

Autoreferat

1. Imię i nazwisko.

Rafał Łopucki

2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe lub artystyczne – z podaniem podmiotu nadającego stopień, roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy doktorskiej.

- 2000 Tytuł magistra ochrony środowiska, Katolicki Uniwersytet Lubelski, Wydział Matematyczno-Przyrodniczy, praca magisterska pt. „Zapachowa znajomość osobnicza w układzie gatunków *Clethrionomys glareolus* - *Apodemus flavicollis*”, promotor: prof. dr hab. Roman Andrzejewski.
- 2006 Stopień doktora nauk biologicznych w zakresie biologii, Katolicki Uniwersytet Lubelski Jana Pawła II, Wydział Matematyczno-Przyrodniczy; rozprawa doktorska pt. „Relacje socjalne w populacji nornicy rudej *Clethrionomys glareolus* (Schreber, 1780)”, promotor: prof. dr hab. Roman Andrzejewski, recenzenci: prof. dr hab. Janusz Markowski, prof. dr hab. Marek Gębczyński.
- 2011 Dyplom absolwenta „Studium przedsiębiorczości akademickiej”, Lubelska Szkoła Biznesu Sp. z o.o. (192 godziny).

3. Informacja o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych lub artystycznych.

- 1999–2000: asystent naukowo-techniczny (1/2 etatu, zatrudnienie na 4 roku studiów magisterskich), Katedra Zoologii i Ekologii, Wydział Matematyczno-Przyrodniczy, Katolicki Uniwersytet Lubelski
- 2000–2006: asystent naukowo-dydaktyczny, Katedra Zoologii i Ekologii, Wydział Matematyczno-Przyrodniczy, Katolicki Uniwersytet Lubelski Jana Pawła II
- 2007–2015: adiunkt, Katedra Ekologii Stosowanej, Wydział Biotechnologii i Nauk o Środowisku, Katolicki Uniwersytet Lubelski Jana Pawła II

2015-2022: asystent naukowy, następnie adiunkt naukowy, Laboratorium Optyki Rentgenowskiej, Interdyscyplinarne Centrum Badań Naukowych, Wydział Nauk Ścisłych i Nauk o Zdrowiu, Katolicki Uniwersytet Lubelski Jana Pawła II

2022 - do chwili obecnej: p.o. kierownika katedry, adiunkt badawczy, Katedra Biomedycyny i Badań Środowiskowych, Instytut Nauk Biologicznych, Wydział Medyczny, Katolicki Uniwersytet Lubelski Jana Pawła II

4. Omówienie osiągnięć, o których mowa w art. 219 ust. 1 pkt. 2 ustawy z dnia 20 lipca 2018 r. Prawo o szkolnictwie wyższym i nauce (Dz. U. z 2021 r. poz. 478 z późn. zm.).

4.1 Tytuł osiągnięcia naukowego:

Przyrodnicze konsekwencje urbanizacji w miastach różnej wielkości

4.2 Publikacje wchodzące w skład osiągnięcia naukowego

Przedstawione osiągnięcie naukowe stanowi cykl 10 artykułów naukowych opublikowanych po doktoracie, w latach 2013-2022. Publikacje ponumerowano w porządku chronologicznym (P1 – P10). We wszystkich pracach włączonych do osiągnięcia naukowego jestem pierwszym autorem, a w ośmiu z nich byłem też autorem korespondencyjnym. We wszystkich pracach mój udział był wiodący.

Dla każdej publikacji wskazano wartość współczynnika Impact Factor (IF) zgodną z rokiem publikacji, na podstawie Journal Citation Reports (JCR). Dla publikacji, które ukazały się w 2022 roku przyjęto wartości z roku poprzedniego. Podano również punkty według tzw. ministerialnej listy czasopism punktowanych. Dla publikacji, które ukazały się przed 2019 rokiem podano wartość punktacji na podstawie odpowiedniego Komunikatu Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego (MNiSW), obowiązującego w roku wydania publikacji. Dla publikacji, które ukazały się po 2019 roku podano wartość punktacji na podstawie Komunikatu Ministra Edukacji i Nauki (MEiN) z dnia 21 grudnia 2021 r.

Publikacja 1 (P1)

Łopucki R., Mróz I., Berliński Ł., Burzych M. 2013. Effects of urbanization on small-mammal communities and the population structure of synurbic species: an example of a medium-sized city. *Canadian Journal of Zoology* 91(8): 554-561. <https://doi.org/10.1139/cjz-2012-0168>

IF 1,346; lista MNiSW - 30 punktów

Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na: opracowaniu koncepcji badań, wykonaniu znaczącej części badań terenowych, wykonaniu części analizy statystycznej i interpretacji uzyskanych wyników, napisaniu większości tekstu pracy i przygotowaniu odpowiedzi dla recenzentów. Byłem autorem korespondencyjnym tej publikacji. Mój udział procentowy szacuję na 55%.

Publikacja 2 (P2)

Łopucki R., Kiersztyn A. 2015. Urban green space conservation and management based on biodiversity of terrestrial fauna – a decision support tool. *Urban Forestry & Urban Greening* 14: 508-518. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.05.001>

IF 2,006; lista MNiSW - 40 punktów

Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na: opracowaniu koncepcji badań, wykonaniu badań terenowych, zgromadzeniu i opracowaniu danych literaturowych do analiz obliczeniowych, interpretacji uzyskanych wyników, napisaniu zdecydowanej większości tekstu pracy i przygotowaniu odpowiedzi dla recenzentów. Byłem autorem korespondencyjnym tej publikacji. Mój udział procentowy szacuję na 80%.

Publikacja 3 (P3)

Łopucki R., Kitowski I. 2017. How small cities affect the biodiversity of ground-dwelling mammals and the relevance of this knowledge in planning urban land expansion in terms of urban wildlife. *Urban Ecosystems* 20, 933–943. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0637-y>

IF 2.005; lista MNiSW - 30 punktów

Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na: opracowaniu koncepcji badań, wykonaniu znaczącej części badań terenowych, wykonaniu analizy statystycznej i interpretacji uzyskanych wyników, napisaniu tekstu pracy i przygotowaniu odpowiedzi dla recenzentów. Byłem autorem korespondencyjnym tej publikacji. Mój udział procentowy szacuję na 80%.

Publikacja 4 (P4)

Łopucki R., Klich D., Ścibior A., Gołębiowska D. 2019. Hormonal adjustments to urban conditions: stress hormone levels in urban and rural populations of *Apodemus agrarius*. *Urban Ecosystems* 22, 435–442. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-0832-8>

IF 2,547; lista MEiN - 70 punktów

Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na: opracowaniu koncepcji badań, wykonaniu badań terenowych, znaczącym udziale w analizach laboratoryjnych, znaczącym udziale w analizie i interpretacji uzyskanych wyników, napisaniu większości tekstu pracy i przygotowaniu odpowiedzi dla recenzentów. Byłem autorem korespondencyjnym tej publikacji. Mój udział procentowy szacuję na 70%.

Publikacja 5 (P5)

Łopucki R., Klich D., Kitowski I. 2019. Are small carnivores urban avoiders or adapters: Can they be used as indicators of well-planned green areas? *Ecological Indicators* 101, 1026-1031. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.02.016>

IF 4,229; lista MEiN - 140 punktów

Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na: opracowaniu koncepcji badań, wykonaniu większości badań terenowych, znaczącym udziale w analizie i interpretacji wyników, napisaniu większości tekstu pracy i przygotowaniu odpowiedzi dla recenzentów. Byłem autorem korespondencyjnym tej publikacji. Mój udział procentowy szacuję na 70%.

Publikacja 6 (P6)

Łopucki R., Klich D., Kitowski I., Kiersztyn A. 2020. Urban size effect on biodiversity: The need for a conceptual framework for the implementation of urban policy for small cities. *Cities* 98: 102590. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2019.102590>

IF 5,835; lista MEiN - 100 punktów

Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na: opracowaniu koncepcji badań, wykonaniu większości badań terenowych, znaczącym udziale w analizie i interpretacji wyników, napisaniu większości tekstu pracy i przygotowaniu odpowiedzi dla recenzentów. Byłem autorem korespondencyjnym tej publikacji. Mój udział procentowy szacuję na 70%.

Publikacja 7 (P7)

Łopucki R., Kiersztyn A. 2020. The city changes the daily activity of mammalian urban adapters: camera-traps study of *Apodemus agrarius* behavior and new approaches to data analysis. *Ecological Indicators* 110: 105957. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105957>

IF 4,958; lista MEiN - 140 punktów

Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na: opracowaniu koncepcji badań, wykonaniu badań terenowych, udziale w prowadzonych analizach obliczeniowych, interpretacji uzyskanych wyników, napisaniu zdecydowanej większości tekstu pracy i przygotowaniu odpowiedzi dla recenzentów. Byłem autorem korespondencyjnym tej publikacji. Mój udział procentowy szacuję na 80%.

Publikacja 8 (P8)

Łopucki R., Klich D., Kiersztyn A. 2021. Changes in the social behavior of urban animals: more aggression or tolerance? *Mammalian Biology* 101:1-10. <https://doi.org/10.1007/s42991-020-00075-1>

IF 1,863; lista MEiN - 100 punktów

Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na: opracowaniu koncepcji badań, wykonaniu badań terenowych, udziale w prowadzonych analizach obliczeniowych, interpretacji uzyskanych wyników, napisaniu zdecydowanej większości tekstu pracy i przygotowaniu odpowiedzi dla recenzentów. Byłem autorem korespondencyjnym tej publikacji. Mój udział procentowy szacuję na 80%.

Publikacja 9 (P9)

Łopucki, R., Kitowski, I., Perlińska-Teresiak, M., Klich, D. 2021. How is wildlife affected by the COVID-19 pandemic? Lockdown effect on the road mortality of hedgehogs. *Animals*, 11(3), art. no. 868, pp. 1-8. <https://doi.org/10.3390/ani11030868>

IF 3,231; lista MEiN - 100 punktów

Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na: opracowaniu koncepcji badań, znaczącym udziale w analizie i interpretacji wyników, napisaniu większości tekstu pracy i przygotowaniu odpowiedzi dla recenzentów. Mój udział procentowy szacuję na 60%.

Publikacja 10 (P10)

Łopucki, R., Klich, D. Kociuba, P. 2022. Detection of spatial avoidance between sousliks and moles by combining field observations, remote sensing and deep learning techniques. *Scientific Reports* 12, 8264. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-12405-z>

IF 4,996; lista MEiN - 140 punktów

Mój wkład w powstanie tej pracy polegał na: opracowaniu koncepcji badań, wykonaniu znaczącej części badań terenowych, znaczącym udziale w interpretacji wyników, napisaniu większości tekstu pracy i przygotowaniu odpowiedzi dla recenzentów. Mój udział procentowy szacuję na 60%.

Sumaryczne wskaźniki bibliometryczne dla publikacji wchodzących w skład osiągnięcia naukowego:

Impact Factor (IF) = 33,016

Punkty MEiN = 890

Liczba cytowań wg Scopus: 158 (stan na 20.12.2022)

Liczba cytowani wg Google Scholar: 222 (stan na 20.12.2022)

4.3 Omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania

4.3.1 Wprowadzenie

Proces urbanizacji w aspekcie przestrzenno-architektonicznym polega na powiększaniu powierzchni miast już istniejących, zagęszczaniu zabudowy kosztem terenów zielonych oraz nabywaniu cech miejskich przez mniejsze jednostki osiedleńcze. W aspekcie społecznym oznacza natomiast wzrost udziału ludności zamieszkującej obszary miejskie np. w danym kraju lub regionie. Współcześnie obserwuje się gwałtowny i globalny rozwój urbanizacji i jej rosnący wpływ na środowisko przyrodnicze oraz człowieka. Szacuje się, że w latach 2000 - 2030 globalna powierzchnia terenów zurbanizowanych powiększy się trzykrotnie i setki tysięcy kilometrów kwadratowych terenu zmieni typ zagospodarowania na miejski. Jednocześnie liczba mieszkańców miast wzrośnie dwukrotnie z 2,84 do 4,9 miliarda (UN 2015).

Wzrastająca ilość terenów zurbanizowanych oraz skupianie się na terenach miejskich coraz większej części ludzkiej populacji spowodowały, że zaczęto intensywnie badać to nowe w skali ewolucyjnej zjawisko. Miasta zaczęły być postrzegane jako nowe ekosystemy, a nie antropogeniczne twory pozbawione natury. Efektem tych zainteresowań naukowych było m.in. powstanie nowego działu nauki nazywanego ekologią miasta oraz szeregu tematycznych czasopism naukowych poświęconych tej tematyce np. *Urban Ecosystems*; *Urban Forestry and Urban Greening*; *Landscape and Urban Planning*; *Journal of Urban Ecology*; *Cities*; *Environment and Planning B-Urban Analytics and City Science*; *City and Environment Interactions*.

Tysiące miast występujących na świecie zapewnia wiele poligonów badawczych, na których można obserwować jak dzikie gatunki reagują i adaptują się do warunków miejskich, jak urbanizacja wpływa na ich zachowanie i fizjologię oraz ewolucyjne konsekwencje życia w tak specyficznym środowisku (Bonier, 2012; Chace & Walsh, 2006; Fischer et al. 2012; Hall et al., 2017; Hamer & McDonnell, 2008, 2010; Łopucki et al., 2019; Peressin & Cetra, 2014; Slabbekoorn, 2013; Swaddle et al. 2015; Tryjanowski et al. 2016; Vignoli et al. 2009; Verrelli et al. 2022). Ekologia miasta jest jednak stosunkowo nową dyscypliną i nadal istnieją znaczne luki w wiedzy z tej tematyki, nawet dotyczące podstawowych zagadnień (Magle et al. 2012; Collins et al. 2021; Graells et al. 2021, Kendal et al. 2020). Ponadto, współczesne prace przeglądowe podkreślają, że niektóre grupy systematyczne są badane znacznie częściej niż inne, a tereny badawcze nie są reprezentatywne, biorąc pod uwagę globalny charakter zjawiska urbanizacji (Collins et al. 2021; Kendal et al. 2020). Podkreśla się szczególnie, że większość

klasycznych badań dotyczących ekologii gatunków miejskich wykonano dla ptaków lub tzw. średnich ssaków. Podkreśla się również różnorodność ujęć metodologicznych utrudniających porównania i generalizację opisywanych zjawisk.

Tematyka niniejszego osiągnięcia naukowego wpisuje się w to zainteresowanie procesem urbanizacji i w szerokim kontekście dotyczy badania konsekwencji, jakie urbanizacja wywołuje w rodzimej przyrodzie. Konsekwencje urbanizacji rozpatrywane są zarówno na poziomie zgrupowań wielogatunkowych (przekształcenia składu gatunkowego), jak i na poziomie populacyjnym (adaptacji do życia w mieście). Tematyka osiągnięcia powiązana jest również z zagadnieniami dotyczącymi planowania przestrzennego miast, w szczególności potrzeby wprowadzania właściwego planowania na jak najwcześniejszym etapie rozwoju miast oraz uwzględniania priorytetów przyrodniczych podczas planowania zabudowy. Dobrze zaplanowana sieć terenów zielonych w mieście służy bowiem nie tylko zachowaniu lokalnej bioróżnorodności, ale także przekłada się na jakość życia, dobrostan psychiczny i zdrowie fizyczne ludzi mieszkających w miastach (np. Fuller et al., 2007; Mitchell & Popham, 2008; Dean et al. 2011; Amano et al. 2018). Współcześnie uważa się wręcz, że stworzenie miast przyjaznych dla ludzi i lokalnej przyrody jest jednym z największych wyzwań przy planowaniu i zarządzaniu procesami urbanizacji.

Wszystkie badania opisane w niniejszym osiągnięciu naukowym zostały wykonane na wolnożyjących naziemnych zwierzętach, potencjalnie lub rzeczywiście występujących na terenach zurbanizowanych. Skupiono się na zróżnicowanej gatunkowo grupie ssaków *Mammalia* o masie ciała zwykle nie przekraczającej 1 kg, którą zwyczajowo nazywa się małymi lub drobnymi ssakami. Do grupy tej tradycyjnie zalicza się małe gryzonie (*Rodentia*) i ssaki ryjówkowate (*Soricidae*). Na potrzeby niniejszego opracowania badaniami objęto też najmniejszego polskiego przedstawiciela z rzędu drapieżnych (*Carnivora*) - łasicę *Mustela nivalis*., kreta europejskiego *Talpa europaea* i jeża wschodniego *Erinaceus roumanicus*.

Małe ssaki z kilku powodów stanowią dobrą grupę wskaźnikową do badania wpływu urbanizacji. Po pierwsze, stanowią zróżnicowaną i bogatą w gatunki grupę ekologiczną, dzięki czemu badania mogą być prowadzone nie tylko na poziomie gatunku, ale całego zgrupowania ekologicznego (Andrzejewski et al. 1978; Frynta et al. 1994). Po drugie, ich wielkość ciała sprawia, że mają większe szanse na występowanie na miejskich terenach zielonych, w pobliżu człowieka, niż duże ssaki (mają większe możliwości ukrycia się i potrzebują do życia mniejszego terenu). Po trzecie, ich wymagania siedliskowe pokrywają się z wymaganiami siedliskowymi wielu innych grup zwierząt, przez co bogactwo gatunkowe małych ssaków może korelować z bogactwem innych taksonów (Jokimäki, 1999; Small et al., 2003; Watts &

Lariviere, 2004; Vignoli et al., 2009; Sattler et al., 2010; Clergeau et al., 2011; Ikin et al., 2012; Vergnes et al., 2014). Po czwarte, mają krótki cykl życiowy i mogą produkować wiele pokoleń w ciągu krótkiego czasu (Krebs 2013), przez co wiek miast nie ma kluczowego znaczenia, jak w przypadku badań zwierząt długowiecznych. Po piąte, mają zwykle szerokie wymagania pokarmowe, dzięki czemu mogą elastycznie dopasowywać rodzaj pobieranego pokarmu i korzystać z żywności antropogenicznej. Po szóste, jako zwierzęta naziemne są w znacznie większym stopniu narażone na izolujący efekt zabudowy miejskiej niż zwierzęta latające i przez to mogą być dobrymi wskaźnikami powiązań funkcjonalnych w sieci zieleni miejskiej (Clarke et al., 2001; Baker et al., 2003; Andrews & Gibbons, 2005; Gomes et al. 2011). Po siódme, ze względu na mniejszą mobilność niż ptaki są bardziej uzależnione od warunków siedliskowych stwarzanych przez miasto.

W dalszym opisie prace włączone do osiągnięcia naukowego podzielono na 3 grupy tematyczne. Każdą grupę prac omówiono kolejno zwracając najpierw uwagę na łączącą je tematykę, a następnie omówiono indywidualnie każdą z prac. Tematykę łączącą prace z danej grupy zasygnalizowano także w tytule każdego podrozdziału.

4.3.2 Pierwsza grupa prac: przekształcenia wielogatunkowych zespołów ssaków w miastach różnej wielkości

Do grupy tej można zaliczyć publikacje Łopucki et al. 2013 (P1), Łopucki & Kitowski 2017 (P3), Łopucki et al. 2019 (P5) i Łopucki et al. 2020 (P6). W artykułach tych zwrócono uwagę, że obecnie funkcjonująca teoria ekologii miast została stworzona na podstawie badań dużych terenów zurbanizowanych, co jest wyraźnie dostrzegalne w pracach przeglądowych poświęconych tej tematyce (np. Niemelä & Kotze 2009; Faeth et al. 2011; Aronson et al. 2014; Bonthoux et al. 2014; Kendal et al. 2020). W takich miastach, zajmujących setki lub tysiące kilometrów kwadratowych terenu i zamieszkiwanych przez miliony ludzi, wpływ urbanizacji na rodzimą faunę może być wyraźnie widoczny i może przybierać ekstremalne formy (Vignoli et al. 2009). Brakuje natomiast wiedzy czy takie same schematy występują w mniejszych miastach i jak małe miasta przekształcają rodzimą bioróżnorodność. Średnie i małe miasta występują znacznie bardziej powszechnie niż duże miasta - dominują zarówno pod względem liczebności, jak i sumarycznej powierzchni zajmowanej w krajobrazie. Przykładowy przegląd tego zagadnienia wykazał, że w wybranych krajach Europy (w Niemczech, Polsce i Ukrainie) jest 27 miast z liczbą mieszkańców powyżej 0,5 mln, 165 miast z liczbą mieszkańców pomiędzy 0,1–0,5 mln i 754 miast z liczbą mieszkańców pomiędzy 25–99 tys. (WPR 2015). Jednocześnie w tych krajach małe miasta zajmowały sumarycznie 3–7 razy więcej terenu niż duże miasta.

Dodatkowo, globalne oceny wskazują, że w najbliższej przyszłości, w krajach rozwijających się, to właśnie małe i średnie miasta będą najszybciej rozrastały się przestrzennie i zwiększały liczbę mieszkańców (Sun et al. 2012; Secretariat of the CBD 2012).

Zwrócono więc uwagę na pewien paradoks, że teoria miejskiej ekologii w niedostatecznym stopniu uwzględnia najczęściej występujące układy ekologiczne. Jednocześnie, nie można wykluczyć, że ekstrapolacja wyników uzyskanych w dużych miastach na mniejsze jednostki osiedleńcze może być obarczona błędem (Kendall et al. 2020). Teoretycznie, im mniejsza jednostka osiedleńcza tym występujące tam tereny zielone mogą zachowywać większą łączność z przyrodą otoczenia miasta, a więc przekształcenia rodzimej fauny w gradiencie urbanizacji mogą mieć inny, niekoniecznie liniowy, wzorzec. Dotychczas nie prowadzono dokładnych badań tego zagadnienia z zachowaniem odpowiednich reżimów metodologicznych, przez co porównywalność uzyskiwanych wyników dla różnych miast jest niezadowalająca.

Prezentowane w niniejszym doniesieniu prace wypełniały tę lukę w wiedzy i charakteryzowały się kilkoma istotnymi cechami ułatwiającymi dokonywanie wiarygodnych porównań. Po pierwsze, wszystkie badane miasta znajdowały się na terenach na których występowała podobna fauna ssaków. Po drugie, wszystkie badane jednostki osiedleńcze znajdowały się w jednym kraju, co zapewniało pewną spójność historyczną i kulturową, przekładającą się na stosowane rozwiązania architektoniczne, charakter miejskiej zieleni, zachowania mieszkańców itp.. Po trzecie, wszystkie badania wykonano podobną metodą przyżyciowego odławiania zwierząt, co umożliwiała dokładną identyfikację gatunków i osobników oraz dało możliwości obliczania i porównywania tych samych wskaźników.

Należy też podkreślić, że ważnym powodem zainteresowania tematyką ekologii małych miast, oprócz wątku poznawczego, jest możliwość praktycznego wykorzystania uzyskanych wyników do wskazywania zasad i kierunków rozwoju małych miast, aby lokalna bioróżnorodność na ich terenie została w jak największym stopniu zachowana w trakcie ich rozwoju przestrzennego. Takie działanie prewencyjne jest lepszym i tańszym rozwiązaniem niż reorganizacja sieci terenów zielonych w już istniejących dużych miastach. Wprowadzenie tematyki małych i średnich jednostek osiedleńczych do ekologii miejskiej było nowym spojrzeniem na tą tematykę i jak dotychczas spotkało się z zauważalnym zainteresowaniem naukowym wyrażonym w liczbie cytowań – 84 cytowania w bazie Scopus lub 116 cytowań w Google Scholar (stan na dzień 20.12.2022).

W szczególności tematyka prac zaliczonych do tej grupy była następująca:

Łopucki R., Mróz I., Berliński Ł., Burzych M. 2013. Effects of urbanization on small-mammal communities and the population structure of synurbic species: an example of a medium-sized city. *Canadian Journal of Zoology* 91(8): 554-561. (P1)

W pracy Łopucki et al. 2013 (P1) badania prowadzono w Lublinie, jako przykładowym mieście średniej wielkości – liczba mieszkańców około 350 tys., powierzchnia administracyjna 147,5 km². Na 15 powierzchniach miejskich i 15 powierzchniach pozamiejskich prowadzono odłowy drobnych ssaków w latach 2007-2010. Na terenie miasta odłowy uwzględniały też aspekt sezonowy i były powtarzane w różnych porach roku. Podczas 5861 pułapko-dób (liczba urządzeń od odławiania ssaków przemnożona przez liczbę dni ich ekspozycji) złowiono 1155 ssaków należących do 15 gatunków. Na terenie miasta powierzchnie badawcze zlokalizowane były na terenach zielonych w trzech strefach: (1) w centrum miasta, (2) na terenie głównego korytarza ekologicznego jaki stanowiła dolina rzeki i (3) na obrzeżach miasta. W terenie pozamiejskim odłowy prowadzono w reprezentatywnych i typowych elementach krajobrazu Lubelszczyzny. Spodziewano się, że w mieście średniej wielkości negatywne efekty urbanizacji (istotnie niższe wskaźniki bogactwa gatunkowego i różnorodności gatunkowej) będą notowane tylko w centrum miasta, natomiast fauna ssaków pozostałych obszarów miasta nie będzie istotnie zmieniona w porównaniu do terenów podmiejskich. Ponieważ badaną grupę ssaków stanowiły zwierzęta naziemne spodziewano się, że głównym czynnikiem kształtującym skład gatunkowy badanego zespołu ssaków będzie izolacja płatów zieleni przez elementy antropogeniczne (budynki i drogi). Spodziewano się również, że w badanym mieście, przynajmniej w strefie centralnej, będzie można zaobserwować efekty procesu synurbizacji - wskazać gatunek, który najlepiej adaptuje się do warunków miejskich i uzyskuje wyraźną dominację w zespole.

Uzyskane wyniki pokazały jednak, że w mieście średniej wielkości występują wszystkie negatywne zjawiska opisywane wcześniej dla dużych miast, np. dla Warszawy (Andrzejewski et al. 1978, Gortat et al. 2014). Najniższe wartości wskaźników bogactwa gatunkowego i różnorodności gatunkowej małych ssaków notowano na terenach zielonych położonych w centrum miasta, ale również miejskie powierzchnie zlokalizowane w obrębie korytarza ekologicznego lub na obrzeżach miasta miały istotnie obniżony poziom tych wskaźników w porównaniu do terenów pozamiejskich. Jednoznacznie wskazano też rodzaj i gatunek synurbiczny, który dominował na płatach zieleni miejskiej. Podobnie jak w Warszawie na płatach zieleni miejskiej Lublina dominował rodzaj *Apodemus* (Kaup, 1829), a głównym gatunkiem

synurbijnym była myszarka polna *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771), która w centrum, w korytarzu ekologicznym i na obrzeżach miasta stanowiła średnio odpowiednio 100%, 82% i 74% odławianych ssaków. Głównym czynnikiem wpływającym na badany zespół ssaków była izolacja płatów zieleni, podczas gdy typ zagospodarowania (w analizowanej grupie – parki, ogródki działkowe, nieużytki) nie miał istotnego wpływu. Niniejsza praca zawierała też pogłębiony opis parametrów populacyjnych gatunku synurbijnego, ale tą tematykę poruszę w późniejszej części opisu.

Podsumowując powyższe, można powiedzieć, że szczegółowe badania wykonane w mieście średniej wielkości potwierdziły, że na obszarze zurbanizowanym takiej wielkości można zaobserwować wszystkie negatywne zmiany w bioróżnorodności naziemnej fauny małych ssaków, opisywane wcześniej dla dużych miast.

Łopucki R., Kitowski I. 2017. How small cities affect the biodiversity of ground-dwelling mammals and the relevance of this knowledge in planning urban land expansion in terms of urban wildlife. *Urban Ecosystems* 20, 933–943. (P3)

W pracy Łopucki & Kitowski 2017 (P3), bazując na wynikach powyżej opisanej pracy (P1), sprawdzano czy wpływ urbanizacji jest tak silny i przekształcenia fauny ssaków są tak wyraźnie widoczne również w mniejszym mieście. Jako teren badawczy wybrano Chełm, miasto kilkukrotnie mniejsze od Lublina, zarówno pod względem powierzchni jak i liczby mieszkańców (35,5 km², około 65 tys. mieszkańców). Zastosowano podobny schemat badań jak dla Lublina, aby umożliwić późniejsze porównanie wyników między tymi miastami. Zwrócono uwagę, że Chełm charakteryzował się podobną historią rozwoju miasta jak Lublin oraz podobnym potencjalnym składem gatunkowym badanych ssaków. Odłowy drobnych ssaków prowadzono przez dwa lata na 21 miejskich i 20 pozamiejskich powierzchniach badawczych. Miejskie powierzchnie badawcze były zlokalizowane w trzech strefach: w centrum miasta, na terenie potencjalnych korytarzy ekologicznych i na obrzeżach miasta. Podczas 6700 pułapko-dób odłowiono 2333 osobników drobnych ssaków należących do 15 gatunków.

Uzyskane wyniki jednoznacznie wskazywały, że w mieście wielkości Chełma występują inne zależności niż opisywane wcześniej dla dużych miast. Tylko w centrum Chełma przekształcenia zespołu małych ssaków były wyraźnie widoczne i miały podobny schemat jak opisywany wcześniej – z wielogatunkowego zespołu ssaków dominację uzyskiwał jeden gatunek (podobnie jak dla Lublina i Warszawy była to myszarka polna *A. agrarius*), natomiast

inne gatunki drastycznie zmniejszały liczebność lub zanikały. Poza strefą centralną zespoły badanych ssaków nie różniły się jednak istotnie od terenów kontrolnych zlokalizowanych poza miastem. Dotyczyło to nie tylko obrzeży miasta, ale również korytarzy ekologicznych zlokalizowanych tuż przy strefie centralnej. Była to wyraźna różnica między Chełmem a Lublinem. W Lublinie bowiem w płatach zieleni tego samego typu fauna drobnych ssaków była znacznie bardziej zmieniona. Grupą gatunków najbardziej wrażliwych na urbanizację okazały się ssaki ryjówkowate (rodzaj *Sorex* i *Neomys*) i norniki (rodzaj *Microtus*), co było zgodne z obserwacjami innych autorów (Frynta et al. 1994; Vergnes et al. 2013; Łopucki & Kitowski 2014). Dodatkową obserwacją dokonaną w ramach pracy było wykazanie, że jeden z gatunków ryjówkowatych – zębiełek białawy *Crocidura leucodon* przełamywał ten schemat i występował nawet w najbardziej izolowanych fragmentach zieleni miejskiej w centrum miasta.

Podsumowując powyższe, można powiedzieć, że dla Chełma (traktowanego tutaj jako małe miasto) udało się zaobserwować zjawisko, którego spodziewano się już wcześniej dla średnich miast - negatywne efekty urbanizacji (zubożenie składu gatunkowego - obniżone wskaźniki bogactwa gatunkowego i wskaźniki różnorodności gatunkowej) były widoczne tylko w najbardziej centralnej strefie miasta, a głównym czynnikiem kształtującym skład gatunkowy badanego zespołu ssaków była izolacja płatów zieleni. Przykład Chełma potwierdzał więc, że uogólnienia oparte na badaniach dużych miast nie mogą mieć zastosowania w mieście tej wielkości. Uzyskany wynik przedyskutowano w kontekście dalszego rozwoju i planowania przestrzennego małych miast. Zwrócono uwagę, że uzyskany wynik wskazuje, że małe miast zachowały jeszcze bogatą rodzimą faunę ssaków i podczas rozwoju przestrzennego rozwiązania starające się utrzymać zachowaną bioróżnorodność miejską powinny być wdrażane.

Łopucki R., Klich D., Kitowski I., Kiersztyn A. 2020. Urban size effect on biodiversity: The need for a conceptual framework for the implementation of urban policy for small cities. *Cities* 98: 102590. (P6)

W pracy Łopucki et al. (2020) (P6) kontynuowano tematykę poruszaną w opisanych poprzednio pracach (P1) i (P3) i badano jeszcze mniejsze tereny zabudowane. Starano się wskazać wielkość jednostki osiedleńczej, w której (nawet w jej centralnej części) fauna małych ssaków charakterystyczna dla danego regionu została zachowana we względnie niezmienionej postaci. Starano się również, przez porównanie jednostek różnej wielkości, wskazać liniowe zależności wskaźników biocenotycznych od wielkości miasta. Te rozważania inspirowane były

scenariuszem mówiącym, że w skali globalnej istotnym elementem urbanizacji będzie rozwój przestrzenny małych miast. Przyjęto, że najlepszym sposobem ochrony rodzimej bioróżnorodności jest wdrożenie działań ochronnych na jak najwcześniejszym etapie rozwoju miasta.

W artykule uwzględniono zarówno dane literaturowe (Warszawa – Gortat et al. 2014, Lublin – Łopucki et al. 2013 i Chełm – Łopucki & Kitowski 2017), jak i wyniki badań terenowych wykonanych intencjonalnie do tej pracy dla jeszcze mniejszych terenów zabudowanych: miasta Łęczna (19 km², 20 tys. mieszkańców) i dwóch gminnych miejscowości (Niemce – 4,7 km², 3,7 tys. mieszkańców; Markuszów 2,3 km², 1,3 tys. mieszkańców). Uzyskane wyniki zestawiono i porównano z użyciem zarówno dyskretnych jak i liniowych modeli statystycznych. Było to pierwsze takie opracowanie w literaturze, uwzględniające tereny zabudowane różnej wielkości (od 1,3 tysiąca do 1,7 miliona mieszkańców) z tego samego regionu klimatycznego i zoogeograficznego.

Modele wskazały, że dla analizowanego regionu wyraźna transformacja naziemnej fauny ssaków następuje w miastach, które mają gęstość zaludnienia większą niż 1000 osób/km², ponieważ wtedy wszystkie analizowane wskaźniki były istotnie niższe niż wartości uzyskane dla terenów kontrolnych. W zestawie miast zastosowanych do porównań odpowiadało to w przybliżeniu miastu wielkości Łęcznej. W mniejszych jednostkach osiedleńczych przekształcenia fauny nie były tak wyraźne. Przedyskutowano prawdopodobne przyczyny takich wyników i stwierdzono, że kluczową rzeczą jest zachowanie ciągłości terenów zielonych lub zachowanie typu zabudowy przyjaznego dla fauny naziemnej (zabudowa z prywatnymi ogrodami) (Baker & Harris 2007; Hodgkison et al. 2007; Goddard et al. 2010; Vergnes et al. 2013; Williams et al. 2015). Zwrócono uwagę, że w przypadku rozwoju miast powinno się zwracać większą uwagę na propozycje Coldinga (2007), który pokazywał jak różne typy zabudowy mogą się wzajemnie uzupełniać i wspomagać dla zachowania wyższej bioróżnorodności miejskiej. Zastosowane modele pozwoliły też na przewidywanie jak będzie się kształtować bogactwo gatunkowe i różnorodność gatunkową badanej grupy ssaków naziemnych wraz z rozwojem miast. Pokazano też jak zmienia się prawdopodobieństwo występowania konkretnych gatunków małych ssaków wraz z wielkością terenu zurbanizowanego, co pozwoliło metrycznie oszacować stopień wrażliwości poszczególnych gatunków na urbanizację, a pośrednio określić gatunki wskaźnikowe do szacowania jakości systemu terenów zielonych w miastach.

Praktycznym efektem prezentowanych oszacowań są wskazówki dla planistów miejskich i osób zaangażowanych w ochronę miejskiej bioróżnorodności pokazujące od jakiego momentu

rozwoju jednostki osiedleńczej możemy spodziewać się nieodwracalnych zmian bioróżnorodności fauny rodzimych ssaków. Wiedza taka pozwala lepiej planować rozwój przestrzenny miast już na ich wczesnych etapach rozwoju. Praca ta zwracała uwagę, że znacznie większa uwaga powinna być poświęcona planowaniu przestrzennemu małych miast, dla których nadal brakuje dobrze opracowanej polityki przestrzennej uwzględniającej kwestie środowiskowe.

Łopucki R., Klich D., Kitowski I. 2019. Are small carnivores urban avoiders or adapters: Can they be used as indicators of well-planned green areas? *Ecological Indicators* 101, 1026-1031. (P5)

W pracy Łopucki et al. 2019 (P5) skupiono się na tym jak urbanizacja wpływa na małe drapieżniki *Carnivora*, a dokładnie ich najbardziej typowego przedstawiciela - łasicę *Mustela nivalis*. Praca ta uzupełniała badania opisane w pracach (P1), (P3) i (P6), gdzie badano gryzonie i ssaki ryjówkowate. Badanie małych drapieżników na terenach miejskich stwarza szereg trudności metodologicznych, przez co nadal nierozstrzygnięta kwestią pozostaje, czy zwierzęta te są wrażliwe czy odporne na urbanizację (Crooks 2002 vs. Červinka et al. 2014). Jednocześnie niektóre cechy predysponują łasicę do zaliczenia jej do zwierząt potencjalnie wykorzystujących tereny miejskie, inne natomiast skłaniają do przeciwnego wniosku (szczegółowo opisane w pracy). Celem pracy było odniesienie się do tego dylematu i oszacowanie wpływu urbanizacji na prawdopodobieństwo występowania łasicy. W tym celu wykorzystano bogaty materiał z badań monitoringowych małych ssaków - 254 sesji badawczych, w sumie 27 810 pułapko-dób. Materiał analizowano z użyciem regresji logistycznej, a prawdopodobieństwo występowania lub niewystępowania łasicy oceniano w zależności od typu pokrycia terenu, zagęszczenia gryzoni (bazy pokarmowej łasicy), proporcji zabudowy terenu w 500 metrowym buforze i nakładu pracy włożonego w odłow (*trapping effort*).

Stwierdzono, że łasica wykazuje dużą plastyczność siedliskową na terenach niemiejских (występuje w siedliskach różnych typów), ale unika terenów zabudowanych - jeśli powierzchnia zabudowy danego terenu przekracza 32% prawdopodobieństwo występowania łasicy jest niskie. Na terenach zabudowanych łasica była obserwowana jedynie na obrzeżach miast lub w dolinach większych rzek, nie zanotowano ani jednego przypadku stwierdzenia łasicy na izolowanych terenach zielonych w centrum miasta. Prawdopodobną przyczyną braku łasic na terenach zielonych miast jest wąska specjalizacja pokarmowa tych zwierząt (gatunek ten nie korzysta też z żywności antropogenicznej - Okawara et al. 2014), wysokie wymagania

energetyczne, a także fragmentacja i izolacja terenów zielonych. W związku z tym występowanie łośnicy na terenach miejskich może świadczyć o wysokiej jakości terenów zielonych, bogatej faunie gryzoni (bazy pokarmowej łośnicy) i zachowanej łączności terenów zielonych. Łasica może więc służyć jako wskaźnik dobrze zachowanego systemu terenów zielonych w mieście.

4.3.3 Druga grupa prac: parametry populacyjne, zmiany behawioru i wskaźników fizjologicznych w populacjach synurbijnych

Do drugiej grupy można zaliczyć prace: Łopucki et al. (2019) (P4), Łopucki et al. (2020) (P8) oraz Łopucki i Kiersztyn (2020) (P7). Prace te skupiają się na zjawisku synurbizacji i adaptacji synurbijnych gatunków do warunków miejskich (Andrzejewski et al. 1978; Francis & Chadwick 2012). Gatunkiem, na którym prowadzono badania była myszarka polna *Apodemus agrarius*. Gryzoń ten tworzy trwałe populacje na terenach zielonych miasta, ale występuje też pospolicie poza miastem w naturalnych lub półnaturalnych siedliskach. Jednoczesne występowanie na terenach miejskich i pozamiejskich stwarza możliwość badania różnic między populacjami tego gatunku i pokazania zmian, jakie zachodzą w związku z życiem w nowych ewolucyjnie warunkach. Badania takie pozwalają też poszukiwać odpowiedzi na pytanie, czy synurbizacja powinna być traktowana jako sukces adaptacyjny, czy jako ślepa uliczka w historii ewolucyjnej danego gatunku. Porównywanie populacji zwierząt miejskich i pozamiejskich to również podstawa badań nad zjawiskiem specjacji (dywergencji), które przynajmniej teoretycznie może być wywoływane przez izolujący wpływ i specyfikę miasta. Jak dotychczas adaptacyjne zmiany genetyczne i specjację powodowaną przez miasta opisano wiarygodnie tylko dla nielicznych gatunków (Byrne & Nichols, 1999; McDonnell & Hahs 2015; Ravinet et al., 2018; Rivkin et al. 2019).

W małych i średnich miastach prawdopodobieństwo wykazania zmian genetycznych jest mniejsze niż w dużych powierzchniowo metropoliach. Dlatego w prowadzonych badaniach skupiono się na zmianach behawioralnych i fizjologicznych jakie można zaobserwować u gatunków synurbijnych. Zmiany te są traktowane jako pierwotny element niezbędny do utrzymania się w nowym ewolucyjnie środowisku miejskim. Ponieważ badania były realizowane na tym samym gatunku i w tym samym mieście, stanowią one spójny i oryginalny wgląd w zagadnienie adaptacji do środowiska miejskiego przedstawiciela małych ssaków.

Należy zaznaczyć, że częściowo tematykę różnic między populacjami poddawany różnej presji urbanizacyjnej poruszano także w opisywanej już powyżej pracy P1 (Łopucki et

al. 2013). W pracy tej zaobserwowano m.in. wyraźne różnice w średniej masie ciała gryzoni – osobniki z centrum miasta były istotnie cięższe niż osobniki z korytarzy ekologicznych ($p < 0,03$) lub obrzeży miasta ($p < 0,049$). Analiza sezonowych fluktuacji liczebności wykazała ponadto istotne różnice między centrum miasta i korytarzem ekologicznym ($p < 0,01$) oraz centrum miasta i obrzeżami miasta ($p < 0,01$). Zaobserwowano też różnice w przeżywalności zimowej. Badania te wykazały, że najwyraźniejszych zmian można się spodziewać w centrum miasta. Obserwacja ta posłużyła do planowania opisanych poniżej badań gdzie porównywano właśnie populacje *A. agrarius* zamieszkujące tereny zielone w centrum miasta i populacje nie poddawane wpływowi urbanizacji - żyjące w krajobrazie rolniczym poza miastem.

Łopucki R., Klich D., Ścibior A., Gołębiowska D. 2019. Hormonal adjustments to urban conditions: stress hormone levels in urban and rural populations of *Apodemus agrarius*. *Urban Ecosystems* 22, 435–442. (P4)

W pracy Łopucki et al. (2019) (P4) zwrócono uwagę, że tereny zabudowane, poprzez radykalną zmianę abiotycznych i biotycznych elementów środowiska, eksponują zwierzęta na wyzwania, które nie występowały wcześniej w ich historii ewolucyjnej. Gatunki plastyczne behawioralnie lub siedliskowo adaptują się do warunków miejskich i teoretycznie radzą sobie z tymi nowymi ewolucyjnie stresorami. Naturalną reakcją ssaków na działanie stresorów środowiskowych jest dążenie do utrzymania homeostazy organizmu przez wydzielanie glikokortykosteroidów (np. kortykosteronu lub kortyzolu), hormonów zmieniających alokację energii w organizmie i mobilizujących organizm do odpowiednich reakcji behawioralnych (Bonier et al. 2007; Rebolo-Ifran et al. 2015). Teoretycznie, ze względu na nowe ewolucyjnie bodźce siedliskowe, populacje zwierząt miejskich powinny charakteryzować się podwyższonym poziomem glikokortykosteroidów. Z drugiej jednak strony chronicznie podwyższony poziom tych hormonów jest szkodliwy dla organizmu (Sapolsky et al. 2000; Korte et al. 2005; Bonier et al. 2007). Aby występować w środowisku miejskim i nie utrzymywać chronicznie wysokich poziomów hormonów stresu, zwierzęta miejskie powinny modulować swoją odpowiedź stresową. Jest wiele przykładów takich adaptacji u miejskich populacji ptaków (Chavez-Zichinelli et al. 2010; Fokidis & Deviche 2011; Zhang et al. 2011; Meillere et al. 2015; Rebolo-Ifran et al. 2015; Angelier et al. 2016; Potvin et al. 2016), ale z nielicznymi wyjątkami odpowiedź stresowa innych grup zwierząt była badana rzadko (Lucas & French 2012; Brearley et al. 2012; Francis et al. 2015; Siutz & Millesi 2012).

W pracy P4 badano jak to zjawisko wygląda w miejskich i pozamiejskich populacjach gryzonia *A. agrarius*. Zakładano, że populacje miejskie adaptują się fizjologicznie do warunków miejskich i nie będą miały podwyższonego poziomu hormonów stresu. Badania prowadzono na 10 powierzchniach zielonych w Lublinie, zlokalizowanych w pobliżu centrum miasta i 10 powierzchniach kontrolnych zlokalizowanych na terenach niezabudowanych w okolicach Lublina. Jako termin badań wybrano okres zimowy, kiedy gryzonie poddawane są najsilniejszej presji selekcyjnej, a właściwe zarządzanie energią jest najbardziej kluczowe (w tym okresie występuje zwykle najwyższa śmiertelność populacji). Poziom kortykosteronu oznaczano w odchodach gryzoni pobieranych zgodnie z opisaną w literaturze procedurą, która minimalizuje wpływ procesu odławiania i pobierania próbek na uzyskiwane wyniki (Navarro-Castilla et al. 2014a, b; Łopucki et al. 2018). Kortykosteron w kale oznaczano za pomocą testów immunoenzymatycznych ELISA. W sumie zbadano próbki od 202 osobników (w tym 85 miejskich). Analiza statystyczna wykazała, że na poziom kortykosteronu u badanych osobników wpływało miejsce pochodzenia osobników (miasto/tereny rolnicze), nie wpływała natomiast płeć osobników, ich masa ciała oraz rozważane interakcje tych czynników. Zwierzęta miejskie miały istotnie niższy ($p < 0,001$) poziom kortykosteronu niż osobniki spoza miasta (4,22 vs. 6,59 ng g⁻¹). Dodatkowa wizualizacja danych pokazała, że różnice między populacjami wynikają z faktu, że w populacji miejskiej zakres wartości notowanych stężeń kortykosteronu był węższy niż w grupie pozamiejskiej i w mieście nie odnotowano żadnego osobnika z ekstremalnie wysokim poziomem kortykosteronu, natomiast w grupie pozamiejskiej 15% osobników miało bardzo wysoki poziom tego hormonu (ponad 12 ng g⁻¹).

Uzyskane wyniki wniosły kilka istotnych obserwacji do literatury przedmiotu. Po pierwsze, rozszerzyły grupę gatunków miejskich, dla których przeprowadzono tego typu badania o typowego przedstawiciela naziemnego ssaka zamieszkującego miejskie tereny zielone w tej części Europy. Po drugie, potwierdziły hipotezę o fizjologicznej adaptacji zwierząt synurbijnych do warunków miejskich - chociaż zwierzęta żyjące w mieście mają więcej antropogenicznych stresorów niż te na terenach rolniczych to nie mają podwyższonego poziomu kortykosteronu. Po trzecie, niższy poziom kortykosteronu w miejskiej populacji *A. agrarius* może świadczyć, że warunki miejskie mogą być w niektórych aspektach mniej stresogenne niż bardziej naturalne siedliska np. przez rzadsze epizody agresywnych kontaktów z typowymi gatunkami konkurencyjnymi i typowymi drapieżnikami. Kwestia ta jest dokładnie dyskutowana w pracy, gdzie odniesiono się do składu gatunkowego gatunków konkurencyjnych (poza miastem *A. agrarius* stanowi tylko 38% odławianych gryzoni, więc konkurencja międzygatunkowa jest potencjalnie większa niż w mieście, gdzie badany gatunek

osiągał ponad 90% udział w zgrupowaniu), możliwości interakcji z typowym gatunkiem synantropijnym w mieście (*Rattus norvegicus*) oraz składu gatunkowego i presji drapieżników (Frynta et al. 1995; Simeonovska-Nikolova 2007; Sacchi et al. 2008; Krauze-Gryz et al. 2017).

Wyniki uzyskane w tej pracy łączą się z wynikami innych prac prowadzonych w Lublinie i opisywanych w niniejszym doniesieniu. Na przykład obserwowane różnice w poziomie hormonów stresu korespondują z wynikami dotyczącymi większej masy ciała u osobników miejskich w porównaniu z osobnikami pozamiejskimi (P1) – niższy poziom hormonów stresu oznacza, że większa ilość energii może być przekierowana na gromadzenie zapasów w ciele. Także wyniki opisanej poniżej pracy P8, pokazujące mniej agresji międzygatunkowej i wewnątrzgatunkowej w warunkach miejskich, są spójne z wynikami dotyczącymi niższego poziomu hormonów stresu. Także postawiona w tej pracy hipoteza, że w warunkach miejskich badany gatunek jest rzadziej narażony na epizody drapieżnictwa jest wspierana przez wyniki opisanej poniżej pracy P6 gdzie wykazano niższą częstość pojawiania się drapieżników w porównaniu do terenów pozamiejskich. W efekcie prowadzonych badań powstawał więc spójny i wielostronny obraz funkcjonowania populacji badanego gatunku synurbijnego. Tak wielostronne badania skupiające się na jednym obiekcie badawczym w tych samych warunkach siedliska miejskiego są współcześnie bardzo rzadkie w literaturze.

Łopucki R., Klich D., Kiersztyn A. 2021. Changes in the social behavior of urban animals: more aggression or tolerance? <i>Mammalian Biology</i> 101:1-10. (P8)

W pracy Łopucki et al. (2021) (P8) skupiono się na relacjach socjalnych między osobnikami występującymi w warunkach miejskich. W miastach częstość relacji socjalnych może być wyższa ze względu na teoretycznie większą możliwość spotkań wewnątrzpopulacyjnych w warunkach większego zagęszczenia (Lacy & Martins 2003; Fokidis et al 2011; Baxter-Gilbert & Whiting 2019; Marty et al. 2019a). Mniejszą rolę odgrywają natomiast relacje konkurencyjne z innymi gatunkami drobnych ssaków, ponieważ gatunki synurbijne potrafią osiągać wysoką, dochodzącą nawet do 100%, dominację w zespole. Na podstawie przeglądu literatury, zauważono że większość badań dotyczących zachowań zwierząt miejskich skupia się na innych wątkach, natomiast liczba prac na temat bezpośrednich relacji socjalnych jest mała. W efekcie na bazie dostępnej literatury można było postawić dwie przeciwstawne hipotezy, że w populacjach zwierząt miejskich spotkania socjalne są bardziej agresywne niż w populacjach pozamiejskich (Lacy & Martins 2003; Fokidis et al 2011; Tuomainen & Candolin 2011; Møller 2012; Lowry et al. 2013; Miranda et al. 2013; del Barco-

Trillo 2018; Baxter-Gilbert & Whiting 2019; Uchida et al. 2019), jak również hipotezę odwrotną, że dominują zachowania tolerancyjne (Francis & Chadwick 2012; Oro et al. 2013; Becker & Hall 2014; Thomas et al. 2018).

W niniejszej pracy badano to zagadnienie dla *A. agrarius*, stwarzając gryzoniom możliwość kontaktów socjalnych przy źródle pokarmu i obserwując ich wzajemne zachowania za pomocą foto-pułapek nagrywających sekwencje video. Badania prowadzono na 15 terenach zielonych w centrum Lublina i 18 powierzchniach kontrolnych w krajobrazie rolniczym w okolicach miasta. Łączny czas obserwacji wynosił 792 godziny, w tym 360 godzin w warunkach miejskich. Opisano 1031 bezpośrednich spotkań między osobnikami badanego gatunku. Zachowania klasyfikowano do trzech kategorii: wzajemnego unikania, zachowań agresywnych i zachowań tolerancyjnych.

Zaobserwowano wyraźne różnice w zachowaniu zwierząt z populacji miejskich i pozamiejskich. Zwierzęta w mieście rzadziej unikały bezpośrednich spotkań – obserwowano istotnie więcej bezpośrednich spotkań niż można było oczekiwać bazując na wskaźnikach aktywności badanych zwierząt. Bezpośrednie spotkania zwierząt w mieście rzadziej też kończyły się wzajemnym unikaniem (natychmiastową ucieczką jednego lub obydwu osobników), ale nie przekładało się to na wzrost udziału interakcji agresywnych. Najbardziej jednoznaczne wyniki uzyskano odnośnie zachowań tolerancyjnych, które występowały częściej w populacjach miejskich. Analiza statystyczna wykazała również, że czynnikami, które należy uwzględnić jest zagęszczenie zwierząt w danym punkcie obserwacji i pora dnia. Miejskie zwierzęta mają też mniejszą tendencję do monopolizowania źródła pokarmu.

Uzyskane wyniki wydawały się spójne z opisywaną w literaturze charakterystyką miejskich populacji. Zwierzęta w mieście występują najczęściej w większych zagęszczeniach, a więc częściej może dochodzić do interakcji socjalnych między osobnikami. Wzrost częstości występowania zachowań tolerancyjnych może być sposobem ograniczania kosztów energetycznych takich interakcji, ponieważ częstsze zachowania agresywne, oprócz możliwości odnoszenia fizycznych obrażeń (Riley et al. 1998; Macdonald et al. 2004; Parker & Nilon 2008; Hurtado & Mabry 2017), prowadziłyby do chronicznego podwyższania hormonów stresu, a więc generowania stanu fizjologicznego szkodliwego dla organizmu (Korte et al. 2005; Bonier et al. 2007). Agresywne reakcje na bliską obecność innych osobników przy źródle pokarmu są także kosztowne energetycznie przez ograniczanie czasu aktywnego żerowania. W tym kontekście zwiększanie poziomu tolerancji względem osobników tego samego gatunku wydaje się rozsądnym kompromisem. Taki kompromis wydaje się bardziej możliwy do zaakceptowania dla zwierząt miejskich, ponieważ antropogeniczna żywność,

będąca często ważnym źródłem pokarmu, występuje często *ad libitum* (Babińska-Werka 1981; Chavez-Zichinelli et al. 2013). Potwierdzają to dodatkowo wyniki dotyczące monopolizowania źródła pokarmu, przy którym spotykały się osobniki – nie obserwowano, żeby osobnik, który odnalazł ten zasób jako pierwszy był bardziej zmotywowany do jego aktywnej obrony.

Opisane w niniejszej pracy obserwacje i konkluzja, że w populacjach miejskich w relacjach socjalnych mogą dominować relacje tolerancyjne a nie agresywne, pozwoliła na sformułowanie nowych hipotez dotyczących dostosowań zwierząt zaadaptowanych do warunków miejskich.

Łopucki R., Kiersztyn A. 2020. The city changes the daily activity of mammalian urban adapters: camera-traps study of *Apodemus agrarius* behavior and new approaches to data analysis. *Ecological Indicators* 110: 105957. (P7)

W pracy Łopucki i Kiersztyn (2020) (P7) skupiono się na kolejnym aspekcie zmian behawioralnych, jaki można obserwować w populacjach miejskich, a mianowicie aktywności dobowej. Wzorce aktywności dobowej prezentowane przez dany gatunek są ważnym ekologicznym parametrem unifikującym reakcję danej populacji na różnorodne czynniki środowiska, w tym na dostępność pokarmu, termoregulację, zachowania antydrapieżnicze, konkurencyjne i różnego rodzaju antropopresję (Lashley et al., 2018; Rowcliffe et al., 2014; Lashley et al., 2018; Hanya et al., 2018; Shamooin et al., 2018; Cruz et al., 2018; Ren et al., 2019). Wzorzec ten, przynajmniej teoretycznie, powinien maksymalizować poziom dopasowania, przeżywalność i sukces rozrodczy danego gatunku (Dominoni et al., 2017; Emerson et al., 2008; Yerushalmi & Green, 2009). Współcześnie do badania aktywności dobowej dzikich zwierząt często wykorzystuje się metodę foto-pułapek. W warunkach miejskich prowadzono takie badania, ale zwykle dla większych zwierząt (np. George & Crooks, 2006) i stwierdzano, że najważniejszym czynnikiem kształtującym aktywność ssaków w mieście jest tendencja do unikania człowieka. Wzorce aktywności małych ssaków takich jak gryzonie i ryjówki były bardzo rzadko badane (Persons & Eason, 2017). Małe ssaki prowadzą bardziej kryptyczny tryb życia i przez to w mniejszym stopniu mogą być zależne od aktywności dobowej człowieka. Badania małych ssaków metodą foto-pułapek są trudne do przeprowadzenia, ponieważ badane zwierzęta są niewielkich rozmiarów, poruszają się zwykle bardzo szybko, prowadzą skryty tryb życia, niektóre gatunki mogą być trudne do wizualnej identyfikacji gatunkowej, a większość ich aktywności przypada zwykle na godziny nocne. W warunkach miejskich dodatkowym utrudnieniem jest fakt, że prowadzone obserwacje mogą

być zakłócanie przez ludzi korzystających z terenów zielonych, ich zwierzęta towarzyszące, a także wandalizm i kradzież urządzeń.

W niniejszej pracy starano się pokonać wymienione problemy i zebrać reprezentatywny materiał dotyczący aktywności dobowej miejskiej populacji *A. agrarius* oraz porównać uzyskany wzorzec z aktywnością wykazywaną przez osobniki żyjące poza miastem, w krajobrazie rolniczym. Do badań użyto foto-pułapek nagrywających sekwencje video po aktywacji czujnika ruchu. Nagrania prowadzono w 18 punktach obserwacji w krajobrazie rolniczym (432 godziny obserwacji) i 15 punktach na terenach zieleni miejskiej zlokalizowanej w centralnej części miasta (360 godzin). Badany gatunek udało się obserwować w sumie przez 155 godzin i 25 minut.

Ważnym elementem tej pracy było też testowanie różnych narzędzi analitycznych, które mogą być wykorzystane do opisu i porównania aktywności dobowej między grupami. Stosowano zarówno typowe podejścia wygładzania wzorców aktywności (*kernel density estimation*), jak również metody uczenia maszynowego i *data mining*, takie jak optymalizacja roju cząstek - PSO (*Particle Swarm Optimization*), sieci neuronowe, drzewa decyzyjne i analizę klastrową. Stwierdzono, że interesującym układem do alternatywnej analizy wzorców aktywności dobowej jest połączenie analizy PSO (do wyznaczania wzorca) i sieci neuronowych (do porównywania wzorców między grupami). Ważną cechą użycia tych narzędzi była możliwość analizy danych z ich oryginalnym poziomem zmienności w odróżnieniu do prac gdzie sumowano dane z poszczególnych foto-pułapek i dni obserwacji (Núñez-Antonio et al., 2018). Dzięki temu możliwe było pokazanie dodatkowych informacji np. za pomocą analizy klastrowej wskazywano miejsca atypowe i poszukiwano prawdopodobnych czynników modyfikujących wzorce aktywności badanego gatunku. Drzewa decyzyjne pozwalały natomiast na wskazanie okresów doby (godzin) najbardziej różnicujących zachowanie porównywanych populacji.

Uzyskane wyniki pokazały, że środowisko miejskie wyraźnie modyfikuje aktywność dobową badanych ssaków. Zwierzęta z populacji miejskich miały około pięć pików aktywności, względnie regularnie rozmieszczonych w ciągu całej doby, natomiast zwierzęta z populacji pozamiejskiej były aktywne tylko od zachodu do wschodu słońca, a największy pik aktywności przypadał tuż po zachodzie słońca. Oznacza to, że zwierzęta miejskie miały o około 9 godzin dłuższy okres żerowania i realizowały część swojej aktywności w znacznie korzystniejszych warunkach termicznych, a więc mniejszym kosztem energetycznym (badania prowadzono zimą, gdy nocą temperatura spadała do $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$, co stanowi duże wyzwanie energetyczne dla małych stałocieplnych zwierząt).

Zaobserwowane różnice tłumaczono mniejszą presją drapieżniczą w warunkach miejskich. W punktach obserwacji znajdujących się poza miastem stosunkowo często obserwowano drapieżne ssaki, w tym między innymi łasicę (36 obserwacji, 25% przypadków w godzinach dziennych). Uznano więc, że obecność drapieżnika w warunkach dziennej widoczności mogła być ważną przyczyną wykluczającą godziny dzienne z aktywności. Na terenach miejskich (w śródmieściu) nie zaobserwowano ani jednego przypadku tego drapieżnika. Jedynym drapieżnikiem, który pojawiał się w punktach obserwacji w mieście był kot domowy. Co znamienne, w punktach, w których pojawiał się ten miejski drapieżnik analiza klastrowa wskazywała odmienny typ aktywności gryzoni (zbliżony do aktywności typowej dla obszarów pozamiejskich). Gdyby przy obróbce danych stosować metody dążące do generalizacji i unifikacji danych, zjawisko to byłoby prawdopodobnie pominięte (nie wykryte). Wykrywanie anomalii w danych może więc dać impuls do nowych, bardziej celowych badań danego zagadnienia. W przypadku badań zachowań miejskich zwierząt, generalnie powinno się zwracać uwagę na wszelkie anomalie w danych i nie dążyć na siłę do budowy uogólniających modeli. Odkrywanie takich nieoczywistych zależności w danych jest możliwe na przykład za pomocą stosowanych w tej pracy technik *data mining*. Techniki te nie rozwiązują zadań w sposób automatyczny, ale zakładają iteracyjny proces odkrywania wiedzy, próby i porażki. Zastosowanie takiego otwartego podejścia do danych dotyczących zachowania zwierząt w nowych ewolucyjnie warunkach miejskich wydaje się dobrym rozwiązaniem, ponieważ nietypowe zachowania w nowym środowisku mogą mieć ważne znaczenie adaptacyjne.

4.3.4 Trzecia grupa prac – przyroda miejska, w tym gatunki chronione, a planowanie przestrzenne

Trzecia grupa prac włączonych do osiągnięcia dotyczy praktycznego wykorzystania wiedzy o bioróżnorodności miejskiej fauny w planowaniu przestrzennym miast (identyfikacji i ochronie najcenniejszych terenów zielonych) oraz różnych kwestii związanych z najcenniejszymi elementami miejskiej bioróżnorodności, jakimi są prawnie chronione gatunki. W literaturze przedmiotu istnieje ugruntowane przekonanie, że priorytetem w erze urbanizacji jest takie planowanie miast, aby zapewnić (a właściwie zachować) współwystępowanie człowieka z innymi wolnożyjącymi gatunkami (Nilon et al., 2017; Rivkin et al. 2019). Występujące na terenie miasta zwierzęta to nie tylko część rodzimej fauny danego regionu, ale też pewne zobowiązanie społeczne, ponieważ przeżycie i kondycja miejskich populacji w dużej mierze zależy od racjonalnych decyzji człowieka. Obecność chronionych gatunków, w

aktualnym stanie prawnym, powinna stanowić ważny aspekt uwzględniany przy podejmowaniu decyzji o przeznaczeniu i charakterze terenów zielonych, także za pomocą narzędzi demokratycznych.

Tematykę chronionej fauny w środowisku miejskim poruszałem nie tylko w formie artykułów naukowych (opisanych szczegółowo poniżej), ale także w formie listów do redakcji czasopism naukowych. Przykładem jest praca Łopucki i Kitowski (2021), napisana w formule „*Conservation news*” do czasopisma specjalizującego się w tematyce ochrony przyrody (Oryx—The International Journal of Conservation, wydawnictwo Cambridge University Press). W pracy tej przedstawiono międzynarodowym czytelnikom przykład konfliktu pomiędzy planowaniem przestrzennym i ochroną miejskiej przyrody oraz odniesiono się do zastosowanego sposobu rozwiązania tego konfliktu – wykorzystania referendum miejskiego. W opisywanym przykładzie władze miejskie optowały za zmianą przeznaczenia dużego, około 100-hektarowego terenu zielonego w Lublinie. Planowano przeznaczenie około jednej trzeciej tego terenu pod zabudowę mieszkaniową, natomiast reszty pod naturalistyczny park miejski i obiekty rekreacyjne. Zabudowa mieszkalna miała jednak zostać zrealizowana na terenie zajmowanym przez jedną z największych miejskich populacji chomika europejskiego, gatunku chronionego prawem krajowym i europejskim (Łopucki & Szela 2011; Kryštufek et al., 2008; Załącznik II Konwencji Berneńskiej; Załącznik II i IV Dyrektywy Siedliskowej). Chomik jest gatunkiem radykalnie zmniejszającym swój zasięg w Polsce, a najnowsze szacunki pokazują, że zasięg ten zmniejszył się o 90% od lat 70-tych XX wieku (Ziomek et al. 2018). Fakt występowania chomika na tym spornym terenie i podstawowe miary zagęszczeń jego populacji zostały opisane już wcześniej w pracy z moim udziałem (Łopucki & Szela 2011). Głównym celem publikacji w czasopiśmie Oryx nie było opisywanie aktualnego stanu populacji chomika, ale opisanie sposobu rozwiązywania tego konfliktu środowiskowego. Głównym pytaniem stawianym w tej pracy było, czy referendum lokalne (jako narzędzie używane w demokratycznych społeczeństwach) jest właściwą formą rozstrzygania takich kwestii środowiskowych jak zniszczenie miejskiej populacji chronionego gatunku. Opisany przykład pokazał, że demokratyczne procedury nie zawsze są gwarantem właściwej ochrony miejskiej przyrody, a osadzone w prawie decyzje powinny być podejmowane z uwzględnieniem szerszego kontekstu sytuacji rozpatrywanego gatunku chronionego, w tym również zobowiązań międzynarodowych (Schmeller et al. 2018).

Łopucki R., Kiersztyn A. 2015. Urban green space conservation and management based on biodiversity of terrestrial fauna – a decision support tool. *Urban Forestry & Urban Greening* 14: 508-518. (P2)

W pracy Łopucki i Kiersztyn (2015) (P2), opublikowanej w tematycznym czasopiśmie *Urban Forestry and Urban Greening*, pokazane zostało, że wiedza o składzie gatunkowym i strukturze dominacji zgrupowań małych ssaków w mieście może być wykorzystana przy planowaniu przestrzennym miast do podejmowania decyzji o ważności danego terenu zielonego. Zwrócono uwagę, że wiele miast stale się rozwija nie tylko poszerzając swoje granice, ale również zagęszczając zabudowę kosztem terenów zielonych. Planiści miejscy i społeczeństwa demokratyczne stają przed dylematem, które tereny można przeznaczyć pod zabudowę w pierwszej kolejności, a które powinny być chronione (docelowo wyłączone spod zabudowy). Takie decyzje przestrzenne są podejmowane głównie z motywacji antropocentrycznych – dobrze zachowany system zieleni miejskiej podnosi komfort i jakość życia mieszkańców (Fuller et al., 2007; Mitchell & Popham, 2008). Z jakością i funkcjonalnością zieleni miejskiej nieodłącznie związana jest jednak zwykle różnorodność gatunkowa miejskiej fauny.

Aby można było osiągnąć konsensus podczas wyboru najbardziej optymalnych rozwiązań przestrzennych, pomocne mogą być różnego rodzaju narzędzia wspomagania decyzji. Szczególnie cenne są narzędzia oparte na jasnych, akceptowanych przez wszystkie strony, metrycznych kryteriach. Nie ma jednego optymalnego narzędzia i nadal poszukuje się nowych rozwiązań wspierania decyzji natury środowiskowej. Narzędzia stosujące różnorodne założenia metodologiczne (algorytmy) pozwalają spojrzeć na rozpatrywany problem z różnych perspektyw, porównywać i agregować otrzymane wyniki, a tym samym polepszać możliwości poprawnego wnioskowania.

W tym artykule opisano nowatorskie podejście do wybierania optymalnego zestawu terenów zielonych w oparciu o dane ekologiczne, z wykorzystaniem algorytmów zaproponowanych przez polskiego statystyka i ekonomistę Zdzisława Hellwiga. Jest to rozwiązanie oparte na wykorzystaniu wskaźników korelacji, dość wymagające obliczeniowo, ale generujące dane o szerokiej możliwości zastosowań i interpretacji. W niniejszej pracy jako organizmów wskaźnikowych użyto drobne ssaki zamieszkujące tereny zielone. Wybierając tą grupę sugerowano się wcześniejszymi wynikami własnych i innych prac naukowych pokazujących, że ta grupa zwierząt jest wrażliwa na urbanizację i w zróżnicowany sposób

reaguje na ten czynnik, a jednocześnie skład gatunkowy oraz udziały ilościowe gatunków są skorelowane ze stopniem urbanizacji i naturalnością terenów zielonych.

Na potrzeby artykułu zgromadzono dane literaturowe dotyczące fauny drobnych ssaków Lublina oraz wykonano dodatkowe odłowy w niebadanych wcześniej płatach zieleni miejskiej. W sumie analizowano 23 obszary zielone, na których podczas 5600 pułapko-dób odłowiono 1026 osobników należących do 12 gatunków. Zastosowana metoda obliczeniowa pozwalała na porównywanie w sposób metryczny wszystkich możliwych kombinacji rozważanego zagadnienia, w tym przypadku porównywanie różnych scenariuszy usuwania lub ochrony (*sensu* zachowania) różnych kombinacji terenów zielonych. W przypadku tematyki opisywanej w pracy możliwe było zadawanie różnorodnych praktycznych pytań łączących zagadnienia przyrodnicze i planowanie przestrzenne, na przykład jakie tereny zielone oraz w jakiej kombinacji należy chronić, aby zachować w jak największym stopniu aktualny poziom bioróżnorodności badanej, wskaźnikowej grupy ssaków naziemnych. Możliwe też było zadawanie pytań odwrotnych, czyli które powierzchnie zielone można usunąć (zabudować), aby utrata bioróżnorodności była jak najmniejsza. Można też było rozważać najlepsze rozwiązania dla arbitralnych scenariuszy zakładających np. usunięcie pięciu obszarów zielonych i kwantyfikować każdą możliwą kombinację takiego rozwiązania. W pracy zaprezentowano pięć przykładowych scenariuszy oraz przedyskutowano uniwersalność, łatwość zastosowania, kosztowność, wiarygodność i transparentność stosowanej metody. Zaprezentowana w pracy metoda i przykładowe sposoby jej użycia w procesie podejmowania decyzji na terenach miejskich była nowym i oryginalnym sposobem wykorzystania danych ekologicznych dotyczących małych ssaków i została jak dotychczas zacytowana 29 razy w literaturze z zakresu ekologii miejskiej (baza Scopus).

Łopucki, R., Kitowski, I., Perlińska-Teresiak, M., Klich, D. 2021. How is wildlife affected by the Covid-19 pandemic? Lockdown effect on the road mortality of hedgehogs. *Animals*, 11(3), art. no. 868, pp. 1-8. (P9)

Ochrona miejskiej przyrody to także umiejętność dostrzegania i przewidywania konsekwencji jakie dla miejskich populacji zwierząt mogą mieć wszelkiego rodzaju zaburzenia w funkcjonowaniu miast, w tym tak nietypowe i nieprzewidywalne jak pandemia COVID-19. W pracy Łopucki et al. (2021) (P9) skupiono się na często występującym w mieście chronionym gatunku ssaka - jeżu wschodnim *Erinaceus roumanicus*. Tematyka pracy dotyczyła wpływu zmian aktywności człowieka wywołanych pandemią COVID-19 na miejskie

populacje tego gatunku. Była to jedna z pierwszych prac podejmująca w sposób metryczny (a nie anegdotyczny) tematykę reakcji fauny miejskiej w okresie pandemii. Zwrócono uwagę, że mniejsza aktywność ludzi wywołana przez *lockdown* może skutkować nie tylko zmianą zachowań zwierząt (zmiany aktywności w czasie i przestrzeni szeroko opisywane również w prasie codziennej), ale również może przekładać się na podstawowe wskaźniki populacyjne takie jak zagęszczenie, śmiertelność, rozrodczość lub przepływ genów. Zadano istotne naukowo pytanie, jak trwałe mogą być zmiany wywołane przez pandemię dla populacji miejskich.

W pracy wykorzystano prowadzony od wielu lat monitoring jeża w Chełmie i sprawdzano, czy w okresach *lockdownu* śmiertelność tego gatunku na drogach była istotnie niższa w związku z redukcją ruchu ulicznego. Jeż *Erinaceus spp.* jest raportowany jako jedna z częstszych ofiar kolizji z samochodami, szczególnie na terenach zurbanizowanych (Grilo et al. 2021; Moore et al. 2020). Jednocześnie w Europie od lat raportuje się zmniejszanie liczebności tego ssaka (Krange 2015; Van de Poel et al. 2015; Hof & Bright 2016; Pettett et al. 2012; Taucher et al. 2020). Powstawało więc pytanie, czy mniejsza śmiertelność jeży w okresie pandemii może odwrócić lub przynajmniej powstrzymać ten wieloletni spadek liczebności. Według różnych oszacowań liczba jeży ginących na drodze w liczbach absolutnych może wynosić rocznie w skali kraju setki tysięcy osobników (Wielka Brytania 167–335 tys. Wembridge et al. 2016.; Holandia 113–340 tys. Huijser & Bergers 2000; Belgia 230–350 tys. Holsbeek et al. 1999), co może odpowiadać w skali roku za 9%–30% ubytek osobników w krajowej populacji (Moore et al. 2020). Znaczące obniżenie śmiertelności jeża na drogach w czasie *lockdown-ów* byłoby paradoksalnie pozytywnym (przyrodniczo) ubocznym efektem pandemii.

W artykule przedstawiono analizę tego zjawiska w Chełmie. Uwzględniono dane z siedmiu stałych powierzchni badawczych (dróg o długości 1,07-1,34 km), zlokalizowanych w różnych częściach miasta. Każde miejsce było monitorowane raz w tygodniu od marca do lipca pod kątem ofiar kolizji z samochodami. Na potrzeby pracy uwzględniono dane z lat 2018-2020. Lata 2018-2019 potraktowano jako lata pokazujące typową śmiertelność jeża na drogach badanego miasta, natomiast rok 2020 obejmował okres ogólnokrajowego *lockdownu*. Dane o ruchu ulicznym uzyskano z pomiarów ruchu prowadzonych przez GDDKiA i z raportów policyjnych dotyczących liczby kolizji i wypadków. Dane dla Chełma były skorelowane z danymi krajowymi.

Uzyskane wyniki wyraźnie wskazywały, że w okresie pandemii śmiertelność jeża na drogach spadła o ponad 50%, co było wartością większą niż procentowe obniżenie ruchu

pojazdów na drogach w tym okresie. Tak znaczący procentowo spadek śmiertelności może oznaczać (w skali Polski) co najmniej dziesiątki tysięcy jeży, które nie zostały wyeliminowane z populacji. Dalsze konsekwencje demograficzne, genetyczne i konserwatorskie wymagają intensywnych badań, aby wykazać długotrwały efekt pandemii. Podczas dyskusji wyników zwrócono również uwagę na fakt, że w przypadku badań porównawczych powinno się bazować na danych pewnej jakości, a oszacowania śmiertelności jeża z okresu pandemii uzyskiwane na podstawie tzw. badań obywatelskich (zgłoszeń wolontariuszy) mogą być obarczone błędem - raportowana mniejsza liczba przypadków kolizji jeża może też wynikać z mniejszej mobilności wolontariuszy w okresie pandemii.

Poruszone w tej pracy zagadnienie spotkało się ze względnie dużym zainteresowaniem innych naukowców, a także dziennikarzy popularyzujących naukę. Istotną naukowo miarą, którą można przytoczyć jest to, że opublikowana w 2021 roku praca jak dotychczas została zacytowana już kilkanaście razy (baza Scopus - 14 cytowań; Google Scholar – 23 cytowania).

Łopucki, R., Klich, D. Kociuba, P. 2022. Detection of spatial avoidance between sousliks and moles by combining field observations, remote sensing and deep learning techniques. Scientific Reports 12, 8264. (P10)

W pracy Łopucki et al. 2022 (P10) odniesiono się do kolejnego chronionego gatunku ssaka – susła perełkowanego *Spermophilus suslicus*. Badana populacja występuje w mieście Świdnik na terenie około 105-hektarowego trawiastego lotniska graniczącego z osiedlem mieszkaniowym, terenem Portu Lotniczego Lublin, oraz zakładami przemysłowymi (w tym, fabryką śmigłowców PZL - Świdnik SA). Populacja ta jest interesującym przykładem godzenia potrzeby ochrony gatunkowej i działalności człowieka na terenach miejskich. Susły zostały wsiedlone w tym miejscu przez człowieka, z na tyle dużym sukcesem, że w niektórych okresach populacja ta była najliczniejszą populacją susła w Polsce. W ostatnich latach populacja charakteryzuje się jednak niską liczebnością, pomimo interwencyjnego zasilania osobnikami przesiedlanymi z innych populacji i właściwie prowadzonych różnorodnych działań konserwatorskich. Wyzwaniem naukowym i konserwatorskim staje się więc zrozumienie czynników ograniczających rozwój tej populacji. Niska liczebność susła rodzi także znaczne trudności w jego monitoringu, ponieważ monitoring ten opiera się na pracochłonnym poszukiwaniu i mapowaniu nor (dwa razy w roku).

Tematyka podjęta w pracy P10 dotyczyła dwóch aspektów. Testowano czy obecność innych gatunków podziemnych ssaków może wpływać na rozmieszczenie susła (może

ograniczać rozwój jego populacji w warunkach niskiej liczebności) i czy ten fakt można wykorzystać dla usprawnienia monitoringu terenowego za pomocą nowoczesnych technik analizy obrazu i uczenia maszynowego. Badania terenowe prowadzono przez 3 lata (2018–2020). Podczas tych badań mapowano miejsca występowania nor susła oraz oceniano współwystępowanie kreta europejskiego *Talpa europaea* w trzech strefach – w pobliżu nor susła, na terenie kolonii susła (z wykluczeniem miejsc w pobliżu nor) i poza koloniami susła. Przeanalizowano w sumie 1145 poletek badawczych o powierzchni 10 m² każde.

Podczas badań populacja susła charakteryzowała się niską liczebnością i istniał duży zapas terenu na który zwierzęta mogły się swobodnie rozprzestrzeniać. Badania terenowe wykazały jednak, że nory susła rzadko występują w miejscach, w których jednocześnie notowana jest obecność kreta (5-11% przypadków). Podobnie na terenie kolonii susła ślady obecności kreta notowane są rzadziej (15-20% przypadków) niż na terenach kontrolnych (36-56% przypadków). Obserwacja ta wskazywała na unikanie w przestrzeni tych dwóch gatunków.

Stosując analizę wysokorozdzielczych zdjęć lotniczych i metody głębokiego uczenia maszynowego (*machine deep learning*) rozpatrywano to zagadnienie również od drugiej strony. Używając analizy obrazu zmapowano występowanie kreta na badanym terenie i uzyskane dane zestawiono na mapie z lokalizacjami nor susła odnalezionymi podczas badań terenowych. Następnie sprawdzono jaki błąd w monitoringu susła zostałby popełniony, gdyby z monitorowanego terenu wykluczyć miejsca powszechnego występowania kreta. Obliczono, że jeśli z monitoringu wykluczy się teren zajęty przez kreta błąd w ocenie wielkości populacji susła wyniesie od 0,9 do 8,7% (w zależności od przyjętego bufora), natomiast czasochłonność monitoringu będzie wtedy od 14 do 38% niższa. Biorąc pod uwagę, że monitoring susła jest prowadzony dwa razy do roku i wykonywany pracochłonną metodą poszukiwania nor na transektach jest to istotne zmniejszenie czasochłonności i kosztochłonności tych działań.

Przedstawione badania pokazały, że na terenach zurbanizowanych, na których prowadzi się regularne koszenia, ocena rozmieszczenia nawet małych ssaków prowadzących podziemny tryb życia może być zautomatyzowana dzięki wysokorozdzielczym zdjęciom lotniczym i metodom uczenia maszynowego. Było to dość nowe ujęcie, ponieważ małe podziemne zwierzęta nie stanowiły jak dotychczas obiektu badawczego dla wykorzystywanych w pracy technik. Wykazano też, że obecność innych gatunków ssaków podziemnych może być ważnym elementem selekcji siedliskowej susła, przynajmniej w okresie niskiej liczebności populacji. Zjawisko to nie było wcześniej opisywane w literaturze i nie zostało uwzględnione w wytycznych dotyczących działań konserwatorskich tego gatunku.

4.3.5 PODSUMOWANIE

Tereny zielone są stałym elementem miast aranżowanym w celu podnoszenia komfortu życia mieszkańców. Miejskie tereny zielone są jednak także miejscem występowania przedstawicieli rodzimej, lokalnej przyrody. Teoria dotycząca funkcjonowania miejskiej przyrody została oparta głównie na wynikach prac prowadzonych w dużych miastach. W pracach prezentowanych w niniejszym osiągnięciu naukowym starano się uzupełnić istniejącą lukę w wiedzy i pokazać jak lokalna bioróżnorodność jest przekształcana w miastach różnej wielkości, w tym w niewielkich jednostkach osiedleńczych. Wykazano, że bogactwo gatunkowe badanych ssaków na miejskich terenach zielonych (w szczególności obecność najbardziej wrażliwych gatunków) świadczy o dogodnych warunkach siedliskowych i funkcjonalnej łączności przestrzennej między terenami zielonymi i z otoczeniem miasta. Przekształcenia lokalnej fauny w wyniku urbanizacji zachodzą już w niewielkich jednostkach osiedleńczych, ale wyraźnie widoczne zaczynają być w miastach o zagęszczeniu ludności na poziomie około 1000 mieszkańców/km². W miastach wielkości Chełma wysokie bogactwo gatunkowe i bioróżnorodność utrzymuje się nawet w pobliżu centrum miasta pod warunkiem zapewnienia łączności terenów zielonych przez system korytarzy ekologicznych. W miastach średniej wielkości, takich jak Lublin, istotne przekształcenia badanej fauny są widoczne na całym obszarze miasta, nawet na terenie korytarzy ekologicznych i na obrzeżach miasta.

Gatunki, które są w stanie występować na terenach zielonych nawet w centrum miasta (tzw. gatunki synurbijne) zmieniają i dostosowują swoją fizjologię i behavior do nowych ewolucyjnie miejskich warunków. Po pierwsze, modułują swoją odpowiedź stresową i pomimo oddziaływania szeregu nowych bodźców antropogenicznych nie wykazują zwiększonych poziomów hormonów stresu w porównaniu do populacji pozamiejskich. Po drugie, w związku z występowaniem w warunkach większego zagęszczenia i dostępu do nowych źródeł pokarmu, dopasowują charakter swoich relacji socjalnych - wykazują więcej tolerancyjnych zachowań wewnątrzpopulacyjnych. Po trzecie, występowanie w mieście zapewnia mniejszą presję konkurentów i ucieczkę od typowych pozamiejskich drapieżników (np. takich jak łasica). Skutkuje to innym rytmem aktywności dobowej i znacznie wydłużonym okresem żerowania. W efekcie prowadzonych badań stworzono spójny i wielostronny obraz funkcjonowania populacji modelowego gatunku synurbijnego. Tak wielostronne badania skupiające się na jednym obiekcie badawczym w tych samych warunkach siedliska miejskiego są rzadko opisywane w literaturze.

Wiedza dotycząca występowania i zachowań fauny miejskiej może być wykorzystana w planowaniu terenów miejskich i innych działań służących ochronie miejskiej bioróżnorodności. Jako przykłady wykorzystania takich danych ekologicznych pokazano algorytm postępowania pomocny przy priorytetyzowaniu terenów zielonych przeznaczonych do ochrony lub zabudowy. Odniesiono się również do różnych aspektów funkcjonowania na terenach miejskich gatunków chronionych (jeża, chomika i susła). Fakt, że prezentowane w osiągnięciu badania zostały przeprowadzone w grupie miast z tego samego rejonu geograficznego, tą samą metodą i na tej samej grupie zwierząt powoduje, że stanowią unikalne i spójne opracowanie stanowiące cenny wkład w rozwój miejskiej ekologii.

LITERATURA

- Amano T., Butt I., Peh K.S.H. 2018. The importance of green spaces to public health: a multi-continental analysis. *Ecological Applications* 28, 1473–1480.
- Andrews K., Gibbons J. 2005. How do Highways Influence Snake Movement? Behavioral Responses to Roads and Vehicles. *Copeia* 2005, 772–782.
- Andrzejewski R., Babińska-Werka J., Gliwicz J., Goszczyński J. 1978. Synurbization process in population of *Apodemus agrarius*. I. Characteristics of populations in urbanization gradient. *Acta Theriol.* 23, 341–358.
- Angelier F., Meillère A., Grace J.K., Trouvé C., Brischoux F. 2016. No evidence for an effect of traffic noise on the development of the corticosterone stress response in an urban exploiter. *Gen Comp Endocr* 232, 43–50.
- Aronson M.F.J., La Sorte L.A., Nilon Ch.H., et al. 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity. *Proc R Soc B* 281, 20133330.
- Babińska-Werka J. 1981. Food of the Striped Field Mouse in different types of urban green areas. *Acta Theriol.* 26, 285–299.
- Baker P.J., Harris S. 2007. Urban mammals: what does the future hold? An analysis of the factors affecting patterns of use of residential gardens in Great Britain. *Mammal Review* 37, 297–315.
- Baker P.J., Ansell R.J., Dodds P.A.A., Webber C.E., Harris S. 2003. Factors affecting the distribution of small mammals in an urban area. *Mammal Rev.* 33, 95–100.
- Baxter-Gilbert J.H., Whiting M.J. 2019. Street fighters: Bite force, injury rates, and density of urban Australian water dragons (*Intellagama lesueurii*). *Austral Ecol* 44, 255–264.
- Becker D.J., Hall R.J. 2014. Too much of a good thing: resource provisioning alters infectious disease dynamics in wildlife. *Biol Lett* 10, 20140309.
- Bonier F., Martin P.R., Sheldon K.S., et al. 2007. Sex-specific consequences of life in the city. *Behav Ecol* 18, 121–129.
- Bonier, F. 2012. Hormones in the city: Endocrine ecology of urban birds. *Hormones and Behavior* 61, 763–772.
- Bonthoux S., Brun M., Di Pietro F., Greulich S., Bouché-Pillon S. 2014. How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. *Landsc. Urban Plan.* 132, 79–88.
- Brearley G., McAlpine C., Bell S., Bradley, A. 2012. Influence of urban edges on stress in an arboreal mammal: a case study of squirrel gliders in southeast Queensland, Australia. *Landscape Ecol* 27, 1407–1419.
- Byrne K., Nichols R.A. 1999. *Culex pipiens* in London Underground tunnels: differentiation between surface and subterranean populations. *Heredity (Edinb.)* 82, 7–15.
- Chace J.F., Walsh J.J. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landsc. Urban Plan.* 74, 46–69.
- Chavez-Zichinelli C.A., MacGregor-Fors I., Talamas R.P. et al. 2010. Stress responses of the House Sparrow (*Passer domesticus*) to different urban land uses. *Landsc. Urban Plan.* 98, 183–189.

- Chavez-Zichinelli C.A., MacGregor-Fors I., Quesada J., et al. 2013. How stressed are birds in an urbanizing landscape? Relationships between the physiology of birds and three levels of habitat alteration. *Condor* 115, 84–92.
- Clarke B.K., Clarke B.S., Johnson L.A., Haynie M.T. 2001. Influence of roads on movements of small mammals. *Southwestern Nat.* 46, 338–344.
- Clergeau P., Tapko N., Fontaine B. 2011. A simplified method for conducting ecological studies of land snail communities in urban landscapes. *Ecological Research* 26, 515–521.
- Colding J. 2007. 'Ecological land-use complementation' for building resilience in urban ecosystems. *Landsc. Urban Plan.* 81, 46–55.
- Collins M.K., Magle S.B., Gallo T. 2021. Global trends in urban wildlife ecology and conservation. *Biological Conservation* 261, 109236.
- Crooks K.R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conserv Biol* 16, 488–502.
- Červinka J., Drahníková L., Kreisinger J., Šálek M. 2014. Effect of habitat characteristics on mesocarnivore occurrence in urban environment in the Central Europe. *Urban Ecosyst* 17, 893–909.
- Cruz P., Eugenia I.M., De Angelo C., et al. 2018. Effects of human impacts on habitat use, activity patterns and ecological relationships among medium and small felids of the Atlantic Forest. *PLoS ONE* 13: e0200806.
- Dean J., van Dooren K., Weinstein P. 2011. Does biodiversity improve mental health in urban settings? *Medical Hypotheses* 76, 877–880.
- del Barco-Trillo J. 2018. Shyer and larger bird species show more reduced fear of humans when living in urban environments. *Biol Lett* 14, 20170730.
- Dominoni D.M., Åkesson S., Klaassen R., Spoelstra K., Bulla M. 2017. Methods in field chronobiology. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B: Biol. Sci.* 372, 20160247.
- Emerson K.J., Bradshaw W.E., Holzapfel C.M. 2008. Concordance of the circadian clock with the environment is necessary to maximize fitness in natural populations. *Evolution* 62, 979–983.
- Faeth S.H., Bang Ch., Saari S. 2011. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1223, 69–81.
- Fischer J.D., Cleeton S.H., Lyons T.P., et al. 2012. Urbanization and the Predation Paradox: The Role of Trophic Dynamics in Structuring Vertebrate Communities. *Bioscience* 62, 809–818.
- Fokidis H.B., Deviche P. 2011. Plasma corticosterone of city and desert Curve-billed Thrashers, *Toxostoma curvirostre*, in response to stress-related peptide administration. *Comp Biochem Phys A* 159, 32–38.
- Fokidis H.B., Orchinik M., Deviche P. 2011. Context-specific territorial behavior in urban birds: no evidence for involvement of testosterone or corticosterone. *Horm Behav* 59, 133–43.
- Francis R.A., Chadwick M.A. 2012. What makes a species synurbic? *Appl. Geogr.* 32, 514–521.
- Francis M.J., Spooner P.G., Matthews A. 2015. The influence of urban encroachment on squirrel gliders (*Petaurus norfolcensis*): effects of road density, light and noise pollution. *Wildlife Res* 42, 324–333.
- Frynta D., Vohralík V., Reznicek J. 1994. Small mammals (Insectivora, Rodentia) in the city of Prague: distributional patterns. *Acta Soc. Zool. Bohem.* 58, 151–176.
- Frynta D., Exnerová A., Nováková A. 1995. Intraspecific behaviour interactions in the striped field-mouse (*Apodemus agrarius*) and its interspecific relationships to the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*): dyadic encounters in a neutral cage. *Acta Soc. Zool. Bohem.* 59, 53–62.
- Fuller R.A., Irvine K.N., Devine-Wright P., et al. 2007. Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biology Letters* 3, 390–394.
- George S.L., Crooks K.R. 2006. Recreation and large mammal activity in an urban nature reserve. *Biol. Conserv.* 133, 107–117.
- Goddard M.A., Dougill A.J., Benton T.G. 2010. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology & Evolution* 25, 90–98.

- Gomes V., Ribeiro R., Carretero M.A. 2011. Effects of urban habitat fragmentation on common small mammals: species vs. communities. *Biodiversity Conservation* 20, 3577–3590.
- Gortat T., Barkowska M., Gryczynska-Siemiatkowska A., et al., 2014. The effects of urbanization - small mammal communities in a gradient of human pressure in Warsaw city, Poland. *Pol J Ecol* 62, 163–172.
- Graells G., Nakamura N., Celis-Diez J.L., Lagos N.A., Marquet P.A., Plissock P., Gelcich S. 2021. A Review on Coastal Urban Ecology: Research Gaps, Challenges, and Needs. *Frontiers in Marine Science* 8, 617897.
- Grilo C., Sousa J., Ascensão F., Matos H., Leitão, I. 2021. Individual spatial responses towards roads: Implications for mortality risk. *PLoS ONE* 7, e43811.
- Hall D.M., Camilo G.R., Tonietto R.K., et al. 2017. The city as a refuge for insect pollinators. *Conservation Biology* 31, 24–29.
- Hamer A.J., McDonnell M.J. 2008. Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: A review. *Biological Conservation* 141, 2432–2449.
- Hamer A.J., McDonnell M.J. 2010. The response of herpetofauna to urbanization: Inferring patterns of persistence from wildlife databases. *Austral Ecology* 35, 568–580.
- Hanya G., Otani Y., Hongo S., Honda T., et al. 2018. Activity of wild Japanese macaques in Yakushima revealed by camera trapping: Patterns with respect to season, daily period and rainfall. *PLoS ONE* 13, e0190631.
- Hellwig Z. 1968. On the optimal choice of predictors. In Z. Gostkowski (ed.), *Toward a system of quantitative indicators of components of human resources development*. Paris, UNESCO. <http://unesdoc.unesco.org/images/0015/001585/158559eb.pdf>
- Hodgkison S., Hero J.M., Warnken J. 2007. The efficacy of small-scale conservation efforts, as assessed on Australian golf courses. *Biological Conservation* 135, 576–586.
- Hof A.R., Bright P.W. 2016. Quantifying the long-term decline of the West European hedgehog in England by subsampling citi-zen-science datasets. *Eur. J. Wildl. Res.* 62, 407–413.
- Holsbeek L., Rodts J., Muyldermans S. 1999. Hedgehogs and other animal traffic victims in Belgium: Results of a countrywide survey. *Lutra* 42, 111–119.
- Huijser M.P., Bergers P.J.M. 2000. The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. *Biol Conserv* 95, 111–116.
- Hurtado G., Mabry K.E. 2017. Aggression and boldness in Merriam’s kangaroo rat: an urban-tolerant species? *J Mamm* 98, 410–418.
- Ikin K., Knight E., Lindenmayer D., Fischer J., Manning A.D. 2012. Linking bird species traits to vegetation characteristics in a future urban development zone: implications for urban planning. *Urban Ecosystems* 15, 961–977.
- Jokimäki J. 1999. Occurrence of breeding bird species in urban parks: Effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosystems* 3, 21–34.
- Kendal D., Egerer M., Byrne J.A., Jones P.J., et al. 2020. City-size bias in knowledge on the effects of urban nature on people and biodiversity. *Environ. Res. Lett.* 15, 124035.
- Korte S.M., Koolhaas J.M., Wingfield J.C., McEwen B.S. 2005. The Darwinian concept of stress: benefits of allostasis and costs of allostatic load and the trade-offs in health and disease. *Neurosci Biobehav Rev* 29, 3–38.
- Krange M. 2015. Change in the Occurrence of the West European Hedgehog (*Erinaceus europaeus*) in Western Sweden during 1950–2010. Master’s Thesis, University of Karlstad, Karlstad, Sweden.
- Krebs, C.J. 2013. *Population fluctuations in rodents*. Chicago: The University of Chicago Press. pp. 306.
- Krauze-Gryz D., Żmihorski M., Gryz J., 2017. Annual variation in prey composition of domestic cats in rural and urban environment. *Urban Ecosyst* 20, 945–952.
- Kryštufek B., Vohralík V., Meinig H., Zagorodnyuk I. 2008. *Cricetus cricetus*. The IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org/details/5529/0>.
- Lacy K.E., Martins E.P. 2003. The effect of anthropogenic habitat usage on the social behaviour of a vulnerable species, *Cyclura nubila*. *Anim Conserv* 6, 3–9.

- Lashley M.A., Cove M.V., Chitwood M.C., Penido G., et al. 2018. Estimating wildlife activity curves: comparison of methods and sample size. *Scientific Reports* 8, 4173.
- Lowry H., Lill, A., Wong, B.B.M. 2013. Behavioural responses of wildlife to urban environments. *Biol Rev* 88, 537–549.
- Lucas LD, French SS 2012. Stress-Induced Tradeoffs in a Free-Living Lizard across a Variable Landscape: Consequences for Individuals and Populations. *PLoS ONE* 7, e49895.
- Łopucki R., Kitowski I. 2014. The occurrence of the Bicoloured White-Toothed Shrew *Crocidura leucodon* (Hermann, 1780) in cities of eastern Poland. In: P. Indykiewicz & J. Böhner (Eds.). *Urban fauna. Animal, Man, and the City – Interactions and Relationships*. Bydgoszcz: 325–332.
- Łopucki R., Szeląg A. 2011. Urban and suburban populations of the common hamster: differences in density and habitat preferences. [In:] P. Indykiewicz, L. Jerzak, J. Böhner, B Kavanagh (eds.), *Studies of animal biology, ecology and conservation in European cities*. UTP Bydgoszcz: 525–532.
- Łopucki R., Klich D., Ścibior A., Gołębiowska D., Perzanowski K. 2018. Living in habitats affected by wind turbines may result in an increase in corticosterone levels in ground dwelling animals. *Ecological Indicators* 84, 165–171.
- Macdonald D.W., Tew T.E., Todd I.A. 2004. The ecology of weasels (*Mustela nivalis*) on mixed farmland in southern England. *Biologia, Bratislava*, 59, 235–241.
- Magle S.B., Hunt V.M., Vernon M., Crooks K.R. 2012. Urban wildlife research: Past, present, and future. *Biological Conservation* 155, 23–32.
- Marty P.R., Beisner B., Kaburu S.S.K., et al. 2019. Time constraints imposed by anthropogenic environments alter social behaviour in long-tailed macaques. *Anim Behav* 150, 157–165.
- McDonnell M.J., Hahs A.K. 2015. Adaptation and adaptedness of organisms to urban environments. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 46, 261–280.
- Meillere A., Brischoux F., Parenteau C., et al. 2015. Influence of Urbanization on Body Size, Condition, and Physiology in an Urban Exploiter: A Multi-Component Approach. *PLoS ONE* 10, e0135685.
- Miranda A.C., Schielzeth H., Sonntag T., Partecke J. 2013. Urbanization and its effects on personality traits: a result of microevolution or phenotypic plasticity? *Global Change Biol* 19, 2634–2644.
- Mitchell R., Popham F. 2008. Effect of exposure to natural environment on health inequalities: an observational population study. *Lancet* 372, 1655–1660.
- Møller A.P., Diaz M., Flensted-Jensen E., Grim T., et al. 2012. High urban population density of birds reflects their timing of urbanization. *Oecologia* 170, 867–75.
- Moore L.J., Petrovan S.O., Baker P.J., Bates A.J., Hicks H.L. 2020. Impacts and Potential Mitigation of Road Mortality for Hedgehogs in Europe. *Animals* 10, 1523.
- Navarro-Castilla A., Barja I., Olea P.O., Piñeiro A., et al. 2014a. Are degraded habitats from agricultural crops associated with elevated faecal glucocorticoids in a wild population of common vole (*Microtus arvalis*)? *Mamm Biol* 79, 36–43.
- Navarro-Castilla A, Mata C, Ruiz-Capillas P, Palme R, et al. 2014b. Are motorways potential stressors of roadside wood mice (*Apodemus sylvaticus*) populations? *PLoS ONE* 9, e91942.
- Niemelä J., Kotze D.J. 2009. Carabid beetle assemblages along urban to rural gradients: A review. *Landsc. Urban Plan.* 92, 65–71.
- Nilon Ch.H., Aronson M.F.J., Cilliers S.S., Dobbs, C., Frazee L.J., et al. 2017. Planning for the Future of Urban Biodiversity: A Global Review of City-Scale Initiatives, *BioScience* 67, 332–342.
- Núñez-Antonio G., Mendoza M., Contreras-Cristán A. et al. 2018. Bayesian nonparametric inference for the overlap of daily animal activity patterns. *Environ. Ecol. Stat.* 25, 471.
- Okawara Y., Sekiguchi T., Ikeda A., et al. 2014. Food habits of the urban Japanese weasels *Mustela itatsi* revealed by faecal DNA analysis. *Mammal Study* 39, 155–161.
- Oro D., Genovart M., Tavecchia G., Fowler M.S., Martínez-Abraín A. 2013. Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans. *Ecol Lett* 16, 1501–1514.

- Parker T.S., Nilon C.H. 2008. Gray squirrel density, habitat suitability, and behavior in urban parks. *Urban Ecosyst* 11, 243–255.
- Peressin A., Cetra M. 2014. Responses of the ichthyofauna to urbanization in two urban areas in Southeast Brazil. *Urban Ecosystems* 17, 675–690.
- Persons W.E., Eason P. 2017. Human activity and habitat type affect perceived predation risk in urban white-footed mice (*Peromyscus leucopus*). *Ethology* 123, 348–356.
- Pettett, C.E.; Johnson, P.J.; Moorhouse, T.P.; Macdonald, D.W. 2012. National predictors of hedgehog *Erinaceus europaeus* distribution and decline in Britain. *Mamm. Rev.* 48, 1–6.
- Potvin D.A., Curcio M.T., Swaddle J.P., et al. 2016. Experimental exposure to urban and pink noise affects brain development and song learning in zebra finches (*Taenopygia guttata*). *PEERJ* 4, e2287.
- Ravinet M., Elgvin T. O., Trier C., Aliabadian M., Gavrilov A., Sætre G.-P. 2018. Signatures of human commensalism in the house sparrow genome. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285, 20181246.
- Rebolo-Ifran N, Carrete M, Sanz-Aguilar A, et al. 2015. Links between fear of humans, stress and survival support a non-random distribution of birds among urban and rural habitats. *Sci Rep-UK* 5, 13723.
- Ren Z., Ren B., Pan H., Li S., et al. 2019. Is circadian rhythm a good indicator in the environmental assessment? The toxic effects of contaminants in trace level on the behavior responses of goldfish (*Carassius auratus*). *Ecol. Indic.* 105, 700–708.
- Riley S.P.D., Hadidian J., Manski D.A. 1998. Population density, survival, and rabies in raccoons in an urban national park. *Can J Zool* 76, 1153–1164.
- Rivkin LR, Santangelo JS, Alberti M, et al. 2019. A roadmap for urban evolutionary ecology. *Evol Appl.* 12, 384–398.
- Rowcliffe J.M., Kays R., Kranstauber B., Carbone Ch., Jansen P.A. 2014. Quantifying levels of animal activity using camera trap. *Methods Ecol. Evol.* 5, 1170–1179.
- Sacchi R., Gentili A., Pilon N., Bernini F. 2008. GIS-modelling the distribution of *Rattus norvegicus* in urban areas using non toxic attractive baits. *Hystrix – Italian Journal of Mammalogy* 19, 13–22.
- Sapolsky R.M., Romero L.M., Munck A.U. 2000. How do glucocorticoids influence stress responses? Integrating permissive, suppressive, stimulatory, and preparative actions. *Endocr Rev* 21, 55–89.
- Sattler T., Duelli P., Obrist M.K., Arlettaz R., Moretti M. 2010. Response of arthropod species richness and functional groups to urban habitat structure and management. *Landscape Ecology* 25, 941–954.
- Schmeller D.S., Gruber B., Budrys E., Framsted E., Lengyel S., Henle K. 2008. National responsibilities in European species conservation: a methodological review. *Conservation Biology* 22, 593–601.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2012. *Cities and Biodiversity Outlook*. Montreal, 64 pages. <http://www.cbd.int/en/subnational/resources/documents>
- Shamoon H., Maor R., Saltz D., Dayan T. 2018. Increased mammal nocturnality in agricultural landscapes results in fragmentation due to cascading effects. *Biol. Conserv.* 226, 32–41.
- Simeonovska-Nikolova D. 2007. Interspecific social interactions and behavioral responses of *Apodemus agrarius* and *Apodemus flavicollis* to conspecific and heterospecific odors. *J Ethol* 25, 41–48.
- Siutz C., Millesi E. 2012. Effects of birth date and natal dispersal on faecal glucocorticoid concentrations in juvenile common hamsters. *Gen Comp Endocrinol* 178, 323–329.
- Slabbekoorn H. 2013. Songs of the city: noise-dependent spectral plasticity in the acoustic phenotype of urban birds. *Animal Behaviour* 85, 1089–1099.
- Small E.C., Sadler J.P., Telfer M.G. 2003. Carabid beetle assemblages on urban derelict sites in Birmingham, UK. *Journal of Insect Conservation* 6, 233–246.
- Sun P.J., Xiu C.L., Wang Q., Ding S.B. 2012. Study on the Non-conformity of urban spatial expansion in China. *Progress in Geography* 31, 1032–1041.
- Swaddle J.P., Francis C.D., Barber J.R., Cooper C.B., et al. 2015. A framework to assess evolutionary responses to anthropogenic light and sound. *TREE* 30, 550–560.

- Taucher A.L., Gloor S., Dietrich A., Geiger M., Heggin D., Bontadina F. 2020. Decline in Distribution and Abundance: Urban Hedgehogs under Pressure. *Animals* 10, 1606.
- Tomas L.S., Teich E., Dausmann K.H., Reher S., et al. 2018. Degree of urbanisation affects Eurasian red squirrel activity patterns. *Hystrix-Italian J. Mamm.* 29, 175–180.
- Tryjanowski P., Møller A.P., Morelli F., et al. 2016. Urbanization affects neophilia and risk-taking at bird-feeders. *Scientific Reports UK* 6, 28575.
- Tuomainen U., Candolin U. 2011. Behavioural responses to human-induced environmental change. *Biol Rev Camb Philos Soc* 86:640–657.
- Uchida K., Suzuki K.K., Shimamoto T., Yanagawa H., Koizumi I. 2019. Decreased vigilance or habituation to humans? Mechanisms on increased boldness in urban animals. *Behavioral Ecology* 30, 1583–1590.
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division 2015. World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, (ST/ESA/SER.A/366)
- Van de Poel J.L., Dekker J., Van Langevelde F. 2015. Dutch hedgehogs *Erinaceus europaeus* are nowadays mainly found in urban areas, possibly due to the negative effects of badgers *Meles meles*. *Wildl. Biol.* 21, 51–55.
- Vergnes A., Kerbiriou Ch., Clergeau P. 2013. Ecological corridors also operate in an urban matrix: A test case with garden shrews. *Urban Ecosystems* 16, 511–525.
- Vergnes A., Pellissier V., Lemperiere G., Rollard Ch., Clergeau P. 2014. Urban densification causes the decline of ground-dwelling arthropods. *Biodiversity Conservation* 23, 1859–1877.
- Verrelli BC., Alberti M., Des Roches S., Harris NC. et al. 2022. A global horizon scan for urban evolutionary ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 37, 1006–1019.
- Vignoli L., Mocaer I., Luiselli L., Bologna M.A. 2009. Can a large metropolis sustain complex herpetofauna communities? An analysis of the suitability of green space fragments in Rome. *Animal Conservation* 12, 456–466.
- Watts C.H., Lariviere M.C. 2004. The importance of urban reserves for conserving beetle communities: a case study from New Zealand. *Journal of Insect Conservation* 8, 47–58.
- Wembridge D.E., Newman M.R., Bright P.W., Morris P.A. 2016. An estimate of the annual number of hedgehog (*Erinaceus europaeus*) road casualties in Great Britain. *Mammal. Commun.* 2, 8–14.
- Williams R.L., Stafford R., Goodenough A.E. 2015. Biodiversity in urban gardens: Assessing the accuracy of citizen science data on garden hedgehogs. *Urban Ecosystems* 18, 819–833.
- WPR (2015) <http://worldpopulationreview.com>
- Yerushalmi S., Green R.M. 2009. Evidence for the adaptive significance of circadian rhythms. *Ecology Letters* 12, 970–981.
- Zhang S, Lei F, Liu S, et al. 2011. Variation in baseline corticosterone levels of Tree Sparrow (*Passer montanus*) populations along an urban gradient in Beijing, China. *J Ornithol* 152, 801–806.
- Ziomek et al. 2018. Conservation program for the European hamster *Cricetus cricetus* (Linnaeus, 1758) in Poland, Salamandra, Poznan, Poland.

5. Informacja o wykazywaniu się istotną aktywnością naukową albo artystyczną realizowaną w więcej niż jednej uczelni, instytucji naukowej lub instytucji kultury, w szczególności zagranicznej.

Działalność naukową prowadziłem w oparciu o szeroką współpracę z innymi ośrodkami naukowymi, zarówno w formie pobytów/stażów naukowych w innych uczelniach lub instytucjach, jak również w formie współpracy naukowej przy prowadzeniu wspólnych

(często interdyscyplinarnych) badań, których efektem były współautorskie publikacje i wystąpienia konferencyjne. Biorąc pod uwagę fakt, że w trakcie kariery zawodowej miałem możliwość pracy w jednostkach zajmujących się różną tematyką z zakresu nauk ścisłych i przyrodniczych współpraca ta dotyczyła bardzo różnorodnych instytucji.

W latach 2000-2015, w okresie pracy w Instytucie Ochrony Środowiska, współpraca ta dotyczyła głównie polskich i zagranicznych jednostek zajmujących się ekologią i ochroną przyrody (np. wyjazdy naukowe do Belgii lub Rumunii). W latach 2015-2022, w okresie pracy w Interdyscyplinarnym Centrum Badań Naukowych (ICBN) w Laboratorium Optyki Rentgenowskiej, współpraca ta była znacznie szersza tematycznie. Pracując w ICBN miałem bowiem możliwość wykorzystania do badań specjalistycznej aparatury pomiarowej takiej jak: spektrometr mas jonów wtórnych z detektorem czasu przelotu jonów TOF-SIMS.5 (ION-TOF, Niemcy); mikroskop sił atomowych LS5600 (Agilent); spektrometr fotoelektronów rentgenowskich (VG Scienta R4000); profilometr optyczny WYKO 9800NT (Veeco) oraz system próżniowy do osadzania cienkich warstw metalicznych (PREVAC). Praca z w/w aparaturą zaowocowała współpracą i wspólnymi publikacjami z naukowcami z innych (niż nauki biologiczne) dyscyplin naukowych.

Jednocześnie nieprzerwanie prowadziłem badania z zakresu ekologii starając się wykorzystywać także inne zaawansowane techniki pomiarowe takie jak: chromatografia cieczowa (LC-Q/TOF i LC-QQQ), technikę atomowej spektrometrii emisyjnej ze wzbudzeniem w plazmie indukowanej ICP-OES (Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry), spektrometrię mas MALDI-TOF/TOF (Brucker) oraz techniki oznaczeń z zastosowaniem testów immunoenzymatycznych.

Ważnym elementem działalności naukowej z okresu pracy w ICBN była też współpraca z naukowcami specjalizującymi się w informatyce i nowoczesnej analizie danych. Podczas tej współpracy testowaliśmy nowatorskie podejścia do analizy danych ekologicznych oraz testowaliśmy użyteczność różnorodnego oprogramowania. Szczegóły i wymierne efekty prowadzonej działalności są przedstawione poniżej.

5.1. Pobyty naukowe w zewnętrznych instytucjach (w kolejności chronologicznej):

2004 - dwutygodniowy staż naukowy w Université catholique de Louvain w Belgii. W ramach stażu wykonałem kwerendę naukową literatury do przygotowywanej publikacji oraz brałem udział w realizacji prac terenowych do grantu pt. „Rola różnego stopnia komplikacji środowiska dla olfaktorycznego warunkowania środowiska przez populację.

Wpływ fragmentacji krajobrazu na interakcje międzygatunkowe”. Wyjazd został zrealizowany na podstawie Umowy o współpracy w dziedzinie nauki i techniki między Rządem Rzeczypospolitej Polskiej a Rządem Wspólnoty Francuskiej Belgii i Rządem Walońskim.

2007 i 2008 - dwa dwutygodniowe pobyty naukowe w Vânători-Neamț Natural Park w Rumunii. Podczas ww. wyjazdów brałem udział w monitoringu siedlisk i gatunków występujących w Parku. W tym okresie Park przygotowywał się do utworzenia wolnożyjącej populacji żubra i realizował różnorodne projekty monitoringowe. Efektem dwukrotnego pobytu naukowego w tej instytucji są cztery publikacje w recenzowanym wydawnictwie naukowym wydawanym przez Vânători-Neamț Natural Park.

- Łopucki R. 2009. Daily and spatial variability of temperature and humidity at the ground level within forest and meadow habitats of the mountainous landscape. *Studies and Research in Vanatori Neamt Nature Park 2*: 12-16.
- Łopucki R., Mróz I. 2009. Application of biocenotic indexes in biotic monitoring. *Studies and Research in Vanatori Neamt Nature Park 2*: 91-96.
- Mróz I., Łopucki R. 2009. Methods and techniques for the monitoring of small mammals. *Studies and Research in Vanatori Neamt Nature Park 2*: 85-90.
- Mróz I., Łopucki R., Antosiewicz M., Najda M. 2009. Diversity of small mammals fauna from Vanatori Neamt Nature Park (Romania). *Studies and Research in Vanatori Neamt Nature Park 2*: 60-67.

2018 – czteromiesięczny staż naukowy w Szkole Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, w Katedrze Genetyki i Ogólnej Hodowli Zwierząt (obecna nazwa Katedra Genetyki i Ochrony Zwierząt). W trakcie stażu wykonałem analizy do publikacji dotyczącej struktury genetycznej nornika północnego w Kampinoskim Parku Narodowym. Wyniki zostały opublikowane w czasopiśmie *Genes* (IF 4,141; lista MEiN – 100 punktów), a wykonanie prac w ramach stażu zostało podkreślone przez podwójną afiliację przy moim nazwisku:

- Łopucki R., Mróz I., Nowak-Życzyńska Z., Teresiak M., Owadowska-Cornil E., Klich D. 2022. Genetic Structure of the Root Vole *Microtus oeconomus*: Resistance of the Habitat Specialist to the Natural Fragmentation of Preferred Moist Habitats. *Genes 13*(3): 434. (IF 4,141; lista MEiN – 100 punktów)

Ponadto w ramach tego pobytu wykonałem, razem ze współautorem z SGGW, obróbkę danych przestrzennych i analizy statystyczne do innej publikacji, która ukazała się w czasopiśmie *Ecological Indicators* (IF 4,229; lista MNiSW - 140 punktów):

- Łopucki R., Klich D., Kitowski I. 2019. Are small carnivores urban avoiders or adapters: Can they be used as indicators of well-planned green areas? *Ecological Indicators* 101, 1026-1031. (IF 4,229; lista MNiSW - 140 punktów)

Kontakty naukowe nawiązane podczas stażu z różnymi pracownikami SGGW zaowocowały także innymi współautorskimi publikacjami np.:

- Klich, D., Łopucki, R., Gałązka, M., Ścibior, A., Gołębiowska, D., Brzezińska, R., Kruszewski, B., Kaleta, T., Olech, W. 2021. Stress hormone level and the welfare of captive European bison (*Bison bonasus*): the effects of visitor pressure and the social structure of herds. *Acta Veterinaria Scandinavica*, 63(1), art. no. 24. (lista MNiSW - 100 punktów)
- Klich D., Kitowski I., Łopucki R., Wiącek D., Olech W. 2021. Essential differences in the mineral status of free-ranging European bison *Bison bonasus* populations in Poland: the effect of the anthroposphere and lithosphere. *Science of the Total Environment* 757, 143926 (lista MNiSW - 200 punktów)
- Klich, D.; Łopucki, R., Perlińska-Teresiak, M.; Lenkiewicz-Bardzińska, A.; Olech, W. 2021. Human–Wildlife Conflict: The Human Dimension of European Bison Conservation in the Bieszczady Mountains (Poland). *Animals* 11, 503. (lista MNiSW - 100 punktów)
- Klich D., Łopucki R., Stachniuk A., Sporek M., Fornal E., Wojciechowska M., Olech W. 2020. Pesticides and conservation of large ungulates: Health risk to European bison from plant protection products as a result of crop depredation. *PLoS ONE* 15(1): e0228243. (lista MNiSW - 100 punktów)
- Klich D., Łopucki R., Ścibior A., Gołębiowska D., Wojciechowska M. 2020. Roe deer stress response to a wind farms: Methodological and practical implications. *Ecological Indicators* 117: 106658. (lista MNiSW - 140 punktów)

Efektem nawiązanej współpracy z naukowcami z SGGW były też wspólne wystąpienia konferencyjne: patrz punkt 7 *Wykazu osiągnięć naukowych* „Informacja o wystąpieniach na krajowych lub międzynarodowych konferencjach naukowych...”

Wspólne projekty realizowane są również obecnie, a w recenzji znajdują się kolejne wspólne artykuły.

Wymiernym efektem stażu było też opracowanie koncepcji wspólnego projektu naukowego i wystąpienie o finansowanie w konkursie OPUS-21. Projekt otrzymał finansowanie i jest obecnie realizowany na zasadach konsorcjum (umowa nr UMO-2021/41/B/NZ9/04442). Budżet projektu 1 208 846 zł.

2019 – miesięczny staż naukowy na Uniwersytecie Medycznym w Lublinie w Katedrze i Zakładzie Patofizjologii. W ramach stażu, wykorzystując specjalistyczne chromatografy będące na wyposażeniu Katedry, zrealizowałem razem ze współautorami dwa projekty naukowe dotyczące oznaczania pozostałości pestycydów w tkankach chronionych gatunków zwierząt. Efektem pobytu naukowego były dwa artykuły naukowe, w czasopiśmie *PLoS One* i *Environmental Conservation*, jeden rozdział w monografii i wspólna publikacja w formie listu do redakcji (*Letter*), który ukazał się w renomowanym czasopiśmie *Science* (byłem autorem korespondencyjnym w publikacjach w *Science* i *Environmental Conservation*).

- Klich D., Łopucki R., Stachniuk A., Sporek M., Fornal E., Wojciechowska M., Olech W. 2020. Pesticides and conservation of large ungulates: Health risk to European bison from plant protection products as a result of crop depredation. *PLoS ONE* 15(1): e0228243. (lista MNiSW - 100 punktów)
- Stachniuk A., Łopucki R., Kitowski I., Fornal E. 2019. Zastosowanie LC/QTOF oraz ekstrakcji QuEChERS do analizy pestycydów w wątrobie bielika. *Nauka i Przemysł - metody spektroskopowe, nowe wyzwania i możliwości*, red. Zbigniew Hubicki, ISBN 978-83-227-9219-3, Wydawnictwo UMCS, Lublin 2019, str. 189-192. (rozdział w monografii; MNiSW - 20 punktów)
- Kitowski I., Łopucki R., Stachniuk A., Fornal E. 2020. A pesticide banned in the European Union over a decade ago is still present in raptors in Poland. *Environmental Conservation* 47(4): 310-314. (lista MNiSW - 100 punktów)
- Kitowski, I., Łopucki, R., Stachniuk, A., Fornal, E. 2021. Banned pesticide still poisoning EU raptors. *Science*, 371 (6536), pp. 1319-1320. DOI: 10.1126/science.abh0840

Efektem nawiązanej współpracy z naukowcami z Katedry i Zakładu Patofizjologii były też wspólne wystąpienia konferencyjne: patrz punkt 7 *Wykazu osiągnięć naukowych* „Informacja o wystąpieniach na krajowych lub międzynarodowych konferencjach naukowych...”. Wspólne projekty badawcze są także realizowane obecnie.

2020: trzymiesięczny staż naukowy na Politechnice Lubelskiej w Instytucie Informatyki. Staż miał pierwotnie odbyć się w Belarusian State Technological University (Department of Information Systems and Technology), ale w związku z gwałtownym pogorszeniem się relacji polsko-białoruskich w tym okresie, do wyjazdu do Mińska ostatecznie nie doszło. W ramach stażu w Politechnice Lubelskiej miałem możliwość zapoznania się z nowymi metodami obróbki i analizy danych oraz zaawansowanym oprogramowaniem posiadanym przez instytucję goszczącą. Uzyskaną wiedzę starałem się zastosować w

praktyce do obróbki danych ekologicznych. Efektem stażu jest szereg różnorodnych artykułów naukowych, które opublikowałem z różnymi pracownikami Politechniki Lubelskiej. W części tych artykułów wykonanie prac w ramach stażu zostało podkreślone przez podwójną afiliację przy moim nazwisku.

1. Kiersztyn A., **Łopucki R.**, Kiersztyn K., Karczmarek P., Powroźnik P., Czerwiński D., Pedrycz W. 2021. A Comprehensive Analysis of the Impact of Selecting the Training Set Elements on the Correctness of Classification for Highly Variable Ecological Data. IEEE International Conference on Fuzzy Systems (FUZZ-IEEE), Luxembourg 2021 (lista MEiN - 140 punktów)
2. Kiersztyn A., Karczmarek P., Kiersztyn K., **Łopucki R.**, Grzegorski S., Pedrycz W. 2021. The Concept of Granular Representation of the Information Potential of Variables. IEEE International Conference on Fuzzy Systems (FUZZ-IEEE), Luxembourg 2021 (lista MEiN - 140 punktów)
3. Kiersztyn A., Kiersztyn K., Karczmarek P., Kamiński M., Kitowski I., Zbyryt A., **Łopucki R.**, Pitucha G., Pedrycz W. 2021. Classification of Complex Ecological Objects with the Use of Information Granules. IEEE International Conference on Fuzzy Systems (FUZZ-IEEE), Luxembourg 2021 (lista MEiN - 140 punktów)
4. **Łopucki R.**, Kiersztyn A., Pitucha G., Kitowski I. 2022. Handling missing data in ecological studies: Ignoring gaps in the dataset can distort the inference. Ecological Modelling 468: 109964. (lista MEiN - 100 punktów)
5. Kiersztyn A., Karczmarek P., **Łopucki R.**, Kiersztyn K., Nowicki T., Perzanowski K., Olech W. 2022. The use of information granules to detect anomalies in spatial behavior of animals. Ecological Indicators 136: 108583 (lista MEiN - 140 punktów)

Efektem współpracy z naukowcami z Politechniki Lubelskiej były też wspólne wystąpienia konferencyjne: patrz punkt 7 *Wykazu osiągnięć naukowych* „Informacja o wystąpieniach na krajowych lub międzynarodowych konferencjach naukowych...” oraz wspólne ubieganie się o granty. Wspólne projekty badawcze są także realizowane obecnie, a w recenzji znajdują się kolejne wspólne publikacje.

5.2 Aktywność naukowa realizowana we współpracy z innymi uczelniami i instytucjami

Oprócz wymienionych powyżej instytucji, w których realizowałem staże i pobyty naukowe współpracowałem z naukowcami z innych jednostek naukowych. Wymiernym efektem tej współpracy są współautorskie publikacje i wspólne wystąpienia konferencyjne. Poniżej wymieniono nazwy jednostek naukowych i innych instytucji, z którymi zrealizowałem wspólne osiągnięcia naukowe.

5.2.1 Współpraca naukowa z polskimi i zagranicznymi jednostkami naukowymi, której efektem są publikacje i/lub wystąpienia konferencyjne

Uniwersytet Gdański, Katedra Zoologii Bezkręgowców i Parazytologii

Trzy wspólne publikacje (Kozina i Łopucki 2016; Kozina i Łopucki 2017; Kozina et al. 2022) i dwa wystąpienia konferencyjne (2015 – Zielona Góra i 2021 – Rzeszów).

Instytut Agrofizyki PAN w Lublinie,

Jedna wspólna publikacja (Klich et al. 2021) i 2 publikacje w recenzji.

Uniwersytet Opolski, Instytut Biologii

Jedna wspólna publikacja (Klich et al. 2020) i dwa wystąpienia konferencyjne (2019 – Białowieża).

Uniwersytet Rzeszowski (Centrum Innowacji i Transferu Wiedzy Techniczno-Przyrodniczej; Instytut Nauk Rolniczych, Ochrony i Kształtowania Środowiska)

Dwie wspólne publikacje (Popowych et al. 2018; Łopucki et al. 2022).

Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa w Chełmie

17 wspólnych publikacji (Łopucki i Kitowski 2014; 2017; 2017; 2019; Stachniuk et al. 2019; Łopucki et al. 2019; 2019; 2020; 2020; 2021; 2021; Kitowski et al. 2020, 2021; Czerwiński et al. 2020; Kiersztyn et al. 2020; 2021; Klich et al. 2021) i 10 wystąpień konferencyjnych (2021 – Rzeszów; 2021 – Augustów; 2020 – Glasgow; 2019 – Białowieża; 2019 – Lublin; 2015 – Nitra; 2014 - Bydgoszcz).

Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie (Katedra Zoologii i Ekologii Zwierząt; Katedra Epizootiologii i Klinika Chorób Zakaźnych)

Dwie wspólne publikacje (Łopucki et al. 2022; Łopucki et al. 2022) i jedno wystąpienie konferencyjne (2022 – Lublin).

Uniwersytet Marii Curie Skłodowskiej (Katedra Biochemii i Biotechnologii, Katedra Zjawisk Międzyfazowych)

Cztery wspólne publikacje (Szałapata et al. 2020; Jurak et al. 2017; 2018; 2019) i dwa wystąpienia konferencyjne (2016 – Rzym; 2017 - Lublin).

Dodatkowym efektem wspólnie prowadzonych badań były dwie zespołowe nagrody Rektora UMCS za osiągnięcia naukowe, które otrzymaliśmy w 2017 i 2019 roku.

Uniwersytet w Białymstoku (Wydział Biologii)

Jedna wspólna publikacja (Kiersztyn et al. 2021) i jedno wystąpienie konferencyjne (2021 – Luxemburg).

University of Alberta (Department of Electrical and Computer Engineering), Edmonton, Canada

Cztery wspólne publikacje (Kiersztyn et al. 2020) i cztery wystąpienie konferencyjne (2020 – Glasgow; 2021 – Luxemburg).

Ivan Franko Drogobych State Pedagogical University (Department of Machine Science and Fundamental Technologies), Ukraine

Jedna wspólna publikacja (Popovych et al 2018).

Helmholtz-Zentrum Dresden-Rossendorf (Institute of Ion Beam Physics and Materials Research), Germany

Jedna wspólna publikacja (Popovych et al 2018).

[5.2.2 Współpraca naukowa z polskimi i zagranicznymi instytucjami, organizacjami lub firmami, której efektem są publikacje i/lub wystąpienia konferencyjne](#)

Kampinoski Park Narodowy

Dwie wspólne publikacje (Mróz et al. 2009; Łopucki et al. 2022) i jedno wystąpienie konferencyjne (2009 – Izabelin).

Lasy Państwowe, Nadleśnictwo Cisna

Jedna wspólna publikacja (Klich et al. 2021).

Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej (Białystok)

Jedna wspólna publikacja (Klich et al. 2018).

Ekol Lojistik Inc. (Turcja)

Jedna wspólna publikacja (Kiersztyn et al. 2020) i jedno wystąpienie konferencyjne (2020 – Glasgow).

Polskie Towarzystwo Ochrony Ptaków (PTOP) w Białymstoku

Dwie wspólne publikacje (Czerwiński et al. 2020; Kiersztyn et al. 2020) i dwa wystąpienia konferencyjne (2020 – Glasgow).

Fundacja Ptasie Horyzonty

Jedna wspólna publikacja (Łopucki et al. 2022) i jedno wystąpienie konferencyjne (2022 – Lublin).

Warszawski Ogród Zoologiczny

Jedna wspólna publikacja (Klich et al. 2021).

Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Lublinie

Jedna wspólna publikacja (Łopucki et al. 2017).

Joint Directorate of State Nature Reserves „Orenburg” and „Shaitan-Tau”, Russia

Jedna wspólna publikacja (Klich et al. 2018).

5.2.3 Inna współpraca naukowa z jednostkami zagranicznymi

Recenzje grantów naukowych dla:

- The University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Austria (2022)
- Alberta Conservation Association Research Grants (2020)

Udział w grantcie z komponentem międzynarodowym realizowanym z prof. Guillermo Martinez-de-Tejada z Universidad de Navarra (Hiszpania) pt. „Fenotypowa i molekularna charakterystyka lekoopornych szczepów bakteryjnych z rodzaju *Klebsiella* przenoszonych przez dzikie zwierzęta” (grant aktualnie realizowany).

6. Informacja o osiągnięciach dydaktycznych, organizacyjnych oraz popularyzujących naukę lub sztukę.

W latach 2000-2015, pracując na Wydziale Matematyczno-Przyrodniczym i Wydziale Biotechnologii i Nauk o Środowisku KUL, prowadziłem zajęcia dydaktyczne ze studentami kierunków „Ochrona środowiska”, „Architektura krajobrazu”, „Filozofia przyrody ożywionej” i Biotechnologia” w następującym wymiarze godzinowym:

Rok akademicki	Liczba godzin	Typ zajęć
2000/2001	75	Ćwiczenia, zajęcia terenowe
2001/2002	360	Ćwiczenia, zajęcia terenowe
2002/2003	255	Ćwiczenia, zajęcia terenowe
2003/2004	330	Ćwiczenia, zajęcia terenowe
2004/2005	330	Ćwiczenia, zajęcia terenowe
2005/2006	285	Ćwiczenia, zajęcia terenowe
2006/2007	330	Ćwiczenia, zajęcia terenowe, pracownia magisterska
2007/2008	255	Ćwiczenia, zajęcia terenowe, pracownia magisterska
2008/2009	270	Ćwiczenia, pracownia magisterska
2009/2010	345	Wykład, ćwiczenia, pracownia magisterska, pracownia dyplomowa
2010/2011	375	Ćwiczenia, pracownia magisterska, pracownia dyplomowa
2011/2012	345	Wykład, ćwiczenia, pracownia dyplomowa
2012/2013	374	Wykład, ćwiczenia, pracownia dyplomowa
2013/2014	240	Wykłady, ćwiczenia, pracownia dyplomowa
2014/2015	38	Wykład, ćwiczenia

Prowadzone zajęcia dotyczyły: oddziaływania inwestycji i przedsięwzięć na środowisko biotyczne, genezy biotechnologii, podstaw ekologii, ekologii zwierząt, ochrony przyrody i bioróżnorodności oraz metodyki badań ekologicznych.

Byłem wielokrotnie opiekunem wyjazdowych studenckich praktyk wakacyjnych odbywających się w Polsce lub za granicą.

Przez trzy lata pełniłem funkcję opiekuna roku dla studentów ochrony środowiska.

Byłem promotorem 6 prac dyplomowych i recenzentem 24 prac magisterskich lub dyplomowych.

Byłem członkiem Wydziałowej Komisji ds. Jakości Kształcenia, członkiem wydziałowych komisji programowych i wydziałowych komisji ds. nowych kierunków studiów.

Przygotowałem i opublikowałem e-skrypt dla studentów do przedmiotu „Podstawy ekologii”.

Regularnie brałem udział w działaniach promujących naukę (w formie warsztatów, pokazów, wystaw lub prelekcji) prowadzonych dla uczniów liceum lub szkół podstawowych.


Jestem autorem 20 publikacji popularnonaukowych.

7. Oprócz kwestii wymienionych w pkt. 1-6, wnioskodawca może podać inne informacje, ważne z jego punktu widzenia, dotyczące jego kariery zawodowej.

Byłem inicjatorem i administratorem internetowego portalu „Wirtualny Leksykon Przyrodniczy”, który funkcjonował w okresie mojej pracy w Instytucie Ochrony Środowiska KUL w latach 2009–2015.

Byłem laureatem indywidualnych i zespołowych nagród Rektora KUL i Rektora UMCS za osiągnięcia naukowe i organizacyjne:

- 2011 – nagroda zespołowa Rektora KUL za oryginalne i twórcze osiągnięcia naukowe oraz przedsięwzięcia, które spowodowały istotną poprawę warunków pracy dydaktycznej i wyników kształcenia
- 2017 – nagroda indywidualna Rektora KUL za oryginalne i twórcze osiągnięcia naukowe
- 2017 – nagroda zespołowa (list gratulacyjny) rektora UMCS w uznaniu dorobku na rzecz UMCS za oryginalne i twórcze osiągnięcia naukowe udokumentowane patentem oraz cyklem artykułów.
- 2019 – nagroda indywidualna Rektora KUL za oryginalne i twórcze osiągnięcia naukowe
- 2019 - nagroda zespołowa (list gratulacyjny) rektora UMCS w uznaniu dorobku na rzecz UMCS za oryginalne i twórcze osiągnięcia naukowe udokumentowane cyklem artykułów.
- 2019 – nagroda Prorektora KUL za najlepiej punktowaną publikację
- 2020 – nagroda indywidualna Rektora KUL za oryginalne i twórcze osiągnięcia naukowe
- 2021 – nagroda Prorektora KUL za najlepiej punktowaną publikację


.....
(podpis wnioskodawcy)