

Consumo di suolo, urbanizzazione e perdita di biodiversità

Giuseppe Camerini

Istituto Statale "A. Cairoli", Corso Mazzini, 7 – 27100 Pavia; giuseppe_camerini@libero.it

Pervenuto il 31.12.2016; accettato il 22.2.2017

Riassunto

La crescita degli spazi urbani è un processo che sta contribuendo a cambiare gli assetti geografici e ambientali su scala planetaria. Il processo ha effetti significativi sulle comunità viventi, dal momento che la cementificazione dei suoli di solito produce come risultato una perdita di biodiversità. Il fenomeno si sta manifestando sia nei Paesi in via di sviluppo, laddove si registra un incremento della popolazione umana, sia nei Paesi economicamente più sviluppati, nei quali, malgrado una crescita demografica prossima allo zero, gli spazi urbani tendono a dilatarsi per effetto del cosiddetto "urban sprawl". Numerosi studi hanno messo a confronto aree diversamente dotate di superficie edificata dimostrando che l'urbanizzazione tende a ridurre la ricchezza specifica, anche se l'effetto si manifesta diversamente in relazione agli organismi studiati. Un moderato livello di urbanizzazione può incrementare la ricchezza di specie nel caso dei vegetali superiori, soprattutto per effetto dell'invasione da parte di essenze esotiche. Nel caso degli animali invertebrati e vertebrati l'effetto sulla biodiversità è invece negativo, anche in presenza di livelli di urbanizzazione modesti. I fattori critici che in ambiente urbano tendono a deprimere la biodiversità sono: frammentazione degli habitat, isolamento delle aree verdi, semplificazione della struttura della vegetazione, incremento di specie esotiche, inquinamento atmosferico, acustico, luminoso e –per gli animali– rischio da collisione con gli autoveicoli. L'espansione delle aree urbane sta producendo un'omogeneizzazione delle comunità viventi e minaccia da vicino anche le aree più ricche di diversità, come gli "hot spot".

PAROLE CHIAVE: urbanizzazione / biodiversità / ricchezza specifica / frammentazione habitat

Soil consumption, urbanization and loss of biodiversity

Urbanization is a driving force affecting the ongoing environmental change on a global scale. Urbanization tends to modify the structure of living organisms' communities by reducing biodiversity. Urban areas are spreading both in developing countries, due to human population growth, and in industrialized countries as a result of "urban sprawl". Many studies comparing biodiversity levels along urbanization gradients demonstrate that, as a general rule, biodiversity richness tends to decrease as urbanization grows, even if the trends are not the same for different taxa. Low levels of urbanization can promote the richness of plants communities, mainly because of exotic species invasion, while richness of both invertebrate and vertebrate animals is negatively affected by urbanization, irrespective of its intensity. Critical factors linked to urbanization are fragmentation and isolation of green areas included in the city, simplification of plant community structures, colonization by exotic species which tend to compete with indigenous ones, air pollution, noise, artificial night lighting, animals/vehicle collisions. The increase of urban areas is homogenizing the composition of living organisms' communities and is threatening also bio-geographic regions with significant levels of biodiversity (hot spots).

KEY WORDS: urbanization / biodiversity / richness / habitat fragmentation

INTRODUZIONE

La crescita degli spazi urbani sta contribuendo al cambiamento degli assetti geografici e ambientali in corso su scala planetaria. Le implicazioni sono di svariata natura. Sotto il profilo idrogeologico, sono effetti diretti l'impermeabilizzazione del suolo (Scalenghe e Marsan, 2009) la riduzione in superficie degli alvei

dei fiumi o ancora la loro artificializzazione (Sansoni, 2007). Altra inevitabile conseguenza è la cancellazione di aree destinate alla fotosintesi: terreni coltivati, praterie, boschi e altri ambienti naturaliformi (Mercalli e Sasso, 2004; Groppali e Camerini, 2006). Non mancano risvolti di carattere economico: l'urbanizzazione dei

suoli infatti può compromettere in misura significativa la capacità di produzione agricola tanto più se –come spesso avviene– i suoli maggiormente sottoposti alla pressione edificatoria sono anche quelli più fertili (Camerini e Groppali, 2003).

Il processo ha inoltre un impatto sulle comunità viventi, dal momento che la cementificazione dei suoli di solito produce una perdita di biodiversità (Debinski e Holt, 2000). Il presente lavoro ha lo scopo di illustrare una serie di casi di studio tratti dall'ampia bibliografia disponibile sul tema in oggetto.

URBANIZZAZIONE DEL TERRITORIO: LE DIMENSIONI DEL FENOMENO SU SCALA INTERNAZIONALE

L'incremento della popolazione umana non è il solo "motore" dell'urbanizzazione, ma resta il fattore principale che lo determina. Ogni essere umano che si aggiunge alla popolazione pre-esistente implica nuovi bisogni da soddisfare: uno spazio abitativo e idonee infrastrutture che garantiscano la mobilità sul territorio della sua persona e delle merci che consuma. A partire dal diciannovesimo secolo l'incremento della popolazione umana si è manifestato con un trend esponenziale per effetto del quale si prevede di raggiungere la soglia dei nove miliardi intorno al 2050.

In alcune aree della Terra, come ad esempio l'est asiatico, alla progressione demografica si è sovrapposta, in tempi recenti, un'intensa crescita economica. Il risultato è stata un'espansione rapida e imponente degli spazi urbani. Un solo esempio: fra il 1700 e il 2005 la percentuale di suolo urbano in Cina è più che decuplicata: dall'1,6% al 18,6% (Miao *et al.*, 2013).

L'imponente crescita demografica e l'inurbamento hanno rivoluzionato anche gli assetti geografici di aree economicamente poco sviluppate, come avvenuto in Africa. Qui le periferie urbane hanno preso forma in maniera rapida e disordinata e il degrado urbano ha determinato in talune realtà condizioni di vita disumane: solo per fare un esempio, si stimava che nella baraccopoli di Korogocho (Nairobi, Kenya) la densità di popolazione negli anni '90 fosse di oltre 70.000 individui/Kmq (Kyobutungi *et al.*, 2008). All'inizio del terzo millennio 800 milioni di africani vivevano negli "slums" (Fox, 2014) ovvero le baraccopoli che per altro sono comuni ai paesaggi urbani delle metropoli di altre aree del Mondo, come ad esempio l'America Latina.

Anche nelle regioni che ospitano le economie industriali di più vecchia data, come l'Europa, si è registrata una crescita generalizzata degli agglomerati urbani: dalla metà degli anni '50 la superficie totale delle aree edificate nell'UE è aumentata del 78% (EEA, 2006).

Fino alla seconda metà del 19° secolo la maggioranza della popolazione mondiale abitava territori rurali, mentre negli ultimi due secoli si è registrata una massiccia

fuga verso le città. Secondo le stime delle Nazioni Unite, già nel 1950 il 30% circa degli abitanti viveva in aree urbane e si prevede che la percentuale salirà al 66% nel 2050 (United Nations, 2015). Il trasferimento della popolazione rurale verso le città ha trasformato in taluni casi queste ultime in vere e proprie megalopoli: ad oggi sono 28 le aree urbane che ospitano più di 10 milioni di abitanti. Grandi o piccole che siano, le aree urbane stanno espandendo i loro confini fino ad inglobare gli hinterland circostanti. In molti casi il tessuto urbano va dilatandosi in tutte le direzioni e in forma sparsa, secondo il modello di sviluppo urbanistico noto come "urban sprawl" (Romano e Zullo, 2013). Il fenomeno, che si manifesta soprattutto nelle nazioni industrializzate, è spesso svincolato da dinamiche di carattere demografico e si manifesta dunque anche in Paesi in cui il tasso di crescita della popolazione è prossimo allo zero. Secondo la definizione proposta dall'Unione Europea, che al problema dedica periodici report (EEA, 2016) l'urban sprawl è determinato da una crescita urbana a bassa densità che interessa estese aree, con "tessere" di suolo edificato discontinue e immerse in una matrice solitamente costituita in prevalenza da terreni agricoli. Il più recente report (EEA, 2016) segnala una recrudescenza del fenomeno fra il 2006 e il 2009 nei 32 Paesi europei studiati. Anche nelle nazioni che solo in tempi recenti hanno avviato la loro crescita economica incombe il problema dello sprawl: solo per fare un esempio, all'interno di un'area di studio di 32.000 ettari inclusi nell'area metropolitana di Concepción (Chile) tra il 1975 e il 2000 sono scomparsi causa urbanizzazione 1734 ettari di zone umide e 1417 ettari di suolo in origine occupato da coltivi, boschi e arbusteti (Pauchard *et al.*, 2006).

URBANIZZAZIONE DEL TERRITORIO: LE DIMENSIONI DEL FENOMENO IN ITALIA

Per decenni l'Italia è rimasta sprovvista di un efficiente sistema di monitoraggio dell'uso dei suoli. In risposta a questa carenza, il Ministero dell'Ambiente nel recente passato aveva incaricato il Dipartimento di Biologia Animale dell'Università "La Sapienza" di Roma di redigere uno studio sulle dinamiche di uso del suolo in Italia dal 1960 al 2000 (Falcucci *et al.*, 2007).

La ricerca ha analizzato la destinazione d'uso dei suoli negli anni 1960, 1990 e 2000. La mappa d'uso dei suoli riferita al 1960 è quella elaborata dal Consiglio Nazionale delle Ricerche sulla base di dati catastali, mentre i dati relativi agli anni 1990 e 2000 sono invece di origine satellitare (Corine Land Cover).

Tra il 1960 e il 1990 le trasformazioni territoriali sono state molto marcate: il 51,63% dei suoli della penisola ha cambiato infatti destinazione d'uso. Nel decennio 1990-2000 la variazione di destinazione d'uso ha interessato il 23,34% dei suoli.

Tra il 1960 e il 2000 le aree urbane sono più che triplicate, mentre contestualmente si è registrata una netta contrazione della superficie a prateria. Anche l'estensione dei suoli agricoli si è ridotta, ma non in maniera omogenea: se infatti per la superficie agricola coltivata in maniera intensiva il decremento è stato modesto, la diminuzione è stata più marcata nel caso dei suoli coltivati secondo modelli estensivi. Altro dato degno di nota è il significativo aumento della superficie forestale.

L'incremento delle aree urbanizzate è una tendenza generalizzata su scala nazionale, ma il fenomeno assume particolare rilievo nelle regioni costiere e nella pianura padana (Fig. 1).

Le aree agricole si sono ridimensionate soprattutto sulle Alpi, sugli Appennini e in Sicilia. Il bosco ha invece guadagnato spazio sull'arco alpino e appenninico, mentre l'incremento delle superfici urbanizzate ha interessato l'intero territorio nazionale (Falcucci *et al.*, 2007). Queste dinamiche hanno dato forma a un territorio sempre meno presidiato da una popolazione residente stabile sui rilievi montuosi (Alpi, Appennini) e sempre più congestionato sotto il profilo urbano, demografico e infrastrutturale nelle pianure e sulle coste

(Romano e Zullo, 2014).

Da alcuni anni a questa parte l'uso del suolo in Italia è oggetto di una sistematica rilevazione ad opera dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA). La figura 2 documenta la progressione del consumo di suolo dagli anni '50 al 2015 che emerge da questa attività di monitoraggio (ISPRA, 2015, 2016). Nel 2015 la percentuale di suolo urbanizzato sul territorio nazionale era pari al 7% (ISPRA, 2016). Pur mostrando un certo rallentamento negli anni più recenti, tra il 2013 e il 2015 il consumo di suolo in Italia ha comunque proceduto ad un ritmo di 35 ha/giorno (ISPRA, 2015). Il comparto geografico con maggiore dotazione di suoli urbanizzati è il Nord Ovest (8,3%). Seguono il Nord est (7,3%), il Centro (6,6%) e il Sud Italia (6,3%).

URBANIZZAZIONE DEL TERRITORIO ED AREE DI INTERESSE NATURALISTICO

Un aspetto particolarmente delicato del problema è l'impatto che l'espansione urbana può determinare sulle aree dove i livelli di biodiversità sono più elevati, come ad esempio gli "hot spot" o, più in generale, i parchi o le riserve naturali.

Secondo le stime di McDonald *et al.* (2008) riferite a

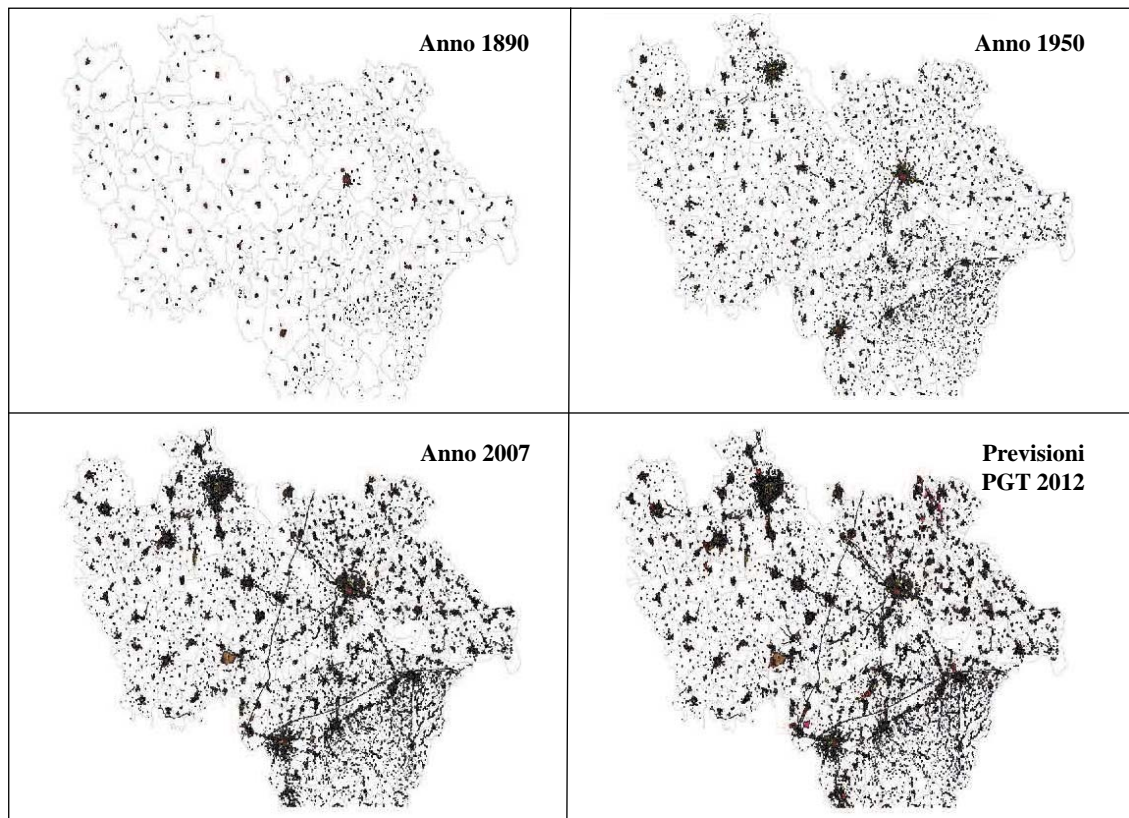


Fig. 1. Incremento della superficie urbana in provincia di Pavia. La situazione riferita all'anno 2012 è sottostimata perché riferita ai Piani di Governo del territorio che non erano ancora stati presentati da tutti i Comuni della provincia. Elaborazione inedita a cura di Renato Bertoglio - Legambiente Pavia (comunicaz. pers.).

inizio secolo, in 29 delle 825 ecoregioni individuabili a livello planetario oltre 1/3 della superficie di suolo era urbanizzata. Queste 29 ecoregioni rappresentano l'areale esclusivo di 213 specie di vertebrati terrestri endemici. Per fare solo un esempio, è previsto che nell'Est asiatico da qui al 2030 la distanza mediana fra le aree protette e le città sia destinata a ridursi da 43 Km a 23 Km. Il dato più sconcertante è che la gran parte (88%) delle aree naturali esposte all'impatto dell'urbanizzazione si trova in Paesi la cui legislazione non contempla misure efficaci per contrastare o mitigare il fenomeno (McDonald *et al.*, 2008).

Anche in Italia il rapporto più recente di ISPRA (2016) documenta in alcuni casi l'esistenza di una pressione molto forte su parchi e riserve naturali. Tra il 2012 e il 2015 all'interno delle aree protette italiane sono stati consumati 85 ettari di suolo; nel medesimo lasso di tempo, nella sola Riserva Naturale del litorale Romano, l'urbanizzazione ha sottratto circa 20 ettari. Ulteriori dati sulla percentuale di suolo urbanizzato in alcuni parchi nazionali italiani (ISPRA 2016) sono desumibili dalla tabella I. Degno di osservazione un caso (Arcipelago della Maddalena) in cui la percentuale di suolo urbanizzato (8,3%) è addirittura superiore alla media del territorio italiano (7%).

AMBIENTE URBANO E BIODIVERSITÀ

A documentare gli effetti dell'urbanizzazione sulle comunità viventi è un ricco corollario di ricerche basate sul confronto fra i livelli di biodiversità misurati lungo gradienti di intensità urbana che vanno da aree coltivate o naturaliformi fino al centro delle città, passando per aree a più modesto grado di urbanizzazione. Il grado di biodiversità alfa in questi studi è stato stimato con opportuni indicatori, nel caso più semplice la ricchezza specifica, in altri il calcolo di opportuni indici (es. equiripartizione, indice di Shannon).

Da questi studi emerge anzi tutto che gli effetti non sono generalizzabili a tutti i taxa. Per quanto concerne

Tab. I. Suolo urbanizzato in alcuni parchi nazionali italiani (anno 2015). Fonte: elaborazioni ISPRA (2016) su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

Parco Nazionale	Suolo urbano (%)
Arcipelago di La Maddalena	8,3
Circeo	7
Cinque Terre	5,1
Arcipelago Toscano	3,6
Gran Sasso e Monti della Laga	2,5
Monti Sibillini	2,2
Foreste Casentinesi	1,9
Appennino Tosco Emiliano	1,6
Stelvio	1,1
Golfo di Orosei e Gennargentu	1,1

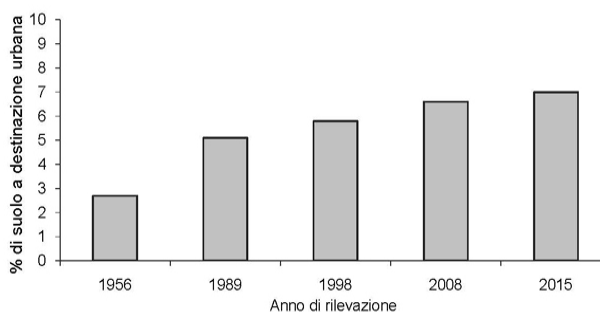


Fig. 2. Stima del suolo consumato a livello nazionale, in percentuale (ISPRA, 2016). La stima relativa agli anni '50 si basa sulla cartografia dell'Istituto Geografico Militare a scala 1:25.000 a diverse date; mediamente l'anno di riferimento per i punti di campionamento è il 1956.

l'avifauna, la review di Marzluff (2001) evidenzia la sensibilità di questi vertebrati. I casi di studio presi in esame sono 51. Nel 61% dei casi la ricchezza specifica tende a declinare con l'aumentare del tasso di urbanizzazione, mentre per il restante 39% il numero di specie aumenta o resta sostanzialmente invariato. Ad analoghe conclusioni giungono Chace e Walsh (2006) nell'ambito di un'ulteriore e più recente review sull'avifauna. Da questa analisi i due autori hanno ricavato alcune indicazioni generali:

- di norma gli ambienti urbani ospitano una comunità ornitica più abbondante in relazione a una maggiore produttività biologica; non mancano però ricerche che documentano un decremento dell'abbondanza degli Uccelli nelle aree più interne del tessuto urbano, come nel caso di Firenze (Chiari *et al.*, 2010);
- ad una maggiore biomassa non corrisponde una maggiore biodiversità e anzi la ricchezza specifica dell'avifauna urbana nella gran parte dei casi declina al crescere della percentuale di suolo urbanizzata;
- il contingente di specie native è molto sensibile alla composizione della vegetazione urbana: quanto più ricca di essenze alloctone è la vegetazione, tanto minori sono le probabilità di insediamento di specie ornitiche autoctone;
- l'ambiente urbano tende a selezionare l'avifauna onnivora e granivora e di solito è permeabile all'insediamento di specie alloctone anche grazie all'effetto "isola di calore";
- talune specie di rapaci trovano nelle città un habitat idoneo sfruttando la buona disponibilità trofica e un minore rischio di persecuzione da parte dell'uomo;
- fattori critici per l'avifauna connessi all'urbanizzazione sono: frammentazione degli habitat, abbondanza di vegetazione alloctona, rischio di collisione con veicoli, rumore, inquinamento delle diverse matrici (aria, acqua, suolo), inquinamento luminoso, predazione da parte di fauna domestica, come ad esempio i gatti (Baker, 2005).

Una review più estesa ha preso in esame piante superiori, animali invertebrati (insetti) e vertebrati (anfibi, rettili e mammiferi) passando in rassegna gli studi svolti lungo gradienti di intensità di urbanizzazione (McKinney, 2008). L'autore identifica a tale proposito tre livelli:

- basso grado di urbanizzazione (< 20% di suolo edificato - aree esterne all'abitato)
- medio grado (suolo edificato in percentuale compresa fra il 21% e il 50% - area sub urbana)
- elevato grado (> 50% di suolo edificato - centro dell'area urbana)

Le tabelle II e III riassumono i risultati dell'analisi: dal confronto fra aree a bassa e media urbanizzazione si rileva nella maggioranza dei casi un decremento della ricchezza specifica di animali vertebrati e invertebrati, mentre è in contro tendenza il dato che riguarda le piante (Tab. II). Come spiegare il fenomeno? La diversa risposta dei vegetali è stata interpretata come una prova della cosiddetta ipotesi del disturbo intermedio (Connell, 1978) secondo la quale l'esistenza di fattori di disturbo –purché non troppo severi– tende a deprimere in un ecosistema la competizione interspecifica, stimolando in tal modo un aumento della biodiversità. Rispetto agli ambienti naturali per i quali tale ipotesi fu formulata (foresta tropicale, barriera corallina) l'ambiente urbanizzato è però soggetto a fattori di disturbo di natura antropica e dunque il buon livello di ricchezza specifica dei vegetali misurabile in aree sub-urbane ragionevolmente va messo in relazione anche a una serie di altri fattori:

- la coesistenza di numerosi e diversi micro-habitat in aree relativamente ristrette, che favorisce l'insediamento di specie vegetali;
- la possibilità che aree anche di modesta dimensione possano essere idonee a supportare popolazioni vitali

Tab. II. Andamento della ricchezza specifica nel passaggio da basso a medio livello di urbanizzazione. N: numero di ricerche analizzate.

	Incremento	Decremento	Nessuna differenza	N
Piante	64,7%	5,9%	29,4%	17
Invertebrati	29,8%	63,8%	6,4%	17
Vertebrati	11,8%	82,4%	5,9%	47

Tab. III. Andamento della ricchezza specifica nel passaggio da medio a elevato livello di urbanizzazione. N: numero di ricerche analizzate

	Incremento	Decremento	Nessuna differenza	N
Piante	0%	50%	50%	14
Invertebrati	2,6%	79,3%	21,1%	38
Vertebrati	0%	100%	0%	21

di specie vegetali (Gaston *et al.*, 1998);

- la predisposizione dei vegetali esotici a colonizzare ambienti urbani (McKinney, 2006);
- l'introduzione da parte delle comunità umane di essenze botaniche ornamentali in parchi e giardini.

Il risultato del confronto fra aree a media ed elevata urbanizzazione documenta un impatto significativo sia per gli invertebrati che per i vertebrati. Nel caso delle piante superiori non si registra alcun caso di studio che dimostri un aumento della ricchezza specifica favorito dall'urbanizzazione.

In definitiva, la scala di sensibilità all'insieme dei fattori di disturbo esistenti in seno agli ambienti urbani contempla, in ordine crescente: piante, animali invertebrati e animali vertebrati. La frammentazione dell'habitat (aree verdi) può essere identificata come il principale fattore limitante che dirige i processi di selezione delle specie. I Vertebrati mostrano la massima sensibilità in quanto la superficie di habitat idonea a sostenere una loro popolazione vitale è in media superiore a quella che di norma richiedono gli invertebrati e le piante.

AMBIENTE URBANO: I FATTORI DI CRITICITÀ

Tra i fattori di criticità che possono condizionare la sopravvivenza di fauna e flora all'interno degli ambienti urbani si possono individuare:

- a) *Ridotta disponibilità di superfici a verde nel tessuto urbano.* Si manifesta soprattutto nelle parti interne degli abitati, dove a una densità di popolazione umana superiore a quella suburbana corrisponde anche una disponibilità di aree vegetate che di norma è inferiore al 20% (Blair e Launer, 1997).
- b) *Frammentazione e isolamento delle aree verdi interne alle aree urbane.* Man mano che il tessuto urbano si espande verso la matrice di paesaggio con il quale confina (campagna, foresta, prateria) le originarie aree verdi si riducono in estensione ed aumenta la distanza che le separa (Battisti, 2004). Se tra questi frammenti permangono corridoi di collegamento (es. golene fluviali, alberature, ecc.) l'insieme delle cosiddette metapopolazioni di una certa specie insediate nei diversi frammenti vegetati può sopravvivere e può avere luogo un flusso genico di interscambio (Hanski, 1993). Nei frammenti verdi di superficie maggiore (o comunque dotati di un habitat di qualità migliore) la popolazione "source" (sorgente) può produrre individui in grado di disperdersi verso l'esterno, dal momento che il bilancio demografico è in attivo. Tali individui possono ricolonizzare le aree vegetate più piccole, dette "sink" (gorgo) ove invece hanno luogo periodiche estinzioni (Battisti e Gippoliti, 2004). Il rapporto fra la superficie di un certo ecosistema e la sua dotazione di biodiversità è espresso dalla teoria insulare (Mc Arthur e Wilson,

1967) che con le dovute cautele può essere applicata anche nell'ambito della ecologia del paesaggio urbano. Secondo tale teoria la ricchezza specifica di un ecosistema isolato si calcola come:

$$S = c A^z$$

dove: S è il numero di specie; A la superficie dell'area isolata; c una costante che dipende dal taxon e dalla regione geografica e z una variabile il cui valore è in relazione alla capacità di dispersione di una specie.

- c) *Aumento dell'effetto margine*. Si tratta dell'effetto di disturbo che ha luogo lungo la superficie di contatto fra tipologie ambientali diverse e separate da una brusca transizione (Battisti, 2004). Sul margine di contatto fra un frammento vegetato e la matrice urbana perturbazioni di natura microclimatica influiscono su fattori come germinabilità dei semi, penetrazione da parte di specie alloctone, tasso di predazione. Ne deriva una zonazione fra le specie più tipiche della porzione interna all'area verde e quelle insediate invece lungo l'ecotone di confine (Sisk *et al.*, 1997).
- d) *Effetto barriera*. In ambienti antropizzati le possibilità di movimento e interscambio genico fra i viventi possono essere ostacolate da barriere artificiali. Il risultato è una scarsa biopermeabilità del tessuto urbano (Battisti, 2004).
- e) *Semplificazione della struttura della vegetazione*. Rispetto alla stratificazione tipica della vegetazione naturale (strati muscinale/erboso, arbustivo e arboreo) le aree verdi presentano una fisionomia più semplificata. La gestione del verde urbano implica infatti la costante rimozione dello strato arbustivo e del legno morto o deperiente, nonché la frequente falciatura di quello erboso (Marzluff e Ewing, 2001).
- f) *Incremento dell'insediamento di specie esotiche invasive*. Il fenomeno riguarda tanto le comunità vegetali quanto quelle animali. Un gran numero di specie autoctone si estinguono localmente negli ambienti urbanizzati per essere rimpiazzate da specie sinantropiche e alloctone in grado di ampliare i loro areali distributivi.
- g) *Inquinamento di aria, acqua e suolo*. L'emissione in atmosfera di polveri e gas da combustione, lo scarico di molecole tossiche in acqua e nel suolo è un fattore di pressione selettiva per flora e fauna (Bryer *et al.*, 2006).
- h) *Inquinamento acustico*. Il rumore è un fattore di disturbo importante poiché genera stress fisiologico e può ostacolare i meccanismi di comunicazione sonora (Rheindt, 2003)
- i) *Inquinamento luminoso*. Per molte specie animali notturne o crepuscolari l'illuminazione artificiale rappresenta un fattore di stress in grado di modificare le dinamiche ormonali che regolano gli orologi biologici (Rich e Longcore, 2007). Variazioni dei naturali livelli di luminosità possono alterare i tempi

dedicati alla ricerca del cibo da parte delle diverse specie animali, con possibili ripercussioni sui livelli di competizione interspecifica (Camerini, 2014).

- l) *Mortalità da collisione con veicoli*. Oltre a fare da barriera alla dispersione degli organismi viventi, le infrastrutture viarie, in particolare strade e autostrade, rappresentano un fattore di mortalità non trascurabile per gli animali (in particolare i Vertebrati) che in fase di attraversamento di questi manufatti sono esposti al rischio di collisione (Battisti *et al.*, 2012).

RASSEGNA DI CASI DI STUDIO

Vegetali

Se è vero che modesti livelli di urbanizzazione possono stimolare un incremento della ricchezza di specie vegetali, è altrettanto vero che l'inventario di specie botaniche non native che si insediano in ambito urbano è molto più ricco rispetto ad aree non urbanizzate. Emblematico in tal senso è il quadro che emerge da una ricerca condotta nell'area urbana di Berlino (Kowarik, 1995): le specie vegetali alloctone ammontavano al 6% sul totale nelle aree esterne al perimetro urbano, rappresentavano il 25% nell'area suburbana, mentre nel centro della città la percentuale arrivava al 54%.

Il fenomeno è confermato dalla ricerca di Dolan *et al.* (2011) che, grazie a dati desumibili dagli erbari antecedenti il 1940, hanno ricostruito l'evoluzione della composizione della comunità vegetale dell'area di Indianapolis (USA). È emerso che nell'arco di 70 anni la transizione da un paesaggio rurale a uno sub-urbano/urbano ha portato con sé un significativo ricambio nella composizione floristica. La flora nativa si è estinta ad un ritmo di 2,4 specie/anno, mentre 1,4 specie esotiche/anno hanno colonizzato l'area di studio.

La ricerca di Godefroid (2001) non evidenzia un cambiamento sostanziale nel numero di specie vegetali nell'area urbana di Bruxelles tra il 1940 e fine secolo, ma mette in luce comunque variazioni nella composizione floristica. Si registra un aumento significativo di specie aliene e invasive e un incremento di specie nitrofile e sciafile. La massiccia colonizzazione dell'area urbana da parte di specie esotiche invasive viene messa in relazione proprio alla loro nitrofilia e alla loro tolleranza nei confronti di fattori come alcalinità del suolo e siccità.

Chocholoušková e Pyšek (2003) hanno ricostruito l'evoluzione del popolamento floristico dell'area urbana di Plzeň (Repubblica Ceca) tra il 1880 e il 2000. Struttura e composizione della flora hanno subito una profonda trasformazione: 805 specie sono sopravvissute al cambiamento, 368 si sono estinte e 238 hanno colonizzato l'area urbana. Viene registrato un decremento di specie nell'area periurbana, mentre si è arricchito l'elenco floristico della città grazie al massiccio insediamento di specie alloctone, la cui percentuale sul totale è quasi

triplicata: dal 6,2% di fine '800 al 17% degli anni '90.

Non mancano ricerche relative al territorio italiano. Grapow *et al.* (1996) hanno analizzato la frequenza e la distribuzione di 684 specie rilevate in 50 aree campione localizzate in cinque grandi aree urbane: Milano, Ancona, Roma, Cagliari e Palermo. Dallo studio emerge l'importanza delle terofite che sono parte della vegetazione mediterranea. L'analisi comparata delle flore ha inoltre evidenziato la dominanza dei fattori biogeografici nel determinare la copertura vegetale nelle cinque aree urbane studiate. Questo dato non è in linea con la elevata uniformità floristica osservata in aree urbane dell'Europa Centrale.

Altre ricerche svolte in Italia documentano l'importanza delle specie aliene nell'ambito delle flore urbane. La presenza di essenze alloctone era pari al 17,9% sul totale delle specie censite nell'area urbana di Ferrara (Pellizzari *et al.*, 2015); a Rovigo il 20,2% (Benetti e Tornadore, 2000) e a Milano il 21,4% (Banfi e Galasso, 1998). Si tratta di valori superiori rispetto al dato medio di 13,4% di specie alloctone riferibile alla flora italiana.

Nel caso dell'area urbana di Napoli (De Natale e La Valva, 2000) l'attuale inventario floristico è stato confrontato con dati "storici" risalenti a fine '700 ed epoche successive. L'area studiata è oggi una superficie urbana omogenea. L'indagine riguarda infatti l'antico centro storico e tutti i quartieri della città ad esso strettamente confinanti. Nei secoli trascorsi quest'area comprendeva estese aree agricole e naturaliformi. Le specie botaniche censite da fine '700 ad oggi risultano 984. Ad oggi la flora conta invece 659 specie, 178 delle quali rappresentano insediamenti recenti. Ne consegue che 325 specie dell'originario contingente floristico non sono più state ritrovate. La loro scomparsa, avvenuta nel corso del '900, è da addebitare a nuove edificazioni, costruzione di infrastrutture, bonifiche di aree umide e cementificazione di alvei fluviali.

In definitiva, le condizioni ambientali tipiche delle aree urbane favoriscono le specie alloctone e, più in generale, le specie nitrofile, termofile nonché le essenze vegetali che tollerano condizioni di aridità legate all'effetto "isola di calore" che si manifesta soprattutto nella parte più interna alla città.

Funghi

A differenza di Vegetali ed Animali, i Funghi non sono stati oggetto di un nutrito numero di studi finalizzati a chiarire gli effetti dell'urbanizzazione sulla loro ecologia. Di seguito si riporta comunque una sintesi dei risultati ottenuti da alcune ricerche desunte dalla scarsa bibliografia disponibile.

Newbound *et al.* (2012) hanno studiato le variazioni della comunità fungina (saprofiti e simbionti ectomicorizzici) insediata in boschi di *Eucalyptus camaldulensis* (Denhardt 1832) lungo un gradiente urbano nell'area

di Melbourne (Australia). Obiettivo dello studio era evidenziare eventuali correlazioni fra la composizione della comunità fungina e fattori come il chimismo del suolo e il livello di urbanizzazione. Quest'ultimo fattore non esercitava effetti diretti, ma la composizione della comunità fungina tendeva a variare in base alle proprietà chimico-fisiche del terreno, a loro volta condizionate dalla destinazione d'uso dei suoli.

Una ricerca eseguita nelle foreste del distretto di Kanto (Giappone) ha preso in esame i funghi endofiti isolati dai tessuti fogliari di specie arboree (*Quercus myrsinefolia* Blume 1850, *Quercus serrata* Murray 1784, *Chamaecyparis obtusa* Siebold e Zuccarni, *Eurya japonica* Thunb.) lungo un gradiente rurale-urbano (Matsumura e Fukuda, 2013). La frammentazione e l'isolamento dei lembi forestali inclusi nelle aree più urbanizzate erano causa di un depauperamento della diversità della comunità fungina.

Nella medesima area di studio (distretto di Kanto) è stato realizzato uno studio sulla struttura della comunità fungina di boschi sempre verdi dominati da *Castanopsis sieboldii* Hatus e *Quercus myrsinefolia*. La metodica prevedeva la raccolta di sporocarpi in boschi collocati in territorio urbano, sub-urbano e rurale (Ochimaru e Fukuda, 2007). Furono raccolte 132 specie fungine: 22 di decompositori della lettiera, 49 sapro-xilofagi, 23 decompositori dell'humus e 38 di simbionti ectomicorizzici. Ricchezza e diversità della comunità fungina di simbionti ectomicorizzici erano minime nelle aree forestali intercluse ad aree urbane e massime nei boschi posti al di fuori della città. Al contrario, la ricchezza e l'abbondanza dei decompositori della lettiera e del legno erano superiori nei lembi forestali urbani.

Una ricerca condotta da un gruppo di lavoro canadese ha messo a confronto la comunità di funghi ectomicorizzici di foreste di quercia localizzate in ambito urbano e rurale (Baxter *et al.*, 1999). I suoli urbani si caratterizzavano per una maggior concentrazione di azoto e metalli pesanti e ospitavano una comunità fungina meno ricca: 16 tipi di micorrize contro le 25 censite nei suoli in ambito rurale. La densità degli organismi simbionti non presentava invece differenze significative nelle due tipologie ambientali poste a confronto.

Animali Invertebrati

La perdita di biodiversità causata dall'urbanizzazione produce un'omogeneizzazione delle comunità animali, come dimostrano gli studi sulla fauna invertebrata. Il fenomeno interessa anche la pedofauna, come documenta uno studio svolto nell'area di Malpensa (Migliorini *et al.*, 2003) dove è stata riscontrata la presenza di 60 specie di Acari Oribatidi e 35 specie di Collemboli. Il popolamento era caratterizzato da elevati indici di dominanza e dalla consistente presenza di specie ubiquitarie e tipiche di suoli disturbati.

Risultati analoghi emergono da un'altra ricerca sulla fauna edafica che ha messo a confronto il popolamento di Chilopodi di suoli forestali naturaliformi (foresta di Mazowia - Polonia) con quello delle aree verdi di Varsavia (Wytwer, 1995). La ricchezza specifica dei suoli forestali (17 specie) era superiore a quella riscontrata in ambiente urbano (12 specie).

L'importanza della superficie delle aree verdi intercluse nel tessuto urbano e della disponibilità di piante nettariifere emerge da uno studio sulla comunità di Lepidotteri Ropaloceri dell'area urbana di Campinas (Brasile). In aggiunta ai fattori ricordati, la presenza di corridoi verdi di connessione e la conservazione di paludi e stagni sono indicati dagli autori come presupposti irrinunciabili per la conservazione in ambiente urbano di questa fauna neotropica (Brown e Freitas, 2002). Nel territorio periurbano di Calabar (Nigeria) le farfalle diurne sono state utilizzate come indicatori per valutare il possibile effetto dell'urban sprawl sulla biodiversità. Gli autori (Atu *et al.*, 2013) hanno posto a confronto 20 fattorie: 10 in area interessata dalla crescita diffusa del tessuto urbano, 10 collocate in un contesto territoriale di impronta rurale. Anche in questo caso l'urbanizzazione incideva in negativo sulla ricchezza specifica, che era superiore nelle aree rurali (42 specie contro 25).

Sempre in tema di paesaggi urbani, uno studio ha analizzato la composizione della comunità di Imenotteri Formicidi nell'area sub-urbana di Florida Keys, sede di un intenso processo di "urban sprawl" (Forsy e Allen, 2005). La comunità era costituita da 42 specie: 24 autoctone e 18 alloctone. Il numero di specie alloctone risultava correlato positivamente all'intensità dello sviluppo urbano intorno alle aree verdi studiate.

Una ricca bibliografia documenta gli effetti dell'urbanizzazione sugli Imenotteri impollinatori, in particolare gli Apidi. Una revisione della bibliografia (Hernandez *et al.*, 2009) ha analizzato i risultati di 59 lavori scientifici sull'ecologia di questi Imenotteri in ambiente urbano. L'analisi converge su alcune linee di tendenza:

- la ricchezza specifica dei popolamenti di apidi in ambito urbano è inferiore rispetto a quella che si misura in aree sub urbane o in ambienti naturali;
- l'abbondanza (e in alcuni casi anche la ricchezza specifica) degli apidi che nidificano in cavità è maggiore all'interno delle aree urbane;
- diversità e abbondanza delle specie che nidificano al suolo decresce invece nelle aree urbane.

La diversa adattabilità agli ambienti urbani di una specie in relazione alla sua origine biogeografica (endemica/alloctona) si manifesta in modo chiaro nel caso dei Ditteri, più nello specifico dei Drosophilidi. Lo dimostra una ricerca svolta nella capitale del Brasile (Brasilia) e nel circostante territorio, di impronta rurale (Ferreira e Tidon, 2005). Il popolamento urbano era costituito da 16

specie. Il 90% degli individui era rappresentato da due specie: l'esotica *Zaprionus indianus* Coquillett 1902 e la cosmopolita *Drosophila simulans* Sturtevant, 1919. Ad eccezione di una specie, erano presenti in città tutti i Drosophilidi esotici segnalati nel bioma del Cerrado di cui Brasilia è parte. In compenso l'inventario faunistico dell'area urbana di Brasilia contemplava solo 8 delle 25 specie di Drosophilidi endemici segnalati nei territori circostanti l'area urbana.

Una ricerca svolta nelle città giapponesi di Yokohama e Tokyo ha analizzato l'effetto della frammentazione dell'habitat forestale sul popolamento di Ragni (Miyashita *et al.*, 1998). Sono state esaminate 17 aree a bosco frammiste al tessuto urbano e un habitat boschivo molto esteso posto al di fuori del perimetro cittadino. Nei frammenti boschivi più piccoli sono stati censiti i popolamenti araneici meno ricchi e con le densità più basse. Le specie di taglia maggiore erano quelle più sensibili alla frammentazione dell'habitat forestale.

La bibliografia in materia di inquinamento luminoso è molto ricca (Rich e Longcore, 2007; Camerini, 2014) e in questa sede ci si limita a citare un caso di studio che documenta come il fenomeno possa condizionare le dinamiche riproduttive nei Coleotteri Lampiridi. In *Lampyrus noctiluca* (specie comune in Europa) la femmina attera è in grado di attrarre a sé il maschio mediante l'emissione di un segnale luminoso continuo. Manipolando il naturale livello di luminosità notturna mediante l'aggiunta di luce artificiale Bird e Parker (2014) hanno dimostrato che tale alterazione, pur non inibendo l'emissione di luce da parte delle femmine, ne impediva la localizzazione da parte dei maschi. Il fenomeno si manifestava già ad intensità luminose molto basse (0,18-0,3 lux) valori ben inferiori a quelli che di norma si misurano a terra in prossimità di impianti di illuminazione artificiale.

Un'altra insidiosa forma di inquinamento luminoso è data dalla luce polarizzata, che si genera per effetto dell'interferenza della luce solare con asfalti, carrozzerie di veicoli o vetri di edifici. Tra gli Insetti, in particolare quelli acquatici, esistono specie polarotropiche, che utilizzano sorgenti naturali di luce polarizzata (es. quella riflessa dalla superficie di un corpo idrico) come stimolo per orientare i loro movimenti. Gli esempi sono molteplici. Tra i Tricotteri, gli adulti neo sfarfallati possono essere attratti dai vetri degli edifici dove si portano per copulare (Horváth *et al.*, 2009). Le superfici delle finestre funzionano da habitat ingannevole e inidoneo alla riproduzione: dopo la copula, infatti, buona parte degli insetti finiscono infatti per disperdersi e morire all'interno degli edifici. Altri Insetti dulcacquicoli, come le libellule, possono compromettere il loro successo riproduttivo quando le femmine depongono su superfici artificiali, come pavimentazioni o carrozzerie delle automobili (Wildermuth, 1998).

Animali Vertebrati

Pesci

In questa breve rassegna di casi di studio dedicata ai Vertebrati alcune citazioni vanno riservate agli effetti che l'urbanizzazione del suolo intorno a corsi d'acqua può indurre a danno delle popolazioni ittiche. I fattori che producono un'alterazione della qualità delle acque sono molteplici: scarico di reflui, cementificazione degli alvei, artificializzazione delle rive, alterazioni del ciclo idrologico, inquinamento luminoso. L'insieme di questi fattori determina solitamente una perdita di biodiversità accompagnata da un'omogeneizzazione del popolamento ittico. Lo dimostrano svariate ricerche, in gran parte eseguite negli Stati Uniti.

Uno studio condotto in Virginia sul bacino del fiume Tuckahoe Creek ha evidenziato un impoverimento della comunità ittica in aree sub urbane rispetto ad aree agricole (Weaver e Garman, 1994). Fra il 1958 e il 1990 sono scomparse sei specie e si è ridotta l'abbondanza media della comunità ittica, mentre non si è registrato l'insediamento di specie esotiche. Quest'ultimo fenomeno viene invece segnalato nell'ambito di altri studi eseguiti in Nord America: i tratti dei corsi d'acqua che si snodano in ambito urbano appaiono particolarmente vulnerabili all'insediamento di specie alloctone e ciò si traduce in un'omogeneizzazione della comunità ittica (Marchetti *et al.*, 2006; Walters *et al.*, 2003; Roy *et al.*, 2005). L'urbanizzazione tende anche ad alterare le dinamiche di trasporto solido all'interno del bacino fluviale: nel caso di studio che ha esaminato il bacino del fiume Etowah (Georgia, USA), ad esempio, nel tratto urbano le acque presentavano un'anomala torbidità dovuta alle piccole dimensioni delle particelle solide che costituivano i sedimenti (Walters *et al.*, 2003).

Anfibi

L'abbondante letteratura ricavata da ricerche svolte negli USA sugli anfibi dimostra tutta la vulnerabilità di questi Vertebrati ai fattori di stress ambientali connessi all'urbanizzazione. Dall'esame di 32 studi (Scheffers e Paszkowski, 2012) emerge che nel 62,7% dei casi gli habitat in aree urbanizzate erano di qualità inferiore rispetto ad ambienti meno antropizzati, mentre nel 31,8% dei casi non si rilevavano differenze di sorta. Solo nel rimanente 5,5% dei casi la città costituiva un ambiente più favorevole per gli Anfibi.

L'urbanizzazione tende altresì ad alterare le reti trofiche. Emblematici in tal senso sono i risultati di una ricerca svolta su 35 corsi d'acqua situati in California, a nord di Los Angeles, tra il 2000 e il 2002 (Riley *et al.*, 2005). Nelle aree più urbanizzate bagnate dai corsi d'acqua si registravano: l'estinzione locale di anfibi autoctoni, l'insediamento di predatori (come l'invasivo Gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* Girard,

1852) nonché una riduzione della diversità del benthos. Il fenomeno si manifestava già in aree con percentuali di suolo edificato pari all'8%, valore inferiore al 10-15% indicato come soglia critica da studi che segnalavano analoghi fenomeni di depauperamento della fauna anfibia in ambiente fluviale negli USA (Paul e Meyer, 2001).

Una specie il cui declino sembra in buona parte riconducibile alla diffusione di spazi urbani è la raganella (*Hyla arborea* L., 1758). Una ricerca realizzata in Svizzera ha analizzato l'uso del suolo in buffer circolari di diversa ampiezza (da 100 m a 2 km) intorno a zone umide. L'intensità del traffico e il tasso di urbanizzazione fino alla distanza di 1 km dagli habitat acquatici sono stati identificati come fattori critici per questa specie (Pellet *et al.*, 2004).

Le strade possono rappresentare una barriera alla dispersione degli anfibi e ostacolare il flusso di geni, esponendo al pericolo dell'inbreeding. Lo ha dimostrato una ricerca svolta in Francia che ha messo a confronto il tasso di eterozigosi di 11 popolazioni di rana dalmatina (*Rana agile* Bonaparte, 1840) insediate in zone umide a diversa distanza da infrastrutture stradali. L'eterozigosi era minima tra le popolazioni insediate in ambienti vicini a un'autostrada (Lesbarrères *et al.*, 2003).

Le strade sono una minaccia per gli Anfibi anche in relazione al rischio di collisione con i veicoli. Solo per fare un esempio, in prossimità di uno stagno popolato dal rospo comune (*Bufo bufo*, L. 1758) in Abruzzo il 60,6% degli esemplari in migrazione che tentavano di attraversare una vicina strada veniva schiacciato dai veicoli (Di Francesco *et al.*, 2011). La mitigazione dell'impatto del traffico stradale è stata oggetto di uno specifico progetto realizzato a cura della Stazione sperimentale per lo studio e la conservazione degli anfibi in Lombardia "Lago d'Endine" (Ferri, 2009) e di altre iniziative che hanno coinvolto studenti e volontari (Fiacchini e Pellegrini, 2011).

Rettili

La mortalità da impatto con veicoli è un'insidia che riguarda anche i Rettili. A commento dei risultati di un'indagine svolta durante la primavera, l'estate e l'autunno 2003 lungo 183 Km di una strada che attraversa la steppa arida dell'Idaho (USA) Jochimsen *et al.* (2014) affermano che la mortalità stradale rappresenta una minaccia potenziale per la conservazione degli ofidi in questa regione. Percorrendo l'arteria stradale i ricercatori hanno rilevato in media una presenza di individui morti pari a 2,3/100 Km. Gli individui vittima di collisione, appartenenti a 4 specie, erano in gran parte maschi (64,9%). La massima frequenza di collisioni aveva luogo in primavera e riguardava soprattutto gli adulti, mentre un secondo picco di valori si registrava in autunno e interessava in gran parte individui giovani. I tratti di strada in cui era massimo il rischio di collisione

erano quelli ai cui lati più densa era la copertura vegetale, costituita da specie erbacee alloctone.

Sempre in merito al rapporto fra serpenti e strade, degna di citazione è la ricerca condotta in Ontario (Canada) sull'ofide *Heterodon platirhinos* Latreille 1801 mediante telemetria (Robson e Blouin-Demers, 2013). I ricercatori hanno seguito i movimenti di 17 esemplari dotati di radiocollare per valutare l'influenza che la presenza di strade esercitava nell'orientare i movimenti degli animali. Maschi e femmine in misura eguale tendevano a muoversi nel territorio evitando per quanto possibile l'attraversamento delle strade asfaltate, mentre quelle in terra battuta non erano di ostacolo al loro movimento. Se da un lato questo comportamento preveniva la mortalità da collisione, tendeva però a favorire un certo isolamento riproduttivo. L'esistenza di stress ambientali può dunque indurre riposte di natura etologica, mentre in altri casi può agire su altri tratti della biologia di una specie, come ad esempio la nicchia trofica. Lo evidenzia uno studio sulle popolazioni di due specie mediterranee di Ofidi (*Hierophis viridiflavus* Lacépède 1789 e *Zamenis longissimus* Laurenti 1789) lungo un gradiente di habitat diversamente urbanizzati (Capizzi *et al.*, 2008). Si tratta di tre aree di superficie simile (circa 50 ha) collocate a distanze decrescenti da Roma. La prima (Macchia della Manziana) è coperta da querceti ed è assimilabile a un habitat ottimale, la seconda (Marcigliana) –in parte boscata e in parte coltivata– si può considerare un habitat a medio disturbo, mentre la terza (Tor Bella Monaca - Roma sud) è una campagna periurbana confinante, per il 75% del suo perimetro, con insediamenti abitativi e attraversata da due strade intensamente trafficate. Per entrambe le specie gli autori della ricerca hanno rilevato una restrizione dell'ampiezza della nicchia trofica e un aumento della sovrapposizione della stessa all'aumentare del tasso di urbanizzazione.

Uccelli

Un primo stadio di frammentazione del paesaggio connessa all'urbanizzazione è la "perforazione", una fase di rottura dell'omogeneità di un paesaggio, cui di solito fanno seguito processi di frammentazione dell'originaria trama paesaggistica via via più invasivi (da Bogaert, in Battisti, 2004) come la "dissezione", la frammentazione vera e propria, lo "shrinkage" (riduzione progressiva delle dimensioni dei frammenti).

Esempio di perforazione è la costruzione di case isolate in ambienti forestali, con la tracciatura di strade di accesso che producono una cesura della continuità del paesaggio e dunque una, se pur sottile, dissezione dello stesso. È il caso descritto da Kluza *et al.* (2000) che hanno messo a confronto l'avifauna di queste aree solo in minima parte intaccate dallo sviluppo urbano (densità 0-0,05 case/ha) con quella di aree a moderata densità urbana (densità 0,6-6,7 case/ha). Nel territorio

di studio (New England - USA) è stato riscontrato che le aree meno antropizzate ospitavano una maggiore abbondanza di specie migratrici e stanziali tipiche dell'ambiente forestale. Analoga tendenza si registrava per gli Uccelli legati al sottobosco. Gli autori hanno ipotizzato che le differenze riscontrate potessero essere ricondotte all'effetto margine che si manifestava nelle aree più frammentate e che avrebbero favorito i predatori dell'avifauna (Uccelli e Mammiferi).

L'inquinamento ambientale è un fattore di pressione selettiva anche per specie sinantropiche come *Passer domesticus* L. 1758. Una ricerca finalizzata a identificare le ragioni del suo marcato declino lo identifica come una delle principali criticità. La ricerca ha esaminato le dinamiche riproduttive di questo passeriforme lungo un gradiente urbano/sub-urbano centrato sulla città di Leicester (Regno Unito). In due dei tre anni di studio il successo riproduttivo era inferiore a quello sufficiente a garantire una stabilità demografica delle popolazioni (Peach *et al.*, 2008). Basse temperature, picchi di piovosità, scarsità di prede (afidi) hanno determinato il declino della popolazione, unitamente agli elevati livelli di biossido di azoto, che provocavano un decremento del peso dei nidiacei.

L'inquinamento atmosferico non è la sola insidia legata al traffico veicolare. Anche i livelli di rumore prodotti in prossimità di strade ad alta percorrenza possono condizionare le specie di Uccelli che utilizzano il canto come strumento di comunicazione. Emblematico in tal senso lo studio sulla Cinciallegra (*Parus major* L. 1758) svolto da Mockford e Marshall (2009) in località rurali e urbane inglesi. Gli spettri di emissione acustica (frequenza, intensità) erano alterati per effetto del disturbo derivante dai rumori di fondo dovuti al traffico veicolare.

Un ulteriore fattore di disturbo di natura fisica è dato dalla luce artificiale. Un recente studio effettuato nel sud della Germania in aree poste a diversa distanza da impianti di illuminazione artificiale ha dimostrato che l'inquinamento luminoso altera i naturali ritmi stagionali che all'alba e al tramonto regolano il canto territoriale (Da Silva *et al.*, 2015). Di sei specie studiate, cinque, ovvero pettirosso (*Eritachus rubecula* L. 1758), merlo (*Turdus merula* L. 1758) cinciallegra, cinciarella (*Cyanistes coeruleus* L. 1758) e tordo bottaccio (*Turdus philomelos* Brehm 1831) tendono ad anticipare o ritardare l'inizio dell'attività canora in risposta al disturbo dato dalla luce artificiale.

Mammiferi

Una ricerca svolta nell'area urbana di Porto (Portogallo) su quattro specie di micromammiferi (*Apodemus sylvaticus* L. 1758, *Crocidura russula* Hermann 1780, *Mus spretus* Lataste 1883, *Mus musculus* L. 1758) ha evidenziato un parallelo declino della ricchezza specifica e dell'abbondanza al crescere del grado di urbanizza-

zione (Gomes *et al.*, 2011). Analoghi risultati vengono da una ricerca svolta nel New South Wales (Australia) che ha esaminato la risposta di marsupiali arboricoli al possibile “effetto margine” dato dalla presenza di aree abitate in prossimità di ambienti forestali (Villaseñor *et al.*, 2014). Delle sei specie insediate negli ambienti di studio, soltanto una (*Trichosurus vulpecula* Kerr, 1792) era favorita dall’urbanizzazione.

Anche fra i Chiroterteri l’habitat urbano ha selezionato alcune specie opportuniste che si sono adattate ad esso con profitto sfruttando fattori come la disponibilità di posatoi (attici, fessure di pareti in edifici alti, ecc.) riserve d’acqua artificiali o abbondanza di prede che si addensano intorno ai lampioni. Al contrario, per altre specie fattori come la frammentazione degli habitat, il rumore e l’inquinamento di natura chimica e luminosa agiscono da fattori limitanti. Il risultato è che le comunità di Chiroterteri in ambiente urbano sono di norma costituite da un numero ristretto di specie. Una specifica review redatta da Russo e Ancillotto (2014) identifica nei pipistrelli una componente faunistica ideale come indicatrice degli effetti dell’urbanizzazione, a patto che la valutazione non si basi sul parametro “abbondanza”. L’insediamento di popolazioni di specie abbondanti e apparentemente ben adattate all’habitat urbano o suburbano può infatti mascherare i subdoli effetti della più classica “trappola ecologica”, come dimostra un’indagine condotta nell’area urbana di Calgary (Canada). La ricerca ha dimostrato che la popolazione di *Myotis lucifugus* (Le Conte 1831) insediata nell’area urbana, a dispetto di una densità di popolazione elevata, si caratterizzava per valori di massa corporea e successo riproduttivo scarsi (Coleman e Barclay, 2011). In sostanza, dunque, anche nel caso di Chiroterteri considerati sinantropici, ambienti di bassa qualità, come quelli urbani, possono essere preferiti ad altri habitat potenzialmente disponibili e di qualità superiore (Schlaepfer *et al.*, 2002).

Non solo trappola ecologica. Un altro aspetto particolare dell’ecologia dell’ambiente urbano è l’esistenza del cosiddetto “paradosso della predazione”: la densità dei predatori tende ad aumentare al crescere del grado di urbanizzazione, ma in parallelo il tasso di predazione tende a ridursi. È quanto emerge da una serie di studi che hanno analizzato la struttura della catena trofica in ambienti urbani e non (Fischer *et al.*, 2012). Come interpretare il paradosso? L’ipotesi più accreditata è che in ambiente urbano le dinamiche trofiche risultino alterate per effetto dell’introduzione di risorse alimentari messe a disposizione dalla comunità umana.

Ultimo in ordine di trattazione, ma non di importanza, è l’aspetto legato alla collisione con veicoli, dal momento che i Mammiferi sono molto esposti a questo rischio. Da qui l’interesse dei ricercatori; la bibliografia disponibile è molto ricca e qui ci si limita a citare le informazioni contenute nel data set riferito

alla provincia di Roma (Battisti *et al.*, 2012). La raccolta dati permette anzi tutto di identificare le specie più di frequente vittima di collisioni in quest’area di studio. Si tratta di riccio (*Erinaceus europaeus* L. 1758) nutria (*Myocastor coypus* Molina, 1782) ratto delle chiaviche (*Rattus norvegicus* Berkenhout, 1769) volpe (*Vulpes vulpes* L., 1758) e mustelidi di media taglia. Grande importanza nel determinare il rischio di collisione hanno alcune caratteristiche ecologiche ed etologiche, mentre non è stata riscontrata una correlazione con la taglia degli animali. Ad essere più vulnerabili sono le specie generaliste e/o più vagili e dotate di “home range” ampi ed eterogenei. Per i carnivori il rischio di collisione è superiore a quello dei mammiferi erbivori.

CONCLUSIONI

È possibile affermare che l’urbanizzazione produca come effetto una riduzione della biodiversità (Fig. 3). A questa conclusione giunge infatti la maggioranza degli studi che hanno analizzato la questione (Marzluff, 2001; McKinney, 2002; Chace e Walsh, 2006; Shocat *et al.*, 2010). Vi è accordo generale anche sul fatto che l’urbanizzazione favorisca l’omogeneizzazione delle comunità viventi (Mc Kinney, 2006; Trentanovi *et al.*, 2013) anche per la facilità di adattamento delle specie alloctone agli ambienti abitati dall’uomo.

Fin qui gli effetti dell’urbanizzazione sulla biodiversità. Il fenomeno ha però altre implicazioni: si pensi ad esempio ai servizi ecosistemici, ovvero le funzioni produttive (attività agricola e forestale) ed ecologiche del suolo, come l’immagazzinamento di CO₂ nei tessuti

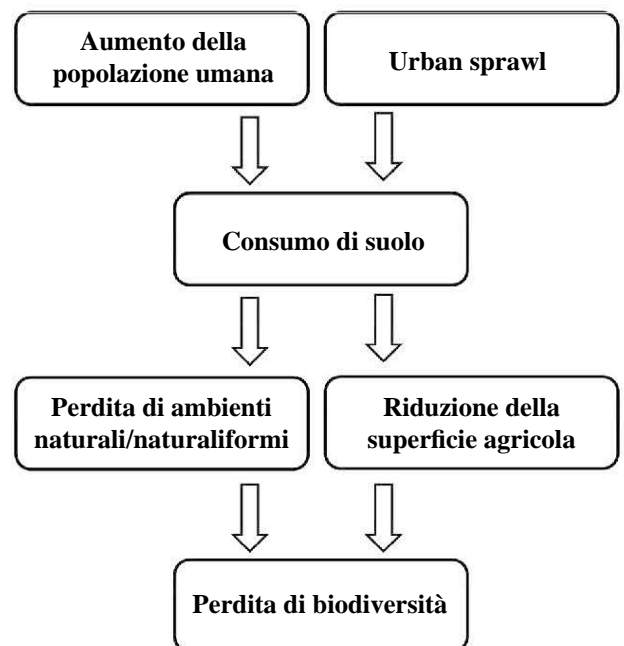


Fig. 3. Cause del consumo di suolo e suo effetto sulla biodiversità.

vegetali o il drenaggio delle precipitazioni. Tali funzioni vengono compromesse per effetto della cementificazione, con implicazioni economiche importanti (ISPRA, 2016). Secondo le stime di ISPRA (2017) tra il 2012 e il 2016 la perdita di servizi ecosistemici causata dal consumo di suolo ha avuto per la collettività italiana un costo medio equivalente a 766 milioni di euro/anno.

Un aspetto di particolare rilevanza è dato dalla sottrazione di suolo agricolo che l'urbanizzazione sottende. In un Mondo sempre più popolato, la disponibilità di suolo coltivabile è fondamentale, visto che gran parte del cibo dell'umanità deriva dagli ambienti terrestri (FAO, 2006). Una risposta al venir meno di terre coltivabili per la produzione di cibo potrebbe risiedere nell'aumento delle rese dei suoli agricoli, ma questo obiettivo è ottenibile solo a prezzo di un'intensificazione dei modelli produttivi, con i guasti ambientali che ne seguono. E d'altro canto rimpiazzare le superfici agricole consumate dall'urbanizzazione con la messa a coltura di ambienti naturali/naturaliformi ha come contropartita una perdita di biodiversità.

In tema di contenimento di consumo di suolo, nuovi e più stringenti criteri dovrebbero adeguare le logiche di pianificazione. Le drammatiche ingiustizie sociali ed economiche connaturate all'attuale modello di sviluppo economico si manifestano anche sotto il profilo urbanistico con paradossali contraddizioni: da un lato le baraccopoli del sud del Mondo, con densità di popolazione da girone d'inferno dantesco, all'opposto le città diffuse estese su aree molto vaste. Un modello urbanistico evocato da molti è quello della "città compatta", dotata di servizi di trasporto pubblici molto efficienti: un giusto compromesso tra compattezza delle aree urbane e loro vivibilità.

È prevedibile che le aree urbane siano destinate ulteriormente a espandersi e quindi diventerà prioritario gestirle in maniera sempre più attenta anche sotto il profilo

della conservazione delle risorse biologiche (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2012). Per quanto meno idonee alla vita selvatica rispetto agli ecosistemi rurali o naturali, le città possono comunque ospitare livelli di biodiversità degni di nota (Giordano *et al.*, 2002). Interventi utili a incrementare la biodiversità delle città sono il potenziamento del patrimonio di aree verdi, ad esempio con la loro creazione a partire da aree industriali dismesse (Fig. 4) e il potenziamento della connettività ambientale mediante le reti ecologiche. Quest'ultimo strumento, ormai implementato stabilmente nelle politiche di governo del territorio anche in Italia, è sempre più indispensabile per sostenere la biodiversità in tutti i territori antropizzati, compresi quelli coltivati.

Nell'ambito della conservazione della biodiversità degli ambienti terrestri resta inoltre prioritaria la tutela di zone umide, praterie, foreste e ogni altro ambiente naturale o naturaliforme non ancora intaccato dallo sviluppo urbano. Obiettivo non facile, considerato che la bomba demografica innescata decenni fa a livello planetario e oggi in piena deflagrazione impone il consumo di nuove risorse. Non meno difficile appare l'obiettivo di rendere la limitazione del consumo di suolo un pilastro delle politiche ambientali e urbanistiche, a fronte di un modello economico ancora ben radicato sul paradigma illusorio, ma rassicurante, dello sviluppo senza limiti. E bene lo dimostra il caso dell'Italia, Paese in cui solo nel 2012 il problema del contenimento del consumo di suolo è entrato a fare parte integrante dell'agenda del Parlamento.

Ringraziamenti

Un grazie per l'aiuto a Renato Bertoglio, Monica Masanta ed Enzo Vigo. Grazie anche ai Revisori per i preziosi suggerimenti.



Fig. 4. L'area verde in dotazione al Parco Arte Vivente di Torino (quartiere Lingotto), risultato del recupero di un'area industriale dismessa (Foto Parco Arte Vivente).

BIBLIOGRAFIA

- Atu J.E., Offiong R.A., Eja E.I., 2013. Urban Sprawl Effects on Biodiversity in Peripheral Agricultural Lands in Calabar, Nigeria. *Journal of Environmental and Earth Science*, **3**: 219-231.
- Baker P.J., 2005. Impact of predation by domestic cats *Felis catus* in an urban area. *Mammal Review*, **35**: 302-312.
- Banfi E., Galasso G., 1998. La flora spontanea della città di Milano alle soglie del terzo millennio e i suoi cambiamenti a partire dal 1700. *Memorie Società Italiana di Scienze Naturali*, **28**: 267-388.
- Battisti C., 2004. *Frammentazione, connettività, reti ecologiche*. Provincia di Roma, 246 pp.
- Battisti C., Gippoliti S., 2004. Conservation in the Urban-Countryside Interface: a Cautionary Note from Italy. *Conservation Biology*, **18**: 581-583.
- Battisti C., Amori G., Luiselli L., Zapparoli M., 2012. Mammal road-killing from a Mediterranean area in central Italy: Evidence from an atlas dataset. *Rendiconti Lincei Scienze Fisiche e Naturali*, **32**: 217-223.
- Baxter J.W., Pickett S.T., Carreiro M.M., Dighton J., 1999. Ectomycorrhizal diversity and community structure in oak forest stands exposed to contrasting anthropogenic impacts. *Canadian Journal of Botany*, **77**: 771-782.
- Benetti G., Tornadore N., 2000. Analisi quantitativa e qualitativa della flora urbana di Rovigo (NE Italia). *Informatore Botanico Italiano*, **32**: 82-87.
- Bird S., Parker J., 2014. Low levels of light pollution may block the ability of male glow-worms (*Lampyrus noctiluca* L.) to locate females. *Journal of Insect Conservation*, **18**: 737-743.
- Blair R.B., Launer A.E., 1997. Butterfly diversity and human land use: Species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation*, **80**: 113-125.
- Brown K.S., Freitas A.V.L., 2002. Butterfly communities of urban forest fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: structure, instability, environmental correlates, and conservation. *Journal of Insect Conservation*, **6**: 217-231.
- Bryer P.J., Elliot J.N., Willingham E.J., 2006. The effects of Coal Tar Based Pavement Sealer on Amphibian Development and Metamorphosis. *Ecotoxicology*, **15**: 241-247.
- Camerini G., 2014. Impatto dell'illuminazione artificiale sugli organismi viventi. *Biologia Ambientale*, **28** (1): 65-89.
- Camerini G., Groppali R., 2003. Conservazione dello spazio rurale e tutela del territorio. *Biologi Italiani*, **33** (1): 38-43.
- Capizzi D., Capula M., Rugiero L., Luiselli L., 2008. Dietary patterns of two sympatric Mediterranean snakes (*Hierophis viridiflavus* and *Zamenis longissimus*) along a gradient of habitat alteration. *Herpetological Journal*, **18**: 141-146.
- Chace J.F., Walsh J.J., 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, **74**: 46-69.
- Chiari C., Dinetti M., Licciardello C., Licitra G., Pautasso M., 2010. Urbanization and the more-individuals hypothesis. *Journal of Animal Ecology*, **79**: 366-371.
- Chocholoušková Z., Pyšek P., 2003. Changes in composition and structure of urban flora over 120 years in the city of Plzeň: a case of study. *Flora*, **198**: 366-376.
- Coleman J.L., Barclay R.M.R., 2011. Urbanization and the abundance and diversity of Prairie bats. *Urban Ecosystems*, **15**: 87-102.
- Connell J.H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, **199**: 1302-1310.
- Da Silva A., Valcu M., Kempnaers B., 2015. Light pollution alters the phenology of dawn and dusk singing in common European songbirds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, **370**: 20140126.
- De Natale A., La Valva V., 2000. La flora di Napoli: i quartieri della città. *Webbia*, **54**: 271-375.
- Debinski D.M., Holt R.D., 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*, **14**: 342-355.
- Di Francesco N., Di Tizio L., Cericola S., 2011. Progetto "salva rospi" in Abruzzo: dati preliminari. Atti IV Convegno Nazionale Salvaguardia Anfibi - Idro (Bs). *Pianura*, **27**: 57.
- Dolan R.W., Moore M.E., Stephens J.D., 2011. Documenting effects of urbanization on flora using herbarium records. *Journal of Ecology*, **99**: 1055-1062.
- EEA, 2006. *Urban sprawl in Europe - The ignored challenge*. European Environment Agency, Copenhagen, 56 pp.
- EEA, 2016. *Urban sprawl in Europe*. European Environment Agency, Luxembourg, 135 pp.
- 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**: 617-631.
- FAO, 2006. *The State of World Aquaculture*. FAO Fisheries technical paper 5005.
- Ferreira L.B., Tidon R., 2005. Colonizing potential of Drosophilidae (Insecta, Diptera) in environments with different grades of urbanization. *Biodiversity & Conservation*, **14**: 1809-1821.
- Ferri V., 2009. Progetto "Mitigazione dell'impatto del traffico stradale sulle popolazioni di Anfibi in Lombardia". Rendiconto finale. Stazione sperimentale regionale per lo studio e la conservazione degli anfibi in Lombardia "Lago d'Endine". Comunità Montana Val Cavallina, Casazza (BG) 1-20.
- Fiacchini D., Pellegrini A., 2011. Misure di conservazione per *Salamandrina perspicillata* (Savi, 1821) nelle Marche. Atti IV Convegno Nazionale Salvaguardia Anfibi Idro (Bs). *Pianura*, **27**: 99-103.
- Fischer J.D., Cleeton S.H., Lyons T.P., Miller J.R., 2012. Urbanization and the predation paradox: the role of trophic dynamics in structuring vertebrate communities. *Bioscience*, **62**: 809-818.
- Forys E.A., Allen C.R., 2005. The impacts of sprawl on biodiversity: the ant fauna of the lower Florida Keys. *Ecology and Society*, **10**: 25.
- Fox S., 2014. The political economy of slums: Theory and evidence from Sub-Saharan Africa. *World Development*, **54**: 191-203.
- Gaston K.J., Quinn R.M., Blackburn T.M., Eversham B.C., 1998. Species-range size distributions in Britain. *Ecography*, **21**: 361-370.
- Giordano V., Lazzarini M., Bogliani G., 2002. *Biodiversità animale in ambiente urbano. Il caso della città di Pavia*. Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Milano, 154 pp.
- Godefroid S., 2001. Temporal analysis of the Brussels flora as indicator for changing environmental quality. *Landscape and Urban Planning*, **52**: 203-224.
- Gomes V., Ribeiro R., Carretero M.A., 2011. Effects of urban habitat fragmentation on common small mammals: species versus communities. *Biodiversity and Conservation*, **20**: 3577-3590.
- Grapow L.C., Blasi C., Andreis C., Biondi E., Raimondo F.M., Mossa L., 1996. Studio comparativo sulla flora urbana in Italia. *Plant Biosystem*, **130**: 779-793.

- Groppali R., Camerini G., 2006. *Uccelli e campagna. Conservare la biodiversità di ecosistemi in mutamento*. Perdisa editore, Bologna, 385 pp.
- Hanski I., 1993. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, 328 pp.
- Hernandez J.L., Frankie G.W., Thorp R.W., 2009. Ecology of urban bees: A review of current knowledge and directions for future study. *Cities and the Environment*, **2**:1-15.
- Horváth G., Kriska G., Malik P., Robertson B., 2009. Polarized light pollution: a new kind of ecological photopollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **7**: 317-325.
- Kluza D.A., Griffin C.R., DeGraaf R.M., 2000. Housing developments in rural New England: effects on forest birds. *Animal Conservation*, **3**: 15-26.
- Kowarik I., 1995. On the role of alien species in urban flora and vegetation. In: Pysek P., Prach K., Rejmánek M., Wade P.M., eds. *Plant Invasions - General Aspects and Special Problems*. Amsterdam (Netherlands): SPB Academic: 85-103.
- Kyobutungi C., Ziraba A. K., Ezech A., Yé Y., 2008. The burden of disease profile of residents of Nairobi's slums: Results from a Demographic Surveillance System. *Population health metrics*, **6**: 1.
- ISPRA, 2015. *Il consumo di suolo in Italia*. Istituto Superiore per la Ricerca Ambientale, Roma, pp. 90.
- ISPRA, 2016. *Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici*. Istituto Superiore per la Ricerca Ambientale, Roma, pp.141.
- ISPRA, 2017. *Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici*. Istituto Superiore per la Ricerca Ambientale, Roma, pp.186.
- Jochimsen D.M., Peterson C.R., Harmon L.J., 2014. Influence of ecology and landscape on snake road mortality in a sagebrush - steppe ecosystem. *Animal Conservation*, **17**: 583-592.
- Lesbarrères D., Pagano A., Lodé T., 2003. Inbreeding and road effect zone in a Ranidae: the case of Agile Frog, *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840. *C.R. Biologies*, **326**: 68-72.
- Marchetti M.P., Lockwood J.L., Light T., 2006. Effects of urbanization on California's fish diversity: differentiation, homogenization and the influence of spatial scale. *Biological Conservation*, **127**: 310-318.
- Marzluff J.M., 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds. In: Marzluff J.M., Bowman R., Donnelly R. (eds) *Avian ecology in an urbanizing world*. Kluwer, Norwell, Massachusetts: 19-47.
- Marzluff J.M., Ewing K., 2001. Restoration of Fragmented Landscapes for the Conservation of Birds: A General Framework and Specific Recommendations for Urbanizing Landscapes. *Restoration Ecology*, **9**: 280-292.
- Matsumura E., Fukuda K., 2013. A comparison of fungal endophytic community diversity in tree leaves of rural and urban temperate forests of Kanto district, eastern Japan. *Fungal biology*, **117**: 191-201.
- Mc Arthur R.H., Wilson E.O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.
- McDonald R.I., Kareiva P., Forman R.T.T., 2008. The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation*, **141**: 1695-1703.
- McKinney M.L., 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *BioScience*, **52**: 883-890.
- McKinney M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, **127**: 247-260.
- McKinney M.L., 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* **11**: 161-176.
- Mercalli L., Sasso C., 2004. *Le mucche non mangiano cemento. Viaggio tra gli ultimi pastori di Valsusa e l'avanzata del calcestruzzo*. Ed. SMS, 320 pp.
- Miao L., Zhu F., He B., Ferrat M., Liu Q., Cao X., Cui X., 2013. Synthesis of China's land use in the past 300 years. *Global and Planetary Change*, **100**: 224-233.
- Migliorini M., Fanciulli P.P., Bernini F., 2003. Comparative analysis of two edaphic zoocoenoses (Acari Oribatida; Hexapoda Collembola) in the area of Orio al Serio Airport (Bergamo, northern Italy). *Pedobiologia*, **47**: 9-18.
- Miyashita T., Shinkai A., Chida, T., 1998. The effects of forest fragmentation on web spider communities in urban areas. *Biological conservation*, **86**: 357-364.
- Mockford E.J., Marshall R., 2009. Effects of urban noise on song and response behaviour in great tits. *Proceedings of the Royal Society B*, **276**: 2979-2985.
- Newbound M., Bennett L.T., Tibbitts J., Kasel S., 2012. Soil chemical properties, rather than landscape context, influence woodland fungal communities along an urban-rural gradient. *Austral. Ecology*, **37**: 236-247.
- Ochimaru T., Fukuda K., 2007. Changes in fungal communities in evergreen broad-leaved forests across a gradient of urban to rural areas in Japan. Forum on "Towards Sustainable Forestry-The Living Soil: Soil Biodiversity and Ecosystem Function". *Canadian Journal of Forest Research*, **37**: 247-258.
- Pauchard A., Aguayo M., Peña E., Urrutia R., 2006. Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: the case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological conservation*, **127**: 272-281.
- Paul M.J., Meyer J.L., 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **32**: 333-365.
- Peach W.J., Vincent K.E., Fowler J.A., Grice P.V., 2008. Reproductive success of house sparrows along an urban gradient. *Animal Conservation*, **11**: 493-503.
- Pellet J., Guisan A., Perrin N., 2004. A concentric analysis of the impact of urbanization on the threatened European tree frog in an agricultural landscape. *Conservation Biology*, **18**: 1599-1606.
- Pellizzari M., Piccoli F., Alessandrini A., 2015. La flora vascolare urbana di Ferrara. *Quaderni del Museo Civico di Storia Naturale di Ferrara*, **3**: 55-90.
- Rheindt F.E., 2003. The impact of roads on birds: does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? *Journal of Ornithology*, **144**: 295-306.
- Rich C., Longcore T., 2007. *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press, 480 pp.
- Riley S.P., Busteed G.T., Kats L.B., Vandergon T.L., Lee L.F., Dagit R. G., Kerby J.L., Fisher R.N., Sauvajot R.M., 2005. Effects of urbanization on the distribution and abundance of amphibians and invasive species in southern California streams. *Conservation Biology*, **19**: 1894-1907.
- Robson L.E., Blouin-Demers G., 2013. Eastern Hognose Snakes (*Heterodon platirhinos*) Avoid Crossing Paved Roads, but Not Unpaved Roads. *Copeia*, **3**: 507-511.
- Romano B., Zullo F., 2013. Models of urban land use in Europe: assessment tools and criticalities. *International Journal of Agricultural and Environmental Information Systems*, **4**: 80-97.
- Romano B., Zullo F., 2014. The urban transformation of Italy's Adriatic coastal strip: Fifty years of unsustainability. *Land Use Policy*, **38**: 26-36.

- Roy A.H., Freeman M.C., Freeman B.J., Wenger S.J., Ensign W.E., Meyer J.L., 2005. Investigating hydrologic alteration as a mechanism of fish assemblage shifts in urbanizing streams. *Journal of the North American Benthological Society*, **24**: 656-678.
- Russo D., Ancillotto L., 2014. Sensitivity of bats to urbanization: A review. *Mammalian Biology*, **80**: 205-212.
- Sansoni G., 2007. Tutela dell'ambiente fluviale per l'ittiofauna. *Biologia Ambientale*, **21** (2): 5-20.
- Scalenghe R., Marsan F.A., 2009. The anthropogenic sealing of soils in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, **90**: 1-10.
- Scheffers B.R., Paszkowski C.A., 2012. The effects of urbanization on North American amphibian species: identifying new directions for urban conservation. *Urban Ecosystems*, **15**: 133-147.
- Schlaepfer M.A., Runge M.C., Sherman P., 2002. Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology & Evolution*, **17**: 474-480.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2012. *Cities and Biodiversity Outlook*, Montreal, 64 pp.
- Shochat E., Lerman S.B., Anderies J.M., Warren P.S., Faeth S.H., Nilon C.H., 2010. Invasion, competition, and biodiversity loss in urban ecosystems. *BioScience*, **60**: 199-208.
- Sisk T.D., Haddad N.M., Ehrlich P.R., 1997. Birds assemblages in patchy woodlands: modelling the effects of edge and matrix habitat. *Ecological Applications*, **7**: 1170-1180.
- Trentanovi G., Lippe M., Sitzia T., Ziechmann U., Kowarik I., Cierjacks A., 2013. Biotic homogenization at the community scale: disentangling the roles of urbanization and plant invasion. *Diversity and Distributions*, **19**: 738-748.
- United Nations, 2015. *World Population Prospects: The 2015 Revision, Key Findings and Advance Tables*. Working Paper No. ESA/P/WP.241.
- Villaseñor N.R., Driscoll D.A., Escobar M.A., Gibbons P., Lindenmayer D.B., 2014. Urbanization impacts on mammals across urban-forest edges and a predictive model of edge effects. *PloS one*, **9**: e97036.
- Walters D.M., Leigh D.S., Bearden A.B. 2003. Urbanization, sedimentation, and the homogenization of fish assemblages in the Etowah River Basin, USA. *Hydrobiologia*, **494**: 5-10.
- Weaver L.A., Garman G.C., 1994. Urbanization of a watershed and historical changes in a stream fish assemblage. *Transactions of the American Fisheries Society*, **123**: 162-172.
- Wildermuth H., 1998. Dragonflies recognize the water of rendezvous and oviposition sites by horizontally polarized light: a behavioural field test. *Naturwissenschaften*, **85**: 297-302.
- Wytwer J., 1995. Faunistic relationships between Chilopoda of forest and urban habitats in Mazovia. *Fragmenta faunistica*, **38**: 87-133.