

Autoreferat

1. Imię i nazwisko.

Daniel Klich

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

Magister ochrony środowiska – Katolicki Uniwersytet Lubelski, Wydział Matematyczno-Przyrodniczy, praca magisterska pt. „Korytarz ekologiczny doliny Bystrzycy na terenie miasta Lublina”; promotor: prof. dr hab. inż. Stefan Kozłowski

Doktor nauk biologicznych w zakresie biologii – Katolicki Uniwersytet Lubelski Jana Pawła II, Wydział Matematyczno-Przyrodniczy; rozprawa doktorska pt.: „Strukturalno-funkcjonalna organizacja populacji argala tiańszańskiego (*Ovis ammon karelini*) na Centralnym Tian-Shaniu”; promotor: prof. dr hab. Magomed-Rasul Magomedov

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

2016 – do chwili obecnej: adiunkt naukowo-dydaktyczny, Katedra Genetyki i Ochrony Zwierząt (wcześniej pod nazwą: Katedra Genetyki i Ogólnej Hodowli Zwierząt), Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie;

2015 – 2016: asystent – Stowarzyszenie Miłośników Żubrów;

2008 – 2015: adiunkt naukowo-dydaktyczny – Katedra Ekologii Stosowanej, Katolicki Uniwersytet Lubelski Jana Pawła II;

2006 – 2008: asystent naukowo-dydaktyczny – Katedra Ekologii Stosowanej, Katolicki Uniwersytet Lubelski Jana Pawła II;

2003 – 2006: asystent naukowo-techniczny, później asystent naukowo-dydaktyczny – Katedra Ekologii Krajobrazu, 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.). Omówienie to winno dotyczyć merytorycznego ujęcia przedmiotowych osiągnięć, jak i w sposób precyzyjny określać indywidualny wkład w ich powstanie, w przypadku, gdy dane osiągnięcie jest dziełem współautorskim, z uwzględnieniem możliwości wskazywania dorobku z okresu całej kariery zawodowej.

Tytuł osiągnięcia naukowego

Współczesne zagrożenia dla populacji żubra *Bison bonasus* w Polsce

Publikacje wchodzące w skład osiągnięcia naukowego

Osiągnięcie naukowe stanowi cykl 6 artykułów naukowych, opublikowanych po doktoracie w latach 2017-2023. We wszystkich artykułach wchodzących w skład prezentowanego osiągnięcia naukowego jestem pierwszym autorem oraz jednocześnie autorem korespondencyjnym. Ponadto, we wszystkich artykułach byłem wiodącym autorem, koordynującym pracę całego zespołu badawczego, prowadzącym korespondencję z redaktorami czasopism naukowych, przygotowującym odpowiedzi na recenzje oraz podejmującym ostateczne decyzje w procesie recenzji w tym decyzje dotyczące wprowadzonych zmian.

Publikacje zostały zaprezentowane w porządku chronologicznym. Pod każdą pozycją umieszczono identyfikator DOI artykułu (DOI), jego *impact factor* (IF) pobrany z bazy *Web of Science* (zgodnie z datą publikacji, z wyjątkiem publikacji z roku 2023, dla których przyjęto wartość IF dla roku 2022) oraz liczbą punktów (MEiN) przyznawanych przez Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego (dla publikacji wydanej w 2018 roku) lub Ministra Edukacji i Nauki (dla pozostałych publikacji) zgodnie z rokiem ich wydania.

Sumaryczna wartość wskaźników dla publikacji wchodzących w skład osiągnięcia naukowego wyniosła: **sumaryczny IF: 26,709; sumaryczna punktacja MEiN: 705, łączna liczba cytowań w bazie *Web of Science* (na dzień 20.09.2023): 78.**

- **Artykuł 1.** Klich D., Olech W., Łopucki R., Danik K. 2018. Community attitudes to the European bison *Bison bonasus* in areas where its reintroduction is planned and in areas with existing populations in northeastern Poland. *European Journal of Wildlife Research* 64: 61. DOI: 10.1007/s10344-018-1219-5; IF: 1,184; MEiN: 25
Mój udział polegał na współtworzeniu koncepcji badań, zbieraniu i przygotowaniu danych, analizie statystycznej, wizualizacji, interpretacji wyników oraz przygotowaniu tekstu manuskryptu i oceniam go na 75%.
- **Artykuł 2.** 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. DOI: 10.1371/journal.pone.0228243; IF: 3,240; MEiN: 100
Mój udział polegał na utworzeniu koncepcji badań, kierowanie zespołem badawczym, kolekcjonowaniu próbek, badaniach laboratoryjnych, interpretacji wyników, ich wizualizacji oraz przygotowaniu tekstu manuskryptu i oceniam go na 60%.
- **Artykuł 3.** 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. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143926; IF: 10,754; MEiN: 200
Mój udział polegał na utworzeniu koncepcji badań, kierowanie zespołem badawczym, kolekcjonowaniu próbek, badaniach laboratoryjnych, analizie i interpretacji większości wyników, ich wizualizacji oraz przygotowaniu tekstu manuskryptu i oceniam go na 65%.
- **Artykuł 4.** 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. DOI: 10.3390/ani11020503; IF: 3,231; MEiN: 100

Mój udział polegał na utworzeniu koncepcji badań, opracowaniu metodyki, kierowanie zespołem badawczym, analizie i interpretacji wyników, ich wizualizacji oraz przygotowaniu tekstu manuskryptu i oceniam go na 80%.

- **Artykuł 5.** Klich D., Łopucki R., Kaczor S., Zwolak I., Didkowska A., Wiącek D., Bielecki W., Perzanowski K., Wojciechowska M., Olech W. 2023. Comorbidities and concentration of trace elements in livers of European bison from Bieszczady Mountains (Poland). Scientific Reports, 13: 4332. DOI: 10.1038/s41598-023-31245-z; IF: 4,600; MEiN: 140

Mój udział polegał na utworzeniu koncepcji badań, kierowanie zespołem badawczym, kolekcjonowaniu próbek, badaniach laboratoryjnych, analizie i interpretacji większości wyników, ich wizualizacji oraz przygotowaniu tekstu manuskryptu i oceniam go na 55%.

- **Artykuł 6.** Klich D., Didkowska A., Pyziel-Serafin A.M., Perlińska-Teresiak M., Wołoszyn-Gałęza A., Żoch K., Balcerak M., Olech W. 2023. Contact between European bison and cattle from the cattle breeders' perspective, in the light of the risk of pathogen transmission. PLoS One, 18(5): e0285245. DOI: 10.1371/journal.pone.0285245; IF: 3,700; MEiN: 140

Mój udział polegał na utworzeniu koncepcji badań, kierowanie zespołem badawczym, prowadzeniu ankiet, analizie i interpretacji wyników, ich wizualizacji oraz przygotowaniu tekstu manuskryptu i oceniam go na 60%.

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

Wprowadzenie

Żubr *Bison bonasus* jest przykładem udanej restytucji, po wielu latach wysiłków ekologów, gatunku wymarłego na wolności (Pucek et al. 2004, Klich et al 2017). Stale obserwuje się wzrost zasięgu i liczebności populacji żubra; obecnie liczba żubrów żyjących w stanie dzikim przekroczyła 8000 (Raczyński 2022, Olech, Perzanowski 2022). Co więcej, znacznie wzrosła liczba populacji wolnościowych żubrów oraz średnia wielkość stad utrzymywanych w niewoli, w tym stad półwolnych (Olech, Perzanowski 2016). Wszystko to pozwoliło na zmianę statusu żubra na czerwonej liście

IUCN na „bliski zagrożeniu” w ostatnim czasie (Plumb et al. 2020). Pomimo osiągniętego sukcesu wiele problemów pozostaje do dziś nierozwiązanych, np.: niska zmienność genetyczna, zagrożenia zdrowia, ograniczona przestrzeń życiowa itp. Pojawiły się ponadto nowe problemy, np.: szkody w uprawach rolnych i leśnych (potencjalnie utrudniające wsparcie działań nakierowanych na ochronę tego gatunku wśród społeczności lokalnych), wprowadzenie prawa unijnego *Animal Health Law* obejmującego zagadnienie zdrowia zwierząt (uniemożliwiającego efektywne zarządzanie gatunkiem) czy agresja Rosji na Ukrainę, która może zniweczyć dotychczasowe działania ukierunkowane na ochronę żubrów w Europie Wschodniej (Olech et al. 2019, Bruczyńska et al. 2022, Perzanowski et al. 2022). Z tego powodu gospodarowanie tym gatunkiem nabiera coraz większego znaczenia i staje się coraz większym wyzwaniem dla żubrologów.

Jednym z podstawowych problemów dotyczących ochrony żubra jest niekorzystne rozmieszczenie przestrzenne populacji wolnościowych w większości krajów jego występowania (Olech et al. 2019). Wynika to z faktu, że żubry występują głównie w dużych kompleksach leśnych, które zazwyczaj nie są ze sobą powiązane przestrzennie, a spontaniczna kolonizacja nowych, odpowiednich obszarów jest rzadkością (Olech, Perzanowski 2022, Bluhm et al. 2023). Część starszych subpopulacji nie zwiększyła znacznie swojej liczebności (Parnikoza et al. 2009; Perzanowski 2014), inne natomiast osiągnęły lub nawet przekroczyły pojemność kompleksów leśnych, w których występują. Podjęte działania minimalizujące to zjawisko nie przyniosły oczekiwanych wyników (Anisimava et al. 2015, Yanuta et al. 2021, Olech, Perzanowski 2022).

Jednym ze skutków wzrostu liczebności subpopulacji żubrów jest nadmierne zagęszczenie zwierząt, które może być wynikiem działalności człowieka (działania minimalizujące szkody w uprawach) lub w sposób naturalny może wynikać z niskich zdolności migracyjnych żubrów (Olech, Perzanowski 2014, Perzanowski et al. 2021). Konsekwencją nadmiernego zagęszczenia danej populacji mogą być znaczne szkody w ekosystemie leśnym, podwyższony stres zwierząt, większe ryzyko transmisji patogenów między osobnikami lub zajmowanie suboptymalnych siedlisk (Morris 1987, Motta 1996, Sibly 1999, McCallum et al. 2001). W przypadku żubra, stwierdzono znaczne szkody w drzewostanach (również w przypadku gatunków lasotwórczych) w Bieszczadach (Nieszała et al. 2022). Żubr uważany jest za gatunek wrażliwy na choroby, dlatego od kilkudziesięciu lat w Polsce prowadzony jest stały monitoring

weterynaryjny (Larska, Krzysiak 2019, Didkowska et al. 2021a, 2023, Krajewska-Wędzina et al. 2023). W przeszłości przenoszenie gruzlicy, a obecnie telazjozy doprowadziło do spadku liczebności żubrów w południowo-wschodniej Polsce (Welz et al. 2005, Filip-Hutsch et al. 2022).

Ze względu na duże zagęszczenie żubry mogą wychodzić poza kompleksy leśne (Kowalczyk et al. 2013, Plumb et al. 2020), co wiąże się najczęściej z użytkowaniem przez nie pastwisk i upraw rolnych (Hofman-Kamińska et al. 2012, Sobczuk, Olech 2016). Żerowanie żubrów na obszarach rolniczych (w tym na polach uprawnych) stawia je w obliczu potencjalnego ryzyka nie tylko ze względu na ekspozycję na środki ochrony roślin (pestycydy) ale także ze względu na obecność metali ciężkich oraz możliwość wystąpienia niedoborów metali, co może stanowić zagrożenie dla ich zdrowia (Hoy et al. 2015, Alloway 2008, García et al. 2011). Szkody w uprawach mogą wpływać negatywnie na postrzeganie żubrów przez lokalne społeczności (Balčiauskas et al. 2017). Należy przy tym zaznaczyć, że akceptacja działań mających na celu ochronę przyrody ze strony miejscowych społeczności jest kluczowa, ponieważ może wpłynąć na powodzenie procesu reintrodukcji gatunków (Fischer, Lindenmayer 2000). W związku z tym, niechęć społeczeństwa może mieć wpływ na rozwój populacji żubrów, której jednym z głównych filarów jest przesiedlanie osobników i tworzenie nowych stad (Olech, Perzanowski 2014). Obecność żubrów w krajobrazie rolniczym niesie ze sobą zwiększone ryzyko kontaktu tego gatunku z bydłem domowym, co może potencjalnie prowadzić do poważnego ryzyka transmisji patogenów. Istnieje wiele chorób zakaźnych które mogą dotyczyć zarówno dzikich, w tym także żubrów, jak i domowych zwierząt (e.g., Gortázar et al. 2007, Didkowska et al. 2021a).

Jak już wspomniano, zagrożenia dla populacji żubrów są zróżnicowane, a ich wystąpienie uwarunkowane jest podatnością gatunku na choroby oraz od warunków w jakich populacja funkcjonuje we współczesnym krajobrazie. Należy pamiętać, że współwystępowanie tak dużego dzikiego gatunku z człowiekiem niesie ze sobą potencjalne wzajemne zagrożenia. Ważne jest jednak skuteczne identyfikowanie zagrożeń, aby mieć możliwość efektywnie je minimalizować. Dlatego głównym celem przedstawionego osiągnięcia jest identyfikacja zagrożeń dla populacji żubra, na przykładzie dzikich populacji tego gatunku w Polsce. Łączna liczebność żubrów w populacjach wolnościowych na terenie Unii Europejskiej wynosi 3044 osobniki, a 78,6% zwierząt należy do populacji polskiej (Raczyński, 2022). Jest to obecnie niezmiernie ważne, ponieważ większość populacji wolnościowych żubrów poza

granicami Unii Europejskiej znajduje się obecnie w krajach bezpośrednio i pośrednio zaangażowanych w konflikt zbrojny, takie jak Rosja, Ukraina i Białoruś. To sprawia, że przyszłość tych populacji jest niepewna (Perzanowski et al. 2022).

Głównym celem badań przedstawionych w tym osiągnięciu była ocena zagrożeń, które były dotąd słabo zbadane lub wręcz nieznane. Ten cel główny składał się z dwóch celów cząstkowych. Pierwszym z tych celów była ocena zagrożeń środowiskowych dla populacji żubra oraz potencjalnych konsekwencji zdrowotnych dla tego gatunku. Drugim celem była ocena zagrożeń wynikających z postaw społecznych wobec żubrów. Wszystkie badania przeprowadzono po uzyskaniu wszelkich niezbędnych zezwoleń, a szczegółowy zakres wymaganych zgód można znaleźć we wskazanych publikacjach. Badania przeprowadzono w Polsce, ponieważ przedstawione zagrożenia i modele zarządzania dotyczą większości populacji w Unii Europejskiej. Badania przedstawiały możliwie najszerszą perspektywę, tj. obejmowały jak największą liczbę zwierząt, a zwłaszcza jak największą liczbę subpopulacji żubrów, tak aby można było zidentyfikować różnice regionalne. Konieczne było jednak także podejście węższe i badania te dotyczyły Bieszczadów, gdzie populacja żubrów jest specyficzna ze względu na warunki naturalne, rozwój tej subpopulacji i zidentyfikowane zagrożenia.

Cel 1. Ocena zagrożeń środowiskowych dla populacji żubra i możliwe konsekwencje zdrowotne.

Do zagrożeń środowiskowych mogących negatywnie wpłynąć na zdrowie żubrów zaklasyfikowano: narażenie na środki ochrony roślin, narażenie na metale ciężkie i niedobory pierwiastków, narażenie na kontakt z bydłem domowym.

Środki ochrony roślin

Ocenę zagrożeń dla populacji żubrów ze strony środków ochrony roślin opisano w **Artykule 2 (Klich et al. 2020. DOI: 10.1371/journal.pone. 0228243)**. Badania przeprowadzono, ponieważ żubry wykazują tendencję do korzystania z upraw rolnych w miejscach, gdzie została przekroczona pojemność siedliskowa kompleksów leśnych (Hofman-Kamińska et al. 2012, Sobczuk, Olech 2016). Jedynie część osobników pobiera pokarm na polach uprawnych (czasem w dużym zakresie), podczas gdy inne zupełnie unikają korzystania z upraw rolnych (e.g., Łopucki et al. 2023). Co więcej, sposób zarządzania populacją żubrów, w tym brak dokarmiania w okresie zimowym w

obrębie kompleksów leśnych, może prowadzić do zwiększonego korzystania przez te zwierzęta z obszarów rolniczych (Olech, Perzanowski 2014). Żerując na polach uprawnych, żubr może być narażony na kontakt ze środkami ochrony roślin (pestycydami) co może stanowić zagrożenie dla zdrowia osobników tego gatunku. Wykazano negatywny wpływ pestycydów na różne gatunki zwierząt kopytnych, w tym na jelenia wirginijskiego *Odocoileus virginianus*, mulaka *Odocoileus hemionu*, wapiti *Cervus canadensis* widłoroga amerykańskiego *Antilocapra americana* czy muflona kanadyjskiego *Ovis canadensis* (Hoy et al. 2011, 2015). Z uwagi na fakt, że dotychczas nie prowadzono badań nad narażeniem żubrów na pestycydy, w niniejszym opracowaniu w pierwszej kolejności sprawdziłem, czy żubry są narażone na działanie pestycydów poprzez żerowanie na skażonych środkami ochrony roślin uprawach rolnych oraz czy można wykryć pozostałości pestycydów w ich wątrobach. Kolejnymi celami były: 2) oszacowanie poziomu stężeń pozostałości pestycydów i ocenę możliwych konsekwencji zdrowotnych dla żubrów oraz 3) sprawdzenie, czy miejsce występowania populacji i jej liczebność mogą mieć wpływ na narażenie żubrów na pestycydy. Próbkę wątrób żubrów pobrano na terenach trzech wolnościowych subpopulacji żubrów w Polsce (Puszcza Borecka, Knyszyńska i Białowieska) oraz w trzech ośrodkach hodowli żubrów (Jankowice, Białowieski Park Narodowy i Gołuchów). W pierwszym etapie analizowano ekstrakt z próbki wątrób metodą LC-QTOF-MS/MS. Następnie potwierdzono obecność wszystkich pestycydów wykrytych w próbkach poprzez porównanie ich widm MS/MS z widmami MS/MS uzyskanymi eksperymentalnie poprzez wstrzyknięcie ich standardów analitycznych do systemu LC-QTOF-MS/MS.

Badania potwierdziły, że w wątrobach żubrów pochodzących z populacji wolnościowych można wykryć pozostałości substancji czynnych środków ochrony roślin, gdyż w 12 z 36 próbek wątrób wykryto pozostałości pestycydów. Zidentyfikowano trzy różne substancje czynne: dwa środki grzybobójcze (tetrakonazol i fluopiram) i jeden środek owadobójczy (diazynon). Obydwa środki grzybobójcze mogą wykazywać działanie rakotwórcze u zwierząt (Tinwell et al. 2014, National Center ... 2019), ale stężenie pozostałości tych pestycydów było generalnie niskie. Tylko w jednej próbce stężenie tetrakonazolu było wyższe niż LOQ. Stężenie fluopiramu w próbkach wątroby również było niskie: dwie próbki poniżej LOQ, u pozostałych osobników od 4,58 do 20,81 $\mu\text{g/kg}$ suchej masy. Diazynon jest wysoce niebezpieczny dla zwierząt (National Center ... 2019), a obecnie nie jest dopuszczony

do użytkowania w Polsce. Niemniej jednak, insektycyd ten wykryto tylko w jednej próbce pochodzącej od zwierzęcia zabitego w 2013 r., kiedy substancja ta była jeszcze dopuszczona do użytkowania w rolnictwie. Jego stężenie wynosiło 31,77 µg/kg suchej masy, czyli znacznie poniżej poziomu toksycznego. Miejsce występowania danej populacji żubra, jej liczebność oraz strategia zarządzania daną subpopulacją wydają się być głównymi czynnikami wpływającymi na częstość korzystania z upraw rolnych, co z kolei wiąże się z większym ryzykiem ekspozycji na pestycydy. Wszystkie przypadki pozostałości pestycydów stwierdzono w wątrobach osobników z Puszczy Knyszyńskiej. W Puszczy Białowieskiej, gdzie również zaobserwowano korzystanie przez żubry z upraw w znacznym stopniu, pestycydów nie stwierdzono w wątrobach tych zwierząt, ponieważ wszystkie próbki pochodziły od osobników zamieszkujących wnętrze kompleksu leśnego, nie zaś obszar poza Puszcza Białowieską.

Można stwierdzić, że rosnąca populacja żubrów może być podatna na niekontrolowane zatrucie pestycydami, które są stosowane w rolnictwie. To z kolei stwarza ryzyko wystąpienia zatrucia, a także kumulacji toksycznych substancji w organizmach tych zwierząt. Chociaż stężenia pestycydów wydają się być niskie, zagrożenie nie może być bagatelizowane. Co istotne, nie jest jeszcze poznane synergiczne działanie dwóch lub więcej substancji. W przypadku, gdy w jednej próbce wątroby stwierdza się zazwyczaj obecność dwóch pestycydów, ważne jest, aby ze względu na status ochronny żubra, to zagrożenie zostało uwzględnione w planach ochrony tego gatunku. Należy także podjąć działania zapobiegawcze ograniczające zagęszczenie populacji żubra w przypadkach, gdy korzystanie z upraw rolnych przez ten gatunek wykazuje tendencję wzrostową. Publikacja ma walor aplikacyjny pod względem metodologicznym i konserwatorskim. Przede wszystkim zbadano zastosowanie metody LC-QTOF-MS/MS w ocenie pozostałości pestycydów u żubrów i metodę tę można wykorzystać w innych badaniach w celu uzyskania wyników porównawczych. Dodatkowo, zidentyfikowano potencjalne źródła toksyczności związane z żerowaniem na polach uprawnych, co wskazuje na konieczność wyboru obszarów oddalonych od obszarów intensywnego rolnictwa.

Metale ciężkie i niedobory pierwiastków

Mikro i makroelementy odrywają ważną rolę w utrzymaniu zdrowia wszystkich zwierząt, ponieważ zrównoważona zawartość tych składników jest niezbędna do sprawnego wzrostu i utrzymania efektywnego metabolizmu (Pond et al. 2004). Mimo

że żubry uważane są za zwierzęta podatne na różne choroby, istnieje ograniczona wiedza na temat zawartości pierwiastków w organizmach tych zwierząt. Większość dotychczasowych badań koncentrowała się na wybranych pierwiastkach i dotyczyła głównie subpopulacji w Puszczy Białowieskiej (Kośła et al. 2008, 2019, Dymnicka et al. 2009, Daleszczyk 2011). Brak kompleksowej wiedzy na ten temat jest tym bardziej zaskakujący, że u niektórych żubrów z Puszczy Białowieskiej zaobserwowano niedobory niektórych pierwiastków (Durkalec et al. 2018). Skłoniło mnie to do przeprowadzenia pierwszych badań, w których porównany został status mineralny żubrów zamieszkujących różne kompleksy leśne. Badanie to zostało opisane w **Artykule 3 (Klich et al. 2021. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143926)**. Celem pracy było (1) określenie różnic w stężeniach 27 pierwiastków w wątrobach żubrów z czterech głównych polskich subpopulacji wolnościowych; (2) porównanie stężeń badanych pierwiastków w wątrobach pod względem wieku i płci; (3) wskazanie głównych przyczyn zaobserwowanych zmian. Próbkę wątroby pobrano w czterech stanowiskach badawczych: w trzech subpopulacjach nizinnych we wschodniej części Polski (w Puszczy Białowieskiej, Knyszyńskiej i Boreckiej) oraz w subpopulacji górskiej w Bieszczadach. Pomiary ICP-OES przeprowadzono przy użyciu spektrometru emisyjnego z plazmą indukcyjnie sprzężoną Thermo Fisher Scientific iCAP 6500 Duo.

Najważniejszym czynnikiem różnicującym zawartość pierwiastków w wątrobach żubrów okazała się lokalizacja. Spośród 27 analizowanych pierwiastków 17 wskazywało na związek z lokalizacją, płcią lub wiekiem, natomiast 14 pierwiastków wskazywało na związek wyłącznie z lokalizacją: Al, Ba, Be, Cd, Co, Cu, Fe, Mo, Na, Se, Si, Ti, V oraz Zn. Najbardziej wyróżniającym się miejscem były Bieszczady, gdyż populacja ta różniła się od co najmniej jednej z pozostałych pod względem zawartości 17 pierwiastków, natomiast największe różnice odnotowano w przypadku kadmu. Porównując uzyskane wyniki do stężeń Cd dopuszczalnych dla wątroby zwierząt (EC, 2006), 45% próbek wątroby znajdowało się powyżej maksymalnego poziomu referencyjnego Cd, tj. 1,67 mg/kg sm. Źródłem kadmu dla żubrów w Bieszczadach są najprawdopodobniej miejscowe rośliny (pobierające ten pierwiastek z gleb zasobnych w kadm) oraz woda (Wozniak et al., 1999). Populacja bieszczadzka żubrów wykazała również najniższą zawartość molibdenu, co mogło być efektem preferencji siedliskowych tych zwierząt (tj. preferencja do kwaśnych drzewostanów bukowych). Dostępność molibdenu dla roślin uwarunkowana jest odczynem gleby, tj., im wyższa kwasowość, tym mniejsza jest dostępność tego pierwiastka (Rutkowska et al., 2017). W

pozostałych subpopulacjach na nizinach zwierzęta prawdopodobnie częściej odwiedzały obszary o wyższym pH ze względu na preferowanie żyznych lasów liściastych (Puszcza Białowieska i Borecka) (Kraśńska i Kraśński, 2013) lub agrotechnicznych zabiegów podnoszących pH gleb uprawnych (Puszcza Knyszyńska). Żubry w Puszczy Knyszyńskiej również różniły się od pozostałych subpopulacji. Zwierzęta z tej lokalizacji wykazywały znacząco niższe stężenia Cu niż wszystkie inne populacje, a 98% badanych zwierząt miało niedobór Cu. Może to być efekt intensywnego rolnictwa w okolicach Knyszyńskiej, w wyniku którego zawartość miedzi na polach rzepaku jest niższa. Jak wykazały badania, stosowanie azotu i fosforu może prowadzić do obniżonego stężenia Cu w tkankach roślin uprawnych (Alloway, 2008). Najniższe stężenie Cu w tej subpopulacji jest zatem prawdopodobnie wynikiem żerowania żubrów na roślinach uprawnych. Prawdopodobnie użytkowanie pól uprawnych przez żubry w Puszczy Knyszyńskiej przyczyniło się do wyższych stężeń glinu w zwierzętach na tym obszarze. Wartości Al u żubrów z Puszczy Knyszyńskiej można porównać do gatunków poszukujących pożywienia w glebie, np. dzików (10.7 mg/kg sm; Kucharczak et al. 2005). Zwierzęta żerując na roślinach uprawnych, zwłaszcza wczesną zimą na młodym rzepaku ozimym, mogą zjadać znaczną ilość gleby wraz z zielonymi częściami roślin. Zjawisko to opisano u bizona amerykańskiego *Bison bison* i widłoroga *Antilocarpa americana* (Beyer et al., 1994; Arthur and Gates, 1988) i prawdopodobnie taki sam mechanizm występuje u żubrów w Puszczy Knyszyńskiej.

Można stwierdzić, że poszczególne populacje żubrów mogą mieć specyficzny status mineralny, dlatego też należy lokalnie analizować obecność metali ciężkich lub niedoborów niezbędnych pierwiastków. Co więcej, nawet bliskie geograficznie subpopulacje (z Puszczy Knyszyńskiej i Białowieskiej) mogą charakteryzować się różną zawartością poszczególnych pierwiastków w wątrobach. Oprócz zawartości danego pierwiastka w skale macierzystej istotne wydają się także inne mechanizmy, które wydają się zmniejszać lub zwiększać dostępność tego pierwiastka. Dotyczy to głównie Bieszczadów, gdzie stężenie Cd było wysokie, choć prawdopodobnie było to spowodowane przyczynami naturalnymi. Co więcej, sposób zarządzania populacją może również wpływać na status mineralny, zwłaszcza w Puszczy Knyszyńskiej, gdzie niedobory lub nadmiar pierwiastków mogą być wynikiem żerowania żubrów na obszarach rolniczych.

Wyniki uzyskane w Bieszczadach skłoniły mnie do dokładniejszej analizy tego obszaru pod kątem zawartości pierwiastków w wątrobach żubrów, co zostało

przedstawione w **Artykule 5 (Klich et al. 2023. DOI: 10.1038/s41598-023-31245-z)**. Bardziej szczegółowe badania żubrów w Bieszczadach uzasadnione były nie tylko specyficznym poziomem pierwiastków, ale także częstością występowania chorób w tej subpopulacji. W Bieszczadach naukowcy odkryli, że zwierzęta te wydają się być bardzo podatne na niektóre choroby, w tym choroby zakaźne, takie jak gruźlica bydlęca (Didkowska et al. 2021b) lub telazjoza, która powoduje ślepotę u różnych gatunków Bovinae (Demiaszkiewicz et al. 2020). W ostatnich latach obie te choroby wymusiły eliminację kilkudziesięciu żubrów na tym terenie. W Bieszczadach zaobserwowano częstsze występowanie przeciwciał *Neospora caninum* u żubrów (Didkowska et al. 2021a) i wirusa Schmallerberga (Kęsik-Maliszewska et al. 2018) niż w innych lokalizacjach w Polsce. W tym obszarze stwierdzono pierwszy w Polsce przypadek *Ashworthius sidemi* (Nematoda, Trichostrongylidae, nowy pasożyt żubra) (Drózd et al. 1998). W związku z powyższym, moim celem było kompleksowe zbadanie powiązania współistniejących chorób u żubrów ze stężeniem szerokiego spektrum pierwiastków w wątrobach tych zwierząt. Aby osiągnąć ten cel, konieczne było zaangażowanie znacznej grupy badaczy o różnych specjalizacjach, w tym lekarzy weterynarii i biologów. To umożliwiło mi odpowiednie zrozumienie i interpretację wyników badań. Dane i próbki zebrano podczas monitoringu populacji żubrów w Bieszczadach, a większość osobników eliminowano w ramach walki z telazjozą. Podczas sekcji zwłok każdy osobnik został poddany oględzinom przez lekarzy weterynarii na miejscu w celu wykrycia ewentualnych zmian chorobowych. Zebrane próbki wątroby poddano analizie przy użyciu tej samej metody, co w artykule 3 (Klich et al. 2021. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143926). U żubrów tych stwierdzono liczne zmiany anatomopatologiczne wskazujące na choroby; zazwyczaj na jednego osobnika przypadał więcej niż jeden rodzaj zmiany chorobowej. Nie udało mi się dokonać analizy poszczególnych chorób (jedynie pod kątem nicieni płucnych i zapalenia płuc) ze względu na bardzo liczne występowanie niektórych objawów lub niezwykle rzadkie występowanie innych objawów. W związku z tym zwierzęta podzieliłem na 3 grupy: grupa A – jeden typ objawu klinicznego; grupa B – dwa rodzaje objawów klinicznych; grupa C – trzy lub więcej typów objawów klinicznych.

Wyniki potwierdziły hipotezę wskazującą na możliwy związek chorób współistniejących z pierwiastkami, co jest szczególnie interesujące, biorąc pod uwagę fakt, że dotychczas nie prowadzono takich badań na żubrach. Analiza dyskryminacyjna wykazała wyraźne różnice w statusie mineralnym w grupach osobników z jednym,

dwoma oraz trzema rodzajami objawów klinicznych (nawet bez uwzględnienia rodzaju zmiany chorobowej). Choroby współistniejące wyraźnie oddziaływały żubry pod względem stężenia pierwiastków. W przypadku ośmiu z nich stwierdzono związek z wiekiem, płcią czy chorobami współistniejącymi, natomiast w trzech wykazano istotne różnice w odniesieniu do chorób współistniejących. Większym stężeniem Cu charakteryzowały te żubry, u których występowała mniejsza liczba zmian chorobowych. W dwóch kolejnych przypadkach (Se, Zn) wykazałem, że im liczniejsze były zmiany chorobowe (grupy B i C), tym wyższe były stężenia tych pierwiastków. W porównaniu do wartości referencyjnych dla bydła (Kincaid 2000), zaobserwowane średnie poziomy Cu i Se w wątrobach wskazują na ich niedobory u żubrów. Jedną z głównych przyczyn niedoborów tych mikroelementów w tkankach przeżuwaczy jest słaba biodostępność i/lub niski poziom tych mikroelementów w glebie (Graham 1991). Jak wykazały także inne badania, jedną z głównych oznak niedoboru Se i Cu u bydła jest podatność zwierząt na infekcje (Downs et al. 2008, Enjalbert et al. 2006, Riaz, Muhammad 2018). Można zatem podejrzewać, że ten jednoczesny niedobór Se i Cu spowodował pogorszenie stanu zdrowia żubrów. Zauważono, że wyższe stężenie selenu w wątrobie występowało u osobników z większą liczbą zmian patologicznych w porównaniu do tych, u których występował tylko jeden rodzaj zmiany chorobowej. To sugeruje związek między stężeniem selenu a stopniem złożoności zmian chorobowych. Wynik ten sugeruje bowiem, że na metabolizm Se może wpływać wzrost liczby zmian chorobowych, ponieważ przy większej liczbie zmian obserwowano akumulację Se w wątrobach. Dane literaturowe dotyczące wpływu stanów chorobowych (infekcji) na stężenie Se w wątrobie są dość niejednoznaczne (Aaseth et al. 1995, Humann-Ziehank et al. 2014, Łanocha-Arendarczyk et al. 2018). Można jednak spekulować, że obserwowana w prezentowanych badaniach zwiększona akumulacja Se może być skutkiem zmian zachodzących w organizmie podczas stanu zapalnego. W przypadku Se zmiany wskazujące na nicianie płucne istotnie różnicowały żubry pod względem stężenia tego pierwiastka w wątrobie.

Z przeprowadzonych badań wynika, że na status mineralny osobnika z danej populacji istotny wpływ może mieć nawet pojedyncza dolegliwość/choroba. Wyniki zaprezentowane w artykule, poza aspektem poznawczym, mają także wymiar praktyczny, gdyż wyraźnie pokazują, że podejmując się badania statusu mineralnego danej populacji zwierząt, kluczowym elementem jest uwzględnienie stanu zdrowia badanych osobników. Obydwa artykuły dotyczące pierwiastków mają także istotny

wymiar praktyczny, wskazując pierwiastki, które należy uzupełniać w poszczególnych subpopulacjach żubrów.

Kontakt z bydłem domowym

Jak wspomniano wyżej, pobieranie pokarmu przez żubry terenach rolniczych wiąże się z większym prawdopodobieństwem kontaktu z bydłem domowym. Może to stwarzać poważne ryzyko transmisji patogenów. Zagrożenie potencjalnych kontaktów żubra z bydłem zostało przedstawione w **Artykule 6 (Klich et al. 2023. DOI: 10.1371/journal.pone.0285245)**. Przesłanką do tych badań są przykłady transmisji patogenów między zwierzętami dzikimi i gospodarskimi; np., transmisja brucelozy u zwierząt gospodarskich oraz jeleni (Serrano et al. 2011) lub łosi (Cross et al. 2007), czy gruźlicy przez zwierzęta gospodarskie w przypadku wolno żyjących bawołów afrykańskich, bizonów amerykańskich, jeleni szlachetnych, saren i dzików (Wobeser 2009, Hardstaff et al. 2014, Meunier et al. 2017, Sichewo et al. 2020a). Szacuje się, że w Stanach Zjednoczonych około 80% zgłoszonych chorób zwierząt gospodarskich ma potencjalny związek z dzikimi zwierzętami (Miller et al. 2013). Choroby występujące u bydła mogą stanowić potencjalne zagrożenie dla żubrów w przypadku bezpośredniego kontaktu, ale także w wyniku regularnego wypasu na tych samych pastwiskach. Jednym z największych takich zagrożeń jest gruźlica, a przenoszenie jej przez zwierzęta jest rosnącym problemem (Sichewo et al. 2020b, Allen et al. 2021, Martínez-Guijosa et al. 2021). Ostatnie badania wykazały również występowanie przeciwciał przeciwko patogenom takim jak wirus Schmallerberga (SBV), wirus choroby niebieskiego języka (BTV), wirusowej biegunki bydła (BVDV), *Toxoplasma gondii*, *Leptospira spp.* i wielu innych (Krzysiak et al. 2017, 2018, Kęsik–Maliszewska et al. 2018). Pojawiły się sugestie, że kontakt z niektórymi z tych patogenów mógł wynikać z kontaktu żubrów z bydłem domowym (Krzysiak et al. 2018). Według Kwiecień et al. (2022) bydło i żubry korzystające ze wspólnych pastwisk są narażone na większe ryzyko transmisji *Trueperella pyogenes*. Ponadto, żubry i bydło domowe mają również wspólne endopasożyty z różnych klas (Karbowiak et al. 2014), jak np., 11 gatunków pasożytów pierwotniaków należących do rodzaju *Eimeria* (Pyziel et al. 2019), jak również *Neospora caninum*, *Toxoplasma gondii*, oraz *Sarcocystis cruzi* (e.g., Pyziel, Demiaszkiewicz 2009, Didkowska et al. 2021a).

Mimo że istniały przesłanki wskazujące na możliwość transmisji patogenów pomiędzy żubrami a bydłem domowym, to dotąd nie przeprowadzono badań nad

ryzykiem bezpośredniego kontaktu, który jest kluczowym warunkiem transmisji patogenów. Kierując się przykładami wcześniejszych badań, w pierwszej kolejności podjąłem próbę oceny ryzyka kontaktów żubrów z bydłem domowym w czterech dużych subpopulacjach żubrów we wschodniej Polsce: Puszczy Białowieskiej, Boreckiej i Knyszyńskiej w północno-wschodniej Polsce oraz w Bieszczadach w południowo-wschodniej Polsce. Kolejnymi celami badań była: ocena znaczenia czynników mogących wpływać na prawdopodobieństwo kontaktów (m.in. odległość od zabudowań), ocena zmian ryzyka kontaktu w ciągu roku oraz poznanie opinii hodowców na temat zagrożeń, jakie stwarzają żubry. Dla hodowców była przygotowana ankieta (wywiady bezpośrednie) zawierające dziewięć pytań. W odniesieniu do kontaktów, respondenci mieli do wyboru pięć kategorii odpowiedzi: 1) Nie, nigdy nie widziałem kontaktu („brak kontaktu”), 2) Żubry były widziane na tych samych pastwiskach co bydło, ale w różnym czasie („wspólne pastwiska”), 3) żubry widziano w dużej odległości od bydła (co najmniej 100 m) („w odległości”), 4) żubry widziano w bliskiej odległości, ale oddzielone barierą (np. płotem) („oddzielone”), 5) Żubry widywano w bliskiej odległości od bydła, bez barier (mniej niż 100 m lub pomiędzy zwierzętami, w tym mieszane stada bydła i żubrów („w pobliżu”). Wszystkie rodzaje kontaktu, z wyjątkiem kategorii „brak kontaktu”, traktowano jako potencjalne kontakty.

Okazało się, że zjawisko kontaktów między żubrami a bydłem jest dość powszechne, ponieważ aż 37% hodowców zgłosiło obserwację takich potencjalnych kontaktów. Najczęściej zgłaszanym był potencjalny kontakt pośredni („wspólne pastwiska”). Obserwacje hodowców różniły się w zależności od obszarów badań. Najczęściej hodowcy obserwowali potencjalne kontakty między żubrem a bydłem w Puszczy Białowieskiej (ponad 60%), a najczęściej spotykaną formą kontaktu była obecność żubra wśród bydła („blisko”). W Bieszczadach ponad 50% hodowców wskazało na potencjalne kontakty między żubrami a bydłem, a wśród potencjalnych typów kontaktów najczęściej wymieniano „wspólne pastwiska”. Na pozostałych obszarach badań (Puszcza Borecka i Knyszyńska) potencjalne kontakty obserwowano znacznie rzadziej. Model potwierdził, że teren badań miał istotny wpływ na potencjalny kontakt między tymi dwoma gatunkami przeżuwaczy. Model wykazał także istotne znaczenie odległości pastwisk od zabudowań, gdzie wraz ze zwiększaniem odległości od zabudowań rosło ryzyko potencjalnego kontaktu. Hodowcy najczęściej wskazywali okresy od stycznia do maja oraz od września do grudnia jako potencjalnie najczęstsze

kontakty między żubrem a bydłem. Największe nakładanie się czasowe obecności bydła domowego na pastwiskach z możliwym występowaniem kontaktów z żubrami jest obserwowane w maju, wrześniu i październiku. Ryzyko, jakie żubr stwarza dla bydła domowego i ludzi zostało ocenione przez hodowców jako umiarkowane. Wśród zagrożeń dla bydła hodowcy wskazywali przede wszystkim na ryzyko transmisji patogenów i agresji ze strony żubrów. W odniesieniu do człowieka wszyscy hodowcy, którzy odpowiedzieli na to pytanie, obawiali się agresji ze strony żubrów.

We wszystkich badanych subpopulacjach żubra wystąpiło ryzyko kontaktu między żubrami a bydłem. Jednak zaskakująco, ryzyko to było podobnie niskie zarówno w Puszczy Boreckiej jak i w Knyszyńskiej, gdzie żubry często przebywają na terenach otwartych i powodują znaczne szkody w uprawach rolnych. Podobny poziom ryzyka kontaktów prawdopodobnie wynika z faktu, że tereny wokół Puszczy Knyszyńskiej są stosunkowo słabo wykorzystywane pod wypas bydła domowego, a bydło jest częściej trzymane w oborach. Wyniki wskazują ponadto, że nawet na terenach, gdzie żubry bytują głównie w obrębie kompleksu leśnego, czyli w Puszczy Boreckiej, może również wystąpić ryzyko kontaktu między żubrem a bydłem domowym. Ryzyko transmisji patogenów w wyniku kontaktu wydaje się być wyższe w Puszczy Białowieskiej i Bieszczadach. W Puszczy Białowieskiej większe ryzyko transmisji dotyczy patogenów wirusowych, ze względu na bardziej bezpośrednie kontakty między zwierzętami. Natomiast w Bieszczadach, transmisja patogenów pasożytniczych jest bardziej prawdopodobna, ze względu na częstsze współdzielenie pastwisk przez żubry oraz bydło w różnych okresach. Przenoszenie pasożytów, takich jak te z rodzaju *Eimeria*, które są powszechne u żubrów, jest ułatwione przez trwałe oocysty, które przetrwają zimę i mogą zanieczyszczać pastwiska oraz źródła wody (Pyziel et al. 2011, 2014, Pyziel, Demiaszkiewicz 2015). Wyniki tych badań mają wymiar praktyczny, gdyż wskazują wyraźnie, że możliwe jest zminimalizowanie kontaktów między żubrami a bydłem poprzez zmianę praktyk gospodarowania. Warto zaznaczyć, że istotnym mechanizmem jest utrzymanie pastwisk w jak najbliższej odległości od zabudowań. To podejście może znacząco ograniczyć ryzyko bezpośredniego lub pośredniego kontaktu między żubrami a bydłem, co z kolei wpłynie na zmniejszenie ryzyka transmisji patogenów między tymi dwoma gatunkami. Możliwe jest również zminimalizowanie potencjalnych kontaktów poprzez skrócenie czasu wypasu bydła na pastwiskach. Ponownie należy podkreślić, że w przypadku dużych populacji żubrów ryzyko kontaktu z bydłem jest wyższe. To ryzyko wzrasta szczególnie, gdy żubry opuszczają kompleksy

leśne i mają tendencję do przebywania poza nimi, zwłaszcza jeśli bydło jest licznie wypasane na pastwiskach.

Cel 2. Ocena zagrożeń wynikających z postaw społecznych wobec żubrów.

Zagrożenie to nie obejmuje bezpośrednich wpływów społecznych, takich jak kłusownictwo lub inne nielegalne działania, ponieważ zazwyczaj są one stosunkowo marginalne (Olech, Perzanowski 2022). Obejmuje ono jednak kształtowanie się postaw wobec tego gatunku, możliwe przyczyny konfliktu żubr – człowiek oraz potencjalne konsekwencje dla rozwoju populacji tego gatunku. Dotychczasowe badania wykazały, że szkody w uprawach rolnych spowodowane przez żubry mają negatywny wpływ na postawy społeczne wobec tego gatunku (Balčiauskas et al. 2017). Główną przyczyną niższej akceptacji tego gatunku jest obawa przed utratą dochodów w związku ze szkodami w uprawach rolnych i w drzewostanach. Dodatkowo, ludzie obawiają się ograniczeń w gospodarowaniu zwierzyną łowną, takich jak polowania, oraz ewentualnego spadku wartości nieruchomości w obszarach zamieszkałych przez żubry (Decker et al. 2010, Bergsten 2014, Balčiauskas et al. 2017). Choć w Polsce występuje znacząca część światowej populacji żubrów (Raczyński 2022), nie prowadzono dotychczas zakrojonych na szerszą skalę badań dotyczących postaw społecznych wobec tego gatunku. To zaskakujące, ponieważ żubr jest największym ssakiem lądowym w Europie, co wiąże się z większym ryzykiem konfliktu między tym gatunkiem a ludźmi. Konflikty takie, oprócz wzrostu śmiertelności zwierząt w wyniku intencjonalnych działań człowieka, mogą wywoływać konflikty pomiędzy lokalną społecznością a instytucjami państwowymi, prowadząc do erozji zaufania do władzy (Ogra 2009; Treves et al. 2009; Woodroffe et al. 2005). Może to w konsekwencji prowadzić do niższej akceptacji społecznej dla działań w ochronie przyrody, w tym reintrodukcji gatunków (Fischer, Lindenmayer 2000, Clark et al. 2016). Dlatego też negatywne nastawienie społeczne wobec żubra może wpłynąć na rozwój populacji tego gatunku, który opiera się głównie na sztucznym przesiedlaniu osobników i tworzeniu nowych stad (Olech, Perzanowski 2014). Pierwsze w Polsce badania oceniające stosunek do żubrów w różnych lokalizacjach przedstawione są w **Artykule 1 (Klich et al. 2018. DOI: 10.1007/s10344-018-1219-5)**. Głównym celem badań była ocena postaw społecznych wobec żubra w północno-wschodniej Polsce. Analizie poddano cztery różne kompleksy leśne: dwie lokalizacje, do których w najbliższej przyszłości zwierzęta planowano wprowadzić (Puszcza Augustowska i Romincka), oraz dwie inne

lokalizacje, w których występowały już subpopulacje żubrów (Puszcza Borecka i Knyszyńska). Drugim celem badań była ocena czynników (płeć, wiek, wykształcenie itp.) wpływających na postawy społeczne wobec żubra. Pytania zadawano respondentom w wywiadach bezpośrednich, a w badaniu postaw wobec żubra przyjęto metody mieszane, które integrowały metody ilościowe i jakościowe na etapie interpretacji.

Stwierdziłem istotne różnice pomiędzy respondentami mieszkającymi w sąsiedztwie kompleksów leśnych, w których występowały populacje żubrów, a respondentami zamieszkującymi tereny, na których planowano reintrodukcje. Podobny, lecz nieco negatywny stosunek wykazywali respondenci z Puszczy Augustowskiej i Rominckiej. Obie te grupy istotnie różniły się od respondentów z Puszczy Knyszyńskiej i Boreckiej, którzy wykazywali umiarkowanie pozytywne do lekko pozytywnego nastawienia. Różnica ta może wynikać z odmiennego postrzegania realnych zagrożeń oraz mitów dotyczących kosztów i korzyści z występowania żubrów w sąsiedztwie. Mity związane z dzikimi gatunkami mogą powodować negatywne postawy; chociaż badania sugerują, że takie mity wpływają na stosunek do drapieżników (e.g., Lescureux et al. 2011; Theodorakea and von Essen 2016). Dostrzegane zagrożenia mogą wynikać z uprzedzeń wywodzących się ze starych opowiadań lub kultury, gdzie np. wilki określane są jako „wyjęte spod prawa” lub „żądne krwi” (Dickman et al. 2014; Theodorakea and von Essen 2016). Wiele opisów żubra można także znaleźć w literaturze klasycznej, gdzie gatunek ten opisywano jako „najdzikszys stwór” z „cielskiem tak ogromnym” o „płomiennych ślepiach” (Sztych 2008). Narastające od lat w Polsce szkody w rolnictwie spowodowane przez dzikie zwierzęta (Sporek 2014) również mogły mieć wpływ na odpowiedzi respondentów z okolic kompleksów leśnych, w których planowano reintrodukcję. Najwięcej szkód powodowały dziki, zwłaszcza w pobliżu lasów (Frackowiak i in. 2013; Bobek i in. 2017). Zwierzę tak duże (pod względem wielkości i masy) jak żubr może w naturalny sposób zwiększyć obawę ludzi przed potencjalnymi szkodami.

W postrzeganiu żubra istotną rolę odgrywa nie tylko sposób, w jaki ten gatunek jest wyniesiony z kultury, ale także rzeczywiste zagrożenia wynikające z obecności populacji żubrów. Potwierdzają to różnice statystyczne w postawach rolników w różnych kompleksach leśnych. Na przykład rolnicy z Puszczy Boreckiej mieli prawie silnie pozytywne postawy, co istotnie odróżniało ich od rolników z Puszczy Knyszyńskiej, którzy mieli postawy nieznacznie pozytywne, oraz od rolników w

Puszczy Augustowskiej i Boreckiej, którzy mieli postawę ambiwalentną. W latach 2010 i 2011 obserwowano drastyczny wzrost liczby i wartości szkód spowodowanych przez żubry w uprawach rolnych w okolicach Puszczy Knyszyńskiej, co było związane ze wzrostem liczebności tej populacji (Sobczuk, Olech 2016). Natomiast w sąsiedztwie Puszczy Boreckiej nie udokumentowano żadnych szkód w uprawach rolnych. Co więcej, negatywny stosunek do żubrów wzrasta wraz z potencjalnym rozmiarem szkód lub uzależnieniem finansowym respondenta od produkcji rolnej. Jedynie respondenci posiadający gospodarstwa najmniejsze (do 0,5 ha i 0,51–5 ha) mieli lekko pozytywny stosunek do tego gatunku. Jako pierwszy zauważyłem też, że kobiety prezentują niższy poziom akceptacji wobec żubra niż mężczyźni. Był to wynik zaskakujący, ponieważ wiele badań wskazywało, że kobiety mają większą empatię wobec zwierząt, są bardziej pozytywne nastawione do ochrony zwierząt i mniej koncentrują się na użyteczności (e.g., Serpell 2004; Taylor, Signal 2005, Yang et al. 2010). Prawdopodobnie jest to jednak wynik wspomnianych wcześniej mitów lub obaw związanych z bezpośrednim spotkaniem z tymi zwierzętami w środowisku naturalnym. Odkrycie to zostało później potwierdzone w Niemczech, gdzie zbadano odwiedzających parki dzikich zwierząt (Ostermann-Miyashita et al. 2023).

Bardziej szczegółowej analizy tego zagadnienia dokonałem w rejonie subpopulacji żubrów w Bieszczadach, co zostało przedstawione w **Artykule 4 (Klich et al. 2021. DOI: 10.3390/ani11020503)**. Skupiłem się na tym obszarze, ponieważ w Bieszczadach występuje ponad 750 żubrów i jest to nie tylko druga co do wielkości populacja żubrów na świecie (po Puszczy Białowieskiej), ale także największa populacja linii nizinno-kaukaskiej (Raczyński 2022). W ostatnich latach stwierdzano rosnące szkody wyrządzane przez żubry w Bieszczadach (Paszkiwicz, Januszczak 2010, Nieszafa et al. 2022), jednak według oficjalnych danych Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w Rzeszowie szkody te nie miały dużej wartości pieniężnej. Według Paszkiwicza i Karaś (2016), lokalni mieszkańcy wyrażali swoje obawy dotyczące uciążliwości związanej z obecnością żubra, jednak żadne z przeprowadzonych badań nie podejmowało próby dogłębnego zrozumienia przyczyn takiego postrzegania tych zwierząt. W związku z tym, postanowiłem spróbować odpowiedzieć na pytanie: Dlaczego szkody są oficjalnie niewielkie, biorąc pod uwagę tak dużą populację żubrów? Za istotne uznałem także rozważenie, w jakim stopniu szkody wyrządzane przez żubry i inne dzikie zwierzęta mogą wpływać na postawy społeczne wobec żubrów. Co więcej, choć w wielu badaniach zaobserwowano różnice

w postrzeganiu innych gatunków ssaków pomiędzy mieszkańcami miast i wsi (e.g., Ambarli 2016, Kato et al. 2019), nie było do tego czasu informacji o takiej różnicy w przypadku żubra. Dlatego też przeprowadzone badanie miało na celu porównanie postaw wobec żubrów (znaczenie ich obecności dla społeczności lokalnej i ocena liczebności populacji) pomiędzy mieszkańcami Bieszczadów a mieszkańcami miasta. Kolejnymi celami były: a) porównanie poglądów mieszkańców Bieszczadów z poglądami mieszkańców Rzeszowa na temat zagrożeń i ograniczeń, jakie stwarza populacja żubrów w Bieszczadach, b) ustalenie, czy szkody wyrządzane przez żubry lub inne dzikie ssaki wpłynęły na postrzeganie tego gatunku przez ludzi, oraz c) ocenę odsetka szkód zgłoszonych do Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Rzeszowie. Dane zebrano w drodze ankiet bezpośrednich z mieszkańcami: wsi położonych wokół populacji żubrów w Bieszczadach oraz miasta Rzeszów, stolicy regionu.

Wykazałem istotną różnicę pomiędzy mieszkańcami miast i okolicznych wsi w poglądach na temat liczebności populacji żubrów w Bieszczadach. Prawie 40% mieszkańców bieszczadzkich wsi stwierdziło, że żubrów jest za dużo (czyli osobników powinno być „zdecydowanie mniej” lub „raczej mniej”), podczas gdy wśród mieszkańców Rzeszowa takie zdanie miał tylko 1% mieszkańców. Ponadto ponad połowa mieszkańców miasta (57%) stwierdziła, że w Bieszczadach powinno być więcej lub zdecydowanie więcej żubrów, podczas gdy z tym stwierdzeniem zgodziło się jedynie 12% mieszkańców Bieszczad. Ludzie chętnie opowiadają się za ochroną żubra, ale wolą nie doświadczać obecności tego zwierzęcia w pobliżu swoich domów (Balčiauskas, Kazlauskas 2014). Dlatego też wyniki niniejszego badania potwierdziły ogólny trend różnic pomiędzy mieszkańcami miast i wsi w postrzeganiu dzikich zwierząt, w tym kopytnych (Ambarli 2016, Kato et al. 2019). Jednak ważniejszym odkryciem było to, że mieszkańcy Bieszczad wskazali żubra jako najczęstszą przyczynę szkód wśród roślinożerców i wszystkożernych zwierząt. Tym ważniejsze wydawało się zatem wyjaśnienie rozbieżności pomiędzy rozmiarem oficjalnych szkód a rzeczywistym wymiarem konfliktu z żubrami. W tym badaniu jako pierwszy wykazałem, że większość przypadków szkód nie była skutecznie zgłoszona (62% przypadków nie zostało zgłoszonych lub procedura odszkodowawcza nie została zakończona); dlatego pozostawały one poza oficjalnymi statystykami. Część wniosków o odszkodowania (11,8%) została odrzucona przez RDOŚ i ostatecznie tylko nieco ponad jedna czwarta wniosków (26,5%) otrzymała rekompensatę od państwa. Statystyczna ocena postaw

lokalnych mieszkańców wobec żubra wykazała również, że szkody wyrządzane przez żubra wpływają na stosunek do tego gatunku, podczas gdy szkody powodowane przez inne gatunki zwierząt nie mają na to wpływu.

Przedstawione badania wykazują, że wzrost populacji żubrów spowodował wzrost negatywnych postaw wobec tego gatunku wśród lokalnych społeczności, a żubry stały się obecnie jednym z głównych gatunków konfliktogennych w Bieszczadach. Jednak obraz ten jest zamazany ze względu na wprowadzające w błąd oficjalne statystyki, a obecny system odszkodowań, szacowanych i wypłacanych przez organy rządowe, nie rozwiązuje problemu negatywnego stosunku do żubra. Co jednak ważne, szkody wyrządzone przez żubry kształtują postawę społeczną wobec tego gatunku, co daje wyraźny sygnał, że właściwe zarządzanie populacją żubrów wystarczy do uzyskania akceptacji społecznej, niezależnie od postępowania z innymi dzikimi gatunkami zwierząt. Warto także zauważyć, że istnieją różnice w postrzeganiu żubra między mieszkańcami miast a mieszkańcami wsi. Te różnice nie sprzyjają kształtowaniu i wdrażaniu właściwej polityki ochrony gatunku. Wynikają one z odmiennych oczekiwań i oceny kosztów związanych z obecnością dzikiej populacji żubrów.

Obydwa artykuły poruszają kwestię stosunku społeczności do żubrów i mają istotny aspekt praktyczny. Przede wszystkim wskazują na potrzebę edukacji, która prowadziłaby do właściwego postrzegania żubra. Z jednej strony, edukacja taka może pomóc w pozbyciu się nadmiernego lęku przed tym gatunkiem, a z drugiej strony, może pomóc ludziom zrozumieć koszty społeczne związane z obecnością żubra. Taka edukacja powinna być kierowana zarówno do mieszkańców wsi, jak i miast. Zidentyfikowane przyczyny negatywnego stosunku do żubra pozwalają na opracowanie skutecznych mechanizmów łagodzenia konfliktów społecznych, np. poprzez pomoc w uzyskaniu odszkodowań lub usprawnienie procedury odszkodowawczej.

Podsumowanie

Prezentowane osiągnięcie ma charakter badań wielodyscyplinarnych, które były niezbędne do osiągnięcia postawionych celów. W tych badaniach zidentyfikowałem nowe zagrożenia dla populacji żubrów w Polsce, z czego większość z nich ma charakter ogólny i może stanowić podstawę do oceny zagrożeń dla innych populacji żubrów w Europie. Ponadto, biorąc pod uwagę fakt, że większość populacji żubrów w Europie znajduje się na wcześniejszych etapach rozwoju niż populacje w Polsce, moje badania

pozwalają na odpowiednie kształtowanie polityki zarządzania gatunkiem w celu uniknięcia tych zagrożeń.

W prezentowanych artykułach jako pierwszy zwróciłem uwagę na możliwe narażenie żubrów na działanie pestycydów, metali ciężkich oraz ryzyko niedoborów pierwiastków w różnych populacjach. Ponadto jako pierwszy zwróciłem uwagę na zagrożenie kontaktami z bydłem oraz na czynniki wpływające na ryzyko wystąpienia takich kontaktów. Ponadto jako pierwszy przeprowadziłem szeroko zakrojone badania postaw społecznych wobec żubra i zidentyfikowałem czynniki je kształtujące.

Literatura

- Aaseth J., Thomassen Y., Aadland E., Fausa O., Schrumpf E. 1995. Hepatic retention of copper and selenium in primary sclerosing cholangitis. *Scandinavian Journal of Gastroenterology* 30(12): 1200–1203.
- Allen A.R., Ford T., Skuce R.A. 2021. Does *Mycobacterium tuberculosis* var. *bovis* survival in the environment confound bovine tuberculosis control and eradication? A literature review. *Veterinary medicine international* 2021: 8812898.
- Alloway B.J., 2008. Micronutrients and crop production: an introduction. *Micronutrient Deficiencies in Global Crop Production*. Springer, Dordrecht, pp. 1–39.
- Ambarli H. 2016. Rural and urban students' perceptions of and attitudes toward brown bears in Turkey. *Anthrozoös* 29: 489–502.
- Anisimava A., Velihurau P., Yanuta R. 2015. The European bison in Belarus—problems and prospects. *European Bison Conservation Newsletter* 8: 25–32.
- Arthur W.J., Gates R.J. 1988. Trace element intake via soil ingestion in pronghorns and in black-tailed jackrabbits. *Rangeland Ecology & Management / Journal of Range Management Archives* 41: 162–166.
- Balčiauskas L., Kazlauskas M. 2014. Forty years after reintroduction in a suboptimal landscape: public attitudes towards European bison. *European Journal of Wildlife Research* 60: 155–158.
- Balčiauskas L., Kazlauskas M., Balčiauskienė L. 2017. European bison: changes in species acceptance following plans for translocation. *European Journal of Wildlife Research* 63: 4.
- Bergsten A. 2014. Attitudes toward reintroduction of European bison (*Bison bonasus*) to Sweden. Umeå Sveriges lantbruksuniversitet. Rapport 2014.
- Beyer W.N., Connor E.E., Gerould S. 1994. Estimates of soil ingestion by wildlife. *Journal of Wildlife Management* 58: 375–382.
- Bluhm H., Diserens T., Engleder T., Heising K., Janík T., Jirků M., Klich D., König H.J., Kowalczyk R., Kuijper D., Maślanko W., Michler F., Neumann W., Oeser J., Olech W., Perzanowski K., Ratkiewicz M., Romportl D., Šálek M., Kuemmerle T. 2023. Widespread habitat for Europe's largest herbivores, but poor connectivity limits recolonization. *Diversity and Distributions* 29: 423–437.
- Bobek B., Furtek J., Bobek J., Merta D., Wojciuch-Ploskonka M. 2017. Spatio-temporal characteristics of crop damage caused by wild boar in north-eastern Poland. *Crop Protection* 93: 106–112.
- Bruczyńska, M., Didkowska, A., Dzikowski, A., Rudy, M., Orłowska, B., Welz, M., Krajewska-Wędzina, M., Olech, W. and Anusz, K., 2022. Legal obstacles in the eradication of bovine tuberculosis in European bison (*Bison bonasus*)—A threat to an effective reintroduction strategy. *Diversity*, 14(9): 710.

- Cross P.C., Edwards W.H., Scurlock B.M., Maichak E.J., Rogerson J.D. 2007. Effects of management and climate on elk brucellosis in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Ecological Applications* 17(4): 957–964.
- Daleszczyk K. 2011. Some factors influencing reproductive parameters of European bison cows. *European Bison Conservation Newsletter* 4: 45–54.
- Decker S.E., Bath A.J., Simms A., Lindner U., Reisinger E. 2010. The return of the king or bringing snails to the garden? The human dimensions of a proposed restoration of European Bison (*Bison bonasus*) in Germany. *Restoration Ecology* 18(1): 41–51.
- Demiaszkiewicz A.W., Moskwa B., Gralak A., Laskowski Z., Myczka A.W., Kołodziej-Sobocińska M., Kaczor S., Plis-Kuprianowicz E., Krzysiak M., Filip-Hutsch K. 2020. The Nematodes *Thelazia gulosa* Raillet and Henry, 1910 and *Thelazia skrjabini* Erschov, 1928 as a cause of blindness in European Bison (*Bison bonasus*) in Poland. *Acta Parasitologica* 65(4), 963–968.
- Dickman A.J., Hazzah L., Carbone C., Durant S.M. 2014. Carnivores, culture and ‘contagious conflict’: multiple factors influence perceived problems with carnivores in Tanzania’s Ruaha landscape. *Biological Conservation* 178: 19–27.
- Didkowska, A., Klich, D., Hapanowicz, A., Orłowska, B., Gałązka, M., Rzewuska, M., Olech, W. Anusz, K. 2021a. Pathogens with potential impact on reproduction in captive and free-ranging European bison (*Bison bonasus*) in Poland-a serological survey. *BMC Veterinary Research* 17: 345.
- Didkowska A., Klich D., Nowak M., Wojciechowska M., Prolejko K., Kwiecień E., Rzewuska M., Olech W., Anusz K. 2023. A serological survey of pathogens associated with the respiratory and digestive system in the Polish European bison (*Bison bonasus*) population in 2017-2022. *BMC Veterinary Research* 19: 74.
- Didkowska A., Orłowska B., Krajewska-Wędzina M., Augustynowicz-Kopeć E., Brzezińska S., Żygowska M., Wiśniewski J., Kaczor S., Welz M. Olech, W. Anusz K. 2021b. Microbiological and molecular monitoring for bovine tuberculosis in the Polish population of European bison (*Bison bonasus*). *Annals of Agricultural Environmental Medicine* 28(4): 575–578.
- Downs S.H., Durr P., Edwards J., Clifton-Hadley R. 2008. Trace micro-nutrients may affect susceptibility to bovine tuberculosis in cattle. *Preventive Veterinary Medicine* 87(3–4): 311–326.
- Drózd J., Demiaszkiewicz A.W. Lachowicz J. 1998. *Ashworthius sidemi* [Nematoda, Trichostrongylidae] a new parasite of the European bison *Bison bonasus* [L.] and the question of independence of *A. gagarini*. *Acta Parasitologica* 2(43): 75–80.
- Durkalec M., Nawrocka A., Krzysiak M., Larska M., Kmiec M., Posyniak A. 2018. Trace elements in the liver of captive and free-ranging European bison (*Bison bonasus* L.). *Chemosphere* 193: 454–463.
- Dymnicka M., Dębska M., Arkuszewska E., Olech W. 2009. Serum and tissue concentrations of selected biochemical and mineral compounds in relation to the incidence of balanoposthitis in the European bison. *Roczniki Naukowe Zootechniki* 5: 129–137.
- EC. 2006. Commission regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs (Textwith EEA relevance). Official J. Eur. Union L 364, 5–24 (1e20, European Union).
- Enjalbert F., Lebreton P. Salat O. 2006. Effects of copper, zinc and selenium status on performance and health in commercial dairy and beef herds: Retrospective study. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition* 90(11–12): 459–466.
- Filip-Hutsch K., Laskowski Z., Myczka A.W., Czopowicz M., Moskwa B., Demiaszkiewicz A.W. 2022. The occurrence and molecular identification of *Thelazia* spp. In European bison (*Bison bonasus*) in the Bieszczady Mountains. *Scientific Reports* 12: 22508.
- Fischer J., Lindenmayer D.B. 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation* 96: 1–11.

- Frackowiak W., Gorczyca S., Merta D., Wojciuch-Ploskonka M. 2013. Factors affecting the level of damage by wild boar in farmland in north-eastern Poland. *Pest Management Science* 69(3): 362–366.
- Gortázar C., Ferroglio E., Höfle U., Frölich K., Vicente J. 2007. Diseases shared between wildlife and livestock: a European perspective. *European Journal of Wildlife Research* 53: 241–256.
- Graham T.W. 1991. Trace element deficiencies in cattle. *Vet. Clin. North Am. Food Animal Practice* 7(1): 153–215.
- Hardstaff J.L., Marion G., Hutchings M.R., White P.C. 2014. Evaluating the tuberculosis hazard posed to cattle from wildlife across Europe. *Research in veterinary science* 97: S86–S93.
- Hofman-Kamińska E., Kowalczyk R. 2012. Farm crops depredation by European bison (*Bison bonasus*) in the vicinity of forest habitats in northeastern Poland. *Environmental Management* 50: 530–541.
- Hoy J., Swanson N., Seneff S. 2015. The high cost of pesticides: Human and Animal Diseases. *Poultry, Fisheries & Wildlife Sciences* 3: 1–18.
- Hoy J.A., Haas G.T., Hoy R.D., Hallock P. 2011. Observations of *Brachygnathia superior* in wild ruminants in Western Montana, USA. *Wildlife Biology in Practice* 7: 15–29.
- Humann-Ziehank E., Menzel A., Roehrig P., Schwert B., Ganter M., Hennig-Pauka I. 2014. Acute and subacute response of iron, zinc, copper and selenium in pigs experimentally infected with *Actinobacillus pleuropneumoniae*. *Metallomics* 6(10): 1869–1879.
- Karbowski G., Demiaszkiewicz A., Pyziel A., Wita I., Moskwa B., Werszko J., Bień J., Goździk K., Lachowicz J., Cabaj W. 2014. The parasitic fauna of the European bison (*Bison bonasus*) (Linnaeus, 1758) and their impact on the conservation. Part 2 The structure and changes over time. *Acta Parasitologica* 59(3): 372–379.
- Kato E., Yano Y., Ohe Y. 2019. Investigating Gaps in Perception of Wildlife between Urban and Rural Inhabitants: Empirical Evidence from Japan. *Sustainability* 11: 4516.
- Kęsik-Maliszewska J., Krzysiak M.K., Grochowska M., Lechowski L., Chase C., Larska M. 2018. Epidemiology of Schmallenberg Virus in European Bison (*Bison bonasus*) in Poland. *Journal of Wildlife Diseases* 54(2): 272–282.
- Kincaid R. 2000. Assessment of trace mineral status of ruminants: A review. *Journal of Animal Science* 77: 1–10.
- Klich D., Olech W., Cielniak K. 2017. A complex project for the conservation of European bison in Poland by State Forests. *European Bison Conservation Newsletter* 10: 11–20.
- Kośła T., Skibniewska E.M., Skibniewski M., Urbańska-Słomka G. 2008. The calcium status in the tissues of free-living European bison from Białowieża Primeval Forest. *European Bison Conservation Newsletter* 1: 5–13.
- Kośła T., Skibniewska M.E., Skibniewski M., Kołnierzak M.M., Lasocka I., Kmiec H. 2019. Hair concentration of selenium in European bison in relation to sex and age, with regard to liver and kidney se levels. *Folia Biologica* 67: 99–108.
- Kowalczyk R., Krasieńska M., Kamiński T., Górny M., Struś P., Hofman-Kamińska E. and Krasieński Z.A. 2013. Movements of European bison (*Bison bonasus*) beyond the Białowieża Forest (NE Poland): range expansion or partial migrations? *Acta theriologica* 58: 391–401.
- Krajewska-Wędzina, M., Krzysiak, M.K., Bruczyńska, M., Orłowska, B., Didkowska, A., Radulski, Ł., Wiśniewski, J., Olech, W., Nowakiewicz, A., Welz, M. Kaczor, S., 2023. Ten years of animal Tuberculosis monitoring in free-living European bison (*Bison bonasus*) in Poland. *Animals* 13(7): 1205.
- Krasieńska M., Krasieński Z. 2013. *European Bison: The Nature Monograph* Springer Science & Business Media.
- Krzysiak M.K., Iwaniak W., Kęsik-Maliszewska J., Olech W., Larska, M. 2017. Serological study of exposure to selected arthropod-borne pathogens in European Bison (*Bison bonasus*) in Poland. *Transboundary and emerging diseases* 64(5): 1411–1423.

- Krzysiak M.K., Jabłoński A., Iwaniak W., Krajewska M., Kęsik-Maliszewska J., Larska M. 2018. Seroprevalence and risk factors for selected respiratory and reproductive tract pathogen exposure in European bison (*Bison bonasus*) in Poland. *Veterinary microbiology* 215: 57-65.
- Kucharczak E., Moryl A., Szyposzyński K., Jopek Z. 2005. Influence of environment on aluminium content in game animals' tissues. *Medycyna Weterynaryjna* 61: 1277-1279.
- Kwiecień E., Stefańska I., Kizerwetter-Świda M., Chrobak-Chmiel D., Didkowska A., Bielecki W., Olech W., Anusz K., Rzewuska M. 2022. Prevalence and Genetic Diversity of *Trueperella pyogenes* Isolated from Infections in European Bison (*Bison bonasus*). *Animals* 12(14): 1825.
- Larska M. Krzysiak M.K. 2019. Infectious disease monitoring of European bison (*Bison bonasus*). *Wildlife population monitoring*, pp. 248-269.
- Lescureux N., Linnell J.D., Mustafa S., Melovski D., Stojanov A., Ivanov G., Avukatov V., von Arx M., Breitenmoser U. 2011. Fear of the unknown: local knowledge and perceptions of the Eurasian lynx *Lynx lynx* in western Macedonia. *Oryx* 45(4): 600-607.
- Łanocha-Arendarczyk N., Baranowska-Bosiacka I., Kot K., Pilarczyk B., Tomza-Marciniak A., Kabat-Koperska J., Kosik-Bogacka D. 2018. Biochemical profile, liver and kidney selenium (Se) status during acanthamoebiasis in a mouse model. *Folia Biologica* 66(1): 33-40.
- Łopucki R., Klich D., Perzanowski K., Nieszala A., Kiersztyn A., Bołbot A., Sobczuk M., Olech W. 2023. Individual differentiation of habitat preferences indicate high flexibility in habitat use by European bison (*Bison bonasus*). *Global Ecology and Conservation* 44: e02494.
- Martínez-Guijosa J., Lima-Barbero J.F., Acevedo P., Cano-Terriza D., Jiménez-Ruiz S., Barasona J.Á., Boadella M., García-Bocanegra I., Gortázar C., Vicente J. 2021. Description and implementation of an On-farm Wildlife Risk Mitigation Protocol at the wildlife-livestock interface: Tuberculosis in Mediterranean environments. *Preventive Veterinary Medicine* 191: 105346.
- McCallum H., Barlow N. Hone J. 2001. How should pathogen transmission be modelled? *Trends in ecology & evolution* 16(6): 295-300.
- Meunier N.V., Sebulime P., White R.G., Kock R. 2017. Wildlife-livestock interactions and risk areas for cross-species spread of bovine tuberculosis. *Onderstepoort Journal of Veterinary Research* 84(1): 1-10.
- Miller R.S., Farnsworth M.L., Malmberg J.L. 2013. Diseases at the livestock-wildlife interface: status, challenges, and opportunities in the United States. *Preventive veterinary medicine* 110(2): 119-132.
- Morris D.W. 1987. Tests of density-dependent habitat selection in a patchy environment. *Ecological Monographs* 57(4): 269-281.
- Motta R. 1996. Impact of wild ungulates on forest regeneration and tree composition of mountain forests in the Western Italian Alps. *Forest Ecology and Management* 88: 93-98.
- National Center for Biotechnology Information. PubChem Database. 2019. Tetraconazole, CID =80277, Available from: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Tetraconazole>
- Nieszala A., Klich D., Perzanowski K., Januszczak M., Wołoszyn-Gałęza A., Olech W. 2022. Debarking intensity of European bison in the Bieszczady Mountains in relation to forest habitat features. *Forest Ecology and Management* 508: 120057.
- Olech W., Klich D., Perzanowski K. 2019. Development of a new Action Plan for the European bison. *Oryx* 53(2): 214-214.
- Olech W., Perzanowski K. 2014. Podręcznik najlepszych praktyk ochrony żubra. Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych. Warszawa.
- Olech W., Perzanowski K. 2016. Changes of size and structure of world population of European bison in years 2000-2015. *European Bison Conservation Newsletter* 9: 5-10.
- Olech W., Perzanowski K. 2022. European Bison (*Bison bonasus*) Strategic Species Status Review 2020. IUCN SSC Bison Specialist Group and European Bison Specialist Group.

- Ostermann-Miyashita E.F., Pernat N., Koenig H.J., Hemminger K., Gandl N., Bellingrath-Kimura S.D., Hibler S. and Kiffner C. 2023. Attitudes of wildlife park visitors towards returning wildlife species: An analysis of patterns and correlates. *Biological Conservation* 278: 109878.
- Parnikoza I., Boreiko V., Sesin V., Kaliuzhna M. 2009. History, current state and perspectives of conservation of European bison in Ukraine. *European Bison Conservation Newsletter* 2: 5–16.
- Paszkiewicz R., Januszczak M. 2010. Szkody powodowane przez żubry w środowisku leśnym Bieszczadów w ocenie leśników. *European Bison Conservation Newsletter* 3: 53–62.
- Paszkiewicz R., Karaś K. 2016. Postrzeganie żubrów przez społeczność Bieszczadów. *European Bison Conservation Newsletter* 9: 49–70.
- Perzanowski K. 2014. Historia, stan obecny i perspektywy ochrony populacji żubra w Bieszczadach. *Roczniki Bieszczadzkie* 22: 117–127.
- Perzanowski K., Januszczak M., Wołoszyn-Gałęza A., Klich D. 2021. Wieloletnia dynamika arealu populacji żubrów *Bison bonasus*, na terenie nadleśnictw bieszczadzkich. *Sylvan* 65(1): 41–49.
- Perzanowski K., Klich D., Olech W. 2022. European Union needs urgent strategy for the European bison. *Conservation Letters* 15: p.e12923.
- Plumb, G., Kowalczyk, R. Hernandez-Blanco, J.A. 2020. *Bison bonasus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e. T2814A45156279.
- Pond W.G., Church D.B., Pond K.R., Schoknecht P.A. 2004. *Basic Animal Nutrition and Feeding*. John Wiley & Sons.
- Pucek Z, Belousova I.P., Krasinski Z.A., Olech W. 2004. European bison: status survey and conservation action plan. Gland, Switzerland and Cambridge: IUCN.
- Pyziel A.M., Demiaszkiewicz A.W., Klich D., Laskowski, Z. 2019. A morphological and molecular comparison of *Eimeria bovis*-like oocysts (Apicomplexa: Eimeriidae) from European bison, *Bison bonasus* L., and cattle, *Bos taurus* L., and the development of two multiplex PCR assays for their identification. *Veterinary parasitology* 275: 108917.
- Pyziel A.M., Demiaszkiewicz A.W. 2009. *Sarcocystis cruzi* [Protozoa: Apicomplexa: Sarcocystidae] u żubra [*Bison bonasus*] w Puszczy Białowieskiej. *Wiadomości Parazytologiczne* 55(1): 31–34.
- Pyziel A.M., Demiaszkiewicz A.W. 2015. Observations on sporulation of *Eimeria bovis* (Apicomplexa: Eimeriidae) from the European bison *Bison bonasus*: effect of temperature and potassium dichromate solution. *Folia Parasitologica* 62: 2015.020.
- Pyziel A.M., Jóźwikowski M., Demiaszkiewicz A.W. 2014. Coccidia (Apicomplexa: Eimeriidae) of the lowland European bison *Bison bonasus bonasus* (L.). *Veterinary Parasitology* 202(3-4): 138–144.
- Pyziel A.M., Kowalczyk R., Demiaszkiewicz A.W. 2011. The annual cycle of shedding *Eimeria* oocysts by European bison (*Bison bonasus*) in the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal for Parasitology* 97(4): 737–739.
- Raczyński J. [ed.]. 2022. European Bison pedigree book 2022. Białowieża National Park, Białowieża.
- Riaz M., Muhammad G. 2018. Copper deficiency in ruminants in Pakistan. *Matrix Science Medica* 2(1): 18–21.
- Rutkowska B., Szulc W., Spychaj-Fabisiak E., Pior N. 2017. Prediction of molybdenum availability to plants in differentiated soil conditions. *Plant, Soil and Environment* 63: 491–497.
- Serpell J.A. 2004 Factors influencing human attitudes to animals and their welfare. *Animal Welfare-Potters Bar Then Wheathampstead* 13:145–152.
- Serrano E., Cross P.C., Beneria M., Ficapal A., Curia J., Marco X., Lavín S., Marco I., 2011. Decreasing prevalence of brucellosis in red deer through efforts to control disease in livestock. *Epidemiology & Infection* 139(10): 1626–1630.

- Sibly R.M. 1999. Efficient experimental designs for studying stress and population density in animal populations. *Ecological Applications* 9(2): 496–503.
- Sichewo P.R., Etter E.M., Michel A.L. 2020a. Wildlife-cattle interactions emerge as drivers of bovine tuberculosis in traditionally farmed cattle. *Preventive veterinary medicine* 174: 104847.
- Sichewo P.R., Vander Kelen C., Thys S., Michel A.L. 2020b. Risk practices for bovine tuberculosis transmission to cattle and livestock farming communities living at wildlife-livestock-human interface in northern KwaZulu Natal, South Africa. *PLoS neglected tropical diseases* 14(3): e0007618.
- Sobczuk, M. Olech, W. 2016. Damage to the crops inflicted by European bison living in the Knyszyn Forest. *European Bison Conservation Newsletter* 9: 39–48.
- Sporek M. 2014. Szkody łowieckie w Polsce. *Journal of Agribusiness and Rural Development* 2(32): 181–188.
- Szytych D. 2008. Culture-forming role of the European bison. *European Bison Conservation Newsletter* 1: 161–190.
- Taylor N., Signal T.D. 2005. Empathy and attitudes to animals. *Anthrozoös* 18(1): 18–27.
- Tinwell H., Rouquié D., Schorsch F., Geter D., Wason S. Bars R. 2014. Liver tumor formation in female rat induced by fluopyram is mediated by CAR/PXR nuclear receptor activation. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 70(3): 648–658.
- Theodorakea I.T., von Essen E. 2016. Who let the wolves out? Narratives, rumors and social representations of the wolf in Greece. *Environmental Sociology* 2(1): 29–40.
- Welz M., Anusz K., Salwa A., Zaleska M., Bielecki W., Osinska B., Kaczor S., Kita J. 2005. Gruźlica bydłęca u żubrów w Bieszczadach. *Medycyna Weterynaryjna* 61: 441–444.
- Wobeser G. 2009. Bovine tuberculosis in Canadian wildlife: an updated history. *The Canadian veterinary journal* 50(11): 1169.
- Wozniak L., Mantaj A., Kruczek G., Zawora P., Kaniuczak J., Wojtowicz J. 1999. Observed and expected range of metallic trace elements concentrations in Bieszczady Mountains soils. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 467: 481–487.
- Yang N., Zhang E., Chen M. 2010. Attitudes towards wild animal conservation: a comparative study of the Yi and Mosuo in China. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 6(1–2): 61–67.
- Yanuta G., Klich D., Balcerak M. 2021. Free living European bison population in Belarus. *European Bison Conservation Newsletter* 13: 57–72.

Inne osiągnięcia naukowe

Wpływ afrykańskiego pomoru świń na relacje drapieżnik-ofiara.

Osiągnięcie to zostało opisane w dwóch artykułach **Klich et al. 2021a**. Predation on livestock as an indicator of drastic prey decline? The indirect effects of an African swine fever epidemic on predator-prey relations in Poland. *Ecological Indicators* 133: 108419. DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.108419 oraz **Klich et al. 2021b**. Indirect effect of African Swine Fever on the diet composition of the gray wolf *Canis lupus* – a case study in Belarus. *Animals*, 11: 1758. DOI: 10.3390/ani11061758.

Głównymi ofiarami wilków są zwierzęta kopytne, chociaż wiele innych gatunków i taksonów może również być częścią ich diety (Okarma, 1995; Sidorovich et al., 2017). Skład ofiar w dużej mierze zależy od dostępnych gatunków w danym środowisku, a także od zróżnicowania podatności na ataki czy zagęszczenia ofiar. W

związku z tym dieta wilków może znacznie różnić się w zależności od regionu. Na przykład wilki polują głównie na łosie w Skandynawii i jelenie szlachetne w Yellowstone (Mech and Boitani, 2003; Hilde and Hjeljord, 2003; Lafferty et al., 2014; Latham et al., 2013). Jednak w Europie Środkowej ich głównymi ofiarami są jelenie szlachetne, sarny, dziki i bobry (Meriggi and Lovari, 1996; Zunna et al., 2009; Sidorovich et al., 2017). W niektórych regionach np. w Grecji podstawowym składnikiem diety wilków są zwierzęta gospodarskie (Migli et al., 2005).

W zależności od lokalnych warunków dzik może być ofiarą drugiego lub trzeciego rzędu, a udział tego gatunku w biomasie zjadanej przez wilki może przekraczać 20% (Nowak et al. 2011, Sidorovich et al. 2017). Dzik może być także najważniejszą ofiarą, gdy obserwuje się spadek liczebności innych gatunków kopytnych (Mori et al. 2017). Jednakże po pojawieniu się afrykańskiego pomoru świń (ASF), który jest wirusową chorobą świńowatych (Penrith et al. 2009), liczebność populacji dzików w Europie Wschodniej drastycznie spadła. Wirus pojawił się na Białorusi w 2013 roku (później w Polsce) i spowodował (głównie w wyniku celowych intensywnych polowań) drastyczny spadek populacji dzików, będących jedną z głównych ofiar wilka szarego (Cwynar et al. 2019, Morelle et al. 2020). W Artykule **Klich et al. 2021a** oceniłem, jak spadek liczebności populacji dzików w związku z epidemią ASF i działaniami łagodzącymi wpłynęła na liczbę zwierząt gospodarskich zabijanych przez wilki w Polsce w latach 2014-2019. Na potrzeby badań pozyskałem następujące dane: a) liczebność populacji kopytnych zwierząt łownych (sarny, jelenie szlachetne, dziki i łosie) oraz wilków, b) liczebność zwierząt gospodarskich (konie, bydło, kozy, owce i dzikie hodowlane (daniele i jelenie), c) liczba dzikich zwierząt kopytnych zabitych przez wilki, d) liczba zwierząt gospodarskich zabitych przez wilki, e) liczba zwierząt łownych kopytnych (sarny, jelenie szlachetne i dziki) zabitych przez myśliwych.

Korzystając z zaawansowanych analiz statystycznych, zidentyfikowałem wpływ afrykańskiego pomoru świń (ASF) na relacje drapieżnik-ofiara w Polsce. Moje badania wykazały, że liczba zwierząt gospodarskich zabijanych przez wilki była odwrotnie proporcjonalna do liczebności populacji dzików i saren, a wprost proporcjonalna do wzrostu liczebności populacji jeleni szlachetnych. Największy wpływ na wzrost drapieżnictwa na zwierzętach hodowlanych miał spadek liczebności dzików. Postawiłem także hipotezę, że spadek liczebności głównej ofiary drapieżnika można wykryć na podstawie tendencji w drapieżnictwie na zwierzętach domowych. Hipoteza ta potwierdziła się w przypadku spadków liczebności dzików powyżej 30%, co oznacza,

że spadek ten był widoczny we wzroście liczby zwierząt gospodarskich zabijanych przez wilki.

Wyniki tych badań mają wymiar aplikacyjny i mogą być wykorzystywane przez osoby zarządzające i działające na rzecz ochrony przyrody. Dają one szansę, w przypadku populacji zwierząt kopytnych, na wykorzystanie populacji drapieżników do pośredniego monitorowania gatunków ofiar jako swoistego „systemu pierwszego ostrzegania”. W przypadku gdy wystąpi nagły wzrost drapieżnictwa wilków na dużym obszarze, może to stanowić sygnał alarmowy, sugerując konieczność natychmiastowej weryfikacji liczebności naturalnych ofiar w danym środowisku. Taki system byłby stosunkowo niedrogi, a mógłby być przydatny w przypadku dużych ssaków chronionych, które nie są regularnie monitorowane lub podlegają okazjonalnemu monitoringowi. Może również służyć jako kontrola monitoringu terenowego opartego na polowaniach trofeowych lub innych metodach.

W drugim artykule - **Klich et al. 2021b** moim celem było sprawdzenie, czy w związku z drastycznym spadkiem populacji dzików na Białorusi w diecie wilków nie pojawią się inne gatunki kopytne lub inne rzadziej atakowane przez wilki zwierzęta. Badania przeprowadzono na podstawie odchodów zebranych w dwóch obwodach: grodzieńskim i witebskim. W obu regionach zagęszczenie dzików spadło po wybuchu ASF (lata 2015–2018). Regiony te wybrano ze względu na odmienną liczebność ofiar wilków (głównie saren i jeleni szlachetnych) (Velihurau et al. 2014). Zagęszczenie saren w obwodzie grodzieńskim było ponad czterokrotnie wyższe niż w obwodzie witebskim. Na terenie obwodu witebskiego jelenia nie stwierdzono, natomiast w obwodzie grodzieńskim jego zagęszczenie oszacowano na 5,1 os./10 km².

W rejonie Grodna udział ofiar w diecie wilka nie uległ większym zmianom po wybuchu epidemii ASF. Głównymi gatunkami ofiar nadal były jelenie, sarny i bobry. W obwodzie witebskim po wybuchu epidemii ASF skład diety uległ znaczącym zmianom. Wilki nadal polowały głównie na łosie, ale pozostałymi gatunkami ofiar były sarny, bobry i jelenie szlachetne. Przed wybuchem ASF dziki były drugą w kolejności ofiarą wilka (po łosiach), a po wybuchu epidemii udział dzików w diecie znacznie spadł. Ogólnie rzecz biorąc, w obwodzie witebskim z badanym okresie zmniejszyła się liczba dzików, a zwiększyła się liczba saren i jeleni szlachetnych. Badania wykazały, że ASF wpłynął na dietę wilka ograniczając populację dzików jedynie w Witebsku, regionie, gdzie dzik był ważną ofiarą wilka (stanowił około 30% diety). Wbrew przypuszczeniom

wilki nie zwiększyły udziału zwierząt domowych w diecie nawet w obwodzie witebskim, co należy tłumaczyć polowaniami na wilka na Białorusi.

Podsumowując wyniki badań nad wpływem epidemii ASF na relacje drapieżnik-ofiara, można stwierdzić, że relacje mogą ulec zmianie, gdy ofiara (w tym przypadku dzik) stanowi znaczny procent diety wilka, oszacowany na około 30% na podstawie badań przeprowadzonych na Białorusi. Dodatkowo spadek o 30% liczebności ofiar może wskazywać na możliwość wykrycia spadku liczebności ich populacji na podstawie intensywności polowań wilka na zwierzęta gospodarskie. Warto zauważyć, że nie zaobserwowano wzrostu ataków wilków na zwierzęta gospodarskie pomimo drastycznego spadku populacji dzików, co prawdopodobnie wynikało z intensywnego polowania na wilki.

Literatura

- Cwynar P., Stojkov J., Wlazlak K. 2019. African swine fever status in Europe. *Viruses* 11: 310.
- Hilde K., Hjeljord O. 2003. Wolf predation on moose - a case study using hunter observations. *Alces* 39: 263–272.
- Lafferty D.J.R., Belant J.L., White K.S., Womble J.N., Morzillo A.T. 2014. Linking wolf diet to changes in marine and terrestrial prey abundance. *Arctic* 67 (2): 143–148.
- Latham A.D.M., Latham M.C., Knopff K.H., Hebblewhite M., Boutin S. 2013. Wolves, white-tailed deer, and beaver: implications of seasonal prey switching for woodland caribou declines. *Ecography* 36 (12): 1276–1290.
- Mech L.D., Boitani L. (Eds.). 2003. *Wolves. Behavior, Ecology and Conservation*. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Meriggi A., Lovari S. 1996. A review of wolf predation in southern Europe: does the wolf prefer wild prey to livestock? *Journal of Applied Ecology* 33: 1561–1571.
- Migli D., Youlatos D., Iliopoulos Y. 2005. Winter food habits of wolves in central Greece. *Journal of Biological Research* 4: 217–220.
- Morelle K., Bubnicki J., Churski M., Gryz J., Podgórski T., Kuijper D.P.J. 2020. Disease-Induced Mortality Outweighs Hunting in Causing Wild Boar Population Crash After African Swine Fever Outbreak. *Frontiers in Veterinary Sciences* 7: 738.
- Mori E., Benatti L., Lovari S., Ferretti F. 2017. What does the wild boar mean to the wolf? *European Journal of Wildlife Research* 63: 9.
- Nowak S., Mysłajek R.W., Klosinska A. 2011. Diet and prey selection of wolves (*Canis lupus*) recolonising western and central Poland. *Mammalian Biology* 76: 709–715.
- Okarma H. 1995. The trophic ecology of wolves and their predatory role in ungulate communities of forest ecosystems in Europe. *Acta Theriologica* 40: 335–386.
- Penrith M.-L., Vosloo W. 2009. Review of African swine fever: Transmission, spread and control. *Journal of the South African Veterinary Association* 80: 58–62.
- Sidorovich V., Schnitzler A., Schnitzler C., Rotenko I., Holikava Y. 2017. Responses of wolf feeding habits after adverse climatic events in central-western Belarus. *Mammalian Biology* 83: 44–50.
- Velihurau P.A., Yanuta G.G., Anisimova E.I. 2014. Contemporary biogeographical structure of game ruminants. *Proceedings of the National Academy of Sciences of Belarus, Biological Series* 4: 86–90.
- Zunna A., Ozolin J., Pupila A., 2009. Food habits of the wolf *Canis lupus* in Latvia based on stomach analyses. *Estonian Journal of Ecology* 58: 141–152.

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

Na wczesnym etapie mojej kariery naukowej byłem zatrudniony na Katolickim Uniwersytecie Lubelskim Jana Pawła II, gdzie wykazałem się aktywnością naukową. Efektem badań naukowych były publikacje naukowe, w tym sześć artykułów w czasopismach indeksowanych w bazie *Web of Science*:

- Valdez R., Michel S., Subbotin A., **Klich D.** 2016. Status and Population Structure of a Hunted Population of Marco Polo Argali *Ovis ammon polii* (Cetartiodactyla, Bovidae) in Southeastern Tajikistan. *Mammalia* 80 (1): 49–57. DOI: 10.1515/mammalia-2014-0116;
- **Klich D.**, Grudzień M. 2013. Selective use of forest habitat by Biłgoraj horses. *Belgian Journal of Zoology* 143 (2): 95-105. DOI: BRAK;
- Skiwski M., **Klich D.** 2012. Spring and summer browsing by Polish konik in enclosures and free ranging conditions in the Bieszczady Mts. *Sylvan* 156 (10): 792–800. DOI: BRAK;
- Artemiuk A., **Klich D.** 2012. Nesting of black stork *Ciconia nigra* in ‘Lasy Janowskie’ Landscape Park. *Sylvan* 156 (3): 225–232. DOI: BRAK;
- Gielarek S., **Klich D.**, Antosiewicz M. 2011. Forest cover change in Western Bieszczady Mts. in 19th and 20th century. *Sylvan* 155 (12): 835–842. DOI: BRAK;
- **Klich D.**, Magomedov M.R. 2010. Abundance, population structure and seasonally changing social organization of argali *Ovis ammon karelini* in West-Central Tian-Shan of Kyrgyzstan. *Acta Theriologica* 55 (1): 27–34. DOI: 10.4098/j.at.0001-7051.023.2008;

Wszystkie pozostałe publikacje, począwszy od roku 2016 do chwili obecnej są efektem mojej aktywności naukowej w Szkole Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, gdzie opublikowałem do chwili obecnej między innymi 66 artykułów w czasopismach indeksowanych w bazie *Web of Science*.

Pobyty naukowe w zewnętrznych instytucjach:

Aktywnością naukową wykazałem się na 3-miesięcznym stażu badawczym w Katedrze Zoologii Kręgowców Uniwersytetu im. M. Łomonosowa w Moskwie w 2019 roku. Efektem stażu była jedna publikacja w czasopiśmie indeksowanym w bazie *Web of Science*:

- **Klich D.**, Zharkikh T.L., Łopucki R., Bakirova R.T., Bulgakov E.A., Petrov V.Yu. 2019. The space use by Przewalski's horses of the semi-free population during first years after their reintroduction to Orenburg State Nature Reserve. *Nature Conservation Research* 4 (Suppl. 2): 41-48. DOI: 10.24189/ncr.2019.031

Ekspedycje naukowe we współpracy z zewnętrznymi instytucjami naukowymi

W latach 2014-2019 byłem uczestnikiem ekspedycji, wyjazdów naukowych, które prowadziłem we współpracy z zagranicznymi ośrodkami naukowymi, których efektem były publikacje naukowe. Poniżej, wyjazdy przedstawione chronologicznie:

2004 - Centralny Tienszan (Kirgizja) - badania nad populacją agrała tiańszańskiego - we współpracy z Caspian Institute of Biological Resources of Russian Academy of Sciences (Rosja). Efektem badań była rozprawa doktorska oraz kilka publikacji, w tym jedna w czasopiśmie indeksowanym w bazie *Web of Science*:

- Klich D., Magomedov M.R. 2010. Abundance, population structure and seasonally changing social organization of argali *Ovis ammon karelini* in West-Central Tian-Shan of Kyrgyzstan. *Acta Theriologica* 55 (1): 27–34. DOI: 10.4098/j.at.0001-7051.023.2008

2010 - Pamir Wschodni (Tadżykistan) - badania nad populacją agrała pamińskiego - we współpracy z New Mexico State University (USA). Efektem badań była jedna publikacja w czasopiśmie indeksowanym w bazie *Web of Science*:

- Valdez R., Michel S., Subbotin A., Klich D. 2016. Status and Population Structure of a Hunted Population of Marco Polo Argali *Ovis ammon polii* (Cetartiodactyla, Bovidae) in Southeastern Tajikistan. *Mammalia* 80 (1): 49–57. DOI: 10.1515/mammalia-2014-0116

2015 - 2019 - Czarnobylska Strefa Wykluczenia (Ukraina) – coroczne badania nad populacją konia Przewalskiego - we współpracy ze Schmalhausen Institute of Zoology

(Ukraina) oraz „Askania Nova” Biosphere Reserve (Ukraina). Efektem badań były publikacje naukowe, w tym dwie w czasopismach indeksowanych w bazie *Web of Science*:

- Slivinska K., Klich D., Yasynetska N., Żygowska M. 2020. The effects of seasonality and group size on fecal egg counts in wild Przewalski's horses (*Equus ferus przewalskii*, Poljakov, 1881) in the Chernobyl Exclusion Zone, Ukraine during 2014-2018. *Helminthologia* 57 (4): 314 – 321. DOI: 10.2478/helm-2020-0042
- Klich D., Slivinska K., Yasynetska N. 2017. The use of abandoned buildings by Przewalski's horses in the Chornobyl Exclusion Zone, Ukraine. *Journal of Veterinary Behavior: Clinical Applications and Research* 22: 13-16. DOI: 10.1016/j.jveb.2017.09.001

Współpraca naukowa z polskimi i zagranicznymi jednostkami naukowymi:

Poza wyżej wymienionymi wykazałem się współpracą z wieloma jednostkami naukowymi (w tym zagranicznymi), której efektem były publikacje naukowe i wystąpienie konferencyjne. Poniżej przedstawiono alfabetycznie jednostki naukowe oraz skrótowo wskazano wspólne publikacje w czasopismach indeksowanych w bazie *Web of Science*. Zestawienie dotyczy jedynie prowadzonej przeze mnie współpracy bezpośredniej z przedstawicielami wskazanych jednostek. Zestawienie nie obejmuje mojej współpracy z innymi instytutami w ramach Szkoły Głównej gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, tj. Instytutu Medycyny Weterynaryjnej, Instytutu Inżynierii Środowiska oraz Instytutu Nauk Leśnych.

- **Humboldt-Universität zu Berlin (Niemcy)** - jedna wspólna publikacja: Bluhm et al. 2023: DOI: DOI: 10.1111/ddi.13671.
- **Instytut Agrofizyki PAN w Lublinie** - dwie wspólne publikacje: Klich et al. 2021: DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143926; Klich et al. 2023: DOI: 10.1038/s41598-023-31245-z.
- **Instytut Badawczy Leśnictwa** - cztery wspólne publikacje: Bieliniak et al. 2022: DOI: 10.3390/ani12233246; Krauze-Gryz et al. 2022: DOI: 10.4404/hystrix-00403-2020; Gryz et al. 2022: DOI: 10.3390/ani12030290; Yanuta et al. 2022: DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.115608.

- **Katolicki Uniwersytet Lubelski Jana Pawła II** (współpraca dotyczy okresu, kiedy byłem pracownikiem SGGW) - 24 wspólne publikacje: Bluhm et al. 2023: DOI: DOI: 10.1111/ddi.13671; Klich et al. 2018: DOI: 10.1007/s10344-018-1219-5; Klich et al. 2019: DOI: 10.24189/ncr.2019.031; Klich et al. 2020: DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106658; Klich et al. 2020: DOI: 10.1371/journal.pone.0228243; Klich et al. 2021: DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143926; Klich et al. 2021: DOI: 10.1186/s13028-021-00589-9; Klich et al. 2021: DOI: 10.3390/ani11020503; Klich et al. 2023: DOI: 10.1038/s41598-023-31245-z; Łopucki et al. 2017: DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.08.052; Łopucki et al. 2018: DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.08.052; Łopucki et al. 2019: DOI: 10.1007/s11252-019-0832-8; Łopucki et al. 2019: DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.02.016; Łopucki et al. 2020: DOI: 10.1016/j.cities.2019.102590; Łopucki et al. 2021: DOI: 10.1007/s42991-020-00075-1; Łopucki et al. 2021: DOI: 10.3390/ani11030868; Łopucki et al. 2022: DOI: 10.1038/s41598-022-12405-z; Łopucki et al. 2022: DOI: 10.3390/genes13030434; Łopucki et al. 2023: DOI: 10.1016/j.gecco.2023.e02494, Nieszala et al. 2022: DOI: 10.1016/j.foreco.2022.120057; Olech et al. 2019: DOI: 10.1017/S0030605318001369; Perzanowski et al. 2021: DOI: 10.26202/sylwan.2020105; Perzanowski et al. 2022: DOI: 10.1111/conl.12923; Popczyk et al. 2023: DOI: 10.3390/su142214679.
- **Norwegian Institute for Nature Research (Norwegia)** - jedna wspólna publikacja: Klich et al. 2021: DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.108419.
- **Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa w Chelmie** - cztery wspólne publikacje: Klich et al. 2021: DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143926; Łopucki et al. 2019: DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.02.016; Łopucki et al. 2020: DOI: 10.1016/j.cities.2019.102590; Łopucki et al. 2021: DOI: 10.3390/ani11030868.
- **Stacja Badawcza Fauny Karpat Polskiej Akademii Nauk** - trzy wspólne publikacje: Klich et al. 2023: DOI: 10.1371/journal.pone.0285245; Nieszala et al. 2022: DOI: 10.1016/j.foreco.2022.120057; Perzanowski et al. 2021: DOI: 10.26202/sylwan.2020105.
- **University of Washington (USA)** - jedna wspólna publikacja: Gallo-Cajiao et al. 2023: DOI: 10.3389/fcsc.2023.989019.

- **Uniwersytet Jagielloński** - jedna wspólna publikacja: Klich et al. 2021: DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.108419.
- **Uniwersytet Medyczny w Lublinie** - jedna wspólna publikacja: Klich et al. 2020: DOI: 10.1371/journal.pone.0228243.
- **Uniwersytet Opolski** - jedna wspólna publikacja: Klich et al. 2020: DOI: 10.1371/journal.pone.0228243.
- **Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie** - jedna wspólna publikacja: Klich et al. 2022: DOI: 10.1016/j.ijppaw.2022.03.004.
- **Uniwersytet Rolniczy w Krakowie** - jedna wspólna publikacja: Klich et al. 2021: DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.108419.

Współpraca naukowa z polskimi i zagranicznymi podmiotami o charakterze innym niż naukowy:

Poza wyżej wymienionymi wykazałem się współpracą z wieloma podmiotami o charakterze innym niż naukowy, której efektem były publikacje naukowe. Poniżej przedstawiono alfabetycznie podmioty oraz skrótowo wskazano wspólne publikacje w czasopismach indeksowanych w bazie *Web of Science*. Zestawienie dotyczy jedynie prowadzonej przeze mnie współpracy bezpośredniej z przedstawicielami wskazanych jednostek.

- **Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej** - jedna wspólna publikacja: Klich et al. 2018: DOI: 10.1007/s10344-018-1219-5.
- **GIGACO Sp. z o.o.** - jedna wspólna publikacja: Popczyk et al. 2023: DOI: 10.3390/su142214679.
- **Green Pro Laboratory, Maszyce** - jedna wspólna publikacja: Klich et al. 2021: DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.108419.
- **Powiatowy Inspektorat Weterynarii w Sanoku** - dwie wspólne publikacje: Klich et al. 2023: DOI: 10.1038/s41598-023-31245-z; Pyziel-Serafin et al. 2023: DOI: 10.1017/S003118202300080X.
- **Joint Directorate of State Nature Reserves „Orenburg” and „Shaitan-Tau” (Rosja)** - jedna wspólna publikacja: Klich et al. 2019: DOI: 10.24189/ncr.2019.031.

- **Miejski Warszawski Ogród Zoologiczny** - dwie wspólne publikacje: Gałązka et al. 2023: DOI: 10.1016/j.ijppaw.2023.06.005; Klich et al. 2021: DOI: 10.1186/s13028-021-00589-9.
- **Nadleśnictwo Borki** - dwie wspólne publikacje: Klich et al. 2021: DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.108419; Klich et al. 2023: DOI: 10.1371/journal.pone.0285245.
- **Nadleśnictwo Cisna** - jedna wspólna publikacja: Klich et al. 2021: DOI: 10.3390/ani11020503.
- **Nadleśnictwo Kobiór** - dwie wspólne publikacje: Schwerk et al. 2021: DOI: 10.3390/biology10020123; Schwerk et al. 2021: DOI: 10.18054/pb.v123i1.7790.
- **Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Lublinie** - jedna wspólna publikacja: Łopucki et al. 2018: DOI: 10.1007/s10661-017-6018-z.

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

W latach 2007 – 2015 prowadziłem zajęcia dydaktyczne, w tym wykłady, ćwiczenia oraz zajęcia trenowe na Wydziale Matematyczno-Przyrodniczym oraz później na Wydziale Biotechnologii i Nauk o Środowisku KUL:

- Bioenergetyka ekologiczna;
- Ekologia krajobrazu;
- Ekologia stosowana i zrównoważony rozwój – opracowanie skryptu e-learningowego;
- Metodyka badań ekologicznych;
- Podstawy biologii;
- Przyrodnicze podstawy planowania przestrzennego;
- Zasady sporządzania raportów o stanie siedlisk i gatunków.

W latach 2016 – 2023 prowadziłem zajęcia dydaktyczne, w tym wykłady, ćwiczenia oraz zajęcia trenowe na Wydziale Nauk o Zwierzętach, a później na Wydziale Hodowli, Bioinżynierii i Ochrony Zwierząt SGGW:

- Bioróżnorodność;

- Doświadczalnictwo;
- Doświadczalnictwo zootechniczne;
- Metodologia pracy badawczej;
- Ocena zagrożeń i projekty w ochronie przyrody - koordynowanie przedmiotem;
- System Informacji Geograficznej - GIS – utworzenie przedmiotu od podstaw, koordynowanie przedmiotem;
- Statystyka matematyczna;
- Seminarium magisterskie;
- Zastosowanie statystyki w bioinżynierii - koordynowanie przedmiotem.

W latach 2007 – 2023 byłem promotorem ponad 20 prac dyplomowych, w tym magisterskich, inżynierskich i licencjackich. Główną tematyką prac dyplomowych była ekologia krajobrazu, ekologia zwierząt oraz ochrona zwierząt. W tym samym okresie byłem recenzentem kilkunastu prac dyplomowych studentów.

Byłem promotorem pomocniczym jednej rozprawy doktorskiej zakończonej nadaniem stopnia doktora w 2021 roku. Autor: Maria Sobczuk. Tytuł: Analiza czynników determinujących funkcjonowanie populacji żubra (*Bison bonasus*) w Puszczy Knyszyńskiej. Instytut Nauk o Zwierzętach, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie – promotor Prof. dr hab. Wanda Olech-Piasecka.

Jestem obecnie promotorem pomocniczym jednej rozprawy doktorskiej będącej w toku, której obrona jest planowana na 2024 rok. Autor: Angelika Nieszała. Tytuł: Dynamika szkód powodowanych przez żubry w uprawach rolnych i leśnych wraz z oceną konsekwencji gospodarczych oraz analizą efektywności stosowanych metod minimalizujących. Instytut Nauk o Zwierzętach, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie – promotor Prof. dr hab. Wanda Olech-Piasecka.

W latach 2003 – 2010 współorganizowałem międzynarodowe praktyki studenckie dla studentów KUL, które odbywały się w Polsce (2003, 2009, 2010), Rumunii (2007, 2008), Rosji (2005, 2006) oraz Kirgizji (2004).

Ponadto wykazałem się inną aktywnością organizacyjną i popularyzującą naukę, w tym:

- Byłem członkiem komisji oceniającej w Przeglądzie Dorobku Kół Naukowych 2021 na SGGW.
- Byłem członkiem Komisji ds. Nauki na Wydziale Nauk o Zwierzętach SGGW oraz Komisji ds. Współpracy z Otoczeniem Gospodarczym na Wydziale Hodowli, Bioinżynierii i Ochrony Zwierząt SGGW.
- Pełniłem funkcję opiekuna praktyk studentów w ramach programu Erasmus + w roku 2016 i 2019 na SGGW.
- Prowadziłem warsztaty oraz wykłady otwarte dotyczące problemów ochrony żubra w Polsce w latach 2018-2023.
- W latach 2018-2023 uczestniczyłem w seminariach oraz otwartych spotkaniach poświęconych ochronie przyrody a szczególnie żubra.
- Brałem udział w kilku audycjach radiowych i telewizyjnych o tematyce przyrodniczej.
- Pełniłem funkcję opiekuna roku dla studentów kierunku Hodowla i Ochrona Zwierząt Towarzystwujących i Dzikich na SGGW.
- Byłem współtwórcą i administratorem internetowego portalu „Wirtualny Leksykon Przyrodniczy”, który funkcjonował w okresie mojej pracy w Instytucie Ochrony Środowiska KUL w latach 2009–2015.

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

Byłem laureatem łącznie 10 indywidualnych lub zespołowych nagród Rektora KUL oraz nagród lub wyróżnień Rektora SGGW za osiągnięcia naukowe:

- **2023** - wyróżnienie Rektora SGGW za zaangażowanie w działalność badawczo-rozwojową i osiągnięcia, które znacząco wpływają na rozwój i prestiż SGGW.
- **2023** - nagroda zespołowa Rektora SGGW za osiągnięcia naukowe;
- **2022** - wyróżnienie Rektora SGGW za zaangażowanie w działalność badawczo-rozwojową i osiągnięcia, które znacząco wpływają na rozwój i prestiż SGGW;
- **2022** - nagroda zespołowa Rektora SGGW za osiągnięcia naukowe;
- **2021** - nagroda indywidualna Rektora SGGW za osiągnięcia naukowe;
- **2020** - nagroda indywidualna Rektora SGGW za osiągnięcia naukowe;

- **2019** - wyróżnienie Rektora SGGW za zaangażowanie w działalność badawczo-rozwojową i osiągnięcia, które znacząco wpływają na rozwój i prestiż SGGW;
- **2018** - nagroda indywidualna Rektora SGGW za osiągnięcia naukowe;
- **2011** – nagroda zespołowa Rektora KUL za oryginalne i twórcze osiągnięcia naukowe oraz przedsięwzięcia, które spowodowały istotną poprawę warunków pracy dydaktycznej i wyników kształcenia;
- **2007** – nagroda indywidualna Rektora KUL za osiągnięcia naukowe;

Daniel Klich

.....
(podpis wnioskodawcy)