

KRZYSZTOF PODWYSOCKI

*Katedra Zoologii Bezkręgowców i Hydrobiologii
Uniwersytet Łódzki
Banacha 12/16, 90-237 Łódź
E-mail: krzysztof.podwysocki@biol.uni.lodz.pl*

KONSEKWENCJE URBANIZACJI DLA ŚRODOWISKA

WSTĘP

Pojęcie urbanizacji oznacza powstawanie oraz rozwój istniejących miast poprzez wzrost liczby ludności i ekspansję terytorialną. Przyczyną urbanizacji jest postęp cywilizacyjny. Kluczowym elementem rozwoju miast była rewolucja przemysłowa, która, dzięki rozkwitowi przemysłu, spowodowała masowy napływ ludności wiejskiej do miast (BARBOPOULOS i współaut. 2005). Intensywny rozwój kolei w tamtym czasie umożliwił codzienne dojazdy do pracy w mieście z coraz większych odległości, co powodowało ekspansję osadniczą miast i rozwój strefy podmiejskiej (BARBOPOULOS i współaut. 2005). Na początku XX w. nastąpił intensywny rozwój motoryzacji, co umożliwiło codzienne dojazdy do pracy z osiedli jeszcze bardziej oddalonych od centrum miasta (BRUECKNER 2000, BARBOPOULOS i współaut. 2005, KASRALAN i współaut. 2016). Obecnie ekspansja terytorialna obszarów zurbanizowanych zależy w znacznym stopniu od migracji (BRUECKNER 2000). Ze względu na kierunek rozwoju miast wyróżnia się cztery fazy urbanizacji:

1) urbanizację – przyrost liczby ludności (skoncentrowanej) w centrum miasta);

2) suburbanizację – przyrost liczby ludności zarówno w centrum miasta, jak i na peryferiach (miasto znacznie powiększa swoją powierzchnię);

3) dezurbanizację – wyludnianie centrum miasta, wzrost liczby ludności na przedmieściach i w mniejszych miejscowościach: satelitach, ekspansja terytorialna miasta (ang. urban sprawl);

4) reurbanizację – powrót do mieszkania w centrum miasta.

Urbanizacja nie pozostaje bez wpływu na środowisko przyrodnicze. Zmienia ona biotyczne i abiotyczne elementy ekosystemów w obrębie obszarów zurbanizowanych, wokół nich, a także w znacznych odległościach od miast (GRIMM i współaut. 2008b), gdyż suburbanizacja i urban sprawl są obecnie największym zagrożeniem, jakie stanowi urbanizacja dla środowiska. Wiedza o wpływie ekspansji miast na środowisko przyrodnicze ma ogromne znaczenie. Zwróci ona uwagę na potrzebę kontroli rozwoju miast zgodnie z zasadami zrównoważonego rozwoju.

PRZEKSZTAŁCENIA SIEDLISK

Urbanizacja jest uważana za jedną z najważniejszych zmian w użytkowaniu i pokryciu terenu (GUETTÉ i współaut. 2017). W większości aglomeracji świata obserwuje się obecnie intensywny rozwój stref peryferyjnych, na których zużycie terenu w przeliczeniu na jedno gospodarstwo domowe jest większe niż w przeliczeniu na gospodarstwo domowe w centrum miasta. W miastach amerykańskich średnia wielkość gospodarstwa domowego na suburbiach jest ponad półtora raza większa niż średnia wielkość gospodarstwa domowego w centrum miasta (KAHN 2000). Ta zmiana w użytkowaniu terenu na obszarach zurbanizowanych polega na malejącym udziale terenów zielonych i wroście powierzchni nieprzepuszczalnej (ISAKSSON 2016). Najbardziej bezpośredni wpływ urbanizacji na bioróżnorodność przejawia się poprzez niszczenie i fragmentację

siedlisk (GRIMM i współaut. 2008b, ELMQVIST i współaut. 2016, ISAKSSON 2016).

Obecnie deweloperzy sprzedają tereny podmiejskie na masową skalę nie uwzględniając degradacji terenów szczególnie cennych przyrodniczo (CZERNY i CZERNY 2016). Wraz ze wzrostem gruntów podmiejskich, powierzchnia terenów rolniczych, leśnych i wszystkich terenów otwartych zmniejsza się i ulega fragmentacji poprzez rozwój zabudowy i infrastruktury (KAHN 2000, HASSE i LATHROP 2003), powstawanie wielkopowierzchniowych centrów handlowych (DUDEK-MANKOWSKA 2010) oraz portów lotniczych (CHOHAN 2019). W przypadku 14 z 16 miast badanych przez LIU i współaut. (2016) już w 2000 r. zaobserwowano większy udział powierzchni zabudowanej w centrach miast, niż powierzchni mogących stanowić siedlisko życia roślin i zwierząt. Tereny zielone na peryferiach miast stanowią lokalne biocentra, ale w wyniku ekspansji terytorialnej miast tereny te ulegają otoczeniu przez infrastrukturę, rozdrobnieniu i odcięciu od innych biocentrów (PARTYKA i ŻÓLCIAK 2009), przez co zanika ciągłość ekosystemowa (HASSE i LATHROP 2003). Wiejski charakter przedmieść oraz krajobraz rolniczo-leśny ulega przekształceniu (HLAVÁČEK i współaut. 2019). Według ostatnich prognoz, powierzchnia gruntów zurbanizowanych w pobliżu obszarów chronionych w skali globalnej wzrośnie do 2030 r. ponadtrzykrotnie, w porównaniu z 2000 r. (ELMQVIST i współaut. 2016). W przypadku miast europejskich i USA, suburbia mają zwykle postać gospodarstw domowych z ogrodami, więc tereny te wciąż cechują się umiarkowaną antropopresją, podczas gdy peryferia miast Ameryki Łacińskiej przyjmują postać slumsów, na których antropopresja na środowisko jest bardzo silna (CZERNY i CZERNY 2016). Skutkuje to negatywnymi konsekwencjami dla środowiska przyrodniczego, m.in. zanikiem ciągłości ekosystemowej, spadkiem powierzchni biologicznie czynnej, wzrostem powierzchni nieprzepuszczalnej oraz osuszaniem mokradeł (HASSE i LATHROP 2003). Powierzchnia nieprzepuszczalna w miastach to m.in. asfaltowe i betonowe nawierzchnie dróg i chodników. Zasklepienie gleby, która staje się nieprzepuszczalna dla wody, jest jedną z najpowszechniejszych form degradacji gleby na obszarze miasta (FINI i współaut. 2017).

Na wielu obszarach zurbanizowanych dochodzi do celowego przekształcania cieków i zbiorników wód stojących, przez co łączność ekosystemowa w środowisku wodnym również ulega ograniczeniu (GRIMM i współaut. 2008b). Urbanizacja przeobraża rzeki w znacznym stopniu przez zmianę reżimów hydrologicznych i sedymentologicznych (CHIN

2006). W przypadku dużych rzek, ich przekształcenia antropogeniczne na terenach zurbanizowanych nie są aż tak dotkliwe, jak w przypadku małych rzek i ich dolin (KOBÓJEK 2015). Antropopresja nie wpływa na sieć rzeczną jednakowo, a różny przebieg tych przekształceń zależy od klimatu, geomorfologii, litologii, roślinności oraz intensywności zabudowy i infrastruktury (CHIN 2006). Rozwój infrastruktury obszarów zurbanizowanych powoduje eliminację wielu niewielkich cieków, poprzez skierowanie ich spływu do nadziemnych betonowych rowów, prostowanie i zmianę przebiegu ich koryt, a także całkowite skanalizowanie tych rzek (KOBÓJEK 2015). Przykładowo, na obszarze Łodzi intensywny rozwój dziewiętnastowiecznego przemysłu spowodował znaczne przekształcenia sieci rzecznej miasta, czego przykładem może być niewielka rzeka Jasień, która zmniejszyła głębokość koryta z 1,15 m do 0,3–0,4 m, uległa skróceniu o 1000 m w wyniku przesunięcia źródła, zasilana jest częściowo przez ścieki i płynie na pewnych odcinkach w betonowych korytach lub w podziemnych kanałach (KOBÓJEK 2015).

Mimo antropogenicznych przekształceń, doliny rzeczne pozostają jednym z najcenniejszych ekosystemów w obrębie miast (KOBÓJEK 2015). Z tego powodu powinna być podejmowana działalność na rzecz ochrony kompleksów leśnych, bagien (KAHN 2000, CZERNY i CZERNY 2016) i dolin rzecznych (CHIN 2006) na obszarach zurbanizowanych oraz w ich otoczeniu. Jedną z takich form ochrony podmiejskich kompleksów leśnych, przy jednoczesnym zapobieganiu ekspansji osadniczej miast, jest idea zielonych pasów (ang. green belt), które chronią przed ekspansją miasta, ale spełniają również funkcje ekosystemowe (HLAVÁČEK i współaut. 2019, KAHN 2000). Istnienie zielonej infrastruktury jest bardzo ważne ze względu na świadczone usługi ekosystemowe (TZOULAS i współaut. 2007). Szczególnie istotnym elementem dla usług ekosystemowych wydają się być korytarze ekologiczne (TANG i współaut. 2020). Ich rolą jest integracja całego systemu płatów bioróżnorodności, które w wyniku urbanizacji ulegają fragmentacji. Korytarze te umożliwiają m.in. migracje zwierząt między płatami (TENG i współaut. 2011, DEMATTEO i współaut. 2017, PENG i współaut. 2017), ale także izolują i filtrują zanieczyszczenia (PENG i współaut. 2017). Przyczyniają się do ochrony różnorodności biologicznej i zwiększania stabilności ekosystemów (TANG i współaut. 2020). Miasta należy traktować jako systemy ekologiczne, gdzie główne procesy: cykulacja wody, przepływ materii i energii są skondensowane (ZALEWSKI i WAGNER 2005).

ZANIECZYSZCZANIE ŚRODOWISKA

Miasta z intensywną ekspansją przestrzenną charakteryzują się dużą powierzchnią przedmieść, z niskim zagęszczeniem zabudowy w znacznej odległości od centrum miasta. Skutkuje to słabą organizacją transportu zbiorowego. W związku z tym, dominującym środkiem transportu na suburbiach jest samochód osobowy. Dystanse pokonywane samochodami przez mieszkańców centrów miast są nawet o ponad 40% niższe niż dystanse pokonywane samochodami przez mieszkańców peryferii (KAHN 2000). Wysoki wskaźnik motoryzacji na obszarach zurbanizowanych skutkuje wzrostem: zużycia ropy naftowej, zanieczyszczenia powietrza przez spaliny samochodowe (NECHYBA i WALSH 2004), poziomu ozonu w powietrzu (EWING i współaut. 2003), natężenia ruchu w centrum (NECHYBA i WALSH 2004, GONDA-SOROCZYŃSKA 2009) oraz generowaniem hałasu (ŠPAČKOVÁ i współaut. 2016). Wzrost liczby samochodów wymusza silniejszy rozwój infrastruktury (BRUECKNER 2000, CARRUTHERS i ULFARSSON 2003), rozbudowę autostrad (GYOURKO i VOITH 1997, NIVOLA 1999) oraz spadek ruchu pieszego i rowerowego (BRUECKNER 2000, CARRUTHERS i ULFARSSON 2003). Rozwój infrastruktury doprowadza do fragmentacji siedlisk zwierząt i roślin oraz stanowi barierę trudną lub niemożliwą do przekroczenia (ISAKSSON 2016).

Miasta są głównym źródłem emisji gazów cieplarnianych, przyczyniających się do globalnych zmian klimatycznych (PATAKI i współaut. 2006). W badaniach miast chińskich stwierdzono, że zarówno szybka ekspansja przestrzenna miast, jak i wzrost liczby mieszkańców powodują wzrost emisji dwutlenku węgla (HAN 2020). Podobnie w miastach Pakistanu urbanizacja przyczynia się do wzrostu emisji CO₂, zwłaszcza w ujęciu długookresowym (ALI i współaut. 2019). Badania miast amerykańskich wskazują również na wzmożoną emisję związków azotu (GRIMM i współaut. 2008a), głównie przez komunikację. Jednym z najbardziej dyskutowanych przejawów zanieczyszczenia powietrza na obszarach zurbanizowanych jest smog. W polskich miastach główną przyczyną powstawania smogu jest wysokie stężenie w powietrzu pyłu PM10, który pochodzi z niskiej emisji, tj. z ogrzewania domów paliwami stałymi (głównie węglem kamiennym) oraz ruchu ulicznego (WIELGOSIŃSKI i CZERWIŃSKA 2020).

Bardzo niedoceniany wpływ na środowisko ma sztuczne oświetlenie. W ciągu ostatniego stulecia zakres i intensywność sztucznego oświetlenia nocnego wzrosła tak, że ma ono znaczący wpływ na biologię i eko-

logię gatunków zwierząt i roślin (LONGCORE i RICH 2004). Astronomiczne zanieczyszczenie sztucznym światłem zasłania widok nocnego nieba, zaś ekologiczne zanieczyszczenia światłem oznacza zmianę fotoperiodyzmu organizmów wodnych i lądowych, co przyczynia się m.in. do śmierci ptaków wędrownych, czy dezorientacji młodych żółwi wodnych, które wylęgają się na silnie oświetlonych plażach i powinny wędrować w kierunku światła Księżycy, czyli w kierunku morza, zaś kierują się w stronę sztucznego oświetlenia ze strony lądu (LONGCORE i RICH 2004). Sztuczne oświetlenie powoduje również obniżenie aktywności nietoperzy i zmianę trasy ich wędrówek (STONE i współaut. 2009). W przypadku roślin sztuczne oświetlenie wydłuża okres wegetacyjny i opóźnia opadanie liści (np. *Platanus x acerifolia*) (MASSETTI 2018), co może być niebezpieczne dla gatunków zrzucających liście na zimę w umiarkowanych szerokościach geograficznych.

Obszary zurbanizowane generują wiele zanieczyszczeń powietrza, gleby i wody, które rozprzestrzeniają się na inne obszary (m.in. związki azotu, ozon oraz pył). Jednak miasta, przez swój specyficzny klimat, nie tylko generują zanieczyszczenia, ale również kumulują je z obszarów podmiejskich, które nie mogą się z miast ponownie uwolnić (GRIMM i współaut. 2008b). Bardzo istotnym elementem zagospodarowania przestrzeni miejskiej powinna być zielona infrastruktura, zwłaszcza w liniowej formie, gdyż wtedy może spełniać rolę klina napowietrzającego, który będzie filtrować i wyprowadzać zanieczyszczenia z centrum miasta (PENG i współaut. 2017).

WPLYW NA KLIMAT

Obszary zurbanizowane składają się głównie z betonowej i asfaltowej powierzchni, która, dzięki niskiemu albedo, gromadzi dużo ciepła. Przy jednoczesnym ruchu samochodowym, dużej emisji gazów cieplarnianych oraz ogrzewaniu domostw, w mieście tworzy się miejska wyspa ciepła (MWC) (DEILAMI i współaut. 2018). Ciepłe powietrze w mieście, w porównaniu z obszarami niezurbanizowanymi [np. w Warszawie w upalne dni różnica wynosi 10°C (BŁAŻEJCZYK i współaut. 2014)], powoduje powstawanie w obszarze zurbanizowanym układu niskiego ciśnienia, dzięki czemu powietrze z obrzeży płynie w kierunku miasta, uniemożliwiając wydobywanie się zanieczyszczeń z miasta i powodując kumulację smogu (LEMONSU i MASSON 2002). We współczesnym mieście obserwuje się rosnącą częstotliwość fal upałów, których siła jest potęgowana przez miejską wyspę ciepła (ŻMUDZKA i współaut.

2019). W wyniku fal upałów, dochodzi do konwekcji pary wodnej i powstawania nawalnych opadów, które stwarzają zagrożenie powodzi przez dominujący udział powierzchni nieprzepuszczalnych oraz minimalnej retencji i infiltracji (KOBOJEK 2015). Istnienie miejskiej wyspy ciepła ma bezpośredni wpływ na organizmy żyjące w mieście. Ciepłe powietrze wraz z wydłużonym okresem wegetacyjnym (średnio o ok. 5 dni w porównaniu z obszarami wiejskimi), zmniejszoną wilgotnością powietrza i niewielkim udziałem powierzchni nieprzepuszczalnej powodują wzrost ewapotranspiracji (parowanie wody z gruntu i roślinności) nawet o 10% (ZIPPER i współaut. 2016, 2017), co jeszcze bardziej zwiększa zapotrzebowanie na wodę w mieście. Prognozuje się, że ekosystemy miejskie, poprzez silną zależność od człowieka, będą bardziej odporne na kierunkowe zmiany klimatyczne, lecz bardziej narażone na ekstremalne zjawiska (GRIMM i współaut. 2008b).

WPLYW NA RÓŻNORODNOŚĆ BIOLOGICZNĄ

Urbanizacja i globalizacja, poprzez wzrost łączności między społecznościami (CROWL i współaut. 2008), a także stworzenie bardziej korzystnych warunków termicznych (SOŁTYSIAK 2020), przyczyniają się do inwazji biologicznych (ang. biological invasions) (CROWL i współaut. 2008, SOŁTYSIAK 2020), czyli rozprzestrzenia się przy udziale człowieka na nowe obszary gatunków obcych, stanowiących zagrożenie dla różnorodności gatunków rodzimych (ang. native species) (CBD 2002). Przekształcenia terenu i infrastruktury oraz zmiany klimatyczne związane z procesem urbanizacji, umożliwiają rozprzestrzenianie się gatunków inwazyjnych w skali globalnej (PATZ i współaut. 2004, SMITH i współaut. 2007, SOŁTYSIAK 2020). Gatunki na obszarach zurbanizowanych stykają się z ekosystemami znacznie przekształconymi przez człowieka i dostosowanymi całkowicie do jego potrzeb, co przyczynia się do homogenizacji fauny i flory na obszarze miasta (HOPE i współaut. 2003, MCKINNEY 2006), a po ich rozprzestrzenieniu się na inne obszary przyczyniają się do homogenizacji biologicznej w skali globalnej (MCKINNEY 2006). Za rozprzestrzenianie i trwałość obcych gatunków roślin na terenach zurbanizowanych odpowiada w dużym stopniu klimat miejski, a wśród jego czynników zwłaszcza MWC, która podnosi średnią roczną temperaturę powietrza, wydłuża okres wegetacyjny i zmniejsza częstotliwość dni z temperaturą powietrza poniżej 0°C (SOŁTYSIAK 2020). W mieście panują niekorzystne warunki, które uniemoż-

liwiają występowanie wielu gatunków rodzimych, np. silne zasolenie gleb, a także niska wilgotność gleby i powietrza (SOŁTYSIAK 2020). Eliminacja gatunków rodzimych przez niekorzystne warunki środowiskowe przyczynia się do skutecznej konkurencji gatunków obcych, łatwiej zasiedlających tereny zurbanizowane (GAERTNER i współaut. 2017). Jednym z bardzo ekspansywnych gatunków obcych w naszym klimacie jest *Fallopia* sp. (Rdestówka), szczególnie mocno inwazyjna na obszarach zurbanizowanych (SOŁTYSIAK 2020). We Wrocławiu stwierdzono występowanie ponad 60% okazów gatunków *Fallopia japonica* i *Fallopia* × *bohemica* na obszarze występowania MWC (SOŁTYSIAK 2020). Gatunki te mają szeroki zakres tolerancji termicznej (BEERLING 1993), więc mogą występować w różnych częściach miasta, ale na obszarze MWC, gdzie warunki dla wielu gatunków rodzimych są niekorzystne, mogą występować prawie bez konkurencji (SOŁTYSIAK 2020). Innym przykładem gatunku inwazyjnego związanego z MWC jest *Ailanthus altissima* (ZARAŚ-JANUSZKIEWICZ i współaut. 2014). Dzięki temu, że gatunek ma szeroki zakres optimum termicznego, może występować zarówno w centrum miasta, jak i na obrzeżach (na obrzeżach Warszawy stwierdzono występowanie tego gatunku wśród gatunków rodzimych) (ZARAŚ-JANUSZKIEWICZ i współaut. 2014). Na obszarze działania MWC Warszawy gatunek osiąga największy sukces rozrodczy, drzewiasty pokrój i średnią długość wegetacji 180 dni, podczas gdy poza miastem osiąga średnią długość wegetacji 150 dni i ma krzaczasty pokrój (ZARAŚ-JANUSZKIEWICZ i współaut. 2014). Gatunki takie jak np. *A. altissima* lub *Quercus robur* w sposób niekontrolowany rozszerzają swój zasięg i uciekają poza obszary zurbanizowane, stanowiąc zagrożenie dla lokalnej flory, a nawet całej struktury biocenozy (ZARAŚ-JANUSZKIEWICZ i współaut. 2014).

Różnorodność roślin obcych i skład gatunkowy na obszarach zurbanizowanych zależy również w dużym stopniu od sposobu i etapu planowania przestrzennego, jak np. w Phoenix, gdzie na obszarach niedawno zurbanizowanych stwierdzono różnorodność flory większą niż na obszarach starej zabudowy (HOPE i współaut. 2003). Jest to spowodowane m.in. celowym importem gatunków obcych do parków i ogrodów botanicznych. Obecne trendy w ogrodnictwie przyczyniają się do tego, że na suburbiach (niedawno zurbanizowanych) panuje większa różnorodność gatunków obcych roślin niż na obszarach dawniej zurbanizowanych (HOPE i współaut. 2003), a także niż na obszarach niezurbanizowanych, gdzie dostępność zasobów potrzebnych dla roślin jest na ogół

mniejsza (MCKINNEY 2006). Na obszarach pustynnych często większą różnorodność flory spotyka się na obszarach zurbanizowanych, co spowodowane jest nawożeniem, nawadnianiem i specjalistycznymi zabiegami agrotechnicznymi (HOPE i współaut. 2003). Skład gatunkowy roślin zależy zatem w dużym stopniu od uwarunkowań kulturowych i technologii (FRASER i KENNEY 2000). W badaniach prowadzonych w Mednozie (Argentyna) stwierdzono, że z 487 gatunków synantropijnych tylko 8 to gatunki rodzime, a liczba gatunków nierodzimych, które mogą z czasem stać się gatunkami inwazyjnymi, rośnie (CARRETERO 2009).

Tereny zurbanizowane mogą stanowić dla niektórych gatunków roślin i zwierząt środowisko niemożliwe do zasiedlenia, lecz niektóre z nich mogą znaleźć w mieście bardzo korzystne warunki bytowania (ISAKSSON 2016). Urbanizacja może wpływać nie tylko na skład gatunkowy, ale także na cechy fenotypowe zachowania. Porównując populacje jaszczurek anolis De la Sagra (*Anolis sagrei*) w południowej Florydzie stwierdzono, że populacje z obszarów zurbanizowanych, poprzez bliskość populacji ludzkiej, są bardziej tolerancyjne wobec ludzi, mniej agresywne, bardziej odważne oraz chętniej odkrywają nowe habitaty (LAPIEDRA i współaut. 2017). Widoczne różnice fenotypowe pomiędzy osobnikami z terenów zurbanizowanych i spoza nich zaobserwowano także u ptaków (ISAKSSON 2016, CORSINI i współaut. 2020). ISAKSSON (2016) wykazał, że ptaki z terenów zurbanizowanych, pod wpływem specyficznych czynników miejskich, takich jak zanieczyszczenie powietrza, hałas, sztuczne oświetlenie, obfitość różnego rodzaju pożywienia oraz specyficzna presja drapieżników i człowieka, różnią się pod względem kilku cech. Jednym z przykładów tych różnic fenotypowych jest różne ubarwienie sikorki bogatki (*Parus major*). Pod wpływem karotenoidów zawartych w pożywieniu dostępnym dla większych przedstawicieli gatunku, posiadają one intensywnie żółte zabarwienie piór, podczas gdy osobniki miejskie mają niedobór karotenoidów w pożywieniu, stąd ich pióra mają barwę jasnożółtą (ISAKSSON 2016). W innych badaniach porównano parametry historii życiowych sikorki bogatki i sikorki modrej (*Cyanistes caeruleus*) w zależności od powierzchni nieprzepuszczalnej wokół obszaru lęgowego (CORSINI i współaut. 2020). Okazuje się, że wraz ze wzrostem powierzchni nieprzepuszczalnej wokół obszaru gniazdowania obu gatunków, maleje tempo ich wzrostu, masa piskląt i ich przeżywalność (CORSINI i współaut. 2020). Ciekawym zjawiskiem jest również adaptacja do warunków panujących na terenach zurbanizowanych, poprzez zmia-

nę ubarwienia, którą nazwano melanizmem przemysłowym, stwierdzonym po raz pierwszy u ćmy krępaka nadbrzoza (*Biston betularia*) (COOK 2018). Gatunek ten zmienił barwę swoich skrzydeł z jasnej (wtapiającej się w tło białej kory brzozy) na ciemną (wtapiającą się w tło kory drzew zabrudzonych pyłami przemysłowymi). Różnice morfologiczne i behawioralne pomiędzy populacjami terenów zurbanizowanych i niezurbanizowanych, przy jednoczesnej barierze geograficznej, mogą być na tyle istotne, że prowadzą do specjacji (powstawania gatunków) (BYRNE i NICHOLS 1999). Ciekawym przykładem takiej specjacji był odkryty w londyńskim metro podgatunek komara brzęczącego (*Culex pipiens molestus*), który zachowuje odrębność genetyczną od *Culex pipiens*, a pomiędzy ich populacjami nie wykazano przepływu genów (BYRNE i NICHOLS 1999).

Gatunki inwazyjne są drugą (po wroście populacji ludzkiej i związanych z nią działaniach) wiodącą przyczyną wymierania gatunków i ich zagrożenia w USA (PIMENTEL i współaut. 2005). Straty, które gatunki inwazyjne powodują w Europie wynoszą 18 mld euro rocznie (KETTUNEN i współaut. 2009), zaś w samych Stanach Zjednoczonych jest to ponad 120 mld dolarów rocznie (PIMENTEL i współaut. 2005). W związku z postępującymi zmianami klimatycznymi i stałą ekspansją osadniczą, rozprzestrzenianie się gatunków inwazyjnych oraz szkody jakie wywołują w ekosystemach, będą się nasilać (SIMBERLOFF 2000) i dlatego ich identyfikacja i walka z nimi jest ogromnym wyzwaniem (LODGE i współaut. 2006). Na terenach zurbanizowanych powinny być podejmowane działania mające na celu ochronę rodzimej fauny i flory (MCKINNEY 2006). Do działań takich można zaliczać ideę łąk kwietnych w miastach, stale zyskującą na popularności. Rodzime nasadzenia wieloletnich łąk mogą kreować silnie zróżnicowane użytki zielone, wspierające różnorodność bezkręgowców, roślin, a także mikrobioty glebowej (NORTON i współaut. 2019), spełniając przy tym funkcje retencyjne. Dzięki zmniejszeniu częstotliwości koszenia muraw miejskich istnieje większa szansa, że rośliny zakwitną i wydadzą nasiona, co zwiększa ogólną różnorodność takiej fitocenozy, poprzez wymagany przepływ genów w biocenozie (ROSSUM 2010, NORTON i współaut. 2019). Różnorodność roślin na eksperymentalnych poletkach łąk kwietnych wynosi pomiędzy 16 a 21 gatunków, podczas gdy różnorodność roślin na poletkach regularnie koszonych to maksymalnie 4 gatunki (NORTON i współaut. 2019). Analizy pyłkowe na przykładzie Brukseli pokazały, że biocenozy miejskie nie osiągają gorszego sukcesu reprodukcyjnego niż te spoza

obszarów zurbanizowanych (ROSSUM 2010). Należy zachęcać do przekształcania tradycyjnych trawników miejskich w połączone ze sobą sieci łąk kwiatnych, które zapewniają kwitnienie i produkcję nasion wielu gatunków roślin (ROSSUM 2010).

Streszczenie

W niniejszej pracy podjęto tematykę wpływu rozwoju miast (urbanizacji) na środowisko przyrodnicze. Zaprezentowano konsekwencje urbanizacji na przekształcenia siedlisk, w kontekście czego zwrócono szczególną uwagę na fragmentację siedlisk zwierząt przez rozwój infrastruktury drogowej i zabudowy. Następnie przedstawiono wpływ urbanizacji na zanieczyszczenia środowiska, podkreślając szczególną rolę motoryzacji w generowaniu zanieczyszczeń. Scharakteryzowano również problem negatywnego wpływu sztucznego oświetlenia na faunę i florę. Opisano specyficzne cechy klimatu obszarów zurbanizowanych, ze szczególnym uwzględnieniem miejskiej wyspy ciepła i nawalnych opadów deszczu. Przedstawiono wpływ urbanizacji na różnorodność biologiczną, wymieniając rozprzestrzenianie się gatunków inwazyjnych, synantropizację, specjacje oraz inne procesy urbanizacji zwierząt. Zrozumienie problemu urbanizacji jest szczególnie ważne dla planistów miejskich i samorządowców, aby rozpocząć wdrażanie rozwoju zrównoważonego w miastach.

LITERATURA

- ALI R., BAKHSH K., YASIN A. M., 2019. *Impact of urbanization on CO₂ emissions in emerging economy: Evidence from Pakistan*. *Sustain. Cities Soc.* 48, 1-6.
- BARBOPOULOS N., BALTAS P., MILAKIS D., 2005. *The impacts of rail transit on urban sprawl and mobility of the western city from late nineteenth century to the Second World War. The case of London and Los Angeles*. 3rd International Conference 'Tourism and the History of Transport, Traffic and Mobility', 6-9 October 2005, 1-20.
- BEERLING D. J., 1993. *The impacts of temperature on the northern distribution limits of the introduced species Fallopia japonica and Impatiens glandulifera in North-West Europe*. *J. Biogeogr.* 20, 45-53.
- BŁAŻEJCZYK K., KUCHCIK M., MILEWSKI P., DUDEK W., KRĘCISZ B., BŁAŻEJCZYK A., SZMYD J., DEGÓRSKA B., PAŁCZYŃSKI C., 2014. *Miejska wyspa ciepła w Warszawie: uwarunkowania klimatyczne i urbanistyczne*. Wydawnictwo Akademickie SEDNO, Warszawa.
- BRUECKNER J., 2000. *Urban sprawl: diagnosis and remedies*. *Sage J.* 23, 160-171.
- BYRNE K., NICHOLS R. A., 1999. *Culex pipiens in London Underground tunnels: differentiation between surface and subterranean populations*. *Heredity* 82, 7-15.
- CARRTERO E. E. M., 2009. *The synanthropic flora in the Mendoza (Argentina) urban area*. *Urban Ecosyst.* 13, 237-242.
- CARRUTHERS J. I., ULFARSSON G. F., 2003. *Urban sprawl and the cost of public services*. *Environ. Planning B: Planning Design* 30, 503-522.
- CBD, 2002. *Convention on Biological Diversity*. The Hague, the Netherlands, <https://2001-2009.state.gov/g/oes/rls/rm/2002/9577.htm>.
- CHIN A., 2006. *Urban transformation of river landscapes in a global context*. *Geomorphology* 79, 460-487.
- CHOHAN U. W., 2019. *The Concept of the Aeropolis: A Review*. CASS Working Papers on Economics and National Affairs, EC006UC, 1-13.
- COOK L. M., 2018. *Records of industrial melanism in British moths*. *Biol. J. Linnean Soc.* 125, 862-866.
- CORSINI M., SCHÖLL E. M., DI LECCE I., CHATELAIN M., DUBIEC A., SZULKIN M., 2020. *Growing in the city: Urban evolutionary ecology of avian growth rates*. *Evolut. Applicat.* 14, 69-84.
- CROWL T. A., CRIST T. O., PARMENTER R. R., BELOVSKY G., LUGO A. E., 2008. *The spread of invasive species and infectious disease as drivers of ecosystem change*. *Front. Ecol. Environ.* 6, 238-246.
- CZERNY M., CZERNY A., 2016. *Bogota - urban expansion, social segregation and land degradation*. *Papers Global Change* 23, 127-149.
- DEILAMI K., KAMRUZZAMAN MD., LIU Y., 2018. *Urban heat island effect: A systematic review of spatio-temporal factors, data, methods, and mitigation measures*. *Int. J. Appl. Earth Observ. Geoinform.* 67, 30-42.
- DEMATTEO K. E., RINAS M. A., ZURANO J. P., SELLESKI N., SCHNEIDER R. G., ARGUELLES C. F., 2017. *Using niche-modelling and species-specific cost analyses to determine a multispecies corridor in a fragmented landscape*. *PLoS One* 12, 1-22.
- DUDEK-MAŃKOWSKA S., 2010. *Shopping centres in the Warsaw Metropolitan Area*. *Acta Universitatis Carolinae* 1-2, 35-47.
- ELMQVIST T., ZIPPERER W. C., GÜNERALP B., 2016. *Urbanization, habitat loss, biodiversity decline: solution pathways to break the cycle*. [W:] *Routledge Handbook of Urbanization and Global Environmental Change*. SETA K., SOLECKI W. D., GRIFFITH C. A. (red.). London and New York: Routledge 10, 139-151.
- EWING R., RENDALL R., CHEN D., 2003. *Measuring sprawl and its transportation impacts*. *Transport. Res. Record* 1831, 175-183.
- FINI A., FRANGI P., MORI J., DONZELLI D., FERRELLI F., 2017. *Nature based solutions to mitigate soil sealing in urban areas: Results from a 4-year study comparing permeable, porous, and impermeable pavements*. *Environ. Res.* 156, 443-454.
- FRASER E. D. G., KENNEY W. A., 2000. *Cultural background and landscape history as factor affecting perceptions of the urban forest*. *J. Arboricult.* 26, 106-112.
- GAERTNER M., WILSON J. R. U., CADOTTE M. W., MACLVOR J. S., ZENNI R. D., RICHARDSON D. D., 2017. *Non-native species in urban environments: patterns, processes, impacts and challenges*. *Biol. Invas.* 19, 3461-3469.
- GRIMM N. B., FAETH S. H., GOLUBIEWSKI N. E., REDMAN C. L., WU J., BAI X., BRIGGS J. M., 2008a. *Global change and the ecology of cities*. *Science* 319, 756-760.
- GRIMM N. B., FOSTER D., GROFFMAN P., GROVE J. M., HOPKINSON C. S., NADELHOFFER K. J., PATAKI D. E., PETERS D. P., 2008b. *The changing landscape: ecosystem responses to urbanization and pollution across climatic and societal gradients*. *Front. Ecol. Environ.* 6, 264-272.
- GONDA-SOROCZYŃSKA E., 2009. *Przemiany strefy podmiejskiej Wrocławia w ostatnim dziesięcioleciu*. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich* 4, 149-165.

- GUETTÉ A., GAUZÈRE P., DEVICTOR V., JIGUET F., GODET L., 2017. *Measuring the synanthropy of species and communities to monitor the effects of urbanization on biodiversity*. *Ecol. Indic.* 79, 139-154
- GYOURKO J., VOITH R., 1997. *Does the U.S. tax treatment of housing promote suburbanization and central city decline?* Working Papers 97-13, Philadelphia: University of Pennsylvania.
- HAN J., 2020. *Can urban sprawl be the cause of environmental deterioration? Based on the provincial panel data in China*. *Environ. Res.* 189, 1-12.
- HASSE J. E., LATHROP R. G., 2003. *Land resource impact indicators of urban sprawl*. *Appl. Geogr.* 23, 159-175.
- HLAVÁČEK P., KOPÁČEK M., HORÁČKOVÁ L., 2019. *Impact of suburbanisation on sustainable development of settlements in suburban spaces: smart and new solutions*. *Sustainability* 11, 1-18.
- HOPE D., GRIES C., ZHU W., FAGAN W. F., REDMAN C. L., GRIMM N. B., NELSON A. L., MARTIN C., KINZIG A., 2003. *Socioeconomics drive urban plant diversity*. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 100, 8788-8792.
- ISAKSSON C., 2018. *Impact of urbanization on birds*. [W:] *Bird species*. TIETZE D. T. (red.). Fascinating Life Sciences, Basel, 1-266.
- KAHN M. E., 2000. *The environmental impact of suburbanization*. *J. Policy Anal. Manage.* 19, 569-586.
- KASRALAN D., MAAT K., VAN WEE B., 2016. *Development of rail infrastructure and its impact on urbanization in the Randstad, the Netherlands*. *J. Transport Land Use* 9, 151-170.
- KETTUNEN M., GENOVESI P., GOLLASH S., PAGAD S., STARFINGER U., TEN BRINK P., SHINE C., 2009. *Technical support to EU strategy on invasive alien species (IAS). Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU (final module report for the European Commission)*. Institute for European Environmental Policy (IEEP). Bruksela, 1-44.
- KOBOJEK E., 2015. *Anthropogenic transformation and the possibility of renaturalising small rivers and their valleys in cities – Łódź and Lviv examples*. *Eur. Spat. Res. Policy* 22, 45-60.
- LAPIEDRA O., CHEJANOVSKI Z., KOLBE J. J., 2017. *Urbanization and biological invasion shape animal personalities*. *Global Change Biol.* 23, 592-603.
- LEMONSU A., MASSON V., 2002. *Simulation of a summer urban breeze over Paris*. *Boundary-Layer Meteorol.* 104, 463-490.
- LIU Z., HE C., WU J., 2016. *The relationship between habitat loss and fragmentation during urbanization: an empirical evaluation from 16 world cities*. *PLoS One* 11, 1-17.
- LODGE D. M., WILLIAMS S., MACISAAC H. J., HAYES K. R., LEUNG B., REICHARD S., MACK R. N., MOYLE P. B., SMITH M., ANDOW D. A., CARLTON J. T., MCMICHAEL A., 2006. *Biological invasions: recommendations for U.S. policy and management*. *Ecol. Appl.* 16, 2035-2054
- LONGCORE T., RICH C., 2004. *Ecological light pollution*. *Front. Ecol. Environ.* 2, 191-198.
- MASSETTI L., 2018. *Assessing the impact of street lighting on *Platanus x acerifolia* phenology*. *Urban Forestry Urban Greening* 34, 71-77.
- MCKINNEY M., 2006. *Urbanization as a major cause of biotic homogenization*. *Biol. Conserv.* 127, 247-260.
- NECHYBA T. J., WALSH R. P., 2004. *Urban sprawl*. *J. Econ. Perspect.* 18, 177-200.
- NIVOLA P., 1999. *Laws of the landscape. How policies shape cities in Europe and America?* Washington, DC: Brookings Institution.
- NORTON B. A., BENDING G. D., CLARK R., CORSTANTJE R., DUNNETT N., EVANS K. L., GRAFIUS D. R., GRAVESTOCK E., GRICE S. M., HARRIS J. A., HILTON S., HOYLE H., LIM E., MERCER T., G., PAWLETT M., PESCOFF O. L., RICHARDS J. P., SOUTHON G. E., WARREN P. H., 2019. *Urban meadows as an alternative to short mown grassland: effects of composition and height on biodiversity*. *Ecol. Appl.* 29, 1095-1115.
- PARTYKA J., ŻÓLCIAK J., 2009. *Ochrona dziedzictwa Ojcowskiego Parku Narodowego czy różnorodne korzyści? Trudny wybór*. [W:] *Gospodarka i Przestrzeń*. DOMAŃSKI B., KUREK W. (red.). Kraków: Uniwersytet Jagielloński w Krakowie, 227-236.
- PATAKI D. E., ALIG R. J., FUNG A. S., GOLUBIEWSKI C. A., KENNEDY E. G., MCPHERSON D. J., 2006. *Urban ecosystems and the North American carbon cycle*. *Global Change Biol.* 12, 1-11.
- PATZ J. A., DASZAK P., TABOR G. M., AGUIRRE A. A., PEARL M., EPSTEIN J., WOLFE N. D., KILPATRICK A. M., FOFOPOULOS J., MOLYNEUX D., BRADLEY D. J., 2004. *Unhealthy landscapes: Policy recommendations on land use change and infectious disease emergence*. *Environ. Health Perspect.* 112, 1092-1098.
- PENG J., ZHAO H., LIU Y., 2017. *Urban ecological corridors construction: A review*. *Acta Ecologica Sinica* 37, 23-30.
- PIMENTEL D., ZUNIGA R., MORRISON D., 2005. *Update on the environmental and economic costs associated with alien invasive species in the United States*. *Ecol. Econom.* 5522, 273-288.
- ROSSUM F. V., 2010. *Reproductive success and pollen dispersal in urban populations of an insect-pollinated hay-meadow herb*. *Perspect. Plant Ecol. Evol. System.* 12, 21-29.
- SIMBERLOFF D., 2000. *Global climate change and introduced species in United States forests*. *Sci. Total Environ.* 262, 253-261.
- SMITH K. F., SAX D. F., GAINES S. D., GUERNIER V., GUÉGAN J.-F., 2007. *Globalization of human infectious disease*. *Ecology* 88, 1903-1910.
- SOLTYSIAK J., 2020. *Does the urban heat island determine the distribution of *Fallopia taxa* in cities? – preliminary study from Wrocław (Central Europe)*. *Ecol. Quest.* 31, 19-25.
- ŠPAČKOVÁ P., DVOŘÁKOVÁ N., TOBRMANOVÁ M., 2016. *Residential satisfaction and intention to move: The case of Prague's new suburbanites*. *Geografiska Annaler Series B, Human Geogr.* 98, 331-348.
- STONE E. L., JONES G., HARRIS S., 2009. *Street lighting disturbs commuting bats*. *Curr. Biol.* 19, 1123-1127.
- TANG Y., GAO C., WU X., 2020. *Urban ecological corridor network construction: an integration of the least cost path model and the InVEST model*. *ISPRS Int. J. Geo-Inf.* 9, 1-16.
- TENG M., WU C., ZHU Z., LORD E., ZHENG Z., 2011. *Multipurpose greenway planning for changing cities: a framework integrating priorities and a least-cost path model*. *Landscape Urban Planning* 103, 1-14.
- TZOULAS K., KORPELA K., VENN S., YLI-PELKONEN V., KAŻMIERCZAK A., NIEMELA J., JAMES P., 2007. *Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review*. *Landscape Urban Planning* 81, 167-178.

- WIELGOSIŃSKI G., CZERWIŃSKA J., 2020. *Smog episodes in Poland*. Atmosphere 11, 1-13.
- ZALEWSKI M., WAGNER I., 2005. *Ecohydrology—the use of water and ecosystem processes for healthy urban environments*. Ecohydrol. Hydrobiol. 4, 263-268.
- ZIPPER S. C., SCHATZ J., SINGH A., KUCHARIK C. J., TOWNSEND P. A., LOHEIDE S. P., 2016. *Urban heat island impacts on plant phenology: intra-urban variability and response to land cover*. Environ. Res. Lett. 11, 1-12.
- ZIPPER S. C., SCHATZ J., KUCHARIK C. J., LOHEIDE S. P., 2017. *Urban heat island-induced increases in evapotranspirative demand*. Geophys. Res. Lett. Appl. 44, 873-881.
- ZARAŚ-JANUSZKIEWICZ E., ŻARSKA B., FORMAL-PIENIAK B., ROSŁON-SZARYŃSKA E., 2014. *Phenological observations of Ailanthus altissima (Mill.) swingle at different urban areas*. Plants Urban Areas Landscape, 35-39, doi: 10.15414/2014.9788055212623.35-39.
- ŻMUDZKA E., KULESZA K., LENARTOWICZ M., LEZIAK K., MAGNUSZEWSKI A., 2019. *Assessment of modern hydro-meteorological hazards in a bigcity – identification for Warsaw*. Meteorol. Appl. 26, 500-510

KOSMOS Vol. 71, 1, 13–20, 2022

KRZYSZTOF PODWYSOCKI

Department of Invertebrate Zoology and Hydrobiology, University of Lodz, 12/16 Banacha Str., 90-237 Lodz,

E-mail: krzysztof.podwysocki@biol.uni.lodz.pl

CONSEQUENCES OF URBANIZATION FOR THE ENVIRONMENT

Summary

This paper deals with the impact of city development (urbanization) on the natural environment. The consequences of urbanization on habitat transformation were presented, in the context of which particular attention was paid to the fragmentation of animal habitats through the development of road infrastructure and buildings. Then, the impact of urbanization on environmental pollution was presented, highlighting the special role of cars in the generation of pollutants. The problem of the negative impact of artificial lighting on fauna and flora was also characterized. The specific features of the climate of urbanized areas were characterized, with particular emphasis on the urban heat island and torrential rainfall. The impact of urbanization on biodiversity was presented, including the spread of invasive species, synanthropization, speciation and other processes of animal's urbanization. Understanding the problem of urbanization is especially important for city planners and local government officials to start implementing sustainable development in cities.

Key words: biodiversity, environmental pollution, habitat fragmentation, urban climate, urbanization