

JANUSZ MARKOWSKI
MARCIN MARKOWSKI

Uniwersytet Łódzki

SYSTEM PRZYRODNICZY MIASTA

Abstract: The City Ecosystem. Urban ecology is developing the investigation of living organism in relation to their environment in cities and industrial areas. The ecological approach takes cities under consideration as open ecosystems, characterized by their history, geographical localization, their structure and function. Based on recent reviews of urban ecology, we characterized abiotic and biotic components of the natural urban system: climate, soils, spatial structure, biodiversity, food web, cycling and conversion of energy and matter. Urban ecosystems show a mosaic of habitats with increasing human impact along a gradient from outskirts to the urban cores. The city ecosystem consumes 10-100 times more energy in comparison to natural ecosystems and its metabolism strongly depends on inputs of matter and energy. Human activities physically homogenize cities' environment because they are built to satisfy the relatively narrow needs of one species, *Homo sapiens*. The urbanization distinctly affects species diversity through reduction in the number of native species and increase of introduced non-native species, dramatically changes the abundance, alters food webs and composition and trophic structure in communities.

Wstęp

Jednym z najbardziej charakterystycznych procesów XX w. było szybkie tempo urbanizacji, w wyniku którego znacznie wzrósł odsetek ludności miejskiej. W 1900 r. ludność terenów zurbanizowanych stanowiła 14%, w 1950 – 29,7%, w 1975 – 38%, a w 1995 – 45% (UN 2001). Prognozy demograficzne przewidują, że ludność miast w 2050 r. podwoi się i osiągnie 6 mld, podczas gdy liczba ludności wiejskiej pozostanie na tym samym poziomie – 3 mld (UN 2006).

Rozwój miast odbywał się kosztem uszczuplania powierzchni środowisk naturalnych: leśnych, trawiastych lub rolniczych i dalej wykazuje tendencję wzrostu, a co więcej wiele już zurbanizowanych obszarów będzie podlegać dalszym silnym przekształceniom (Richards 1990; Douglas 1994). Tempo urbanizowania obszarów uprawnych na świecie jest oceniane na 20 000-40 000 km²/rok (Pimentel *et al.* 1992;

Kendall, Pimentel 1994), obszarów leśnych na 25 000 km²/rok, a obszarów trawiastych na 27 000 km²/rok (WRI 1996). Obecnie szacuje się, że obszary zurbanizowane zajmują 4 740 000 km² (3,56% powierzchni lądów). Do tego należałoby wliczyć obszar zajęty pod ciągi komunikacyjne, które zajmują 1 520 000 km², tj. (1,14%) (Certini, Scalenghe 2006).

Mimo że obszary zurbanizowane rozpoczęły się dynamicznie rozwijać z początkiem XX w., to nie budziły one wtedy zainteresowań ekologów (Wilson, Willis 1975; Soule 1985), którzy koncentrowali się w swoich badaniach na względnie dużych i niezmiennych środowiskach. Ekolodzy zakładali, że postęp w badaniach ekologicznych można uzyskać badając tylko środowiska naturalne (Grimm *et al.* 2000). Dopiero w latach 70. XX w. zmieniło się nastawienie ekologów do badań obszarów zurbanizowanych. Złożyło się na to kilka powodów, z których za najważniejsze można uznać: 1) uświadomienie dominującego wpływu człowieka na ekosystemy Ziemi (Groffman, Likens 1994; Chapin *et al.* 1997; Matson *et al.* 1997; Noble, Dirzo 1997; Vitousek *et al.* 1997), 2) stworzenie koncepcji miasta jako ekosystemu (Andrzejewski 1975; Zimny 1976, 1994; Sukopp, Werner 1982; Tjallingi 1995). Pierwszy powód przyczynił się do włączenia człowieka do proponowanych modeli wyjaśniających funkcjonowanie ekosystemów oraz skłonił do poszukiwań bardziej realistycznych modeli o praktycznych rozwiązaniach środowiskowych (Grossmann 1993). W drugim przypadku nastąpiło rozszerzenie przestrzeni badawczej o nowe paradygmaty na polu ekologii obszarów zurbanizowanych i stworzenie nowego działu w ekologii – ekologii miast (*urban ecology*).

Ekologia miast jest wieloaspektowym podejściem do badań dynamicznych oddziaływań między człowiekiem a systemami ekologicznymi. Celem jej jest zrozumienie procesów urbanizacji i urbanizacyjnego oddziaływania na inne ekosystemy. Ekolodzy starają się zrozumieć, jak socjoekonomiczne czynniki (demografia, polityczne instytucje, technologia) i ludzkie preferencje kształtują wzorzec miasta, i jak te wzorce oddziałują na ekologiczne procesy i zmiany ekologiczne. Wiedza ta jest podstawą do socjalnych celów i wskazaniem zmian w kierunku bardziej zrównoważonego miejskiego środowiska (Zimny 2005; Tjallingi 1995; Grimm *et al.* 2000). Miasta zatem są doskonałym laboratorium dla porównawczych badań nad dynamiką populacji dostarczając na dużą skalę przykładów zmiennych warunków środowiska (Grimm *et al.* 2000; Collins *et al.* 2000). Celem prezentowanego opracowania jest zwrócenie uwagi na złożoność struktur biologicznych i problematykę funkcjonowania biocenoz w obszarach zurbanizowanych.

1. Miasto jako system ekologiczny

Zasadniczym problemem jest zdefiniowanie podstawowych pojęć związanych ze statusem ekologicznym miasta. Po pierwsze, definicja miasta nie jest jednoznacznie określona zarówno z punktu widzenia ekologii, jak i innych nauk społecznych. McIn-

tyre (2000) po przeanalizowaniu obszernej literatury podali osiem definicji miasta, jakie funkcjonują w ekologii, socjologii, ekonomii, psychologii i planowaniu. W ekologii *miasto* jest definiowane jako:

- 1) obszar składający się z „domów i trawników” (Emlen 1974);
- 2) obszar „zabudowany” (Erskine 1992);
- 3) obszar, który zużywa 100 000 kcal/m²/rok (Odum 1997).

Widać wyraźnie, że dwie pierwsze definicje są zbyt ogólnikowe, a trzecia trudna do dokładnego zmierzenia, a zatem także praktycznego stosowania. Socjologiczne i ekonomiczne definicje podkreślają czynniki ludzkie i przyjmują jako wartość graniczną liczbę ludności. Na przykład według (UN 1968) miasto to obszar zasiedlony przez więcej niż 20 000 ludzi

Kwestią dyskusyjną jest także podejście do miasta jako ekosystemu. Mimo że obecnie nikt już nie kwestionuje zastosowania teorii ekosystemu do struktury miasta, to wśród ekologów dają się wyodrębnić dwa główne podejścia:

- 1) w analizie systemów ekologicznych miasta nie uwzględnia się populacji ludzkiej (Andrzejewski 1975; Sukopp 1990; Rebele 1994);
- 2) miasto wraz z populacją ludzką tworzy swoisty ekosystem (Zimny 1976, 2005; Karolewski 1981).

Pierwsze podejście traktuje miasto jako układ mozaikowy ekosystemów, które wykształciły się na bazie warunków środowiska pierwotnego i stopnia przekształcenia w wyniku działalności człowieka. Każdy z tych ekosystemów w przestrzeni miejskiej charakteryzuje się ciągłym obszarem występowania o względnej jednorodności warunków środowiskowych. Wyłączenie populacji ludzkiej ze struktur ekologicznych miasta zdaniem Andrzejewskiego (1975) jest zasadne ze względu na zewnętrzne źródła jej zasilania. Z kolei Sukopp (1990) traktuje populację ludzką jako jeden z czynników środowiskowych uwzględnianych w charakterystyce ekologicznej miasta. To podejście ma także wielu zwolenników, którzy uważają, że koncepcja ekosystemu dostarcza dobrego narzędzia badawczego w ekologii miasta (np. Spirn 1984).

Drugie podejście podkreśla, że ekosystem miasta jest układem otwartym i charakteryzuje się ograniczonymi mechanizmami samoregulacji (Zimny 2005). Ten sam autor wypukła podstawowe cechy tego układu: 1) dominującą rolę populacji ludzkiej, 2) relatywnie mały udział obszarów ekologicznie czynnych, 3) dużą aktywność i bogactwo procesów ekologicznych tylko w układach wielowarstwowych, 4) obecność zieleni kultywowanej. Konsekwencją przyjęcia tego stanowiska jest potrzeba uwzględniania populacji ludzkiej w kategoriach socjalnych, kulturowych i ekonomiczno-gospodarczych.

Badania ekologiczne w obszarach miejskich dają się sprowadzić do 4 typów (Cicero 1989):

- 1) porównywania różnych siedlisk w obrębie miasta;
- 2) porównywania obszarów miasta z pobliskimi obszarami „naturalnymi”;
- 3) porównywania w układzie gradientu zurbanizowania;

- 4) analizy dynamiki rozwoju środowisk miejskich przez monitorowanie pojedynczego obszaru w czasie.

Dostarczyły one dużej wiedzy na temat występujących gatunków oraz strukturalnych i funkcjonalnych powiązań między nimi (Tischler 1973, Klausnitzer 1988, Olaczek 1982, Trojan *et al.* 1982, McIntyre 2000). Znaczną rolę odegrały tutaj polskie badania aglomeracji warszawskiej w latach 1974-1990. W wyniku tych badań opublikowano ponad 250 publikacji i wykazano 1410 gatunków roślin naczyniowych (Sudnik-Wójcikowska 1987), ok. 3800 gatunków bezkręgowców oraz 320 gatunków zwierząt kręgowych (Chudzicka, Skibińska 1994; Luniak 2006). Warto zaznaczyć, że badania wykazały tendencję do upodobniania struktury, funkcji i powiązań środowisk miejskich niezależnie od położenia biogeograficznego miasta (Clergeau *et al.* 2001; Savard *et al.* 2000).

Badania te pozwoliły sformułować podstawowe zasady kształtowania ekosystemów ekologicznych w mieście:

- 1) zachowanie ciągłości ekosystemów w czasie;
- 2) zachowanie ciągłości ekosystemów w przestrzeni;
- 3) zachowanie różnorodności nisz ekologicznych;
- 4) zachowanie adekwatności między środowiskiem biotycznym i jego warunkami abiotycznymi (Andrzejewski 1983, 1985).

Zostały one w różnym stopniu przełożone na koncepcje urbanistyczne w postaci węzłów, płatów, korytarzy ekologicznych, sięgaczy itp. (Szulczewska, Kaliszuk 2005).

Wykorzystanie obszarów aktywnych biologicznie do świadomego kształtowania struktur przestrzennych zapewniających prawidłowe warunki funkcjonowania i rozwoju ekosystemów miejskich stanowi podstawę *Koncepcji Systemu Przyrodniczego Miasta* (Szulczewska, Kaftan 1996) lub osnowy biologicznej (Przewoźniak 2002). W planowaniu przestrzennym podstawą do wyodrębniania układów ekologicznych jest stan i zróżnicowanie roślinności. Roślinność bowiem decyduje o podstawowych dla ekosystemu procesach, jak produkcja biomasy i obieg materii. Fitocenozy mają swój przestrzenny wymiar, z dobrze zaznaczonym niekiedy przebiegiem granic (Kostrowicki 1992).

2. Struktura przestrzenna miasta

Wiele form działalności człowieka skutkuje ujednoceniem środowisk, a urbanizacja jest jednym z najważniejszych. Wyjątkowo jednolitą naturę miast da się wytłumaczyć tym, że miasta są środowiskiem służącym zapewnieniu potrzeb tylko jednego gatunku, jakim jest człowiek. Specyficzna infrastruktura komunikacyjna, wieżowce, zabudowa mieszkalna, zabudowa rezydencjalna w strefie podmiejskiej sprawiają, że wszystkie miasta na całym świecie są do siebie podobne i praktycznie nieodróżnialne, mimo że mają różne pierwotne matryce naturalnych środowisk (McKinney 2006). Miasta w sposób typowy powiększają się przez koncentryczny rozrost i wpływają istot-

nie na sposób użytkowania ziemi w najbliższym otoczeniu (*ibid.*). Wszystkie aspekty środowiska miasta począwszy od cech fizjograficznych przez systemy hydrologiczny, chemiczny są kształtowane i zarządzane przez wprowadzanie ogromnej ilości materii i energii z zewnątrz (Rees, Wackernagel 1996). Miasta importują 10 000 razy więcej energii na m² niż wykorzystują to naturalne ekosystemy (Collins *et al.* 2000), która ma służyć głównie zaspokajaniu potrzeb, zasiedlającej miasta, populacji ludzi.

3. Materia i energia w ekosystemie miasta

Ekosystem miasta jest systemem otwartym, który zużywa 10-100 razy więcej energii w porównaniu z nieprzekształconymi ekosystemami i jego metabolizm silnie zależy od dopływu z zewnątrz materii i energii (Odum 1971). Relatywnie niewiele jest danych o budżecie metabolicznym miasta opartym na wielkościach biomasy i wiązania energii przez producentów (produkcja pierwotna netto), a zwłaszcza jej repartycji na poziomy konsumentów i reducentów. Pierwsze badania oceny biomasy producentów w ekosystemach miast zostały dokonane w latach 70. ubiegłego wieku. Duvigneaud i Denaeyer-De Smet (1977) ocenili wartość świeżej biomasy roślin w Brukseli na 1 500 000 t., biomasę zasiedlającej wówczas populacji ludzkiej na 590 000 t, a import produktów żywnościowych na 450 000 t/rok. Z kolei roczna produkcja biomasy roślin w Warszawie została oceniona na 188 580 t suchej masy, przy czym biomasa obszarów zieleni urządzonej i spontanicznych zbiorowisk ruderalnych zajmujących łącznie ok. 37% powierzchni miasta stanowi tylko 17% (Zimny 2005).

Dla zrównoważenia potrzeb ekologicznych miasta istotny jest jego „ślad ekologiczny”, którym określa się powierzchnię ładu potrzebną do rekompensacji zasobów zużytych na konsumpcję i absorpcję odpadów (Rees, Wackernagel 1996). Dla przykładu, powierzchnia zrównoważenia potrzeb ekologicznych mieszkańców Londynu wymaga 125-krotnego obszaru tego miasta, a dla Berlina jest to jego 82-krotność i liczy ona 12,8 mln. ha, tj. więcej niż obszar wschodnich Niemiec (Pacholsky 2000).

Bilanse budżetów metabolicznych miast należą jeszcze do rzadkości, a jeśli są sporządzane, to dotyczą energii i materii importowanej. Pierwsze próby ocen zostały zainicjowane na początku lat 70. XX w. i przeprowadzone były dla Hongkongu (Newcombe *et al.* 1978) oraz w Brukseli (Duvigneaud, Denaeyer-De Smet 1977). Z polskich miast pełniejszego opracowania doczekał się Poznań (Mizgajski, Macias 1993). Analiza metabolizmu przykładowych miast (tab. 1) pokazuje znaczne różnice między nimi, co jest uwarunkowane wieloma czynnikami, m.in.: geograficznymi, kulturowymi, gospodarczymi. Drastyczna różnica w emisji CO₂ w Sydney w porównaniu do Hongkongu czy też Poznania jest efektem różnic w liczbie pojazdów mechanicznych, jakie były w tych miastach, a co za tym idzie w emisji spalin (Decker *et al.* 2000). Dane z różnych miast są trudne do interpretacji, ze względu na ich niekompletność i niekompatybilność, na co zwracają uwagę Kennedy *et al.* (2007).

Tabela 1

Budżet metaboliczny (ton/dzień na 1 mln mieszkańców)
miast: Hongkong z 1971 r., Sydney z 1990 r. oraz Poznania z 1995 r.

Miasto	Wejście			Wyjście		
	surowce energetyczne	woda	żywność	emisja CO ₂	ścieki	odpady
Hongkong	2 138	194 182	1 149	4 818	150 000	b.d.
Sydney	10 563	493 762	2 735	48 148	432 834	2 120
Poznań	10 223	301 085	875	25 411	295 253	1 970

Źródło: Decker *et al.* (2000), Mizgajski, Macias (1998).

Powtórzone badania nad metabolizmem Hongkongu w 1997 r. wykazały wzrost zużycia żywności o 20%, a wody o 40% w porównaniu z 1971 r. (Warren-Rhodes, Koenig 2001). Newman (1999) zestawił wskaźniki zużycia materii i energii między 1970 a 1990 r. dla Sydney. Prawie wszystkie wykazywały wzrost z wyjątkiem emisji SO₂ oraz zużycia żywności (tab. 2).

Nie w każdej sytuacji rozwoju miasta następuje wzrost tych wskaźników. Na przykład Sahely *et al.* (2003) wykazali dla Toronto spadek wskaźnika stałych odpadów między 1987 a 1999 r., chociaż na wejściu większość wskaźników była stała lub wykazywała niewielki wzrost.

Tabela 2

Zmiany wybranych wskaźników budżetu metabolicznego Sydney

Wskaźniki	1970	1990	Przyrost (%)
Ludność	2 790 000	3 656 500	31,05
Energia (MJ/os.)	88 589	114 236	28,95
Żywność (t/os.)	0,23	0,22	-4,54
Woda (t/os.)	144,00	180,00	28,57
Odpady stałe (t/os.)	0,59	0,77	30,50
Ścieki	108,00	128,00	18,52
CO ₂	7,10	9,10	28,17
SO ₂	20,50	4,50	-455,55
Całkowita ilość odpadów (mln ton)	324,00	505,00	55,87

Źródło: Newman (1999).

W przyszłości ważnym problemem szybko rozwijających się miast w krajach słabo uprzemysłowionych będzie przyrost zużycia materii i energii, co będzie niewątpliwie rzutowało na wielkość obszaru „śladu ekologicznego”. Zjawisko to dobrze ujął Gilarowski (2005) pokazując jeden z elementów „śladu ekologicznego”, jakim jest tempo deforestacji w nadatlantyckiej części Afryki Środkowej.

Analiza budżetów metabolicznych potrzeb człowieka zwraca uwagę na rosnący trend pozyskiwania energii i materii w historii rozwoju cywilizacji. Brunner *et al.* (1994) i Baccini (1996) ocenili, że od czasów neolitycznego łowcy do współczesnego człowieka epoki industrialnej wzrost zużycia materii i energii na głowę jest 16-krotny. Szczególnie istotny jest wzrost zużycia wody według ocen ww. autorów od neolitu do czasów współczesnych – blisko 90-krotny. Oszacowane zapotrzebowanie na wodę milionowego miasta na 625 000 t/dzień szokuje zwłaszcza w odniesieniu do ocenionego jednocześnie zapotrzebowania na 9500 t surowców energetycznych lub tylko 2000 t żywności (Wolman 1965). Zestawienie zużycia wody dla wielu miast, np. wymienionych w tabeli 1 oraz Toronto, Wiednia i Londynu przez Kennedy’ego *et al.* (2007) pokazuje, że średnio jedna osoba w miastach USA (w 1965 r.) zużywa 225 t wody na rok. W Londynie zużycie wody w 2000 r. przekraczało 100 t, w Wiedniu (w 1999 r.) było bliskie 200 t. Warto zwrócić uwagę, że 75-100% stanowią później ścieki. W przypadku kilku miast (Londyn, Toronto, Tokio) wskaźniki zużycia wody obniżyły się, choć nieznacznie.

Poważną kwestią w rozwoju ekologicznym miasta pozostaje pozyskanie, uzdatnienie i dostarczenie wody. Ten problem odciska swoje piętno również w obszarze „śladu ekologicznego miasta”, zmuszając do pozyskiwania wód w głębszych w obszarach podmiejskich i wiejskich doprowadzając do obniżenia poziomu wód i tworzenia rozległej strefy leja depresyjnego (Foster *et al.* 1998).

Oszacowanie ilości żywności, jakie konsumuje duże miasto jest trudne ze względu na bardzo rozproszony system dystrybucji i tym samym trudny do kontroli. Niemniej jednak są podejmowane próby szacowania z dostępnych raportów, (tab. 1 i 2). Interesujące dane dla Nowego Jorku zestawili w 1999 r. O’Meara (za Decker *et al.* 2000) podając, że dziennie konsumuje się 20 tys. t żywności, z czego połowa trafia do stałych odpadów. Podobne dane dotyczą miasta Meksyk (Pick, Butler, za Decker *et al.* 2000). Zagospodarowanie odpadów, w tym organicznych, staje się poważnym problemem dla większości miast. Konsekwencją jest uruchomienie saprofityczno-saprofagicznej sieci pokarmowej w miejscach przetrzymywania i składowania odpadów. Znajdują tu bogatą bazę żerową liczne gatunki saprofagów (muchówek, chrząszczy), a także wszystkożernych gryzoni i ptaków, które mogą być dużym problemem sanitarnym. Składowiska są poważnym źródłem gazów cieplarnianych, zanieczyszczeń wód gruntowych (Schlesinger 1997).

W bilansie budżetu metabolicznego miasta istotną rolę ogrywiają nutrieny (azot, fosfor), których znaczne ilości dostarczane są wraz z żywnością. Szczegółowa analiza ilościowa wykazała, że miasta są obszarami, w których dochodzi do kumulacji azotu, fosforu co prowadzi do eutrofizacji i skażeń zbiorników wodnych, gleb.

4. Klimat miasta

Klimat miasta jest kształtowany pod wpływem wielu naturalnych czynników, m.in. szerokości geograficznej, ukształtowania powierzchni, pokrycia terenu, obecności zbiorników wodnych. Wraz z rozwojem miasta dodatkowo zaczynają działać tzw. czynniki antropogeniczne np. emisja sztucznego ciepła, emisja zanieczyszczeń powietrza, które modyfikują dotychczasowy klimat obszaru i przyczyniają się do stworzenia odrębnego klimatu miejskiego, którego najbardziej znanym efektem jest „zjawisko cieplej wyspy”. Zjawisko to po raz pierwszy zostało odnotowane w Londynie w 1820 r. (Landsberg 1981). Przeprowadzona przez Tahę (1997) analiza klimatu kilku miast w USA, Kanadzie i Europie wykazała, że antropogeniczna emisja ciepła była większa w centrach miast strefy zimnej i odpowiadała za wzrost temperatury o 2-3° C, natomiast nie miała znaczenia w obszarach podmiejskich. W miastach, w porównaniu ze środowiskami naturalnymi jest mniejsza wymiana promieniowania, inny rozkład kierunków i siły wiatrów, zmniejszona wilgotność względna, wyższe opady i zachmurzenie oraz większe gazowe zanieczyszczenia (Horbert *et al.* 1983). Na uwagę zasługuje także specyficzny efekt kanionu (*canyon effect*), jaki tworzą ulice przecinające gęstą wysoką zabudowę. Miejskie kaniony zakłócają ruchy powietrza, cechują się podwyższonymi temperaturami, większymi koncentracjami zanieczyszczeń w niższych warstwach, zwłaszcza w układach stagnacji powietrza.

5. Gleby

Czerwiński i Prac (1990), uwzględniając cechy morfologiczne gleb oraz stopień ich przekształceń antropogenicznych, wyodrębniają dwie kategorie gleb w mieście: naturalne i antropogeniczne. W krajobrazie miasta dominują gleby przekształcone, które autorzy, ze względu na rodzaj i stopień przekształcenia, dzielą na: gleby przekształcone mechanicznie, nasypowe i gleby przekształcone chemicznie. Te pierwsze formują się w wyniku prac związanych z rozwojem infrastruktury komunikacyjnej (drogowej), jak i podziemnej (sieci wodociągowo-kanalizacyjnej, sieci ciepłej, gazowej, energetycznej i telefonicznej). Gleby takie cechuje wymieszanie różnych warstw poziomów genetycznych i wyniesienie niekiedy na powierzchnię warstw ze skały macierzystej. Charakteryzują się one obniżonymi zdolnościami sorpcyjnymi, zmniejszonym wysyceniem kationów, co rzutuje na zmniejszenie różnorodności organizmów glebowych (edafonu). Gleby nasypowe tworzą najbardziej zróżnicowaną kategorię gleb, powstałą ze sztucznie uformowanego materiału skalnego różnego pochodzenia o miąższości warstwy powierzchniowej powyżej 10 cm. W tej warstwie znaczny udział mają odpady murarskie, gruz betonowy, odpady ceramiczne i szkła, a także kawałki asfaltu i złomu metali (Zimny 2005). Podział tych gleb na jednostki niższe uwzględnia typ utworu, z jakiego ta gleba powstała oraz warstwy nasypowej (*ibid.*). Gleby gruzowe i odpadowe cechują się nieko-

rzystnymi dla organizmów warunkami wodnymi (zmniejszona pojemność wodna, słabe podsiąkanie, duża przepuszczalność wód opadowych). W obrębie tej klasy gleb występują w mieście gleby zasobne w biogeny i utrzymujące wilgoć, np. krzemianowo-próchniczne, krzemianowo-gruzowo-próchniczne. Gleby te powstały wskutek sztucznego wzbogacania w substancje organiczne, występują w parkach, na terenie zieleni osiedlowej (*ibid.*). Z kolei podział gleb ze względu na chemiczny sposób przekształcenia uwzględnia typ związku zanieczyszczającego i stopień skażenia. Czerwiński i Prac (1990) wyodrębniają sołńcaki, sołńce antropogeniczne skażone chlorkiem sodu i sodem, gleby skażone metalami ciężkimi (cynkiem, miedzią ołowiem, kadmem). Do zasolenia gleb przyczynia się stosowanie chlorku sodu do oczyszczania jezdni i chodników z lodu. Gleby słone mają odczyn zasadowy i cechują się niską sorpcją, niską przesiąkliwością wody opadowej, złyymi warunkami areacyjnymi. Z kolei klasyfikacja gleb skażonych metalami opiera się na dominacji jednego z metali w danej glebie (Czarnowska 1978). W mieście szczególnie silne skażenia gleb dotyczą ołowiem, miedzią, kadmem.

6. Różnorodność biologiczna miasta

Różnorodność biologiczna oznacza zróżnicowanie życia na wszystkich jego poziomach organizacji (Noss 1990). Różnorodność biologiczną można rozpatrywać jako różnorodność genetyczną pojedynczej populacji, jak również jako różnorodność pul genowych lokalnych populacji poszczególnych gatunków. Na różnorodność taksonomiczną składa się przede wszystkim liczba gatunków przypadająca na określoną jednostkę powierzchni lub określony typ środowiska lub określoną jednostkę taksonomiczną. Z kolei *różnorodność ekologiczna* dotyczy zróżnicowania siedlisk warunkujących bogactwo ekosystemów, krajobrazów, biomów i biosfery. Przyjmuje się, że różnorodność biologiczna tworzy trzy podstawowe hierarchicznie powiązane poziomy organizacji biologicznej: geny, gatunki, ekosystemy (Catri, Younes 1966). Dlatego też Savard *et al.* (2000) zwracają uwagę na konieczność uwzględniania powiązań między poziomami organizacji biologicznej w badaniach nad różnorodnością biologiczną środowisk zurbanizowanych. Obszary zurbanizowane i urbanizacja oddziałują na różnorodność biologiczną w różny sposób: przez eliminację, fragmentację i izolację środowisk lub ich przekształcenie (Antrop 2000; Pickett 1999; Czech *et al.* 2000). W efekcie dyspersja staje się głównym problemem strategii życiowej gatunków obszarów zurbanizowanych. Ograniczenie dyspersji i migracji wywołuje izolację i efekt chowu krewniaczego (*inbred*) (Ellstrand, Elam 1993) oraz niski sukces rozrodczy (Steffan-Dewenter, Tschardtke 1999). Długotrwała izolacja prowadzi do utraty zdolności adaptacyjnych populacji w zmieniającym się środowisku (Fisher 1930; Young *et al.* 1996), a w efekcie do zanikania lokalnych populacji.

Kolejną cechą środowiska miejskiego jest obecność egzotycznych, inwazyjnych lub przypadkowo wprowadzonych gatunków (Rebele 1994). Zastępowanie rodzimych

gatunków przez gatunki obce prowadzi do zmniejszenia biologicznej specyficzności lokalnych ekosystemów. McKinney, Lockwood (1999) określają ten proces jako homogenizację. Zasięg i szybkość tego procesu jest szeroko dyskutowany w odniesieniu do różnych grup taksonomicznych (Kühn, Klotz 2006; McKinney 2006). Obszary zurbanizowane mogą naturalnie cechować się znacznym bogactwem gatunków, co wynika z geograficznego położenia (Araujo 2003, Kühn *et al.* 2004) lub może to wynikać z bogatej różnorodności środowisk w mieście (Klotz *et al.* 1984; Pickett *et al.* 2001; McKinney 2008). Ta przestrzenna różnorodność miasta prowadzi do wyższej β -różnorodności (Niemelä 1999) i większej różnorodności niż w otaczających obszarach pozamiejskich (Chocholouskova, Pysek 2003; Wania *et al.* 2006). Dotyczy to tych grup organizmów, dla których zdolne do utrzymywania się populacje mogą egzystować na małych powierzchniach (rośliny, owady). Dalszą cechą, typową dla wielu miejskich środowisk, jest utrzymywanie habitatów we wczesnych stadiach sukcesji przez regularne zabiegi pielęgnacyjne, jak koszenie trawników, wycinanie krzewów, grabienie liści (Niemelä 1999). Wysoka dyspersyjność organizmów, zwłaszcza obcego pochodzenia odpowiada za różnorodność biologiczną w miastach. Efekt zasiedlania przez obce gatunki wzmacnia działania człowieka, który importuje gatunki głównie dla celów hodowlanych w ogródkach oraz jako zwierzęta domowe (Mack, Lonsdal 2001).

Rozwój technik molekularnych przyczynił się do gwałtownego zainteresowania różnorodnością genetyczną populacji zurbanizowanych. Pamiętać trzeba, że w obrębie tego tematu mieszczą się także klasyczne badania genetyczne cech jakościowych. Jednymi z pierwszych były badania nad melanizmem owadów. Pierwsze formy melanistyczne krępaka *Biston betularia* w okolicach Manchesteru były odnotowane w 1848 r., a w 1950 r. stanowiły 90% populacji (Berry 1990). Timofeeff-Resovski (1940) w swoich badaniach nad polimorfizmem biedronki dwukropki *Adalia bipunctata* w Berlinie w latach 1929-1940, wykazał jej sezonowy i adaptacyjny charakter. W populacji tego gatunku odnotowano występowanie zasadniczo dwóch form, czerwonej i melanistycznej. Wiosną udział melanistycznych osobników kształtował się na poziomie ok. 37%, podczas gdy jesienią sięgał 60%. Melanistyczne biedronki gorzej przeżywały zimę, natomiast latem intensywniej się rozmnażały i uzyskiwały jesienią przewagę, takie proporcje notowane były co roku. W licznych badaniach wykazano, że populacje zurbanizowane wielu gatunków cechują się wysokim udziałem form melanistycznych, zjawisko to nazwano melanizmem przemysłowym. W Wielkiej Brytanii ponad 100 na 780 gatunków motyli wykazuje ten typ ewolucyjnych zmian (Kettlewell 1973). Zjawisko melanizmu dotyczy także zurbanizowanych populacji gołębi (*Columba livia f. domestica*), kotów domowych (*Felis catus*). Sukces selekcyjny osobników melanistycznych można wyjaśniać przyjmując za podstawę kilka hipotez: barwy kryptycznej, absorpcji ciepła, podwyższonego poziomu stresu. Interesujący jest przypadek dramatycznego wzrostu udziału form melanistycznych gołębi w Glasgow. Władze tego miasta z powodu znacznego wzrostu populacji gołębi i zanieczyszczeń budowlani, jakie były ich udziałem, podjęły działania na rzecz ograniczenia ich liczeb-

ności. Z rozmaitych powodów gołębie były chwywane o zmierzchu w miejscach ich nocowania. Jak zauważył Kettlewell (1973) usuwano w pierwszej kolejności osobniki jasne, a spośród ciemnych te z białymi plamami. Pozostawiano całkowicie czarne osobniki, które były trudne do wypatrzenia. Jest to klasyczny przykład działania drapieżnika (człowieka) eliminującego osobniki odmiennie ubarwione od podłoża i daje się to wytłumaczyć hipotezą barwy kryptycznej.

Kolejnym etapem w badaniach populacji zurbanizowanych była analiza polimorfizmu białek (allozymów) i DNA. Przykładem mogą być badania zmienności allozymów dwóch gatunków chrząszczy w gradiencie zurbanizowania Brukseli i Birmingham (Desender *et al.* 2005), europejskiego pająka kątnika *Holocnemus pulchei* wprowadzanego do miast Kaliforni (Porter, Jakob 1990). Te ostatnie pokazały niską zmienność i małe zróżnicowanie między populacjami, co tłumaczone jest efektem założyciela. Byrne i Nichols (1999) badając gatunek komara *Culex pipiens* w Londynie wykazali genetyczną odrębność populacji zasiedlających tunele kolei metra i populacji zasiedlających powierzchnię. Te różnice przejawiały się w redukcji heterozygotyczności podziemnych populacji. To i pewna specyficzność alleliczna sugerują, że kolonizacja podziemi miała miejsce kilkakrotnie, oraz że dochodzi do izolacji rozrodczej populacji żyjących na powierzchni i w podziemiach.

Badania zróżnicowania genetycznego populacji, na podstawie DNA z wykorzystaniem różnych technik molekularnych, koncentrowały i koncentrują się głównie na patogenach ludzi (Bradley, Altizer 2007). W ostatnim czasie szybko rośnie liczba prac dotyczących genetycznego zróżnicowania populacji w gradiencie zurbanizowania. Przykładem są badania nad fiołkiem *Viola pubescens* (Culley *et al.* 2007), ropuchą szarą *Bufo bufo* (Hitchings, Beebee 2002), lisem *Vulpes vulpes* (Wandeler *et al.* 2003). Populacje zurbanizowane cechują się wyższą specyficznością i większym zróżnicowaniem między sobą w porównaniu do populacji pozamiejskich.

Podanie liczby gatunków zasiedlających obszar miasta napotyka na bardzo trudną, a praktycznie wręcz niemożliwą do przekroczenia barierę wykrycia i zidentyfikowania tysięcy gatunków w obrębie stawonogów, nicieni, grzybów, bakterii, oraz reprezentantów parafiletycznej grupy, jaką są *Protista*. Dlatego najczęściej dokonuje się analiz i porównań na najlepiej poznanych w mieście grupach organizmów. Do takich trzeba zaliczyć rośliny naczyniowe, kręgowce oraz niektóre rzędy owadów np. motyle, chrząszcze. Liczba gatunków roślin naczyniowych w 22 miastach Europy waha się w szerokich granicach od 315 w Dublinie do 1890 w Pradze (La Sorte *et al.* 2008). Średnio w mieście występuje 896 gatunków roślin, w tym: 421 rodzimych, 270 neofitów, 205 archeofitów. Warto podkreślić, że średnio gatunki rodzime stanowią tylko 47%. Odmiennie kształtuje się flora miast w Polsce (Warszawy, Poznań i Łódź), w których udział gatunków rodzimych kształtuje się na poziomie 70%. (Zimny 2005). Zerbe *et al.* (2004) podkreślają, że bogactwo flory miast w Europie związane jest z wielkością miasta mierzoną liczbą mieszkańców. W małych i średniej wielkości miastach do 100 000 mieszkańców flora liczy 530-560 gatunków,

w miastach do 200 000 odpowiednio 650-730, a w miastach powyżej 1 mln mieszkańców ponad 1300 gatunków. Clamants, Moore (2003) stwierdzili w 9 miastach Ameryki Północnej ogółem 4159 gatunków, w tym 2708 (65,1%) rodzimych. Spośród kręgowców najlepiej w miastach zbadane są ptaki. Awifauna lęgowa 16 miast europejskich waha się od 100 do 160 gatunków (Kelcey, Reinwald 2005). Inwentaryzacja kręgowców w Warszawie wykazała obecność 320 gatunków, w tym 131 lęgowych ptaków (Luniak 2006), a w Łodzi 206 i odpowiednio 112 (Markowski *et al.* 1998). Chudzicka i Skibińska (1994) podają, że na obszarze Warszawy odnotowano 3800 gatunków bezkręgowców, a Markowski *et al.* (2004) dla Łodzi odpowiednio 2853. Luniak (2006) szacuje pełną listę zwierząt metropolii Warszawy na ok. 6-7 tys., Markowski *et al.* (2004) na 10-14 tys. dla Łodzi. Klausnitzer (1988) ocenił faunę zwierząt miast Europy Środkowej na 18 tys. gatunków. W tym miejscu warto zauważyć, że w Rzymie od połowy XIX w. odnotowano 5151 gatunków owadów (Zapparoli 1997). We wszystkich modelach przestrzennych zakłada się stopniowy spadek natężenia czynnika urbanizacyjnego od centrum ku peryferiom. Czynniki presji urbanizacyjnej wyjaśnia przestrzenne zróżnicowanie różnorodności biologicznej. Gray (1987, 1989) przedstawił hipotezy spadku bogactwa gatunkowego i uzyskiwania dominacji przez gatunki oportunistyczne wraz ze wzrostem natężenia czynnika zakłócającego. Zostały one dobrze udokumentowane w licznych pracach i dla licznych grup taksonomicznych organizmów (Trojan 1980; Pisarski 1981; Kowalczyk *et al.* 1990, Luniak 1990, Niemelä *et al.* 2002). Dobrym przykładem jest przedstawiona przez Trojana (1980) analiza zróżnicowania przestrzennego muchówek *Tabanomorpha* Warszawy. W skład zgrupowania wchodzi gatunki wywodzące się ze środowiska leśnego. W centrum miasta zespół ten liczy ok. 90% gatunków mniej w stosunku do obszarów pozamiejskich. Najszybciej z tego zgrupowania eliminowane są gatunki pasożytnicze i hematofagiczne, najwolniej saprofagiczne. Uwzględniając wymagania ekologiczne w obszarach miejskich najszybciej są eliminowane gatunki o wąskiej specjalizacji – stenotopowe, a preferowane są gatunki eurytopowe i politopowe. Z kolei analiza rozmieszczenia przestrzennego kilku rodzin żądłówek *Hymenoptera, Aculeata* na terenie Łodzi (Kowalczyk 1991) wskazuje na lepszą adaptację do warunków miejskich gatunków socjalnych z rodziny osowatych *Vespidae*. Niektóre z nich zwłaszcza szerszeń *Vespa crabro* stają się poważnym problemem sanitarnym miasta (Nadolski 2004).

Spośród kręgowców najlepiej udokumentowane jest zróżnicowanie przestrzenne zespołu ptaków. Przejawem presji urbanizacyjnej jest spadek liczby gatunków w centrum, przy jednoczesnym wzroście dominacji i zagęszczenia populacji gatunków synantropijnych (wróbla i gołębia) (tab. 3).

W wielu pracach wykazano, że wzrost wielkości miast koresponduje z zanikiem gatunków rodzimych i zastępowaniem ich przez gatunki obce. Analiza flory 13 miast różnych kontynentów pokazała zanik od 3 do 46% rodzimych gatunków na przestrzeni 50-150 lat (Bertin 2002). Z kolei badania na terenie miasta Plezen (Cze-

Tabela 3

Zestawienie parametrów populacyjnych awifauny lęgowej
śródmieścia i peryferii Warszawy

Parametry	Śródmieście	Peryferie
Liczba gatunków lęgowych	69	90
Par lęgowych/km ²	1248	1087
Biomasa (kg/km ²)	435	197
Udział wróbla i gołębia (% liczebności)	73	15

Źródło: Luniak (1990).

chy) wykazały znaczny wzrost liczby gatunków na przestrzeni lat 1880-1990, z 478 do 773, przy jednoczesnym spadku gatunków rodzimych o 31% (Chocholouskova, Pysek 2003). W Nowym Jorku odnotowano zanik 578 rodzimych gatunków, tj. 43% rodzimej flory (DeCandido *et al.* 2004). Również analiza flory Brukseli przeprowadzona przez Godefroid (2001) dla dwóch okresów 1940-1971 i 1991-1994 wykazała, że chociaż całkowita liczba taksonów zasadniczo nie zmieniła się (731 i 730), to jednak zmieniły się udziały w obrębie rodzimych i obcych gatunków. W tym drugim okresie odnotowano wzrost obcych gatunków o blisko 8%. Interesujące dane zestawiono dla Adelaidy (Australia) sięgając do danych z połowy XIX w. Liczba gatunków rodzimych między rokiem 1836 a 2002 spadła o: 7,5% wśród roślin, aż o 50% wśród ssaków, 7,0% wśród ptaków i o 3,5% wśród gadów. W tym czasie wzrosła liczba gatunków obcych odpowiednio: o 54% dla roślin, 23% dla ssaków, 7% dla ptaków i 3,5% dla gadów. W efekcie tych zmian bogactwo gatunkowe roślin wzrosło o 46%, ssaków spadło o 27% pozostałe taksony nie wykazały zmian liczbowych (Tait *et al.* 2003).

Dotychczasowe badania wskazują na wzrost udziału gatunków obcych w kierunku do centrum miasta. Dla przykładu Kovarik (1995) zauważył, że w rezerwatach przyrody w pobliżu Berlina gatunki obce roślin stanowiły 6%, w strefie podmiejskiej 24%, a w strefie centralnej zurbanizowanej 54%. Podobny trend odnotowano dla ptaków (Marzluff 2001), ssaków (Mackin-Rogalska *et al.* 1988), owadów (McIntyre 2000).

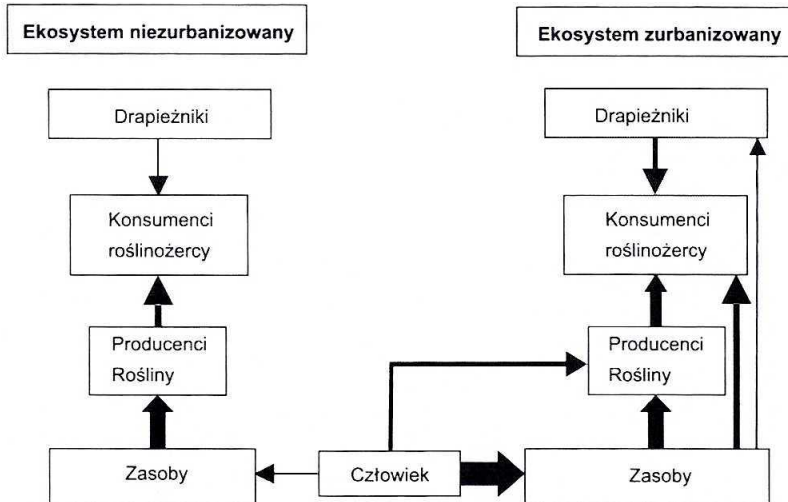
Różnorodność ekologiczna. Struktura krajobrazu miejskiego jest efektem oddziaływania między krajobrazem naturalnym a zmianami wprowadzonymi przez człowieka, jej określenie powinno służyć rozpoznaniu związków i procesów łączących te dwa aspekty (Sukopp 1998). Bazując na fizjonomii obszarów miasta wyróżnia się tereny zabudowane i niezabudowane – otwarte tereny zieleni. Tereny zabudowane klasyfikuje się na podstawie odmiennych form zabudowy: wysokiej, niskiej lub wielorodzinnej i jednorodzinnej. Tereny otwarte podzielić można na

tereny zieleni, tereny upraw rolnych, tereny łąk i lasów, tereny lotnisk i in., na których zabudowa występuje w bardzo ograniczonym stopniu (Smogorzewski 1971). Podobny podział został zaproponowany przez Sukoppa *et al.* (1993), którzy w typie terenów otwartych wyróżniają kategorię wysypisk i kamieniołomów oraz nieużytków i innych reliktowych siedlisk, a obszary zabudowane różnicują na 3 kategorie ze względu na zagęszczenie ludzi.

Klasyfikacja obszarów otwartych miast uwzględnia dwa punkty widzenia planistyczny i syntaksonomiczny. Ten pierwszy uwzględnia fizjonomię i główne funkcje przyrodnicze wyodrębnionej jednostki. W mieście występują dwa rodzaje zbiorowisk roślinnych – zieleń urządzona oraz roślinność spontaniczna. Zieleń urządzona to obszary całkowicie ukształtowane przez człowieka pod względem rozmieszczenia i doboru gatunków oraz stale pielęgnowane. Mamy więc w miastach parki, trawniki, ozdobne klomby, zieleń wzdłuż ulic itp. Poza zielenią urządzoną w mieście występuje też roślinność rozwijająca się spontanicznie na dogodnych siedliskach – są to przeważnie zbiorowiska ruderalne. Na terenie miasta mogą też występować zbiorowiska półnaturalne – łąki oraz roślinność nadrzeczna (w przypadku nieuregulowanych koryt rzecznych) oraz naturalne – zbiorowiska leśne. Boulund i Hunhammar (1999) wyróżniają w mieście kilka „naturalnych” ekosystemów: uliczne zadrzewienia, zieleń kształtowaną (trawniki, parki), lasy, pola uprawne, obszary podmokłe, wody otwarte (jeziora, wybrzeża morskie) i wody płynące (rzeki, strumienie). Kovarik i Körner (2005) zaklasyfikowali obszary zielone do 4 typów: ekosystemy mało przekształcone (stare dobrze zachowane fragmenty lasów), ekosystemy uprawne (uprawy leśne i polne), zieleń kształtowana (parki, bulwary) oraz ekosystemy, które rozwinęły się w obszarze zabudowy mieszkalno-przemysłowej. Szulczewska i Kaftan (1996) łączą obszary otwarte w jeden System Przyrodniczy Miasta o zróżnicowanych nadrzędnych funkcjach przyrodniczych: klimatycznej, hydrologicznej i biologicznej oraz pozaprzyrodniczych: rekreacyjnej, wypoczynkowej, estetycznej i mieszkaniowej. W rzeczywistości różnorodność habitatów w mieście jest znaczna i zależy od zróżnicowania geologicznego, hydrograficznego obszaru miasta. Pyšek (1993) podaje, że w miastach Europy odnotowano 39 zbiorowisk roślinnych, najwięcej w Polsce – 18. Z punktu widzenia syntaksonomicznego roślinność spontaniczna obszarów zurbanizowanych jest zróżnicowana. Przykładem jest obszar Warszawy, który reprezentowany jest przez 24 odrębne zespoły roślinne i 18 fitocenoz w randze zbiorowisk synantropijnych, wyróżniających się fizjonomicznie przez powtarzalny skład gatunkowy (Janecki 1983). Istotną cechą obszarów otwartych w mieście jest także ich znaczna fragmentacja. Weng (2007) zwraca uwagę, że w centrum miasta, zabudowanym względnie jednolitą zabudową mieszkalną wskaźnik fragmentacji habitatów jest relatywnie niski i rośnie w kierunku na zewnątrz osiągając najwyższą wartość na pograniczu ze strefą peryferyjną i dalej maleje w kierunku obszarów podmiejskich. Podobnie zachowuje się wskaźnik różnorodności biologicznej, który jest ściśle powiązany ze strukturą roślinności (Savard *et al.* 2000).

7. Sieci troficzne

W obszarach zurbanizowanych, ze względu na dominującą rolę człowieka oraz istotną rolę zewnętrznego zasilania ekosystemu miasta, sieci pokarmowe opierają się na odmiennej regulacji związanej z subsydiowaniem zasobami, pośrednio lub bezpośrednio, organizmów z poszczególnych piętér troficznych (ryc. 1).



Ryc. 1. Model zależności troficznych w ekosystemach: nieurbanizowanym i urbanizowanym.

Grubość strzałek odpowiada względnej ważności powiązań

Źródło: Warren *et al.* (2006), zmodyfikowane.

Człowiek zmienia oba systemy, z tym że w ekosystemie zurbanizowanym wpływ człowieka jest zdecydowanie dalej idący. Zwiększone są podstawowe zasoby, takie jak woda, nutrieny; kontrolowana jest różnorodność roślin i tym samym produkcja pierwotna, co prowadzi do wzmocnienia regulacji „od dołu” (*bottom-up*). Człowiek także bezpośrednio dostarcza zasobów dla konsumentów i drapieżników lub pośrednio w wyniku swojej działalności np. (odpady biologiczne, zieleńce śródmiejskie, ogrody, działki, zielone dachy itp.). W efekcie prowadzi to do wzmocnienia dla niektórych lub osłabienia dla innych taksonów regulacji „z góry” (*top-down*). Podczas gdy w ekosystemach nieurbanizowanych regulacja „z góry” odgrywa znacznie mniejszą rolę (Warren *et al.* 2006).

W ekosystemie miasta uwidacznia się silna redukcja pierwotnych producentów na rzecz konsumentów. Niemniej jednak warto zaznaczyć, że niektóre środowiska miasta cechują się większą produkcją pierwotną w porównaniu do otaczających środowisk pozamiejskich. Wpływ na to mają szeroko stosowane zabiegi agrotechniczne, zwłaszcza dostarczanie wody, nawozów, czego przykładem są trawniki w strefie pod-

miejskiej (Falk 1976; Zimny 2005). W tych też środowiskach jest wysoka różnorodność biologiczna, wzmocniona dodatkowym zasilaniem znacznymi ilościami resztek pokarmowych pozostawianych przez człowieka, lub też stałym dokarmianiem (Luniak 1990; Adams 1994). Szczególnego znaczenia, ta dodatkowa, a właściwie jedyna baza żerowa w okresie zimowym, nabiera dla ptaków. Luniak (1990) ocenił, że 3 dominujące w śródmieściu gatunki (gołąb miejski, wróbel domowy, gawron) w okresie zimy konsumują taką ilość pożywienia, która równoważna jest 19 t chleba.

Podsumowanie

Różnorodność biologiczna odgrywa istotną rolę w środowisku zurbanizowanym, obok oczywistych funkcji ekologicznych odgrywa także ważną rolę w kształtowaniu warunków społecznych i zdrowotnych życia człowieka w mieście. Roślinność miasta pełni istotną funkcję w zmniejszaniu atmosferycznego CO₂ i produkcji tlenu w procesie fotosyntezy, wpływa na czystość powietrza, wód (Boulund, Hunhammar 1999). To roślinność wpływa w znaczny sposób na kształtowanie się zespołów konsumentów w środowisku zurbanizowanym. Nie bez znaczenia jest także rola różnorodności biologicznej w rekreacji, a także w edukacji ekologicznej społeczeństwa miejskiego i ochronie gatunkowej. Dlatego ważne jest rozwijanie wielodyscyplinarnych badań w środowiskach zurbanizowanych, które pozwolą uchwycić procesy przemian w składzie gatunkowym, adaptacyjnych ze szczególnym uwzględnieniem interakcji między nimi i monitorowanie potencjalnych zagrożeń dla człowieka, jakimi mogą być wektory (stawonogi, mięczaki, a także ssaki) groźnych zoonoz.

Literatura

- Adams I. W., 1994, *Urban Wildlife Habitats*. University of Minnesota Press, Minneapolis.
- Andrzejewski R., 1975, *Problemy ekologicznego kształtowania środowiska przyrodniczego w mieście*. Wiadomości Ekologiczne, 21, s. 175-186.
- Andrzejewski R., 1983, *W poszukiwaniu teorii fizjocenozy*. Wiadomości Ekologiczne, 29, s. 93-125.
- Andrzejewski R., 1985, *Ekologia a planowanie*. Wiadomości Ekologiczne, 31, s. 253-273.
- Antrop M., 2000, *Changing Patterns in the Urbanized Countryside of Western Europe*. Landscape Ecology, 15, s. 257-270.
- Araujo M. B., 2003, *The Coincidence of People and Biodiversity in Europe*. Global Ecology and Biogeography, 12, s. 257-270.
- Baccini P., 1996, *Understanding Regional Metabolism for Sustainable Development of Urban Systems*. Environmental Science Pollution Research, 3, s. 108-111.
- Berry R. J., 1990, *Industrial Melanism and Peppered Moths (Biston betularia (L.))*. Biological Journal of the Linnean Society, 39, s. 301-322.

- Bertin R. I., 2002, *Losses of Native Plant Species from Worcester, Massachusetts*. *Rodora*, 104, s. 325-349.
- Boulund P., Hunhammar S., 1999, *Ecosystem Services in Urban Area*. *Ecological Economics*, 29, s. 293-301.
- Bradley C.A., Altizer S., 2007, *Urbanization and the Ecology of Wildlife Diseases*. *Trends in Ecology and Evolution*, 22, s. 95-102.
- Brunner P. H., Daxbeck H., Baccini P., 1994, *Industrial Metabolism at Regional and Local Level: a Case-study on Swiss Region*, [w:] *Industrial Metabolism: Reconstructing for Sustainable Development*, U. Ayres (red.). U. E. Simons, Tokyo University Press, s. 163-169.
- Byrne K., Nichols R.A., 1999, *Culex Pipiens in London Underground Tunnels: Differentiation between Surface and Subterranean Population*. *Heredity*, 82, s. 7-15.
- Cagri di F., Younes T., 1966. *Introduction: Biodiversity, the Emergence of the Scientific Fields. Its Perspectives and Constrains*, [w:] *Biodiversity, Science and Development*, F. di Castri, T. Younes (red.). Towards a New Partnership, CAB, International Wallingford, England.
- Certini G., Scalenghe R., 2006, *Soils: Basic Concepts and Future Challenges*. Cambridge University Press, Cambridge UK EU.
- Cicero C., 1989, *Avian Community Structure in a Large Urban Park. Controls of Local Richness and Diversity*. *Landscape and Urban Planning*, 17, s. 221-240.
- Chapin F. S. III, Walker B. H., Hobbs R. J., Hooper D. U., Lawton J. H., Sala O. E., Tilman D., 1997, *Biotic Control over the Functioning of Ecosystems*. *Science*, 277, s. 500-504.
- Chocholouskova Z., Pysek P., 2003, *Changes in Composition and Structure of Urban Flora over 120 Years. A Case Study of the City of Plezen*. *Flora*, 198, s. 366-376.
- Chudzicka E., Skibińska E., 1994, *An Evaluation of an Urban Environment on the Basis of Faunistic Data*. *Memorabilia zool.*, 49, s. 176-185.
- Clamants S. E., Moore G., 2003, *Patterns of Species Diversity in Eight Northeastern United States Cities*. *Urban Habitats. Urban Floras*, 1, s. 4-16.
- Clergeau, P., Jokimäki, J., Savard, J.-P., 2001, *Are Urban Bird Communities Influenced by the Bird Diversity of Adjacent Landscapes?* *Journal of Applied Ecology*, 38, s. 1122-1134.
- Collins J., Kinzig A., Grimm N., Fagan W., Hope D., Wu J., Borer E., 2000, *A New Urban Ecology*. *American Scientist*, 88, s. 416-425.
- Culley T. M., Sbita S. J., Wick A., 2007, *Population Genetic Effects of Urban Habitat Fragmentation in the Perennial Herb Viola pubescens (Violaceae) using ISSR Markers*. *Annals of Botany*, 100, s. 91-100.
- Czarnowska K., 1978, *Zmiany zawartości metali ciężkich w glebach i roślinach na terenie Warszawy jako wskaźnik antropogenizacji środowiska*. *Zeszyty Naukowe SGGW-AR, Rozprawy Naukowe*, 106.
- Czech B., Krausmann P. R., Devers P. K., 2000, *Economic Associations among Causes of Species Endangerment in The United States*. *BioScience*, 50, s. 593-601.
- Czerwiński Z. Prac J., 1990, *Gleby*, [w:] *Środowisko Przyrodnicze Warszawy*, Z. Biernacki, J. Kazimierski, A. Wróblewski (red.). PWN, Warszawa, s. 197-212.
- DeCandido R., Muir A. A., Gargiullo M. B., 2004, *A First Approximation of the Historical and Extant Vascular Flora of New York City: Implications for Native Plant Species Conservation*. *Journal of the Torrey Botanical Society*, 131, s. 243-251.

- Decker E. H., Elliot S., Smith F. A., Blake D. R., Rowland F. S., 2000, *Energy and Material Flow through the Urban Ecosystems*. Annual Review Energy Environ, 25, s. 685-740.
- Desender K., Small E., Gaublumme E., Verdyck P., 2005, *Rural-urban Gradients and the Population Genetic Structure of Woodland Ground Beetles*. Conservation Genetics, 6, s. 51-62.
- Douglas I., 1994, *Human Settlements, [w:] Changes in Land Use and Land Cover: a Global Perspective*, W. B. Myer, B. L. Turner (red.). Cambridge University Press, Cambridge, s. 149-169.
- Duvigneaud P., Denaeyer-De Smet S., 1977, *L'ecosysteme urbain Bruxellois, [w:] Productivite en Belgique*, P. Duvigneaud, P. Kestemont (red.). Travaux de la Section Belge du Programme Biologique International, Brussels, Paris.
- Ellstrand N. C., Elam D. R., 1993, *Population Genetic Consequences of Small Population Size: Implications for Plant Conservation*. Annual Review of Ecology & Systematics, 24, s. 217-242.
- Emlen J.T., 1974, *An Urban Bird Community in Tuscon, Arizona: Derivation, Structure, Regulation*. Condor, 76, s. 1184-1197.
- Erskine A. J., 1992, *Urban Area, Commercial and Residential*. American Birds, 26.
- Falk J. H., 1976, *Energetics of a Suburban Lawn Ecosystem*. Ecology, 57, s. 141-150.
- Fisher R. A., 1930, *The Genetical Theory of Natural Selection*. Oxford University Press.
- Foster S., Lawrence A. R., Morris B. L., 1998, *Ground Water in Urban Development*. World Bank Technical Paper, 390, Washington DC, World Bank.
- Gilarowski J., 2005, *Rola miast w degradacji wilgotnych lasów równinowych nadatlantyckiej części Afryki Środkowej*. Afryka, Azja, Ameryka Łacińska, 82, s. 5-16.
- Godefroid S., 2001, *Temporal Analysis of the Brussels Flora as Indicator for Changing Environmental Quality*. Landscape and Urban Planning, 52, s. 203-224.
- Gray J. S., 1987, *Species-abundance Patterns, [w:] Organization of Communities, Past and Present*, J. H. R. Gee, P. S. Giller (red.). Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK, s. 53-67.
- Gray J. S., 1989, *Effects of Environmental Stress on Species Rich Assemblages*. Biological Journal of the Linnean Society, 37, s. 19-32.
- Grimm N., Grove J. M., Picett S. T. A., Redman C. I., 2000, *Integrated Approaches to Long-term Studies of Urban Ecological Systems*. Bioscience, 50, s. 571-574.
- Groffman P. M., Likens G. E. (red.), 1994, *Integrated Regional Models: Interactions between Humans and Their Environment*. New York Chapman Hall.
- Grossmann W. D., 1993, *Integration of Social and Ecological Factors: Dynamic Area Models of Subtle Human Influences on Ecosystems, [w:] Humans and Components of Ecosystems*, M. J. McDonell, S. T. A. Picett (red.). *The Ecology of Subtle Human Effects and Populated Areas*. New York, Springer, Verlag, s. 229-245.
- Hitchings S. P., Beebee T. J. C., 2002, *Loss of Genetic Diversity and Fitness in Common Toad (Bufo Bufo) Populations Isolated by Inimical Habitat 2002*. Journal of Evolutionary Biology, 11, s. 269-283.
- Horbert M., Kirchgeorg A., Stulpangel A., 1983, *Ergebnisse stadtklimatischer Untersuchungen als Beitrag zur Freiraumplanung*. Hrsg. Umweltbundesamt, Berlin, s. 18-33.
- Janecki J., 1983, *Człowiek a roślinność synantropijna na przykładzie Warszawy*. Wyd. SGGW- AR, Warszawa.

- Karolewski M. A., 1981, *Specyfika i status ekologiczny miasta*. Wiadomości ekologiczne, 27, s. 3-35.
- Kelcey J. G., Reinwald G., (red.), 2005, *Birds in European Cities*. Ginster Verlag, St. Katharinen.
- Kendall, H. W., Pimentel D., 1994, *Constraints on the Expansion of the Global Food Supply*. *Ambio*, 23, s. 198-205.
- Kennedy C., Cuddihy J., Engel-Yan J., 2007, *The Changing Metabolism of Cities*. *Journal of Industrial Ecology*, 11, s. 43-59.
- Kettlewell H. D. B., 1973, *The Evolution of Melanism. The Study of a Recurring Necessity*. Oxford, Clarendon Press.
- Klausnitzer, B., 1988, *Verstaedterung von Tieren*. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg.
- Klotz S., Gutte P., Klausnitzer B., 1984, *Vorschlag einer Gliederung urbane Okosysteme*. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung*, 24, s. 153-156.
- Kostrowicki S. A., 1992, *System „Człowiek-środowisko” w świetle teorii ocen*. *Prace Geograficzne IGiPZ PAN*, 156, s. 18-27.
- Kowalczyk J. K., 1991, *Materiały do znajomości żądłówek (Hymenoptera, Aculeata) Łodzi*. *Acta Iniversitatis Lodzensis, Folia Zoologica et Anthropologica*, 7, s. 67-114.
- Kowalczyk J. K., Lenkowski T., Marciniak B., Myślicka Z., Nadolski J., Śliwiński Z., 1990, *Wybrane gatunki owadów Łodzi w świetle dotychczasowych badań*, [w:] *Problemy ochrony i kształtowania środowiska przyrodniczego na obszarach zurbanizowanych*, H. Zimny (red). t.22, cz. II, Wyd. SGGW AR, Warszawa, s. 7-16.
- Kovarik I., 1995, *On the Role of Alien Species in Urban Flora and Vegetation*, [w:] *Plant Invasions – General Aspects and Special Problems*, P. Pysek, K. Prach, M. Rejmanek, P.M. Wade (red.). SPB Academic, Amsterdam, Netherlands, s. 85-103.
- Kovarik I., Körner S., 2005, *Wild Urban Woodlands: New Perspectives for Urban Forestry*. Springer: Berlin.
- Kühn I., Klotz S., 2006, *Urbanization and Homogenization -Comparing the Floras of Urban and Rural Areas in Germany*. *Biological Conservation*, 127, s. 292-300.
- Kühn I., Brandl R., Klotz S., 2004, *The Flora of German Cities is Natural Species Rich*. *Evolutionary Ecology Research*, 6, s. 749-764.
- Landsberg, H. (red.), 1981, *The Urban Climate*. Academic Press, New York.
- La Sorte F. A., McKinney M. L., Pysek P., Klotz S., Rapson G. L., Celesti-Grappo L., Thompson K., 2008, *Distance Decay of Similarity among European Floras: the Impact of Anthropogenic Activities on B Diversity*. *Global Ecology and Biogeography*, 17, s. 363-371.
- Luniak M., 1990, *Awifauna miasta – jej skład, zróżnicowanie oraz udział w procesach ekologicznych na przykładzie Warszawy*, [w:] *Funkcjonowanie układów ekologicznych w warunkach zurbanizowanych*, H. Zimny (red.), s. 209-229.
- Luniak M., 2006, *Bogactwo gatunkowe i liczebność fauny wielkiego miasta – przykład Warszawy*. *Kosmos*, 55, s. 45-52.
- Macias A., Mizgajski A., 1998, *Metabolizm Poznania w kategoriach ekologii miasta*, [w:] *Podstawy gospodarczej polityki miasta*. *Studium Poznania*, R. Domański (red.). Biuletyn KPZK PAN, z. 181, Warszawa, s. 103-116.
- Mack R. N., Lonsdal W. M., 2001, *Humans as Global Plant Dispersers: Getting More than we Bargained for*. *BioScience*, 51, s. 95-102.

- Mackin-Rogalska R., Pinowski J., Solon J., Wójcik Z., 1988, *Changes in Vegetation, Awifauna and Small Mammals in a Suburban Habitats*. Polish Ecological Studies, 14, s. 29-330.
- Markowski J., Wojciechowski Z., Kowalczyk J. K., Tranda E., Śliwiński Z., Soszyński B., 1998, *Fauna Łodzi*. Fundacja „Człowiek i Środowisko”, Łódź.
- Markowski J., Kowalczyk J. K., Janiszewski T., Wojciechowski Z., Szczepko K., Domański J., 2004, *Fauna Łodzi — stan poznania, zmiany, gatunki chronione i zagrożone*, [w:] *Fauna miast Europy Środkowej 21. wieku*, P. Indykiewicz, T. Barczak (red.). P.M. Logo, Bydgoszcz, s. 19-36.
- Marzluff J. M., 2001, *Worldwide Urbanization and Its Effects on Birds*, [w:] *Avian Ecology in an Urbanizing World*, J. M. Marzluff, R. Bowmann, R. Donnelly (red.). Kluwer, Norwell, Massachusetts, s. 19-47.
- Matson P. A., Parton W. J., Power A. G., Swift M. J., 1997, *Agricultural Intensification and Ecosystem Properties*. Science, 277, s. 504-509.
- McDonnell, M. J., Pickett, S. T. A., 1990, *Ecosystem Structure and Function along Urban-rural Gradients: An Unexploited Opportunity for Ecology*. Ecology, 71, s. 1232-1237.
- McIntyre N., 2000, *Ecology of Urban Anthropods: a Review and Call to Action*. Annals Entomological Society of America, 93, s. 825-835.
- McKinney M. L., 2006, *Urbanization as a Major Cause of Biotic Homogenization*. Biological Conservation, 127, s. 247-260.
- McKinney M. L., 2008, *Effects of Urbanization on Species Richness: A Review of Plants and Animals*. Urban Ecosystems, 11, s. 161-176
- McKinney M. L., Lockwood J. L., 1999, *Biotic Homogenization: a Few Winners Replacing Many Losers in the Next Mass Extinction*. Trends in Ecology and Evolution, 14, s. 450-453
- Mizgajski A., Macias A., 1993, Osada jako „węzeł” w przepływie energii i materii w ujęciu historycznym. Przegląd Geograficzny, 65.
- Nadolski J., 2004, *Gniazda os społecznych (Hymenoptera: Vespinae) w skrzynkach lęgowych dla ptaków na obszarze Łodzi – wstępne wyniki badań*, [w:] *Fauna miast... op. cit.*, s. 83-93.
- Newcombe K., Kalina J. D., Aston A. A., 1978, *The Metabolism of a City: The Case of Hong Kong*. Ambio, 7, s. 3-15.
- Newmann P. W. G., 1999, *Sustainability and Cities: Extending the Metabolism Model*. Landscape and Urban Planning, 44, s. 219-226.
- Niemelä J., 1999, *Ecology and Urban Planning*. Biodiversity and Conservation, 8, s. 119-131.
- Niemelä J., Kotze D. J., Venn S., Penev L., Stoyanov I., Spence J., Hartley D., Montes de Oca E., 2002, *Carabid Beetle Assemblages (Coleoptera, Carabidae) across Urban-rural Gradients an International Comparisons*. Landscape Ecology, 17, s. 387-401.
- Noble I. R., Dirzo R., 1997, *Forests as Human-dominated Ecosystems*. Science, 277, s. 522-525.
- Noss R. F., 1990, *Indicators for Monitoring Biodiversity: a Hierarchical Approach*. Conservation Biology, 4, s. 355-364.
- Odum E. P., 1971, *Fundamentals of Ecology*. Saunders, Philadelphia.
- Odum E. P., 1997, *Ecology*. Sinauer, Sunderland, USA.
- Olaczek R., 1982, *Synanthropization of Phytocenoses*. Memorabilia Zoologica, 37, s. 93-112.
- Pacholsky J., 2000, www.unep.or.jp/ietc/focus/pdf/berlin-eco_footprint.pdf.
- Pickett S. T. A., 1999, *The Culture of Synthesis: Habits of Mind in Novel Ecological Integration*. Oikos, 87, s. 479-487.

- Pickett S. T. A., Cadenasso M. L., Grove J. M., Nilon C. H., Pouyat R. V., Zipser W. C., Constanza R., 2001, *Urban Ecological Systems: Linking Terrestrial Ecological, Physical, and Socioeconomic Components of Metropolitan Areas*. Annual Review of Ecology and Systematics, 32, s. 127-157.
- Pimentel, D., Stachow, U., Takacs, D. A., Brubaker, H. W., Dumas, A. R., Meaney, J. J., O'Neil, J., Onsi, D. E., Corzilius, D. B., 1992, *Conserving Biological Diversity in Agricultural Forestry Systems*. Bioscience, 42 (1992), s. 54-362.
- Pisarski B., 1981, *Entomofauna terenów zurbanizowanych*, [w:]: *Entomologia a gospodarka narodowa*, Z. Sierpiński, H., Sandner, Cz. Kania, M. Mikołajczyk (red.). Ossolineum, Wrocław, s. 231-237.
- Porter A. H., Jakob E. M., 1990, *Allozyme Variation in the Introduced Spider *Holocnemus pulchri* (Aranea, Pholcidae) in California*. Journal of Arachnology, 18, s. 313-319.
- Przeźwiński M., 2002, *Kształtowanie środowiska przyrodniczego miast. Przykłady z regionu gdańskiego*. Wyd. Politechniki Gdańskiej, Gdańsk.
- Pyšek P., 1993, *Factors Affecting the Diversity of Flora and Vegetation in Central European Settlements*. Vegetatio, The Hague, 106, s. 89-100.
- Rebele F., 1994, *Urban Ecology and Special Features of Urban Ecosystems*. Global Ecology and Biogeography Letters, 4, s. 173-187.
- Rees W. E., Wackernagel M., 1996, *Urban Ecological Footprints why Cities Cannot Be Sustainable, and why They Are a Key to Sustainability*. Environmental Impact Assessment Review, 16, s. 223-248.
- Richards J. F., 1990, *Land Transformation*, [w:]: *The Earth as Transformed by Human Action*, B. L. Turner, W. C. Clark, R. W. Kates, J. F. Richards, J. T. Mathews, W. B. Myer (red.). Cambridge University Press with Clark University, Cambridge, s. 163-178.
- Sahely H. R., Dudding S., Kennedy C. A., 2003, *Estimating the Urban Metabolism of Canadian Cities: GTA Case Study*. Canadian Journal for Civil Engineering, 30, s. 468-483.
- Savard J. P. L., Clergau P., Mennechez G., 2000, *Biodiversity Concepts and Urban Ecosystems*. Landscape and Urban Planning, 48, s. 131-142.
- Schlesinger W. H., 1997, *Biogeochemistry. An Analysis of Global Change*. New York Academic.
- Smogorzewski J., 1971, *Tereny otwarte*. IUA, Warszawa.
- Soule, M. E., 1985, *What is Conservation Biology?* BioScience, 35, s. 727-734.
- Spirn A. W., 1984, *The Granite Garden: Urban Nature and Human Design*. New York: Basic Books.
- Steffan-Dewenter I., Tscharnkte T., 1999, *Effects of Habitat Isolation on Pollinator Communities and Seed Set*. Oecologia, 121, s. 432-440.
- Sudnik-Wójcikowska B., 1987, *Flora miasta Warszawy i jej przemiany w ciągu XIX i XX wieku. Część I, II*. Wyd. UW, Warszawa.
- Sukopp H., 1990, *Urban Ecology and Its Application in Europe*, [w:]: *Urban Ecology*, K. Sukopp, S. Hejny, I. Kovarik (red.). Academic Publishing, The Hague, The Netherlands, s. 1-22.
- Sukopp H., 1998, *Urban Ecology – Scientific and Practical Aspects*, [w:]: *Urban Ecology*, J. Breuste, H. Feldmann, O. Uhlmann (red.) Springer, Berlin, s. 3-16.
- Sukopp H., Werner P., 1982, *Nature in Cities*. Council of Europe, Strassburg.
- Sukopp H., Wittig R., Blume H-P., 1993, *Stadtökologie*. Gustav Fisher Verlag.

- Szulczewska B., Kaftan J. (red.), 1996, *Kształtowanie systemu przyrodniczego miasta*. IGPIK, Warszawa.
- Szulczewska B., Kaliszuk E., 2005, *Koncepcja Systemu Przyrodniczego Miasta: geneza, ewolucja i znaczenie praktyczne*. Teka Komisji Architektury, Urbanistyki i Studiów Krajobrazowych OL PAN, s. 7-24.
- Taha H., 1997, *Urban Climates and Heat Islands: Albedo, Evapotranspiration, and Anthropogenic Heat*. Energy and Buildings, 25, s. 99-103.
- Tait C. J., Daniels C. B., Hill R. S., 2003, *Changes in Species Assemblages within the Adelaide Metropolitan Area, Australia, 1836-2002*. Ecological Applications, 15, s. 346-359.
- Timofeeff-Resovski N. W., 1940, *Zur Analyse des Polymorphismus bei Adalia bipunctata L.* Biologisches Zentralblatt, 60, s. 130-137.
- Tischler W., 1973, *Ecology of Arthropod Fauna in Man-made Habitats: The Problem of Synanthropy*. Zoologischer Anzeiger, 191 s. 157-161.
- Tjallingi S. P., 1995, *EKOPOLIS – Strategies for Ecologically Sound Urban Development*. Backhuys Publishers, Leiden.
- Trojan P., 1980, *Homeostaza ekosystemów*. Ossolineum.
- Trojan P., Górska D., Wegner E., 1982, *Processes of Synanthropization of Competitive Animal Associations*. Memorabilia Zoologica, 37, s. 125-135.
- UN 1968, *Demographic Handbook for Africa*. United Nations Economic Commission for Africa, Addis Ababa, Ethiopia.
- UN 2001, *World Urbanization Prospects: The 1999 revision*. The United Nations, New York.
- UN 2006, *World Urbanization Prospects. The 2007 Revision*. The United Nations, New York.
- Wallman A., 1965, *The Metabolism of Cities*. Scientific American, 21, s. 179-190.
- Wandeler P., Funk S.M., Largiader C.R., Gloor S., Breitenmoser U., 2003, *The City-fox Phenomenon: Genetic Consequences of a Recent Colonization of Urban Habitat*. Molecular Ecology, 12, s. 647-656.
- Wania A., Kühn I., Klotz S., 2006, *Plant Richness Patterns in Agricultural and Urban Landscapes in Central Germany – Spatial Gradients of Species Richness*. Landscape and Urban Planning, 75, s. 97-110.
- Warren P., Tripler C., Bolger D., Faeth S., Huntly N., Lepczyk C., Myer J., Parker T., Shochat E., Walker J., 2006, *Urban Food Webs: Predators, Prey and the People Who Feed Them*. Bulletin of the Ecological Society of America, 87, s. 387-393.
- Warren-Rhodes K., Koenig A., 2001, *Ecosystem Appropriation by Hong Kong and Its Implications for Sustainable Development*. Ecological Economics, 39, s. 347-359.
- Weng Y-C., 2007, *Spatiotemporal Changes of Landscape Pattern in Response to Urbanization*. Landscape and Urban Planning, 81, s. 341-353.
- Wilson, E. O., Willis E. O., 1975, *Applied Biogeography, [w:] Ecology and Evolution of Communities*, M. L. Cody, J. M. Diamond (red.). Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, USA, s. 522-534.
- WRI 1996. *World Resources 1996-1997*, World Resources Institute, 10 G St. NE, Washington DC, 2002.
- Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J., Melillo J., 1997, *Human Domination of Earth's Ecosystems*. Science, 277, s. 494-499.
- Young A.G., Boyle T., Brown T., 1996, *The Population Genetic Consequences of Habitat Fragmentation for Plants*. Trends in Ecology and Evolution, 1, s. 413-418.

- Zapparoli M., 1997, *Urban Development and Insect Biodiversity of Rome Area, Italy*. Landscape and urban Planning, 38, s. 77-86.
- Zerbe S., Maurer U., Peschel T., Schmitz S., Sukopp H., 2004, *Diversity of Flora and Vegetation in European Cities as a Potential for Nature Conservation in Urban-industrial Areas with Examples from Berlin and Postdam (Germany)*, [w:] *Proceedings 4th International Urban Symposium on Urban Wildlife Conservation*, W. W. Shaw, L. K. Harris, L. VanDruff (red.). University of Arizona, Tuscon, s. 35-49.
- Zimny H., 1976, *Miasto jako układ ekologiczny*. Wiadomości Ekologiczne, 22, s. 345-353.
- Zimny H., 1994, *The City as an Ecological and Its Impet on Environmental Quality*, [w:] *Proceedings of the II European Meeting of the International Network for Urban Ecology*, G. M. Barker, M. Luniak, P. Trojan, H. Zimny. Memorabilia Zoologica, 49, s. 35-48, Warszawa.
- Zimny H., 2005, *Ekologia miasta*. Agencja Reklamowo-Wydawnicza, Arkadiusz Grzegorek, Warszawa.