

## Autoreferat

# Dynamika i uwarunkowania środowiskowe procesu rekolonizacji lasów zachodniej Polski przez wilki (*Canis lupus*)

### 1. Imię i Nazwisko: Sabina Pierużek-Nowak

### 2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe:

- **doktor nauk biologicznych**, Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie, 2003.  
Tytuł rozprawy doktorskiej: „Dynamika populacji, ekologia i problemy ochrony wilka *Canis lupus* w Beskidzie Śląskim i Żywieckim”, promotor – doc. dr hab. Bogumiła Jędrzejewska.
- **magister biologii**, Uniwersytet Śląski w Katowicach, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, 1983. Tytuł pracy magisterskiej: „Flora synantropijna linii kolejowej Katowice-Piotrowice”, promotor – dr Andrzej Sendek.

### 3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych i innych:

- 1983-1984: Główny Instytut Górnictwa. Praca na stanowisku biologa.
- 1984-1986: Urząd Wojewódzki w Katowicach, inspektor w Wydziale Ochrony Środowiska, następnie inspektor w zespole Wojewódzkiego Konserwatora Przyrody, w 1986 r. p.o. Wojewódzkiego Konserwatora Przyrody.
- 1986-1991: urlop wychowawczy
- 1993-1996: Stowarzyszenie „Pracownia na rzecz Wszystkich Istot”, prezes Zarządu.
- 1996-obecnie: Stowarzyszenie dla Natury „Wilk”, prezes Zarządu.

### 4. Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. 2016 r. poz. 882 ze zm. w Dz. U. z 2016 r. poz. 1311.):

#### a) tytuł osiągnięcia naukowego

Dynamika i uwarunkowania środowiskowe procesu rekolonizacji lasów zachodniej Polski przez wilki (*Canis lupus*)

## b) Spis publikacji wchodzących w skład osiągnięcia naukowego

1. **Nowak S.**, Mysłajek R.W., Kłosińska A., Gabryś G. 2011. Diet and prey selection of wolves *Canis lupus* recolonising Western and Central Poland. *Mammalian Biology* 76: 709–715. (IF<sub>2011</sub> = **1.609**; pkt. MNiSW = **30**)
2. **Nowak S.**, Mysłajek R.W. 2016. Wolf recovery and population dynamics in Western Poland, 2001-2012. *Mammal Research* 61: 83–98. (IF<sub>2016</sub> = **1.068**; pkt. MNiSW = **25**)
3. **Nowak S.**, Mysłajek R.W. 2017. Response of the wolf (*Canis lupus* Linnaeus, 1758) population to various management regimes at the edge of its distribution range in Western Poland, 1951-2012. *Applied Ecology and Environmental Research* 15 (3): 187–203. (IF<sub>2016</sub> = **0,681**; pkt. MNiSW = **15**)
4. **Nowak S.**, Mysłajek R.W., Tomczak P., Szewczyk M., Borowik T., Jędrzejewska B. 2017. Sedentary but not dispersing wolves *Canis lupus* recolonizing western Poland (2001–2016) conform to the predictions of a habitat suitability model. *Diversity and Distributions* 23: 1353–1364. (IF<sub>2016</sub> = **4,391**; pkt. MNiSW = **45**)

## c) omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników

Badania nad procesem rekolonizacji lasów zachodniej Polski przez wilki były prowadzone w ramach projektu „Monitoring populacji wilka w zachodniej Polsce” realizowanego w latach 2001-2017, finansowanego przez Euronatur, International Fund for Animal Welfare, Wolves and Humans Foundation, Stowarzyszenie dla Natury „Wilk” oraz środki własne prowadzących badania. Zbiór materiałów oraz niektóre analizy były prowadzone w ramach współpracy naukowej z różnymi instytucjami w Polsce, a także przy wykorzystaniu wcześniej przeszkolonych wolontariuszy. Efektem tej współpracy są publikacje naukowe, w których współautorami są m.in. osoby dostarczające materiał do badań oraz wykonujące analizy statystyczne.

## Wstęp

W ubiegłych wiekach w całej Europie zachodziły dramatyczne zmiany zasięgu występowania wilka, spowodowane zarówno konsekwentnym zwalczaniem, jak i drastycznym zubożeniem bazy pokarmowej oraz niszczeniem siedlisk tego drapieżnika (Boitani 2003). Zmniejszająca się podczas wojen i politycznych zawirowań presja ze strony człowieka pozwalała wprawdzie na ponowny wzrost zasięgu i liczebności wilka, jednak w

odpowiedzi na narastającą niechęć do tego gatunku szybko podejmowano intensywne wysiłki w celu jego eliminacji (Jędrzejewska i in. 1996). Obecnie stosunek do wilków uległ zmianie i tak radykalne reakcje są mniej akceptowalne społecznie. Wilki, objęte ochroną w wielu krajach zachodniej Europy, powracają na tereny znacząco przekształcone przez ludzi (Chapron i in. 2014). Pomimo, iż proces ten stworzył doskonałą okazję do badań nad wzorcami dyspersji i dynamiką nowopowstających populacji, ich dietą i wpływem drapieżnictwa na rosnącą populację dzikich i domowych zwierząt kopytnych, jak również nad czynnikami warunkującymi osiedlanie się wilków, wiedza o dynamice, demografii i pokarmie tych odtwarzających się populacji jest bardzo uboga.

Dotychczas dynamika populacji wilka współcześnie rekolonizującego Europę poznana została jedynie w Finlandii i w zachodniej części polskich Karpat (Wabakken i in. 2001, Nowak i in. 2008). W znacznie szerszym zakresie poznano dietę tego gatunku w miejscach odtworzenia się jego populacji, np. w zachodnich (Nowak i in. 2005) i południowych Karpatach (Lanszki i in. 2012), Europie Środkowej (Ansorge i in. 2006), a także północnej części Półwyspu Apenińskiego (Merrigi i in. 2011).

Wcześniejsze badania w Ameryce Północnej pokazały, że dynamika populacji wilka kształtowana jest głównie przez dostępność potencjalnych ofiar – dzikich zwierząt kopytnych (Fuller 1989; Mech i in. 1998), a ponadto przez odległość do populacji źródłowych (Wydeven i in. 1995; Hayes i Harestad 2000). Spontaniczna rekolonizacja odległych obszarów przez wilki jest możliwa dzięki ich predyspozycjom do dyspersji na duże odległości (Linnell i in. 2005; Kojola i in. 2009). Współcześnie jednak, bezpośrednie i pośrednie efekty działalności człowieka znacząco wpływają na rozmieszczenie, liczebność i strukturę socjalną populacji wilków (Larivière i in. 2000; Murray i in. 2010). Drapieżniki osiedlające się ponownie w Europie stają w obliczu zagrożenia kłusownictwem (Liberg i in. 2011), wysokiego ryzyka śmierci w wypadkach komunikacyjnych, utratą siedlisk i brakiem łączności ekologicznej, a także niepokojeniem przez ludzi w ostojach (Theuerkauf i in. 2003a, 2003b; Huck i in. 2010; Colino-Rabanal i in. 2011).

## **Cel badań**

Celem badań prowadzonych przeze mnie w latach 2001-2017 r. było zweryfikowanie tezy, iż w wyniku objęcia wilka w Polsce ochroną gatunkową w 1998 r., gatunek ten zrekolonizuje spontanicznie, w szybkim tempie lasy zachodniej części kraju, gdzie

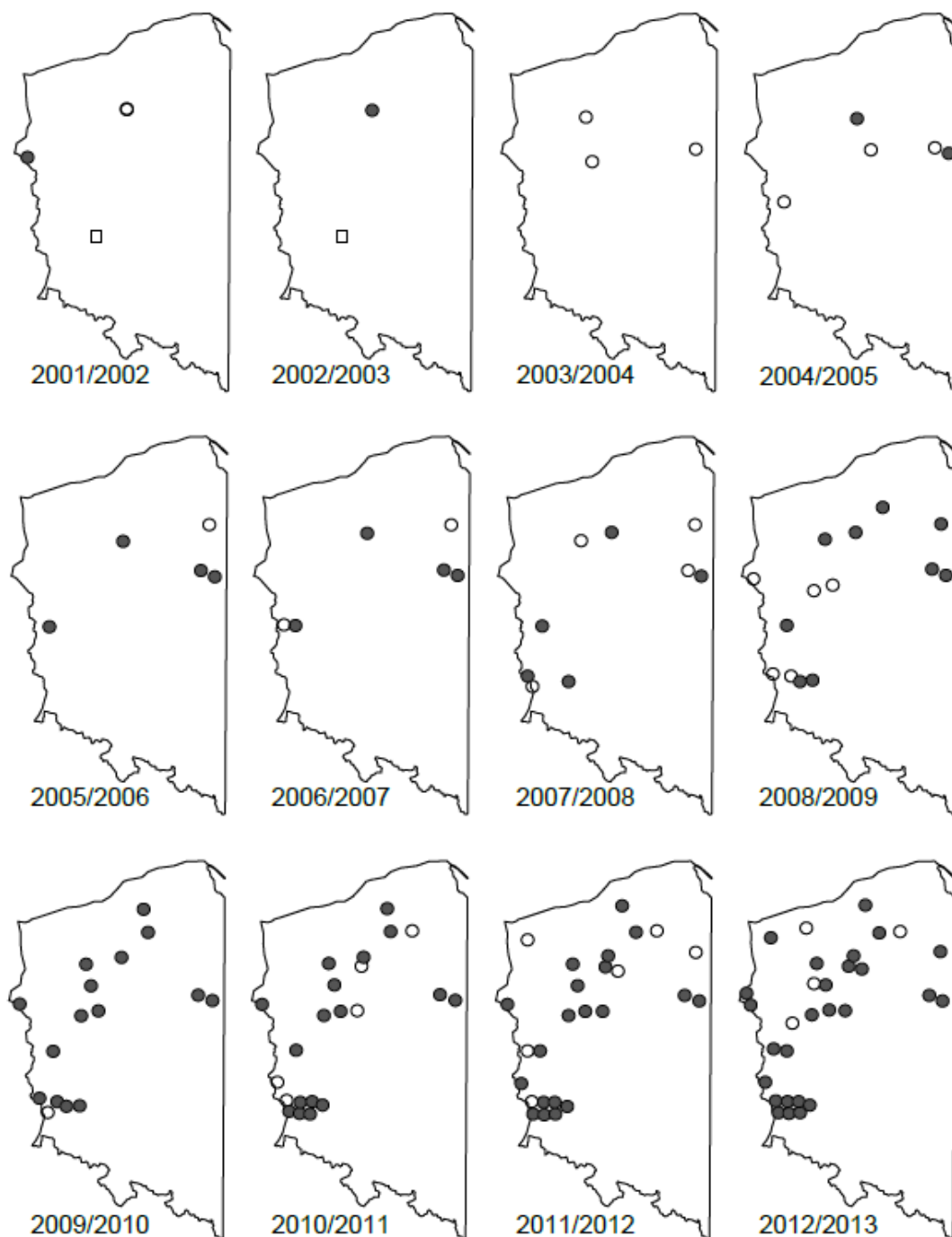
dotychczas występował sporadycznie. Zbadałam przebieg tego procesu, typy dyspersji i przestrzenny wzorzec osiedlania się osobników zakładających wilcze grupy rodzinne, dynamikę populacji, liczebność grup rodzinnych, ich sukces rozrodczy, zidentyfikowałam czynniki śmiertelności, oceniłam dietę i preferencje pokarmowe w nowo zrekolonizowanych obszarach, a także prześledziłam proces wyboru przez wilki siedlisk i zweryfikowałam przewidywania modelu przydatności siedlisk dla wilków w Polsce. Przeanalizowałam także historyczne i społeczne uwarunkowania, w wyniku których, w całym okresie powojennym aż do końca XX wieku drapieżniki te były w zachodniej Polsce nieliczne, pomimo sprzyjających im warunków siedliskowych.

## Wyniki

Przeprowadzona przeze mnie analiza z użyciem narzędzi GIS (MapInfo , Pitney Bowes Software Inc., USA) 5 057 danych zebranych podczas tropień wilków w latach 2001-2012 (**praca 2**), wykazała, że rekolonizacja zachodniej Polski rozpoczęła się od skokowej, długodystansowej dyspersji, która umożliwiła wilkom pochodzącym z populacji źródłowej w północno-wschodniej Polsce (Czarnomska i in. 2013) zakładanie grup rodzinnych w odległych miejscach zachodniej części kraju ( $376 \pm 106,5$  km). Z biegiem czasu, wzorzec dyspersji zmienił się na mieszany, łączący dyspersję skokową i stopniowe zasiedlanie obszarów sąsiadujących z istniejącymi grupami (dyspersję poprzez dyfuzję), co spowodowało powstawanie kolejnych grup w bliskiej odległości od już istniejących.

Dzięki temu zjawisku, w latach 2002-2012, populacja zwiększyła się z ok. 7 do 140 wilków, żyjących w 30 grupach rodzinnych (Ryc. 1 i 2). Średnie tempo wzrostu populacji wynosiło 38% rocznie i było jednym z najwyższych w Europie, przy czym w ostatnim okresie, w latach 2011-2012, zmalało i utrzymywało się na poziomie ok. 20% (Ryc. 2). Obszar stałego występowania wilków wzrósł w tym okresie z  $600 \text{ km}^2$  do  $10,900 \text{ km}^2$ , a występowania sporadycznego z  $900 \text{ km}^2$  do  $3\,600 \text{ km}^2$ . W sumie, w 2012 r. wilki zajmowały  $14\,500 \text{ km}^2$  lasów w tej części Polski, co stanowiło około 30% przydatnych dla wilków siedlisk. Średnie zagęszczenie populacji wynosiło 1,3 wilka/ $100 \text{ km}^2$ . Liczba kompleksów leśnych zajmowanych przez drapieżniki w zachodniej Polsce wzrosła z czterech w 2002 r. do 14 w 2012 r. Największa populacja – składająca się z siedmiu osiadłych grup rodzinnych – występowała w Borach Dolnośląskich. Inne lasy, gdzie bytowało po kilka grup, to: Puszcza Notecka, Drawska i Lasy Wałeckie (po 3 grupy), Puszcza Bydgoska, Rzepińska, Bory

Tucholskie i Lasy Cedyńskie (po 2 grupy). W pozostałych lasach żyły pojedyncze grupy rodzinne wilków (Ryc. 1).

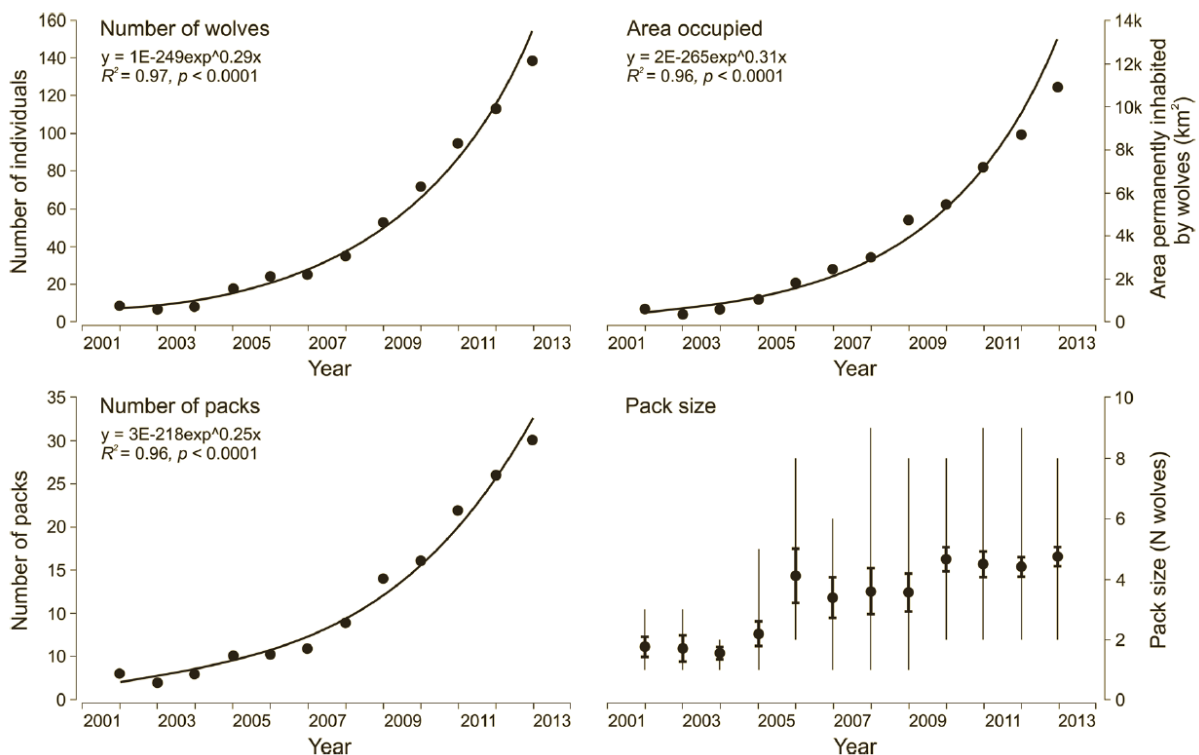


Ryc. 1. Rozmieszczenie wilczych grup rodzinnych w zachodniej Polsce w sezonach zimowych 2001/2002–2012/2013. Koła zaciemnione oznaczają grupy z potwierdzonym rozrodem, koła puste oznaczają grupy bez potwierzonego rozrodu, kwadraty oznaczają grupę stworzoną przez wilki, które uciekły z woliery.

Na początku procesu rekolonizacji średnia odległość pomiędzy terytoriami wilczych grup rodzinnych wynosiła od 163 do 260 km, natomiast w sezonie zimowym 2012/13 zmalała do 25 km. Dla 27 grup oceniono ich trwałość: 9 (33%) funkcjonowało zaledwie od 1 do 2 lat,

4 grupy (15%) rejestrowano przez 4 kolejne lata, a 14 grup (52%) istniało od 5 do 12 lat. W pierwszej fazie rekolonizacji (w latach 2001-2005), aż połowa prób osiedlenia się przez wilki w nowych obszarach kończyła się po 1-2 latach niepowodzeniem, podczas gdy w okresie 2006-2009 tylko jedna piąta osiedlających się wilków nie była w stanie przetrwać dłużej niż 2 lata.

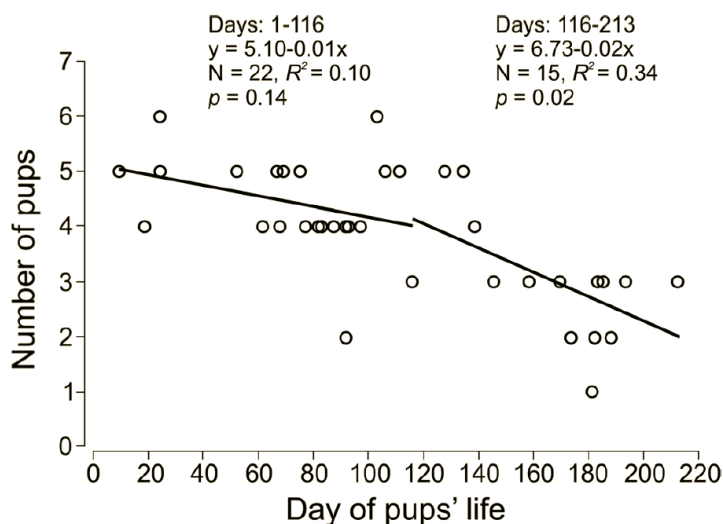
Liczba wilków w grupie rodzinnej wahała się od 2 do 9, a średnia wielkość grupy wzrosła z 1,8 w 2001 r. do 4,8 osobników w 2012 r. (Ryc. 2). Wielkość grup rosła wraz z czasem ich trwania. Podczas swojej pierwszej zimy grupy składały się głównie z pary rodzicielskiej. Te, które przetrwały do następnej zimy liczyły 3-4 wilki (rodzice z jednym lub dwoma młodymi z danego roku). Trzeciej zimy wielkość watah rosła do 4-5 osobników. Ten wzrost zapewniał grupie rodzinnej trwałość. W kolejnych latach wielkość grup osiadłych podlegała fluktuacjom od 4 do 9 osobników i średnio wynosiła 6,8 wilka.



Ryc. 2. Zmiany liczebności wilków, powierzchni terenów zajmowanych przez stabilne watahy wilków, liczby grup rodzinnych, a także średnia (punkty), SE (linia pogrubiona) oraz zakres (linia cienka) liczby wilków w grupach w zachodniej Polsce, w latach 2001/2002–2012/2013.

Podczas tropień po śniegu stwierdzano najbardziej intensywne oznaki rui u samic pomiędzy 14 lutego a 1 marca. Przez cały okres badań zarejestrowano 96 rozrodów wilków. Szczenięta w większości (57 na 58 zdarzeń) rodziły się lub czasowo przebywały w wykopanych norach, a tylko jedno z w miejsc rozrodu było stosem gałęzi leżącym na gruncie.

W oparciu o obserwacje bezpośrednie szczeniąt oraz daty kopulacji par rodzicielskich oceniono, że szczenięta rodziły się od końca kwietnia do początku maja. Na potrzeby analiz przeżywalności szczeniąt założono, że 1 maja jest ich pierwszym dniem życia. Przeżywalność oceniono w oparciu o 37 obserwacji grup szczeniąt. Obserwowaną liczbę młodych odniesiono do kolejnych dni (9-213) ich życia. Przeżywalność szczeniąt oceniono oddzielnie dla dni od 9 do 120 (maj-sierpień), gdy pozostają one w norach lub w legowiskach pod opieką starszych członków grupy rodzinnej, oraz dla dni od 121 do 213 (wrzesień -listopad), gdy są bardziej mobilne i mogą przyłączać się do reszty grupy rodzinnej podczas wędrówek w obrębie terytoriów. Średnia wielkość miotu w momencie urodzenia wynosiła 5,1 i zmniejszała się do 4 szczeniąt do końca sierpnia (śmiertelność wynosiła średnio 7% na miesiąc). W drugim okresie śmiertelność młodych wzrosła do 14% na miesiąc, a do końca listopada średnia ich liczba na grupę wynosiła 2,5. Zatem około 50% szczeniąt przeżywało od urodzenia do wieku 7 miesięcy (Ryc. 3).



Ryc. 3. Liczba wilczych szczeniąt w obserwowanych miotach w odniesieniu do kolejnych dni życia szczeniąt w zachodniej Polsce, w latach 2001–2012.

Od 2005 r. (gdy znaleziony został pierwszy martwy osobnik) do kwietnia 2013 r. zarejestrowano 28 martwych wilków w zachodniej Polsce: 24 wilki dorosłe (86%) i 4 młodociane (14%). Wśród 27 osobników, dla których zidentyfikowano płeć, było 14 samców (52%) i 13 samic (48%). Najczęstszą przyczyną śmierci były wypadki komunikacyjne (65%), następnie kłusownictwo (25%), 7% wilków padło wskutek chorób (np. świerzbu) i innych czynników naturalnych (konflikty z obcymi wilkami). Wszystkie wilki – ofiary wypadków drogowych, były młode (od 6 miesięcy do 3 lat), większość z nich stanowiły samce (67%). Wilki potrącone na drogach znajdowały się średnio 11,6 km od centrum terytorium

najbliższej watahy. Wśród 7 wykrytych skłusowanych osobników, 5 było nielegalnie zastrzelonych przez myśliwych, a 2 zginęły we wnykach zastawionych na dzikie zwierzęta kopytne. Dodatkowo jeden samiec został uwolniony z wnyka. Biorąc pod uwagę stwierdzone w badaniach wysokie średnie tempo wzrostu populacji, całkowita śmiertelność wilków powodowana przez aktywność ludzi, jak i czynniki naturalne, nie wstrzymywała procesu rekolonizacji zachodniej Polski.

Reasumując, moje badania wykazały, że szybkie i spontaniczne odtworzenie się populacji wilka w zachodniej Polsce było możliwe w wyniku długodystansowej (skokowej) dyspersji, która pozwoliła na osiedlanie się wilków i tworzenie się watah w odległych od stałego zasięgu miejscach. Te pionierskie grupy w większości trwały jednak dość krótko. Kiedy jednak liczba grup rodzinnych i ich wielkość wzrosła, stały się one źródłem migrantów, co sprawiło, że wzorzec dyspersji stał się bardziej zróżnicowany, obejmując dyspersję skokową i dyfuzyjną. To spowodowało powstanie małych lokalnych populacji w poszczególnych lasach. Po 12 latach rekolonizacji, wilki w zachodniej Polsce wykazywały wykładniczy wzrost populacji i w 2012 r. zajmowały 30% potencjalnych przydatnych siedlisk.

Skład pokarmu wilków rekolonizujących zachodnią Polskę badałam w latach 2002-2009 (**praca 1**) w oparciu o analizę 474 odchodów zebranych przede wszystkim w czterech dużych kompleksach leśnych, w których najwcześniej osiedliły się te drapieżniki: Puszczy Bydgoskiej (81 prób), Lasach Wałeckich (112 prób), Puszczy Rzepińskiej (126 prób) i Borach Dolnośląskich (124 prób), a także w Puszczy Noteckiej, Puszczy Tarnowskiej, Lasach Rudzkich i Puszczy Świętokrzyskiej (razem 31 prób). Badania te wykazały, że w zachodniej Polsce dzikie ssaki kopytne stanowiły 94,8% biomasy zjedanego przez wilki pokarmu, wśród nich najistotniejsza była sarna *Capreolus capreolus* (42,8% biomasy), następnie dzik *Sus scrofa* (22,6%) oraz jeleni *Cervus elaphus* (22,2%). Uzupełniającymi ofiarami były: daniel *Dama dama* (2,7%), zając *Lepus europeus* (2,5%) i bóbr *Castor fiber* (1,4%). Zwierzęta domowe – wyłącznie psy *C. familiaris* oraz koty *Felis catus* – stanowiły zaledwie 1,0% biomasy zjedanego pokarmu. Nisze pokarmowe wilków ocenione metodą Levins'a (1968) we wszystkich obszarach badań były wąskie, co wskazało na mocną specjalizację drapieżników w jednej grupie ofiar – dzikich ssakach kopytnych. Stwierdzono też duże podobieństwo w udziale poszczególnych gatunków dzikich ssaków kopytnych w diecie wilków pomiędzy terenami badań. Tylko w Lasach Wałeckich wilki wykorzystywały w większym zakresie średnie ssaki, w tym bobra, którego udział wynosił 5,1% biomasy. Obliczono wybiórczość pokarmową (Jacobs 1974) i porównano ją z danymi z innych części Polski (Jędrzejewski i in.



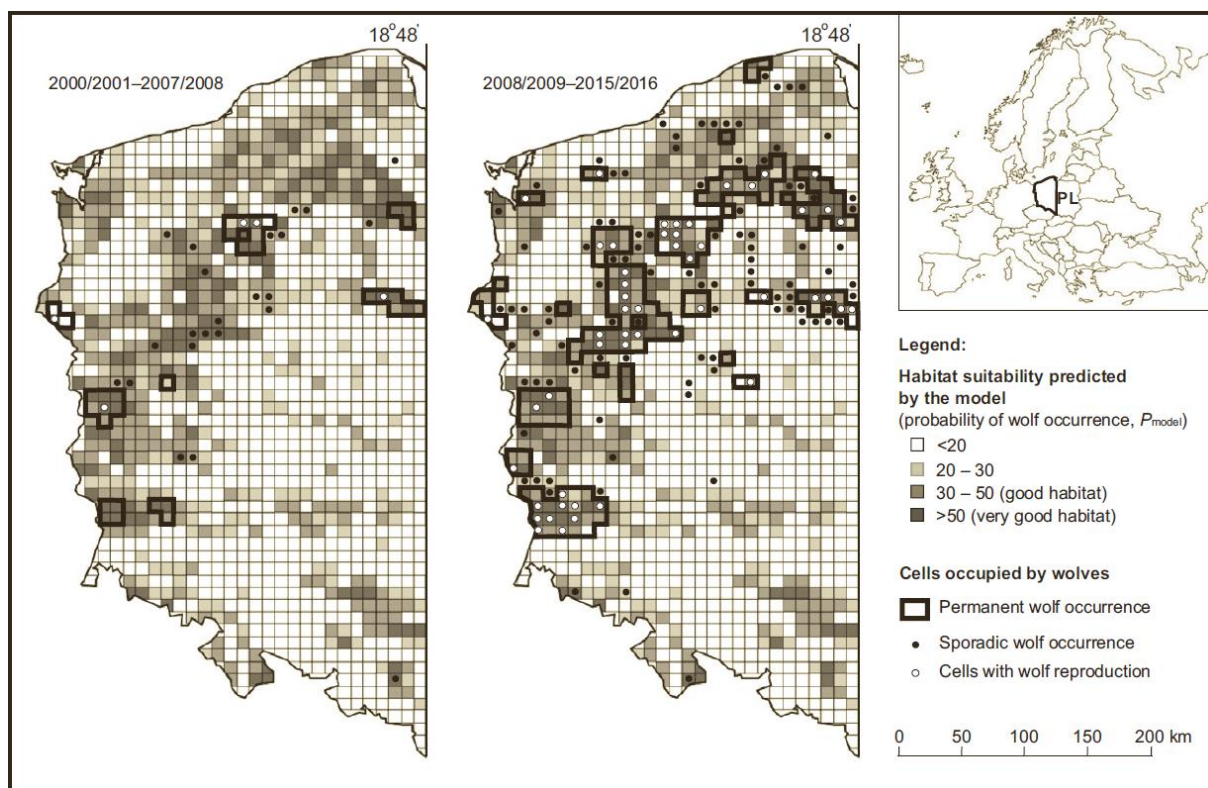
2012) i z Niemiec (Ansorge i in. 2006). W odróżnieniu od wilków w północnowschodniej Polsce i w Karpatach, które spośród dostępnych ofiar pozytywnie selekcjonowały jelenia i unikały dzika, u wilków w zachodniej Polsce, podobnie jak w Niemczech, nie stwierdzono takich preferencji. Polowały one na dzikie gatunki zwierząt kopytnych odpowiednio do ich dostępności w poszczególnych kompleksach leśnych. Brak wyraźnej preferencji w stosunku do jelenia mógł wynikać z tego, iż w zachodniej Polsce wilcze grupy były na początkowym etapie osiedlania się, jeszcze nieliczne, składające się z pary lub trzech młodych, niedoświadczonych osobników i ewentualnie szceniąt z danego sezonu. Dla takich watah polowanie na jelenie mogło być ryzykowne, lub wymagać dużych wydatków energetycznych. Dodatkowym czynnikiem mogło być to, że zagęszczenia saren oraz dzików w nizinnych lasach gospodarczych zachodniej Polski są tak wysokie, a sukces łowiecki wilków na tyle duży, że drapieżniki były w stanie zaspokajać swoje potrzeby pokarmowe bez konieczności poszukiwania większych ofiar. Generalnie, rozległe kompleksy leśne w Polsce Zachodniej okazały się bardzo dobrym siedliskiem dla wilków ze względu na obfitość dzikich zwierząt kopytnych i niskie zagęszczenie zwierząt hodowlanych na otaczających je obszarach, co spowodowało niski poziom konfliktów pomiędzy ludźmi a wilkami i sprzyjało dalszej rekolonizacji.

Powrót wilków do zachodniej Polski stworzył możliwość porównania przewidywań modelu przydatności siedlisk (habitat suitability model – HSM) dla wilka w Polsce (Jędrzejewski i in. 2008) zbudowanego na podstawie 15 000 danych terenowych zebranych we wschodniej Polsce w latach 2000-2006, z rozmieszczeniem tego gatunku w zachodniej części kraju po 15 latach rekolonizacji (**praca 4**). Modele przydatności siedlisk są narzędziem często wykorzystywanym w ochronie przyrody i zarządzaniu środowiskiem, zwłaszcza do przewidywania rozwoju populacji gatunków zagrożonych wyginięciem. Jednak prace weryfikujące takie modele w oparciu o faktyczne rozmieszczenie gatunków w wyniku rekolonizacji są bardzo rzadkie.

Dane o obecności wilków (8057 różnych śladów aktywności tych drapieżników o ustalonych współrzędnych geograficznych w formacie WGS 84) zostały zebrane w zachodniej Polsce (na zachód od południka 18°48' E) w latach 2001–2016. Do analiz wykorzystano tę samą siatkę kwadratów 10×10 km (razem 1311 kwadratów) i ten sam zestaw zmiennych środowiskowych, jakie zostały użyte w walidowanym modelu. Wyróżniono następujące trzy kategorie obecności wilków w kwadratach: (1) obecność stała z rozrodem, (2) obecność stała bez rozrodu oraz (3) obecność sporadyczna (stwierdzenia osobników podczas dyspersji) (Ryc. 4). Kwadraty, w których wykazano wilki, zostały porównane ze

wszystkimi kwadratami w zachodniej Polsce pod kątem prawdopodobieństwa występowania wilków oszacowanym przez model HSM, a także ważnymi dla wilków czynnikami środowiska. Analiza czasowa została wykonana dla dwóch trwających 8 lat okresów: początkowej oraz późniejszej rekolonizacji.

W zachodniej Polsce wilki zostały stwierdzone w 259 kwadratach (20% terenu badań), wśród nich na stałe bytowały w 154 (12%), a sporadycznie pojawiały się w pozostałych 105 kwadratach (18%). Jeśli porównywać z ogólną dostępnością siedlisk, drapieżniki osiedlały się w obszarach, które model HSM określił, jako dobre i bardzo dobre siedliska wilków (73% kwadratów z prawdopodobieństwem osiedlenia się >40%). Były to kwadraty charakteryzujące się wysoką lesistością i niskim zagęszczeniem dróg publicznych (Ryc. 5).

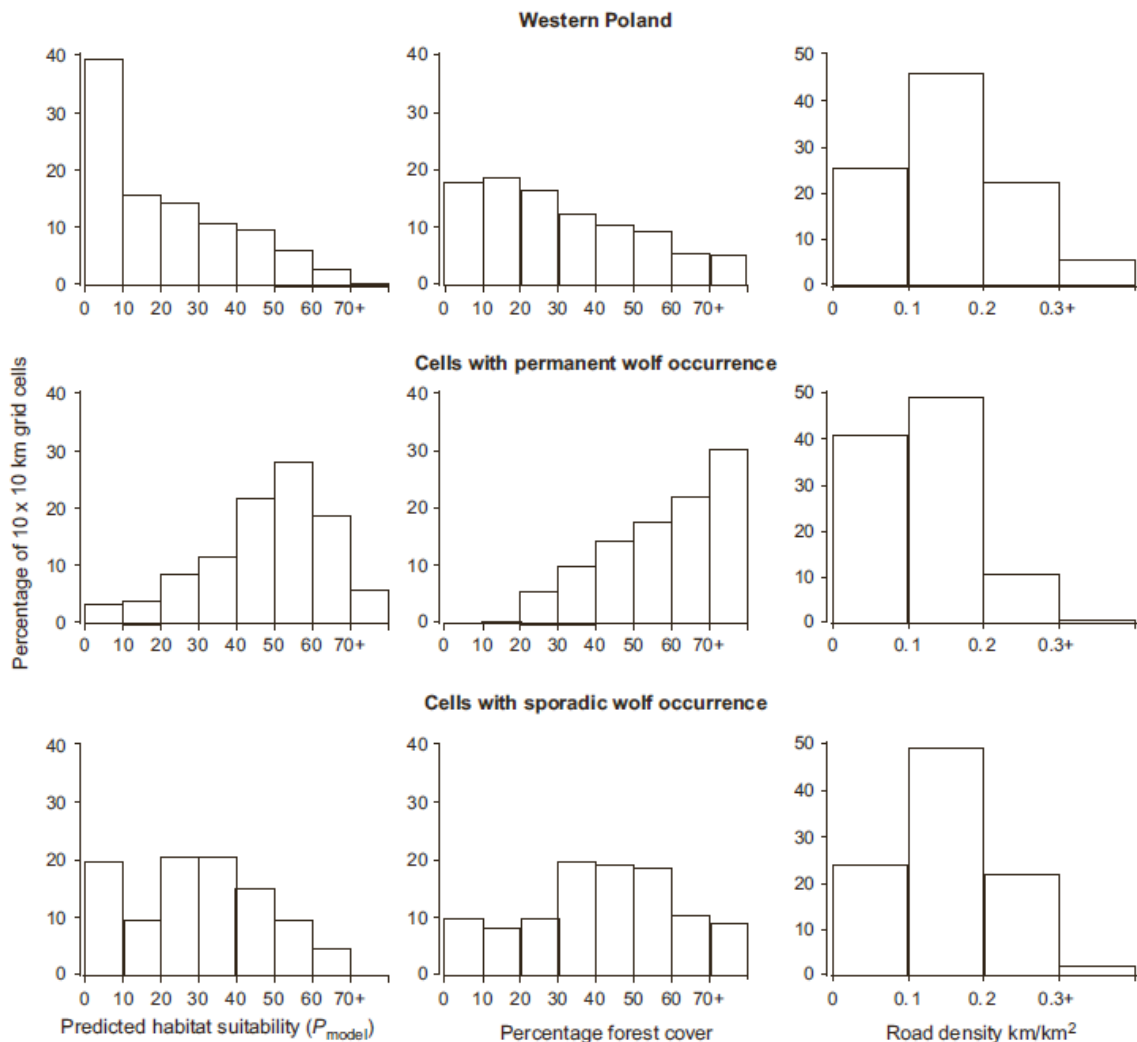


Ryc. 4. Zachodnia Polska podzielona na kwadraty 10×10 km z przypisaną przydatnością siedlisk dla wilka (wg Jędrzejewski i in. 2008). Pogrubioną linią zaznaczono obszary na stałe zasiedlone przez wilka przez co najmniej jeden rok w okresach 2000/2001–2007/2008 oraz 2008/2009–2015/2016. Puste koła oznaczają kwadraty, w których potwierdzono rozród wilka. Czarne koła oznaczają kwadraty ze sporadyczną obecnością wilka.

Selektywność wilków w stosunku do konkretnych obszarów wzrastała wraz ze zwiększającą się przydatnością siedliska i lesistością oraz z malejącym zagęszczeniem dróg. Sporadyczne występowanie drapieżników, szczególnie młodych osobników podczas dyspersji, było rejestrowane najczęściej w siedliskach niekorzystnych lub suboptymalnych (71% kwadratów z prawdopodobieństwem osiedlenia się < 40%): wilki te wyraźnie unikały

zarówno najgorszych, jak i najlepszych siedlisk, które były już zajęte przez terytorialne grupy rodzinne.

Średnia wartość przydatności siedlisk przewidziana przez model HSM była znacząco wyższa (prawdopodobieństwem osiedlenia się = 47,7%) dla kwadratów zasiedlonych przez watahy, niż dla tych ze sporadycznym występowaniem (29,1%) w zachodniej Polsce. Zmienne środowiskowe, które znacząco odróżniały te dwie grupy kwadratów to: lesistość i całkowita biomasa dzikich zwierząt kopytnych (obie wartości były wyższe w kwadratach ze stałym występowaniem wilka), a także tereny rolne, osiedla ludzkie oraz zagęszczenie dróg publicznych (wszystkie z nich z niższym udziałem w kwadratach ze stałym występowaniem) (Ryc. 5).



Ryc. 5. Frekwencja (%) wszystkich kwadratów 10 × 10 km w zachodniej Polsce (n = 1311 kwadratów, górny rząd), kwadratów ze stałą obecnością wilków (n = 154, rząd środkowy) oraz kwadratów ze sporadyczną obecnością wilków (n = 105, dolny rząd) w odniesieniu do prawdopodobieństwa obecności wilków zgodnie z przewidywaniem modelu przydatności siedlisk (lewa kolumna) oraz dwóch najważniejszych czynników środowiskowych: lesistości (środkowa kolumna) i zagęszczenia dróg (prawa kolumna) w kwadratach.

Rozmnażające się grupy stwierdzono w 52 kwadratach. Stanowiły one 4% wszystkich kwadratów i 34% kwadratów ze stałym występowaniem, i charakteryzowały się znacząco wyższymi wartościami przydatności siedlisk przewidzianymi przez HSM, miały największą lesistość i najmniejszy udział struktur antropogenicznych (pól, obszarów zabudowanych i dróg). Wśród tych 52 kwadratów 15 było zlokalizowanych na aktywnych lub nieczynnych poligonach, a 4 w parkach narodowych. Pośród 10 kwadratów z rozrodem, gdzie lesistość była niższa niż 50%, ponad połowa leżała w obrębie poligonów, gdzie aktywność ludzi jest niewielka i od kilkunastu lat zachodzi spontaniczna sukcesja gatunków drzewiastych. Obszary te nie są zaklasyfikowane w systemie CORINE jako tereny leśne. We wczesnej fazie rekolonizacji (od zimy 2000/2001 do 2007/2008), kwadraty wybrane przez wilki do osiedlenia się oraz te, w których rejestrowano osobniki podczas dyspersji, nie różniły się pod względem parametrów siedliskowych. Natomiast nowe kwadraty, które zostały zasiedlone na stałe przez wilki w późniejszej fazie rekolonizacji (2008/2009 – 2015/2016), miały podobną (nieznacznie niższą) jakość siedlisk, za to kwadraty ze sporadyczną obecnością wilków wykazywały się znacząco gorszą jakością siedlisk w porównaniu zarówno do kwadratów ze stałą obecnością w tym samym okresie, jak i kwadratów wykorzystywanych sporadycznie w okresie wcześniejszym. Stąd wniosek, iż wraz z większym wysyceniem przez wilcze grupy rodzinne lasów zachodniej Polski, młode osobniki musiały wędrować przez tereny suboptymalne, a nawet niesprzyjające.

Przeprowadzone przeze mnie badania wykazały, że model przydatności siedlisk dla polskich wilków przewidział z dużą dokładnością obszary, które w latach 2001-2016 zostały zasiedlone przez wilcze grupy w zachodniej części kraju. Modele zbudowane w oparciu o wystandaryzowane dane terenowe o śladach aktywności wilków zebrane w podobny sposób jak w polskim modelu mogą być przydatne do przewidywania przyszłego rozmieszczenia wilków na nizinach centralnej i zachodniej Europy, gdzie warunki środowiskowe są porównywalne, a osiedlające się wilki pochodzą z tej samej populacji źródłowej.

Ogromny sukces rekolonizacyjny wilków w zachodniej Polsce po objęciu ich ochroną gatunkową, nasunął pytanie, jakie były przyczyny kilkudziesięcioletniej sporadycznej i ograniczonej obszarowo obecności drapieżników w tej części kraju, chociaż jak wykazał model przydatności siedlisk (Jędrzejewski i in. 2008), jest tam blisko dwa razy więcej (39 000 km<sup>2</sup>) przydatnych dla wilków terenów, niż łącznie we wschodniej Polsce i Karpatach (22 600 km<sup>2</sup>).

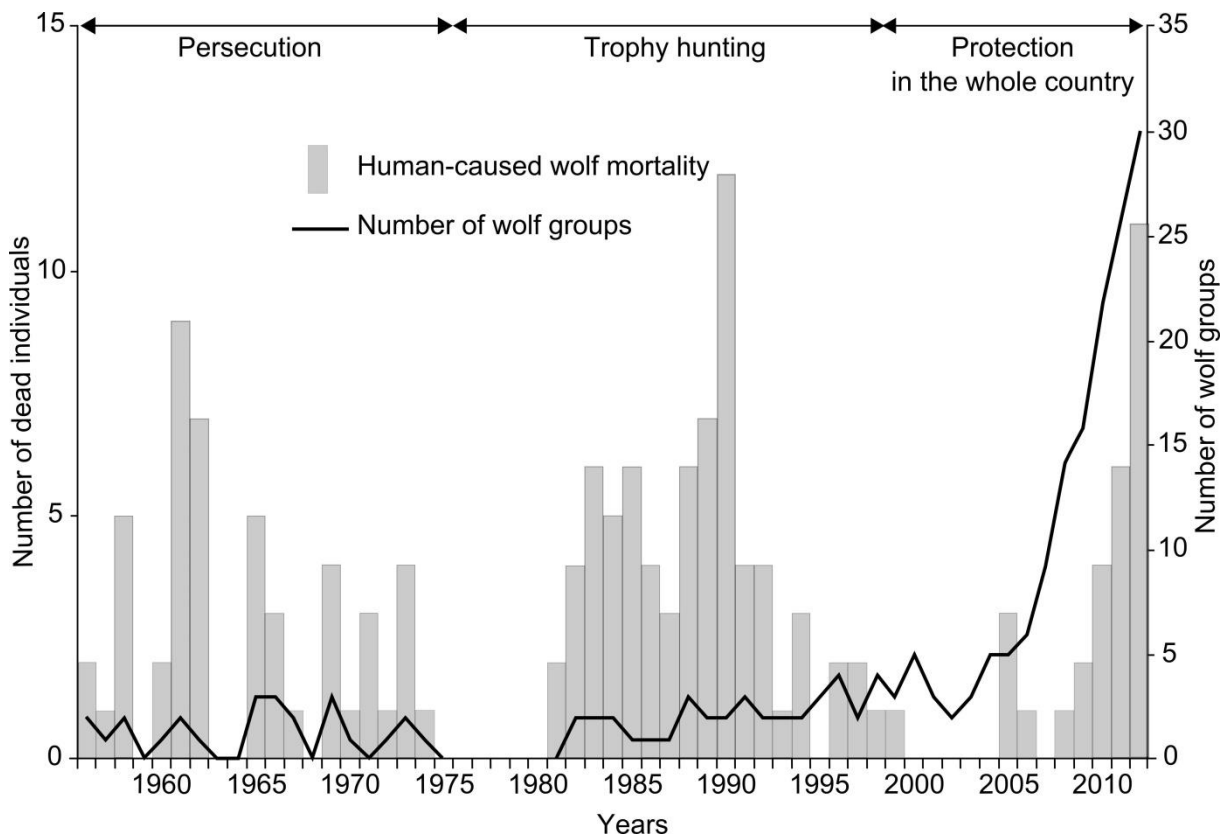
Aby uzyskać odpowiedź na to pytanie przebadalam liczebność, rozmieszczenie i powodowaną przez ludzi śmiertelność wilków w zachodniej Polsce w okresach, gdy ich

populacja zarządzana była na dwa różne sposoby (zwalczanie i pozyskanie łowieckie) (**praca 3**). Wyniki porównałam z pozostałą częścią kraju, a także odniosłam do obecnego stanu, gdy populacja pozostaje pod ochroną. Przeanalizowałam też historyczne dane dotyczące zagęszczeń dzikich zwierząt kopytnych, leśności, struktury lasu, urbanizacji oraz zagęszczeń i aktywności ludzi. Analizy te wykazały, że w zachodniej Polsce w latach powojennych, aż do końca lat 90. XX wieku, lesistość i zagęszczenia dzikich zwierząt kopytnych były wyższe, a zagęszczenia ludzi i dróg były porównywalne lub niższe niż w tych częściach kraju, gdzie wówczas bytowały wilki. Nie istniały też żadne antropogeniczne bariery pomiędzy lasami, gdzie żyła populacja źródłowa we wschodniej Polsce, a zachodem kraju.

W Polsce podczas intensywnego zwalczania (tzw. akcji wilczej), które prowadzone było w całym kraju w latach 1951-1974 zabito łącznie 3316 wilków (średnio 184 drapieżników na rok), natomiast w zachodniej Polsce około 49 wilków (średnio 2,6 wilka na rok). W okresie tym obecność drapieżników (najczęściej osobników samotnych lub par bez rozrodu) była stwierdzana na zachodzie maksymalnie w 4 (średnio w 1,7) kompleksach leśnych w poszczególnych latach akcji wilczej, były jednak lata, gdy wilków nie było w żadnym tamtejszym lesie. Od 1956 do 1974 r. liczba grup na zachodzie kraju wahała się od 0 do 3 (Ryc. 6). W tym okresie zarejestrowano tam wilcze grupy zaledwie 14 razy, co daje średnią 0,7 grupy na rok, natomiast rozród zarejestrowano zaledwie 6 razy (średnio 0,3 miotu na rok). Wilcze grupy rodzinne, którym udało się osiedlić, były w stanie mieć tylko jeden miot przed wytępieniem. Najwięcej wilków zabito w 1961 r. (9 osobników) i 1962 r. (7 osobników) (Ryc. 6). W większości były to wilki z dwóch grup: w Borach Tucholskich i Lasach Wałeckich. W Lasach Wałeckich, gdzie obecność wilków stwierdzano ponownie przez cztery kolejne lata w okresie 1965-1968, rozród miał miejsce tylko dwa razy, z kilkuletnią przerwą pomiędzy nimi.

Od 1975 r., gdy wilk został gatunkiem łownym, aż do 1980 r., w zachodniej Polsce zarejestrowano jedynie kilka osobników w trakcie dyspersji. Pierwsze dwa wilki zabito w 1981 r., a do 1997 r. odstrzelono co najmniej 70 osobników (średnio 3 na rok), podczas gdy w całym kraju zabito ich 2200 (średnio 94 na rok). Drapieżniki były stwierdzane zaledwie w 1 do 4 kompleksach leśnych na rok (średnio w 3,1). Rocznie stwierdzano w zachodniej Polsce obecność mniej niż dwóch watah i mniej niż jeden rozród. Podobnie jak w okresie akcji wilczej, większość z grup nie zdążyła przystąpić do rozrodu lub rozmnożyła się tylko raz, zanim została odstrzelona, co następowało zazwyczaj w pierwszym roku po wykryciu przez myśliwych. Najdłużej istniały i rozmnażały się dwie watahy: w Puszczy Noteckiej w latach

1984–1990 oraz Lasach Sarbskich w latach 1987–1992. Tam też w 1990 roku zastrzelono najwięcej, bo 12 wilków, w tym obie pary rodzicielskie (Ryc. 6).



Ryc. 6. Liczba wilczych grup rodzinnych oraz zabitych wilków w zachodniej Polsce w okresach różnych form zarządzania populacją, w latach 1956-2012.

Analizy statystyczne wykazały, że średnia roczna liczba zabitych wilków w zachodniej Polsce podczas akcji zwalczania oraz użytkowania łowieckiego nie różniły się (Mann–Whitney U-test,  $U=205$ ,  $n_1=19$ ,  $n_2=23$ , NS). Wśród drapieżników zabitych w obu okresach było dwukrotnie więcej samców niż samic, co wskazuje na regularne próby kolonizacji obszaru zachodniej Polski przez wilki, głównie przez samce, które częściej podejmują dłuższe skokowe dyspersje. Jednak szybka wykrywalność i duża śmiertelność powodowana przez myśliwych w obu okresach, które umożliwiała uproszczona struktura lasu (monokultury sosnowe) i gęsta sieć dróg leśnych w zachodniej Polsce, skutecznie blokowała odtworzenie się populacji. Sytuacja zmieniła się radykalnie, gdy wilki zostały objęte ochroną, co zostało przeze mnie wykazane w **pracy 2**.

## Literatura

Ansorge H., Kluth G., Hahne S. 2006. Feeding ecology of wolves *Canis lupus* returning to Germany. *Acta Theriologica* 51: 99–106.

- Boitani L. 2003. Wolf conservation and recovery. W: Mech L.D., Boitani L. (red.). *Wolves. Behavior, ecology, and conservation*. University of Chicago Press, Chicago: 317–340.
- Chapron G., Kaczensky P., Linnell J.D.C., von Arx M., Huber D., Andrén H., López-Bao J.V., Adamec M., Álvares F., Anders O., Balčiauskas L., Balys V., Bedó P., Bego F., Blanco J.C., Breitenmoser U., Brøseth H., Bufka L., Bunikyte R., Ciucci P., Dutsov A., Engleder T., Fuxjäger C., Groff C., Holmala K., Hoxha B., Iliopoulos Y., Ionescu O., Jeremić J., Jerina K., Kluth G., Knauer F., Kojola I., Kos I., Krofel M., Kubala J., Kunovac S., Kusak J., Kutal M., Liberg O., Majić A., Männil P., Manz R., Marboutin E., Marucco F., Melovski D., Mersini K., Mertzanis Y., Mysłajek R.W., Nowak S., Odden J., Ozolins J., Palomero G., Paunović M., Persson J., Potočnik H., Quenette P.-Y., Rauer G., Reinhardt I., Rigg R., Ryser A., Salvatori V., Skrbinšek T., Stojanov A., Swenson J.E., Szemethy L., Trajçe A., Tsingarska-Sedefcheva E., Vána M., Veeroja R., Wabakken P., Wölfl M., Wölfl S., Zimmermann F., Zlatanova D., Boitani L. 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* 346: 1517–1519.
- Colino-Rabanal V.J., Lizana M., Peris S.J. 2011. Factors influencing wolf *Canis lupus* roadkills in Northwest Spain. *European Journal of Wildlife Research* 57: 399–409.
- Czarnomska S.D., Jędrzejewska B., Borowik T., Niedziałkowska M., Stronen A.V., Nowak S., Mysłajek R.W., Okarma H., Konopiński M., Pilot M., Śmietana W., Caniglia R., Fabbri E., Randi E., Pertoldi C., Jędrzejewski W. 2013. Concordant mitochondrial and microsatellite DNA structuring between Polish lowland and Carpathian Mountain wolves. *Conservation Genetics* 14: 573–588.
- Fuller T.K. 1989. Population dynamics of wolves in north-central Minnesota. *Wildlife Monographs* 105: 1–41.
- Hayes R.D., Harestad A.S. 2000. Demography of a recovering wolf population in the Yukon. *Canadian Journal of Zoology* 78: 36–48.
- Huck M., Jędrzejewski W., Borowik T., Miłosz-Cielma M., Schmidt K., Jędrzejewska B., Nowak S., Mysłajek R.W. 2010. Habitat suitability, corridors and dispersal barriers for large carnivores in Poland. *Acta Theriologica* 55: 177–192.
- Jacobs J. 1974. Quantitative measurement of food selection. A modification of the forage ratio and Ivlev's selectivity index. *Oecologia* 14: 413–417.
- Jędrzejewska B., Jędrzejewski W., Bunevich A.N., Miłkowski L., Okarma H. 1996. Population dynamics of wolves *Canis lupus* in Białowieża Primeval Forest (Poland and Belarus) in relation to hunting by humans, 1847–1993. *Mammal Review* 26: 103–126.
- Jędrzejewski W., Jędrzejewska B., Zawadzka B., Borowik T., Nowak S., Mysłajek R.W. 2008. Habitat suitability model for Polish wolves *Canis lupus* based on long-term national census. *Animal Conservation* 11: 377–390.
- Jędrzejewski W., Niedziałkowska M., Hayward M. W., Goszczyński J., Jędrzejewska B., Borowik T., Bartoń K.A., Nowak S., Harmuszkiewicz J., Juszczyk A., Kałamarz T., Kloch A., Koniuch J., Kotiuk K., Mysłajek R.W., Nędzyńska M., Olczyk A., Teleon M., Wojtulewicz M. 2012. Prey choice and diet of wolves related to ungulate communities and wolf subpopulations in Poland. *Journal of Mammalogy* 93: 1480–1492.

- Kojola I., Kaartinen S., Hakal A., Heikkinen S., Voipio H.-M. 2009. Dispersal behaviour and the connectivity between wolf populations in Northern Europe. *Journal of Wildlife Management* 73: 309–313.
- Lanszki J., Márkus M., Újváry D., Szabó A., Szemethy L. 2012. Diet of wolves *Canis lupus* returning to Hungary. *Acta Theriologica* 7: 189–193.
- Larivière S., Jolicoeur H., Crête M. 2000. Status and conservation of the gray wolf (*Canis lupus*) in wildlife reserves of Québec. *Biological Conservation* 94: 143–151.
- Liberg O., Chapron G., Wabakken P., Pedersen H.S., Hobbs N.T., Sand H. 2011. Shoot, shovel and shut up: cryptic poaching slows restoration of a large carnivore in Europe. *Proceedings of the Royal Society B* 279: 910–915.
- Linnell J.D.C., Brøseth H., Solberg E.J., Brainerd S.M. 2005. The origins of the southern Scandinavian wolf *Canis lupus* population: potential for natural immigration in relation to dispersal distances, geography and Baltic ice. *Wildlife Biology* 11: 383–391.
- Mech L.D., Adams L.G., Meier T.J., Burch J.W., Dale B.W. 1998. *The wolves of Denali*. University of Minnesota Press, Minneapolis
- Meriggi A., Brangi A., Schenone L., Signorelli D. & Milanese P. 2011: Changes of wolf (*Canis lupus*) diet in Italy in relation to the increase of wild ungulate abundance. *Ethology Ecology & Evolution* 23: 1–17.
- Murray D.L., Smith D.W., Bangs E.E., Mack C., Oakleaf J.K., Fontaine J., Boyd D., Jiminez M., Niemeyer C., Meier T.J., Stahler D., Holyan J., Asher V.J. 2010. Death from anthropogenic causes is partially compensatory in recovering wolf populations. *Biological Conservation* 143: 2514–2524.
- Nowak S., Mysłajek R.W., Jędrzejewska B. 2005. Patterns of wolf *Canis lupus* predation on wild and domestic ungulates in the Western Carpathian Mountains (S Poland). *Acta Theriologica* 50: 263–276.
- Nowak S., Mysłajek R.W., Jędrzejewska B. 2008. Density and demography of wolf *Canis lupus* population in the western-most part of the Polish Carpathian Mountains, 1996–2003. *Folia Zoologica* 57: 392–402.
- Theuerkauf J., Jędrzejewski W., Schmidt K., Gula R. 2003a. Spatiotemporal segregation of wolves from humans in the Białowieża Forest (Poland). *Journal of Wildlife Management* 67: 706–716.
- Theuerkauf J., Rouys S., Jędrzejewski W. 2003. Selection of den, rendezvous, and resting sites by wolves in the Białowieża Forest, Poland. *Canadian Journal of Zoology* 81: 163–167.
- Wabakken P., Sand H., Liberg O., Björvall A. 2001. The recovery, distribution, and population dynamics of wolves on the Scandinavian peninsula, 1978–1998. *Canadian Journal of Zoology* 79: 710–725.
- Wydeven A.P., Schultz R.N., Thiel R.P. 1995. Grey wolf (*Canis lupus*) population monitoring in Wisconsin 1979–1991. W: Carbyn L.N., Fritts S.H., Seip D.R. (red.). *Ecology and conservation of wolves in a changing world*. Canadian Circumpolar Institute, University of Alberta, Edmonton: 147–156.



## **5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych**

Moje obecne zainteresowania naukowe dotyczą ekologii, behawioru i problemów ochronny ssaków drapieżnych, w tym wpływu infrastruktury transportowej na populacje ssaków i łączność siedlisk przyrodniczych. Jednak w latach 80. XX w., jako studentka Wydziału Biologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach, koncentrowałam się na zagadnieniach dotyczących przemian zachodzących we florze obszarów zurbanizowanych. Pracę magisterską pt. „*Flora synantropijna linii kolejowej Katowice-Piotrowice*”, przygotowaną pod kierunkiem dra Andrzeja Sendka, obroniłam w 1983 r.

Po ukończeniu studiów podjęłam pracę w Głównym Instytucie Górnictwa w Katowicach, gdzie byłam członkiem zespołu badawczego, którego celem było opracowanie substancji (tzw. hopkalitu) pochłaniającej tlenek węgla CO, wykorzystywanej do produkcji pochłaniaczy masek gazowych stosowanych w górnictwie i ratownictwie. Po roku pracy przeniosłam się do Urzędu Wojewódzkiego w Katowicach, gdzie pracowałam w Wydziale Ochrony Środowiska, w pionie Wojewódzkiego Konserwatora Przyrody, gdzie zajmowałam się ochroną rzadkich gatunków i obiektów przyrodniczo-cennych w województwie śląskim. Przez następne lata moja praca nie miała ścisłych związków z nauką, a raczej charakter aplikacyjny. Ponownie zajęłam się badaniami naukowymi w połowie lat 90. ubiegłego wieku, dotyczyły one przede wszystkim ekologii wybranych gatunków ssaków oraz integralności siedlisk przyrodniczych.

### ***Badania nad dużymi drapieżnikami i ich siedliskami***

W 1996 r. rozpoczęłam badania nad dużymi drapieżnikami: wilkami i rysiami w Beskidzie Śląskim, gdzie w efekcie objęcia ochroną gatunkową, rozpoczął się proces rekolonizacji przez te drapieżniki, oraz w Beskidzie Żywieckim, gdzie funkcjonowały ustabilizowane populacje obu gatunków, jednak poddane silnej presji łowieckiej po słowackiej stronie granicy. Badania nad populacją wilka stały się podstawą mojej pracy doktorskiej pt. „*Dynamika populacji, ekologia i problemy ochrony wilka Canis lupus w Beskidzie Śląskim i Żywieckim*”, której promotorem była doc. dr hab. Bogumiła Jędrzejewska z Zakładu Badania Ssaków PAN (obecnie Instytut Biologii Ssaków PAN) w Białowieży. Pracę obroniłam w maju 2003 r. w Instytucie Ochrony Przyrody PAN w Krakowie. Jej celem

było poznanie możliwości adaptacyjnych wilków do warunków mozaiki lasów gospodarczych i terenów pasterskich, poddanych silnej antropopresji oraz wynikających stąd problemów ochrony tego gatunku w Beskidzie Śląskim i Beskidzie Żywieckim. Wyniki przedstawione w pracy doktorskiej zostały następnie opublikowane w trzech artykułach w recenzowanych czasopismach naukowych.

W pracy Nowak i in. (2005), w oparciu o analizy 390 odchodów wilków i 93 pozostałości ofiar wilków wykazałam, że w Beskidzie Śląskim i Żywieckim, pomimo iż w zespole dzikich zwierząt kopytnych dominowała sarna, a zwierzęta gospodarskie były licznie wypasane w sąsiedztwie i wewnątrz lasu, wilki polowały głównie na jelenia, który stanowił 42% zjedzonej przez wilki biomasy, a dopiero w drugiej kolejności na sarnę (33% biomasy). W odniesieniu do obu gatunków ofiar drapieżniki preferowały samice i osobniki młodociane. Dziki były zjadane znacznie rzadziej (4% biomasy), zgodnie z ich niedużym udziałem w zespole dużych roślinożerców. Łącznie dzikie zwierzęta kopytne stanowiły ponad 95% biomasy zjadanej przez wilki, a niecałe 2% mniejsze ssaki, takie jak zające, borsuki i lisy. Pomimo łatwego dostępu do słabo strzeżonych stad owiec, zwierzęta hodowlane stanowiły tylko 3% biomasy zjedzonego przez wilki pokarmu. Drapieżniki zabijały średnio 34 owce na rok, przede wszystkim późnym latem i jesienią, w odległości ponad 50 m od zabudowań. Praca ta była jedną z pierwszych w Europie środkowej i wschodniej opisujących dietę wilków żyjących na obszarze gęsto zaludnionym, w typowych lasach gospodarczych, z bardzo małym udziałem obszarów chronionych.

W kolejnej pracy (Nowak i in. 2008) przedstawiłam strukturę przestrzenną, liczebność, zagęszczenie i dynamikę populacji wilków żyjących w pięciu grupach rodzinnych w Beskidzie Śląskim i Beskidzie Żywieckim, w latach 1996–2003. Beskidzkie watahy liczyły średnio od 4 do 5 wilków, zajmowały terytoria o średniej powierzchni 158 km<sup>2</sup>, zimowe zagęszczenia populacji wahały się od 1,3–1,9 osobnika/100 km<sup>2</sup> (średnio 1,6). W okresie badań średnie roczne tempo wzrostu odtwarzającej się populacji wilka w Beskidzie Śląskim wynosiło 28%. Natomiast w Beskidzie Żywieckim, gdzie w słowackich częściach tranzgranicznych terytoriów watah polowano intensywnie na te drapieżniki, wzrostu populacji nie zarejestrowano. Tam średnia roczna śmiertelność wynosiła 1,5 wilka na grupę rodzinną. Wilcze szczenięta rodziły się przez pierwsze dziesięć dni maja. Ich przeżywalność do zimy była mała (1,3 szczenięcia na watahę) ze względu na wysoko położone miejsca wychowu (średnio 1009 m n.p.m.) z niesprzyjającymi warunkami klimatycznymi, a także brak bezpiecznych nor, których nie da się kopać w cienkiej warstwie górskiej gleby. Najczęstszą,

przyczyną śmierci wilków w Beskidach były odstrzały przez słowackich myśliwych (83%), kolizje drogowe (11%) i choroby (świerzb, 6%). Praca ta jest do dzisiaj jedną z zaledwie trzech (Wabakken i in. 2001, Nowak i Mysłajek 2016) prac o dynamice populacji wilka w Europie.

Jednym z elementów mojej pracy doktorskiej była ocena przydatności stymulacji głosowej do wyróżniania i lokalizacji wilczych grup rodzinnych, określania ich liczebności i obecności szczeniąt. W oparciu o prowadzone przez 163 dni sesje stymulacji wyciem, podczas których uzyskałam 61 odpowiedzi od wilków, wykazałam, że wilki nie zawsze odpowiadają na stymulację (sukces stymulacji 39%). Jeśli jednak odpowiadają, to najczęściej w okresie od czerwca do września, czyli w okresie wychowu szczeniąt, ze szczytem w sierpniu, co pozwala wykryć grupy z młodymi. Ponadto grupy liczące kilka wilków (4-5) wyją w odpowiedzi na stymulację dłużej niż pojedyncze osobniki lub pary. To także pomaga zidentyfikować obecność szczeniąt w grupie. Uzyskane rezultaty zostały opisane w pracy Nowak i in. (2007), gdzie znalazły się ponadto wyniki moich badań nad spontanicznym wyciem wilków, prowadzonych równolegle w Puszczy Białowieskiej. Tam, podczas badań telemetrycznych prowadzonych przez zespół pod kierunkiem prof. dr hab. Włodzimierza Jędrzejewskiego z Zakładu Badania Ssaków PAN nad wilkami z czterech lokalnych watah, zarejestrowano 136 przypadków spontanicznego wycia, a także okoliczności, jakie im towarzyszyły (aktywność wilków przed i po wyciu, miejsce wycia, czas jego trwania). Ponad połowa (58%) spontanicznego wycia w roku miała miejsce w okresie od lipca do października, ze szczytem aktywności w sierpniu. W ciągu doby drapieżniki najczęściej były pomiędzy godz. 18:00 a 24:00, co zbiega się z ich pierwszym (zmrokowo-nocnym) szczytem aktywności łowieckiej. Niezmiernie ciekawe było to, że wilki były głównie w centralnych częściach terytoriów, a nie w obszarach peryferyjnych. Moje badania wykazały, że odwrotnie niż dotychczas uważano i opisywano w licznych monografiach gatunku, wycie nie służy wilkom do odstraszenia intruzów – obcych wilków (tylko 2% zarejestrowanego wycia miało taki cel), lecz głównie jest to narzędzie porozumiewania się członków tej samej grupy rodzinnej w swoim rozległym, liczącym 200-350 km<sup>2</sup> terytorium. Wilki wyją np. w celu skomunikowania się dwóch, czasowo rozdzielonych części watahy (43% wycia), w tym nawiązania kontaktu przez parę rodzicielską z pozostawionymi w legowiskach szczeniętami i ich opiekunem oraz odwrotnie – szczeniąt z rodzicami (20% wycia), a także po odnalezieniu się rozdzielonych członków grupy (18%). Wilki wyją też przed wspólnym wyruszeniem na polowanie (22% wycia) oraz po upolowaniu zdobyczy (5%). Praca o aktywności głosowej

wolnożyjących wilków była pierwszą na świecie, w której wykazano, w oparciu o bardzo duży materiał, jakie faktycznie funkcje spełnia wycie w życiu wilków. Została ona omówiona w trzech książkach: „*Principles of Animal Communication*” (Bradbury i Vehrencamp 2011, Sinauer Associate, Sunderland), „*Biocommunication of Animals*” (Witzany 2014, Springer, Dordrecht) oraz „*Service and therapy dogs in American society: Science, law and the evolution of canine caregivers*” (Ensminger 2010, Charles C. Thomas Publisher Ltd., Springfield) oraz licznych artykułach o komunikacji wśród zwierząt.

W zachodnich Karpatach, w latach 2002-2004 badana była też, przy moim współudziale, helmintofauna wilków. Wśród 89 prób przeanalizowanych odchodów, aż 56% zawierało jaja pasożytów. Najwięcej było tęgoryjców: *Uncinaria stenocephala* (37%) i *Ancylostoma caninum* (12,3%). Inne wykryte pasożyty to: nicienie *Eucoleus aerophilus* (14,6%), jaja tasiemców *Taenia* sp. (11,2%), glisty *Toxocara canis* (5,6%) oraz przywry *Alaria alata* (2,2%). Wyniki zawarto w pracy Popiołka i in. (2007), której jestem współautorką.

W 2000 r. wspólnie z prof. dr hab. Włodzimierzem Jędrzejewskim, tworzyłam i testowałam metodykę i model organizacyjny „Ogólnopolskiej inwentaryzacji wilka i rysia w nadleśnictwach i parkach narodowych Polski” – wielkoskalowego programu systematycznego gromadzenia danych o występowaniu obu drapieżników w całym kraju. Jako pierwsi w Europie zaproponowaliśmy ocenę liczebności populacji wilków w oparciu o wykrywanie watah, a w przypadku rysia – rozmnażających się samców oraz grup rodzinnych kotek z młodymi, zamiast tradycyjnego i mało wiarygodnego liczenia osobników. Ponadto wprowadziliśmy m.in. zasadę wielkoobszarowej analizy danych z wykorzystaniem narzędzi GIS przez jeden ośrodek koordynujący, eliminujące wielokrotne zliczanie tych samych wilków i rysia przez dotychczasowej jednostki inwentaryzacyjne (koła łowieckie lub nadleśnictwa) zbyt małe w porównaniu z rozmiarami areałów drapieżników. Jako jeden z koordynatorów uczestniczyłam w zbieraniu, a następnie analizie zgromadzonych danych. Pierwszy rok Inwentaryzacji dostarczył informacji o rozmieszczeniu 115 watah wilków oraz blisko 200 rysia w Polsce, średniej wielkości grup rodzinnych wilków (4-5) oraz przeżywalności szczeniąt (średnio 2,6 młodego na watahę), a także średniej liczbie kociąt na kotkę (1,6). Wyniki zostały opublikowane w pracy Jędrzejewskiego i in. (2002), którego jestem współautorką.

W kolejnych latach zbierane w ramach tego programu dane posłużyły do przestrzennych analiz wybiórczości siedliskowej wilka i rysia z wykorzystaniem narzędzi

GIS, a wyniki ukazały się w pracach Jędrzejewskiego i in. (2004, 2005) oraz Niedziałkowskiej i in. (2006), których także jestem współautorką. Analizy te wykazały, że oba drapieżniki preferują obszary o wyższej lesistości, z lasami niepofragmentowanymi, natomiast unikają terenów gęsto zabudowanych, z dużym zagęszczeniem głównych dróg i linii kolejowych. Z tego względu w północnej części Polski istnieją lepsze warunki dla bytowania wilków i rysi niż południowej części kraju. Uzyskane wyniki znalazły też zastosowanie w planowaniu obszarów chronionych, w tym obszarów Natura 2000, których celem jest ochrona dużych ssaków drapieżnych, a także do przygotowania w 2007 r. raportu dla Komisji Europejskiej o stanie zachowania populacji wilka i rysia w Polsce (zgodnie z art. 17 Dyrektywy Siedliskowej).

Analizy przestrzenne 15 000 danych o występowaniu wilków zebranych w ramach Inwentaryzacji wilka i rysia, prowadzonej w latach 2000-2006, posłużyły zespołowi badaczy, którego byłam członkinią, do opracowania modelu przydatności siedlisk dla wilka w Polsce (*habitat suitability model* HSM, Jędrzejewski i in. 2008). Model ten wskazał, że siedliska przydatne dla wilków pokrywają blisko 24% powierzchni Polski, przy czym 63% tych siedlisk (około 39,000 km<sup>2</sup>) znajduje się w zachodniej Polsce (włączając w to Sudety), podczas gdy we wschodniej części kraju (razem z Karpatami) tylko 37 % (22,600 km<sup>2</sup>). Model został następnie przetestowany w oparciu o dane o osiedlaniu się wilków w zachodniej Polsce zebrane przeze mnie do 2016 r.

Informacje dotyczące odnalezionych ofiar wilków, również zebrane w ramach Inwentaryzacji wilka i rysia w całej Polsce, a także opublikowane dane o pokarmie wilków z różnych części kraju posłużyły do analiz zmienności diety tego drapieżnika i zostały przedstawione w pracy Jędrzejewskiego i in. (2012), której jestem współautorką. Stwierdzono w niej m.in., że pomimo dostępności tych samych potencjalnych ofiar (jelenie, sarny i dziki) istnieją istotne różnice w diecie wilków w różnych częściach kraju, co może mieć związek z różnicami w strukturze genetycznej wilków.

W ramach Large Carnivore Initiative for Europe – Species Survival Commission IUCN, grupy ekspertów ds. dużych drapieżników, której jestem członkiem od 2009 r., opracowałam w 2013 r. raport o stanie populacji wilka, rysia i niedźwiedzia w Polsce, który był częścią dużego raportu dotyczącego aktualnego statusu, zarządzania i rozmieszczenia dużych drapieżników w Europie, przygotowanego na zlecenie Komisji Europejskiej (Nowak i Mysłajek 2012). Wyniki tych prac, wskazujące na powrót dużych drapieżników do wielu

krajów Europy, w obszary gdzie zostały wcześniej wytępione przez ludzi, opublikowano w artykule w Science (Chapron i in. 2014 r.), którego jestem współautorką.

Zróżnicowanie genetyczne (w oparciu o sekwencje mikrosatelitarne i mitochondrialne DNA) wilków było badane w całej Polsce w latach 2001-2009. Analizy wykazały, że istnieją różnice genetyczne pomiędzy populacjami wilków żyjących na nizinach oraz w Karpatach. Wilki osiedlające się w zachodniej Polsce oraz wschodnich Niemczech były najbardziej zbliżone genetycznie do wilków z Polski Północno-Wschodniej. Wyniki te zostały przedstawione w pracy Czarnomskiej i in. (2013), której jestem współautorką. Badania nad strukturą genetyczną wilków były kontynuowane w ramach projektu „Wpływ osobniczej selekcji siedlisk podczas kolonizacji nowych obszarów na strukturę genetyczną populacji“ finansowanego z grantu Narodowego Centrum Nauki (2014-2017), a obecnie ze środków Stowarzyszenia dla Natury „Wilk“, przez Instytut Genetyki i Biotechnologii UW, z którym współpracuję od 2014 r.

W ramach powstałego w 2014 roku Central European Wolf Consortium, którego jestem uczestnikiem, przeanalizowano wykorzystywane markery genetyczne do badań nad DNA wilków w Europie oraz możliwości harmonizacji stosowanych metod, w celu lepszej współpracy i wymiany danych pomiędzy laboratoriami genetycznymi w różnych krajach. Wyniki opublikowaliśmy w artykule de Groota i in. (2015). Najnowsze rezultaty badań genetycznych nad populacją wilka, w których brałam udział, zarówno w zachodnich Karpatach jak i Polsce nizinnej jest praca Hulvy i in. (2018). Analiza mitochondrialnego DNA, wykazała, że o ile na nizinach przeważają osobniki zaliczane do haplogrupy 1 (głównie z haplotypem w1 i w2), o tyle w Karpatach zdecydowanie liczniejsze są wilki zaliczane do haplogrupy 2, przede wszystkim z dwóch blisko spokrewnionych haplotypów w6 i w14. Podobne wyniki, wskazujące na istotne różnice pomiędzy wilkami karpackimi i nizinnymi uzyskano analizując mikrosatelitarne DNA z użyciem 18 markerów mikrosatelitarnych. W obrębie samych Karpat wilki grupują się w kilka genetycznych klastrów, a różnorodność genetyczna mitochondrialnego DNA wilków z zachodnich Karpat jest niższa niż u wilków z nizin, co może być efektem drastycznego obniżenia liczebności populacji w okresach zwalczania gatunku. Co ważne, stwierdzono także brak hybrydyzacji karpackich wilków z psami.

Wyniki analiz dotyczących porównania obecnego rozmieszczenia populacji wilka w Polsce z lokalizacją obszarów Natura 2000 chroniących jego siedliska ukazały się w pracy Diserensa i in. (2017), której jestem współautorką. W całej Polsce w ramach sieci Natura

2000 chronione jest 22% najbardziej przydatnych siedlisk dla wilka (wg Jędrzejewskiego i in. 2008). Najlepiej chroniona jest populacja karpacka, gdzie obszary Natura 2000 obejmują 47% dogodnych siedlisk, w populacji bałtyckiej współczynnik ten wynosił 28%. Na zachodzie kraju obszary Natura 2000 pokrywają zaledwie 12% siedlisk dogodnych wilka.

W ostatnich latach (2013-2017) zespół badaczy, którego jestem członkiem, zastosował nowoczesne techniki badawcze w tym telemetrię GPS/GSM, wideopułapki i analizy DNA wilków w oparciu o próby nieinwazyjne, a także klasyczne całoroczne tropienia, dla oceny rozmieszczenia, zagęszczeń, liczby wilczych grup rodzinnych oraz wielkości ich terytoriów w niedawno zrekolonizowanych przez te drapieżniki Lasach Drawskich, w północno-zachodniej Polsce (2 500 km<sup>2</sup>). Wyniki tych badań ukazały się w artykule Mysłajka i in. (2018). Arealy życiowe trzech wilków wyposażonych w obroże GPS/GSM były znacznie większe, niż wilków badanych przy pomocy telemetrii klasycznej (radiowej) we wschodniej Polsce i wynosiły średnio 378 km<sup>2</sup> (MCP 100%) oraz 310 km<sup>2</sup> (MCP 95%), natomiast strefy centralne tych arealów miały średnią wielkość 59 km<sup>2</sup> (MCP50%). Średnia odległość pomiędzy miejscami wychowu szczeniąt wszystkich sześciu watah bytujących w Lasach Drawskich wynosiła 15,3 km. Liczba wilków w tym obszarze wzrosła z 14 zimą 2013/2014 do 30 zimą 2016/2017, a roczny współczynnik wzrostu populacji zmalał w tym czasie z 43% do 7%. Zagęszczenie populacji było niskie (1,2-1,9 osobnika./100 km<sup>2</sup>). Średnia wielkość grup rodzinnych wahała się od 3,5 do 5,6 wilków, a największa grupa liczyła 8 osobników. Była to pierwsza praca prezentująca dane o organizacji przestrzennej oraz wielkości terytoriów wilczych grup rodzinnych na nizinach Europy Środkowej i Zachodniej.

Poza ww. pracami naukowymi dotyczącymi wilka, jestem współautorką rozdziałów w dwóch monografiach poświęconych wilkom (Jędrzejewski i in. 2010c, Mysłajek i Nowak 2015). Współtworzyłam też rozdziały dotyczące wilka i rysia w książce pod red. M. Makomaskiej-Juchiewicz „*Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny*” (Jędrzejewski i in. 2010a, 2010b). Jestem ponadto jednym z autorów raportu poświęconego środkowoeuropejskiej populacji wilka (Reinhardt i in. 2013) oraz standardów monitoringu populacji wilka w zachodniej Polsce i w Niemczech (Reinhardt i in. 2015).

#### Publikacje (chronologicznie)

Jędrzejewski W., **Nowak S.**, Schmidt K., Jędrzejewska B. 2002. Wilk i ryś w Polsce – wyniki inwentaryzacji w 2001 roku. Kosmos 51: 491–499. (pkt. MNiSW = 12)

- Jędrzejewski W., Niedziałkowska M., **Nowak S.**, Jędrzejewska B. 2004. Habitat variables associated with wolf (*Canis lupus*) distribution and abundance in northern Poland. *Diversity and Distributions* 10: 225–233. (IF<sub>2004</sub> =2,109; pkt. MNiSW = 45)
- Nowak S.**, Mysłajek R.W., Jędrzejewska B. 2005. Patterns of wolf *Canis lupus* predation on wild and domestic ungulates in the Western Carpathian Mountains (S Poland). *Acta Theriologica* 50: 263–276. (IF<sub>2005</sub> =0,502; pkt. MNiSW = 25)
- Jędrzejewski W., Niedziałkowska M., Mysłajek R.W., **Nowak S.**, Jędrzejewska B. 2005. Habitat selection by wolves *Canis lupus* in the uplands and mountains of southern Poland. *Acta Theriologica* 50: 417–428. (IF<sub>2005</sub> =0,502; pkt. MNiSW = 25)
- Niedziałkowska M., Jędrzejewski W., Mysłajek R.W., **Nowak S.**, Jędrzejewska B., Schmidt K. 2006. Environmental correlates of Eurasian lynx occurrence in Poland – Large scale census and GIS mapping. *Biological Conservation* 133: 63–69. (IF<sub>2006</sub> =2,854; pkt. MNiSW = 40)
- Popiołek M., Szczęsna J., **Nowak S.**, Mysłajek R.W. 2007. Helminth infections in faecal samples of wolves *Canis lupus* L. from the western Beskidy Mountains in southern Poland. *Journal of Helminthology* 81: 339–344. (IF<sub>2007</sub> =1,155; pkt. MNiSW = 25)
- Nowak S.**, Jędrzejewski W., Schmidt K., Theuerkauf J., Mysłajek R.W., Jędrzejewska B. 2007. Howling activity of free-ranging wolves (*Canis lupus*) in the Białowieża Primeval Forest and the Western Beskidy Mountains (Poland). *Journal of Ethology* 25: 231–237. (IF<sub>2007</sub> =0,947; pkt. MNiSW = 20)
- Nowak S.**, Mysłajek R.W., Jędrzejewska B. 2008. Density and demography of wolf *Canis lupus* population in the western-most part of the Polish Carpathian Mountains, 1996–2003. *Folia Zoologica* 57: 392–402. (IF<sub>2008</sub> =0,522; pkt. MNiSW = 20)
- Jędrzejewski W., Jędrzejewska B., Zawadzka B., Borowik T., **Nowak S.**, Mysłajek R.W. 2008. Habitat suitability model for Polish wolves *Canis lupus* based on long-term national census. *Animal Conservation* 11: 377–390. (IF<sub>2008</sub> =2,587; pkt. MNiSW = 35)
- Jędrzejewski W., Borowik T., **Nowak S.** 2010a. Ryś euroazjatycki *Lynx lynx* (Linnaeus, 1758). W: Makomaska-Juchiewicz M. (red.). *Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część pierwsza. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa: 346–366.*
- Jędrzejewski W., Borowik T., **Nowak S.** 2010b. Wilk *Canis lupus* Linnaeus, 1758. W: Makomaska-Juchiewicz M. (red.). *Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część pierwsza. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa: 297–318.*
- Jędrzejewski W., Jędrzejewska B., Andersone-Lilley A., Balčiauskas L., Männil P., Ozoliņš J., Sidorovich V. E., Bagrade G., Kübarsepp M., Ornicāns A., **Nowak S.**, Pupila A., Žunna A. 2010c. Synthesizing wolf ecology and management in Eastern Europe: similarities and contrasts with North America. W: Musiani M., Boitani L., Paquet P.C. (red.). *The World of wolves. New perspectives on ecology, behaviour and management. University of Calgary Press, Calgary: 207–233.*
- Jędrzejewski W., Niedziałkowska M., Hayward M. W., Goszczyński J., Jędrzejewska B., Borowik T., Bartoń K.A., **Nowak S.**, Harmuszkiewicz J., Juszczyk A., Kałamarz T., Kloch A., Koniuch J., Kotiuk K., Mysłajek R.W., Nędzyńska M., Olczyk A., Teleon M., Wojtulewicz M. 2012. Prey choice and diet of wolves related to ungulate



- communities and wolf subpopulations in Poland. *Journal of Mammalogy* 93: 1480–1492. (IF<sub>2012</sub> =2,308; pkt. MNiSW = 40)
- Nowak S.**, Mysłajek R.W. 2012. Wolf – Poland. Lynx – Poland. Bear – Poland. W: Kaczensky P., Chapron G., von Arx M., Huber D., Andrén H., Linnell J. (red.). Status, management and distribution of large carnivores – bear, lynx, wolf & wolverine – in Europe. Institute of Applied Ecology (Rome, Italy). Report to DG Environment, European Commission, Bruxelles.
- Czarnomska S.D., Jędrzejewska B., Borowik T., Niedziałkowska M., Stronen A.V., **Nowak S.**, Mysłajek R.W., Okarma H., Konopiński M., Pilot M., Śmietana W., Caniglia R., Fabbri E., Randi E., Pertoldi C., Jędrzejewski W. 2013. Concordant mitochondrial and microsatellite DNA structuring between Polish lowland and Carpathian Mountain wolves. *Conservation Genetics* 14: 573–588. (IF<sub>2013</sub> =1,846; pkt. MNiSW = 25)
- Reinhard I., Kluth G., **Nowak S.**, Mysłajek R.W. 2013. A review of wolf management in Poland and Germany with recommendations for future transboundary collaboration. BfN-Skripten 356. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Chapron G., Kaczensky P., Linnell J.D.C., von Arx M., Huber D., Andrén H., López-Bao J.V., Adamec M., Álvares F., Anders O., Balčiauskas L., Balys V., Bedó P., Bego F., Blanco J.C., Breitenmoser U., Brøseth H., Bufka L., Bunikyte R., Ciucci P., Dutsov A., Engleder T., Fuxjäger C., Groff C., Holmala K., Hoxha B., Iliopoulos Y., Ionescu O., Jeremić J., Jerina K., Kluth G., Knauer F., Kojola I., Kos I., Krofel M., Kubala J., Kunovac S., Kusak J., Kutal M., Liberg O., Majić A., Männil P., Manz R., Marboutin E., Marucco F., Melovski D., Mersini K., Mertzanis Y., Mysłajek R.W., **Nowak S.**, Odden J., Ozolins J., Palomero G., Paunović M., Persson J., Potočník H., Quenette P.-Y., Rauer G., Reinhardt I., Rigg R., Ryser A., Salvatori V., Skrbinšek T., Stojanov A., Swenson J.E., Szemethy L., Trajçe A., Tsingarska-Sedefcheva E., Váňa M., Veeroja R., Wabakken P., Wölfl M., Wölfl S., Zimmermann F., Zlatanova D., Boitani L. 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* 346: 1517–1519. (IF<sub>2014</sub> =33,611; pkt. MNiSW = 50)
- Mysłajek R.W., **Nowak S.** 2015. Not an easy road to success: the history of exploitation and restoration of the wolf population in Poland after World War Two. W: Masius M., Sprenger J. (Eds.). *Fairytaile in question: Historical interactions between humans and wolves*. White Horse Press, Cambridge: 247–258.
- Reinhardt I., Kluth G., **Nowak S.**, Mysłajek R.W. 2015. Standards for the monitoring of the Central European wolf population in Germany and Poland. BfN-Skripten 398. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- de Groot G.A., Nowak C., Skrbinsek T., Andersen L.W., Aspi J., Fumagali L., Godinho R., Harms V., Jansman H.A.H., Liberg O., Marucco F., Mysłajek R.W., **Nowak S.**, Pilot M., Randi E., Reinhardt I., Śmietana W., Szewczyk M., Taberlet P., Vilá C., Muñoz-Fuentes V. 2016. Decades of population genetic research call for harmonization of molecular markers: the grey wolf, *Canis lupus*, as a case study. *Mammal Review* 46: 44–59. (IF<sub>2016</sub> =3,286; pkt. MNiSW = 50)
- Diserens T.A., Borowik T., **Nowak S.**, Szewczyk M., Niedźwiecka N., Mysłajek R.W. 2017. Deficiencies in Natura 2000 for protecting recovering large carnivores: A spotlight on the wolf *Canis lupus* in Poland. *PLoS ONE* 12(9): e0184144. (IF<sub>2016</sub> =2,806; pkt. MNiSW = 40)

- Hulva P., Černá Bolfiková B., Woznicová V., Jindřichová M., Benešová M., Mysłajek R.W., **Nowak S.**, Szewczyk M., Niedźwiecka N., Figura M., Hájková A., Sándor A.D., Zyka V., Romportl D., Kotal M., Findo S., Antal V. 2018. Wolves at the crossroad: fission-fusion range biogeography in the Western Carpathians and Central Europe. *Diversity and Distributions* 24: 179–192. (IF<sub>2016</sub> =4,391; pkt. MNiSW = 45)
- Mysłajek R.W., Tracz M., Tracz M., Tomczak P., Szewczyk M., Niedźwiecka N., **Nowak S.** 2018. Spatial organization in wolves *Canis lupus* recolonizing north-west Poland: large territories at low population density. *Mammalian Biology*: (online). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2018.01.006> (IF<sub>2016</sub> =1,429; pkt. MNiSW = 30; liczba cytacji: 0)

### ***Badania nad średnimi ssakami drapieżnymi w zachodnich Karpatach***

W latach 2002-2010 uczestniczyłam w badaniach nad populacją borsuka w Beskidzie Śląskim i Żywieckim, które stały się podstawą rozprawy doktorskiej pana Roberta Mysłajka, obronionej w 2010 r., a przygotowanej pod kierunkiem prof. dr hab. Bogumiły Jędrzejewskiej. Wyniki badań zostały następnie opublikowane w pięciu pracach, których jestem współautorką. Na niskie zagęszczenia borsuków (2,2 osobnika/1km<sup>2</sup>) w zachodnich Karpatach wpływała przede wszystkim dostępność dżdżownic oraz znaczna presja łowiecka, natomiast na wielkość i kształt terytoriów miało wpływ rozmieszczenie dostępnych żerowisk (Mysłajek i in. 2012a). Wśród nor wykorzystywanych przez beskidzkie borsuki przeważały nory kopane (53% schronień), ale tylko w piętrze pogórza do wysokości 640 m n.p.m., następnie małe jaskinie (43%), które lokalizowane były do wysokości 1050 m n.p.m., ponadto na różnych wysokościach znajdowano nory pod drewnianymi baczówkami (4%). Wszystkie schronienia usytuowane były w lesie lub pod osłoną krzewów, jak najdalej od ludzkich siedzib i dróg, i jak najbliżej miejsc żerowania. W jednym terytorium znajdowało się 1-12 nor na różnych wysokościach, przy czym nory wykorzystywane do zimowania, znajdowały się powyżej 800 m n.p.m. (Mysłajek i in. 2012b). Skład diety beskidzkich borsuków różnił się pomiędzy pogórzem a górami. Na pogórzcu dominowały rośliny, głównie owoce (56,3% zjedzonej biomasy) i dżdżownice (39,6%), bardzo niewielkim uzupełnieniem były ssaki, np. gryzonie lub jeże (2,9%). W górach borsuki też głównie konsumowały rośliny, dżdżownice i owady, ale znacznie częściej korzystały ze ssaków (np. resztek ofiar wilków i rysi, 14% biomasy pokarmu) (Mysłajek i in. 2013). Podsumowanie badań nad borsukami w Beskidach ukazało się w pracach przeglądowych (Mysłajek i Nowak 2007, Mysłajek i in. 2016).

### Publikacje (chronologicznie)

- Mysłajek R.W., **Nowak S.** 2007. Borsuk jako wskaźnik jakości środowiska leśnego. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej* 2/3 (16): 457–463. (**pkt. MNiSW = 7**)
- Mysłajek R.W., **Nowak S.**, Rożen A., Jędrzejewska B. 2012a. Factors shaping population density, demography and spatial organization of the Eurasian badger *Meles meles* in mountains – the Western Carpathians (Southern Poland) as a case study. *Animal Biology* 62: 479–492. (**IF<sub>2012</sub> =0,767; pkt. MNiSW = 20**)
- Mysłajek R.W., **Nowak S.**, Jędrzejewska B. 2012b. Distribution, characteristics and use of shelters by the Eurasian badger *Meles meles* along an altitudinal gradient in the Western Carpathians, S Poland. *Folia Zoologica* 61: 152–160. (**IF<sub>2012</sub> =0,494; pkt. MNiSW = 20**)
- Mysłajek R.W., **Nowak S.**, Rożen A., Jędrzejewska B. 2013. Diet of the Eurasian badger (*Meles meles*) in the Western Carpathians and its implications for species conservation in Poland. *Animal Biology* 63: 271–284. (**IF<sub>2013</sub> =0,614; pkt. MNiSW = 20**)
- Mysłajek R.W., **Nowak S.**, Rożen A., Kurek K., Figura M., Jędrzejewska B. 2016. Ecology of the European badger *Meles meles* in the Western Carpathian Mountains: a review. *Wildlife Biology in Practice* 12(3): 36–50.

### ***Badania nad nietoperzami w województwie śląskim***

W latach 2000-2007 uczestniczyłam w badaniach nad nietoperzami w województwie śląskim. Kierownikiem projektu był dr Robert Mysłajek. Część badań prowadzonych w zachodnich Karpatach stało się podstawą rozprawy doktorskiej pana Korneliusza Kurka, przygotowanej pod kierunkiem prof. dr hab. Bogumiły Jędrzejewskiej. Wyniki badań zostały opublikowane w kilkunastu pracach, których jestem współautorką. Najliczniejsze to prace o składzie gatunkowym fauny nietoperzy poszczególnych obszarów, gdzie podczas badań przy użyciu odłowów w sieci, namiarów detektorami ultrasonicznymi oraz kontroli schronień stwierdzono: w Kotlinie Żywieckiej (Mysłajek i in. 2004) 11 gatunków nietoperzy, w tym rzadkiego w kraju podkowca małego; w Parku Krajobrazowym „Cysterskie Kompozycje Krajobrazowe Rud Wielkich” (Mysłajek i in. 2005) - 14 gatunków nietoperzy, w Beskidzie Śląskim (Mysłajek i in. 2007a) - 15 gatunków nietoperzy, w tym w jaskiniach podczas hibernacji 7 gatunków, najczęściej podkowca małego (60% stwierdzeń) i nocka dużego (blisko 30%); w Beskidzie Żywieckim (Mysłajek i n. 2010) - 12 gatunków nietoperzy, w tym w jaskiniach 5 gatunków, w Kotlinie Oświęcimskiej (Mysłajek i in. 2012) - 11 gatunków nietoperzy, a także 20 gatunków na Pogórzu Śląskim (Mysłajek i in. 2015). Ponadto zbadano aktywność nietoperzy nad stawami i ciekami w rezerwacie „Łęczok” (Mysłajek i in. 2007b) i wykazano, że wprawdzie nad rzekami żeruje więcej gatunków nietoperzy, natomiast

aktywność tych ssaków jest większa nad stawami. Badania w zachodnich Karpatach (Kurek i in. 2008) wykazały wyższą różnorodność gatunkową i aktywność nietoperzy nad fragmentami strumieni przepływającymi przez obszary o słabszym zwarcie koron, pomimo że dostępność owadów na odcinkach pod zwartymi koronami drzew była wyższa. Wskazuje to, iż dla tych ssaków owadożernych możliwość manewrowania nad wodą jest istotniejsza dla skuteczności polowania, niż dostępność pokarmu. Co ciekawe, wśród nietoperzy żerujących nad ciekami, bez względu na strukturę ich brzegów, dominowały samce (74-86% odłowionych w sieci osobników). Badania przeprowadzone w bunkrze „Waligóra” w Węgierskiej Górze wykazały, że nietoperze wykorzystują tego typu schronienia nie tylko w czasie hibernacji, ale przez cały rok (Mysłajek i in. 2011b). Ponadto przebadano skuteczność ochrony nietoperzy w ramach obszarów Natura 2000. Analizy przeprowadzono dla obszaru „Beskid Mały” PLH240023 (Mysłajek i in. 2013) oraz „Stawy Łęczok” PLH240010 (Mysłajek i in. 2014) i stwierdzono m.in. konieczność korekty granic obszaru „Beskid Mały” oraz regularnej aktualizacji wiedzy o występowaniu nietoperzy m.in dla wykrycia nowych kryptycznych gatunków, takich jak np. karlik drobny.

#### Publikacje (chronologicznie)

- Mysłajek R.W., **Nowak S.** 2000. Notowania mroczków posrebrzanych *Vespertilio murinus* w Bielsku-Białej na Pogórzu Śląskim. Przegląd Przyrodniczy 11, 1: 95-97. (pkt. MNiSW = 6)
- Mysłajek R.W., Henel K., **Nowak S.** 2002. Nietoperze Chiroptera rezerwatu „Łęczok” koło Raciborza. Nietoperze 3, 2: 271-276.
- Mysłajek R.W., **Nowak S.**, Kurek K. 2004. Fauna nietoperzy Kotliny Żywieckiej. Chrońmy Przyrodę Ojczystą 3: 78–85. (pkt. MNiSW = 8)
- Mysłajek R.W., Henel K., Kurek K., Urban R., **Nowak S.** 2005. Fauna nietoperzy Parku Krajobrazowego „Cysterskie Kompozycje Krajobrazowe Rud Wielkich”. Scripta Rudensia 14: 5–14.
- Mysłajek R.W., Kurek K., Szura C., **Nowak S.**, Orysiak P. 2007a. Bats (Chiroptera) of the Silesian Beskid Mountains. Fragmenta Faunistica 50: 77–85. (pkt. MNiSW = 13)
- Mysłajek R.W., **Nowak S.**, Henel K. 2007b. Community structure and activity levels of bats above waters in the Łęczok Reserve, southern Poland. Vespertilio 11: 103–107.
- Kurek K., Mysłajek R.W., Orysiak P., **Nowak S.**, Kozakiewicz M. 2008. Activity of male-dominated bat communities over streams in the forests of the Western Carpathians (Poland). Vespertilio 12: 33–39.
- Mysłajek R.W., Kurek K., **Nowak S.**, Orysiak P. 2010. Nietoperze Chiroptera Żywieckiego Parku Krajobrazowego. Nietoperze 11: 31–43.

- Mysłajek R.W., Figura M., Bogdał D., Kurek K., **Nowak S.** 2011. Wykorzystanie schronu „Waligóra” w Węgierskiej Górcie przez nietoperze w ciągu roku. *Nietoperze* 12: 3–12.
- Mysłajek R.W., Kurek K., Jonderko T., Tołkacz K., Kiswa N., **Nowak S.** 2012. Stan poznania fauny nietoperzy Kotliny Oświęcimskiej (południowa Polska). *Przegląd Przyrodniczy* 23 (4): 107-111. (pkt. MNiSW = 6)
- Mysłajek R.W., Kurek K., Piksa K., Szura K., **Nowak S.** 2013. Czy specjalny obszar ochrony siedlisk Natura 2000 Beskid Mały (PLH240023) w wystarczający sposób chroni nietoperze? *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 69 (3): 226–233. (pkt. MNiSW = 8)
- Mysłajek R.W., Kurek K., **Nowak S.**, Henel K. 2014. Stan poznania fauny nietoperzy specjalnego obszaru ochrony siedlisk „Stawy Łęczczok” PLH240010. *Nietoperze* 13: 3-9.
- Mysłajek R.W., Kurek K., Jonderko T., Tołkacz K., Kiswa N., Gewartowska O., Dorda A., **Nowak S.**, Warchałowski M. 2015. Różnorodność gatunkowa i ochrona nietoperzy Pogórza Śląskiego. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 71 (3): 163–178. (pkt. MNiSW = 8)

***Badania nad łącznością siedlisk przyrodniczych w Polsce i wykorzystaniem przejść dla zwierząt na drogach***

Prowadzone przeze mnie w ramach pracy magisterskiej prace terenowe wzdłuż ruchliwej linii kolejowej pomiędzy Katowicami a Ligotą i zebrane wówczas doświadczenia, po wielu latach pomogły mi dostrzec, jakim zagrożeniem dla populacji zwierząt i roślin oraz integralności siedlisk przyrodniczych może być nowoczesna infrastruktura drogowa. Po przystąpieniu Polski do Unii Europejskiej w 2004 roku, rozpoczęło się w kraju planowanie sieci nowych autostrad i dróg ekspresowych w ramach europejskiej sieci TEN-T (Trans-European Transport Networks). Przegląd tych planów uświadomił nam, że bez zastosowania odpowiednich środków zapobiegających efektowi barierowemu i ograniczających negatywne oddziaływanie dróg, nieodwracalnie utracimy w kraju znaczną część wartości przyrodniczych oraz łączność ekologiczną pomiędzy siedliskami dużych drapieżników i innych cennych gatunków zwierząt. Zebrane w ramach Inwentaryzacji wilka i rysia w Polsce dane posłużyły do opracowania „*Projektu korytarzy ekologicznych łączących Europejską Sieć Natura 2000 w Polsce*” (Jędrzejewski i in. 2005), gdzie wilk i ryś, jako zwierzęta o ogromnych możliwościach przemieszczania się na duże odległości, były gatunkami wyznacznikowymi. Natomiast doświadczenia zebrane podczas wizyt studyjnych w Kanadzie i Chorwacji pomogły w napisaniu książki „*Zwierzęta a drogi. Metody ograniczania negatywnego wpływu dróg na populacje dzikich zwierząt*” (Jędrzejewski i in. – wydania polskojęzyczne 2004 i

2006), których jestem współautorką. W dalszej kolejności została przeanalizowana łączność pomiędzy przydatnymi dla wilków siedliskami przy pomocy sieci korytarzy ekologicznych, oraz obecność barier dla dyspersji drapieżników. Wyniki analiz GIS opublikowano w pracach Huck i in. (2010, 2011), których także byłam współautorką.

Nasze opracowania dotyczące konfliktów planowanej sieci dróg z korytarzami ekologicznymi były obiektem analiz Komisji Europejskiej (w 2005 r.) i pomogły krajowym inwestorom w uzyskaniu środków unijnych na budowę odpowiednich przejść dla zwierząt. Książka „Zwierzęta a drogi” oraz „Projekt korytarzy ekologicznych...” pomogły w zaprojektowaniu i zbudowaniu kilkuset dużych i średnich przejść, a także tysięcy małych przepustów dla zwierząt na nowopowstałych autostradach i drogach ekspresowych w całym kraju (Mysłajek i in. 2009). Kolejnym krokiem była analiza możliwości wdrożenia systemu monitoringu przejść dla zwierząt w Polsce, przygotowana na zlecenie Ministerstwa Transportu (Pierużek-Nowak i in. 2007). W opracowaniu tym oraz podczas dedykowanej temu tematowi konferencji „Ochrona łączności ekologicznej w Polsce” (Nowak i in. 2009) została przedstawiona pierwsza w Polsce, szczegółowa metodyka monitorowania wykorzystania przejść na drogach przez różne gatunki zwierząt. W 2009 r. ukazała się też angielska wersja naszego poradnika *Zwierzęta a drogi* („*Animals and roads. Methods of mitigating the negative impact of roads on wildlife*”, Jędrzejewski i in. 2009), w której metodyka ta została opublikowana. W oparciu o ten poradnik projektowane są i monitorowane przejścia także w innych krajach Europy.

W Polsce metodyka monitoringu wykorzystania przejść została przetestowana przez zespół naukowców, którego byłam członkiem, na 16 dużych i średnich przejściach dla zwierząt na odcinku Krzyżowa-Zgorzelec (dł. 51 km) autostrady A4, na zlecenie Generalnej Dyrekcji Dróg Krajowych i Autostrad, Oddział we Wrocławiu, w latach 2010-2013. Przy użyciu pasów z piaskiem oraz wideopułapek zainstalowanych na przejściach udało się nam zarejestrować 40,5 tys. śladów w tym 21 tys. tropów dzikich zwierząt i 34 tysiące nagrań wideo w tym 7,5 tys. nagrań dzikich zwierząt. Najczęstsze były dziki, sarny i jelenie, następnie zające, lisy i wilki. Rejestrowaliśmy też daniele, borsuki, jenoty, kuny, wydry, tchórze, gryzonie i nietoperze. Najbardziej intensywnie były wykorzystywane przez dzikie zwierzęta duże przejścia górne (średnio przez 2 680 zwierząt na rok, z 11 gatunków), a najmniej przejścia dolne pomimo ich dość znacznych wymiarów (średnio przez 106 zwierząt na rok, z maksymalnie 6 gatunków) (Pierużek-Nowak i in. 2013). W oparciu o rejestrację tropów zwierząt na pasie z piaskiem przeprowadziliśmy też badania nad wykorzystaniem

dużego dolnego przejścia dla zwierząt (ponad 200 m dł.) pod drogą ekspresową S69 w okolicach Zwardonia (Mysłajek i in. 2016). Było ono w większości (68,6%) wykorzystywane przez dzikie zwierzęta, należące do 14 gatunków, w tym jelenie, sarny i dziki. Najbardziej intensywnie przejście było używane w sezonie letnim.

#### Publikacje (chronologicznie)

- Jędrzejewski W., **Nowak S.**, Kurek R., Mysłajek R. W., Stachura K. 2004. Zwierzęta a drogi. Metody ograniczania negatywnego wpływu dróg na populacje dzikich zwierząt. Wydanie I. Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża.
- Jędrzejewski W., **Nowak S.**, Stachura K., Skierczyński M., Mysłajek R. W., Niedziałkowski K., Jędrzejewska B., Wójcik J. M., Zalewska H., Pilot M. 2005. Projekt korytarzy ekologicznych łączących Europejską Sieć Natura 2000 w Polsce. Zadanie zlecone przez Ministerstwo Środowiska w ramach realizacji programu Phare PL0105.02 „Wdrażanie Europejskiej Sieci Ekologicznej na terenie Polski”.
- Jędrzejewski W., **Nowak S.**, Kurek R., Mysłajek R. W., Stachura K., Zawadzka B. 2006. Zwierzęta a drogi. Metody ograniczania negatywnego wpływu dróg na populacje dzikich zwierząt. Wydanie II poprawione i uzupełnione. Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża.
- Pierużek-Nowak S.**, Mysłajek R.W., Jędrzejewski W., Kurek R., Briggs L. 2007. Analiza możliwości wdrożenia systemu monitoringu przejść dla zwierząt w Polsce. Zadanie zlecone przez Ministerstwo Transportu.
- Jędrzejewski W., **Nowak S.**, Kurek R., Mysłajek R.W., Stachura K., Zawadzka B., Pchałek M. 2009. Animals and roads. Methods of mitigating the negative impact of roads on wildlife. Mammal Research Institute Polish Academy of Sciences, Białowieża.
- Nowak S.**, Mysłajek R.W. 2009. Propozycja ujednoczenia zasad wyznaczania i monitorowania przejść dla zwierząt w Polsce. W: Jędrzejewski W., Ławreszuk D. (red.). Ochrona łączności ekologicznej w Polsce. Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża: 196–203.
- Mysłajek R.W., Miłosz–Cielma M., Ławreszuk D., Jędrzejewski W., **Nowak S.**, Kurek R.T. 2009. Projektowanie i budowa przejść dla zwierząt jako instrument ochrony łączności ekologicznej – zrealizowane i projektowane przejścia dla zwierząt w Polsce. W: Jędrzejewski W., Ławreszuk D. (red.). Ochrona łączności ekologicznej w Polsce. Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża: 191–195.
- Huck M., Jędrzejewski W., Borowik T., Miłosz–Cielma M., Schmidt K., Jędrzejewska B., **Nowak S.**, Mysłajek R.W. 2010. Habitat suitability, corridors and dispersal barriers for large carnivores in Poland. *Acta Theriologica* 55: 177–192. (**IF<sub>2010</sub> =0,985; pkt. MNiSW = 25**)
- Huck M., Jędrzejewski W., Borowik T., Jędrzejewska B., **Nowak S.**, Mysłajek R.W. 2011. Analyses of least cost paths for determining effects of habitat types on landscape permeability: wolves in Poland. *Acta Theriologica* 56: 91–101. (**IF<sub>2011</sub> =0,890; pkt. MNiSW = 25**)

**Pierużek-Nowak S.**, Mysłajek R.W., Olkowska E. 2013. Przeprowadzenie monitoringu migracji ssaków w ciągu autostrady A-4 na odcinku Zgorzelec (km 0+000,00) – Krzyżowa (km 51+400,00) w latach 2010-2013. Raport końcowy. Zadanie zlecone przez Generalną Dyрекcję Dróg Krajowych i Autostrad Oddział we Wrocławiu.

Mysłajek R.W., **Nowak S.**, Kurek K., Tołkacz K., Gewartowska O. 2016. Utilisation of a wide underpass by mammals on an expressway in the Western Carpathians, S Poland. Folia Zoologica 65: 225–232. (IF<sub>2016</sub> =0,739; pkt. MNiSW = 20)

Jadwiga Pierużek-Nowak