

JANUSZ MARKOWSKI
ANTONI RÓŻALSKI
MARCIN MARKOWSKI

Uniwersytet Łódzki

PRZEMIANY FAUNY
W OBSZARACH ZURBANIZOWANYCH
W WYNIKU ZMIAN GLOBALNYCH KLIMATU
ORAZ ICH KONSEKWENCJE
EKONOMICZNE I SPOŁECZNE

Abstract: Changes of Fauna in Urban Areas as a Result of Global Change of Climate and Their Economic and Social Consequences. Associations of wild animals with people have long history and they date back to the Neolithic age. The first zooarchaeological records of fossil commensal vertebrates (e.g. House Mouse *Mus musculus*, House Sparrow *Passer domesticus*) are known from the Near East excavations and period (10 500–8300 BC) Natufian Culture. The chitine fragments of commensal grain beetles (e.g. *Gibbium psylloides*, *Tribolium castaneum*, *Sitophilus granarius*) are well-known from the tombs of ancient Egypt and they were dated on 2320-2150 BC. Also the Brown Rat *Rattus rattus* bones from the third millennium BC in human settlements of ancient Egypt were recorded. Urban zoocenoses were enriched in species with increasing numbers of inhabitants and with increasing surface of urbanized area. This process significantly accelerated in XIX century as a result of rapid international trade exchange. At present time also the touristic movements and animals trade are responsible for changes of many animal species in their geographical distribution. Current research on the origin and spread of emerging zoonotic diseases, suggests that many infectious common today originated in the Neolithic period. The arthropod borne diseases such as malaria, dengue hemorrhagic fever, Chagas' disease, bubonic plague, typhus are examples. Among well-known 1415 human pathogens, 868 are zoonotic diseases. Since 1972, 35 new pathogens and new diseases unit were identified, hemorrhagic fever with renal syndrome, Marburg and Ebola haemorrhagic fever are examples. Global warming is predicted to induce a gradual climate change. Many studies revealed that the northern limits of many animal species have expanded northwards during the XX century and the further expansions of many subtropical and tropical species are predicted. In result a vector-borne infectious diseases as malaria, yellow fever, dengue, and some viral encephalitides, similarly non-vector-borne diseases as campylobacteriosis, salmonellosis and some parasitosis were predicted to increase.

The increase in numbers of some commensal from rodents taxa and some arthropods species such as mosquito, ticks within the urban area were predicted, nevertheless the decrease of biodiversity is expected. The free living animals in urban habitats cause many damages (fires, pollute foodstuffs) and act as a vector of several infectious diseases. They will cost the particular state economy in direct impacts and on-going control many milliards of dollars a year more than presently.

1. Historia kształtowania fauny miast

Od neolitu, kiedy człowiek przeszedł do osiadłego trybu życia i zajął się uprawą roli i hodowlą zwierząt, zaczął się proces przekształcania Ziemi, którego ważnym śladem są do dzisiaj osiedla i miasta. Warto podkreślić, że już w neolicie miasta wyróżniały się znacznym zagęszczeniem ludzi. Na przykład w jednym z najstarszych miast Çatalhöyük (Anatolia, Turcja) na 12 hektarach żyło do 10 tys. mieszkańców (Balter 1998), co w przeliczeniu daje zagęszczenie 83 333,3 os./km². Badania archeologiczne i archeozoologiczne potwierdziły, że tym skupiskom towarzyszyły nie tylko zwierzęta domowe, ale także dziko żyjące gatunki zwierząt. Te ostatnie tworzyły niezależne populacje, które cechowały się dostatecznym potencjałem rozrodczym i były niezależne od dopływu osobników z zewnątrz. Najstarsze informacje o dziko żyjących zwierzętach pochodzą z Bliskiego Wschodu i dotyczą okresu Kultury Natufijskiej (10 500-8300 p.n.e.). Analiza znalezionych kości wykazała występowanie dwóch gatunków gryzoni: myszy domowej *Mus musculus*, myszy kolczastej *Acomys cahirinus* oraz 1 gatunku ptaka – wróbla domowego *Passer domesticus* (Auffray *et al.* 1988; Tchernov 1984). Cucchi *et al.* (2005) na podstawie materiałów archeozoologicznych, wykazali, że mysz domowa zajęła zachodnie obszary Basenu Morza Śródziemnego i północnej Europy dopiero w pierwszym tysiącleciu p.n.e. W podobnym tempie rozprzestrzeniał się wróbel domowy, którego stwierdzano na stanowiskach w dolinie Duero (Półwysp Iberyjski) z okresu późnego brązu (Muniz *et al.* 2005). Z kolei najstarsze ślady obecności szczura śniadego *Rattus rattus* w Europie pochodzą z Egiptu, Korsyki, Półwyspu Apenińskiego i datowane są na trzecie tysiąclecie p.n.e. (Armitage *et al.* 1984; Burt 2006). W innych częściach Europy znane są z okresu późnego brązu – Szwajcaria (Long 2003), a z terenu Polski, Szwecji z późnej epoki żelaza (Burt 2006).

W grobowcach starożytnego Egiptu z okresu 2320-2150 p.n.e. znaleziono fragmenty chitynowych pancerzy chrząszczy: pustosza garbusika *Gibbium psylloides*, trojszyka *Tribolium castaneum*, wołka zbożowego *Sitophilus granarius* – znanych jako szkodniki produktów spożywczych. Z późniejszego okresu XIII dynastii (1794-1648 p.n.e.) dochodzą informacje o występowaniu dalszych szkodników magazynów: żywiak chlebowiec *Stegobium paniceum*, kapturnik zbożowiec *Rhizoperta dominica*, spichrzek surynamski *Oryzaephilus surinamensis* (Hoffmann 1964). Do listy owadów zamieszkujących osiedla ludzkie w czasach starożytnych należy dołączyć: pchły *Pulex irritans* i *Ctenocephalides felis*, pluskwę *Cimex lectularis*, rybika cukrowego *Lepisma*

saccharina, skorka *Labia minor* (Roques *et al.* 2008). Już w czasach starożytnych zwrócono uwagę, że pojawianie się niektórych gatunków było związane z importem produktów spożywczych. Tak np. pojawienie się wołka zbożowego w Rzymie było skutkiem importu zboża z Egiptu, co zostało odnotowane przez Katona i Pliniusza Starszego (Hoffmann 1964). Weidner (1972) rozprzestrzenianie się takich gatunków, jak: pustoszący wypuklak *Niptus hololeucus*, świerszcz domowy *Acheta domesticus*, karaczan wschodni *Blatta orientalis* w kierunku północnym przypisuje podbojom rzymskim. Wreszcie warto wspomnieć o badaniach Cucchiego (2008) archeozoologicznych materiałów kostnych myszy domowej *Mus musculus domesticus*, w których wykazał podobieństwo morfologiczne populacji zasiedlających wyspy Brytyjskie i Syrię.

Na uwagę zasługuje także pojawienie się w późnym średniowieczu szczura wędrownego *Rattus norvegicus* w miastach Europy (Becker 1978). Gatunek ten rozprzestrzenił się na terenie Azji wraz z rozwojem osadnictwa. Wskazują na to również dane wykopaliskowe ze wschodniej Białorusi, gdzie stwierdzono kości szczura wędrownego w pokładach z późnego holocenu (Motuzko, Ivanow 1995). Jednak najistotniejsze znaczenie dla jego obecnego rozmieszczenia miała ekspansja w XVIII w. (Long 2003), która odbywała się drogą morską, jak i lądową (Lever 1985). Szczury wędrowne transportowane były statkami z portów Rosji do innych miast w Europie: w 1716 r. odnotowano je w Kopenhadze, ok. 1720 r. na wyspach Brytyjskich, w Islandii pojawiły się w 1722 r., a w Szkocji w 1744 r. (Long 2003). Równie dobrze poznana była jego ekspansja lądowa. W 1727 r. przeszły Wołgę i zasiedliły obszary zachodniej Rosji i krajów nadbałtyckich, a już w 1750 r. zostały odnotowane w Paryżu i Prusach Wschodnich, a w 1809 r. w Szwajcarii. Do Hiszpanii, Włoch dotarły w połowie lub pod koniec XVIII w. Wraz z osadnikami ok. 1775 r. szczur wędrowny dotarł do Ameryki Północnej (Lever 1985).

W badaniach zoogeograficznych nad rozprzestrzenianiem się zwierząt wyraźnie oddziela się stwierdzenia po 1500 r. i traktuje się je jako neozooan, a te wcześniejsze sięgające do neolitu jako archeozooan. Wiek XVI, wielkich odkryć geograficznych, zapoczątkował na ogromną skalę przemieszczanie organizmów pomiędzy kontynentami. Roques *et al.* (2008) przeanalizowali historię inwazji ponad 1500 gatunków bezkręgowców w Europie, z których znaczna część zasiedliła obszary miejskie. Przyrost liczby gatunków obcych ma charakter wykładniczy, a istotne natężenie tego procesu miało miejsce w II połowie XX w. W latach 2000-2007 średnia liczba stwierdzeń gatunków obcych na rok wynosiła 19,1 w porównaniu do lat 1950-1974, kiedy to wynosiła 10,2 gatunku/na rok. Spośród obcych gatunków odnotowanych w Europie najwięcej – 29% ma pochodzenie azjatyckie, 20% – północnoamerykańskie. Zaskakująco duży udział – aż 37% mają gatunki z obszarów tropikalnych i subtropikalnych: Australii, Azji, Ameryki Środkowej i Południowej i Afryki. Odnotowano zróżnicowanie gatunków inwazyjnych ze względu na pochodzenie i grupę taksonomiczną. Gatunki pochodzące z Azji stanowią: 38% wśród błonkówek, 35% motyli, 33% pluskwiaków. Natomiast gatunki Nearktyczne stanowią 30% wśród muchówek. Roques *et al.* (2008) zwracają uwagę na znaczny udział (11%) wśród chrząszczy gatunków z obszaru Australii i Azji

i tłumaczą to wprowadzeniem do południowej Europy upraw eukaliptusów *Eucalyptus ssp.* i akacji *Accacia ssp.* Wyraźne są też różnice w liczbie gatunków obcych między krajami Europy. Największą ich liczbę odnotowano we Francji i Włoszech od 451 do 600 gatunków, w Anglii, Niemczech Hiszpanii, Szwajcarii, Czechach od 301 do 450, najmniej w krajach wschodniej i północnej Europy: Mołdawia, Ukraina, Białoruś, Litwa, Łotwa, Norwegia, Finlandia od 1 do 150 (*ibid.*). Tylko 1% gatunków występuje w 40 krajach i są to głównie chrząszcze związane z magazynami zbóż np. strąkowiec chiński *Callosobruchus chinensis*, wołek zbożowy. Zdecydowanie więcej bo aż 30% gatunków obcych występuje tylko na obszarze jednego kraju. Około 34% gatunków obcych zasiedla domostwa, magazyny, szklarnie i inne sztuczne środowiska, parki i ogrody zasiedla dalsze 24%, a tylko 20% w mniej lub bardziej naturalnych środowiskach (*ibid.*). Badania Kobelta i Netwiga (2008) nad pajakami wykazały, że 71% gatunków obcych wybiera do życia środowiska synantropijne.

Faunę miast tworzą nie tylko gatunki inwazyjne, równolegle zachodzi proces zasiedlania ich przez gatunki rodzime. Intensywny przyrost liczby gatunków rodzimych w miastach datuje się od I dekady XIX w. Najbardziej znanym przykładem jest ekspansja kosa *Turdus merula*. Ten pierwotnie mieszkaniec lasów rozpoczął kolonizację miast na zachodzie Niemiec. W 1820 r. zasiedlił Bromberg, w 1830 Augsburg, ok. 1850 r. Frankfurt na Menem (Luniak *et al.* 1990). Z kolei gołąb grzywacz *Columba palumbus* zaczął kolonizację miast Europy Zachodniej na początku lat 1900, a w latach 1970 gniazdował w większości miast Europy Środkowej (Tomiałojć 1980). W latach 1930 lis *Vulpes vulpes* skolonizował miasta Wielkiej Brytanii (Teagle 1967). Przez długie lata wydawało się, że zjawisko to ma charakter lokalny – ograniczony do wysp brytyjskich. Jednak w latach 1980 odnotowano populacje miejskie w Europie Zachodniej (Moller-Nielsen 1990), w Ameryce Północnej (Adkins, Stott 1998) i Australii (Marks, Bloomfield 1999).

Zjawisko urbanizacji dotyczy bardzo wielu gatunków i wiąże się z szybkim procesem rozwoju powierzchniowego miast, kosztem powierzchni środowisk naturalnych: leśnych, trawiastych lub rolniczych. Tempo urbanizowania obszarów uprawnych w II połowie XX w. jest oceniane na 20 000-40 000 km²/rok (Pimental *et al.* 1992; Kendall, Pimental 1994); obszarów leśnych na 25 000 km²/rok, a obszarów trawiastych na 27 000 km²/rok (WRI 1996). Obszary zurbanizowane (miasta) oraz ciągi komunikacyjne zajmują obecnie łącznie 6 260 000 km², tj. 4,7% powierzchni lądów (Certini, Scalenghe 2006). Towarzyszy temu procentowy wzrost udziału ludności terenów zurbanizowanych: w 1900 r. – 14%, 1950 – 29,7%, 1975 – 38%, a w 1995 – 45% (UN 2001). Specyfiką obecnych miast jest obecność w ich granicach reliktowych naturalnych środowisk: lasów, rzek, jak również półnaturalnych: łąki, grunty uprawne.

Określenie bogactwa gatunkowego zwierząt zasiedlających obszar miasta napotyka na bardzo trudną, a praktycznie wręcz niemożliwą do przekroczenia barierę wykrycia i zidentyfikowania tysięcy gatunków w obrębie takich taksonów, jak stawonogi i nicienie. Dlatego najczęściej dokonuje się analiz i porównań na najlepiej poznanych w mieście grupach organizmów. Do takich trzeba zaliczyć ptaki spośród kręgowców

oraz niektóre rzędy owadów np. motyle, chrząszcze. Awifauna lęgowa 16 miast europejskich waha się od 100 do 160 gatunków (Kelcey, Reinwald 2005). W Warszawie wykazano obecność 131 lęgowych ptaków (Luniak 2006), a w Łodzi – 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. Zapparoli (1997) podaje, że w Rzymie od połowy XIX do końca XX w. stwierdzono 5151 gatunków owadów. Luniak (2006) szacuje pełną listę zwierząt Warszawy na ok. 6-7 tys., Markowski *et al.* (2004) dla Łodzi na 10-14 tys. Klausnitzer (1988) ocenił faunę zwierząt miast Europy Środkowej na 18 tys. gatunków.

2. Konsekwencje urbanizacji fauny

Urbanizacja w znacznym stopniu zmienia skład naturalnych zoocenoz. Przede wszystkim prowadzi do spadku różnorodności biologicznej (McKinney 2002) przez bezpośrednią eliminację gatunków, fragmentację i izolację środowisk lub ich przekształcenie (Antrop 2000; Czech *et al.* 2000; McDonnell, Pickett 1990). Dla gatunków bytujących w obszarach zurbanizowanych dyspersja staje się głównym problemem ich strategii życiowych. Ograniczenie dyspersji i migracji wywołuje izolację, ujawnienie negatywnych skutków chowu krewniaczego (Ellstrand, Elam 1993) oraz niski sukces rozrodczy (Steffan-Dewenter, Tscharnkte 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, jakkolwiek miasta są centrami intensyfikacji procesów ewolucyjnych i adaptacyjnych (McKinney 2006). Przykładem może być melanizm przemysłowy uwidoczniiony w populacjach miejskich wielu gatunków bezkręgowych zwierząt i kręgowców (Majerus 1998). W obszarach zurbanizowanych tworzą się nowe powiązania w sieciach troficznych i interakcji międzygatunkowych (Faeth *et al.* 2005). Ekologiczne konsekwencje rozciągają się daleko poza granice administracyjne miast w postaci tzw. śladu ekologicznego (Rees, Wackernagel 1996) oraz chorób przenoszonych przez zwierzęta – zoonoz (Faeth *et al.* 2005).

Te ostatnie trafiły już naszych przodków w momencie przejścia na osiadły tryb życia. Nie bez znaczenia była rola zwierząt domowych, które były źródłem chorób infekcyjnych albo jako rezerwuary lub pośredni żywicieli same na nie chorując (Brothwell 1978). Przenoszenie patogenów na ludzi mogło być bezpośrednie przez ślinę, krew, drogą kropelkową (kichanie, kasłanie) lub zjedzenie zakażonego mięsa, mleka (Cliff *et al.* 1998). Do zakażeń mogło dochodzić drogą pośrednią przez spożywanie przypadkowo skażonego przez odchody pożywienia lub wody lub przenoszenie drobnoustrojów przez różne wektory, jakimi są krwiossące owady (pchły, wszy, pluskwy), pajęczaki (kleszcze, roztocza). Przykładami chorób przenoszonych przez stawonogi są malaria i gorączka Dengue – komary, gorączka powrotna (choroba z Lyme) – kleszcze, tyfus – wszy, tyfus szczyrzy – pchły, dżuma – pchły. McNeil (1976) zestawiał liczbę chorób, jakie przenoszą

na człowieka zwierzęta hodowlane: drób – 26, myszy, szczury – 32, konie – 35, świnie – 42, owce, kozy – 46, bydło – 50, psy – 65. Aufderheide *et al.* (2004) dostarczyli interesujących wyników nad występowaniem choroby Chagasa u Indian z Peru na przestrzeni 9000 lat (7050 p.n.e.-1550 n.e.). Analizując metodami genetycznymi materiał pobrany z 283 zmumifikowanych osobników wykazali, że średnio 40% osobników było zakażonych. Warto wspomnieć o jednej z najgroźniejszych chorób zoonotycznych, jaką była dżuma, której kilka epidemii w średniowieczu przetoczyły się przez Europę, z największą w XIV w. redukując populację ludzi o 80% (Keeling, Gilligan 2000).

Spośród znanych 1415 taksonów wywołujących choroby u człowieka aż 868 są chorobami odzwierzęcymi (Taylor *et al.* 2001). W II połowie XX w. odnotowano pojawienie się nowych zoonoz i odkryto nowe patogeny. Od 1972 r. zidentyfikowano 35 nowych dotychczas nieznanych patogenów (WHO 2000). Wśród nich są: boliwijska gorączka krwotoczna opisana w 1959 r. wywoływana przez wirus z rodziny *Arenaviridae*, gorączka krwotoczna Marburg w 1967 r. wywoływana przez wirus z rodziny *Filoviridae*, gorączka krwotoczna Lassa wywoływana przez wirusy z rodziny *Arenaviridae*, gorączka krwotoczna Hantaan w 1977 r. przez wirusy hanta z rodziny *Bunyaviridae*, choroba Ebola w 1997 r. przez wirus z rodziny *Filoviridae*, grypa ptasia w latach 1997-2004 przez wirus grypy kurzej szczepu H5N1 z rodziny *Orthomyxoviridae*, krwotoczne zapalenie okrężnicy w 1982 r. przez bakterię *Escherichia coli* O157:H7. Interesujący jest przypadek zmian w epidemiologii wirusa Zachodniego Nilu, dla którego rezerwuarem są ptaki. Ssaki, w tym i człowiek są tylko incydentalnymi gospodarzami (Rappole *et al.* 2000). Od kiedy pojawił się na terenie USA może się szerzyć drogą przetaczania krwi, przez łożysko, a także wraz z przeszczepianymi narządami (Huhn *et al.* 2003). Dla rozprzestrzeniania tych patogenów ważna jest także możliwość przenoszenia gatunków będących rezerwuarami (kręgowce – ptaki, ssaki) oraz wektorów (komary). Przypuszcza się, że wirus Zachodniego Nilu trafił do Nowego Jorku za pośrednictwem zakażonych papug, komarów albo ludzi z wiremią. Wirus ten szybko rozprzestrzenił się i w 2004 r. był notowany na całym terytorium USA. Na zwalczanie komarów wydano już wówczas wiele milionów dolarów.

Z kolei pierwsze zachorowania wywołane wirusem ciężkiego ostrego zespołu niewydolności oddechowej (*severe acute respiratory syndrome SARS*) odnotowano w mieście Foshan w Chinach. W 2003 r. zidentyfikowano czynnik patogenny, którym okazał się być wirus należący do koronawirusów, od tego momentu odnotowano ok. 1000 przypadków śmiertelnych i rozprzestrzenienie wirusa do 37 krajów na całym świecie (Smith 2006). To błyskawiczne przenoszenie za pomocą środków komunikacji lotniczej wywołało ogromną panikę i poważne konsekwencje ekonomiczne w postaci strat (950 mln dolarów), jakie poniosły kraje Azji Południowo-Wschodniej z powodu ograniczenia ruchu turystycznego (Denys, Bigos 2008).

Konsekwencją współegzystencji człowieka ze zwierzętami w mieście są także inne zagrożenia zdrowia człowieka, jak pogryzienia, użądlenia i choroby pasożytnicze. Głównymi sprawcami pogryzień są przede wszystkim zwierzęta domowe, psy i koty.

Poważnym problemem są także szczury wędrowne, lisy i inne dziko żyjące w mieście ssaki. W USA notuje się 4 700 000 pogryzień przez domowe i dziczące psy, przy czym w 800 000 przypadków niezbędna jest interwencja medyczna (Sacks *et al.* 1996). Szacuje się, że koszty leczenia osób pogryzionych przez psy wynoszą 165 mln dolarów rocznie, a wliczając w to koszty zwolnień z pracy nawet 250 mln dolarów (Colburn 1999; Quinlan, Sacks 1999). Z wielu chorób pasożytniczych, jakie dotyczą człowieka w konsekwencji kontaktu ze zwierzętami trzeba wymienić toksoplazmozę wywołaną przez pierwotniaka *Toxoplasma gondii*, którego żywicielem ostatecznym jest kot i inne kociate, toksokarozę wywołaną przez inwazję glist *Toxocara canis*, *T. cati*, których żywicielem ostatecznym w przypadku pierwszego gatunku są psowate (pies, lis), a w drugim kot. Wyniki badań serologicznych uznawane za wskaźnik sytuacji epidemiologicznej jednoznacznie pokazują ważkość tego problemu. Przeprowadzone w latach 1990-2000 badania w kierunku występowania toksoplazmozy w Wielkopolsce (Poznań) wykazały 57-80% odczynów dodatnich w populacji ciężarnych kobiet, a u mężczyzn 40-60% w zależności od wieku (Pawłowski 2002). W wielu krajach Europy częstość występowania tej zoonozy jest na podobnym poziomie, jak w Poznaniu. Przykładowo w Dreźnie procent odczynów dodatnich dla obu płci był jednakowy i wynosił średnio 74% (Muller 1975). Z kolei przeciwiała anty-*Toxocara* stwierdzono np. u 2,1% badanych dzieci w Stuttgarcie - Niemcy (Kimmig *et al.* 1991). Wśród badanych dzieci z woj. mazowieckiego, w latach 1995-2002, stwierdzono od 25,9 do 46,4% odczynów dodatnich (Wnurowska *et al.* 2003). Nie bez powodów toksokarozę uznawana jest za najpowszechniej występującą helmintozoonozę w krajach rozwiniętych (MagnaVal *et al.* 2001).

3. Prognoza zmian klimatycznych i ich oddziaływań na środowisko biotyczne

W skali globalnej w XX w. temperatura powietrza wzrosła o 0,5-1,0°C, a w XXI w., zależnie od różnych scenariuszy oceniających głównie emisję gazów cieplarnianych, przewiduje się jej dalszy wzrost. Przeprowadzone przez wiele zespołów badawczych symulacje zmian klimatycznych wskazują, że w ciągu najbliższych kilkuset lat można spodziewać się ocieplenia, a ostatni raport Międzyrządowej Komisji Zmian Klimatu (IPCC 2007) obciąża gospodarczą działalność ludzi odpowiedzialnością za 90% obecnego ocieplenia klimatu na skutek przewidywanego zwiększenia zawartości gazów cieplarnianych w atmosferze.

Dla Europy III Raport IPCC (2001) przewiduje wzrost średniej temperatury od 1,8-4,0°C (maksimum 5,8°C) do końca XXI w. W przypadku miast należy jeszcze uwzględnić działanie efektu „wyspy cieplnej”. W rezultacie średnie temperatury obszarów zurbanizowanych będą wyższe o dalsze 2-4°C.

W ciągu najbliższych stu lat przewidywane są następujące tendencje zmian klimatu:

- wzrost temperatury, głównie w zimie, największy w strefie umiarkowanej i podbiegunowej;
- topnienie lodowców i podniesienie poziomu wody w oceanach doprowadzi do zalania nisko położonych terenów;
- zmiany cyrkulacji atmosferycznej i rozkładu opadów oraz ich zmniejszenie w strefie subtropikalnej i umiarkowanej;
- ekstremalne anomalie pogodowe, zwiększenie siły huraganów i wielkości towarzyszących im opadów, długie okresy suszy.

Jeśli sprowadzimy globalne zmiany klimatyczne tylko do wzrostu temperatury, to czynnik ten może oddziaływać na populacje zwierząt, jak i na biocenozy na wiele sposobów. Najważniejsze oddziaływania populacyjne wiążą się ze zmianami zasięgów lęgów, zimowisk, szlaków wędrówkowych, terminów wędrówek, terminów przystępowania do rozrodu, parametrów demograficznych, behawioru i produktywności. Z kolei najważniejsze oddziaływania biocenotyczne wiążą się ze zmianami: zależności pokarmowych, oddziaływań międzygatunkowych, sukcesyjnych oraz gospodarzy i wektorów czynników patogennych.

W III Raporcie IPCC (2001) podkreśla się wpływ zmian klimatycznych na systemy fizyczne i biologiczne. Przewiduje się, że wzrost temperatury o 1,5-2,5°C spowoduje zagrożenie wyginięciem 20-30% gatunków roślin i zwierząt, zwłaszcza płazów. Ta grupa jest szczególnie narażona i przy wzroście temperatury 3-5°C przewiduje się jej całkowity zanik. W przypadku ptaków spekuluje się przesunięcia granic zasięgów. Jeszcze bardziej pesymistyczny jest raport Sterna (2006), w którym już przy wzroście o 1°C prognozuje zagrożenie 10% gatunków, przy wzroście temperatury o 2°C zagrożonych będzie 15-40% gatunków, a przy wzroście o 3°C aż 20-50%. Przy wzroście temperatury o 4°C Stern (2006) przewiduje utratę 50% tundry w Arktyce i zaburzenia w funkcjonowaniu ok. połowy ekosystemów.

4. Zmiany w faunie miast

Jak już zaznaczono w rozdziale pierwszym, faunę miast tworzą 3 grupy gatunków o różnym pochodzeniu. Pierwszą, relatywnie nieliczną stanowią gatunki komensalne, powiązane z człowiekiem od Neolitu i często, dzięki człowiekowi, rozprzestrzenione kosmopolitycznie. Drugą grupę stanowią gatunki obce o różnym pochodzeniu geograficznym, których pojawienie się w miastach wynikało z wymiany handlowej. Wreszcie trzecia grupa, najliczniejsza to gatunki rodzime, które w procesie adaptacji przystosowały się do warunków życia w środowisku miejskim – całkowicie ukształtowanym w wyniku działalności człowieka. Skutki zmian klimatycznych najsilniej będą oddziaływać na skład jakościowy drugiej i trzeciej grupy, co wynika głównie z natężenia prognozowanych zmian zasięgów geograficznych. Analiza materiałów z II połowy XX w. wykazała, że zmiany zasięgów są rozpowszechnione, a najlepiej udokumentowane są dla strefy umiarkowanej

północnej (Burton 1975, 1998; Harris 1964; Parmesan *et al.* 1999; Parmesan 2006; Thomas, Lennon 1999 i in.). Parmesan *et al.* (1999), wykazali na przykładzie 434 gatunków zwierząt, że 80% z nich przesunęło zasięg swojego występowania w kierunku północnym. Średnie tempo przesunięcia wynosiło 16 km na dekadę, przy czym gatunki o północnym zasięgu w 65% przypadkach przesunęły granicę, a gatunki południowe w 20%. Z kolei Brommer (2004) wykazał, że przesunięcie granicy gatunków ptaków o południowym zasięgu w kierunku północnym wyniosło 18,8 km w ciągu 12 lat. Przesunięcie dla gatunków o północnym zasięgu było nieznaczne. Równie dobrze udokumentowane są zmiany zasięgu tropikalnych gatunków do strefy umiarkowanej. Przykładem jest koliber rudaczek północny *Selasphorus rufus*, który w latach 1900-1990 był tylko migrantem, od 1996 r. zaczął gniazdować. Do 1998 r. skolonizował obszar do 400 km w głąb Ameryki Północnej (Hill *et al.* 1998). Kolejnym przykładem jest afrykański motyl monarch *Danaus chrysippus*, którego pierwsza populacja została odnotowana w południowej Hiszpani w 1980, a 10 lat później było znanych wiele dużych metapopulacji (Haeger 1999).

Niezwykle spektakularnym przykładem inwazji jest ostatnie rozprzestrzenienie w Europie – Finlandii (Terhivuo 1991), Szwecji, Irlandii (Rota, Schmidt 2006) tropikalnego skąposzczeta *Dichogaster bolau* z centralnej Afryki. Gatunek ten jest związany w Europie ze szklarniami, gdzie występuje pod podstawkami doniczek; a co było największym zaskoczeniem w systemie wodno-kanalizacyjnym np. w główkach prysznicowych. W rezultacie Csuzdi *et al.* (2008) zaliczyli go, jako pierwszego skąposzczeta, do eusynatropów. Odnotowano go także w kabinach prysznicowych (w kątach między ścianą a podłogą, przy drzwiach, pod deskami natrysków), przy pływalniach w Irlandii, jakkolwiek nie znamy skąposzczetów, które byłyby wektorami patogenów dla człowieka, to ich obecność burzy nasze estetyczne wrażenia (Rota, Schmidt 2006). Przemieszczanie skąposzczetów było zjawiskiem znanym, ale najczęściej odbywało się to w obrębie tej samej strefy klimatycznej. W ostatnich latach jest coraz więcej przykładów kolonizowania odrębnych stref klimatycznych, zwłaszcza przez gatunki tropikalne strefy umiarkowanej. Csuzdi *et al.* (2008) podają 7 gatunków tropikalnych skąposzczetów (z krain zoogeograficznych: etiopskiej, orientalnej, neotropikalnej) znalezionych w ogrodach botanicznych i szkółce egzotycznych roślin na Węgrzech.

Przesunięcie ku północy odnotowano także wśród gatunków, które są wektorami w transmisji zoonoz. Przykładem mogą być badania nad rozmieszczeniem kleszczy w Europie i Ameryce Północnej. Lindgren i Gustafson (2001) stwierdzili przesunięcie między latami 1980 i 1994 północnej granicy zasięgu kleszcza pastwiskowego *Ixodes ricinus* w Szwecji, jak i wzrost o 22-44% liczebności kleszczy notowanych na psach i kotach w centralnej i północnej Szwecji. Brownstein *et al.* (2003) i Ogden *et al.* (2006) zbudowali modele przestrzennego potencjalnego zagrożenia chorobą z Lyme dla Ameryki Północnej uwzględniające zmiany klimatu i wymagania środowiskowe *Ixodes scapularis* głównego wektora tej choroby. Wskazują one jednoznacznie na przesunięcie w kierunku północnym. Równoległe z przemieszczeniem liniowym kleszczy, notuje się przesunięcia w ich pionowym rozmieszczeniu, co dokumentują wyniki pracy Daniela

et al. (2003) odnotowane dla Czech. W latach 1980 kleszcz pastwiskowy był tam notowany do wysokości 800 m n.p.m, a w latach 2000 już do wysokości 1100 m.

Bardzo spektakularnym przykładem zmiany zasięgu o charakterze globalnym jest, pochodzący z Azji Południowo-Wschodniej, komar tygrysi *Aedes albopictus*, który przenosi ok. 20 wirusów wywołujących choroby (Mitchell 1995; Shroyer 1986). Postacie imaginalne tego gatunku były notowane w USA przez Pratta *et al.* (1946) i Eadsa (1972) przy transportach zużytych opon z północnej Azji. W 1985 r. rozmnażającą się populację stwierdzono w Houston (Reiter, Darsie 1985), a w krótkim czasie rozprzestrzenił się ten gatunek na wschód i środkowy-zachód USA wraz z transportami opon (Hawley 1988). Najwcześniej jednak rozmnażającą się populację stwierdzono w Albanii w 1979 r. (Adhami, Reiter 1998), pieczętując początek wymiany handlowej Albanii z Chinami. Ponownie odnotowano jego obecność w 1990 r. w jednym z przedszkoli w okolicy portu w Genui (Sabatini *et al.* 1990). Obecnie notowany jest w Hiszpanii, Francji, Chorwacji, Słowenii, Szwajcarii i Belgii (Benedict *et al.* 2007). Praktycznie nie ma sposobu, aby zapobiec rozprzestrzenianiu się komara tą drogą. Zaostrzenie przepisów regulujących handel używanymi oponami mogłoby ukrócić jego podróże między kontynentami. Szansa na to, aby któreś państwo się na to zdecydowało, jest jednak niewielka. Handel przynosi wymierne korzyści, a związane z nim ryzyko jest mało konkretne. W literaturze wymieniane są dalsze inwazyjne gatunki komarów, z których na szczególną uwagę zasługują, związane ze środowiskami zurbanizowanymi: palearktyczny *Culex pipiens* – rozprzestrzeniający się w Ameryce Północnej i afrykański *Culex quinquefasciatus* zasiedlający Amerykę, Azję, Nową Zelandię i południową Europę (Juliano, Lounibos 2005).

Efektom zmian zasięgów gatunków będą szybkie zmiany w składzie gatunkowym zoocenozy miejskich. W strefie umiarkowanej będą znikać gatunki o zasięgu borealnym i alpejsko-borealnym, a wkraczać będą gatunki ze strefy śródziemnomorskiej, subtropikalnej, a nawet tropikalnej. Zauważony w II połowie XX w. proces homogenizacji faun obszarów zurbanizowanych (McKinney 2006), nabierze znacznego tempa już nie tylko jako efekt samego procesu urbanizacji gatunków rodzimych, ale także wskutek zmian zasięgów pod wpływem globalnego ocieplenia. Wspomniane już wcześniej raporty IPCC (2001, 2007), Sterna (2006) przewidują, że wskutek globalnego ocieplenia nastąpi spadek różnorodności biologicznej. Przykładowo fauna ptaków Europy zmniejszy się o 9-40%.

Oprócz zmian zasięgów globalne skutki ocieplenia będą oddziaływać na cykle biologiczne i tempo procesów ewolucyjnych. Szczególnie trudne będą prognozy dla gatunków migrujących, ponieważ część swojego cyklu biologicznego realizują w różnych warunkach środowiskowych. W przypadku ptaków strefy umiarkowanej przewidywane wyższe temperatury zimą i wiosną preferują osiadłość i/lub skrócenie dystansu migracji (Berthold 2001; Sutherland 1998) oraz wcześniejszy przylot i wcześniejsze rozpoczynanie rozrodu ptaków (Sparks 1999; Tryjanowski *et al.* 2002), późniejszy odlot jesienią (Coppack, Both 2002). Z kolei wyższe temperatury na zimowiskach i pustynnienie tych terenów prowadzi do podwyższenia śmiertelności zimowej

zwłaszcza u długodystansowych migrantów i w rezultacie niektóre z tych gatunków zareagują silnym spadkiem liczebności (Berthold *et al.* 1998).

Analiza znacznej liczby gatunków zwierząt bezkręgowych wykazała wpływ ocieplenia klimatu na wcześniejsze pojawianie się wiosną i wydłużenie czasu aktywności biologicznej, np. kleszczy (Parmesan *et al.* 1999). Dla zwierząt zmiennocieplnych podwyższenie temperatury oznacza skrócenie cyklu rozwojowego zarówno patogenów, jak i gatunków wektorowych. Dla przykładu, czas rozwoju zarodźca malarii *Plasmodium falciparum* w temperaturze 20°C wynosi 26 dni, a w temperaturze 25°C – 13. Również w wyższych temperaturach skraca się czas rozwoju larwalnego komarów widliszków *Anopheles sp.*, które są wektorami (Rogers, Randolph 2000).

Udokumentowane szeroko w literaturze zmniejszanie różnorodności biologicznej od peryferii do centrum znajduje swoje odzwierciedlenie w składzie zespołów komarów z jednoczesnym zwiększeniem odsetka gatunków o cechach wektorów: na terenach podmiejskich wynosił on 35%, w parkach miejskich – 50%, a w centrum 75% (Wegner 2000).

5. Ekonomiczne i społeczne konsekwencje zmian fauny

Skutki ekonomiczne spowodowane zmianami w faunie wskutek prognozowanego ocieplenia należy rozpatrywać w kategorii bezpośrednich i pośrednich wyrządzanych szkód populacji ludzkiej. Dotyczyć one będą bezpośredniej konsumpcji produktów spożywczych i niszczenia dóbr materialnych, zanieczyszczania odchodami, skutków pogryzień, użądleń i konsekwencji chorób odzwierzęcych. Efekty finansowe są trudne do oszacowania, co wynika z przyjęcia różnych założeń modeli zmian klimatycznych, prognoz rozwoju urbanizacyjnego poszczególnych obszarów geograficznych i skomplikowanych zależności ekologicznych, jakie tworzą się między gatunkami. Łatwiej jest więc stworzyć prognozę konsekwencji finansowych dla wybranych gatunków o dobrze poznanej biologii i ekologii i stanowiących potencjalne zagrożenie dla człowieka. Jak wykazał Maestrelli (1990) szkody wyrządzane przez gatunki dziko żyjące w obszarach zurbanizowanych rosną wraz ze wzrostem liczby ludności miejskiej i wzrostem powierzchni miast. Przykładowo, szkody jakie spowodowała obecność pięciu gatunków: oposa *Didelphis virginiana*, bobra kanadyjskiego *Castor canadensis*, skunksa *Mephitis mephitis*, szopa pracza *Procyon lotor*, kojota *Canis latrans* na terenach zurbanizowanego stanu Kalifornia USA oceniono w 1982 r. na 162 tys. dolarów, a w 1989 r. na ponad 387 tys. dolarów i wymagało to usunięcia poza obszar zabudowy odpowiednio 5751 i 10 639 zwierząt (*ibid.*). Wzrostowi powierzchni i ludności miast oraz globalnemu ociepleniu będzie towarzyszyć wzrost komensalnych gatunków gryzoni. Przyjmuje się w raportach dla WHO, że w strefie chłodnej w miastach przypada 1 szczur wędrowny na 1 mieszkańca, w strefie umiarkowanej 2, a w strefie subtropikalnej i tropikalnej – 4 (Chow 1971). Wachtel i McNeely (1985) oceniając liczebność szczura wędrownego

w miastach USA na 250 mln osobników wyliczyli, że szkody związane z konsumpcją pożywienia i/lub niszczeniem pożywienia, zbóż i innych dóbr materialnych wynoszą 3,75 mld dolarów na rok. W tych kosztach nie uwzględnia się strat związanych z pożarami wywołanymi przegryzaniem instalacji elektrycznej przez szczury, a także pogryzieniem i chorób przenoszonych przez te gryzonie (salmonellozy, leptospirozy, w mniejszym stopniu tyfus plamisty). Szczury wędrowne są także drapieżnikami i ich ofiarami są zarówno bezkręgowce, jak i kręgowce (Amaraskare 1993, za Pimental *et al.* 2005). Spośród ptaków w miastach największym problem jest gołąb miejski *Columba livia f. domestica*. Zanieczyszczają budynki, pojazdy, także ludzi i żywią się ziarnem lub przetworzonymi produktami zbożowymi. W miastach zagęszczenie gołębia wynosi ok. 100 osobników/km² (Johnston, Janiga 1995) i szacuje się koszty kontroli populacji gołębia i szkody przez nie powodowane na terenach zurbanizowanych w USA na 1,1 mld dolarów/rok. Te szkody nie uwzględniają kosztów związanych z przenoszeniem chorób. Gołębie są rezerwuarem i wektorem 50 chorób, w tym ornitozy, histoplazmozy, zapalenia mózgu (Weber 1979, za Pimental *et al.* 2005). Warto w tym miejscu podkreślić, że domowe zwierzęta – głównie koty – są odpowiedzialne za znaczną redukcję pogłowia ptaków w mieście. Szacuje się, że w Stanach Zjednoczonych koty zabijają ok. 240 mln ptaków w miastach. W tym zestawieniu warto zwrócić uwagę na skutki finansowe wprowadzenia obcych gatunków stawonogów (owadów i pajęczaków), gigantyczne straty ponosi gospodarka rolna i leśna, co oczywiście przenosi się na koszty mieszkańców miast, chociażby w kosztach kupowanej żywności. Według wyliczeń przeprowadzonych w USA straty, jakie spowodowało w gospodarce wprowadzenie 79 gatunków obcych w latach 1906-1991 zostały ocenione na 97 mld dolarów (OTA 1993, za Pimental *et al.* 2005). Biorąc powyższe wyliczenia pod uwagę można się spodziewać, że ekonomiczne koszty zmiany fauny będą dużo wyższe, zwłaszcza że musimy wziąć pod uwagę koszty związane z migracją patogennych mikroorganizmów wraz z ich żywicielami na nowe obszary, co nosi nazwę „zanieczyszczania patogenami” i włączanie do ich cyklu życiowego nowego żywiciela, jakim jest człowiek (Daszak *et al.* 2000). Podkreślanym przez wielu autorów następstwem ocieplenia klimatu, ekstremalnych anomalii pogodowych, zwiększenia siły huraganów i wielkości towarzyszących im opadów, długich okresów suszy będzie zwiększenie zapadalności na choroby odzwierzęce, zakażenia pokarmowe oraz zakażenia przenoszone drogą wodną i przesunięcie ryzyka ich występowania w kierunku północnym (patrz Greer *et al.* 2008). Woda dla bakterii chorobotwórczych nie jest naturalnym środowiskiem, lecz trafiają tam pośrednio przez spływ z gleb skażonych bakteriami patogennymi, przez ścieki lub bezpośrednio do zarażonych zwierząt i ludzi (Libudisz, Kowal 2000; Pickup *et al.* 2003). Woda dla bakterii jest tylko przenośnikiem, chociaż czas przeżycia w wodzie niektórych jest bardzo długi, jak np. *Yersina enterocolitica* do 400 dni (Pickup *et al.* 2003), która jest patogenna dla człowieka i innych gatunków ssaków, ptaków, ryb wywołując wielopostaciową chorobę jersiniozę z objawami zatrucia pokarmowego, zapalenia jelit, jak i posocznice (Jagielski *et al.* 2000). Tą drogą mogą być przenoszone inne zoonozy, jak np. kamylobakterioza

– wywołana przez bakterie *Campylobacter jejuni*, salmonelozy i ostre choroby zakaźne (dur brzuszny) przez bakterie *Salmonella enteritidis* i *S. typhi*, choroba legionistów przez bakterie *Legionella pneumophila* i inne. Również przewiduje się natężenie zapadalności na choroby pierwotniacze (malaria) i wirusowe – gorączki krwotoczne, jak np.: Zachodniego Nilu, Denga, żółtej febry (Zell 2004).

Wzrost liczby ludności miast, któremu towarzyszy i będzie się pogłębiał nieharmonijny rozwój obszarów zurbanizowanych doprowadzi do powstania ogromnych stref ubóstwa wokół centrów miast, w których w związku z niedożywieniem, złymi warunkami sanitarnymi, będą się rozwijać choroby. Szczególnie będą na nie narażone dzieci i starsze osoby.

Literatura

- Adhami J., Reiter P., 1998, *Introduction and Establishment of Aedes (Stegomyia) Albopictus (Skuse) (Diptera: Culicidae) in Albania*. Journal of the American Mosquito Control Association, 14, s. 340-343.
- Adkins C. A., Stott P., 1998, *Home Ranges, Movements and Habitat Associations of Red Foxes Vulpes Vulpes in Suburban Toronto, Canada*. Journal of Zoology, 244, s. 335-346.
- Ahmed E., Hussain I., Brooks J. E., 1995, *Losses of Stored Foods Due to Rats at Grain Markets in Pakistan*. International Biodeterioration and Biodegradation, 36, s. 125-133.
- Antrop M., 2000, *Changing Patterns in the Urbanized Countrywide of Western Europe*. Landscape Ecology, 15, s. 257-270.
- Armitage P. L., West B., Steedman K., 1984, *New Evidence of Black Rat in Roman London*. The London Archaeologist, 4, s. 375-83.
- Aufderheide A. C., Streitz W., Madden M., Streitz J., Buikstra J., Guhl F., Arriaza B., Renier C., Wittmers L. E. Jr, Fornaciari G., Allison M., 2004, *A 9,000-year Record of Chagas' Disease*. Proc. Nat. Acad. Sci. USA, 101, s. 2034-2039.
- Auffray J.-C., Tchernov E., Nevo A., 1988, *Origine du ommensalisme de la souris domestique (Mus musculus domesticus) vis a vis de l'home*. Cahiers de Recherche Scientifique de Paris, 307, s. 517-522.
- Balter M., 1998, *The First Cities: Why Settle Down? The Mystery of Communities*. Science, 282, s. 1442-1445.
- Becker K., 1978, *Rattus orvegicus* (Berkenhout, 1769) – Wanderratte (WR), [w:] J. Niethammer, F. Krapp (red.). Handbuch der Säugetiere Europas, s. 401-420.
- Benedict M. Q., Levine R. S., Hawley W. A., Luonibos P., 2007, *Spread of the Tiger: Global Risk of Invasion by the Mosquito Aedes albopictus*. Vector-Borne and Zoonotic Diseases, 7, s. 76-85.
- Berthold P., 2001, *Bird Migration: a General Survey*. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Berthold P., W. Fiedler, R. Schlenker, Querner U., 1998, *25-year Study of the Population Development of Central European Songbirds: a General Decline, Most Evident in Long-distance Migrants*. Naturwissenschaft, 85, s. 350-353.
- Brommer J. E., 2004, *The Range Margins of Northern Birds Shift Polewards*. Annales Zoologici Fennici, 41, s. 391-397.

- Brothwell D. R., 1978, *The Question of Pollution in Earlier and Less Developed Societies*, [w:] M. H. Logan, E. E. Hunt (red.). Health and The Human Condition. Massachusetts, Duxbury Press, s. 129-136.
- Brownstein, J. S., Holford T. R., Fish D., 2003, *A Climate-based Model Predicts the Spatial Distribution of the Lyme Disease Vector Ixodes Scapularis in the United States*. Environmental Health Perspectives. 111, s. 1152-1157.
- Burt J., 2006, *Szczur*. Universitas, s. 1-190. Kraków.
- Burton J., 1975, *The Effects of Recent Climatic Change on British Insects*. Bird Study, 22, s. 203-204.
- Burton J. F., 1998, *The Apparent Effects of Climatic Changes Since 1850 on European lepidoptera*. M'em. Soc. R. Belge Entomol., 38, s. 125-44.
- Certini G., Scalenghe R., 2006, *Soils: Basic Concepts and Future Challenges*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Chopra G., 1992, *Poultry Farms*, [w:] *Rodents in Indian Agriculture*, I. Prakash, P. K. Ghosh (red). Jodhpur (India), Scientific Publishers, s. 309-330.
- Chow C. Y., 1971, *The Biology and Control of the Norway Rat, Roof Rat and House Mouse*. WHO Report for Western Pacific Region, s. 1-22.
- Chudzicka E., Skibińska E., 1994, *An Evaluation of an Urban Environment on the Basis of Faunistic Data*. Memorabilia zool., 49, s. 176-185.
- Cliff A., Hagget P., Smallman-Raynor M., 1998, *Deciphering Global Epidemics*. Cambridge Studies in Historical Geography, Cambridge University Press.
- Colburn D., 1999, *Dogs Take a Big Bite out of Health Care Costs*. The Washington Post (2 Feb), s. 5.
- Coppack T., Both T., 2002, *Predicting Life-cycle Adaptation of Migratory Bird to Global Climate Change*. Ardea, 90, s. 369-378.
- Csuzdi Cs., Pavlíček T., Nevo E., 2008, *Is Dichogaster Bolaui (Michaelsen, 1891) the First Domicile Earthworm Species?* European Journal of Soil Biology, 44, s. 198-201.
- Cucchi T., 2008, *Uluburun Shipwreck Stowaway House Mouse: Molar Shape Analysis and Indirect Clues about the Vessel's Last Journey*. Journal of Archaeological Science, 35, s. 2953-2959.
- Cucchi T., Vigne J.-D., Aufray J.-C., 2005, *First Occurrence of the House Mouse (Mus Musculus Domesticus Schwarz & Schwarz, 1943) in the Western Mediterranean: Zooarchaeological Revision of Subfossil Occurrences*. Biological Journal of the Linnean Society, 84, s. 429-446.
- Cucchi T., Vigne D. J., 2006, *Origin and Diffusion of the House Mouse in the Mediterranean*. Human Evolution, 21, s. 95-106.
- Czech B., Krausmann P. R., Devers P. K., 2000, *Economics Associations among Causes of Species Endangerment in The United States*. BioScience, 50, s. 593-601.
- Daniel M., Danielová, V., Kriz, B., Jirsa, A., Nozicka, J., 2003, *Shift of the Tick Ixodes Ricinus and Tick-borne Encephalitis to Higher Altitudes in Central Europe*. Eur. J. Clin. Microbiol. Infect. Dis., 22, s. 327-328.
- Daszak P., Cunningham A. A., Hyatt A. D., 2000, *Emerging Infectious Diseases of Wildlife – Threats to Biodiversity and Human Health*. Science, 287, s. 443-449.
- Denys A., Bigos M., 2008, *Wirusy jako broń biologiczna*. Postępy Mikrobiologii, 47, s. 263-266.
- Eads R. B., 1972, *Recovery of Aedes Albopictus from Used Tires Shipped to United States Ports*. Mosquito News, 32, s. 113-114.

- 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.
- Faeth, S. H., Warren P. S., Shochat E., Marussich. W. A., 2005, *Trophic Dynamics in Urban Communities*. BioScience 55, s. 399-407.
- Fisher R. A., 1930, *The Genetical Theory of Natural Selection*. Oxford University Press.
- Greer A., Ng V., Fisman D., 2008, *Climate Change and Infectious Diseases in North America: the Road Ahead*. Canadian Medical Association Journal, 178, s. 715-722.
- Haeger J. F., 1999, *Danaus Chrysippus* (Linnaeus 1758) en la Península Ibérica: migraciones o dinámica de metapoblaciones? *Shilap* 27, s. 423-30.
- Hanski I., Erälahti C., Kankare M., Ovaskainen O., Sirén H., 2004, *Variation in Migration Propensity among Individuals Maintained by Landscape Structure*. Ecology Letters, 7, s. 958-966.
- Harris G., 1964, *Climatic Changes Since 1860 Affecting European Birds*. Weather, 19, s. 70-79.
- Hawley W. A., 1988, *The Biology of Aedes Albopictus*. Journal of the American Mosquito Control Association (Suppl. 1), s. 1-40.
- Hill G. E., Sargent R. R., Sargent M. B., 1998, *Recent Change in the Winter Distribution of Rufous Hummingbirds*. Auk, 115, s. 240-245.
- Hill J. K., Thomas C. D., Lewis O. T., 1999, *Flight Morphology in Fragmented Populations of a Rare British Butterfly, Hesperia comma*. Biological Conservation, 87, s. 277-84.
- Hoffmann H., 1964, *Käfer und Motten als Vorratsschädlinge bei den alten Kulturvölkern des Nahen Osten*. Abhandlungen und Verhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Hamburg, 8, s. 73-91.
- Huhn, G. D., Sejvar J. J., Montgomery S. P., Dworkin D. M. S., 2003, *West Nile Virus in the United States: An Update on an Emerging Infectious Disease*. American Family Physician, 68, s. 653-660.
- IPCC, 2001, *Climate Change 2001. Third Assessment Report*. Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC, 2007, *Working Group II Report. Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jagielski M., Rastawicki W., Kałużewski S., Gierczyński R., 2000, *Jersinioza – niedoceniana choroba zakaźna*. Przegląd Epidemiologiczny, 56, s. 57-64.
- Johnston R. F., Janiga M., 1995, *Feral Pigeons*. Oxford University Press, New York.
- Juliano S. A., Lounibos L. P., 2005, *Ecology of Invasive Mosquitoes: Effects on Resident Species and on Human Health*. Ecology Letters, 8, s. 558-574.
- Keeling M. J., Gilligan C. A., 2000, *Bubonic Plague: a Metapopulation Model of a Zoonosis*. Proceedings of the Royal Society of London Series B, 267, s. 2219-2230.
- 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.
- Kimmig P., Naser K., Frank W., 1991, *Seroepidemiologic Studies of Human Toxocariasis*. Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin, 191, s. 406-422.
- Klausnitzer, B., 1988, *Verstaedterung von Tieren*. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg.
- Kobelt M., Netwig W., 2008, *Alien Spider Introductions to Europe Supported by Global Trade*. Diversity and Distributions, 14, s. 273-280.

- Lever Ch., 1985, *Naturalized Mammals of the World*. Longman, London and New York, s. 1-487.
- Libudzisz Z., Kowal K. (red.), 2000, *Mikrobiologia techniczna*, t. 1. Politechnika Łódzka, Łódź.
- Lindgren E., Gustafson R., 2001, *Tick-borne Encephalitis in Sweden and Climate Change*. Lancet, 358, s. 16-18.
- Long J. L., 2003, *Introduced Mammals of the World. Their History, Distribution and Influence*. CSIRO Publishing, Collingwood, s. 1-584.
- Luniak M., 2006, *Bogactwo gatunkowe i liczebność fauny wielkiego miasta – przykład Warszawy*. Kosmos, 55, s. 45-52.
- Luniak M., Mulsow R., Walasz K., 1990, *Urbanization of the European Blackbird Expansion and Adaptations of Urban Population*, [w:] *Urban Ecological Studies in Central and Eastern Europe*, Luniak M. (red.). Ossolineum, Wrocław, s. 87-199.
- Maestrelli R. J., 1990, *Urban Animal Damage Control in California*. Proceedings of the Fourteenth Vertebrate Pest Conference 1990 (L. R. Davis, R. E. Marsh, red.). Published at University of California, Davis, s. 156-159.
- Magnaval J. F., Glickman L. T., Dorchie P., Morassin B., 2001, *Highlights of Human Toxocarasis*. Korean Journal of Parasitology, 39, s.1-11.
- Majerus, M. E. N., 1998, *Melanism: Evolution in Action*. Oxford University Press.
- 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.
- Marks C. A., Bloomfield T. E., 1999, *Distribution and Density Estimates for Urban Foxes (Vulpes vulpes) in Melbourne: Implications for Rabies Control*. Wildlife Research, 26, s. 763-775.
- 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.
- McKinney, M. L., 2002, *Urbanization, Biodiversity, and Conservation*. BioScience, 52, s. 883-890.
- McKinney M. L., 2006, *Urbanization as a Major Cause of Biotic Homogenization*. Biological Conservation, 127, s. 247-260.
- Mc Neil W. H., 1976, *Plagues and People*. New York, Anchor Press.
- Mitchell C., 1995, *Geographic Spread of Aedes Albopictus and Potential for Involvement in Arbovirus Cycles in the Mediterranean Basin*. Journal Vector Ecology, 20, s. 44-58.
- Moller-Nielsen S., 1990, *The Food of Rural and Suburban Woodland Foxes Vulpes vulpes in Denmark*. Natura Jutlandica 23, s. 25-32.
- Morse, S. S., 1993, *Examining the Origins of Emerging Viruse*, [w:] *Emerging viruses*, S. S. Morse (red.). Oxford University Press, s. 10-28.
- Motuzko N. A., Ivanow L. I., 1995, *Holocene Micromammal Complexes of Belarus: A Model of Fauna Development during Interglacial Epochs*. Acta Zoologica Cracoviensia, 39, s. 381-386.
- Muller W. A., 1975, *Toxoplasma Gondii Infection in the Inhabitants of the City of Dresden*. Z Gesamte Inn Med., 30, s. 69-75.

- Muniz A. M., Pecharroman, M. A. C., Carrasquilla F. H., von Lettow-Vorbeck C. L., 2005, *Of Mice and Sparrow: Commensal Faunas from the Iberian Iron Age in the Duero Valley (Central Spain)*. International Journal of Osteoarcheology, 5, s. 127-138.
- Ogden N. H., Maarouf A., Barker I. K., Bigras-Poulin M., Lindsay L. R., Morshed M. G., Callaghan C. J., Ramay F., Waltner-Toews D., Charron D. F., 2006, *Projections for Range Expansion of the Lyme Disease Vector Ixodes Scapularis, in Response to Climate Change*. International Journal for Parasitology, 36, s. 63-70.
- Parmesan C., 2006, *Climat Change*. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 37, s. 637-669.
- Parmesan C., Ryrholm N., Stefanescu C., Hill J. K., Thomas C. D., 1999, *Poleward Shifts in Geographical Ranges of Butterfly species Associated with Regional Warming*, Nature, 399, s. 579-583.
- Parmesan C., Yohe G., 2003, *A Globally Coherent Fingerprint of Climate Change Impacts Across Natural Systems*. Nature, 421, s. 37-42.
- Parmesan C., Martens P., 2006, *Climate Change, [w:] Biodiversity, Health and the Environment: SCOPE/Diversitas Rapid Assessment Project*, O. Sala, L. Meyerson, C. Parmesan (red.). Washington, DC, Island Press.
- Pawłowski Z. S. 2002, *Toksoplazmoza w Wielkopolsce w latach 1990-2000*. Przegląd epidemiologiczny, 56, s. 409-417.
- Pickup R. W., Rhodes G., Hermon-Taylor, 2003, *Monitoring Bacterial Pathogens in the Environment Multilayered Approach*. Current Opinion in Biotechnology, 14, s. 319-325.
- 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 Aricultural/ Forestry Systems*. Bioscience, 42, s. 54-362.
- Pimentel D., Zuniga R., Morrison D., 2005, *Update on the Environmental and Economic Costs Associated with Alien-invasive Species in the United States*. Ecological Economics, 52, s. 273-288.
- Pratt J. J., Heterick R. H., Harrison J. B., Haber L., 1946, *Tires as a Factor in the Transportation of Mosquitoes by Ships*. Military Surgery, 99, s. 785-788.
- Quinlan K. P., Sacks J. J., 1999, *Hospitalizations for Dog Bite Injuries*. www.cdc.gov/ncipc/duip/hospital.htm.
- Rappole J. H., Derrickson S. R., Hubálek Z., 2000, *Migratory Birds and Spread of West Nile Virus in the Western Hemisphere*. Emerging Infectious Diseases, 6, s. 319-328.
- 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.
- Reiter P., Darsie R. F. Jr., 1985, *Aedes Albopictus in Memphis, Tennessee (USA): An Achievement of Modern Transportation?* Mosquito News, 44, s. 396-399.
- Rogers D. J., Randolph S. E., 2000, *The Global Spread of Malaria in a Future Warmer World*. Science, s. 1763-1766.
- Roques A., Rabitsch W., Rasplus J-Y., Lopez-Vaamonde C., Nentwig W., Kenis M., 2008, *Alien Terrestrial Invertebrates of Europe, [w:] DAISIE Handbook of Alien Species in Europe*. Springer Netherlands, s. 63-79.
- Rota E., Schmidt O., 2006, *Dichogaster Bolaui (Oligochaeta: Octochaetide) an Unusual Invader in a Swimming Pool in Irland*. Journal of Natural History, 40, s. 161-167.

- Sabatini A., Raineri V., Trovato G., Coluzzi M., 1990, *Aedes Albopictus in Italia a possibile diffusione della specie nell'area mediterranea*. Parasitologia, 32, s. 301-304.
- Sacks J. J., Kresnow M., Houston B., 1996, *Dog Bites: How Serious a Problem?* Injury Prevention, 2, s. 52-54.
- Schaffner F., Van Borstel W., Coosemans M., 2004, *First Record of Aedes (Stegomyia) Albopictus in Belgium*. Journal American Mosquito Control Association, 20, s. 201-203.
- Shroyer D. A. 1986, *Aedes Albopictus and Arboviruses: A Concise Review of the Literature*. Journal American Mosquito Control Association, 2, s. 424-428.
- Smith R. D. 2006, *Responding to Global Infectious Disease Outbreaks: Lessons from SARS on the Role of Risk Perception, Communication and Management*. Journal of Social Science and Medicine, 63, s. 3113-3123.
- Sparks T. H., 1999, *Phenology and the Changing Pattern of Bird Migration in Britain*. International Journal of Biometeorology, 42, s. 134-138.
- Steffan-Dewenter I., Tscharnke T., 1999, *Effects of Habitat Isolation on Pollinator Communities and Seed Set*. Oecologia, 121, s. 432-440.
- Stern N., 2006, *Stern Review Report on the Economics of Climate Change*. Cambridge University Press.
- Sutherland W. J., 1998, *Evidence for Flexibility and Constraint in Migration Systems*. Journal Avian Biology, 29, s. 441-446.
- Taylor L. H., Latham S. M., Woolhouse M. E. J., 2001, *Risk Factors for Human Disease Emergence*. Philosophical Transactions of the Royal Society B, 353, s. 983-989.
- Tchernov E., 1984, *Commensal Animals and Human Sedentism in the Middle East*, [w:] *Animals in Archaeology 3: Early Herders and Their Flocks*, J. Clutton-Brock, C. Grigson (red.). Oxford: British Archaeological Reports, International series S, s. 202.
- Teagle W. G., 1967, *The Fox in the London Suburbs*. London Nature, 46, s. 44-68.
- Terhivuo J., 1991, *Dichogaster bolau (Michaelsen) (Octochaetidae) – an Allochthonous Oligochaet Invading Urban Sewer System*. Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica, 67, s. 61-65.
- Thomas C. D., Lennon J. J., 1999, *Birds Extend Their Ranges Northwards*. Nature, 399, s. 213.
- Thomas C. D., Bodsworth E. J., Wilson R. J., Simmons A. D., Davies Z. G., 2001, *Ecological and Evolutionary Processes at Expanding Range Margins*. Nature, 411, s. 577-581.
- Tomiałojć, L., 1980, *The Urban Population of Woodpigeon Columba Palumbus in Europe. Its Origin, Increase and Distribution*. Acta Zoologica Cracoviensia, 21, s. 585-631.
- Tryjanowski P., Kuzniak S., Sparks T. H., 2002, *Earlier Arrival of some Farmland Migrants in Western Poland*. Ibis, 144, s. 62-68.
- UN 2001. *World Urbanization Prospects: The 1999 Revision*. The United Nations, New York.
- Wachtel S. P., McNeely J. A., 1985, *Oh Rats*. International Wildlife, 15, s. 20-24.
- Wegner E., 2000, *Występowanie komarów (Diptera, Culicidae) – ważnych wektorów chorób ludzi – w wybranych miastach Polski*. Mat. Sympozjum „Stawonogi pasożytnicze i alergogenne”, Kazimierz Dolny, Wyd. KGM, s. 65-71.
- Weidner H., 1972, *Das Heimchen oder die Hausgrille, Acheta domestica (Linnaeus, 1758)*. Praktische Schädlingsbek, 24, s. 72-76.
- WHO 2000, *World Health Report – 2000*. Geneva, Switzerland, World Health Organisation.

- Wnukowska N., Bitkowska E., Dzbeński T. H., 2003, *Serologiczna weryfikacja klinicznych rozpoznań toksokarozy u 13 714 osób badanych w latach 1995-2002*. Materiały Sympozjum „Parazytozy – problemy kliniczne”, Białystok, 6.06.2003, s. 99.
- WRI 1996. World Resources Institute, World Resources 1996-1997, World Resources Institute, 10 G St. NE, Washington DC, 2002.
- 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.
- Zell R., 2004, *Global Climate Change and Emergence/re-emergence of Infectious Diseases*. International Journal of Medical Microbiology, 293, s. 16-26.