione dei costi potenziali associati al cambiamento climatico (Sallustio *et al.*, 2015) mentre per il valore di mercato è stato calcolato il prezzo dei crediti di carbonio in Italia al 2014 (Storti *et al.*, 2015) venduti nell'ambito di mercati volontari, pari a 12 €/t CO₂eq⁶⁰.

Tali valori economici sono stati moltiplicati per la quantità di carbonio emesso in atmosfera imputabile al consumo di suolo: più di 1,3 milioni di tonnellate che non sono più immagazzinate nel suolo e nella vegetazione. Il valore economico complessivo, da ritenersi puramente indicativo vista la variabilità del prezzo di una tonnellata di carbonio in ambito internazionale e nazionale, è pari a quasi 16 milioni di

⁶⁰ In particolare tali crediti sono stati creati da un numero attivo di progetti basati sul carbonio forestale in Italia grazie ai quali sono state generate e scambiate tCO₂eq. Le tipologie progettuali più frequenti sono afforestazione/riforestazione, seguita da blu carbon, miglioramento della gestione forestale, REDD+ (Riduzione delle Emissioni da Deforestazione e Degradazione delle Foreste) e foreste urbane.

Euro, considerando il valore di mercato, mentre aumenta fino a raggiungere circa 145 milioni di Euro se si considera il costo sociale (OIRA, 2013).

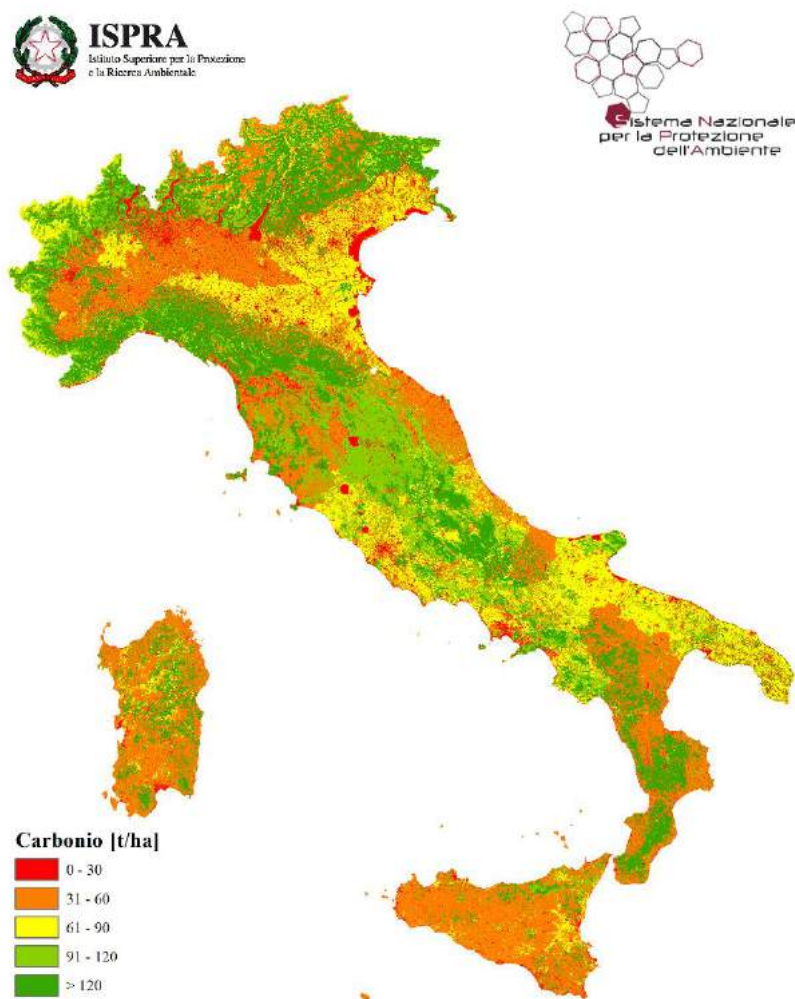


Figura 39.1 - Mappatura del servizio di stoccaggio e sequestro di carbonio in tonnellate per ettaro (2012).
Fonte: elaborazioni degli autori su fonti varie.

- AA.VV. (2015). InVEST +VERSION+ User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund
- Di Cosmo, L., Gasparini, P., & Tabacchi, G. (2016). "A national-scale, stand-level model to predict total above-ground tree biomass from growing stock volume". *Forest Ecology and Management*, 361, 269–276.
- Hutyra, L., Yoon, B., Alberti, M. (2011). "Terrestrial carbon stocks across a gradient of urbanization: a study of the Seattle". WA region. *Global Change Biology* 17 (2), 783–797.
- ISPRA (2014). "Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2012. National Inventory Report 2014". ISPRA, Rapporti 198/14.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and human well-being: synthesis*. World Resources Institute. Washington, D.C. (USA).
- Office of Information and Regulatory Affairs, 2013. Technical update of the social cost of carbon for regulatory impact analysis. <https://www.whitehouse.gov/sites/default/files/omb/inforeg/scc-tsd-final-july-2015.pdf>
- Sallustio L., Quatrini V., Geneletti D., Corona P., Marchetti M. (2015). Assessing land take by urban development and its impact on carbon storage: Findings from two case studies in Italy. *Environmental Impact Assessment Review*.
- Storti, D., Brotto, L., Pettenella, D., Chiriaco, M.V., Maluccio, S., Maso, D., Corradini, G., Portaccio, A., Perugini, L., Romano, R. (2015). *Stato del Mercato Forestale del Carbonio in Italia 2015*. Nucleo Monitoraggio del Carbonio, CREA, Rome.
- TolR.S.J. (2005). The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties. *Energy Policy* 33:2064–74.
- Vitullo M., De Laurentis R., Federici S. (2007). "La contabilità del carbonio contenuto nelle foreste italiane". *Silvae*, 9(3), 91–104.

40. Qualità degli habitat

A. De Toni, L. Casella, M. Marchetti, A. Marucci, M. Munafò, M. Palmieri, L. Sallustio, M. Soraci, A. Strollo, D. Marino

Il servizio ecosistemico relativo alla qualità degli habitat, che quando non viene associato ad una singola specie può corrispondere alla biodiversità complessiva, rientra nella categoria dei cosiddetti servizi di supporto, i quali, attraverso la fornitura di diversi tipi di habitat essenziali per la vita di qualsiasi specie e il mantenimento della biodiversità stessa, sono alla base della fornitura di ulteriori servizi quali la fotosintesi e il ciclo di nutrienti.

La Convenzione sulla Diversità Biologica (CBD), uno dei principali accordi adottati a Rio de Janeiro nel 1992, offre una prima definizione di habitat e di diversità biologica, con la quale si intende “la variabilità degli organismi viventi di ogni origine, compresi gli ecosistemi terrestri, marini e altri ecosistemi acquatici, e i complessi ecologici di cui fanno parte”⁶¹. Con questo accordo internazionale è stata riconosciuta l’importanza e il valore intrinseco della diversità biologica e delle sue componenti ecologiche, genetiche, sociali, economiche, scientifiche, educative, culturali, ricreative ed estetiche. Nella suddetta Convenzione si accenna altresì al concetto di minaccia che potrebbe minare (in senso generale) la stabilità degli ecosistemi, provocando una perdita di quelle caratteristiche ecologiche (ad esempio resistenza e resilienza) alla base di un conseguente depauperamento della diversità biologica stessa; al contempo, si sottolinea la rilevanza dell’adozione di misure di salvaguardia al fine di evitare, o quantomeno ridurre, gli effetti delle suddette minacce sugli habitat⁶². Il suolo è esso stesso un habitat basilare per specie animali e vegetali che ne sviluppano la struttura rendendolo più poroso (con un aumento delle componenti di acqua e gas al suo interno e conseguente aumento di fertilità). Gli habitat, a causa dei diversi fattori di impatto che gravano su di essi (cambiamenti di uso del suolo, impermeabilizzazione, urbanizzazione, compattazione, salinizzazione, specie aliene invasive, etc.), sono soggetti a fenomeni di degrado complessivo, distrofia e alterazione del funzionamento dei processi eco-biologici, oltre che alla complessiva riduzione della resilienza ecologica e frammentazione ecosistemica (Seto *et al.*, 2012, Romano e Zullo, 2014). L’impermeabilizzazione lineare del suolo (es. strade e autostrade), ad esempio, svolge un vero e proprio effetto barriera ai percorsi migratori e agli spostamenti degli animali in genere, risultando dunque una serie minaccia per la biodiversità (Commissione Europea, 2012). In particolare, parlando di frammentazione, si fa riferimento in primis alla riduzione (in termini quantitativi) della superficie di habitat. In secondo luogo essa comporta l’aumento dell’isolamento dei margini degli habitat, che a sua volta determina l’aumento del disturbo proveniente dalla matrice antropica in cui essi sono immersi, sia essa di tipo agricolo che urbano (Battisti e Romano, 2007). Ad esempio, è stato dimostrato che i terreni maggiormente colpiti dal consumo di suolo sono quelli agricoli non irrigui e quelli con sistemi colturali complessi e spazi naturali importanti che, seppur marginali da un punto di vista strettamente produttivo, sono fondamentali per la tutela della biodiversità (Sallustio *et al.*, 2013).

Per la mappatura del servizio ecosistemico afferente alla qualità degli habitat sono stati utilizzati i *Copernicus High Resolution Layers* (HRL) elaborati e migliorati da ISPRA, a loro volta integrati con la cartografia *Corine Land Cover* e modificati sulla base dei cambiamenti 2012-2015 della carta nazionale del consumo di suolo, consentendo di individuare 12 categorie di habitat in funzione dell’uso e copertura del suolo, mantenendo la corrispondenza tematica con il Sistema di classificazione europea EUNIS⁶³ (Tabella 40.1).

Per la valutazione del servizio ecosistemico è stato utilizzato il software InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs, Natural Capital Project*), il quale richiede diversi dati di input: una mappa di uso e copertura del suolo, un indicatore di *Habitat suitability* – in senso aspecifico, riferito in generale all’ecosistema, sebbene i modelli di *Habitat suitability* siano solitamente specie-specifici a diversi livelli di dettaglio (es. Rondinini *et al.*, 2011) – che indichi la capacità di sostenere specie vegetali e comunità animali che concorrono al mantenimento e alla conservazione della biodiversità. InVEST determina la qualità relativa di uno specifico habitat in base a quattro fattori: la capacità dell’habitat di sostenere forme di vita animale e vegetale; l’impatto di ciascuna minaccia sui diversi habitat; la

⁶¹ G.U. 13 dicembre 1993 (n. 309), Preambolo, “Convenzione sulla diversità biologica”.

⁶² G.U. 13 dicembre 1993 (n. 309), art. 2, “Convenzione sulla diversità biologica”.

⁶³ <http://eunis.eea.europa.eu/habitats-code-browser.jsp>

sensibilità di ogni singolo habitat ad essere influenzato dai diversi tipi di minacce; la distanza degli habitat dalle relative fonti di alterazione dell'equilibrio proprio.

A livello pratico il modello combina le informazioni relative all'uso del suolo, la loro capacità di accogliere o sostenere specie animali e vegetali (quindi biodiversità in senso ampio e generico) e le minacce per la stessa, arrivando così alla produzione di una carta di qualità relativa (*Habitat Quality*) e una di degrado (*Habitat Degradation*) degli habitat.

Tabella 40.1 - Classi di uso del suolo utilizzate per la valutazione della qualità degli habitat.

Uso del suolo	CLASSE
Spiagge, dune e sabbie	1
Corpi idrici permanenti	2
Zone umide	3
Praterie	4
Cespuglieti	5
Foreste di latifoglie	6
Foreste di conifere	7
Aree interne con vegetazione scarsa o assente	8
Superfici agricole a uso intensivo	9
Superfici agricole a uso estensivo	10
Edifici e altre aree artificiali o impermeabilizzate	11
Aree aperte urbane	12

Per ciò che concerne il degrado, non tutti gli ecosistemi, infatti, vengono influenzati allo stesso modo da medesime minacce. Ad esempio, un centro urbano, potenzialmente considerabile anch'esso come habitat, sarà meno influenzato da una rete viaria, sia primaria che secondaria, rispetto ad un'area naturale. Allo stesso modo, la distanza di influenza negativa del sistema urbanizzato ad un contesto naturale sarà relativamente maggiore rispetto a quella di una ferrovia, essendo differente la fonte del degrado e il potenziale impatto sugli habitat.

I valori di input descritti, necessari all'analisi del servizio ecosistemico afferente ad habitat e biodiversità, sono stati acquisiti grazie ad un approccio *expert based*, ovvero tramite la preparazione e somministrazione di un questionario creato ad hoc a più di 80 esperti a livello nazionale con background, esperienze, professione e contesto territoriale differenti. Al suddetto questionario hanno risposto 41 esperti, distribuiti in 8 Regioni italiane; si tratta in prevalenza di ricercatori e di personale addetto alle valutazioni ambientali (Valutazione d'Impatto Ambientale, Valutazione Ambientale Strategica) in seno alle diverse strutture regionali di appartenenza. I valori raccolti sono stati comparati, depurati da possibili *outliers* e analizzati per assicurare una valida stima dei coefficienti richiesti per la parametrizzazione del modello.

Il modello *Habitat Quality* genera due mappe, come prima anticipato, che rappresentano la qualità degli habitat (*Habitat Quality*) e le pressioni potenziali che grava su di essi (*Habitat Degradation*). Entrambi gli output del modello non corrispondono però a valori assoluti di qualità o degrado, come non sono espressione di indici economici o biofisici, bensì fanno riferimento a valori relativi rispetto alle condizioni ottimali (o peggiori, nel caso del degrado) presenti sul territorio oggetto di studio, esprimendo quindi un *range* di variazione rispetto ad un minimo (0) ed un massimo (1). Ciò è dovuto al fatto che il valore associato ad ogni singola cella deriva dalla relazione esistente tra la stessa e quelle limitrofe. Le analisi possibili sono, quindi, di tipo comparativo all'interno dell'area di studio, o di tipo diacronico tra due momenti temporali diversi (con assetti territoriali differenti, in termini di uso/copertura del suolo). In ultima analisi, ciò permette la quantificazione dell'impatto del consumo di suolo sulla qualità degli habitat e della loro suscettibilità al degrado.

A scala nazionale, i risultati ottenuti mostrano che le aree caratterizzate da una minore qualità sono l'intera Pianura Padana, i poli urbani di Firenze, Roma e Napoli; rispetto a queste, le zone di Ancona e Bari presentano una qualità leggermente superiore. Le coste mostrano anch'esse una qualità dell'habitat decisamente bassa a causa dell'ormai acclarata eccessiva pressione da parte degli insediamenti antropici (sia edifici che infrastrutture). Il lungomare Adriatico da Ravenna a Pescara presenta valori di bassa qualità, la stessa situazione che si presenta nel lungomare da La Spezia a Livorno e in quello romano, da Fiumicino al Circeo; infine si riscontra una bassa qualità dell'habitat lungo le coste campane, da

Volturno a Castellamare. Le aree caratterizzate da alti valori di qualità, invece, corrispondono a quelle classi di uso del suolo connotate da una maggiore naturalità quali: praterie, le foreste (siano di conifere che di latifoglie) e le zone umide. I risultati evidenziano poi che gli habitat maggiormente affetti da potenziali pressioni sono principalmente le stesse zone umide, le aree aperte urbane e i corpi idrici, ovvero quegli usi del suolo attigui, dunque spazialmente fortemente influenzati, dalle potenziali minacce (in primis, superfici agricole, insediamenti urbani, zone industriali ed infrastrutture).

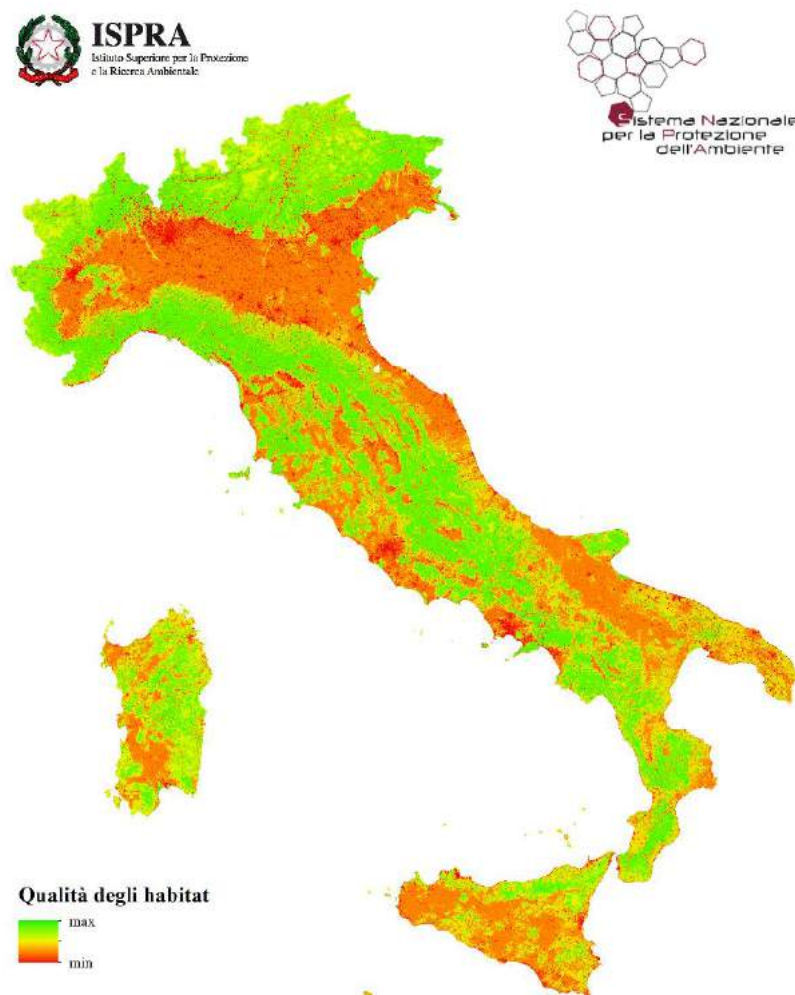


Figura 40.1 - Mappatura della qualità degli habitat (2012). Fonte: elaborazioni degli autori su fonti varie.

Costanza (1997) fornisce il valore economico corrente di 17 servizi ecosistemici suddivisi in 16 biomi. Tale stima, rivista dallo stesso Costanza (2014), viene aggiornata basandosi sullo studio condotto da de Groot pubblicato nel 2012.

I dati riportati in questo Rapporto, considerano il valore medio assunto dal servizio ecosistemico Habitat quality per tutti i biomi indagati da Costanza, alcuni dei quali (ad esempio Forest, Wetlands, Cropland, Urban, etc.) sono identificabili nel contesto nazionale. Tale valore è stato convertito in euro considerando il cambio “euro-dollaro” del 2007 (EURSD⁶⁴), e attualizzato applicando il coefficiente di rivalutazione monetaria⁶⁵ per l’anno indagato (2014), pari a 491,26 €/ha.

Complessivamente a livello nazionale il valore economico associato alla perdita di qualità degli habitat, da ritenersi indicativo per la semplificazione della stima, raggiunge quasi i 5,3 milioni di Euro persi ogni anno e che non possono essere recuperati. Vista la mancanza di studi più dettagliati e soprattutto la difficoltà di associare a una caratteristica fondamentale come la biodiversità un valore economico, questa cifra può risultare estremamente sottostimata.

⁶⁴ cambi.bancaditalia.it

⁶⁵ rivaluta.istat.it



Figura 40.2 - Mappatura del degrado degli habitat (2012). Fonte: elaborazioni degli autori su fonti varie.

- Battisti C., Romano B., 2007. Frammentazione e connettività: dall'analisi ecologica alla pianificazione ambientale, p. 465, Città Studi Ed., Milano.
- Commissione Europea, 2012. Orientamenti in materia di buone pratiche per limitare, mitigare e compensare l'impermeabilizzazione del suolo. Bruxelles, 15.5.2012, SWD (2012) 101 http://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/guidelines/pub/soil_it.pdf
- Costanza, R., d' Arge, R., Groot, R. de, Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387.
- Costanza R., de Groot R., Sutton P., van der Ploeg S., Anderson S. J., Kubiszewski I., Farber S., Turner R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change* 26 (2014) 152–158.
- De Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L.C., ten Brink, P., van Beukering, P., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1, 50–61.
- Romano B., Zullo F., 2014. Land urbanization in Central Italy: 50 years of evolution. *Journal of Land Use Science*, 9:2, 143-164. doi: 10.1080/1747423X.2012.754963
- Sallustio L., Vizzarri M., Marchetti M., 2013. Trasformazioni territoriali recenti ed effetti sugli ecosistemi e sul paesaggio italiano. *Territori* (18).
- Seto K.C., Güneralp B., Hutyra L.R., 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109 (40): 16083- 16088.

41. Produzione agricola

L. Sallustio, F. Altobelli, A. De Toni, D. Marino, M. Munafò, M. Palmieri, A. Strollo, M. Marchetti

La produzione agricola è un servizio di approvvigionamento derivante principalmente da agro-sistemi gestiti⁶⁶ e che è alla base della fornitura di beni materiali essenziali per la sopravvivenza dell'uomo. L'importanza di tale servizio è ancor più evidente se si pensa alle ingenti superfici terrestri utilizzate a questo scopo come base produttiva in senso stretto⁶⁷.

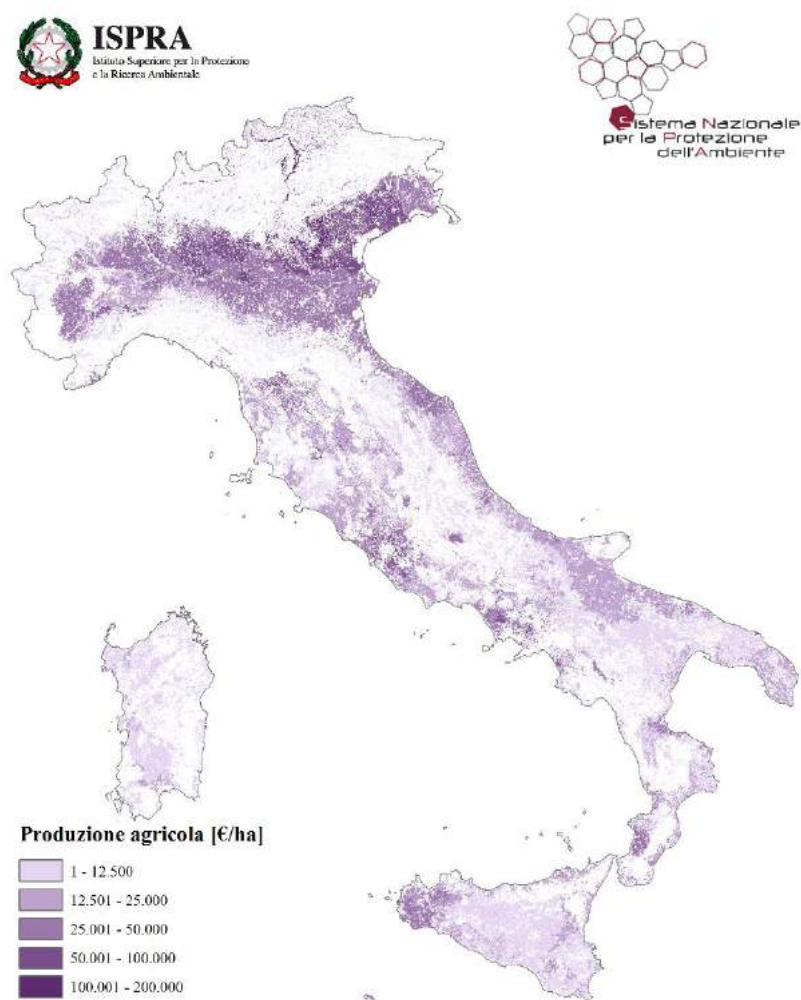


Figura 41.1 - Mappatura del servizio di produzione agricola in Euro per ettaro (2012). Fonte: elaborazioni degli autori su fonti varie.

La produttività dei sistemi agricoli è fortemente condizionata da fattori climatico-stazionali a diversa scala (latitudine, clima, esposizione, pendenza, altitudine, morfologia del territorio, etc.) e dal tipo di uso a cui essi sono destinati, da quelli più intensivi (e quindi produttivi) a quelli più estensivi, soprattutto in zone marginali e relativamente meno produttive. Se il consumo di suolo relativamente agli altri servizi ecosistemici ha un effetto di degrado o di riduzione, nel caso della produzione agricola (come nella produzione legnosa) arriva ad annullare il servizio stesso, eliminando di fatto ogni possibilità di produzione non solo nel breve periodo, ma anche nel medio-lungo, non essendo il suolo, di fatto, una risorsa rinnovabile e riproducibile (Frascarelli e Mariano, 2013).

⁶⁶ <http://www.teebweb.org/resources/ecosystem-services/>

⁶⁷ Secondo uno studio della *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO) il territorio agricolo ricopre circa il 40% della superficie terrestre (www.fao.org). Anche in Italia, l'area a vocazione agricola rappresenta la classe d'uso maggiormente presente a scala nazionale (si veda la parte II di questo rapporto).

La valutazione di questo servizio è stata fatta esclusivamente dal punto di vista economico. Sono stati utilizzati i Valori Agricoli Medi forniti dall'Agenzia delle Entrate, suddivisi e spazializzati per ogni Regione Agraria. Con l'annullamento dei valori per le aree che sono passate da agricolo (2012) a artificiale (2015), è stata stimata una perdita pari a circa 420 milioni di Euro di suolo produttivo.

Fascarelli A., Mariano E. (2013). "Il consumo di suolo agricolo in Italia: una valutazione delle politiche". *Agriregionieuropa* (33).

Progetto LIFE+ SOILCONSWEB

A. Basile, A. Bonfante, A. D'Antonio, C. De Michele, F. A. Mileti, L. Minieri

A dispetto dei tanti sforzi compiuti dal mondo della ricerca e delle istituzioni, la gestione sostenibile del suolo e del paesaggio rimane un obiettivo molto difficile da raggiungere in Italia e nel resto del mondo. In quest'ambito, il progetto *Soilconsweb*⁶⁸ ha sviluppato e implementato - per un'area di 20.000 ettari (13 comuni della Valle Telesina) - uno strumento innovativo web, liberamente accessibile, di supporto alle decisioni su questioni relative alla conservazione del suolo e del paesaggio. Si tratta di un sistema basato su un sapere integrato del territorio che quantifica la multifunzionalità del suolo e del paesaggio e fornisce informazioni accurate su aspetti riguardanti agricoltura, foreste, ambiente e pianificazione del territorio. Per quest'ultimo aspetto, il sistema consente di fornire risposte, in tempo reale, quali ad esempio (i) l'analisi della frammentazione del territorio rurale, (ii) la dinamica del consumo di suolo, (iii) la quantificazione delle principali funzioni e servizi ecosistemici del suolo (anche con modelli fisicamente basati). L'utente - ad esempio - disegnando con il mouse la propria area di interesse, può conoscere gli impatti di una nuova urbanizzazione sugli aspetti idrologici, su quelli della perdita di produzione agraria o di biodiversità.

42. Produzione legnosa

L. Sallustio, A. De Toni, A. Strollo, M. Marchetti

La produzione di materie prime legnose è un servizio ecosistemico di approvvigionamento⁶⁹. La produzione di legna e legname (rispettivamente da ardere o trasformazione) è fornita in larga misura dalle superfici forestali e da impianti di arboricoltura da legno. Il fenomeno della deforestazione legato a processi di urbanizzazione in Italia esiste, come evidenziato nella Parte II di questo rapporto, pur essendo secondario in termini di superficie rispetto a quello dell'urbanizzazione in ambito agricolo. Come nel caso della produzione agricola, anche per la produzione legnosa non si ha una riduzione del servizio a causa del consumo di suolo, bensì un suo totale annullamento.

La valutazione del servizio ecosistemico di produzione legnosa è assai difficile su larga scala a causa della sua dipendenza non solo da fattori ecologici e stazionali (ad esempio l'altitudine e morfologia del territorio, o la tipologia forestale dei popolamenti) ma anche da fattori di tipo gestionale, legati alla funzione assegnata a una determinata superficie forestale e alla tipologia di interventi e assortimenti che dalla stessa si vuole ricavare. Ad esempio, boschi aventi stesse caratteristiche strutturali e produttive possono presentare un diverso valore in quanto gestiti con finalità diverse (ad esempio boschi in aree protette per la conservazione della biodiversità o di protezione idrogeologica di abitati a valle) o per ricavarne diversi assortimenti (come legna da ardere o legname da opera), con conseguenti effetti sui valori di mercato ottenibili.

La reperibilità dei dati necessari per la valutazione di questo servizio a scala nazionale è risultata estremamente difficile e avrebbe richiesto una notevole quantità di tempo e di risorse, per questo motivo la stima è stata eseguita con lo stesso procedimento applicato per la produzione agricola, con la spazializzazione dei Valori Agricoli Medi associati a tutte le classi forestali della carta di uso del suolo, senza evidenziare nello specifico i lotti di arboricoltura da legno. La perdita complessiva dovuta al consumo di suolo del triennio 2012-2015 è risultata pari a circa 17 milioni e mezzo di Euro.

⁶⁸ <http://www.landconsultingweb.eu/>

⁶⁹ <http://www.teebweb.org/resources/ecosystem-services/>

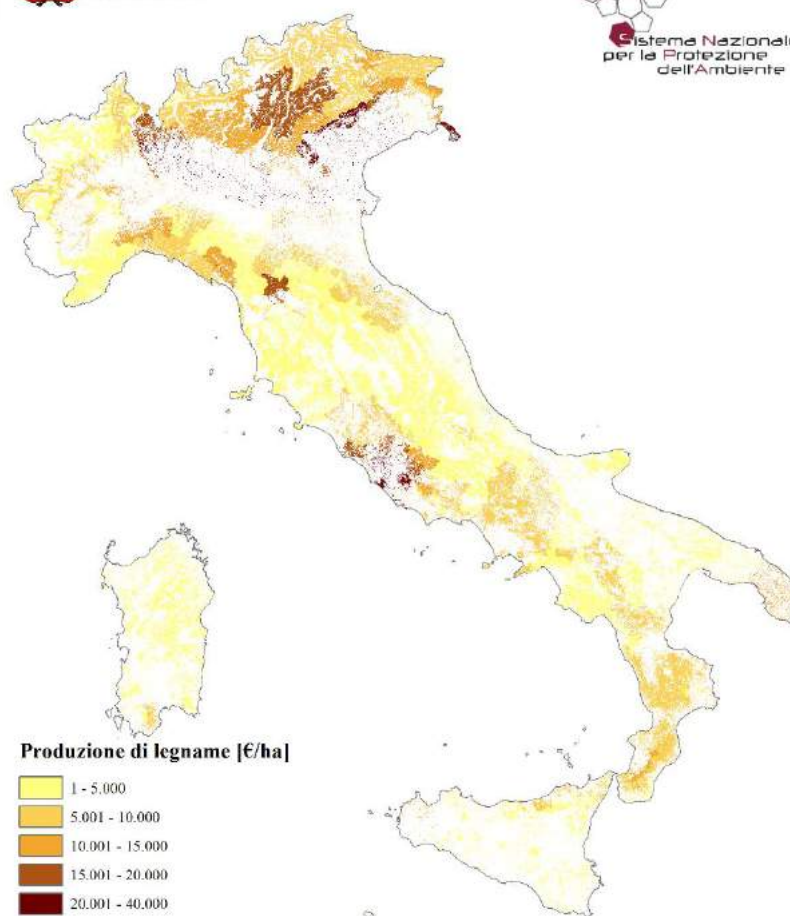


Figura 42.1 - Mappatura del servizio di produzione legnosa in Euro per ettaro (2012). Fonte: elaborazioni degli autori su fonti varie.

43. Purificazione dell'acqua

A. Strollo, F. Assennato, N. Calace, I. Marinosci, M. Marchetti, D. Marino, A. Marucci, M. Munafò, M. Palmieri, L. Sallustio, M. Soraci

Il servizio ecosistemico di purificazione dell'acqua viene definito di regolazione e si basa sulla riduzione del carico di nutrienti e inquinanti presenti nell'acqua⁷⁰, quali, ad esempio, i fertilizzanti (Xu *et al.*, 2016). Ecosistemi come le foreste e le zone umide contribuiscono considerevolmente a migliorare la qualità delle risorse idriche. La vegetazione e il suolo, infatti, hanno la capacità di assorbire e quindi rimuovere inquinanti e nutrienti dall'acqua e di ridurre la velocità al fine di regolare l'infiltrazione nel suolo (Elmqvist *et al.*, 2010). Sotto il profilo ecologico, l'impermeabilizzazione costituisce una perdita irreversibile della capacità di infiltrazione dell'acqua nel suolo e, pertanto, essa rappresenta il danno più estremo a tale tipo di servizio. È generalmente accettato però che l'urbanizzazione e il consumo di suolo, anche se costituiti da gradienti differenti di impermeabilizzazione, riducono drasticamente tale servizio, compromettendo le superfici naturali permeabili e provocando un impatto sui sistemi idrici naturali. La riduzione della percentuale di acqua in grado di penetrare nel terreno potrebbe portare ad una riduzione della capacità di depurazione da parte del suolo nei confronti degli inquinanti, in quanto verrebbe a mancare il mezzo attraverso il quale essi possono circolare all'interno del suolo stesso. L'impermeabilizzazione del suolo potrebbe inoltre, in particolari circostanze, apportare un maggior carico di inquinanti ai corsi d'acqua superficiali, per via di un maggiore scorrimento superficiale.

⁷⁰ <http://www.teebweb.org/resources/ecosystem-services/>

Partendo dai dati sulle precipitazioni annuali, dai carichi di nutrienti applicati alle categorie di uso del suolo e da altri dati di input, il modello di *InVEST Nutrient Delivery Ratio Model* stima il carico netto di massa di contaminante in grado di raggiungere il corpo idrico relativo al bacino di appartenenza di ogni cella nel territorio di analisi. Per i carichi applicati alle aree agricole, oltre ai piani di fertilizzazione di ogni regione, sono stati utilizzati i dati pubblicati dall'INEA nel progetto MARSALa (Lupia, 2013). Vanno comunque sottolineate le limitazioni poste dal modello e dai dati utilizzati. Per questi ultimi sono stati considerati solo i carichi di azoto e fosforo come inquinanti e come fonti esclusivamente le aree agricole. Per quanto riguarda il modello, ci sono pochi dati di input che rendono gli output estremamente sensibili ai parametri immessi, inoltre l'efficienza del trattenimento è stimata secondo studi empirici e i fattori derivati da questi studi sono stati mediati (AA.VV, 2015). In ultimo, ma non per importanza, sono del tutto trascurati i processi chimici, fisici e biologici che possono avere luogo durante il fenomeno di lisciviazione.

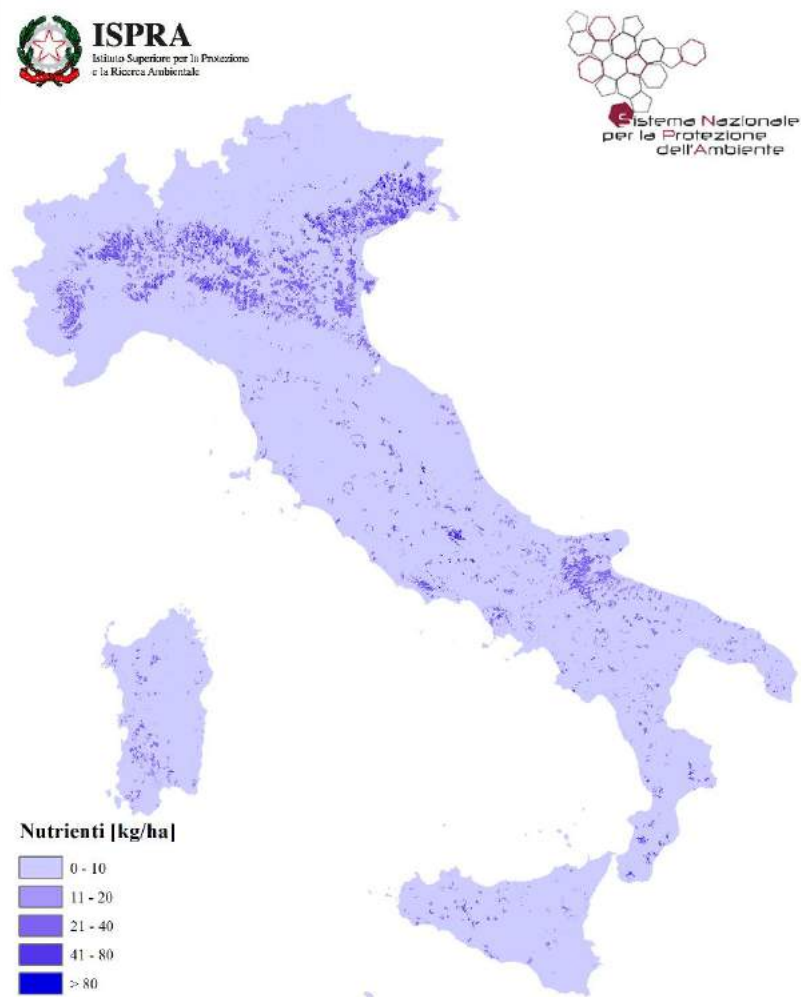


Figura 43.1 - Azoto e fosforo di origine agricola che raggiungono i corpi idrici in chilogrammi per ettaro (2012). Fonte: elaborazioni degli autori su fonti varie.

Gli output generati sono pertanto del tutto provvisori e andranno migliorati in futuro, oltre che con l'incremento dell'accuratezza degli input, anche grazie ai continui aggiornamenti del modello da parte degli sviluppatori.

Le tecniche per la rimozione del fosforo dalle acque dipendono dalla tecnologia impiegata. Una di queste prevede l'impiego della nanotecnologia i cui costi sono molto variabili in quanto derivano da diversi fattori e variano, nel 2014, dai 10\$ ai 20\$ al kg (pari a circa 7,5-15 € al kg) di fosforo rimosso (Reisner e Pradeep, 2014).

La rimozione di azoto attraverso tecniche convenzionali prevede costi al 2010, validi anche per il 2014, che variano dai 2 ai 4 euro al kg di N rimosso (Van Hulle *et al.*, 2010), mentre se si impiega il processo autotrofo il costo è pari a 1 euro al kg di N rimosso. La scelta del metodo di rimozione dell'azoto dipende

dalla concentrazione di azoto nel refluo. Pertanto, a partire da questi dati, il valore monetario del servizio ecosistemico di rimozione dell'azoto e del fosforo può essere stimato in un range di valori in base ai costi evitati di una equivalente depurazione chimico-fisica data dall'operazione: costo kg (N e P) rimosso * kg (N e P) rimossi.

L'ipotesi di partenza di considerare solo le aree agricole per l'immissione di nutrienti nel suolo ha generato per lo più valori economici positivi dovuti alla diminuzione delle aree agricole e quindi a una conseguente diminuzione dei carichi. Il valore economico stimato è compreso tra poco meno di 400 mila a circa 775 mila Euro, in questo caso "guadagnati" per la diminuzione delle aree agricole che causano il fenomeno.

AA.VV. (2015). InVEST +VERSION+ User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund

Elmqvist T., Maltby E., Barker T., Mortimer M., Perrings C., 2010. Biodiversity, ecosystem and ecosystem services. TEEB.

Lupia, F. (2013). "MARSALA - A Model-based irrigation water consumption estimation at farm level". INEA, 2013.

Reisner D. E., Pradeep T. edited by (2014) Aquanotechnology: Global Prospects, CRC Press

Van Hulle S.W.H., Vandeweyer H.J.P., Meesschaert B.D., Vanrolleghem P.A., Dejans P., Dumoulin A. (2010) Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams. Chem. Eng. J. 8/1;162(1):1-20.

Xu X., Yang G., Tan Y., Zhuang Q., Li H., Wan R., Su W., Zhang J. (2016). "Ecological risk assessment of ecosystem services in the Taihu Lake Basin of China from 1985 to 2020". Science of the Total Environment (554-555): 7-6.

44. Controllo e mitigazione della perdita di suolo per erosione

M. Palmieri, A. Strollo, M. Di Leginio, F. Fumanti, M. Marchetti, D. Marino, A. Marucci, M. Munafò, L. Sallustio, M. Soraci

Il controllo dell'erosione dei suoli rientra nella categoria dei servizi ecosistemici di regolazione, un servizio chiave per contrastare i processi di degrado del suolo e desertificazione⁷¹.

L'erosione del suolo è un fenomeno naturale che, attraverso l'asportazione della parte superficiale del terreno ricca di sostanza organica, contribuisce al modellamento della superficie terrestre. L'entità di questo fenomeno dipende da vari fattori, tra cui le caratteristiche geologiche, pedologiche, morfologiche e vegetazionali specifiche del territorio, dalle condizioni climatiche alle quali esso è soggetto (ISPRA, 2015). Tale fenomeno è però amplificato e accelerato, in alcuni casi sino alla totale asportazione dei suoli, da fattori di origine antropica; dalle attività agricole e forestali non sostenibili sino alle varie forme di urbanizzazione e infrastrutturazione. Particolare rilevanza assumono tutte le azioni che determinano l'asportazione della copertura vegetale che protegge il suolo esponendolo agli agenti erosivi, rappresentati, alle nostre latitudini, principalmente dalle precipitazioni meteoriche e dalle acque di scorrimento superficiale. L'erosione idrica, dipendendo principalmente dalle precipitazioni e dalla capacità protettiva del manto vegetale, è intimamente legata all'evoluzione del clima e alle variazioni d'uso del suolo. In particolare l'impermeabilizzazione del territorio, oltre alla modifica del naturale reticolo di drenaggio, riduce la capacità d'infiltrazione delle acque e altera le coperture vegetali con il conseguente incremento dei deflussi idrici superficiali anche ad elevato carico solido che, in area urbana, possono determinare allagamenti con deposizione di grandi quantità di fanghi e seri danni alle infrastrutture. In generale la mancata ritenzione idrica da parte del suolo comporta un aumento dei fenomeni alluvionali ed erosivi (ad esempio, Commissione Europea, 2012; Rodriguez *et al.*, 2014).

In ambiti agricoli la rimozione, per erosione, della parte superficiale del suolo ricca di sostanza organica ne riduce, anche in modo rilevante, la produttività e può portare, nel caso di suoli poco profondi, a una perdita irreversibile di terreni coltivabili (ISPRA, 2015).

Secondo le stime effettuate dal *Joint Research Centre* della Commissione Europea, la superficie interessata dal fenomeno nell'UE-27 risulta pari a 1,3 milioni di km², il 20% dei quali subisce una perdita di suolo superiore a 10 t/ha/anno (Panagos *et al.*, 2015). Tra i 28 Stati Membri, l'Italia presenta il tasso di perdita di suolo più alto con valori medi di 8,46 t/ha/anno, spiegabili con le elevate pendenze del nostro territorio associate ad alti valori nell'erosività delle piogge, conseguenza di precipitazioni intense e concentrate in particolare a seguito di lunghi periodi siccitosi. Altri modelli indicano che il 30% dei

⁷¹ <http://www.teebweb.org/resources/ecosystem-services/>

territorio nazionale presenta una perdita di suolo superiore a 10 tonnellate ad ettaro l'anno (ISPRA, 2013).

Tali valori, pur essendo elevati, devono essere comunque valutati tenendo in considerazione i diversi contesti territoriali e le diverse tipologie di suolo. Per suoli molto profondi e su substrati facilmente lavorabili e migliorabili con fertilizzazioni e apporti di sostanza organica, come quelli delle aree agricole montano-collinari dell'Emilia Romagna⁷², è di norma ritenuta tollerabile una perdita di suolo inferiore a 11,2 t/ha/anno (corrispondente a circa 1 mm/anno) mentre per suoli sottili ed altamente erodibili, caratterizzanti ampi settori del territorio italiano soprattutto nelle regioni meridionali, la soglia di tollerabilità si abbassa a 2 t/ha/anno (McCormack, 1982).



Figura 44.1 - Mappatura della perdita di suolo per erosione in tonnellate per ettaro (2012). Fonte: elaborazioni degli autori su fonti varie.

I parametri richiesti dal modello utilizzato in questo rapporto sono gli stessi inseriti nella *Universal Soil Loss Equation* (USLE) e sono stati reperiti dal sito del *Joint Research Centre*⁷³ (Panagos *et al.*, 2014; 2015a; 2015b; 2015c). Il numero molto limitato di parametri e la semplicità del modello, rendono gli output estremamente sensibili ai dati in ingresso. Gli errori nei parametri empirici dell'equazione USLE hanno un effetto non trascurabile sulle previsioni delle quantità di sedimenti che raggiungono i corpi idrici (AA.VV., 2015). Oltre a effettuare un'analisi di sensitività sugli input, in futuro questo modello, come nel caso della purificazione dell'acqua, verrà applicato ai singoli bacini idrografici. Questa scelta è dovuta al fatto che a livello nazionale non ha dato risultati soddisfacenti in pieno, avendo reso necessaria una riclassificazione del modello digitale di elevazione e delle carte di uso e copertura del suolo in input (da pixel di 20 m a pixel di 100 m).

⁷² https://applicazioni.regione.emilia-romagna.it/cartografia_sgss/user/viewer.jsp?service=erosione

⁷³ <http://esdac.jrc.ec.europa.eu/>

Diversi autori hanno elaborato procedure estimative per la valutazione economica del servizio ecosistemico “Controllo e mitigazione della perdita di suolo dall’erosione”. Ad esempio, nel caso di erosione potenziale, è possibile ricorrere al costo di ripristino della fertilità dei suoli per la valutazione economica del servizio (Schirpke *et al.*, 2014). Altri studi, invece, ricorrono ai calcoli dei costi evitati a partire dalle mappe utili per stimare i volumi di erosione potenziale evitata moltiplicati per la densità media del suolo e per il costo di ripristino (Morri *et al.*, 2014).

In questo studio, a partire dalla natura dei dati biofisici disponibili, è stato stimato il valore monetario dovuto alla protezione dall’erosione svolta dalle foreste, attraverso il costo di sostituzione che oscilla nel 2014 tra 44,64€/t e 255,10€/t (Schirpke *et al.*, 2014).

Tale valore considera il costo di sostituzione del suolo potenzialmente perso con terriccio universale.

Il calcolo è stato effettuato considerando i dati inerenti la densità di uso del suolo naturale, la densità di terriccio universale e il prezzo medio di terriccio a uso professionale tralasciando, per semplicità, i costi di trasporto e distribuzione sull’area (Schirpke *et al.*, 2015).

Il valore economico finale, da ritenersi indicativo vista la semplificazione della stima, moltiplica il costo di sostituzione con la quantità di suolo che sarebbe stato potenzialmente conservato dalla copertura naturale (circa 470.000 t).

La valutazione economica pertanto varia tra 21 milioni di Euro, utilizzando il valore minimo del costo di sostituzione, e circa 120,5 milioni utilizzando quello massimo.

AA.VV. (2015). InVEST +VERSION+ User’s Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.

Commissione Europea (2012b), Orientamenti in materia di buone pratiche per limitare, mitigare e compensare l’impermeabilizzazione del suolo. Bruxelles, 15.5.2012, SWD (2012) 101.

ISPRA, 2013. “Linee guida per la valutazione del dissesto idrogeologico e la sua mitigazione attraverso misure e interventi in campo agricolo e forestale”.

ISPRA (2015). Annuario dei dati ambientali, edizione 2015.

McCormack, D. E., Young K. K. and Kimberlin L. W. -1982. Current criteria for determining soil loss tolerance. in Schmidt, B. L., R. A. Allmaras, J. V. Mannering, and R. I. Papendick, editors, Determinants of Soil Loss Tolerance, ASA Special Publication No. 45, Am. Soc. Agr., Madison, WI 53711.

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.

Panagos P., Meusburger K., Ballabio C., Borrelli P., Alewell C., 2014. Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS. *Science of Total Environment*, 479–480 (2014) pp. 189–200

Panagos P., Ballabio C., Borrelli P., Meusburger K., Klik A., Rousseeva S., Tadic M.P., Michaelides S., Hrabalíková M., Olsen P., Aalto J., Lakatos M., Rymszewicz A., Dumitrescu A., Begueria S., Alewell C., 2015a. Rainfall erosivity in Europe. *Sci Total Environ.* 511 (2015), pp. 801-814. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.01.008.

Panagos P., Borrelli P., Meusburger K., van der Zanden E.H., Poesen J., Alewell C., 2015b. Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by water at European Scale. *Environmental Science & Policy*, 51: 23-34.

Panagos P., Borrelli P., Meusburger C., Alewell C., Lugato E., Montanarella L., 2015c. Estimating the soil erosion cover-management factor at European scale. *Land Use policy journal*. 48C, 38-50

Rodriguez M.I., Cuevas M.M., Martinez G., Moreno B. (2014). “Planning criteria for water sensitive urban design”. *WIT Transaction on Ecology and the Environment* 191:1579-1591.

Schirpke, U., Scolozzi, R., De Marco, C. (2014) Modello dimostrativo di valutazione qualitativa e quantitativa dei servizi ecosistemici nei siti pilota. Metodi di valutazione. Report del progetto Making Good Natura (LIFE+11 ENV/IT/000168), EURAC research, Bolzano, p. 73.

Schirpke, U., Scolozzi, R., De Marco, C. (2015). Applicazione del modello dimostrativo di valutazione qualitativa e quantitativa dei servizi ecosistemici nei siti pilota. Parte 1: Quantificazione dei servizi ecosistemici. Report del progetto Making Good Natura (LIFE+11 ENV/IT/000168), EURAC research, Bolzano, p. 105.

45. Impollinazione

V. Bellucci, P.M. Bianco, A. Strollo, M. Marchetti, D. Marino, A. Marucci, M. Munafò, M. Palmieri, L. Sallustio, M. Soraci

L’impollinazione è un servizio ecosistemico di fondamentale importanza per la fecondazione e la produttività di moltissime colture nonché di piante spontanee; in particolare 87 delle 115 principali colture alimentari al mondo, fra le quali cacao e caffè, dipendono fortemente da questo servizio ecosistemico (Klein *et al.*, 2007). Tale servizio è fornito sia da molti organismi animali tra cui api e bombi, che da agenti quali vento e acqua. Esso è essenziale in quanto permettendo i processi di

fecondazione delle piante (coltivate e non) ne consente la riproduzione nonché ne migliora gli aspetti quali-quantitativi dei frutti. La configurazione del paesaggio è determinante per i processi di impollinazione. Questo servizio viene erogato in funzione della disponibilità di habitat di nidificazione e di risorse floreali e in relazione al clima e alla distanza di foraggiamento degli impollinatori (Nogué *et al.*, 2016), ovvero la distanza percorribile al fine di accedere alle fonti di nettare e pollini.

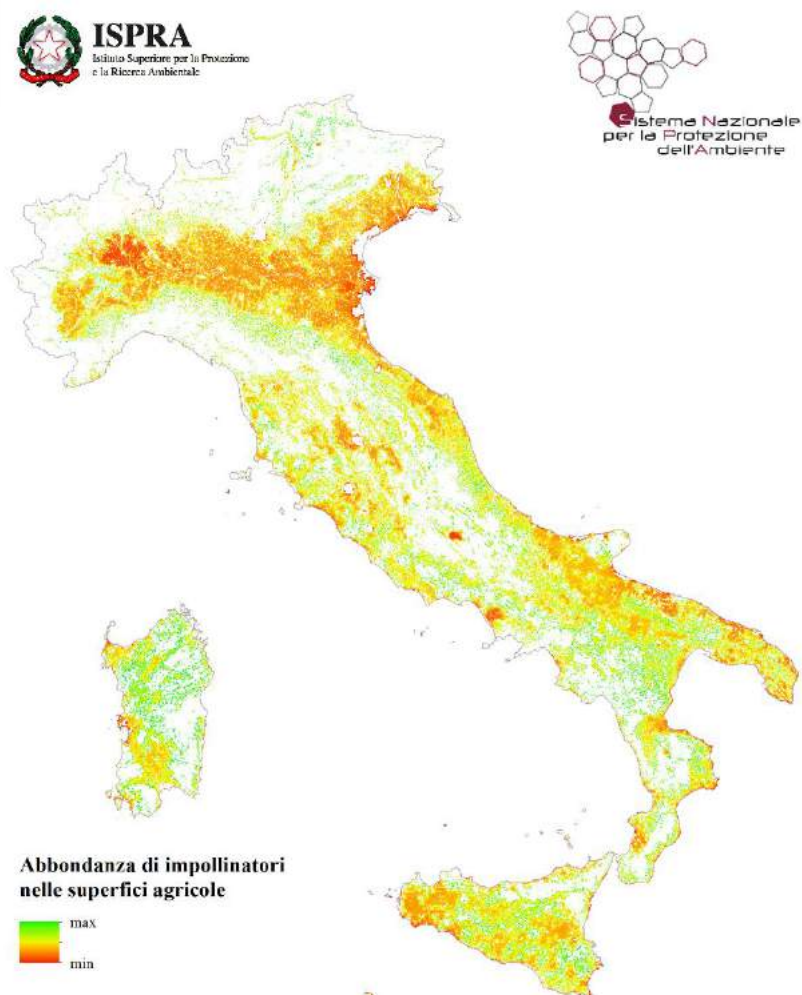


Figura 45.1 - Mappatura dell'indice potenziale di abbondanza di impollinatori che raggiungono un'area agricola (2012). Fonte: elaborazioni degli autori su fonti varie.

In generale, gli insetti impollinatori svolgono un ruolo chiave, oltre che per la produzione di cibo, per il mantenimento della biodiversità vegetale e il miglioramento della produzione agricola sostenibile, quest'ultima dipendente in gran parte dalla presenza della stessa biodiversità.

Un recente report dell'Unione Europea stima, in ambito Europeo, il valore economico di questo servizio ecosistemico intorno ai 14 miliardi di euro annui, pari al 10% del valore della produzione agricola per l'alimentazione umana (Unione Europea, 2013).

Secondo una prima recente valutazione (IUCN, 2015), svolta anch'essa a scala europea, circa il 9,2% delle specie di api sono attualmente a rischio estinzione. La frammentazione degli habitat, in particolare, causata in primis dai processi di urbanizzazione e infrastrutturazione, incide fortemente su questo fenomeno. Essa ha infatti un impatto significativo sul rapporto pianta-impollinatore e quindi sulla rete di impollinazione: isola popolazioni e ne colpisce le proprietà ecologiche oltre a influire in maniera diretta sull'abbondanza sia di piante che di impollinatori stessi (Xiao *et al.*, 2016). Infine, il disequilibrio del servizio ecosistemico dell'impollinazione, fra gli altri, è imputabile al cambiamento di uso del suolo (intensificazione dell'agricoltura) e al perseguimento in agricoltura di pratiche non sostenibili quali l'utilizzo massiccio di insetticidi, erbicidi e fertilizzanti.

Per l'utilizzo del modello di InVEST sull'impollinazione è stata eseguita una complessa ricerca bibliografica e sono state selezionate 50 specie di impollinatori (api e bombi) tra le più diffuse nell'intero territorio nazionale. Le caratteristiche inserite nel modello riguardano il periodo di attività degli impollinatori, la loro distanza massima di volo, la presenza di fiori e il periodo dei pollini delle piante più diffuse nelle classi di uso del suolo. La carta di uso del suolo è stata suddivisa in base all'altitudine e alle tre ecoregioni principali (mediterranea, continentale e alpina) per mantenere il più alto dettaglio possibile dei dati di input.

Il software utilizzato presenta delle limitazioni, necessarie per approcci su vasta scala in mancanza di dati specifici per ogni comune o singola area agricola. In primo luogo vengono utilizzati solo valori relativi all'abbondanza di impollinatori, vista la difficoltà nel reperimento di dati sulla densità dei nidi e sulla disponibilità di risorse. Un'ulteriore semplificazione del modello è che esso non tiene conto delle dimensioni degli spazi in cui vivono gli impollinatori per stimare indici di abbondanza di quest'ultimi. Per molte specie esiste infatti una dimensione minima sotto la quale un territorio non può supportare la sopravvivenza della specie stessa nel tempo (AA.VV., 2015). Bisogna tenere conto, infine, che vengono considerate solo le specie selvatiche di impollinatori, non è prevista ad esempio l'implementazione di dati per aree destinate all'apicoltura.

Dal 2012 al 2015 l'indice potenziale di abbondanza di impollinatori che raggiungono un'area agricola ha subito delle variazioni negative, di fatto annullandosi, nei punti in cui il consumo di suolo ha coperto le zone rurali, con leggeri incrementi nelle aree limitrofe, in quanto la possibilità di trovare nidi è maggiore nelle aree urbane piuttosto che nelle superfici agricole a conduzione intensiva.

Questo tipo di analisi territoriale può permettere l'individuazione delle aree in cui implementare o definire strategie adeguate all'incremento delle nicchie disponibili per gli impollinatori, ove esse siano attualmente scarse o assenti in conseguenza dell'utilizzo del suolo e della scarsità di risorse trofiche.

Gallai *et al.* (2009), a causa del crescente declino degli impollinatori in tutto il mondo e delle possibili conseguenze in molte aree agricole, stimano il valore economico complessivo di impollinazione (EVIP) a livello globale in 153 miliardi di euro, dato che rappresenta il 9,5% del valore della produzione agricola mondiale utilizzata per l'alimentazione nel 2005 (Gallai *et al.*, 2009). Leonhardt *et al.* (2013), partendo da tali dati e con l'obiettivo di analizzare la dipendenza dei paesi dal valore economico dei servizi di impollinazione, pubblicano i valori dell'EVIP (dal 1991 al 2009) di ogni singolo paese dell'UE per stimarne il guadagno monetario. Per l'Italia il valore dell'EVIP medio annuale è pari a 2,02 miliardi di euro (Leonhardt *et al.*, 2013), mentre il valore per area agricola (EVIP/Km²) è pari a 18.016 euro, considerando le principali colture dipendenti da impollinatori (mele, pesche e pesche noci, pere). La metodologia utilizzata ha preso in considerazione il valore della deviazione standard pari a 0,29, fornito da Leonhardt *et al.* (2013). Quindi sono stati calcolati i due valori per area agricola (EVIP/Km²) di minimo e massimo pari a € 15.430 ed € 20.602 (EVIP/km²) e considerati come valori del 2009, attualizzandoli al 2014 attraverso il coefficiente di rivalutazione monetaria⁷⁴. I costi complessivi stimati dei cambiamenti avvenuti nel triennio 2012-2015 sono compresi tra i 2 e i 2,7 milioni di Euro.

Gallai N., Salles J.-M., Settele J., Vaissière Bernard E. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics* 68 (2009) 810-821.

IUCN (2015). "IUCN report. Nearly one in 10 wild bee species face extinction in Europe while the status of more than half remains unknown". <http://www.iucn.org/?19073/Nearly-one-in-ten-wild-bee-species-face-extinction-in-Europe-while-the-status-of-more-than-half-remains-unknown---IUCN-report>

Klein *et al.* (2007), In Elmqvist T., Maltby E., Barker T., Mortimer M., Perrings C., 2010. Biodiversity, ecosystem and ecosystem services. TEEB.

Leonhardt S. D., Gallai N., Garibaldi L. A., Kuhlmann M., Klein A.-M. (2013). Economic gain, stability of pollination and bee diversity decrease from southern to northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 14 (2013) 461-471.

Nogué S., Long P.R., Eycott A.E., de Nascimento L., Fernández-Palacios J.M., Petrokofsky G., Vandvik V., Willis K.J. (2016). "Pollination service delivery for European crops: Challenges and opportunities". *Ecol. Econ.* (128).

Unione Europea (2013). "Scheda informativa. I benefici economici di Natura 2000". <http://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs/docs/factsheets/economic/it.pdf>

Xiao Y., Li X., Cao Y., Dong M. (2016). "The diverse effects of habitat fragmentation on plant-pollinator interaction". *Plant Ecology* pp. 1-12.

⁷⁴ rivaluta.istat.it

46. Regolazione del microclima

M. Morabito, A. Crisci, M. D'Amico, G. Marsico, M. Munafò, M. Soraci, V. Tropea

Tra gli effetti sull'ambiente dovuti alla continua espansione del fenomeno del consumo di suolo, la modificazione del microclima urbano rappresenta un aspetto di grande importanza, soprattutto perché nelle città è concentrata la maggior parte della popolazione italiana. In particolare, il continuo aumento di superfici antropizzate, e soprattutto quelle impermeabilizzate, provocano un incremento delle temperature superficiali dovuto al calore accumulato durante il giorno che si ripercuote anche sui valori notturni specie in condizioni di stabilità atmosferica, e tende a esaltare il ben noto effetto dell'isola di calore urbana. Tale situazione contribuisce a creare condizioni termiche particolarmente critiche soprattutto durante il periodo estivo. Un recente studio (Morabito et al., 2016) ha fornito un importante e innovativo contributo alle conoscenze sul clima urbano italiano, quantificando l'impatto di differenti densità di suolo consumato (dati ISPRA, 2015) sullo stato termico superficiale in alcune principali città italiane quali Milano, Bologna, Firenze e Roma. Da questo studio è emersa una robusta relazione positiva e statisticamente significativa tra il tasso di suolo consumato e la temperatura superficiale ottenuta mediante dati satellitari NASA della missione MODIS. Gli impatti termici sono risultati diversificati in funzione del periodo diurno e notturno e della stagione, ma si sono rivelati dipendenti anche dalla dimensione e morfologia dell'area urbana presa in considerazione. A livello annuale, mediamente, nelle città studiate, è possibile affermare che un aumento di 20 ettari per km² di suolo consumato è associato a un aumento di 0,6 °C della temperatura superficiale. Tale aumento, inoltre, è risultato essere ancora più elevato nel periodo più caldo dell'anno (0,9 °C/20 ha/km²). Questa quantificazione di impatto del suolo consumato su scala urbana assume particolare importanza alla luce del fatto che, a livello globale, sulle regioni dell'area mediterranea, negli ultimi 40 anni sono stati osservati aumenti medi della temperatura media annuale ed estiva rispettivamente di 1,0 °C e 1,8 °C (Giorgi e Lionello, 2008). I fenomeni di riscaldamento dell'atmosfera e gli aumenti degli impatti termici dovuti al consumo di suolo in aree urbane presentano aspetti sinergici e dipingono un quadro di impatto molto più severo di quello ottenibile dalle singole analisi valutate distintamente. L'aumento termico degli strati d'aria più prossimi al suolo, in particolare nel periodo estivo, ha attualmente, ma lo avrà anche in un prossimo futuro (viste le proiezioni degli scenari climatologici), un effetto diretto e importante sulla salute dei cittadini, con un crescente impatto sulla popolazione in termini di aumento della mortalità legata a patologie da caldo, con effetti particolarmente intensi nei paesi dell'Europa meridionale. Quando gli scenari prevedono aumenti medi della temperatura di circa 2 °C (come quella osservata nel periodo più caldo nelle nostre città in aree con un incremento di 40 ha/km² di suolo consumato) si stima un aumento dei decessi legati al caldo in aree urbane anche di 2-3 volte rispetto la situazione attuale (Stern, 2006).

L'aumento termico in area urbana, a cui viene associato anche l'accresciuto rischio idraulico dovuto alla crescente impermeabilizzazione, rappresenta un ulteriore fattore aggravante sulla disponibilità della risorsa acqua nelle città: nelle regioni dell'Europa meridionale, la disponibilità di acqua potrebbe ridursi del 20-30% se prendiamo come riferimento il caso di uno scenario climatologico associato a un aumento di 2 °C (Commissione Europea, 2009).

L'aumento termico associato al consumo di suolo, inoltre, avrà anche effetti diretti sul settore energetico in una duplice modalità modulata stagionalmente. In particolare, uno dei maggiori impatti sarà dovuto all'aumento della domanda per l'utilizzo dei condizionatori in estate (associati all'aumento dei *cooling degree days*) e la riduzione del riscaldamento invernale (associati alla diminuzione degli *heating degree days*). Il primo effetto determinerà un sensibile aumento dei costi soprattutto nei paesi dell'Europa meridionale, tra cui l'Italia. Alcuni autori (Aebischer et al., 2007) prevedono una riduzione di circa il 10% della richiesta di energia dedicata al riscaldamento nel caso di un aumento medio della temperatura nella stagione invernale di 1 °C. Nel periodo estivo, invece, un aumento medio della temperatura di 2 °C aumenterà più del doppio la richiesta di energia per l'utilizzo dei condizionatori.

Al fine di dimostrare l'incremento dei consumi e dei conseguenti costi energetici dovuti all'aumento delle temperature medie, si ipotizza di dover climatizzare un appartamento di superficie pari a 40 m² situato nella città di Roma. Si consideri di installare un condizionatore di tipo "split" da circa 6 kW e di classe energetica A, capace di climatizzare 2/3 stanze per 8 ore al giorno nella stagione estiva, nella condizione più gravosa che si verifica durante il mese di luglio. Si ipotizzi, inoltre, una temperatura

interna dell'ambiente da climatizzare pari a 26 °C⁷⁵ e una temperatura media mensile di 27,6 °C, relativa al mese di luglio⁷⁶.

Sulla base di uno studio effettuato da ENEA⁷⁷, il consumo medio mensile di un condizionatore del tipo indicato ammonta a circa 53 €/mese, assumendo un costo energetico di 0,18 €/kWh. Tale valore non tiene conto dell'incremento di temperatura media mensile e può quindi essere riferito a una differenza di temperatura tra ambiente interno da climatizzare ed ambiente esterno pari a 1,6 °C. Nel caso, invece, del citato aumento di 2 °C della temperatura media esterna, ferme le condizioni di progetto interne (26 °C), la differenza di temperatura tra interno ed esterno risulta pari a 3,6 °C, ovvero circa il doppio rispetto alle condizioni precedenti. Considerato che il flusso termico da smaltire risulta proporzionale alla differenza tra le temperature interna ed esterna, nel caso di raddoppio di tale differenza raddoppierà proporzionalmente anche l'energia assorbita dal condizionatore. Pertanto, il raddoppio dell'energia assorbita comporta un conseguente raddoppio dei costi energetici che può essere stimato, per il caso ipotizzato, pari a circa 106 €/mese. Il risultato ottenuto, seppur in condizioni teoriche e relative ad un solo caso specifico, risulta comunque coerente con i risultati dimostrati da Aebischer *et al.* (2007), e evidenzia quindi un ulteriore elemento di criticità imputabile al fenomeno delle isole di calore legato al consumo di suolo.

Tra il 2013 e il 2015, il consumo di suolo in Italia ha portato un aumento di densità media di 0,081 ha/km². Considerando la proporzionalità con i dati sperimentali di 0.9 °C/20 ha/km², è possibile stimare un aumento di temperatura medio nelle aree costruite, dovuto all'aumento di densità tra il 2013 e il 2015, pari a 0,004 °C, a cui corrisponde un incremento dei costi per abitazione pari a 0,12 €/mese. Riportando tali valori rispetto ai 24.135.177 di abitazioni occupate da residenti⁷⁸, è possibile stimare in 2.921.918 €/mese i maggiori costi dovuti al consumo di suolo, nel caso di un tempo di funzionamento dell'impianto di climatizzazione pari a 8 ore/giorno. Supponendo un utilizzo dell'impianto per 3 mesi all'anno, i costi complessivi risulteranno pari a 8.765.754 €/anno a partire dall'anno 2015; tenendo conto, invece, di un impiego dell'impianto per sole 2 ore giornaliere, si avrà un costo annuale di 2.191.438 €.

Si tratta, evidentemente, di una stima preliminare in grado di dare un ordine di grandezza degli effetti economici della modificazione del microclima urbano ma che necessiterebbe, per essere confermata, di ulteriori approfondimenti e dati più dettagliati in merito alle seguenti variabili: classe energetica degli edifici, volumi da climatizzare, latitudine ed esposizione delle abitazioni, potenze e caratteristiche dei condizionatori, ore medie di funzionamento, etc. Si evidenzia, inoltre, che sono stati considerati solo gli aspetti legati al raffrescamento estivo delle abitazioni residenziali. Ulteriori approfondimenti dovranno tenere in considerazione anche la componente, tutt'altro che trascurabile, degli altri edifici (uffici, servizi, attività produttive, etc.), così come le conseguenze sulla popolazione in termini sanitari e sulle risorse idriche.

Aebischer B, Catenazzi G, Jakob M. (2007). Impact of climate change on thermal comfort, heating and cooling energy demand in Europe. Eceee 2007 Summer Study. Saving Energy – Just Do It! <http://www.cipra.org/en/publications/4118>.

Commissione Europea (2009). The climate change challenge for European regions. (Authors: Kelemen A, Munch W, Poelman H, Gakova Z, Dijkstra L, Torighelli B). Directorate-General Regional Policy - Policy development, Conception, forward studies, impact assessment. Brussels, March 2009.

Giorgi, F., Lionello, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global Planet. Change* 63, 90–104.

Morabito M, Crisci A, Messeri A, Orlandini S, Raschi A, Maracchi G, Munafò M. (2016). The impact of built-up surfaces on land surface temperatures in Italian urban areas. *Sci Total Environ.* 2016 Feb 12;551-552.

Stern, N. (ed) (2006). *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge University Press, Cambridge.

⁷⁵ Norma UNI 11300-1:2014

⁷⁶ Archivio storico dei dati registrati dalla stazione meteo di Roma Ciampino (2015)

⁷⁷ I condizionatori dell'aria: raffrescatori e pompe di calore (<http://www.enea.it/it/Stampa/documenti/guidacondizionatori.pdf>)

⁷⁸ N. abitazioni occupate da residenti (fonte: Istat, 15° Censimento generale della popolazione e delle abitazioni 2011, http://www.istat.it/it/files/2014/08/Nota-edifici-e-abitazioni_rev.pdf?title=Edifici+e+abitazioni+-+11%2Fago%2F2014+-+Testo+integrale.pdf)

47. Infiltrazione dell'acqua

P. Pileri⁷⁹

Il suolo non cementificato che abbiamo sotto i nostri piedi lavora come una potentissima spugna fatta di micro e macro porosità. Dentro queste cavità trova posto l'acqua, e quando piove si riempiono al massimo della loro capacità. Un ettaro di suolo non urbanizzato, cioè non costruito, arriva a trattenere acqua dal 10 al 25% del suo volume, questo vuol dire che mediamente i nostri suoli europei sono in grado di tenere in se stessi circa 3,8 milioni di litri per ettaro, solo nei primi 100 centimetri (Commissione Europea, 2012)⁸⁰. Una volta che un suolo viene coperto, impermeabilizzato, smette di botto e per sempre di assorbire acqua. Ma nel frattempo non smette di piovere! Ecco allora che 'scatta' il problema, in quanto l'acqua non più trattenuta va da altre parti, allaga le strade, gli edifici, le città. *Sealed = lost*, così è stato detto nel 2014 in occasione del più importante congresso mondiale sul suolo a Berlino (*Global Soil Week*)⁸¹. Cementificando si riduce la risposta mitigativa che il suolo possiede e si è meno capaci di reagire agli eventi climatici (= si perde resilienza). Quelle che i *media* chiamano bombe d'acqua hanno perciò dei precursori sul territorio che potremmo chiamare, usando lo stesso linguaggio, 'bombe di cemento'. Dove il suolo è "libero", nella maggior parte dei casi continua ad essere capace di immagazzinare l'acqua piovana che arriva in un colpo e la restituisce pian piano, rendendo innocui gli effetti.

Questo servizio, che è fondamentale per l'equilibrio nell'ecosistema, viene svolto da milioni di anni, in modo naturale. Se lo guardiamo con i parametri del Ventunesimo secolo, questo drenaggio ha permesso di evitare esondazioni, di salvare vite, case, imprese, e di risparmiare. Per compensare il lavoro verde che il suolo non può più fare se viene cementificato, infatti, occorrono tubi, flange, canali, derivazioni, scolmatori, fognature, tombini, e occorre mantenere tutto ciò per sempre. Secondo le analisi realizzate dall'*Institute for Advanced Sustainability Studies*⁸² per mantenere in efficienza, anno dopo anno, il sistema di raccolta e allontanamento delle acque in un'area urbanizzata europea occorrono mediamente 6.500 euro per ettaro per anno.

Considerando il consumo di suolo stimato dalla carta nazionale del consumo di suolo tra il 2012 e il 2015, assumendo un grado di impermeabilizzazione compreso tra il 50 e il 100%, e immaginando di proiettare questi valori nel futuro, possiamo stimare un aumento potenziale di costo, per gli anni futuri, compreso tra i 50 e i 99 milioni di euro annui che si vanno ad aggiungere alla spesa già elevata per gestire le acque nelle aree urbanizzate italiane (stima oscillante tra i 7 e i 14 miliardi/anno). Anche questa è una delle valide ragioni per orientare la prossima urbanistica solo ed esclusivamente ad occuparsi di ciò che già esiste ovvero del suolo già compromesso e quindi già impermeabilizzato (aree dismesse, volumi inutilizzati o sottoutilizzati, etc.).

48. Rimozione di particolato e ozono

F. Manes, C. Blasi, M. Munafò, L. Ciancarella, F. Marando, G. Capotorti, A. Strollo

Tra i servizi ecosistemici di regolazione, un ruolo importante riguarda il miglioramento della qualità dell'aria (Manes *et al.*, 2012). Attualmente, l'esposizione a inquinanti atmosferici è il principale fattore di rischio ambientale in Europa (EEA, 2014). In tale contesto, per l'Italia si stima il maggior numero di morti premature da inquinanti atmosferici (8.440; EEA, 2015). In questo Rapporto si intende stimare la riduzione, causata dal consumo di suolo avvenuto tra il 2012 e il 2015, del servizio ecosistemico (SE) relativo alla rimozione di due inquinanti atmosferici, particolato atmosferico (PM₁₀) e ozono troposferico (O₃), da parte degli ecosistemi forestali per l'intero territorio nazionale. Gli ecosistemi forestali, per l'elevato rapporto superficie fogliare/volume, contribuiscono in modo rilevante al processo di rimozione di inquinanti dall'atmosfera. In particolare, il SE di regolazione esaminato riguarda la capacità di assorbimento fogliare di O₃ e di adsorbimento di PM₁₀, utilizzando la classificazione degli

⁷⁹ Il capitolo riprende, aggiornando i valori con le nuove stime del consumo di suolo, l'articolo dello stesso autore "Il valore sotto ai piedi", uscito su *Altroeconomia* di gennaio 2015.

⁸⁰ Commissione Europea (2012), *Orientamenti in materia di buone pratiche per limitare, mitigare e compensare l'impermeabilizzazione del suolo*, SWD(2012)101 final/2, Lussemburgo, Unione europea, 2012 http://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/guidelines/pub/soil_it.pdf

⁸¹ www.globalsoilweek.org

⁸² http://globalsoilweek.org/wp-content/uploads/2014/11/GSW_factsheet_Sealing_en.pdf

ecosistemi per l'Italia⁸³ (Blasi *et al.*, *submitted*; Capotorti *et al.*, 2015), e i dati di rimozione di inquinanti ottenuti in una recente ricerca relativa a 10 città metropolitane italiane che comprendono vaste aree di territorio (Manes *et al.*, 2016). Le tipologie di ecosistemi analizzate nel presente lavoro non considerano aree agroforestali, vegetazione ripariale, ed ecosistemi erbacei e arbustivi, tranne la macchia mediterranea. Gli ecosistemi forestali esaminati, sono stati raggruppati in 7 tipologie fisionomico-strutturali tramite un approccio morfo-funzionale (Manes *et al.*, 2016). La stima di riduzione del SE di rimozione dei due inquinanti si è basata sui dati ottenuti per le 10 città metropolitane, che hanno previsto l'utilizzo di concentrazioni di PM₁₀ e O₃ su scala nazionale, ottenute mediante il modello AMS-MINNI sulla qualità dell'aria (Mircea *et al.*, 2014). In ambiente GIS, attraverso un modello di deposizione (Escobedo e Nowak, 2009), è stata stimata la quantità di PM₁₀ adsorbita dalle superfici fogliari, ricavando da dati MODIS l'indice di area fogliare (LAI) delle coperture forestali analizzate; l'assorbimento di O₃ è stato stimato utilizzando un modello di conduttanza stomatica, e di dati di conduttanza stomatica riportati nella letteratura scientifica per le tipologie forestali considerate. Il consumo di suolo stimato per il periodo 2012-2015 interessa soprattutto ambiti di territorio ad uso agricolo (si veda la Parte I di questo Rapporto), mentre il consumo di suolo da noi stimato per le 7 tipologie fisionomico-strutturali, ottenuto attraverso la sovrapposizione della carta nazionale del consumo di suolo presentata in questo Rapporto con la carta nazionale di copertura del suolo del 2012 (ISPRA, 2015), ammonta a circa 1.200 ettari (Tabella 7.1). Le stime di mancata rimozione di PM₁₀, espresse in tonnellate, ammontano in totale a 10,9 tonnellate, mentre per l'O₃, raggiungono il valore totale di 36,1 tonnellate (Tabella 7.1).

Tabella 48.1 - Consumo di suolo tra il 2012 e il 2015 stimato e ripartito per ognuna delle 7 tipologie fisionomico-strutturali esaminate e stime di mancata rimozione di PM₁₀ e di O₃ espresse in tonnellate totali per ognuna delle 7 tipologie forestali.

	Boschi a prevalenza di querce caducifoglie	Boschi di faggio	Castagneti	Abetine	Boschi a prevalenza di leccio	Macchia mediterranea	Pinete	Totale
Suolo consumato [ha]	520	35	103	79	67	259	166	1.229
t PM₁₀	3,8	0,2	0,9	0,7	1,3	2,6	1,4	10,9
t O₃	15,6	2,0	4,9	0,6	1,5	8,7	2,9	36,1

Sulla base di tali dati, è stato possibile valutare la perdita economica relativa al mancato SE causato dal consumo di suolo. La valutazione monetaria è stata stimata considerando i valori di esternalità (costo per tonnellata) dell'inquinamento da PM₁₀ e da O₃. Tali valori corrispondono al costo per la società del danno causato dall'inquinamento alla salute umana e all'ambiente. Applicando le esternalità stimate per il territorio italiano, in termini di anni di vita persa (VOLY), più conservativo, e in termini del valore statistico di una vita (VSL) (EEA, 2014), è stato calcolato l'ammontare monetario relativo alla mancata rimozione dei due inquinanti. Tali valori corrispondono a un totale di 341.933 – 1.092.529 € (VOLY – VSL, rispettivamente) per il PM₁₀ e a un totale di 281.895 – 832.490 € (VOLY – VSL, rispettivamente; Tabella 48.2).

Nonostante un certo grado di approssimazione sia inevitabile in simulazioni a larga scala spaziale, la stima di tali processi comporta alcune limitazioni. In particolare, la stima della rimozione si basa su approssimazioni di due parametri chiave: la velocità media di deposizione del particolato, la quale dipende dalle condizioni atmosferiche, e la conduttanza stomatica media annuale, che varia in funzione della fisiologia della specie in relazione alle condizioni sito-specifiche e temporali. Inoltre l'utilizzo di un sensore a media risoluzione spaziale come il MODIS per l'acquisizione del LAI può introdurre un fattore di incertezza spaziale in particolare in ambienti ad elevata eterogeneità ambientale come i territori mediterranei.

⁸³ Dati estratti dalla Carta degli Ecosistemi, realizzata da un vasto gruppo di lavoro coordinato da C. Blasi, di proprietà del MATTM, Direzione Generale Conservazione della Natura, nell'ambito di una Convenzione attivata dal MATTM con la SBI relativa al supporto per l'implementazione del Progetto MAES in Italia.

Tabella 48.2 - Quantificazione economica della perdita relativa al mancato servizio ecosistemico causato dal consumo di suolo. I valori, espressi in euro, riguardano le 7 tipologie fisionomico-strutturali analizzate e il relativo totale.

	PM ₁₀		O ₃	
	EUR (VOLY)	EUR (VSL)	EUR (VOLY)	EUR (VSL)
Boschi a prevalenza di querce caducifoglie	117.515	375.477	121.646	359.245
Boschi di faggio	7.146	22.833	15.243	45.016
Castagneti	29.069	92.881	37.850	111.778
Abetine	22.030	70.390	4.987	14.728
Boschi a prevalenza di leccio	40.991	130.973	12.039	35.554
Macchia mediterranea	82.774	264.475	67.881	200.465
Pinete	42.408	135.500	22.249	65.704
Totale	341.933	1.092.529	281.895	832.490

- Blasi C., Capotorti G., Alòs Ortí M.M., Anzellotti I., Attorre F., Azzella M.M., Copiz R., Manes F., Marando F., Marchetti M., Garfi V., Mollo B., Zavattero L., Ecosystem typification and mapping at the national level: On the importance of detailed thematic maps when addressing biodiversity conservation targets. Submitted to Applied Vegetation Sciences, 2016. Manuscript ID AVS-RA-01764.
- Capotorti, G., Alòs 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 Biosyst. 149,949–953.
- Escobedo, F.J., Nowak, D.J., 2009. Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. Landsc. Urban Plan. 90, 102–110.
- European Environmental Agency (EEA) (2014). Costs of air pollution from European industrial facilities 2008–2012 — an updated assessment. EEA Technical report No 20/2014.
- European Environmental Agency (EEA) (2015). Air quality in Europe — 2015 report. EEA Report No 5/2015.
- ISPRA, 2015. Il consumo di suolo in Italia. ISPRA, Roma.
- Manes, F., Incerti, G., Salvatori, E., Vitale, M., Ricotta, C., & Costanza, R. (2012). Urban ecosystem services: tree diversity and stability of tropospheric ozone removal. Ecological Applications, 22(1), 349-360.
- Manes, F., Marando, F., Capotorti, G., Blasi, C., Salvatori, E., Fusaro, L., Ciancarella, L., Mircea, M., Marchetti, M., Chiici, G., Munafò, M. (2016). Regulating Ecosystem Services of forests in ten Italian Metropolitan Cities: Air quality improvement by PM₁₀ and O₃ removal. Ecological Indicators, 67, 425-440.
- Mircea, M., Ciancarella, L., Briganti, G., Calori, G., Cappelletti, A., Cionni, I., et al., 2014. Assessment of the AMS-MINNI system capabilities to predict air quality over Italy for the calendar year 2005. Atmos. Environ. 84, 178–188.

49. Il consumo di suolo come questione economica e sociale per nuove agende urbane

G. Pasqui

La questione del consumo di suolo nel nostro Paese non è soltanto un pur essenziale tema di natura ambientale ed ecologica. Si tratta, infatti, di una questione che mette in gioco il modello di sviluppo economico, sociale e insediativo nel nostro Paese, in una fase nella quale il destino dell'Italia nel quadro europeo e globale della nuova divisione internazionale del lavoro e dei nuovi processi di globalizzazione è quanto mai incerto.

In questa direzione il Centro nazionale di studi per le politiche urbane Urban@it, a cui aderiscono numerose Università italiane e altri soggetti di ricerca con lo scopo di costruire e consolidare un rapporto forte e di reciproca alimentazione tra il mondo della ricerca, il mondo delle istituzioni, il mondo produttivo e la cittadinanza attiva attorno al tema delle politiche urbane, sta sviluppando un insieme di riflessioni che supportano l'ipotesi della centralità del tema dei suoli nella costruzione di nuove agende urbane a scala nazionale e locale.

Nel suo primo Rapporto sulle città, pubblicato all'inizio del 2016 (*Metropoli attraverso la crisi*, a cura di M. Cremaschi, il Mulino), i ricercatori di Urban@it hanno già evidenziato la necessità da una parte di mettere le città al centro di strategie e politiche capaci di contrastare gli effetti economici, ambientali e sociali della crisi che ha colpito tutti i Paesi occidentali, e l'Italia tra questi, a partire dal 2008/2009; dall'altra di riconoscere come l'uscita dalla crisi consegna la necessità di pensare un modello di sviluppo del sistema-Paese che non sia più basato sul nesso tra sviluppo e crescita insediativa.

Nei lavori preparatori per il secondo Rapporto annuale, che sarà dedicato all'analisi delle agende urbane locali, a partire dallo studio delle politiche urbane in dieci città italiane, il tema del consumo di suolo emerge come snodo centrale non solo per la ridefinizione delle politiche ambientali e urbanistiche, ma anche per l'identificazione di agende locali di sviluppo che siano in grado di definire percorsi che assumano come principio il disaccoppiamento tra sviluppo economico e crescita insediativa.

Sullo sfondo delle riflessioni della rete di ricerca raccolta intorno ad Urban@it sta dunque una interpretazione del cambiamento radicale in atto nel fenomeno urbano, in Italia e in Europa, un cambiamento che, utilizzando l'espressione proposta da Bernardo Secchi, pone al centro delle strategie e degli orientamenti di *policy* una nuova "questione urbana".

Dentro questa nuova questione urbana, nella quale si intrecciano dimensione ambientale e problema delle nuove disuguaglianze sociali e spaziali, il tema del consumo di suolo assume un ruolo centrale. Da una parte, infatti, gli indicatori utilizzati per studiare il fenomeno mostrano la connessione molto forte tra insostenibilità del consumo di suolo e di erosione delle potenzialità dei servizi ecosistemici; dall'altra parte il consumo indiscriminato del suolo non urbanizzato contribuisce, in contesti ad elevata frammentazione e dispersione insediativa, ad acuire problemi di giustizia sociale, in termini di aumento dei rischi ambientali e riduzione della qualità urbana e dei servizi ecologici.

I costi, economici e sociali, del consumo di suolo sono stati oggetto nella letteratura internazionale con riferimento sia ai costi dello *sprawl*, sia al valore dei servizi ecosistemici forniti dal suolo. Sul primo fronte diversi contributi della European Environmental Agency (per esempio lo studio del 2006 *Urban Sprawl in Europe. The Ignored Challenges*) hanno evidenziato i costi nascosti del consumo di suolo e della dispersione insediativa dal punto di vista dei costi della mobilità, dei trasporti e dell'infrastrutturazione, ma anche dei costi sociali in termini di segregazione e auto-segregazione. D'altra parte, recenti analisi (si veda lo studio LIFE/MGN *Modello dimostrativo di valutazione qualitativa e quantitativa dei servizi ecosistemici*, 2014) provano a parametrizzare, dove esistono, le quantificazioni economiche dei servizi ecosistemici forniti dal suolo, mostrando per esempio che un ettaro di foresta stocca fino a 90 tonnellate di carbonio organico, il cui valore stoccato è di circa 100 euro a tonnellata.

Più in generale e più sullo sfondo, la tematica del consumo di suolo mette in gioco la stessa questione del modello di sviluppo urbano. In tutte le città italiane gli ultimi anni hanno evidenziato come le traiettorie di sviluppo più promettenti, legate a nuove economie ad alta intensità di conoscenza, passino attraverso la rinuncia ad una ulteriore crescita intensiva degli insediamenti in aree libere e la definizione di nuove forme spaziali dell'economia che lavorino sulla riqualificazione e sul riuso, sulla rigenerazione di contesti urbani degradati o sottoutilizzati e sulla reinvenzione di filiere economiche che possano mettere a valore i servizi ecosistemici dei suoli non urbanizzati.

Le conseguenze economiche e sociali del consumo di suolo, pur difficilmente valutabili dal punto di vista quantitativo, sono dunque riconducibili sia alla crescita delle disuguaglianze socio-spaziali, sia alla reiterazione di pattern di sviluppo produttivo incoerenti con le stesse dinamiche dei mercati e delle imprese.

Per tutte queste ragioni, al di là dei fondamentali problemi di regolazione e di riassetto legislativo, il tema del consumo di suolo dovrebbe essere considerato come un tassello centrale per la definizione di una nuova agenda urbana nazionale e di nuove agende urbane delle città italiane, nel quadro della definizione strategica di uno "sviluppo senza crescita insediativa" che richiede regolazione ma anche capacità attiva di una pluralità di attori pubblici e privati nell'identificazione e sperimentazione di nuovi sentieri di sviluppo sostenibile.

50. Distribuzione territoriale dei servizi ecosistemici

R. Santolini, E. Morri, F. Pruscini

Nella logica di un approccio sistemico e quantitativo all'argomento, una delle esigenze che riteniamo essere più importanti è la distribuzione territoriale dei SE alle diverse scale. Le caratteristiche territoriali, quali quelle bioclimatiche a scala di ecoregione (Blasi *et al.*, 2010) oppure quelle più d'area locale (eterogeneità, connettività, naturalità, etc.), cioè a scala di Unità Ecologico Funzionale (Santolini, 2014), possono essere sottoposte a driver diversi che incidono sul sistema paesaggio e sulle sue metriche, modificando la funzionalità ecologica e quindi i servizi conseguenti. Il paradigma dei SE infatti, è in

grado di fornire un supporto importante per aiutare a coniugare obiettivi di conservazione con la garanzia di sviluppo dei territori in particolare di quelli montani. In questo contesto, il tema della scala, caro all'Ecologia del Paesaggio, diventa importante ad esempio, quando permette di distinguere regioni di montagna con una elevata capacità di fornire SE (es. acqua) ma con una diversità significativa nei valori di domanda locale (Grêt-Regamey *et al.*, 2012; Morri *et al.*, 2014).

Questi approfondimenti possono far emergere modelli di efficacia o di inefficacia, che diventano facilmente strumento di consapevolezza da un lato e di *governance* dall'altro, per indirizzare i *decision makers* ed i piani di settore verso una sempre maggiore sostenibilità delle azioni ed il mantenimento/incremento delle funzioni del Capitale Naturale. 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).

In questo contesto, la funzione ecologica, cioè la capacità di produrre energia, lavoro, di trasmettere informazione da parte di un elemento ecosistemico, diventa lo strumento interpretativo delle dinamiche di un contesto ecologico di cui la biodiversità è elemento strutturale che può diventare controllo di funzionalità. Per questo motivo la biodiversità scompare come servizio ecosistemico nel TEEB (de Groot *et al.*, 2010) e nella *Common International Classification of Ecosystem Services* sviluppata dall'Agenzia Ambientale Europea (Haines-Young and Potschin, 2013) ma diventa la struttura dell'impianto funzionale dell'ecosistema. Questo è tanto vero che l'Obiettivo 2 della Strategia Europea per la Biodiversità recita che gli stati membri *dovrebbero preservare e valorizzare gli ecosistemi e i relativi servizi*.

È ormai dimostrato che alcuni dei fattori che influiscono sulla biodiversità sono la frammentazione degli habitat, degli ecosistemi e del paesaggio in quanto la diversità degli habitat funzionali è associata ad un aumento della disponibilità di nicchie per le specie (Kisel *et al.*, 2011; Morelli *et al.*, 2013) e quindi alcune metriche del paesaggio possono essere utilizzate come indicatori della qualità e come *proxy* di biodiversità (Lindenmayer *et al.*, 2002). Questo è tanto più importante quanto più il fattore alterante agisce sulle caratteristiche spaziali dell'uso del suolo che genera il servizio ecosistemico, poiché ci sono servizi che sono classificabili in relazione alle loro caratteristiche spaziali e corologiche (Costanza, 2008) cioè legati ad una tessera dell'ecomosaico (es. bosco) oppure ad un'area di riferimento geografico (bacino idrografico) (Mitchell *et al.*, 2013). Di conseguenza, le caratteristiche di ogni tipologia dell'ecomosaico, hanno una propria capacità potenziale nel fornire una serie di servizi ecosistemici; pertanto, variazioni negli usi del suolo possono comportare un aumento o una diminuzione della performance nella fornitura di servizi ecosistemici (Scolozzi *et al.*, 2012; Burkhard e Muller, 2015.)

Un paesaggio è fortemente influenzato dalle caratteristiche strutturali e spaziali degli elementi che lo compongono e la sua corologia ne influenza quindi la funzionalità ecologica: un versante montano ha effetti sulla disponibilità di acqua dolce, sulla sua qualità e sui fenomeni di dissesto in relazione alla geometria delle *patches* di vegetazione ed alla loro struttura. Di conseguenza, la distribuzione e le dimensioni della vegetazione ripariale rispetto al reticolo idrografico, alla pendenza dei versanti, alle caratteristiche del suolo, determina una modificazione del *runoff* verso il corpo idrico principale. Una densa vegetazione ed una disposizione parallela alle curve di livello, aumenta la capacità di filtrazione e di regolazione del flusso, ma produce anche una regolazione della fornitura di acqua a valle. Al contrario, se la struttura ripariale è meno importante e diffusa la qualità delle acque è minore ed aumenta il rischio di dissesto, ma aumenta la "disponibilità" di acqua a valle in tempi minori (Mitchell *et al.*, 2013). Così, una gestione efficace del paesaggio che influisce su questi servizi ecosistemici fisiologici, dipenderà in una certa misura, dalla capacità di gestione del reticolo idrografico e della vegetazione ripariale legata al *runoff*, ai nutrienti, alle sostanze inquinanti e ad alcune forme di contenimento del dissesto.

In questo contesto assumono valenza propedeutica all'uso del capitale Naturale la valutazione dei SE di carattere fisiologico o biofisico (Santolini *et al.*, 2016) e tra questi i servizi associati alle risorse idriche. Intendiamo quelle funzioni ecologiche e quei processi propri dell'ecosistema, che garantiscono il flusso di energia, di informazioni ed il lavoro, cioè il funzionamento dell'ecosistema stesso e sono garanzia e controllo per i servizi (approvvigionamento e culturali) che usano in modo diretto la risorsa. Considerando il *Total Economic Value* (TEV, MEA 2005) sono i servizi di supporto ed in particolare di regolazione, quelli caratterizzati da un uso indiretto, cioè l'uomo ne beneficia indipendentemente che lo voglia e proprio per questo hanno una importante valenza collettiva, pubblica, insieme al valore di opzione ed ai valori di esistenza. Per questo motivo la valutazione di questi dovrebbe essere propedeutica

alle scelte di uso diretto delle risorse (es. utilizzo del legname di un bosco) che dovrebbe essere effettuata nella salvaguardia nel tempo delle funzioni collettive del bene, mantenendone intatte le sue funzioni nel del bilancio ecologico-economico dell'Unità Ecologico Funzionale.

Diventa fondamentale a questo punto sviluppare un quadro nazionale in cui si possano approfondire gli aspetti salienti di dinamiche socio-economiche in cui il capitale naturale ed i SE evidenziano il proprio stato di conservazione. In questo rapporto, al fine di meglio identificare quei servizi di supporto e regolazione che sono garanzia di funzionalità ecosistemica, abbiamo rappresentato l'andamento geografico di due servizi: habitat ed erosione.

Il SE relativo alla qualità degli habitat rientra nella categoria dei cosiddetti servizi di supporto, attraverso cui la fornitura di diversi tipi di habitat essenziali per la vita di qualsiasi specie determina un aumento della disponibilità di nicchie ecologiche ed il mantenimento/incremento della biodiversità come base per la fornitura di ulteriori servizi quali la fotosintesi, il ciclo di nutrienti, ciclo delle acque.

Controllare i processi di degrado ed anche di desertificazione, può essere svolto misurando il SE di controllo dell'erosione dei suoli che rientra nella categoria dei servizi ecosistemici di regolazione. Le caratteristiche del paesaggio amplificano e accelerano tale fenomeno soprattutto se originate da fattori antropici (attività agricole e forestali non sostenibili, varie forme di urbanizzazione e infrastrutturazione). In questo SE la copertura vegetale è fondamentale e la sua asportazione e l'esposizione agli agenti climatici erosivi delle superfici, rappresentati dalle precipitazioni meteoriche e dalle acque di scorrimento superficiale, ne determinano il progressivo dissesto.

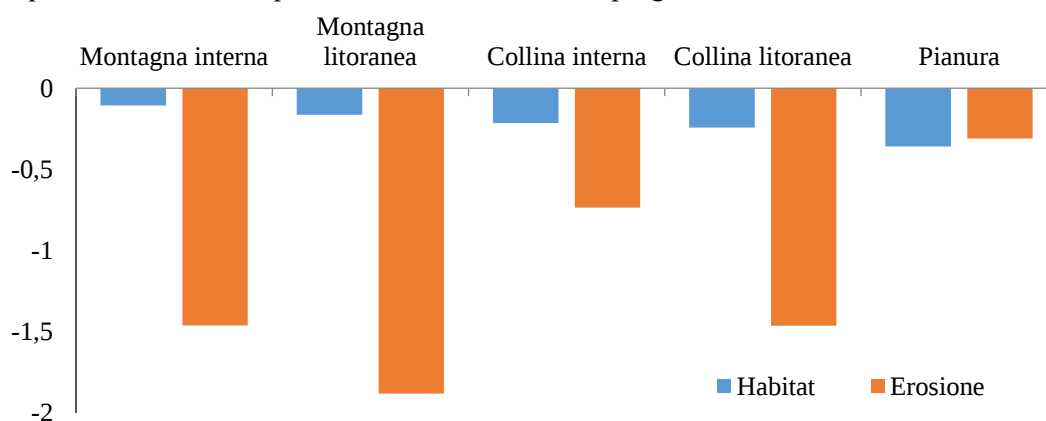


Figura 50.1 - Distribuzione per zone altimetriche, delle differenze tra 2012 e 2015 dei SE di habitat ed erosione in €/ha normalizzato sulla superficie del comune

La Figura 50.1 mostra uno dei fenomeni più evidenti che sottolinea l'importanza di monitorare SE biofisici: la perdita di resilienza dei sistemi territoriali. Sebbene la "relazione fisiologica" tra questi SE vada ulteriormente approfondita, la negatività dei valori sottolinea una importante tendenza alla perdita di funzioni ecologiche fondamentali, in particolare nelle fasce litoranee. Di fatto questo fenomeno si inserisce nella crisi del paesaggio rurale che può essere assimilata a un processo di erosione, in cui da un lato emerge l'aggressione del processo di *sprawl/sprinkling*, in particolare sulle aree costiere, e dall'altro pratiche di gestione del territorio che incidono sull'erosione, che invece di sviluppare metodi di conservazione dei suoli, accentuano tali processi e quelli ad esso legati. Di conseguenza le strategie di gestione devono avere come obiettivo il mantenimento del "valore assicurativo", di esistenza, degli ecosistemi (de Groot *et al.*, 2010) sviluppando azioni conseguenti ed opportune alla conservazione della funzionalità ecosistemica.

Questa impostazione ci permetterà di rispondere in modo più oggettivo alle esigenze di valorizzazione ecologico-economica dei territori dal momento che la *carrying capacity* può essere definita come la misura della capacità di funzionamento dell'ecosistema che comporta un certo livello di erogazione di servizi di regolazione rispetto ai servizi di uso diretto. I rapporti tra domanda e offerta di SE è fondamentale che siano fondati su una conoscenza approfondita delle relazioni con i processi socio-ecologici. Questo comporta una nuova identità dei territori (o una riacquisizione di identità) e un riconoscimento ecologico-economico delle funzioni/servizi che vengono mantenute dalle proprietà e diverse attività compatibili attraverso strumenti come il pagamento dei servizi ecosistemici e ambientali

(PSEA)⁸⁴. Ciò si evidenzia anche nel rapporto tra esigenze di produzione conservazione dei SE, in cui diventa fondamentale la definizione di procedure di valutazione sistematiche per individuare strategie sostenibili al fine di attenuare i conflitti e mettere in evidenza i benefici dei SE.

- Blasi C., Capotorti G., Smiraglia D., Guida D., Zavattero L., Mollo B., Frondoni R., Copiz R. (2010). Le Ecoregioni d'Italia. Ministero dell' Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.
- Burkhard B., Muller F., (2015). Indicators and quantification approaches. In (Grunenwald K., Basian O. Eds) Ecosystem services – concepts, methods and case studies. Springer, Berlin.
- Costanza R., (2008). Ecosystem services: multiple classification systems are needed. *Biol Conserv.* 141:350–352.
- 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., 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.
- Grêt-Regamey A., Brunner S. H., Kienast, F. (2012). Mountain Ecosystem Services: Who Cares? *International Mountain Society, Mountain Research and Development*, 32(S1):S23-S34.
- Kisel Y., McInnes L., Toomey N.H., Orme C.D.L. (2011). How diversification rates and diversity limits combine to create large-scale species—area relationships. *Philos. Trans. R. Soc. B* 366:2514–2525.
- Lindenmayer D.B., Cunningham R.B., Donnelly C.F., Leslie R. (2002). On the use of landscape surrogates as ecological indicators in fragmented forests. *For. Ecol. Manage.* 159, 203–216.
- MEA [Millennium Ecosystem Assessment] (2005) Ecosystems and Human Wellbeing Synthesis. Island Press, Washington DC.
- Mitchell M. G. E., Bennett E. M., Gonzalez A. (2013). Linking landscape connectivity and ecosystem service provision: current knowledge and research gaps. *Ecosystems* 16:894-908.
- Morelli F., Pruscini F., Santolini R., Perna P., Benedetti Y., Sisti D., (2013). Landscape heterogeneity metrics as indicators of bird diversity: determining the optimal spatial scales in different landscapes. *Ecol. Indic.* 34:372-379
- 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.
- Nelson E., Mendoza G., Regetz J., Polasky S., Tallis H., Cameron D. R., Chan K.M.A., Daily G.C., Goldstein J., Kareiva P. M., Lonsdorf E., Naidoo R., Ricketts T. H. and Shaw M. R. (2009). Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:4–11.
- Santolini, R. (2014). The ecological network for a functional and environmental continuity in Alpine regions. Sargolini, M., and Gambino R. (eds), *Mountain Landscape*, pp:129-139. ListLab ed. Trento.
- Santolini, R., Morri, E. D'Ambrogi, S., (2016). Connectivity and Ecosystem Services in the Alps. Walzer, C., (ed.). *ALPINE NATURE 2030– Concepts for the next generation From Protected Areas to an ecological continuum*. German Federal Ministry for the Environment, Munchen (in press).
- Scolozzi R., Morri E, Santolini R. (2012). Delphi-based change assessment in eco-system service values to support strategic spatial planning in Italian landscapes. *Ecol Indic* 21:134–144.

I servizi ecosistemici nelle aree alpine italiane

S. D'Ambrogi, R. Santolini

L'area alpina ha un ruolo strategico nel contesto territoriale nazionale ed europeo perché fornisce beni e servizi ecosistemici (SE) alla popolazione residente e non solo (MEA, 2005; Santolini *et al.*, 2016). Gli ecosistemi alpini forniscono, infatti, una fondamentale riserva di biomassa e suolo, risorse naturali e biodiversità (Grêt-Regamey *et al.*, 2008) i cui SE contribuiscono fortemente alla promozione del benessere umano sia a livello locale che di area vasta. (Ferrari *et al.*, 2014). Allo stesso tempo gli ecosistemi montani sono particolarmente sensibili alle sempre più rapide trasformazioni globali. Le pressioni maggiori vengono principalmente da tutte le trasformazioni di uso del suolo legate all'urbanizzazione, alla frammentazione degli habitat, al cambiamento climatico e, nel caso alpino, alla pressione di circa 120 milioni di turisti all'anno (rispetto a 7 milioni circa di abitanti). Mentre l'importanza della protezione degli ecosistemi montani è largamente accettata, gli approcci tradizionali alla loro conservazione sono oggetto di ampio dibattito e il concetto di SE, anche in tali aree, sta avendo un rapido sviluppo.

Nel corso degli ultimi anni, diversi studi si sono sviluppati al fine di analizzare la fornitura di SE delle aree alpine (Grêt-Regamey *et al.*, 2012; Ferreri *et al.*, 2014). A fronte di una convergenza sul carattere sito specifico dei SE, appare sempre più evidente la stretta correlazione di questi con l'uso/copertura dei suoli nonché con la morfologia dei luoghi. Le caratteristiche spaziali e corologiche di ogni tipologia di mosaico territoriale definiscono, infatti, la potenziale capacità del mosaico stesso di fornire una serie di SE e, al contempo, le variazioni di tali usi concorrono ad una alterazione delle performance di fornitura dei SE (Scolozzi *et al.*, 2014; Burkhard e Muller, 2015). Tra tutti, i servizi biofisici assumono una preliminare importanza per l'uso del capitale naturale (Santolini *et al.*, 2016) assicurando la vitalità del sistema attraverso il flusso di energia ed

⁸⁴ Cfr. L.221/15, art.70.

informazione, oltre a garantire la produzione e l'efficienza degli altri servizi. Tali servizi biofisici sono quelli di cui l'uomo beneficia indirettamente, spesso senza averne conoscenza e consapevolezza (MEA, 2005). Risulta quindi estremamente importante, anche nei contesti montani, differenziare i SE biofisici da quelli a carattere culturale e ricreativo soprattutto dove la domanda locale di un uso diretto dei SE è alta, come nelle aree di particolare interesse turistico. In tali situazioni territoriali, ben rappresentati nelle regioni alpine, è necessario valutare preventivamente i SE biofisici (di pubblico interesse) e quindi stimare la compatibilità di un loro uso diretto (di interesse privato) anche in relazione a SE di altro tipo.

Tra i contesti interessati da cambiamenti di uso del suolo nelle aree alpine, cambiamenti che trasformano fortemente la funzionalità degli ecosistemi generando conseguenze anche importanti ed a volte pericolose nella stabilità dell'ecosistema montano, ci sono le aree agricole. In riferimento alle dinamiche di trasformazione di tali ambiti, le maggiori trasformazioni sono legate fondamentalmente all'uso intensivo delle aree più favorevoli e ad una riduzione delle aree meno favorevoli rimaste in uso, specialmente quelle a pascolo (Rutherford et al, 2008). Tali cambiamenti, insieme anche a quelli legati a variazioni nelle pratiche di gestione, sono considerati una delle maggiori minacce per la capacità degli ecosistemi (anche quelli alpini) di fornire SE multipli (Foley et al., 2005; Metzger et al., 2006).

La dinamica di sostituzione naturale delle aree meno favorevoli con aree di ricrescita del bosco, va contrastata nella misura in cui esistono delle prospettive concrete di governance sostenibile di un ambito ecologico economico (*unità funzionale*, Santolini, 2014) in cui misurare e valutare le opportunità produttive con gli equilibri per la tutela dei flussi di SE utili al mantenimento del sistema stesso.

I boschi alpini svolgono, infatti, un importante servizio di regolazione attraverso la purificazione dell'acqua e dell'aria, contribuiscono alla regolazione climatica e proteggono gli insediamenti urbani a fondovalle da valanghe e frane. Essi inoltre caratterizzano fortemente gli ambienti alpini in cui trovano rifugio molte specie animali e vegetali che garantiscono il mantenimento della biodiversità (elemento chiave della funzionalità degli ecosistemi), ma che possono anche rappresentare fonte di approvvigionamento per l'uomo (legno, funghi, frutti di bosco, piante officinali, etc.). L'importanza dei boschi quali ecosistemi in grado di fornire molteplici servizi spinge a considerare, nelle scelte politiche di gestione del territorio, non solo quei valori monetari facilmente rilevabili direttamente dal mercato, ma indirizza l'interesse verso SE quali il valore ricreativo e la bellezza paesaggistica oltre che per le funzioni ecologiche/servizi vitali per il bosco. Per tali valori è necessario che venga garantita la resilienza ai cambiamenti sia attraverso la individuazione di strategie di gestione che mantengano l'*insurance value* degli ecosistemi stessi (TEEB, 2010) oltre a salvaguardare la capacità portante per i servizi di supporto, di regolazione e per quelli culturali che dipendono fortemente dalle trasformazioni di uso del suolo e dalle pratiche di gestione.

Nelle aree alpine dove la vita è maggiormente influenzata dalle trasformazioni ambientali ed economiche, il concetto di SE ha un alto potenziale per una ampia ed integrata applicazione nella gestione delle risorse e dell'ambiente (de Groot et al., 2010). La implementazione dei SE nelle aree alpine presenta però diverse sfide tra cui quella di indirizzare le diverse percezioni dell'importanza sociale dei SE e di come comunicare le informazioni su tali valori sia ai *decision makers* che agli *stakeholders* della società civile (Grêt-Regamey et al., 2008). Secondo tale obiettivo di ampliamento e condivisione della conoscenza, si stanno muovendo anche le attività della Convezione delle Alpi attraverso le attività portate avanti in diverse piattaforme (Reti Ecologiche, Agricoltura montana e Foreste) dove il tema dei SE è sempre più presente, con focus su strategie e azioni, per i diversi ambiti di interesse che, nell'ottica di una *green economy*, salvaguardino e valorizzino i beni e servizi che il contesto alpino fornisce al territorio europeo.

Al fine di comprendere il reale contributo che il concetto di SE potrà dare alla salvaguardia e allo sviluppo delle aree alpine, risulta però sempre più necessario non solo identificarli in modo univoco e condiviso sull'intero territorio alpino, ma anche valutarne il loro apporto, riconoscere le aree dove essi coesistono e analizzare le interazioni tra essi (Grêt-Regamey et al., 2012) nelle *Unità Ecologiche Funzionali* dove è più importante definire e valutare i flussi di funzioni ed i servizi tra domanda e offerta (Santolini, 2014, Santolini et al., 2016). Nell'ottica di creare una base concettuale e conoscitiva del ruolo dei SE comune e condivisa nell'arco alpino, si muove il progetto AlpES del programma Alpine Space, che vede ISPRA come osservatore.

Burkhard, B. and Muller, F., (2015). Indicators and quantification approaches. In Grunewald, K., Basian, O. Eds. Ecosystem services – concepts, methods and case studies. Springer, Berlin, pp312.

de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemsen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. Ecological Complexity 7, 260–272.

Ferrari, M., Geneletti, D. (2014). Mapping and assessing multiple ecosystem services in an alpine region: a study in Trentino, Italy. *Annali di botanica*, 2014, 4: 65-71. Roma.

Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., (2005). Global consequences of land use. *Science*. 309(5734):570-574.

Grêt-Regamey, A., Walz, A., Bebi, P., (2008). Valuing Ecosystem Services for Sustainable Landscape Planning in Alpine Regions. *Mountain Research and Development*, 28(2):156-165.

Grêt-Regamey, A., Brunner, S. H. and Kienast, F., (2012). Mountain Ecosystem Services: Who Cares? *International Mountain Society, Mountain Research and Development*, 32(S1):S23-S34.

Metzger, M.J., Rounsevell, M., Michlik, A., Leemans, R., Schröter, D., (2006). The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agric Ecosyst Environ*. 114(1):69-86.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA), (2005). *Ecosystem and human well-being: a framework for assessment*. Island Press, Washington, DC.

Rutherford, G.N., Bebi, P., Edwards, P.J., Zimmermann, N.E., (2008). Assessing land-use statistics to model land cover change in a mountainous landscape in the European Alps. *Ecol Model*. 212(3-4):460-471.

Santolini, R., (2014). The ecological network for a functional and environmental continuity in Alpine regions. Sargolini, M., and Gambino R. (eds), *Mountain Landscape*, pp:129-139, 2014, ListLab ed. Trento.

Santolini, R., Morri, E. and D'Ambrogio, S., (2016). Connectivity and Ecosystem Services in the Alps. Walzer, C., (ed.). *ALPINE NATURE 2030– Concepts for the next generation From Protected Areas to an ecological continuum*. German Federal Ministry for the Environment, Munchen (in press).

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.

TEEB, (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*.

I servizi ecosistemici nei territori appenninici

M. Marchetti

La geografia appenninica è in gran parte sovrapponibile a quella delle Aree Interne, delle aree montane nonché delle Aree Protette, EUAP, SIC e ZPS. Ambiti territoriali, questi ultimi, alla base di diverse strategie tematiche che rivestono un ruolo fondamentale per il nostro Paese, come ad esempio la Strategia Nazionale per le Aree Interne (Lucatelli *et al.*, 2015) e la Strategia Nazionale per la Biodiversità (MATTM, 2010). I territori appenninici ricadono interamente all'interno del Bioma Mediterraneo, annoverato tra gli *hotspot* di biodiversità a scala globale (Falcucci *et al.*, 2007), oltre ad essere fornitori di moltissimi servizi ecosistemici legati all'elevato tasso di naturalità e alla lunga storia di coevoluzione tra uomo ed ambiente che ne ha modellato e delineato tratti e segni distintivi nel corso dei secoli. Grazie all'elevato indice di boscosità che li caratterizza, i territori appenninici contribuiscono in maniera massiccia alla fissazione di carbonio, regimazione e purificazione delle acque, nonché alla regolazione dei deflussi idrici (Marchetti, 2016), i quali si annoverano fra i principali servizi ecosistemici di regolazione. Le aree interne appenniniche e sub-appenniniche non sono però esenti dal fenomeno del consumo di suolo, né più in generale dalle trasformazioni del paesaggio legate all'abbandono dei terreni coltivati (seminativi e pascoli in primis) e al recupero di tali terreni da parte del bosco e altre terre boscate (Bakudila *et al.*, 2015). Tali modificazioni sono alla base di una serie di criticità, che a loro volta potrebbero però tramutarsi in nuove opportunità, dal punto di vista della pianificazione, delle politiche e della *governance* territoriale, soprattutto alla luce della profonda crisi demografica, strettamente legata a quella dei sistemi produttivi (soprattutto nel settore primario). Il consumo di suolo in tali territori è tutt'altro che irrilevante, soprattutto se si considerano, per l'appunto, i trend demografici spesso negativi, che hanno dunque portato ad un aumento considerevole del tessuto urbanizzato pro-capite (Sallustio *et al.*, 2013). A tal proposito, va rimarcato come l'implementazione di un modello turistico basato sulle seconde case, unito a politiche di assistenza economica che hanno interessato le aree appenniniche considerate marginali negli ultimi decenni, abbiano notevolmente influenzato il fenomeno del consumo di suolo (Romano *et al.*, 2011). Recenti studi hanno inoltre dimostrato l'esistenza di un gradiente antropogenico che determina l'entità dell'impatto del consumo di suolo, per cui maggiore è la naturalità del territorio soggetto a fenomeni di urbanizzazione, maggiore sarà la perdita di servizi ecosistemici ad esso correlato (Sallustio *et al.*, 2015), a sottolineare l'importanza del determinare non solo quanto, ma anche dove e come si consuma.

Premesse tali considerazioni, si impone la reale necessità di una valutazione ampia ed in termini quantitativi dei cambiamenti d'uso del suolo nelle Aree Interne appenniniche e del conseguente impatto in termini di beni e servizi forniti a beneficio non solo delle popolazioni ivi presenti, ma anche di quelle residenti nei vicini centri urbani. Questa sfida è stata recentemente intrapresa e raccolta dal neo istituito Centro di Ricerca per le Aree Interne e gli Appennini (ArIA) presso l'Università degli Studi del Molise.

- Lucatelli S., 2015. La strategia nazionale, il riconoscimento delle aree interne. *Territorio* 74(7):80-86.
- Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, 2010. Strategia Nazionale per la Biodiversità.
- Falcucci A., Maiorano L., Boitani L., 2007. Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape ecology* 22 (4): 617-631.
- Marchetti M., 2016. La questione delle Aree Interne, sfida e opportunità per il Paese e per il settore forestale. *Forest@*.
- Bakudila A., Fassio F., Sallustio S., Marchetti M., Munafò M., Riitano N., 2015. I comuni e le comunità appenniniche: evoluzione del territorio. Conference paper Stati Generali delle Comunità dell'Appennino.
- Sallustio L., Vizzarri M., Marchetti M., 2013. Trasformazioni territoriali recenti ed effetti sugli ecosistemi e sul paesaggio italiano. *TERRITORI*, 18: 46-53.
- Romano B., Zullo F., Cargini M., Febo D., Iezzi C., Mazzola M., Rollo P., 2011. The states and the dynamics of settlement processes and infrastructure transformation of soils in Italy. *Ri-Vista* 1:13.
- Sallustio L., Quatrini V., Geneletti D., Corona P., Marchetti M., 2015. Assessing land take by urban development and its impact on carbon storage: Findings from two case studies in Italy. *Environmental Impact Assessment Review* 54: 80-90.

51. Mappatura dei costi del consumo di suolo

A. Strollo, M. Marchetti, D. Marino, A. Marucci, M. Palmieri, L. Sallustio, M. Soraci, M. Munafò

Sulla base dei dati biofisici e della valutazione economica dei servizi ecosistemici considerati, è stata effettuata una mappatura a livello comunale, provinciale e regionale dei costi del consumo di suolo avvenuto nel triennio 2012-2015. Tali costi sono riportati, nella tavole delle pagine seguenti, sia come valori complessivi, sia per singolo servizio ecosistemico e rappresentano, come detto in precedenza, stime indicative e preliminari dei costi annuali aggiuntivi che potenzialmente si dovranno affrontare da quest'anno in avanti. Le mappe mostrano una distribuzione dei costi che, per quanto correlata con le dinamiche di consumo del suolo, risente di molti altri fattori, che dovranno sicuramente essere approfonditi con analisi specifiche, e che potrebbe investire maggiormente anche territori dove la progressione della copertura artificiale è meno consistente. Territori che dovranno farsi carico, in alcuni casi, di costi maggiori a causa di dinamiche che non sono di responsabilità diretta di chi quel territorio lo vive o lo amministra. Dei costi che, quindi, possono essere dovuti a trasformazioni di aree limitrofe o a fattori e processi che rendono più "sensibile" un determinato contesto ambientale rispetto a un altro.

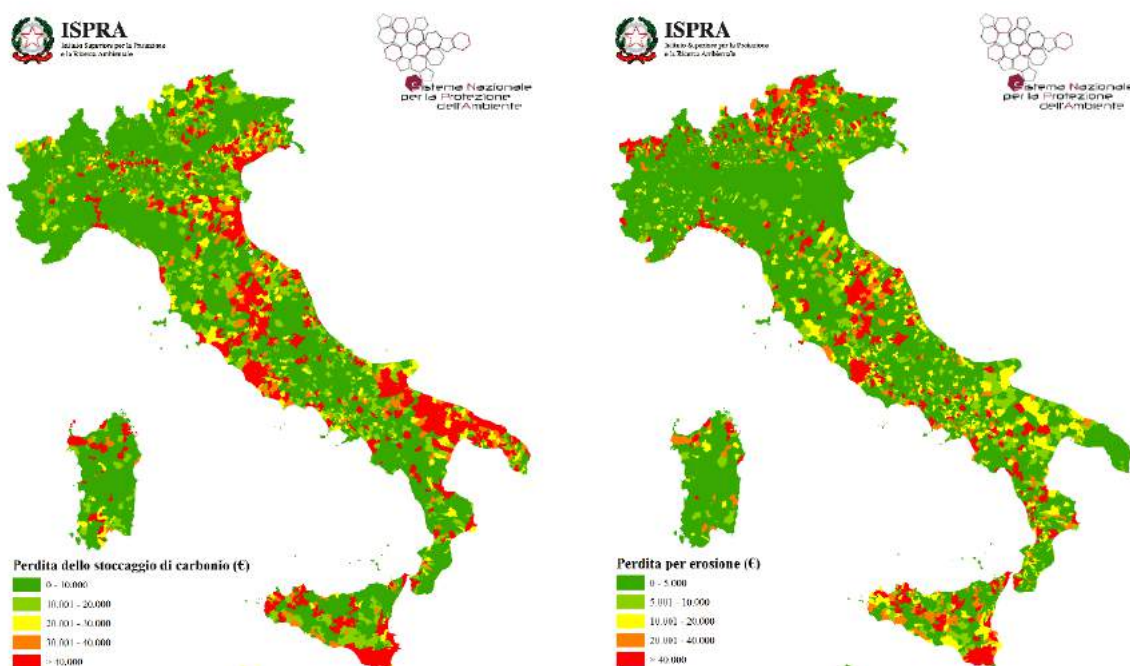


Figura 51.1 - Mappatura dei costi economici associati alla perdita di servizi ecosistemici (stoccaggio e sequestro di carbonio ed erosione) dovuti al consumo di suolo tra il 2012 e il 2015, in Euro per anno per comune.

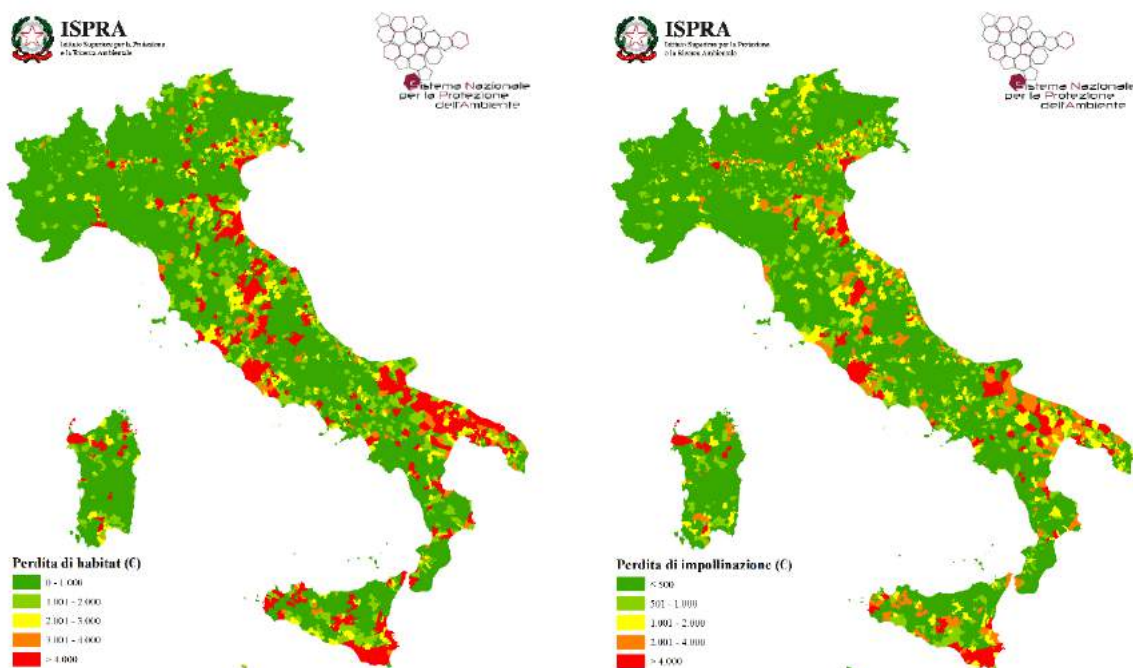


Figura 51.2 - Mappatura dei costi economici associati alla perdita di servizi ecosistemici (qualità degli habitat e impollinazione) dovuti al consumo di suolo tra il 2012 e il 2015, in Euro per anno per comune.

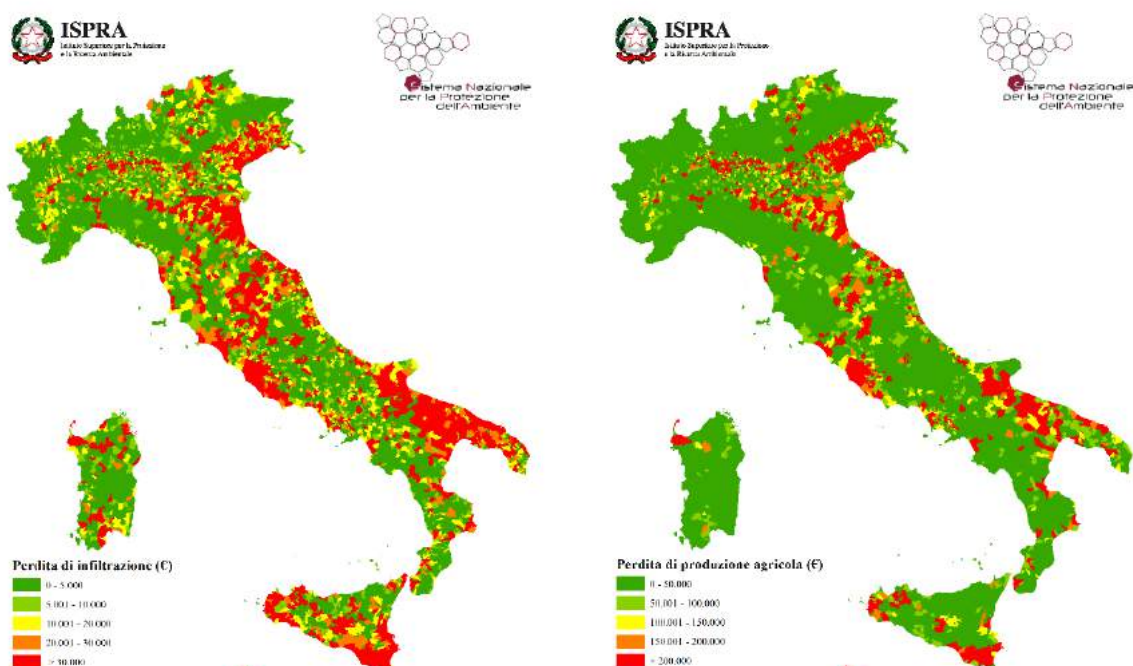


Figura 51.3 - Mappatura dei costi economici associati alla perdita di servizi ecosistemici (infiltrazione dell'acqua e produzione agricola) dovuti al consumo di suolo tra il 2012 e il 2015, in Euro per anno per comune.

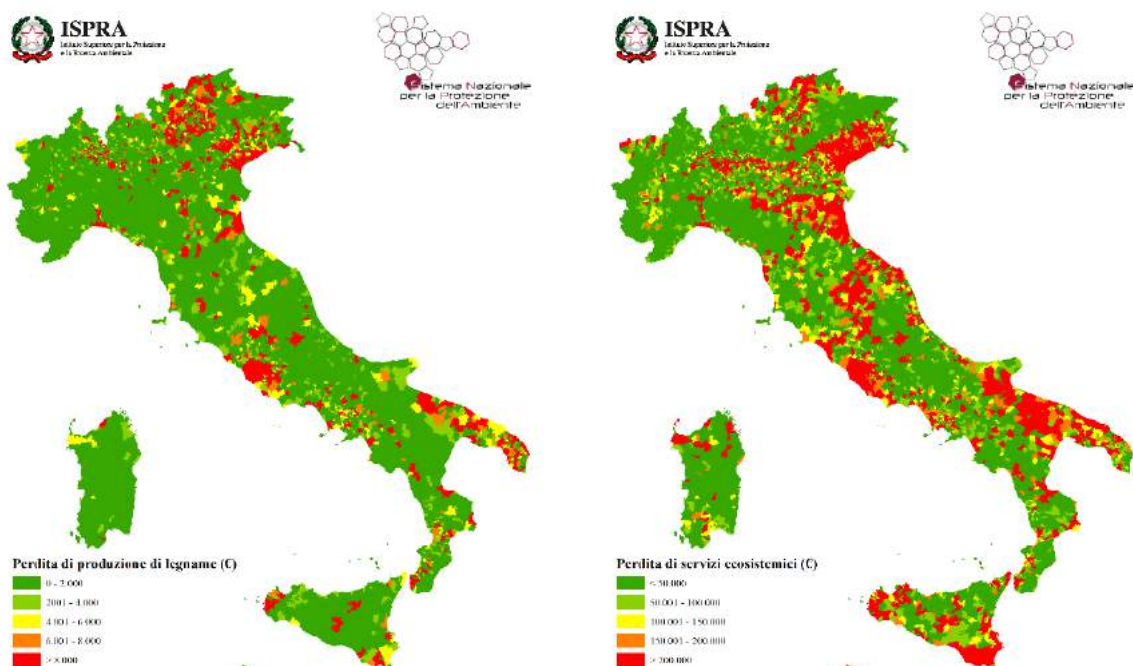


Figura 51.4 - Mappatura dei costi economici associati alla perdita di servizi ecosistemici (produzione legnosa e costi complessivi) dovuti al consumo di suolo tra il 2012 e il 2015, in Euro per anno per comune.

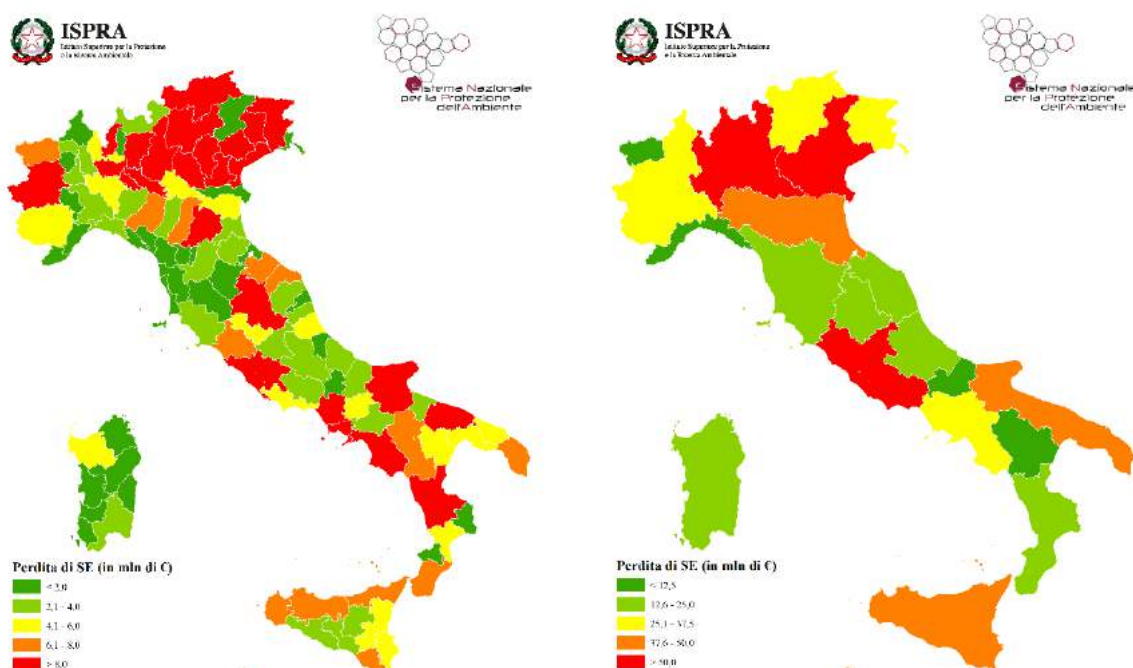


Figura 51.5 - Mappatura dei costi economici associati alla perdita di servizi ecosistemici dovuti al consumo di suolo tra il 2012 e il 2015, in Euro per anno per provincia e per regione.

52. Impatto del consumo di suolo in Italia

D. Marino, F. Assennato, M. Di Leginio, F. Fumanti, A. Marucci, M. Munafò, M. Palmieri, L. Sallustio, R. Santolini, M. Soraci, A. Strollo, M. Marchetti

L'impatto economico del consumo di suolo in Italia è stato – in questa sede – stimato attraverso la contabilizzazione dei costi associati alla perdita dei servizi ecosistemici connessi. Partendo tuttavia dalle elaborazioni effettuate è possibile notare che il costo imputabile al suolo consumato, e dovuto alla non erogazione dei servizi ecosistemici oggetto di stima, varia tra i 538,3 e gli 824,5 milioni di euro, pari a 36.000 – 55.000 € per ogni ettaro di suolo consumato⁸⁵.

Si tratta con tutta evidenza di una sottostima, a causa sia del fatto che non sono stati presi in esame tutti i servizi ecosistemici, sia per non avere considerato tutte le tipologie d'impatto legate comunque al tema dei servizi ecosistemici stessi e dei quali si cercherà di dare conto, se pur in via estremamente sintetica, in questo capitolo.

Relativamente alla ripartizione di tali costi, si evidenzia come il contributo maggiore sia da attribuire alla produzione agricola, che incide per il 51% nel caso del massimo del range dei valori considerati, ed al sequestro del carbonio (18%), protezione dell'erosione (15%) e infiltrazione dell'acqua (12%; Tabella 52.1). In estrema sintesi si può affermare come il consumo di suolo agroforestale e rurale avvenga a discapito delle principali funzioni che la stessa scienza economica assegna all'ambiente: produzione di beni e materie prime (che, in questo caso, assolvono bisogni primari come acqua e cibo) e assorbire gli scarti della produzione umana (in questo caso la CO₂ derivante dai processi produttivi).

Al di là dei numeri, comunque significativi, il presente contributo è utile per mettere in evidenza alcune questioni rilevanti, connesse alle dinamiche tra i sistemi socioeconomici e i sistemi ambientali.

La prima questione è relativa alle stime effettuate. È stato già detto che i valori enunciati rappresentano una sottostima del reale flusso di servizi che i processi ecologici forniscono per il benessere umano e sarà quindi necessario sia completare la gamma di servizi stimati, sia affinare le metodologie di stima. Va tuttavia considerato che si tratta di un'operazione, già in questa forma, di particolare rilievo. La valutazione economica dell'ambiente – pur poggiando su basi teoriche e metodologiche oramai consolidate – ha ampi margini di miglioramento e questi sono dovuti, in gran parte all'implementazione della casistica. Maggiori saranno i casi applicativi, migliori saranno i risultati.

Tabella 52.1 - Stima preliminare dei costi annuali minimi e massimi dovuti al consumo di suolo avvenuto tra il 2012 e il 2015 in Italia.

Servizio ecosistemico	Valore minimo [€/anno]	Valore medio [€/anno]	Valore massimo [€/anno]
Stoccaggio e sequestro del carbonio	-15.941.704	-80.372.758	-144.803.812
Qualità degli habitat	-5.274.924	-5.274.924	-5.274.924
Produzione agricola	-424.293.454	-424.293.454	-424.293.454
Produzione legnosa	-17.546.800	-17.546.800	-17.546.800
Purificazione dell'acqua	387.723	581.585	775.446
Protezione dall'erosione	-21.098.489	-70.834.017	-120.569.544
Impollinazione	-2.059.787	-2.405.010	-2.750.232
Regolazione del microclima	-2.191.438	-5.478.596	-8.765.754
Infiltrazione dell'acqua	-49.675.405	-74.513.108	-99.350.810
Rimozione di particolato e ozono	-623.828	-1.274.424	-1.925.019
Totale	-538.318.106	-681.411.505	-824.504.903

Ad esempio la valutazione non tiene conto, a questo livello, di altri costi, indiretti, connessi al consumo di suolo; ad esempio le opere alle quali si deve il consumo, in particolare le infrastrutture, oltre alla perdita del capitale influenzano la qualità degli ecosistemi connessi: la frammentazione degli habitat, la

⁸⁵ I dati, come è già stato messo in evidenza, sono sottostimati in quanto considera i cambiamenti derivanti dalla carta nazionale e non dalla rete di monitoraggio del consumo di suolo.

creazione di aree residuali, l'abbandono di aree agricole, riducono la qualità di tali ambienti e inducono un'ulteriore perdita di servizi ecosistemici.

Un ulteriore aspetto di cui tenere conto in futuro per migliorare le stime degli impatti del consumo di suolo e della perdita di servizi ecosistemici è quello connesso alla componente della salute fisica e psicologica del benessere umano. Elemento già presente nel MEA e nel TEEB, ma sul quale la letteratura scientifica sta producendo una rilevante mole di studi⁸⁶ che evidenziano la dipendenza del benessere psicofisico dalla natura. I costi collegati alle cure andrebbero inseriti tra gli impatti della perdita del suolo e degli ecosistemi.

In ogni caso avere dei numeri sui quali ragionare è preferibile rispetto a non avere nessun dato. La monetizzazione ha il pregio di segnalare la scarsità di un bene o di un servizio e di mettere in evidenza i *trade off*, fornendo ai pubblici decisori elementi sui quali potere riflettere. Tale ragionamento conduce alla questione etica, ossia al dibattito sulla correttezza nell'assegnare un valore economico all'ambiente. Il dibattito sull'opportunità di "assegnare un prezzo alla natura" è molto intenso all'estero⁸⁷, meno in Italia. Non è questa la sede per contribuire a questo filone, ma va chiarito che la valutazione economica – e quindi l'assegnazione di prezzi – dei beni ambientali non è un modo per "commercializzare" la natura, ma solo il metodo per potere gestire – sia a livello pubblico che privato – in modo più efficace il Capitale Naturale.

In questo senso è indispensabile ricordare che la valutazione economica dei beni ambientali deriva dalle scelte economiche individuali e/o sociali. L'attribuzione del valore economico ad un bene o ad un servizio deriva infatti dal sistema delle preferenze espresso su base individuale e aggregata (sociale). Questo in economia definisce la cosiddetta disponibilità a pagare (DAP) che, a sua volta, consente di definire le curve di domanda anche di beni e servizi senza mercato per stabilirne il valore.

La conseguenza diretta sul problema che qui viene affrontato – il consumo di suolo – è che le scelte possono essere maggiormente razionali solo ponendo in rilievo a cosa e a quanto gli individui e la società rinunciano consumando suolo. In altri termini se il consumo di suolo produce un maggiore benessere economico aumentando la quota di capitale economico (edifici, infrastrutture, etc.) e dei servizi connessi, d'altra parte comporta dei costi dati dalla rinuncia ai servizi ecosistemici e al capitale naturale che li origina, ossia in questo caso il suolo e gli ecosistemi. I costi qui stimati sono relativi ai soli servizi e non hanno preso in considerazione il capitale naturale; la contabilità economica e ambientale dovrebbe prendere in considerazione entrambi. Se quindi nella contabilità nazionale, ossia nel PIL, il consumo di suolo si traduce in un impatto positivo sia in termini patrimoniali, che come flusso di servizi derivanti, affinché la contabilità sia reale e corretta andrebbero considerati sia il capitale naturale che i servizi ecosistemici perduti.

Il consumo di suolo comporta, in definitiva, un sistema di preferenze implicito in cui il Capitale Economico ha un valore maggiore di quello Naturale. In termini di sviluppo sostenibile un approccio "debole" rispetto ad uno "forte". Il primo è definibile come uno sviluppo in cui il benessere fornito dallo stock complessivo di capitale (economico e naturale) sia non decrescente, mentre nel secondo approccio il capitale naturale ed i servizi da esso fornito dovrebbero essere almeno costanti (Costanza, 1991).

Sotto questo profilo, affinché la valutazione sia adeguata, andrebbe considerata la questione temporale delle scelte. Il consumo di suolo comporta la perdita irreversibile di un capitale naturale che – a parità di altri fattori – è in grado di fornire i suoi servizi all'infinito. Il capitale economico, di contro, fornisce benefici a breve termine, tende a perdere valore e richiede una costante manutenzione.

Un ulteriore elemento di valutazione dell'impatto del consumo di suolo è il *trade off* tra diversi settori economici. Si è osservato in precedenza che la contabilità riportata in questo lavoro evidenzia come produzione agricola e infiltrazione dell'acqua siano tra i servizi sui quali impatta maggiormente il consumo di suolo. In questo caso, ma anche per altri servizi per i quali esiste un mercato, tra cui la stessa CO₂, oltre al benessere sociale, il consumo di suolo impatta sul *business* delle aziende dei settori collegati. In questo senso le iniziative a livello internazionale sono di grande attenzione e all'interno della Convenzione sulla Biodiversità (CBD) è stata sviluppata la *Global Partnership for Business and Biodiversity* con l'obiettivo di incrementare la comprensione del ruolo critico che il Capitale Naturale riveste per le imprese. Allo stesso tempo L'Unione Europea ha creato la *European Business and Biodiversity (B@B) Platform* con l'obiettivo di evidenziare il legame tra biodiversità ed economia.

⁸⁶ Si veda ad esempio: Shanahan *et al.*, 2016; Cervinka *et al.*, 2014.

⁸⁷ Si veda, quale esempio del vivace dibattito scientifico e non solo: Fürst, 2015.

In definitiva, la valutazione degli impatti economici e quindi sociali connessi al consumo di suolo è una dimensione centrale sia per gli individui che per le imprese, sia per le componenti materiali che per quelle immateriali, tra cui quelle psicofisiche del benessere.

Man mano che lo sguardo si allarga dalla scala micro alla scala macro si capisce come le valutazioni delle dimensioni sociali ed economiche siano fondamentali affinché la società possa programmare in modo cosciente e trasparente il proprio sviluppo. La valutazione dei servizi ecosistemici è un passaggio fondamentale per fornire ai pubblici decisori elementi indispensabili per poter pianificare il territorio, per poter valutare ex-ante l'impatto delle politiche, per poter contabilizzare efficacemente il livello di benessere della società e immaginarne il modello di sviluppo.

Cervinka R., Hölte J., Pirgie L., Schwab M., Sudkamp J., Haluza D., Arnberger A., Eder R., Ebenberger M. (2014). Green Public Health – Benefits of Woodlands on Human Health and Well-being [Zur Gesundheitswirkung von Waldlandschaften]. Vienna, Austria, Bundesforschungszentrum für Wald (BFW).

Costanza R. (1991). Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability, Columbia University Press, New York.

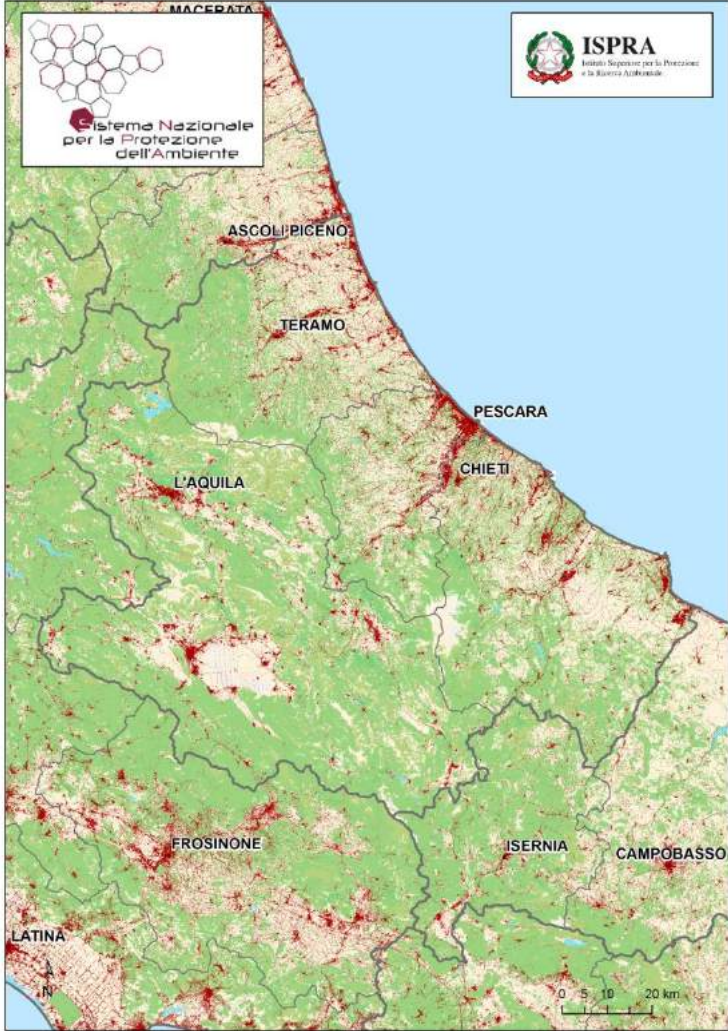
Fürst C. (2015). Does using the ecosystem services concept provoke the risk of assigning virtual prices instead of real values to nature? Some reflections on the benefit of ecosystem services for planning and policy consulting, European Journal of Ecology 2015, 1(2): 39-44.

Shanahan D.F., Bush R., Gaston K.J., Lin B.B., Dean J., Barber E., Fuller R.A. (2016). Health Benefits from Nature Experiences Depend on Dose, Scientific Reports 6(28551).

SCHEDE REGIONALI

A cura della Rete dei referenti del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA)

Nelle pagine seguenti sono riportate 21 schede sintetiche per le Regioni e le Province Autonome, a cura della Rete dei referenti del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA), con la selezione di alcuni indicatori significativi e di alcuni comuni con il maggior consumo di suolo in termini percentuali, assoluti (km²) e di incremento percentuale.



Abruzzo

Comuni con una % di consumo di suolo maggiore

Comune	%	km ²	Incremento %
	2015	2015	2012-2015
Pescara	50,8	17	0,1
Montesilvano	33,1	8	0,0
Martinisicuro	32,9	5	0,6

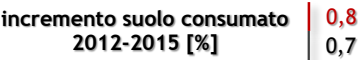
Comuni con una superficie di consumo di suolo maggiore

Comune	%	km ²	Incremento %
	2015	2015	2012-2015
L'Aquila	5,1	24	0,8
Pescara	50,8	17	0,1
Teramo	9,7	15	0,8

Comuni con un incremento % di consumo di suolo maggiore

Comune	%	km ²	Incremento %
	2015	2015	2012-2015
Lettopalena	2,2	0	17,5
Monteodorisio	4,7	1	14,1
Cerchio	5,4	1	13,4

■ Abruzzo ■ Italia



Provincia	%	km ²	Incremento %
	2015	2015	2012-2015
Pescara	7,0	86	0,4
Teramo	6,6	129	1,0
Chieti	6,0	154	0,8
L'Aquila	3,0	153	1,0

Cerchio (AQ)

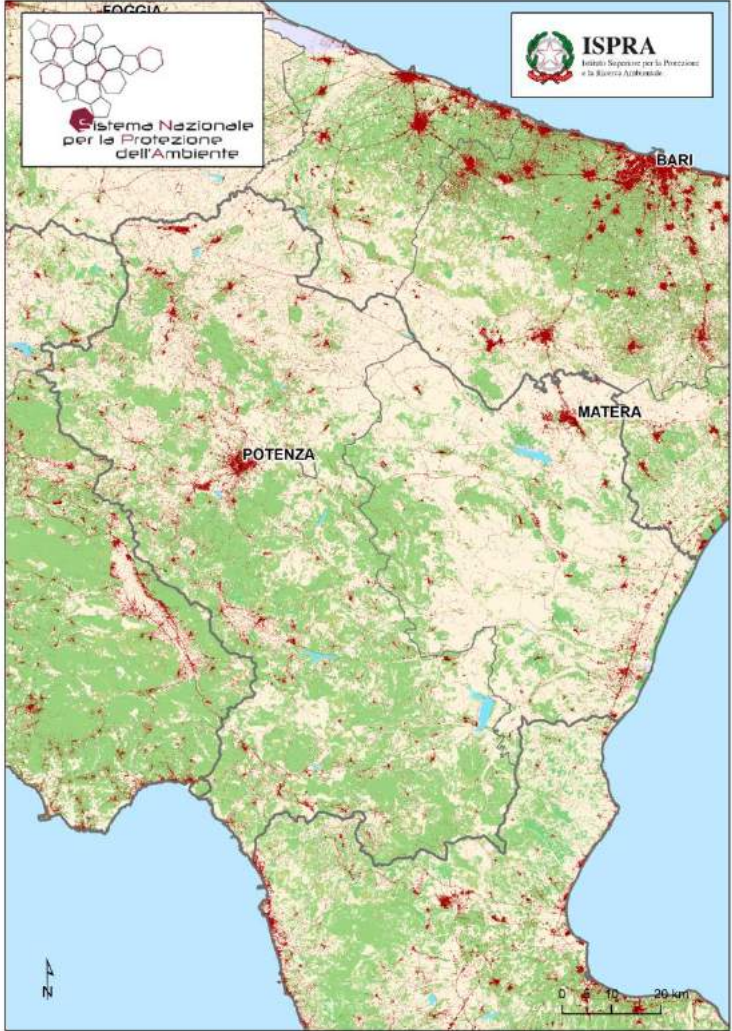


2012



2015

Fonte: Carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA, 2016



■ Basilicata ■ Italia

suolo consumato 2015 [%] **3,4**
7,6

incremento suolo consumato
2012-2015 [%] **1,4**
0,7

indice di dispersione 2015 [%] **88,1**
84,8

area di impatto 2015 [%] **43,2**
56,0

Provincia	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Potenza	3,6	235	0,9
Matera	2,8	97	2,5

Basilicata

Comuni con una % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Policoro	11,7	8	0,9
Potenza	10,6	18	1,0
Scanzano Jonico	9,1	6	1,6

Comuni con una superficie di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Matera	5,4	21	4,0
Potenza	10,6	18	1,0
Melfi	6,8	14	1,8

Comuni con un incremento % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Corleto Perticara	2,9	3	24,7
Ferrandina	1,9	4	8,4
Garaguso	2,2	1	7,2

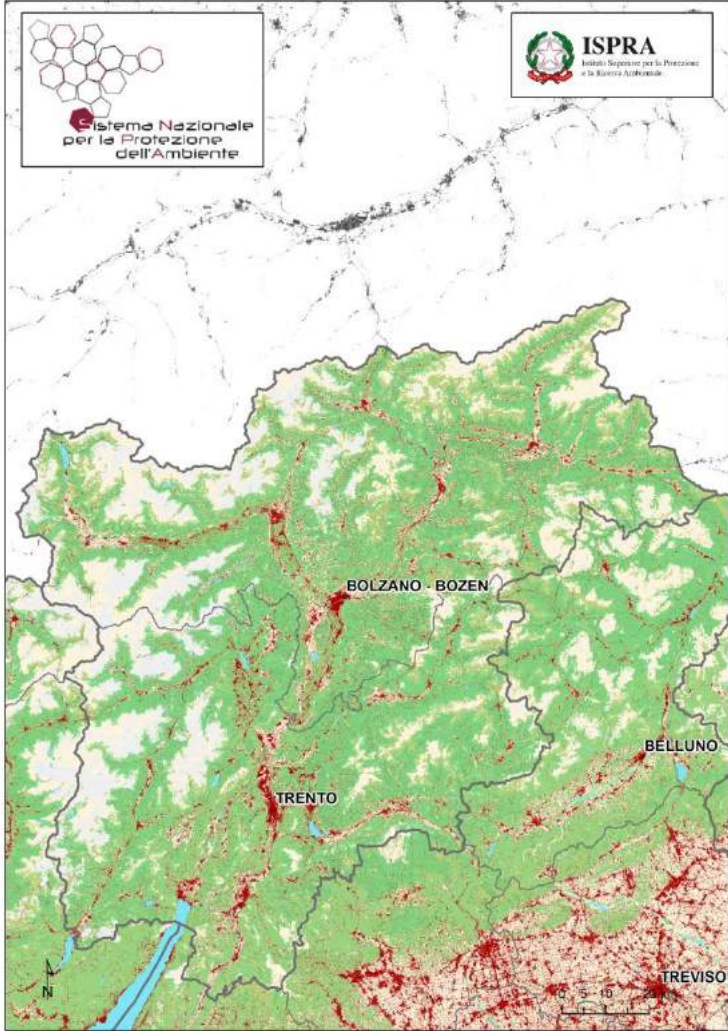
Corleto Perticara (PZ)



2012



2015



■ Trentino-Alto Adige ■ Italia

suolo consumato 2015 [%]

Trentino-Alto Adige	4,4
Italia	7,6

incremento suolo consumato
2012-2015 [%]

Trentino-Alto Adige	0,7
Italia	0,7

indice di dispersione 2015 [%]

Trentino-Alto Adige	93,3
Italia	84,8

area di impatto 2015 [%]

Trentino-Alto Adige	42,5
Italia	56,0

Provincia	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Bolzano	4,1	301	0,7

Bolzano

Comuni con una % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Bolzano	26,1	14	0,9
Merano	22,9	6	0,1
Cortina sulla strada del vino	17,1	0,34	0,4

Comuni con una superficie di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Bolzano	26,1	14	0,9
Sarentino	3,0	9	0,3
Appiano sulla strada del vino	10,6	6	1,2

Comuni con un incremento % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Bronzolo	13,3	1	3,1
Salorno	8,2	3	3,0
Avelengo	5,1	1	2,8

Avelengo (BZ)



2012



2015



Calabria

Comuni con una % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Tropea	32,5	1	0,5
Soverato	27,5	2	0,4
Villa San Giovanni	27,2	3	0,9

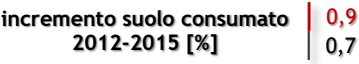
Comuni con una superficie di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Reggio di Calabria	14,0	33	0,6
Lamezia Terme	15,1	24	0,9
Catanzaro	18,1	20	1,1

Comuni con un incremento % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
San Floro	6,5	1	70,4
Melicuccà	3,9	1	17,9
Laino Borgo	3,8	2	8,6

■ Calabria ■ Italia



Provincia	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Catanzaro	6,5	156	1,2
Reggio di Calabria	5,7	181	0,9
Vibo Valentia	5,7	65	0,6
Cosenza	4,2	279	0,9
Crotone	3,6	61	0,9

San Floro (CZ)

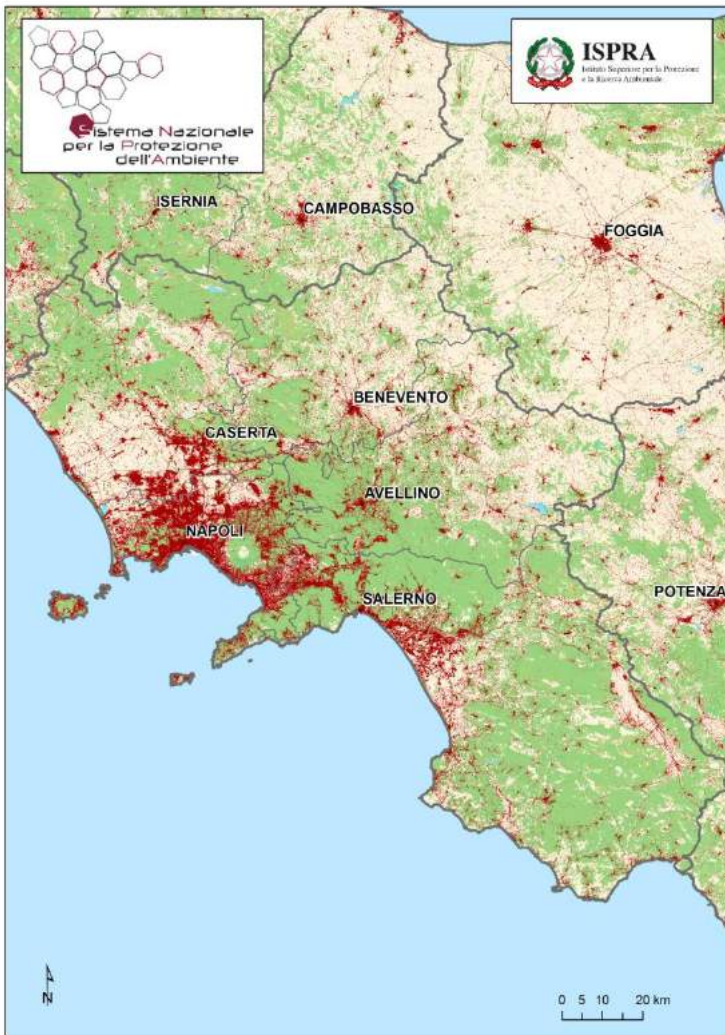


2011



2014

Fonte: Carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA, 2016



Campania

Comuni con una % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Casavatore	89,3	1	0,1
Arzano	82,0	4	0,1
Melito di Napoli	81,0	3	0,4

Comuni con una superficie di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Napoli	61,9	73	0,1
Eboli	26,4	36	1,3
Battipaglia	46,7	26	1,2

Comuni con un incremento % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Serre	7,4	5	16,8
Villa Literno	11,0	7	10,4
Sassinoro	3,5	0	6,8

■ Campania ■ Italia

suolo consumato 2015 [%]
Campania: 10,7
Italia: 7,6

incremento suolo consumato
2012-2015 [%]
Campania: 0,6
Italia: 0,7

indice di dispersione 2015 [%]
Campania: 79,2
Italia: 84,8

area di impatto 2015 [%]
Campania: 64,7
Italia: 56,0

Provincia	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Napoli	33,8	396	0,5
Caserta	9,9	262	0,9
Salerno	9,2	438	0,6
Avellino	7,0	195	0,6
Benevento	6,7	138	0,8

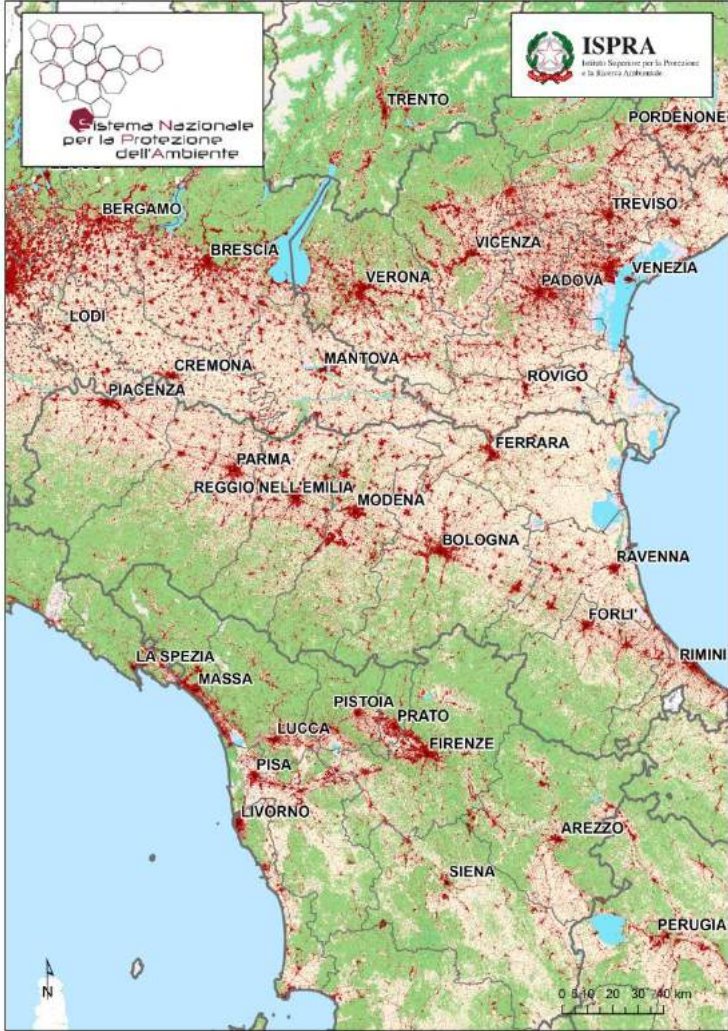
Serre (SA)



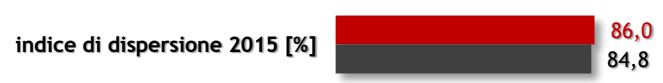
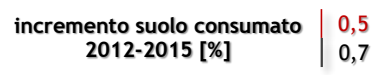
2011



2015



■ Emilia Romagna ■ Italia



Provincia	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Rimini	12,9	112	0,3
Reggio nell'Emilia	12,1	277	0,2
Modena	11,5	310	0,6
Ravenna	10,2	189	0,9
Parma	9,3	321	0,3
Piacenza	9,0	234	0,3
Bologna	9,0	332	0,7
Forlì-Cesena	7,6	182	0,5
Ferrara	7,5	198	0,7

Emilia Romagna

Comuni con una % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Cattolica	60,0	4	0,0
Riccione	49,3	9	0,0
Gambettola	36,2	3	0,6

Comuni con una superficie di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Ravenna	10,5	69	1,0
Parma	23,4	61	0,5
Ferrara	13,2	53	0,4

Comuni con un incremento % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Voghiera	7,6	3	2,7
San Felice sul Panaro	13,0	7	2,4
Mirandola	9,7	13	2,3

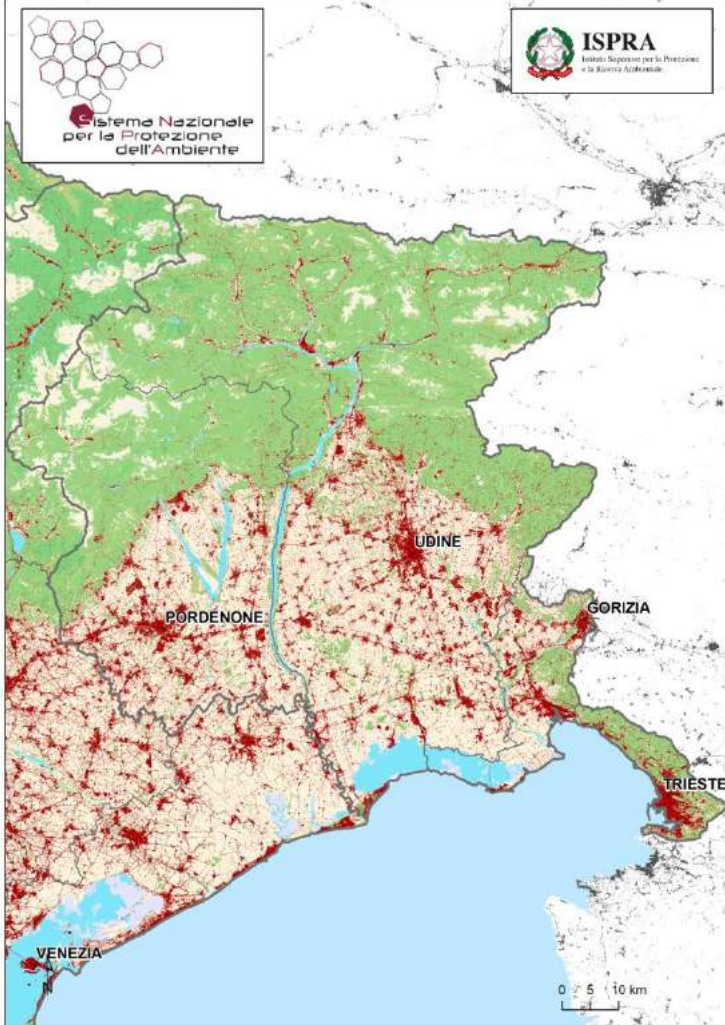
Voghiera (FE)



2011



2015



■ Friuli Venezia Giulia ■ Italia

suolo consumato 2015 [%] 8,8
7,6

incremento suolo consumato
2012-2015 [%] 0,7
0,7

indice di dispersione 2015 [%] 86,4
84,8

area di impatto 2015 [%] 54,4
56,0

Provincia	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Trieste	22,8	48	0,0
Gorizia	14,1	66	0,3
Pordenone	8,9	202	0,9
Udine	7,7	373	0,7

Friuli Venezia Giulia

Comuni con una % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Monfalcone	49,1	10	0,1
Udine	42,3	24	0,6
Pordenone	39,8	15	1,1

Comuni con una superficie di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Trieste	34,4	29	0,0
Udine	42,3	24	0,6
Pordenone	39,8	15	1,1

Comuni con un incremento % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Maniago	11,3	8	3,2
Palazzolo dello Stella	9,1	3	2,8
Pozzuolo del Friuli	15,8	5	2,7

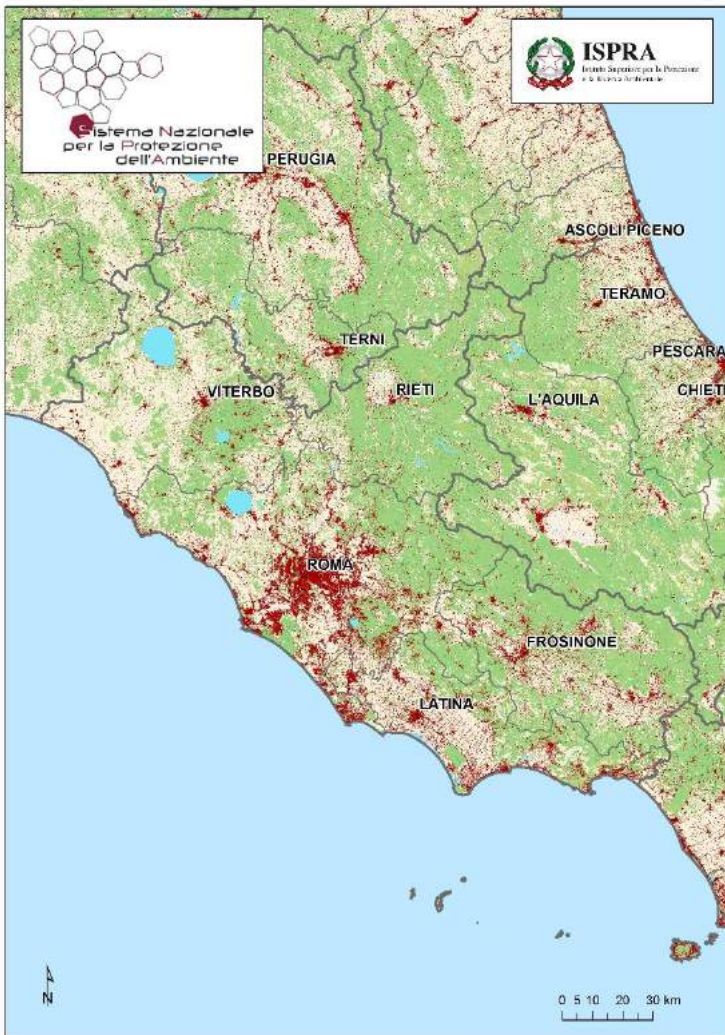
Pordenone



2011



2015



■ Lazio ■ Italia

suolo consumato 2015 [%] **8,2**
7,6

incremento suolo consumato
2012-2015 [%] **0,8**
0,7

indice di dispersione 2015 [%] **86,1**
84,8

area di impatto 2015 [%] **57,1**
56,0

Provincia	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Roma	13,2	708	0,8
Latina	10,0	225	0,6
Frosinone	6,8	221	0,4
Viterbo	4,5	161	1,5
Rieti	3,2	88	0,6

Lazio

Comuni con una % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Ciampino	39,8	5	0,9
Anzio	33,8	15	0,9
Frosinone	29,0	14	0,3

Comuni con una superficie di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Roma	24,5	315	0,5
Latina	15,3	42	1,0
Fiumicino	13,6	29	1,5

Comuni con un incremento % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Ischia di Castro	2,1	2	15,8
Colleferro	20,0	5	6,6
Tessennano	4,0	1	6,2

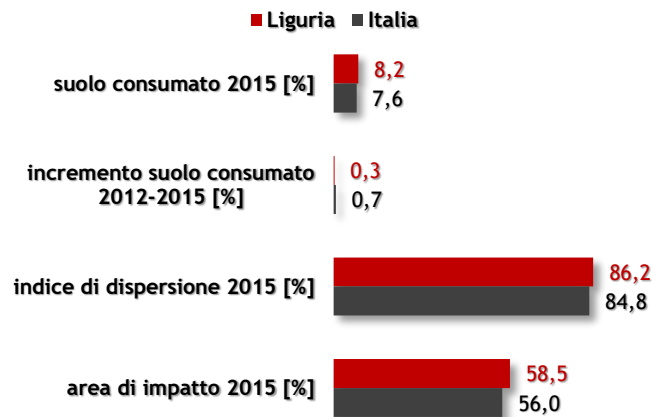
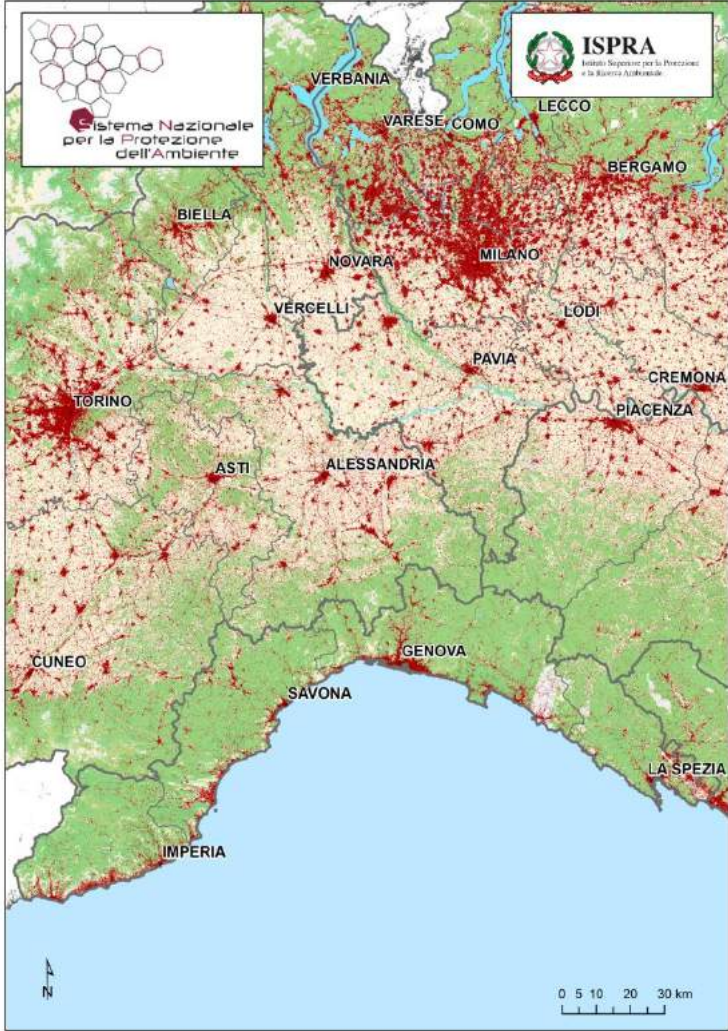
Roma, IV Municipio



2011



2015



Provincia	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
La Spezia	8,9	78	0,3
Genova	8,5	155	0,3
Savona	7,8	121	0,2
Imperia	7,5	87	0,1

Liguria

Comuni con una % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
San Lorenzo al Mare	41,9	1	0,0
Santo Stefano al Mare	40,2	1	0,2
Valle Crosia	38,0	1	0,1

Comuni con una superficie di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Genova	23,9	57	0,3
La Spezia	28,4	15	0,1
Albenga	30,7	11	0,1

Comuni con un incremento % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Brugnato	9,6	1	6,9
Terzorio	6,6	0	3,4
Uscio	7,5	1	3,0

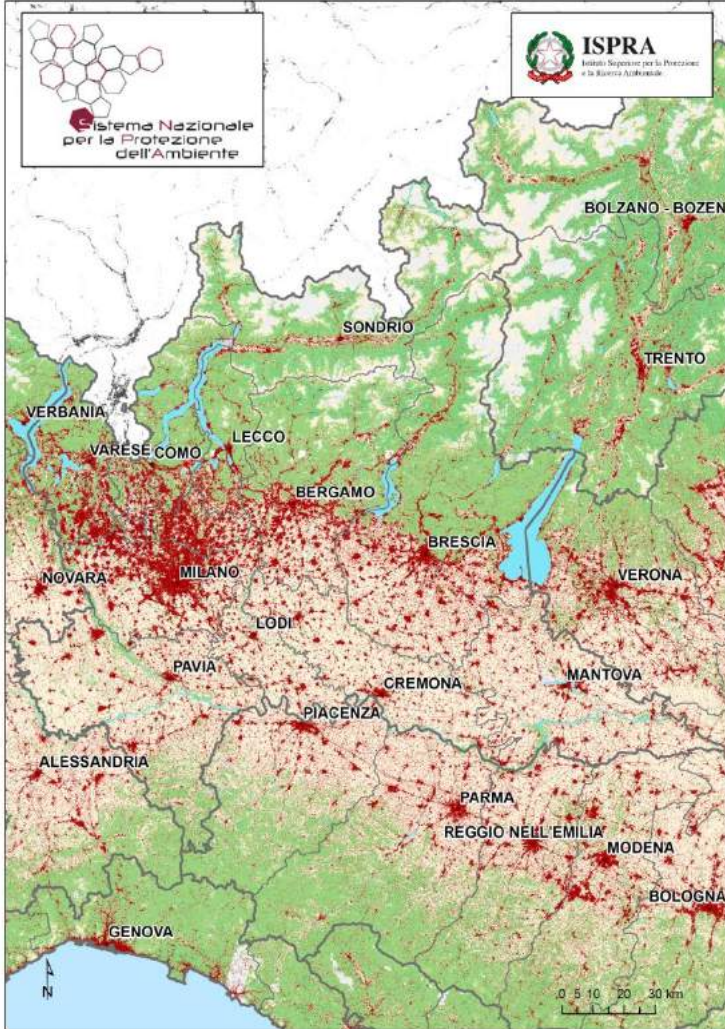
Brugnato (SP)



2011



2015



■ Lombardia ■ Italia

suolo consumato 2015 [%] **12,8**
7,6

incremento suolo consumato
2012-2015 [%] **0,6**
0,7

indice di dispersione 2015 [%] **78,2**
84,8

area di impatto 2015 [%] **60,8**
56,0

Provincia	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Monza e della Brianza	40,7	165	0,5
Milano	31,7	500	1,2
Varese	22,0	264	0,3
Como	13,0	167	0,8
Bergamo	12,7	348	0,6
Lecco	12,7	103	0,2
Lodi	12,6	99	1,3
Brescia	11,4	547	0,5
Mantova	11,2	263	0,3
Cremona	11,2	199	0,6
Pavia	10,2	303	0,4
Sondrio	3,2	103	0,4

¹ In questa valutazione va considerato che il periodo di riferimento "2012-2015" può variare da regione a regione: per la Lombardia è leggermente più lungo rispetto alla media, poiché la cartografia "2012" è in diverse zone basata su immagini satellitari del 2011.

Lombardia

Comuni con una % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Lissone	71,3	7	0,0
Sesto San Giovanni	66,7	8	0,0
Cusano Milanino	64,6	2	0,0

Comuni con una superficie di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Milano	57,2	104	0,7
Brescia	44,5	40	0,4
Cremona	28,7	20	0,2

Comuni con un incremento % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Vizzolo Predabissi	27,8	2	35,1
Gambarana	4,3	1	24,6
Merlino	13,3	1	18,9

La Lombardia si conferma, per caratteristiche territoriali e densità di popolazione, produttiva e infrastrutturale, la regione italiana con la percentuale più alta di suolo consumato. L'incremento relativo di consumo di suolo nel periodo considerato risulta comunque leggermente inferiore alla media nazionale ¹. Le province lombarde con le percentuali di consumo di suolo maggiore risultano essere quelle maggiormente popolate e con la maggiore densità di insediamenti produttivi e di infrastrutture di trasporto. Alla scala comunale, i valori più elevati di consumo di suolo possono essere associati all'impatto locale di nuovi insediamenti produttivi e, in particolare, di nuove infrastrutture viabilistiche.

Vizzolo Predabissi (MI)

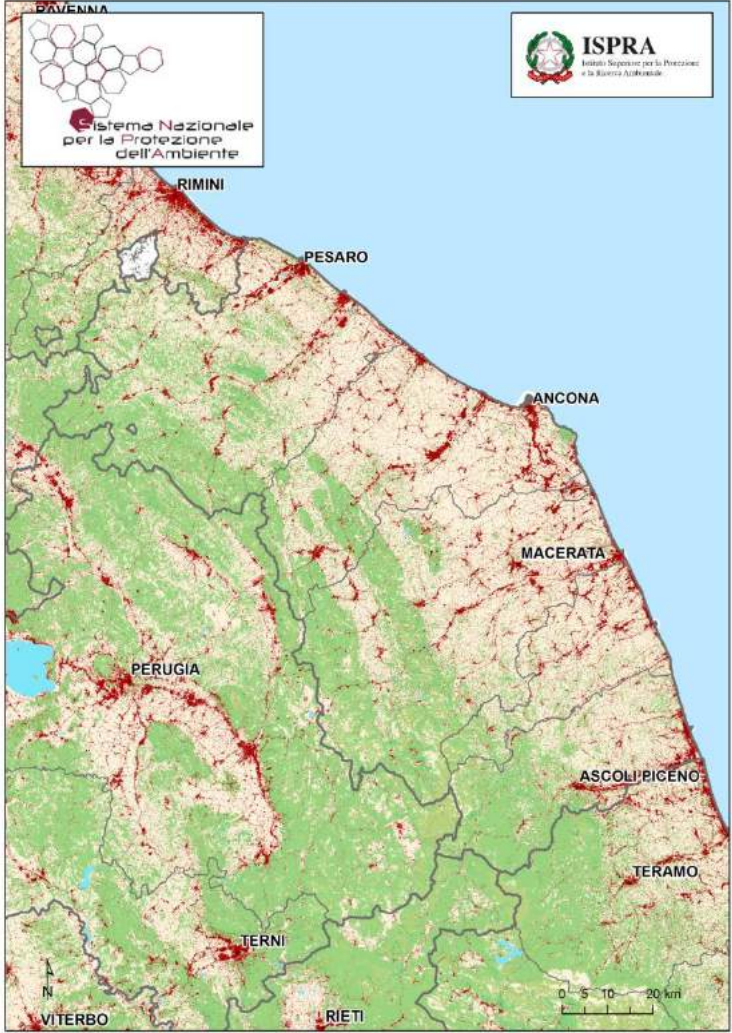


2012



2015

Fonte: Carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA, 2016



■ Marche ■ Italia

suolo consumato 2015 [%]
7,0
7,6

incremento suolo consumato
2012-2015 [%]
0,9
0,7

indice di dispersione 2015 [%]
88,2
84,8

area di impatto 2015 [%]
60,2
56,0

Provincia	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Ancona	9,0	176	1,0
Fermo	7,7	66	0,7
Pesaro e Urbino	6,6	170	1,1
Ascoli Piceno	6,4	78	1,0
Macerata	5,9	165	0,8

Marche

Comuni con una % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
San Benedetto del Tronto	37,2	9	0,3
Porto San Giorgio	36,9	3	0,2
Gabicce Mare	32,4	2	0,0

Comuni con una superficie di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Pesaro	18,6	24	0,3
Ancona	17,4	22	0,7
Fano	17,2	21	1,0

Comuni con un incremento % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Folignano	14,0	2	9,8
Camerata Picena	11,7	1	9,4
Peglio	3,3	1	9,1

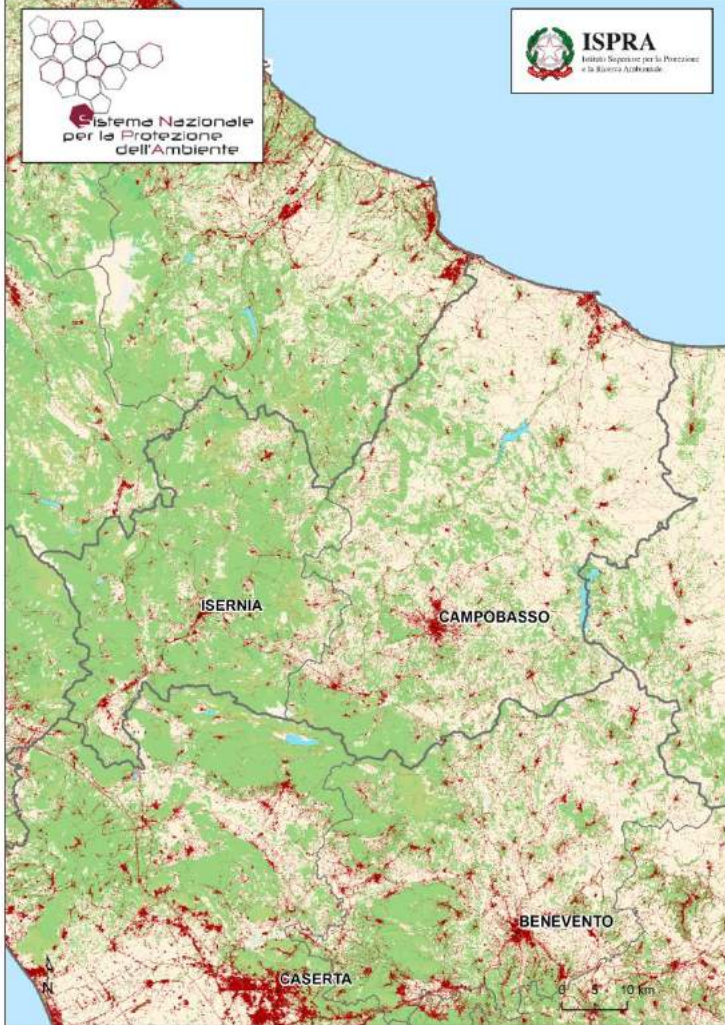
Folignano (AP)



2012



2013



■ Molise ■ Italia

suolo consumato 2015 [%] **3,8**
7,6

incremento suolo consumato
2012-2015 [%] **0,7**
0,7

indice di dispersione 2015 [%] **94,7**
84,8

area di impatto 2015 [%] **47,4**
56,0

Provincia	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Campobasso	4,0	117	0,9
Isernia	3,3	51	0,4

Molise

Comuni con una % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Campobasso	19,0	11	0,1
Termoli	16,4	9	0,2
Isernia	8,4	6	0,1

Comuni con una superficie di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Campobasso	19,0	11	0,1
Termoli	16,4	9	0,2
Isernia	8,4	6	0,1

Comuni con un incremento % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Castelverrino	2,6	0	15,9
Ripabottoni	2,9	1	7,0
Petrella Tifernina	2,9	1	6,2

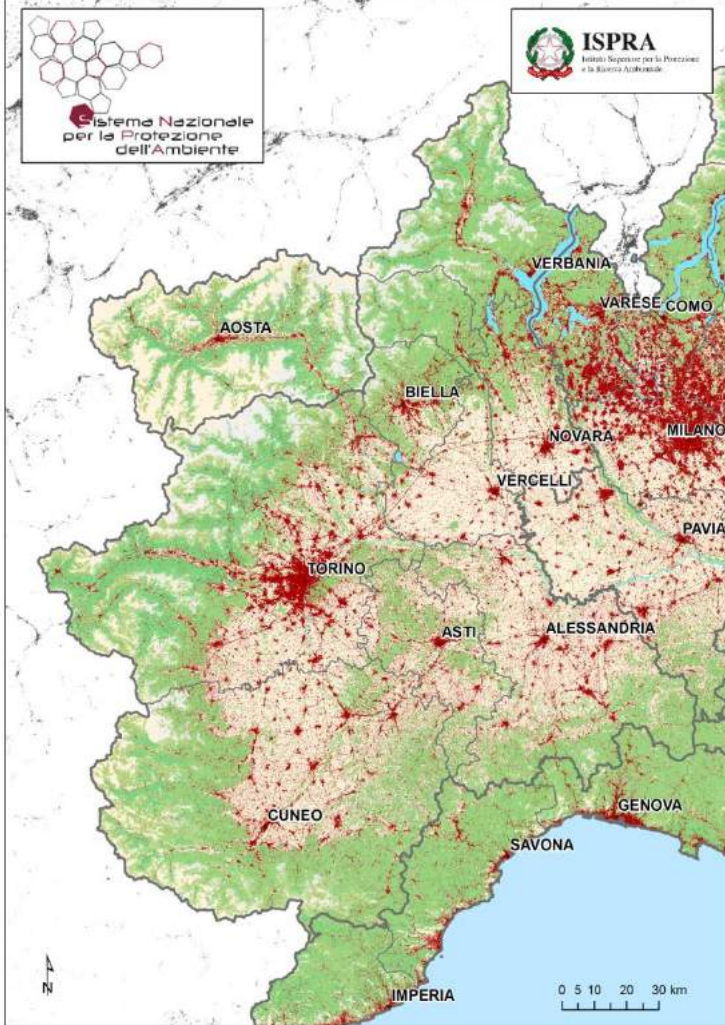
Castelverrino (IS)



2011



2014



■ Piemonte ■ Italia

suolo consumato 2015 [%] **8,2**
7,6

incremento suolo consumato
2012-2015 [%] **0,3**
0,7

indice di dispersione 2015 [%] **88,3**
84,8

area di impatto 2015 [%] **56,8**
56,0

Provincia	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Novara	13,2	177	0,4
Biella	10,2	93	0,2
Torino	9,9	674	0,4
Asti	9,9	149	0,2
Alessandria	8,5	304	0,3
Cuneo	6,6	454	0,2
Vercelli	6,4	133	0,4
Verbania-Cusio-Ossola	3,8	86	0,1

Piemonte

Comuni con una % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Torino	63,0	82	0,1
Beinasco	58,5	4	0,2
Grugliasco	54,4	7	0,1

Comuni con una superficie di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Torino	63,0	82	0,1
Alessandria	16,6	34	0,3
Asti	16,8	25	0,2

Comuni con un incremento % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Torrazza Piemonte	19,7	2	10,5
Voltaggio	2,6	1	6,4
Villanova Biellese	5,4	0,4	5,2

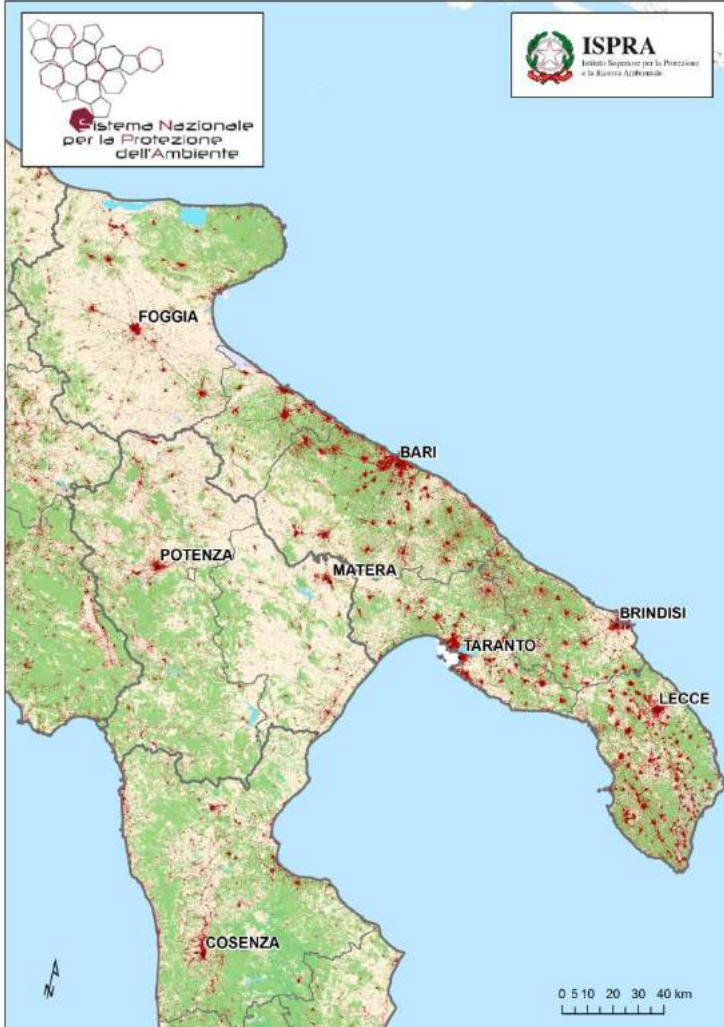
Voltaggio (AL)



2011



2015



■ Puglia ■ Italia

suolo consumato 2015 [%] **8,2**
7,6

incremento suolo consumato
2012-2015 [%] **0,9**
0,7

indice di dispersione 2015 [%] **83,5**
84,8

area di impatto 2015 [%] **68,8**
56,0

Provincia	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Lecce	14,3	394	0,6
Brindisi	10,4	191	0,9
Bari	9,7	372	1,0
Taranto	9,4	231	0,9
Barletta-Andria-Trani	7,2	110	1,0
Foggia	4,0	280	1,3

Puglia

Comuni con una % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Bari	41,8	49	0,6
Modugno	40,3	13	1,3
Aradeo	27,9	2	0,4

Comuni con una superficie di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Taranto	20,7	51	1,0
Bari	41,8	49	0,6
Brindisi	13,5	44	1,1

Comuni con un incremento % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Troia	2,8	5	6,7
Carosino	15,3	2	5,1
Apricena	6,3	11	5,0

Troia (FG)



2012



2015

Sardegna

Comuni con una % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Mon serrato	41,3	3	2,0
Elmas	30,2	4	0,2
Cagliari	24,1	20	0,4

Comuni con una superficie di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Sassari	8,2	42	1,0
Olbia	7,8	30	0,8
Cagliari	24,1	20	0,4

Comuni con un incremento % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Noragugume	2,1	1	25,4
Giave	3,1	1	24,2
Narbolia	4,6	2	17,1

La Sardegna mantiene un valore di suolo consumato in percentuale pari alla metà del valore riferito al territorio nazionale, mentre si mantiene in linea con il dato nazionale (0,7%) se riferito all'incremento negli ultimi tre anni (2012-2015). A scala provinciale può essere evidenziato il dato percentuale di consumo del suolo che risulta proporzionale all'ampiezza amministrativa fatta eccezione per la provincia di Nuoro e Ogliastra. A scala comunale colpiscono gli incrementi connessi alla realizzazione di imponenti impianti fotovoltaici/solare termodinamici.

■ Sardegna ■ Italia

suolo consumato 2015 [%] **3,6**
7,6

incremento suolo consumato
2012-2015 [%] **0,7**
0,7

indice di dispersione 2015 [%] **85,3**
84,8

area di impatto 2015 [%] **42,8**
56,0

Provincia	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Cagliari	4,1	188	1,0
Sassari	4,0	169	1,3
Oristano	4,0	120	0,5
Carbonia-Iglesias	4,0	59	0,3
Olbia-Tempio	3,6	124	0,5
Medio Campidano	3,2	49	0,9
Nuoro	2,8	110	0,5
Ogliastra	2,4	44	0,3

Sassari



2011



2015



■ Sicilia
 ■ Italia

suolo consumato 2015 [%]
 6,97,6

incremento suolo consumato
 2012-2015 [%]
 0,90,7

indice di dispersione 2015 [%]
 81,884,8

area di impatto 2015 [%]
 60,656,0

Provincia	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Ragusa	14,8	239	1,2
Siracusa	9,1	193	1,2
Catania	7,9	279	0,7
Trapani	7,7	189	1,2
Agrigento	6,4	189	0,5
Messina	6,2	199	0,8
Palermo	5,7	283	0,7
Caltanissetta	5,3	112	1,3
Enna	3,2	82	1,1

Sicilia

Comuni con una % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Isola delle Femmine	53,9	2	0,0
Gravina di Catania	48,0	2	1,4
Villabate	47,1	2	1,3

Comuni con una superficie di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Palermo	39,4	63	0,3
Vittoria	28,7	52	0,6
Catania	27,6	50	1,6

Comuni con un incremento % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Rodi Milici	4,1	1	11,5
Campofelice di Fitalia	1,8	1	10,4
Mistretta	1,9	2	9,2

Campofelice di Fitalia (PA)



2013



2015

Toscana

Comuni con una % di consumo di suolo maggiore

Comune	%	km ²	Incremento %
	2015	2015	2012-2015
Forte dei Marmi	47,3	4	0,1
Viareggio	41,7	14	0,0
Firenze	41,7	43	0,2

Comuni con una superficie di consumo di suolo maggiore

Comune	%	km ²	Incremento %
	2015	2015	2012-2015
Firenze	41,7	43	0,2
Arezzo	9,3	36	0,1
Prato	33,2	32	0,3

Comuni con un incremento % di consumo di suolo maggiore

Comune	%	km ²	Incremento %
	2015	2015	2012-2015
Civitella Paganico	3,2	6	5,8
Monticiano	3,4	4	5,2
Barberino di Mugello	6,3	8	2,6

Dai dati presentati in questo rapporto risulta evidente che le aree con i valori più elevati di suolo consumato si concentrano nel bacino Firenze-Prato-Pistoia e nella fascia costiera tra il confine con la Liguria e la città di Livorno, oltre che lungo le direttrici principali dello sviluppo urbano e infrastrutturale (Valdarno superiore e inferiore, Valdinievole, Lucchesia, Valdelsa, etc). Le province con i tassi maggiori di consumo di suolo risultano, anche a causa delle ridotte dimensioni, quelle di Prato e Pistoia, mentre la città metropolitana di Firenze – che dal 2015 è subentrata alla provincia – fa registrare il valore più grande in termini assoluti. Analogamente, tutti i comuni con le percentuali maggiori di suolo consumato si trovano nella Versilia e nel bacino fiorentino anche se le maggiori superfici consumate si registrano nei comuni capoluogo di provincia.

Barberino di Mugello (FI)



2014

Fonte: Carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA, 2016

■ Toscana ■ Italia

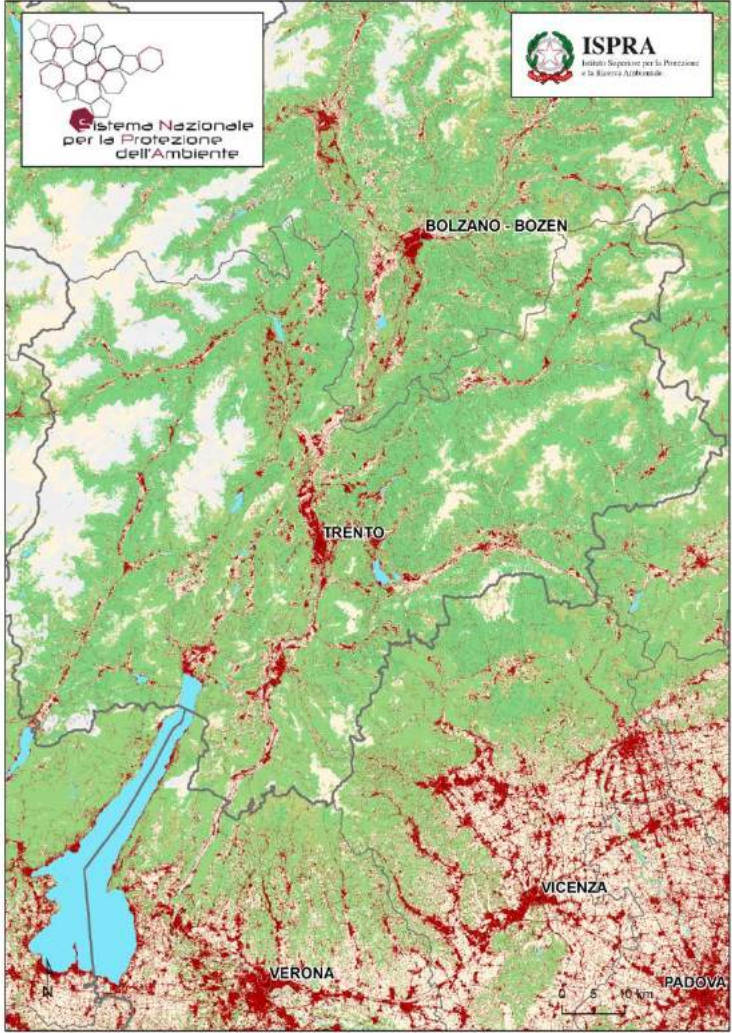
suolo consumato 2015 [%] **7,0**
7,6

incremento suolo consumato
2012-2015 [%] **0,3**
0,7

indice di dispersione 2015 [%] **86,5**
84,8

area di impatto 2015 [%] **58,3**
56,0

Provincia	%	km ²	Incremento %
	2015	2015	2012-2015
Prato	15,0	55	0,3
Pistoia	11,5	111	0,2
Livorno	10,7	130	0,3
Lucca	10,0	177	0,1
Firenze	8,2	290	0,4
Massa Carrara	8,0	92	0,0
Pisa	7,6	187	0,2
Arezzo	6,1	197	0,4
Siena	5,1	197	0,3
Grosseto	4,0	182	0,5



■ Trentino-Alto Adige ■ Italia

suolo consumato 2015 [%] **4,4**
7,6

incremento suolo consumato
2012-2015 [%] **0,7**
0,7

indice di dispersione 2015 [%] **93,3**
84,8

area di impatto 2015 [%] **42,5**
56,0

Provincia	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Trento	4,8	300	0,8

Trento

Comuni con una % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Fiera di Primiero	79,7	0,1	0,0
Lavis	29,8	4	0,1
Albiano	20,0	2	0,1

Comuni con una superficie di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Trento	18,4	29	0,5
Rovereto	17,8	9	2,0
Pergine Valsugana	12,6	7	0,4

Comuni con un incremento % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Villa Agneda	6,5	1	8,6
Sfruz	4,6	1	7,3
Castelfondo	3,1	1	6,8

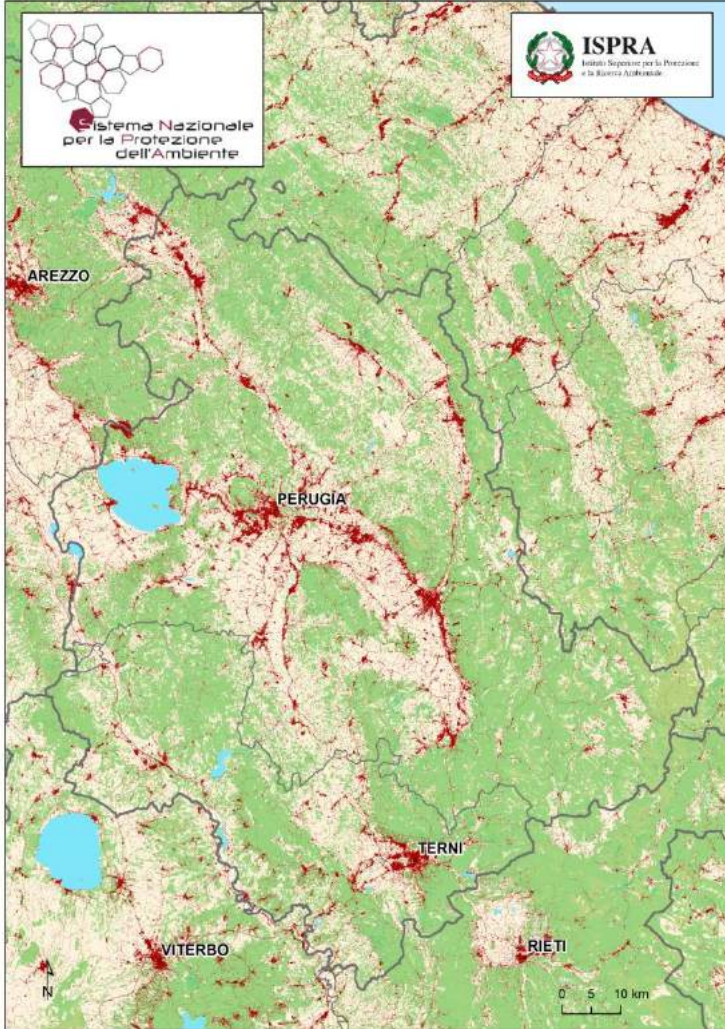
Castelfondo (TN)



2012



2015



Umbria

Comuni con una % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Bastia Umbra	25,1	7	2,9
Corciano	14,5	9	2,2
Terni	12,7	27	1,5

Comuni con una superficie di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Perugia	11,2	50	0,8
Terni	12,7	27	1,5
Città di Castello	6,0	23	1,1

Comuni con un incremento % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Avigliano Umbro	3,5	2	6,0
Porano	4,1	1	3,3
Castel Ritaldi	6,1	1	3,1

■ Umbria ■ Italia

suolo consumato 2015 [%]
■ 5,4
■ 7,6

incremento suolo consumato
2012-2015 [%]
| 1,0
| 0,7

indice di dispersione 2015 [%]
■ 86,8
■ 84,8

area di impatto 2015 [%]
■ 52,1
■ 56,0

Provincia	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Perugia	5,6	349	1,0
Terni	4,8	102	1,2

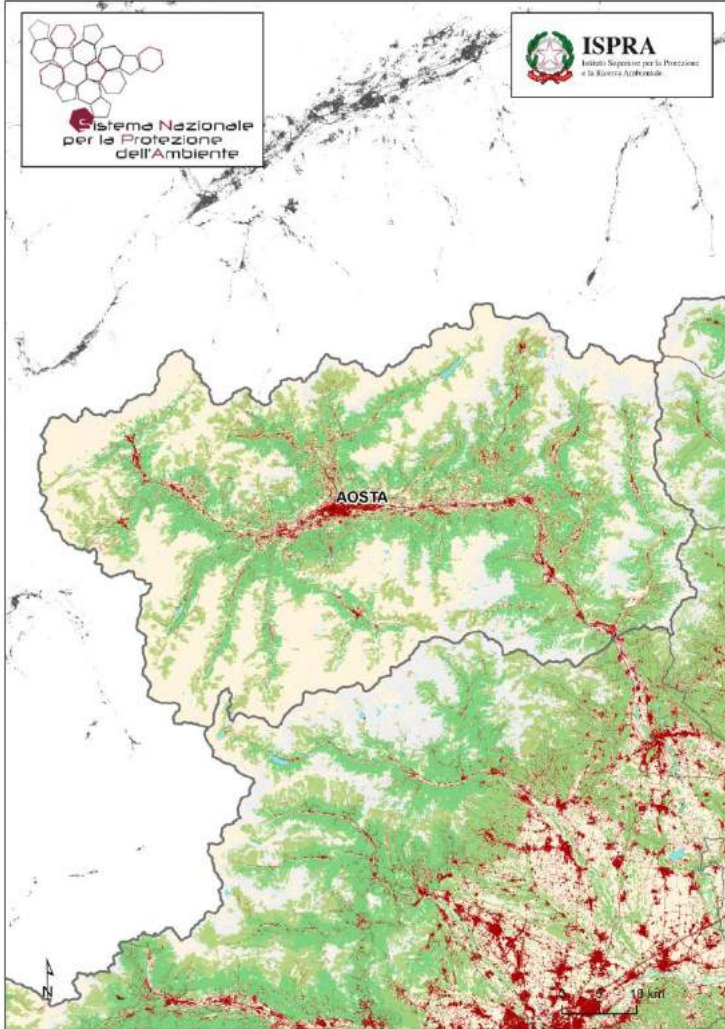
Bastia Umbra (PG)



2013



2015



■ Valle D'Aosta ■ Italia

suolo consumato 2015 [%] **2,9**
7,6

incremento suolo consumato
2012-2015 [%] **0,7**
0,7

indice di dispersione 2015 [%] **94,3**
84,8

area di impatto 2015 [%] **25,3**
56,0

Provincia	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Aosta	2,9	94	0,7

Valle D'Aosta

Comuni con una % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Aosta	30,7	7	0,4
Pont Saint Martin	18,7	1	0,2
Verrès	16,9	1	0,0

Comuni con una superficie di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Aosta	30,7	7	0,4
Quart	5,1	3	0,8
Courmayeur	1,3	3	0,3

Comuni con un incremento % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Rhemes-Saint-Georges	1,9	1	5,9
Pollein	7,3	1	3,4
Chambave	4,5	1	2,8

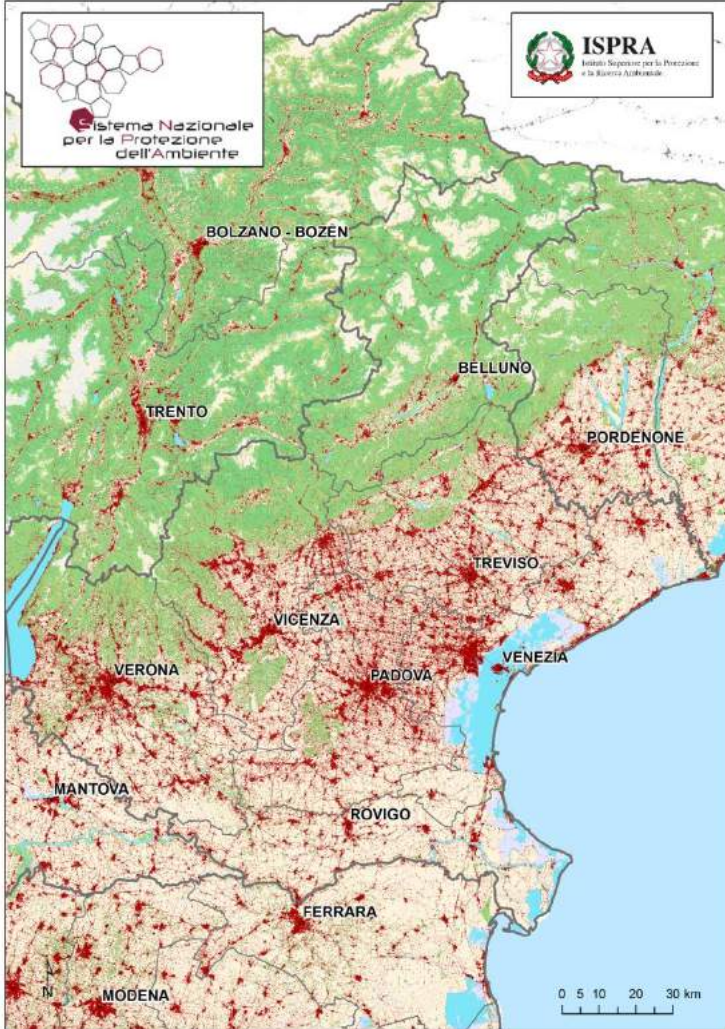
Pollein (AO)



2011



2015



Veneto

Comuni con una % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Padova	49,0	46	0,5
Noventa Padovana	43,7	3	0,4
Spinea	43,2	6	1,0

Comuni con una superficie di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Venezia	16,8	70	0,9
Verona	28,2	56	0,4
Padova	49,0	46	0,5

Comuni con un incremento % di consumo di suolo maggiore

Comune	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Palù	7,9	1	10,7
Mason Vicentino	14,1	2	6,3
Sarcedo	18,5	3	6,3

Negli ultimi 3 anni, dal 2012 al 2015, sono stati consumati 1.400 ha circa, un incremento dello 0,6%, in diminuzione rispetto agli incrementi stimati precedentemente con altre fonti di dati (es. +1,1% tra 2009 e 2012 sulla base dei dati del programma Copernicus). In valori assoluti i dati del presente Rapporto (12,2%) si avvicinano molto al dato desunto dalla più recente versione della carta di uso del suolo predisposta dalla Regione Veneto (13,1%).

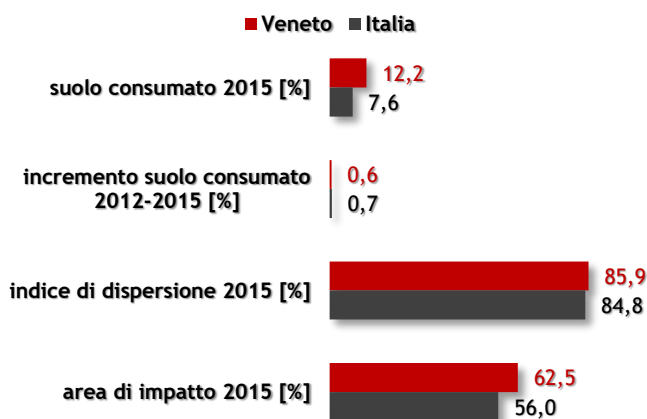
Mason Vicentino (VI)



2012



2015



Provincia	% 2015	km ² 2015	Incremento % 2012-2015
Padova	18,8	403	0,4
Treviso	16,5	410	1,0
Venezia	14,5	358	0,8
Verona	14,0	434	0,4
Vicenza	13,0	355	0,8
Rovigo	8,8	161	0,3
Belluno	3,3	120	0,2



Sistema Nazionale
per la Protezione
dell'Ambiente

ISPRA
ARTA Abruzzo
ARPA Basilicata
ARPA Calabria
ARPA Campania
ARPA Emilia-Romagna
ARPA Friuli Venezia Giulia
ARPA Lazio
ARPA Liguria
ARPA Lombardia
ARPA Marche
ARPA Molise
ARPA Piemonte
ARPA Puglia
ARPA Sardegna
ARPA Sicilia
ARPA Toscana
ARPA Umbria
ARPA Valle d'Aosta
ARPA Veneto
ARPA Bolzano
ARPA Trento

