



**WYDZIAŁ BIOLOGII
i OCHRONY
ŚRODOWISKA**

Uniwersytet Łódzki

LORENZO VILIZZI

AUTOREFERAT

ZAŁĄCZNIK 2

AUTOREFERAT

TŁUMACZENIE Z ORYGINAŁU W JĘZYKU ANGIELSKIM

A) IMIĘ I NAZWISKO

Lorenzo Vilizzi

B) UZYSKANE TYTUŁY ZAWODOWE I STOPNIE NAUKOWE

1998 – doktor filozofii (*aquatic sciences*), University of Adelaide, Australia. Tytuł rozprawy: “Age, growth and early life history of carp, *Cyprinus carpio* L., in the River Murray, South Australia”. Promotor: prof. nadzw. Keith Forbes Walker.

1991 – licencjat (BSc) (Hons; *summa cum laude* – z najwyższą pochwałą) w dziedzinie nauk przyrodniczych (*natural sciences*), Uniwersytet Turyński, Włochy. Tytuł rozprawy: “Biometrical and biostratigraphical study of the Miogypsinids and Lepidocyclinids (Foraminifera) of the Miocenic limestone facies of eastern Monferrato, NW Italy” (w języku włoskim). Promotor: prof. nadzw. Elena Ferrero Mortara.

C) ZAJMOWANE STANOWISKA NAUKOWE

od kwietnia 2017 – adiunkt naukowy, Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki.

2014–2016 – *senior research scientist*, Muğla Sıtkı Koçman University, Turcja.

(2004), (2005), 2006–2011 – *aquatic researcher*, LaTrobe University, Murray-Darling Freshwater Research Centre, Australia.

1998–2000 – *postdoctoral research fellow*, University of Hertfordshire, Wielka Brytania.

D) OSIĄGNIĘCIE NAUKOWE**Tytuł****Ekologia ryb słodkowodnych: zastosowanie zaawansowanych metod analitycznych****Osiągnięcie naukowe stanowi cykl 11 publikacji (numeracja jak w Zał. 3):**

10 **Vilizzi L.** 2002. Modelling preference curves for the study of fish habitat use. *Archiv für Hydrobiologie* 155: 615–626. <http://dx.doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/155/2002/615> (IF = 1,195; IF_{SL} = 1,167; MNiSW – ; MNiSW₂₀₁₆ = 25; liczba cytowań = 5)

Wkład 100%: pozyskanie finansowania, stworzenie koncepcji badań, zebranie i analiza danych, przygotowanie manuskryptu, sformułowanie wniosków (kopia manuskryptu w Zał. 5)

- 12 **Vilizzi L.**, Copp G.H., Roussel, J.-M. 2004. Assessing variation in suitability curves and electivity profiles in temporal studies of fish habitat use. *River Research and Applications* 20: 605–618. <http://dx.doi.org/10.1002/rra.767> (IF = 1,333; IF_{5L} = 2,494; MNiSW – ; MNiSW₂₀₁₆ = 35; liczba cytowań = 28)
Wkład 70%: pozyskanie finansowania, stworzenie koncepcji badań, zebranie i analiza danych, przygotowanie manuskryptu, sformułowanie wniosków (kopia manuskryptu w Zał. 5, deklaracje współautorów dotyczące ich wkładu w Zał. 6)
- 13 Copp G.H., **Vilizzi L.** 2004. Spatial and ontogenetic variability in the microhabitat use of stream-dwelling spined loach (*Cobitis taenia*) and stone loach (*Barbatula barbatula*). *Journal of Applied Ichthyology* 20: 440–451. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0426.2004.00605.x> (IF = 0,478; IF_{5L} = 1,006; MNiSW – ; MNiSW₂₀₁₆ = 20; liczba cytowań = 19)
Wkład 50%: analiza danych, przygotowanie manuskryptu (kopia manuskryptu w Zał. 5, deklaracja współautora dotycząca jego wkładu w Zał. 6)
- 16 **Vilizzi L.**, Copp G.H., Roussel J.-M. 2005. Assessing temporal variation and autocorrelation in fish habitat use. *Folia Zoologica* 54: 432–442. http://www.ivb.cz/fovia_zoologica/archive/54_432-442.pdf (IF = 0,585; IF_{5L} = 0,822; MNiSW = 15; MNiSW₂₀₁₆ = 20; liczba cytowań = 5)
Wkład 70%: pozyskanie finansowania, stworzenie koncepcji badań, zebranie i analiza danych, przygotowanie manuskryptu, sformułowanie wniosków (kopia manuskryptu w Zał. 5, deklaracje współautorów dotyczące ich wkładu w Zał. 6)
- 31 **Vilizzi L.** 2012a. Abundance trends in floodplain fish larvae: the role of annual flow characteristics in the absence of overbank flooding. *Fundamental and Applied Limnology* 181: 215–227. <http://dx.doi.org/10.1127/1863-9135/2012/0394> (IF = 1,190; IF_{5L} = 1,167; MNiSW = 20; MNiSW₂₀₁₆ = 25; liczba cytowań = 10)
Wkład 100%: stworzenie koncepcji badań, pobór prób, zgromadzenie danych, przygotowanie manuskryptu, sformułowanie wniosków (kopia manuskryptu w Zał. 5)
- 34 **Vilizzi L.**, Stakėnas S., Copp G.H. 2012. Use of constrained additive and quadratic ordination in fish habitat studies: an application to introduced pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) and native brown trout (*Salmo trutta*) in an English stream. *Fundamental and Applied Limnology* 180: 69–75. <http://dx.doi.org/10.1127/1863-9135/2012/0277> (IF = 1,190; IF_{5L} = 1,167; MNiSW = 20; MNiSW₂₀₁₆ = 25; liczba cytowań = 7)
Wkład 70%: stworzenie koncepcji badań, analiza danych, przygotowanie manuskryptu, sformułowanie wniosków (kopia manuskryptu w Zał. 5, deklaracje współautorów dotyczące ich wkładu w Zał. 6)
- 37 **Vilizzi L.**, Copp G.H. 2013a. Application of FISK, an invasiveness screening tool for non-native freshwater fishes, in the Murray-Darling Basin (southeastern Australia). *Risk Analysis* 33: 1432–1440. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1539-6924.2012.01860.x> (IF = 1,974; IF_{5L} = 2,857; MNiSW = 35; MNiSW₂₀₁₆ = 40; liczba cytowań = 16)
Wkład 90%: stworzenie koncepcji badań, zebranie i analiza danych, przygotowanie manuskryptu, sformułowanie wniosków (kopia manuskryptu w Zał. 5, deklaracja współautora dotycząca jego wkładu w Zał. 6)

- 39 **Vilizzi L.**, Copp G.H. 2013c. Interstitial movement and emergence of barbel *Barbus barbus* free embryos and larvae. *Journal of Fish Biology* 82: 1057–1063. <http://dx.doi.org/10.1111/jfb.12033> (IF = 1,734; IF_{5L} = 1,804; MNiSW = 30; MNiSW₂₀₁₆ = 30; liczba cytowań = 3)

Wkład 70%: pozyskanie finansowania, stworzenie koncepcji badań, pobranie prób, zebranie i analiza danych, przygotowanie manuskryptu, sformułowanie wniosków (kopia manuskryptu w Zał. 5, deklaracja współautora dotycząca jego wkładu w Zał. 6)

- 60 **Vilizzi L.**, Tarkan A.S., Copp G.H. 2015. Experimental evidence from causal criteria analysis for the effects of common carp *Cyprinus carpio* on freshwater ecosystems: a global perspective. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture* 23: 253–290. <http://dx.doi.org/10.1080/23308249.2015.1051214> (IF = 1,143; IF_{5L} = 2,576; MNiSW = 40; MNiSW₂₀₁₆ = 40; liczba cytowań = 17)

Wkład 80%: pozyskanie finansowania, stworzenie koncepcji badań, zebranie i analiza danych, przygotowanie manuskryptu, sformułowanie wniosków (kopia manuskryptu w Zał. 5, deklaracje współautorów dotyczące ich wkładu w Zał. 6)

- 69 Whiterod N.R., Hammer M., **Vilizzi L.** 2015. Spatial and temporal variability in fish community structure in Mediterranean climate temporary streams. *Fundamental and Applied Limnology* 187: 135–150. <http://dx.doi.org/10.1127/fal/2015/0771> (IF = 0,786; IF_{5L} = 1,167; MNiSW = 20; MNiSW₂₀₁₆ = 25; liczba cytowań = 1)

Wkład 30%: analiza danych, przygotowanie manuskryptu (kopia manuskryptu w Zał. 5, deklaracje współautorów dotyczące ich wkładu w Zał. 6)

- 80 Top N., Tarkan A.S., **Vilizzi L.**, Karakuş U. 2016. Microhabitat interactions of non-native pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in a Mediterranean-type stream suggest no evidence for impact on endemic fishes. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 417: 36. <http://dx.doi.org/10.1051/kmae/2016023> (IF = 1,217; IF_{5L} = 1,131; MNiSW = 20; MNiSW₂₀₁₆ = 20; liczba cytowań = 0)

Wkład 30%: analiza danych, przygotowanie manuskryptu (kopia manuskryptu w Zał. 5, deklaracje współautorów dotyczące ich wkładu w Zał. 6)

Podsumowanie bibliometryczne dla publikacji stanowiących osiągnięcie:

Sumaryczny 5-letni *Impact Factor*: **17,358**

Sumaryczny *Impact Factor* z roku opublikowania: **12,825**

Liczba punktów MNiSW z roku opublikowania: **200**

Liczba punktów MNiSW wg wykazu z 2016 r.: **305**

Liczba cytowań wg bazy *Web of Science* (na dzień 20-11-2017): **100**

Opis

Wprowadzenie

W okresie ostatnich trzech dziesięcioleci nastąpił gwałtowny wzrost dostępności statystycznych metod i narzędzi w ekologii. Przyczyniły się one do spowolnienia dotychczas wykładniczego przyrostu wiedzy typowego dla metod ukierunkowanych bardziej matematycznie i używanych w zawodowym podejściu do statystyki, a więc wykraczających poza umiejętności typowego ekologa. Zmiany te nastąpiły równolegle z nasiloną ostatnio krytyką sposobu prowadzenia i analizy eksperymentów przez ekologów oraz uznania faktu, że uzyskanie właściwych odpowiedzi wymaga zastosowania rygorystycznych metod

statystycznych. Poprzez pokonanie „bariery językowej” pomiędzy statystyką a ekologią, ekolog uzyskuje możliwość spójnego pełnienia roli zarówno badacza, jak i statystyka. Podobnie jak w innych dyscyplinach naukowych, pokonanie owej bariery umożliwi wybranie najlepszego podejścia do danego problemu badawczego i w ten sposób stymuluje postęp naukowy.

Nowatorskie metody statystyczne są obecnie użyteczne w ekologii na kilku płaszczyznach, włączając w to projektowanie eksperymentów, liniowe i nieliniowe modelowanie, przestrzenną i czasową analizę danych, statystykę Bayesowską i wieloczynnikowe modelowanie matematyczne. Wszystkie te metody stały się „oficjalnym językiem”, a ich zastosowanie – kryterium oceny w lepiej punktowanej, recenzowanej literaturze ekologicznej wymagającej na szczeblu międzynarodowym wyników naukowych najwyższej jakości. Zastosowanie solidnych i odpornych metod statystycznych jest zatem kluczowym kryterium rozróżnienia opisowych badań o znaczeniu lokalnym i badań o szerokim zasięgu mających znaczenie dla międzynarodowej społeczności naukowej.

Równie ważny jest fakt, że stosowanie solidnych metod statystycznych w ekologii niesie ze sobą niezaprzeczalne korzyści zmniejszenia „wycieku danych”, to znaczy utraty cennych informacji ze zbiorów danych. Ponieważ gromadzenie danych zazwyczaj wymaga wysokich nakładów finansowych (z powodu zatrudnienia personelu, transportu, zastosowania wyspecjalizowanego sprzętu do pobierania prób lub przetwarzania danych), niezwykle ważne jest, aby przeprowadzane na tych zbiorach analizy statystyczne wykonywane były na współmiernym poziomie. W przeciwnym wypadku, tj. przy niemożności spełnienia tego wymogu, powstać mogą znaczne straty finansowe wskutek uzyskania nieprawidłowych odpowiedzi na pytania naukowe oraz w wyniku niewłaściwej oceny hipotez. W ostatecznym rozrachunku analizy te mogą dostarczać fałszywych przesłanek (np. w zakresie ochrony gatunków i zarządzania ekosystemami) dla agencji finansujących, menedżerów odpowiedzialnych za kwestie środowiskowe, decydentów politycznych i zainteresowanych stron. Jest oczywiste, że takie błędy pociągają za sobą wysokie ryzyko podejmowania złych decyzji i, w najlepszym razie, gorszej niż optymalna alokacji środków finansowych w przyszłe programy ochronne, interwencyjne i zarządcze.

Streszczenie

Raison d'être i głównym celem znacznej części moich badań (po doktoracie) było zmaksymalizowanie ilości informacji pozyskanej ze zbiorów danych ekologicznych, szczególnie w zakresie ekologii ryb słodkowodnych, w celu zapewnienia odpornych w sensie statystycznym i naukowo uzasadnionych wyników wykorzystywanych dla celów ochrony i zarządzania środowiskiem. Aby osiągnąć ten cel, konsekwentnie stosowałem solidne metody statystyczne i oprogramowanie wykorzystywane w ekologii, które zawsze doбираłem stosownie do stawianych hipotez i pytań. Główne aspekty badawcze w mojej pracy to modelowanie wykorzystania (mikro)siedlisk przez ryby oraz składu i liczebności zespołów ryb (zarówno w czasie, jak i w przestrzeni), a także ocena ryzyka ze strony gatunków nierodzimych, w tym ocena ich wpływu.

Wykorzystanie (mikro)siedlisk przez ryby [10, 12, 13, 16, 34, 80]

Nasilające się obawy związane z wpływem regulacji rzek na organizmy słodkowodne, a w szczególności na ryby, doprowadziły do upowszechnienia badań dotyczących siedlisk. Następowo ono równoległe do doskonalenia metod oceny wymaganego przepływu, wśród których Metodyka Przyrostowego Przepływu Rzecznego (ang. Instream Flow Incremental Methodology, IFIM) tradycyjnie jest uznawana za jedną z bardziej wiarygodnych procedur. Jest ona wykorzystywana w rybołówstwie i przez agencje ochrony środowiska wodnego na całym świecie oraz powszechnie uznana za „oficjalny” schemat oceny stanu ekosystemów wodnych. Z kolei Krzywe Przydatności Siedliska (ang. Habitat Suitability Curves, HSC) stanowią integralną

część IFIMowskiego modelu Symulacji Fizycznego Habitatu (ang. Physical HABitat SIMulation, PHABSIM), a ich kształt jest w znacznym stopniu uzależniony od stanowiska, ciekłu i czasu poboru próby. Oznacza to, że jeden (lub kilka połączonych) HSCów (np. w przestrzeni i czasie) z dużym prawdopodobieństwem może okazać się w większości przypadków słabym deskryptorem rzeczywistego związku pomiędzy rybami a ich siedliskiem. W związku z tym istnieje zapotrzebowanie na bardziej odporne metody wyjaśniania samoistnej zmienności, która prawdopodobnie ma miejsce w wymiarze przestrzennym i czasowym.

W celu usunięcia wcześniejszych ograniczeń w dopasowywaniu krzywych HSC, początkowo oceniałem i porównywałem dopasowania serii zasadniczo liniowych równań różnego typu, stopnia i o różnej liczbie parametrów, używając szerokiej gamy profili preferencji prędkości przepływu (por. krzywe HSC) uzyskanych z eksperymentów laboratoryjnych przeprowadzonych na stadiach młodocianych 0+ brzany, *Barbus barbus*, poddawanych oddziaływaniu różnych kombinacji głębokości, przepływu i pory dnia [10]. Zestaw równań składał się z ośmiu „rodzin” równań (tj. standardowych, zrównoważonych, logarytmicznych, logarytmiczno-zrównoważonych, zawierających odwrotności, zawierających odwrotności logarytmów, rzędu połówkowego, rzędu parzystego) o dwóch, trzech lub czterech parametrach. Wyniki wykazały brak statystycznie istotnych różnic pomiędzy krzywymi pod względem typu równania. Jednakże, wzrost liczby parametrów zwiększał precyzję i wspierał wykorzystanie liniowych (standardowych) równań wielomianowych w modelowaniu krzywych HSC. W artykule tym wprowadziłem koncepcję tworzenia „wiązek” krzywych i stosowania regresji lokalnie wygładzonej (ang. fitting regression splines; jako nieparametryczne, alternatywne podejście uwarunkowane danymi), które w pełni rozwinąłem w dalszych pracach na ten temat (jak opisano poniżej).

Tendencja obserwowana powszechnie u ekologów polegająca na planowaniu pobierania prób w taki sposób, żeby zminimalizować zmienność w czasie i przestrzeni, może pociągać za sobą ryzyko przeoczenia „rzeczywiście interesującego sygnału”. Ryzyko to istnieje pomimo zaleceń, aby stopień niepewności zawsze podawać w badaniach ekologicznych, także tych które dotyczą modeli hydrologicznych i biologicznych (opartych na PHABSIMie). W celu rozwiązania tego problemu, zastosowałem podejście oparte na Analizie Składowych Głównych (ang. Principal Component Analysis, PCA), aby dokonać podsumowania wzorców zmienności wewnątrz zestawów (wiązek) krzywych preferencji (ponownie wykorzystując dane z eksperymentu laboratoryjnego dotyczącego brzany 0+) i zrozumieć, jak wyniki cząstkowe każdego „doświadczenia” (tj. 24-godzinnego cyklu obserwacji) zmieniają się w czasie [12]. Dla eksploracyjnej analizy danych (por. podejście uwarunkowane danymi) przedstawiałem krzywe preferencji za pomocą miejscowo kubicznych wygładzonych funkcji sklepanych, natomiast dla celów modelowania (por. podejście uwarunkowane parametrami) dopasowywałem wielomiany trzeciego rzędu (tak jak powyżej). Wykreślenie pierwszej składowej w analizie składowych głównych jako funkcji powtórzeń eksperymentalnych pozwoliło na wizualizację czasowej zmienności w krzywych preferencji, którą uzupełniłem statystyczną oceną opartą na analizie logarytmiczno-liniowej. Wyniki tego badania uutorowały drogę dla bardziej wiarygodnej oceny źródeł czasowej lub przestrzennej zmienności w zestawach krzywych HSC, wynikającej z różnych terminów lub miejsc pobierania prób, jak to często ma miejsce w kompleksowej ocenie preferowania/wykorzystania siedlisk przez ryby.

Terenowe zastosowanie powyższego podejścia miało miejsce w wielkoskalowych (w skali zlewni) badaniach dotyczących przestrzennej i ontogenetycznej zmienności wykorzystania mikrosiedliska przez zasiedlającą strumienie kozę *Cobitis taenia* i śliza *Barbatula barbatula* [13]. Zmienność przestrzenna wykorzystania mikrosiedliska (opisanego takimi parametrami jak głębokość, prędkość nurtu, rodzaj substratu dennego i pokrycie glonami nitkowatymi) przez te dwa gatunki została dowiedziona dzięki zastosowaniu kombinacji krzywych preferencji i wykresów indeksów. Podejście to umożliwiło również wykorzystanie tak zwanych

„dynamicznych modeli”, które okazały się obliczeniowo korzystniejsze niż wcześniej zalecane uogólnione krzywe. Wyniki tych badań potwierdziły również potrzebę podejścia wielo(eko)gatunkowego oraz wieloskalowego w ocenie przydatności siedlisk.

Bazując na powyższych ustaleniach, rozszerzyłem opisaną powyżej metodykę opartą na PCA na analizę zestawów krzywych preferencji generowanych na poziomie poszczególnych ryb [16]. To udoskonalenie pozwala na odniesienie się w sposób sprecyzowany do stopnia autokorelacji w następczych pomiarach preferowanej prędkości, ale również do wcześniejszych obaw dotyczących braku możliwości zastosowania PHABSIMu w badaniach opartych na powtarzanych pomiarach (w tym kwestii „pseudoreplikacji”). Poprzez połączenie zarówno wiązek krzywych (od 10 osobników brzozy monitorowanych w warunkach doświadczeń laboratoryjnych), jak i wykresów indeksów z semi-wariogramem (statystyczną metodą szacowania funkcji autokorelacji w szeregach czasowych), wykazałem obecność u poszczególnych ryb „pamięci” sposobu wcześniejszego wykorzystania przez nie prędkości nurtu. Ustalenia te sugerują obecność wrodzonych mechanizmów krótkoterminowych zachowań oraz ruchu/poszukiwania, które można by wytłumaczyć w bardziej ogólnych ramach zwiększonego potencjalnego dostosowania. W mojej ocenie to nie pseudoreplikacja a raczej „autokorelacja” wynika z kolejnych pomiarów aktywności ryby. Jest to nieodłączna właściwość danych tworzących szeregi czasowe, z którymi można łatwo sobie poradzić poprzez zastosowanie odpowiednich technik statystycznych, a które w opisywanej pracy oceniono poprzez wykorzystanie semi-wariogramu.

Końcowym etapem „ewolucji” metod statystycznych stosowanych do analizy funkcji przydatności siedlisk stanowi podejście, które wdrożyłem stosując niedawno opracowane wektorowe (tj. wieloczynnikowe) uogólnione modelowanie addytywne i liniowe, w postaci Warunkowego Porządkowania Addytywnego (ang. Constrained Additive Ordination, CAO) i Warunkowego Porządkowania Kwadratowego (ang. Constrained Quadratic Ordination, CQO) [34]. Bazując na wcześniejszych badaniach z użyciem Uogólnionych Modeli Addytywnych (ang. Generalised Additive Models, GAMów) jako sposobu wyjaśnienia korelacji i interakcji pomiędzy kilkoma zmiennymi siedliskowymi, polegałem na CAO i CQO, aby przeanalizować wykorzystanie mikrosiedliska (opisanego przez zbiór zmiennych) poprzez śledzone drogą radiową osobniki bassy słonecznego *Lepomis gibbosus* oraz pstrąga potokowego *Salmo trutta*. Zaletą użycia CAO i CQO w stosunku do GAMów i Uogólnionych Modeli Liniowych (ang. Generalised Linear Models, GLMów), jest odpowiednio to, że liczne zmienne zależne (w tym przypadku – więcej niż jeden gatunek monitorowany jednocześnie) mogą być modelowane spójnie, oraz że wiele obliczeniowych ograniczeń Kanonicznej Analizy Korespondencyjnej (ang. Canonical Correspondence Analysis, CCA; obecnie nieco przestarzałej techniki do analizy zależności pomiędzy siedliskiem a rybami) może obecnie zostać pokonanych. Innymi słowy, CAO i CQO reprezentują wieloczynnikową „syntezę”, dzięki której zależności pomiędzy kilkoma gatunkami a ich siedliskiem (opisanym przez zbiór zmiennych) mogą być podsumowane na pojedynczym „wykresie ordynacyjnym”. Na takim wykresie preferencje siedliskowe różnych gatunków ryb modelowane są krzywymi/profilami przebiegającymi wzdłuż „ukrytej zmiennej”, która odpowiada gradientowi środowiskowemu określanemu przez zakres mierzonych deskryptorów mikrosiedliska. Jako podejście nieparametryczne, uwarunkowane danymi, CAO jest odpowiednie do wstępnej „eksploracji” profili (mikrosiedlisk, po którym następuje dopasowywanie parametryczne, uwarunkowane modelem CQO. Należy zwrócić uwagę, że to dwustopniowe podejście (tj. najpierw „niech dane mówią za siebie”, a potem dopasowanie „najlepszego” modelu) pozostaje w zgodzie ze współczesnymi trendami w modelowaniu ekologicznym.

Ostatnio zastosowałem ww. podejście oparte na CQO do modelowania interakcji pomiędzy siedliskiem nierodzimego bassy słonecznego a zespołem ryb (składającym się z zarówno nierodzimych, jak i rodzimych gatunków) w strumieniu typu śródziemnomorskiego [80].

Zmienne mikrosiedliskowe obejmowały głębokość, skład substratu, odległość od brzegu, ilość zanurzonej roślinności wodnej, odległość od roślinności, częstość występowania zwalonych drzew, pokrywą roślinną, prędkość wody, mętność i natężenie światła. Zostały one „sprowadzone” do mikrosiedliskowej (ukrytej) zmiennej, w zależności od której wykreślono występowanie różnych badanych gatunków ryb w postaci poszczególnych profili. Poprzez analizę tych ostatnich dowiedziono, że preferencje mikrosiedliskowe inwazyjnego (introdukowanego) bassa słonecznego częściowo pokrywały się z preferencjami innych nierodzimych gatunków, podczas gdy nie zachodziły na siebie z preferencjami gatunków endemicznych, w ten sposób sugerując brak dowodów na jego wpływ. Ważnym faktem wydaje się być to, że powyższe interakcje mikrosiedliskowe, które ujawniono dzięki wykorzystaniu podejścia opartego na CQO, zostałyby zamaskowane (lub, w najlepszym wypadku, nie tak jasno dowiedzione) przy użyciu innych, „staromodnych” podejść, ograniczonych do analizy HSCów specyficznych dla gatunków i specyficznych dla zmiennych danego mikrosiedliska.

Skład i liczebność zespołów ryb w przestrzeni i czasie [31, 39, 69]

W porównaniu z badaniami opartymi na „badaniach migawkowych” wielkoskalowe (np. na poziomie zlewni) i długoterminowe (np. wieloletnie) programy monitoringu środowiska oraz pobierania prób pozwalają dużo bardziej efektywnie wytłumaczyć przestrzenną i czasową zmienność „osadzoną” w badanych ekologicznych wzorcach i procesach. Ponieważ programy te są ze swej natury wymagające w zakresie nakładu pracy i środków, najważniejsze jest, aby jak największa ilość informacji została wydobyta z zebranych danych. Jednocześnie „hierarchiczna” struktura pobierania prób, często typowa dla takich badań (np. stanowiska wewnątrz odcinków wewnątrz zlewni; miesiące/lata wewnątrz okresów określonych przez reżim przepływu), wprowadza dodatkowy poziom skomplikowania analitycznego, którego nie sposób nie wziąć pod uwagę. W rzeczywistości niepowodzenie w tym zakresie generalnie prowadzi zazwyczaj do fałszywych wyników ze względu na statystyczną „nadmiarowość” wielokrotnych testów istotności, wynikającą z oddzielnego modelowania źródeł zmienności w danych. W konsekwencji ta „zła praktyka” może mieć poważne konsekwencje dla trafności decyzji podejmowanych w zakresie planowania strategii środowiskowych mających na celu ochronę i zarządzanie ekosystemami wodnymi.

Innym częstym źródłem nieporozumień wśród ekologów jest brak rozróżnienia pomiędzy „przestrzenną i czasową” i „przestrzenno-czasową” zmiennością w danych – te dwa terminy są często błędnie rozumiane jako to samo. W istocie, podczas gdy przestrzenno- i czasowo-rozmieszczone dane są strukturyzowane wzdłuż dwóch różnych „wymiarów”, czasu i przestrzeni, dane przestrzenno-czasowe są nierozdzielnie powiązane w coś, co może być (ogólnie) zdefiniowane jako proces zależny od czasu zachodzący w przestrzeni. Rozróżnienie to ma kluczowe znaczenie, ponieważ analiza danych przestrzenno-czasowych wymaga zupełnie innego podejścia niż to stosowane do wzorców przestrzennych i czasowych. W tym kontekście wdrożyłem Model Autologistycznej Regresji Przestrzenno-Czasowej (ang. Spatial-Temporal Autologistic Regression Model, STARM) do analizy interstycjalnego (wewnątrzziarnego) przemieszczania się swobodnych zarodków brzozy w sztucznym strumieniu [39]. Obserwacje rozmieszczenia zarodków względem siatki odniesienia były przeprowadzane codziennie przez tydzień. Podejście STARM wykazało pamięciową reakcję swobodnych zarodków na warunki środowiskowe, co byłoby niemożliwe do stwierdzenia za pomocą „bardziej tradycyjnych” metod statystycznych. Konsekwencją powyższych badań było potwierdzenie, że wybór metody statystycznej specjalnie dostosowanej do analizowanych danych (w przeciwieństwie do „wciskania” danych do pewnej metodyki jedynie z powodu znajomości niektórych bardziej konwencjonalnych procedur statystycznych dostępnych w ogólnych podręcznikach) oznacza więcej niż tylko „semantykę” – zgodnie ze stwierdzeniem Darwina, że *“de minimis lex non curat”* nie stosuje się do nauki”.

W celu analizy złożonych, długoterminowych zbiorów danych dotyczących składu i liczebności larw ryb w pół-pustynnym zalewowym systemie zlewni Murray-Darling (południowo-wschodnia Australia), zastosowałem kombinację Analizy Współczynników Korelacji Min/Max (ang. Min/Max Autocorrelation Factor Analysis, MAFA) i Dynamicznej Analizy Czynnika (ang. Dynamic Factor Analysis, DFA) [31]. Te wieloczynnikowe techniki statystyczne, które nadają się do analizy wielu krótkich szeregów czasowych, pozwalają na określenie tendencji i wzorów zmienności w zbiorach danych wielogatunkowych, które mogą być potem powiązane ze zmiennymi środowiskowymi (wyjaśniającymi). W tych badaniach stwierdzono, że małe rodzime ryby miały udane tarło każdego roku, niezależnie od warunków hydrologicznych, chociaż tarło to zostało zintensyfikowane przez dwa impulsowe przepływy występujące w dwóch spośród siedmiu lat (quasi-miesięcznego) pobierania prób. W przeciwieństwie do powyższego dwa gatunki rodzime o dużych rozmiarach ciała dokonały tarła w ciągu jednego z tych dwóch wiosennych impulsowych przepływów, co podkreśla znaczenie zarówno terminu, jak i czasu trwania impulsowego przepływu oraz jego powiązania z temperaturą. Ważnym faktem jest to, że te subtelne interakcje pomiędzy gatunkami ryb, reżimem przepływu i warunkami środowiska mogły zostać ujawnione dzięki zastosowaniu podejścia statystycznego MAFA/DFA, w przeciwieństwie do bardziej konwencjonalnej analizy wariancji (ANOVA) w czasie, która spowodowałaby powstanie macierzy nadmiarowych głównie nieinformatywnych porównań parami pomiędzy latami monitorowania.

Wykorzystując inny zbiór danych długoterminowych zgromadzonych w ciągu 13 lat poboru prób obejmujących cztery „okresy przepływu” (włączając w to zdarzenie powodziowe), powtórnie wdrożyłem MAFA, aby wyjaśnić czasową zmienność reakcji poszczególnych gatunków ryb (wyrażonej zmianami względnej liczebności), pogrupowanych zgodnie z ich wielkością ciała (tj. podziałem na duże i małe) i przynależnością do grup funkcjonalnych (gildii) [69]. Ponieważ próby były pobierane na poziomie odcinków rzeki (łącznie 12; 9 typów) w ramach zlewni, ich zmienność przestrzenna była modelowana oddzielnie z zastosowaniem Permutacyjnej Wieloczynnikowej Analizy Wariancji (ang. PERmutational Multivariate ANalysis Of VAriance (PERMANOVA)). Ze statystycznego punktu widzenia przewaga PER(M)ANOVA nad tradycyjną parametryczną (wieloczynnikową) ANOVA polega na tym, że ściśle założenia normalności i homoscedastyczności/sferyczności rozkładu, które często okazują się nierealistyczne, gdy stosuje się je do zbiorów ekologicznych danych „rzeczywistego świata”, są znacznie „złagodzone”. W tych badaniach spójna zmienność przestrzenna została wykazana w skali odcinka, przy statystycznie istotnych różnicach pomiędzy górnymi odcinkami a mokradłami dolnego biegu, z wyraźnym przejściem w strukturze zespołów ryb pomiędzy tymi typami odcinków. Ujawniono również istotną zmienność czasową, ze zmniejszeniem liczebności gatunków dwuśrodowiskowych (diadromicznych) i wzrostem liczebności gatunków obcych (oraz, niespodziewanie, specjalistów słodkowodnych) w okresie krytycznego braku wody w porównaniu z wcześniejszymi niskimi przepływami. Po tym okresie nastąpiły mieszane, zależne od odcinka, reakcje zespołów ryb podczas okresów powodzi i popowodziowych. Ważne jest to, że wszystkie te (subtelne) wzorce w zmienności przestrzennej i czasowej struktury zespołów ryb mogły być wyraźnie modelowane dzięki przyjęciu odpornego statystycznie podejścia opisanego powyżej.

Ocena ryzyka ze strony gatunków nierodzimych [37]

Zagrożenie stwarzane przez gatunki wprowadzone do środowiska wodnego doprowadziło do opracowania procedur oceny i praktycznego działania w zakresie identyfikacji i określenia obecnych i potencjalnych zagrożeń (zarówno ze strony obecnych, jak i potencjalnych gatunków nierodzimych). Ponieważ klasyfikacja gatunków jako potencjalnie szkodliwych jest trudnym zadaniem, wstępna faza identyfikacji zagrożenia w wielu metodach oceny ryzyka ze strony gatunków nierodzimych oparta jest na subiektywnej ocenie ekspertów. W celu zapewnienia bardziej obiektywnej oceny potencjału inwazyjności, która ułatwi rzeczoznawcy podjęcie

decyzji, czy dany gatunek powinien być umieszczony w wykazie gatunków do dalszego monitorowania albo być przedmiotem bardziej kompleksowej (i potencjalnie kosztownej) oceny, opracowano Zestaw do Przesiewowej Oceny Inwazyjności Ryb (ang. Fish Invasiveness Screening Kit, FISK). FISK jest oprogramowaniem opartym na Excelu™, napisanym w Visual Basic for Applications (VBA), do którego napisałem większość kodu. Program składa się z elastycznego graficznego interfejsu użytkownika, który prowadzi oceniającego przez kwestionariusz składający się z 49 pytań, do których trzeba również dostarczyć informację na temat poziomu wiarygodności udzielanych odpowiedzi.

Wśród kilku zastosowań FISK, w których uczestniczyłem (zobacz *Pozostałe Osiągnięcia Naukowe – Gatunki nierodzące – Analiza ryzyka*), znajduje się praca dotycząca zlewni Murray-Darling (południowo-wschodnia Australia), w której oceniłem poszczególne słodkowodne gatunki ryb uprzednio ocenione dla Wielkiej Brytanii. Jako element części analitycznej tego studium wykorzystałem wcześniejszą wartość progową, równą 19, określoną na podstawie analizy krzywych Charakterystyki Operacyjnej Odbiorcy (ang. Receiver Operating Characteristic, ROC), i zastosowałem szablon obliczeniowy, który był użyty w praktycznie wszystkich zastosowaniach FISK (włączając te innych autorów) [37]. W pracy tej prezentowałem stanowisko, że australijskie pochodzenie FISK powinno być czynnikiem motywującym do zastosowania tego narzędzia na innych Obszarach Oceny Ryzyka (ang. Risk Assessment Areas, RAA; tj. w innych zlewniach) na całym kontynencie australijskim; ostatecznie zachęcałem do przyjęcia FISK jako krajowego narzędzia przesiewowego dla celów ochrony i zarządzania.

Wpływ gatunków nierodzących [60]

Możliwość wykazania wpływu gatunku stanowiła przez długi czas wyzwanie dla naukowców jako jeden z najbardziej kontrowersyjnych tematów w badaniach z zakresu ekologii stosowanej. Wynika to z faktu, że określenie jasnych związków przyczynowo-skutkowych jest procesem obciążonym trudnościami z powodu wielu (potencjalnie wprowadzających w błąd) czynników, które mogą być powiązane z głównymi zmiennymi będącymi przedmiotem zainteresowania. Pod tym względem stosunkowo niedawno dokonano obiecującego postępu stosując Analizę Kryteriów Przyczynowych (ang. Causal Criteria Analysis). To analityczne podejście polega na gromadzeniu „dowodów” z istniejących badań (pozycji literatury), które są następnie ilościowo oceniane przez „system przypisywania wag” poszczególnym hipotezom. Wynik analizy, na podstawie zgromadzonych dowodów, pozwala albo na wsparcie, albo na odrzucenie danej hipotezy. W porównaniu z jakościowymi, „narracyjnymi” pracami przeglądowymi, główną siłą Analizy Kryteriów Przyczynowych jest zapewnienie ilościowego, „systematycznego” podejścia do metaanalizy danych dostępnych z literatury. Generalnie, wartość takich przeglądów nie powinna być lekceważona (w porównaniu z „oryginalnymi” pracami badawczymi) szczególnie w świetle nowoczesnego (Bayesowskiego) podejścia statystycznego, zgodnie z którym istniejąca wiedza na dany temat badawczy powinna zawsze być włączona w każde następane przedmiotowe studium.

W ramach prawdopodobnie najbardziej wszechstronnej oceny doświadczalnych badań przeprowadzonych w celu określenia wpływu karpia *Cyprinus carpio* w systemach słodkowodnych, dokonałem systematycznego przeglądu (stosując Analizę Kryteriów Przyczynowych) i określenia wartości, w kontekście historycznym/biogeograficznym i opartym na ocenie ryzyka, 129 prac laboratoryjnych, terenowych i opartych na „naturalnych” eksperymentach na temat wpływu karpia i poklasyfikowałem kraje, w których eksperymenty były prowadzone, według ryzyka stwarzanego przez ten gatunek [60]. Wyniki doświadczalne 373 ocen uszeregowanych pod względem poszczególnych elementów (tj. mętności/zawiesiny, azotu, fosforu, fitoplanktonu/chlorofilu α , makrofitów wodnych, zooplanktonu, bezkręgowców bentosowych, płazów, ptactwa wodnego, ryb) potwierdziły wcześniejszy schemat

wywieranego wpływu na jakość wody, roślinność, bezkręgowce oraz kręgowce, a wśród tych ostatnich również na płazy i ptactwo wodne, o których wcześniej nie donoszono. Mocniejsze dowody na istnienie tego wpływu w stosunku do eksperymentów laboratoryjnych zostały dostarczone przez eksperymenty naturalne i terenowe. Ustalenia te pozwoliły również określić krytyczną biomasę karpia na ok. 200 kg ha⁻¹ jako tę, która skutkuje wywieraniem przez niego wpływu. Zaleciliśmy, aby gospodarowanie karpem odzwierciedlało poziom obecnych i potencjalnych zagrożeń stwarzanych przez ten gatunek na różnych obszarach występowania, oraz aby przyszłe eksperymenty faworyzowały w większym stopniu podejście całościowe → redukcjonistyczne niż podejście redukcjonistyczne → holistyczne.

E) POZOSTAŁE OSIĄGNIĘCIA BADAWCZE

Przed doktoratem

Moje pierwsze prace badawcze obejmowały ocenę występowania alpejskiej turzycy *Carex curvula* w regionie Piedmontu i doliny Aosty (północno-zachodnie Włochy) na podstawie prób z herbarium [1]. Od tego czasu do chwili obecnej moje badania koncentrują się głównie wokół ekologii ryb słodkowodnych. Wszystkie badania, które wykonałem przed doktoratem w połowie lat 90. ubiegłego wieku, dotyczyły ekologii karpia, ze szczególnym naciskiem na jego wiek, wzrost i wczesne stadia rozwojowe. Bardzo niewiele wiedziano wówczas o ekologii tego wysoce inwazyjnego gatunku w Australii, a twierdzenia, że wieku karpia pospolitego nie można wiarygodnie ocenić żadną metodą (tj. w oparciu o zwapniałe struktury), uniemożliwiały rozwinięcie modeli dynamiki populacji opartych na strukturze wiekowej, ostatecznie niezbędnych do wprowadzenia w życie gospodarowania populacjami i ich kontroli. Moje odkrycie, że otolity („kamyczki uszne”) mogą być wykorzystane jako wiarygodny wskaźnik wieku karpia, było pionierskie, nie tylko w odniesieniu do Australii, ale również w skali światowej, ponieważ nieliczne wcześniejsze próby oceny wieku tego gatunku z otolitów nie prowadziły do badania właściwej pary otolitów lub nie skutkowały wykryciem wyraźnych wzorców. Niezwłocznie opublikowałem moje wstępne spostrzeżenie, że otolity prawdopodobnie mogą stać się wiarygodnymi wskaźnikami wieku karpia [2], i uzasadniłem je w publikacji, która jest prawdopodobnie najbardziej dokładnym studium dotyczącym wieku i wzrostu karpia, w którym odniosłem się do kluczowych tematów walidacji, spójności interpretacji wieku oraz modeli wzrostu tego gatunku [7]. Następnie zastosowałem tę opartą na otolitach metodykę do oceny wieku i wzrostu karpia w zbiorniku w Tasmanii [5], a także zorganizowałem eksperyment angażujący czterech niezależnych badaczy wieku o różnych kompetencjach do oceny czytelności i precyzji zliczania pierścieni w zestawie zwapniałych struktur (tj. otolitów, łusek i wieczek skrzelowych), których pierwotnie używałem we wdrażaniu metodyki oceny wieku [6]. Równoległe do rozwoju rzetelnych procedur oceny wieku karpia 1+ oraz dorosłego w oparciu o zliczenia pierścieni przyrostów rocznych, byłem w stanie skutecznie ocenić, w pierwszej pracy tego typu na tym gatunku, wzrost karpia 0+ poprzez zliczanie mikroprzyrostów [3]. Umiejętność wiarygodnej oceny wieku karpia 0+ umożliwiła mi również zbadanie ontogenetycznych zmian jego diety i wykazanie, że planktonożerność była typowym sposobem odżywiania się larw na wszystkich etapach rozwoju i że nabywały one zdolność odżywiania bentosem po rozpoczęciu okresu młodocianego [4]. Ten ostatni temat był przedmiotem obszernego przeglądu literatury, który, w ramach „skokowej” (w przeciwieństwie do „stopniowej”) ontogenezy, identyfikował kryteria określające początek okresu młodocianego u tego gatunku na podstawie oceny jego względnego wzrostu, tempa metabolizmu, morfologii funkcjonalnej, interakcji społecznych i sposobu wykorzystania siedliska [8].

Podsumowanie bibliometryczne osiągnięć przed doktoratem:Sumaryczny 5-letni *Impact Factor*: **7,228**Sumaryczny *Impact Factor* z roku opublikowania: **4,385**Liczba punktów MNiSW z roku opublikowania: **0**Liczba punktów MNiSW wg wykazu z 2016 r.: **145**Liczba cytowań publikacji wg bazy *Web of Science* (na dzień 20-11-2017): **139****Po doktoracie*****Ekologia brzany***

W ramach części mojej badawczej w Wielkiej Brytanii po doktoracie, zbadłem kilka aspektów ekologii brzany *Barbus barbus* (ryby karpowatej), ze szczególnym naciskiem na ochronę tego gatunku i gospodarowanie nim. Wykorzystując eksperymentalny kanał, zorganizowałem pierwszy eksperyment, aby ocenić reakcję behawioralną osobników 0+ na zmiany głębokości i przepływu w zależności od pory dnia. Ekologiczne znaczenie wyników było interpretowane w kategoriach żerowania, wzrostu i, ostatecznie, rekrutacji; rozprzestrzenianie się o zmierzchu i w nocy w warunkach lenitycznych odzwierciedlało żerowanie blisko brzegu rzeki, przerywane powyżej pewnego progu prędkości [9]. W drugim eksperymencie zbadłem reakcję osobników 0+ na zwiększenie przepływu mierząc prędkość wykorzystywanych przez nie pasm wody oraz czas spędzony w schronieniu. W oparciu o projekt o układzie hierarchicznym w czasie, uwzględniający „wysokiej rozdzielczości” obserwacje replikowanych pozycji poszczególnych osobników ryb, stwierdziliśmy, że zwiększenie przepływu powodowało, że osobniki brzany wykorzystywały pasma wody o większej prędkości niż osobniki w kontroli pomimo indywidualnych różnic w zachowaniu obserwowanych na różnych poziomach czasowych. Indywidualne reakcje były modelowane jako procesy błędzenia losowego lub krótkoterminowej pamięci (szeregi czasowe); w przypadku ryb doświadczających wzrostu przepływu były one na ogół gwałtowne i trwałe. W publikacji tej rozważaliśmy potencjalne znaczenie opisanego podejścia do oceny indywidualnych reakcji ryb na przepływ i jego konsekwencje dla (ukierunkowanych na PHABSIM) badań behawioralnych [15]. Niezależnie od mojej pracy podoktorskiej, ostatnio zapewniłem wsparcie statystyczne w badaniach laboratoryjnych dotyczących wpływu presji drapieżniczej wywieranej przez inwazyjnego raka sygnałowego *Pacifastacus leniusculus* na wczesne stadia rozwojowe brzany w porównaniu z rodzimym dla Wielkiej Brytanii rakiem *Austropotamobius pallipes* (ang. white-clawed crayfish). Przy użyciu PERMANOVA i uogólnionych równań estymujących stwierdziliśmy, że rak sygnałowy spędzał względnie większą część czasu na kopaniu lub przebywaniu w kwadratach z jajami lub swobodnymi zarodkami brzany niż *A. pallipes*, co sugeruje potencjalny wpływ osobników dziko żyjących [84].

W ramach trzyletnich badań monitoringowych prześledziłem przemieszczanie się i liczebność brzany w dwóch odcinkach mezotroficznego strumienia na podłożu kredowym (Rzeka Lee, Anglia). W celu oszacowania liczebności populacji zastosowałem algorytm Bayesowski do danych pozyskanych metodą wielokrotnych złowień (ang. mark-recapture). Nie odnotowałem dla poszczególnych klas wielkości żadnych preferencji w kierunkowym przemieszczaniu się, a wielkość populacji, która początkowo zwiększyła się umiarkowanie, a następnie gwałtownie, odzwierciedlała fazę odbudowy lokalnej populacji lub ewentualnie wzrostową część długoterminowego cyklu rekrutacji, takiego jak ten, o którym donoszono w przypadku brzany badanej w innych miejscach oraz w przypadku innych ryb karpowatych w Wielkiej Brytanii [18]. W tej samej monitorowanej lokalizacji zbadłem także dobowe wielkości zagęszczenia brzany 0+ w oparciu o 24-godzinny cykl pobierania prób. Wyniki wskazywały na większe liczebności ryb w nocy i o świcie, co pozostaje w zgodzie z podobnymi badaniami wykonanymi na innych karpowatych [20].

Kolejnym ważnym przedmiotem moich badań dotyczącym brzany był jej wiek i wzrost. W badaniach dotyczących rzeki Jihlava (Czechy), zapewniłem wsparcie w zakresie modelowania wzrostu długości i masy brzany w odniesieniu do modyfikacji siedlisk, która miała miejsce w następstwie budowy kompleksu elektrowni wodnych. W ustabilizowanych warunkach środowiskowych obserwowano wyraźny dymorfizm płciowy oraz tempo wzrostu było wyższe w porównaniu z okresem budowy [19]. W kontekście znaczenia tego gatunku jako „flagowego” dla ochrony rzeki i rybołówstwa sportowego, dokładna ocena wieku wczesnych stadiów rozwojowych jest konieczna dla właściwego gospodarowania i podejmowania przedsięwzięć ochronnych. W tym celu oceniłem (po raz pierwszy dla tego gatunku) błąd i precyzję zliczeń (dziennych) mikroprzyrostów otolitów oraz odpowiadający im wiek zarodków i larw wyhodowanych w laboratorium. Umiejętność oszacowania wieku brzany 0+ z otolitów przyczyniła się do lepszego zrozumienia tempa wzrostu w kohortach tego gatunku pochodzących z wylęgarni, rodzimych i introdukowanych [38]. Jako część szerszego programu badawczego określającego przyczyny zaniku populacji brzany w rzece Lee, prowadziłem prace mające na celu ustalenie międzyrocznej zmienności w strukturze wielkościowej populacji poprzez ocenę sezonowej i międzyrocznej zmienności wzrostu oraz porównanie go ze wzrostem innych stad w całej Anglii. Wykorzystując ocenę wieku w oparciu o łuski (od trzech niezależnych badaczy) i oparte na jakości łowiska wskaźniki wielkości stada oraz zależności zarówno masa-długość, jak i długość-wiek, zidentyfikowaliśmy utratę ciągłości rzeki, głównie wskutek obecności konstrukcji piętrzących wodę, jako przyczynę zaniku badanej populacji brzany. Zaleciliśmy, aby strategię renaturyzacji rzeki i ekosystemu wodnego koncentrowały się na zwiększaniu ciągłości rzeki oraz na poprawie jakości wody i integralności ekosystemu [40].

Ekologia karpia

Badania eksperymentalne

Część mojej pracy badawczej w Australii stanowiły wielkoskalowe eksperymentalne badania terenowe dotyczące ekologicznych skutków wywieranych przez karpia w mokradłach na półpustynnych terenach zalewowych. Eksperyment trwał dwa kolejne lata i pozwolił na ocenę wpływu „swobodnie rozprzestrzeniającego się” karpia na przejrzystość wody, makrofity wodne, zooplankton, bezkręgowce bentosowe oraz rodzime ryby. Wyniki wskazują na zmianę wody z przejrzystej na mętną, a także na szkodliwy wpływ karpia na ekosystem wodny. Pomimo ogromnej liczby badań eksperymentalnych dotyczących wpływu karpia na środowisko, publikacja ta była wyjątkowa w kilku aspektach, do których należy zaliczyć odpowiednią liczbę powtórzeń eksperymentu, ustaloną na podstawie wykonanej *a priori* analizy mocy testu (nie uwzględnionej nigdy wcześniej w żadnym podobnych badaniach) oraz zoptymalizowane przestrzennie rozmieszczenie w różnych siedliskach obszarów eksperymentalnych. Należy podkreślić, że uwzględniłem wszystkie ww. aspekty związane z modelem badań i statystyką w stworzeniu koncepcji tego projektu i jego wdrożeniu [54]. Praca, która stanowiła kontynuację powyższego projektu na bazie zebranych w nim danych, polegała na badaniu czasowych zmian w strukturze wielkości i rekrutacji karpia (w tym zależnie od suszy i warunków powodziowych) i potencjalnej funkcji badanego terenu mokradeł jako miejsca szczególnie udanej (ang. „hot spot”) rekrutacji. Używając wskaźników opartych na rybołówstwie omówiłem uzyskane wyniki w szerszej perspektywie możliwości renaturyzacji mokradeł, w tym przedsięwzięć dotyczących regulacji przepływu, udroźnienia korytarzy dla rodzimych ryb, a także zintegrowanego zarządzania i sposobów kontroli możliwych do wdrożenia na innych półpustynnych mokradłach w Australii i na świecie [53].

W innej pracy, opartej na badaniach terenowych przeprowadzonych w dużym systemie nawadniania w południowo-wschodniej Australii, zestawiłem i przeanalizowałem dane dotyczące tarła i reprodukcji karpia oraz dostarczyłem solidnych dowodów (w przeciwieństwie do poprzednich poszlakowych lub wyłącznie jakościowych badań) na zdolność tego gatunku do

rozrodu w wodach systemu nawadniania. Potwierdziliśmy "fitolitofilny" charakter tarła (tj. na roślinności i kamienistym podłożu) dziczących karpia, w przeciwieństwie do wyłącznie fitofilnych karpia dzikich. Przełożyliśmy potem nasze odkrycia na kategorie sposobów przeciwdziałania dalszemu rozprzestrzenianiu się tego inwazyjnego gatunku na nierodzimych obszarach jego występowania oraz kategorie zwiększenia połowów w sztucznych zbiornikach wodnych [63].

Studia przeglądowe w skali regionalnej i globalnej

Systematyczne gromadzenie literatury dotyczącej ekologii i biologii karpia (zbiór obecnie zawierający ponad 2200 artykułów), które realizowałem od czasów moich studiów doktoranckich, doprowadziło do stworzenia ogromnej bazy danych na ten temat. Bogactwo literatury naukowej o karpie nie jest zaskakujące, jeśli wziąć pod uwagę rozmieszczenie tego gatunku na całym świecie, a także jego znaczenie dla ochrony przyrody i dla jakości łowisk na obszarach jego występowania rodzimego i wskutek translokacji oraz dla gospodarowania i kontroli w regionach nierodzimych (w tym w regionach inwazji).

Moje pierwsze (po doktoracie) przeglądowe studium dotyczące karpia poświęcone było pochodzeniu i rozmieszczeniu karpia oraz korzyściach ekonomicznych i gospodarowaniu tym gatunkiem w regionie śródziemnomorskim. W pracy tej przedstawiłem introdukcję karpia i jego translokację z perspektywy historycznej, a następnie jego udokumentowane i domniemane oddziaływanie na ekosystemy wodne w tym regionie. Podkreśliłem potrzebę silniejszej koncentracji badań na bardziej wrażliwych terenach, charakteryzujących się suchszymi/cieplejszymi warunkami klimatycznymi, które sprzyjają rozwojowi populacji tego gatunku. Zasugerowałem również, że w przeciwieństwie do wielkoskalowych działań w ramach kontroli liczebności, które mogą okazać się mało użyteczne z powodu związanych z nimi w sposób nieodłączny wysokich kosztów lub utraty dochodów z wędkowania i rybołówstwa, działania w ramach zarządzania na poziomie lokalnym (zintegrowanym), po których stosowany jest monitoring kontrolny, mogą prawdopodobnie bardziej przysłużyć się odbudowie i zwiększeniu atrakcyjności ekosystemów wodnych [32]. Byłem ostatnio zaproszony do podzielenia się moją wiedzą i doświadczeniem dotyczącym karpia w przeglądowym studium na temat statusu i obszaru ekspansji tego gatunku w Irlandii (gdzie karp postrzegany jest jako naturalizowany, tj. trwale zdomowiony i tworzący samorozradzające się populacje, które istnieją już wystarczająco długo, by zostały wbudowane w zespoły organizmów rodzimych). Znaczne rozszerzanie zasięgu tego gatunku stwierdzane jest od lat 50. XX w., przy czym dowiedziono większego znaczenia transferów wskutek działalności człowieka niż naturalnego rozprzestrzeniania się. Samorozradzające się populacje funkcjonują nadal w mniejszych (często zamkniętych) obiektach wodnych, choć przewidywane ocieplenie klimatu i rosnąca popularność karpia jako zdobyczy wędkarskiej mogą przyczynić się do dalszej ekspansji tego gatunku, zarówno w sposób naturalny, jak i wskutek działalności człowieka [75]. Podobnie jak w przypadku Irlandii, zaproszony zostałem do współpracy nad opisem ekologii i biologii karpia w ujęciu historycznym w chorwackich częściach zlewni Dunaju i Morza Adriatyckiego, ze szczególnym uwzględnieniem znaczenia gospodarczego tego gatunku i związanych z tym aspektów w zakresie zarządzania. Jako gatunek pół-rodzimy, karp odgrywa ważną rolę w akwakulturze oraz rekreacyjnym i tradycyjnym rybołówstwie w całym tym regionie. Jednakże pierwotne linie genetyczne tego gatunku zanikły, a z powodu genetycznego zanieczyszczenia wód śródlądowych narasta zapotrzebowanie na odtworzenie dzikiej, zagrożonej formy czyniąc priorytetowymi kwestie ochrony. Ponadto, translokacje pomiędzy obiektami wodnymi okazały się nieskuteczne, a niekorzystne skutki ekologiczne często przewyższyły spodziewane korzyści gospodarcze. Zaleciliśmy wprowadzenie środków mających na celu zapobieżenie dalszemu (niekontrolowanemu) zarybianiu karpem, co z kolei wymaga ściślejszej współpracy między naukowcami i menadżerami odpowiedzialnymi za kwestie środowiskowe [78].

Ostatnio byłem współautorem pracy przeglądowej, dotyczącej meta-analitycznej oceny globalnych wzorców i zmienności klinalnej we wzroście karpia, wyrażonych jako zależność długość–wiek lub parametry funkcji wzrostu von Bertalanffy’ego (ang. von Bertalanffy growth function, VBGF), zależność masa–długość i wskaźnik kondycji. W sumie wykorzystano 284 prace, obejmujące 91 lat badań przeprowadzonych na 381 obiektach wodnych/stanowiskach w 50 krajach na wszystkich sześciu zasiedlonych kontynentach. Chociaż rodzimy karp osiągał większą (asymptotyczną) wielkość w stosunku do jego nierodzimych odpowiedników, to te drugie rosły szybciej w pierwszych siedmiu latach życia. Lenityczne populacje (zwłaszcza w naturalnych jeziorach) również osiągały większe rozmiary w porównaniu z populacjami lotycznymi, i ten schemat powtarzał się zarówno w strefach klimatów chłodnych i umiarkowanych, jak i strefach klimatów suchych. W przeciwieństwie do poprzednich badań (opartych na bardziej ograniczonych zbiorach danych), w skali globalnej obserwowano tylko słabe równoleżnikowe kliny dla wykładniczego tempa wzrostu, długości w wieku 3 lat oraz śmiertelności, co prawdopodobnie było wynikiem przeciw-gradientowej zmienności wzrostu we wszystkich reprezentatywnych grupach wiekowych (tj. 1–10 lat). Nieznaczna allometria negatywna została wykryta w zależności masa–długość, a związany z nią kształt pozwolił na rozróżnienie formy dzikiej o bardziej wydłużonym i torpedokształtnym ciele od bardziej wygrzbieconej formy zdziczałej-udomowionej. Szeroki wachlarz zależności pomiędzy różnymi typami wód a parametrami VBGF specyficznymi dla danej klasy klimatu, który przedstawiliśmy w pracy, przyczyni się do rozwinięcia istniejących modeli dynamiki populacji karpia. Stwierdziliśmy również, że istnieje potrzeba przeprowadzenia kolejnych badań dotyczących wzrostu tego gatunku w regionach tropikalnych oraz rozwikłania problemu mylącego wpływu zarówno czynników historycznych, jak i metodycznych na szacowanie wieku [81].

Przeglądowe studia dla Turcji

Karp w Turcji jest gatunkiem zarówno rodzimym, jak i translokowanym oraz stanowi tam główny zasób lokalnych łowisk. W Turcji wykonano tak wiele badań nad ekologią i biologią tego gatunku, że przewyższyły one liczbowo podobne badania wykonane gdzie indziej, chociaż te pierwsze mają głównie charakter opisowy. Aby uzyskać problemowe podsumowanie aktualnego stanu wiedzy na temat karpia w Turcji i przedstawić je w szerszej (ogólnoświatowej) perspektywie, dokonałem przeglądu wszystkich aspektów związanych z ekologią i biologią tego gatunku poprzez zestawienie (dzięki współpracy) wszystkich opublikowanych prac na ten temat. Ten znaczny wysiłek doprowadził do opublikowania serii prac oceniających: zależność masa–długość i współczynniki kondycji [41], dietę [51, 57], biologię rozrodu [52, 57], pasożyty [61], wiek i wzrost [62] oraz bioakumulację [70]. W każdym z tych artykułów, podkreśliłem zarówno zalety, jak i ograniczenia badań wykonanych gdzie indziej, oraz przedstawiłem zalecenia dotyczące ochrony i gospodarowania tym gatunkiem w Turcji, ze szczególnym naciskiem na rybołówstwo. Ostatni z tych tematów badań został później uwzględniony w innej publikacji, oceniającej skuteczność zarybiania karpem w wodach Anatolii. Wyniki pokazały, że negatywne skutki tworzenia nowych dróg wprowadzania nierodzimych ryb mogą przeważać nad korzyściami wynikającymi z zarybiania karpem [66]. Na koniec, w „narracyjnej” wersji opisanego powyżej studium przeglądowego na temat wpływu karpia, przedstawiłem moje odkrycia z „miejscowej perspektywy” i wskazówki dotyczące gospodarowania tym gatunkiem w Turcji. W szczególności, mając na uwadze ogólnie nieudaną rekrutację karpia w zarybianych zbiornikach w całej Anatolii, zasugerowałem, aby menedżerowie odpowiedzialni za kwestie środowiskowe rozważyli ukierunkowanie swoich działań na płytkie (naturalne) jeziora w celu zwiększenia połowów rybackich, ale pod warunkiem starannej oceny ostatecznych korzyści gospodarczych w świetle zagrożeń ekologicznych [59].

Gatunki nierodzące

Introdukcje, przemieszczanie, rozprzestrzenianie się

Zidentyfikowano różne drogi wprowadzania nierodzących gatunków ryb, co może stanowić zagrożenie dla ekosystemów wodnych w przypadku zadomowienia się gatunków introdukowanych. W celu zbadania roli człowieka w introdukcji ryb nierodzących, oszacowaliśmy częstość występowania i zagęszczenie nierodzących gatunków ryb w stawach Lasu Epping (Essex, Anglia), które zostały odbudowane w znanym czasie, i które nie były celowo zarybiane ani rybożernymi, ani nierodzącymi gatunkami ryb. W przypadku każdego stawu określono okres od czasu odbudowy, powierzchnię, odległości do najbliższych zabudowań mieszkalnych, najbliższej drogi, najbliższej ścieżki, najbliższego zbiornika wodnego lub strumienia oraz odsetek porośniętej części stawu. W celu ujawnienia związków pomiędzy występowaniem gatunków i bogactwem gatunkowym a zmiennymi środowiskowymi wykorzystałem uogólnioną regresję wieloraką i odporne modele wielomianowe, które wykazały, że występowanie zarówno nierodzących, jak i nieoczekiwanych rodzimych gatunków ryb nie było losowe, oraz że liczba odmian ozdobnych wzrastała wraz z malejącą odległością stawu od najbliższej drogi. Ponadto bogactwo gatunkowe było istotnie skorelowane z odległościami do najbliższej drogi, najbliższej ścieżki i najbliższego stawu. Wyniki podkreśliły potencjalną rolę uwarunkowań społecznych, takich jak aktywność rekreacyjna oraz praktyki kulturalne i religijne, w zakresie introdukowania ryb ozdobnych i akwariowych [17]. W innej, powiązanej pracy zbadaliśmy demografię ścieżek introdukcji, presję propaguli i występowanie nierodzących ryb słodkowodnych w Anglii, przypuszczając, że introdukcje i zadomowienia gatunków nierodzących są pozytywnie skorelowane z presją propaguli. W celu zbadania tej hipotezy, zastosowałem model sprecyzowany pod względem przestrzennym oparty na współrzędnych głównych macierzy sąsiedztwa (ang. principal coordinates of neighbour matrices). Wyniki ujawniły, że przestrzenne rozmieszczenie gatunków nierodzących w Anglii jest istotnie powiązane z gęstością zaludnienia, zagęszczeniem centrów ogrodniczych oraz farm hodowli ryb. Poza tym gęstość zaludnienia oraz liczba przywozów ryb zostały zidentyfikowane jako najlepsze predyktory presji propaguli [26]. Inną ścieżką introdukcji, którą badaliśmy w Wielkiej Brytanii, było biologiczne skażenie przesyłek z rybami (do zarybienia lub akwakultury). Skoncentrowaliśmy się na czebaczku amurskim *Pseudorasbora parva*, który był przypadkowo importowany do całej Europy w przesyłkach azjatyckich gatunków karpiowatych. Ocenilem prawdopodobieństwo występowania czebaczka amurskiego w zależności od przemieszczania ryb w Wielkiej Brytanii stosując wnioskowanie Bayesowskie. Występowanie czebaczka amurskiego na wolności okazało się istotnie skorelowane z trajektoriami przemieszczania zarówno ozdobnych, jak i niektórych nieozdobnych gatunków ryb. Uzyskane rezultaty uwypukliły mechanizm, wskutek którego nierodzące gatunki ryb rozprzestrzeniają się z punktu pierwszej introdukcji, i wskazały, że przemieszczanie ryb wewnątrz kraju może stanowić ważny czynnik w przypadkowych introdukcjach gatunków nierodzących [27]. Kolejnym inwazyjnym nierodzącym gatunkiem słodkowodnym w Wielkiej Brytanii jest bass słoneczny *Lepomis gibbosus*. Oceniliśmy, jak zmienność hydrologiczna wywołana przez przewidywane zmiany klimatu wpłynie na rozproszenie i rozprzestrzenienie się bassa słonecznego w Anglii. Wykonaliśmy to poprzez określenie związku między przepływem wody a presją propaguli bassy (w oparciu o nową populację powstałą w następstwie powodzi) oraz porównaliśmy wzrost i cechy historii życiowej tej nowej populacji z rybami pobranymi z populacji źródłowej. Wykorzystując modelowanie Bayesowskie stwierdziłem, że liczba uciekinierów bassy prawdopodobnie wzrośnie wraz ze wzrastającym przepływem. Dodatkowo, nowo powstała populacja bassy charakteryzowała się szybkim wzrostem stadiów młodocianych oraz dojrzałością osiąganą wcześniej i przy niewielkich rozmiarach [45]. W oparciu o radiotelemetrię, oceniliśmy wykorzystanie siedlisk, arealy osobnicze, przemieszczanie się i interakcje pomiędzy introdukowanym bassem a rodzimym pstrągiem potokowym *Salmo trutta* w małym strumieniu w południowej Anglii. Dopasowałem dla poszczególnych osobników

oparte na GAMie krzywe preferencji dla trzech sezonów pobierania prób (tj. wiosną, latem i jesienią) w celu zbadania występujących związków. Zanotowałem istotne zachodzenie na siebie arealów osobniczych pomiędzy tymi dwoma gatunkami we wszystkich sezonach. Jednakże brak wzajemnego zbliżania lub unikania przez te gatunki sugerował mały lub żaden wpływ introdukowanego bassa na rodzimego pstrąga potokowego [49]. W końcu, w ostatniej pracy powstałej w ramach współpracy, zbadaliśmy rozmieszczenie, zadomowienie i cechy historii życiowej nierodzimych sumów *Pterygoplichthys* spp. w prowincji Guangdong w Chinach. Mój szczególny wkład w te badania dotyczył modelowania zależności pomiędzy indeksem gonado-somatycznym i długością ryb na obszarze pięciu zlewni przy użyciu Mieszanych Modeli Liniowych (ang. Linear Mixed Models, LMEs). Uzyskane wyniki uwypukliły obecność ustabilizowanych samorozradzających się populacji w większości zlewni badanego regionu oraz zróżnicowanie rozmiarów w momencie osiągnięcia dojrzałości i kondycji pomiędzy populacjami. Zaleciliśmy, żeby wprowadzić ustawowy zakaz lub ograniczenia dotyczące uwalniania innych nierodzimych ryb do środowiska naturalnego [90].

Wpływ i zarządzanie

Introdukowane nierodzące gatunki ryb mogą wywierać znaczny niekorzystny wpływ na ekosystemy słodkowodne. Gatunkiem inwazyjnym odnoszącym sukcesy w europejskich systemach słodkowodnych jest bass słoneczny, który może powodować wielorakie skutki ekologiczne głównie poprzez interakcje troficzne. Na podstawie przeprowadzonych badań terenowych, oceniliśmy wpływ agresji bassa na endemiczną faunę w iberyjskim strumieniu, oceniając wielkość agresora, typ agresji, wielkość ławicy, aktywność poprzedzającą agresję, gatunek atakowany, odpowiedź na agresję, strukturę mikrosiedliska i dostępność ofiar. Zastosowałem PERMANOVA, po czym posłużyłem się analizą kanoniczną głównych współrzędnych (ang. canonical analysis of the principal coordinates), aby określić stopień i istotność zależności. Wyniki wskazały, że bass wywiera duży wpływ na innych mieszkańców strumienia poprzez agresję w czasie konkurowania o pokarm i obrony terytorium [55]. W celu przewidzenia konsekwencji zwiększonej inwazyjności przeprowadziliśmy w sezonie letnim eksperyment terenowy porównując jako kontrolę zespół ryb złożony z trzech rodzimych gatunków o znanej początkowej liczebności z podobnym zespołem ryb ale o zwiększonym zagęszczeniu bassa. Oszacowaliśmy troficzne konsekwencje inwazji bassa używając stałych izotopów i związanych z nimi miar. Wyniki wykazały zwiększoną specjalizację w zakresie diety w obecności bassa, co było zgodne z hipotezą zmienności nisz, która przewiduje, że populacje stają się mniej generalistyczne w zakresie diety w warunkach nasilonej konkurencji międzygatunkowej. Omówiliśmy wnioski wytykające z wyników naszych badań dla obecnych i przyszłych inwazji w zespołach zasiedlających stawy [83]. Kolejną pracą oparliśmy na zastosowaniu środowiskowego DNA (ang. eDNA) w celu wykrycia gatunków nierodzimych – techniki, która posiada znaczny potencjał dostarczania informacji dla podejmowania decyzji zarządczych, w tym określania potrzeb w zakresie kontroli populacji lub ich zwalczania. Zaprezentowaliśmy analizę eDNA na komercyjnym zjeździe wędkarskim w południowej Anglii, aby poinformować o działaniach ukierunkowanych na wytępienie czubaczka amurskiego. Trzeba zaznaczyć, że były to pierwsze badania z zastosowaniem eDNA mające na celu ocenę i analizę skuteczności prób zwalczania tego gatunku, które dostarczyły dowodów na to, że jest mało prawdopodobne, aby gatunek ten był obecny w innych stawach, co zawężyło zakres środków koniecznych do jego kontroli [85]. Następnym symposium na temat zarządzania inwazyjnymi gatunkami obcymi (w tym rybami) w Europie był mój wkład w artykuł problemowy, w którym zdefiniowano „zagrożenia” i „szanse” aż do roku 2020. Zidentyfikowane zagrożenia obejmowały: brak finansowania, niską świadomość, słabą edukację i komunikację, brak zawiadujących agencji, ujednoliconego zarządzania i wspólnego podejścia oraz niewystarczające monitorowanie i gospodarowanie na terenach prywatnych; zidentyfikowane szanse obejmowały: poprawioną współpracę, komunikację i edukację w celu

zwiększenia świadomości publicznej i udziału zainteresowanych stron, ustanowienie systemów wczesnego wykrywania, szybkiego reagowania, monitorowania i zarządzania inwazyjnymi gatunkami obcymi przy użyciu standardowych metod gromadzenia, przechowywania i wykorzystania danych. Jako priorytet określiliśmy międzynarodową współpracę w kwestiach dotyczących inwazyjnych gatunków w zakresie komunikacji, edukacji i finansowania, a także normalizacji prawodawstwa, metod kontroli populacji i dobrej praktyki w badaniach [87].

Analiza ryzyka

Mój pierwszy wkład w zastosowanie analizy ryzyka opartej na FISK polegał na udoskonaleniu oryginalnego narzędzia (w postaci oprogramowania) opartego na arkuszu kalkulacyjnym Excel™ do bardziej efektywnej postaci wzbogaconej o statystyczne określenie najbardziej odpowiednich progów punktowych pozwalających na przypisanie gatunków nierodzimych do kategorii „niskiego”, „średniego” lub „wysokiego” ryzyka, przy użyciu analizy ROC. Uzyskaliśmy w ten sposób „kalibrację” FISK dla Wielkiej Brytanii w oparciu o 67 gatunków ryb, z których ja oceniłem niewielki podzbiór jako część większego programu (wykonanej przez wielu oceniających) ewaluacji. Wyniki badań wskazały, że FISK stanowi przydatne i wiarygodne narzędzie wspierające podejmowanie decyzji przez decydentów i polityków w zakresie oceny i klasyfikacji słodkowodnych ryb według ich potencjalnej inwazyjności [23]. Podobnie jak w przypadku kalibracji FISK, zapewniłem wsparcie statystyczne w zakresie wykalibrowania „siostrzanego” dla FISK narzędzia, tj. Zestawu do Przesiewowej Oceny Inwazyjności Bezkręgowców Słodkowodnych (ang. Freshwater Invertebrates Invasiveness Screening Kit), który został zastosowany do 37 gatunków raków na Półwyspie Apenińskim jako Obszarze Oceny Ryzyka (ang. Risk Assessment Area, RAA) [29]. W końcu, zapewniłem wsparcie statystyczne w zakresie określenia progów i kategorii ryzyka w kolejnym zastosowaniu FISK, tym razem na Półwyspie Iberyjskim [44].

Krokiem naprzód w ewolucji FISK było rozszerzenie jego zastosowania na kolejne strefy klimatyczne, tj. poza strefą klimatu umiarkowanego. W tym celu pytania i wskazówki dotyczące FISK (v1) zostały poddane przeglądowi i zmienione, aby uzyskać większą przejrzystość. Moim wkładem było znaczne uaktualnienie architektury tego oprogramowania, w postaci nowego FISK w wersji v2, zapewniającego poprawę ogólnej prędkości obliczeniowej oraz dostarczającego elastycznego i „przyjaznego” dla użytkownika interfejsu graficznego [46]. Sukces FISK v2 został potwierdzony przez jego zastosowanie (z moim udziałem) do kilku słodkowodnych RAA (obszarów oceny ryzyka) w różnych częściach świata: w południowej Finlandii [47], na Bałkanach [48], w Turcji [58], na Florydzie [67], w Jeziorze Balaton (Węgry) [74], w Grecji [76], w Chorwacji i Słowenii [77] i w zlewni rzeki Neretva (w Bośni i Hercegowinie oraz Chorwacji) [86]. Ważne jest to, że w każdym z tych zastosowań zapewniłem wsparcie statystyczne przy identyfikacji odpowiednich progów ryzyka (por. kalibracja) opartej na ROC oraz przy ocenie wiarygodności udzielanych na pytania odpowiedzi.

Europejski Plan Oceny Ryzyka ze Strony Gatunków Nierodzimych w Akwakulturze (ang. European Non-native Species in Aquaculture Risk Assessment Scheme (ENSARS)) opracowany dla przeprowadzenia oceny ryzyka w ramach Rozporządzenia nr 708/2007 Rady Komisji Europejskiej w sprawie wykorzystania w akwakulturze gatunków obcych i niewystępujących miejscowo obejmuje moduł przesiewowej identyfikacji organizmów potencjalnie inwazyjnych żyjących w dowolnym środowisku wodnym, tj. w wodach morskich, słonawych lub słodkich [72]. Istotnym krokiem w kierunku udoskonalenia narzędzi analizy ryzyka było przekształcenie papierowej formy modułu przesiewowej oceny ENSARS w elektroniczny zestaw narzędzi w oparciu o szablon FISK v2, ale ze znacznymi usprawnieniami umożliwiającymi szersze zastosowanie jako odrębnego programu komputerowego. Innym ważnym zadaniem było uwzględnienie „wymogów minimum” dla oceny gatunków w świetle niedawno wydanego rozporządzenia UE w sprawie zapobiegania i zarządzania wprowadzaniem i

rozprzestrzenianiem się inwazyjnych gatunków obcych. Wynikiem końcowym był Zestaw do Przesiewowej Oceny Inwazyjności Gatunków Wodnych (ang. Aquatic Species Invasiveness Screening Kit, AS-ISK), który stanowi znaczący krok naprzód w możliwościach narzędzi oceny ryzyka. Jest tak dlatego, że AS-ISK zawiera wprowadzenie z podstawowymi informacjami na temat ocenianych taksonów oraz pytania dotyczące ich potencjalnych skutków społeczno-ekonomicznych i pytania dotyczące usług ekosystemowych, a także sekcję dla osoby przeprowadzającej ocenę dotyczącą tego, jak przewidywane zmiany klimatu mogą wpłynąć na ryzyko związane z wprowadzeniem, zadomowieniem, rozprzestrzenieniem się i wpływem tych taksonów. Mój wkład w rozwój AS-ISK polegał na przekształceniu bardziej ograniczonej, pół-automatycznej, skoroszytowej architektury FISK na kompleksową aplikację, cechującą się bardzo rozbudowanym interfejsem użytkownika, o szerokiej gamie nowych i zaawansowanych cech i możliwości (włączając w to wielojęzyczne wsparcie) wskutek napisania całkowicie nowego kodu [73]. Sukces AS-ISK potwierdzają zastosowania aplikacyjne, które miały miejsce wkrótce po jego opublikowaniu (a nawet równoległe z jego opublikowaniem). Należą do nich (jako część mojego udziału w zakresie wsparcia statystycznego): porównanie z wynikami FISK dla zlewni rzeki Neretva [86], ponowna ocena słodkowodnych ryb uprzednio wykonana z użyciem FISK dla Turcji [88], oraz identyfikacja potencjalnie inwazyjnych słodkowodnych ryb w Jeziorze Marmara (północno-zachodnia Anatolia, Turcja) [89].

Różne

Wpływ środowiskowy na systemy wodne

Wykorzystując dane z 12 stanowisk na terenach zalewowych tuż przed i po rozpoczęciu działalności przez elektrownię wodną na rzece Dunaj na Słowacji porównaliśmy bogactwo i skład gatunkowy zespołów ryb 0+, ich liczebność względną, wymiary ryb oraz wykorzystywane i dostępne siedliska. Dopasowywałem modele regresji wielorakiej i GAM, aby zbadać zależności pomiędzy zespołem ryb a szeregiem zmiennych siedliskowych. Działanie elektrowni spowodowało spadek względnej liczebności ryb w każdej grupie wiekowej z wyjątkiem ryb 0+. Ogólnie liczba gatunków wzrosła, chociaż we wszystkich typach koryta nastąpiła zmiana w składzie zespołów ryb 0+, głównie wskutek zastąpienia reofili przez limnofile i migrantów z dolnego Dunaju [11].

Wzdłuż dużego (1100 km) odcinka rzeki Murray w południowo-wschodniej Australii, oceniliśmy średniookresowy wpływ przyduchy czarnowodnej (ang. hypoxic blackwater) obserwowanej w dużej skali na raki *Euastacus armatus*. Wykorzystałem PERMANOVA, aby zbadać różnice w liczebności raków, oraz analizę logarytmiczno-liniową w celu określenia różnorodnych skutków przyduchy czarnowodnej na kategorie wielkości i płeć raków tej rzeki. Wyniki wskazały, że wydłużone okresy niedotlenienia mogą w znaczącym stopniu wpłynąć na populacje długowiecznych i wolno rosnących raków będących „ikonami” tej rzeki, pomimo ich zdolności do wychodzenia z niedotlenionej wody. Stwierdzenie to stanowi ważne wyzwanie dla zarządzania zarówno rekreacyjnymi połowami tego gatunku, jak i przepływami rzek w przypadku możliwości wystąpienia przyduchy czarnowodnej [56].

Ontogeneza ryb i procesy ewolucyjne

Klasyfikacja stylów życia najpopularniejszych gatunków ryb w systemie rzeki Murray-Darling w południowo-wschodniej Australii była szeroko stosowana jako schemat referencyjny dla kilku lokalnych badań (pomimo istnienia innych, bardziej kompleksowych i szeroko akceptowanych na świecie systemów klasyfikacji). W jednej z prac zidentyfikowałem poważne niespójności w tym schemacie referencyjnym, w wyniku którego (nierodzima) ryba *Gambusia holbrooki* została sklasyfikowana jako gatunek o małej wielkości ciała i „pośrednim” rozwoju. Ponieważ *Gambusia holbrooki* to ryba o „bezpośrednim” rozwoju (tj. bez larwy), poprawiłem

odpowiednio klasyfikację i dostarczyłem wyjaśnień dotyczących implikacji ekologicznych tego odkrycia [25]. Podobnie, ulepszyłem istniejące podejście jakościowe do klasyfikacji ryb ze zlewni Murray-Darling według czasu trwania tarła poprzez bardziej obiektywną, ilościową metodę opartą na analizie ROC. Pozwoliło mi to określić próg trwania tarła na poziomie czterech miesięcy konieczny do zminimalizowania odsetka nieprawidłowych klasyfikacji i tym samym prawidłowego zidentyfikowania kategorii rozrodczych sześciu rodzimych gatunków ryb [30]. W kolejnej, problemowej pracy przedstawiliśmy wnioski dotyczące alternatywnych sposobów rozwoju osobniczego i plastyczności rozwoju wynikające z ekologicznych i ewolucyjnych badań kompleksów gatunków. Zwróciliśmy uwagę, że, pomimo dużej liczby porównawczych ontogenetycznych i ekomorfologicznych badań na rybach w tym zakresie, istnieje jeszcze kilka studiów nadal opartych tylko na genotypie, pomimo zaleceń odnośnie do wykonania alternatywnych/uzupełniających badań. Wykorzystując kompleks gatunków *Hypseleotris* spp. z południowo-wschodniej Australii, dostarczyliśmy nowego schematu referencyjnego dla istniejących studiów genetycznych i filogenetycznych dotyczących kompleksów „kryptycznych” gatunków ryb, dla których dostępne są obecnie jedynie badania genetyczne [50]. Niedawno przyczyniłem się do powstania publikacji dotyczącej „dogmatu” ekologii ewolucyjnej mówiącego, że adaptacja ekologiczna może prowadzić do nawracających ekomorfologicznych tendencji wynikających z powtarzających się procesów. Poprzez analizę morfologicznej różnorodności u świnek (Cyprinidae) w zakresie wyspecjalizowania do żerowania przy dnie (cesze, która doprowadziła do ewolucyjnych zmian w kształcie ciała i otworu gębowego), wykazaliśmy, że linie filogenetyczne mogły pojawić się wielokrotnie w czasie w celu przewyciężenia licznych ograniczeń funkcjonalnych, w tym w zakresie efektywności żerowania i pływania [65]. Przeprowadziłem też badania mające na celu uzyskanie głębszego wglądu w występowanie rybożerności i przedłużonych sezonów tarła u *Hypseleotris* spp. oraz ukazanie wyników w szerszym kontekście ekologii kompleksów gatunków. Twierdziłem, że to, co do tej pory nazywano drapieżnictwem „wewnątrzgatunkowym” (por. kanibalizm), u *Hypseleotris* spp. mogłoby być wyjaśnione lepiej jako drapieżnictwo „wewnątrzrodzajowe” albo nawet jako połączenie obydwu. Podkreśliłem również, że lepsze dopasowanie taksonomii i ekologii ma zasadnicze znaczenie dla skutecznego zarządzania kompleksami gatunków i ich ochrony, oraz że więcej informacji może dać ocena form altrycjalnych/prekocjalnych (ang. altricial/precocial) [71].

Zarządzanie i ochrona mokradł

Mokradła są produktywnymi i zróżnicowanymi elementami ekosystemów rzecznych; niemniej często są one wysoce zdegradowane, szczególnie w zlewni rzeki Murray-Darling w południowo-wschodniej Australii. Na podstawie badań ryb prowadzonych na 74 mokradłach przez cztery kolejne lata, zastosowaliśmy podejście oparte na PERMANOVA, aby ujawnić bardziej subtelne interakcje pomiędzy deskryptorami środowiskowymi i stanowiskowymi. Odkryliśmy, że kilka gatunków ryb w południowej Australii jest zagrożonych przez niekorzystne warunki środowiskowe i bieżące działania zarządcze mogące przyczynić się do dalszego wymierania w skali regionalnej [24]. W innej pracy zbadaliśmy znaczenie całkowitego okresu trwania powodzi na czasową i przestrzenną dynamikę zespołów ryb na mokradłach. Zespoły ryb 0+ były zróżnicowane w przestrzeni i czasie bardziej niż zespoły ryb 1+, a dłuższe, skumulowane wylewy rzeki na mokradła wiązały się z większymi całkowitymi liczebnościami nowo rekrutowanych ryb. Małe powodzie, które wystąpiły podczas tych badań, nie przekładały się na wymierną poprawę stanu zespołów ryb i zwiększenie ich liczebności w dłuższym okresie, ale zapobiegały wysychaniu mokradł i w ten sposób podtrzymywały funkcjonowanie tych siedlisk jako schronień [35]. W ramach międzyinstytucjonalnych badań przyczyniłem się do rozwoju Narzędzia Wsparcia Decyzji (ang. Decision Support Tool, DST) opartego na sieci Bayesowskiej (ang. Bayesian Belief Network, BBN), a opracowanego w celu zapewnienia „najlepszej dostępnej wiedzy” i wsparcia adaptacyjnego sterowania wylewami rzeki na mokradła. DST

przewidziało prawdopodobieństwo poprawy stanu populacji (określonego liczebnością, strukturą populacji ryb i kondycją ryb) czterech gatunków – karpia i trzech gatunków rodzimych. W trakcie całego procesu rozwoju DST jego wdrożenie promowane było poprzez spotkania z menedżerami, a następnie poprzez inicjatywy mające na celu włączenie go do obecnych inicjatyw zarządczych [36]. Byłem również odpowiedzialny za rozwój DST od strony informatycznej, co mogłem zrealizować dzięki użyciu najnowocześniejszych w tym względzie metod statystycznych. W oparciu o tabele warunkowego prawdopodobieństwa reakcji ryb, zbudowanych na podstawie opinii ekspertów, oceniłem ten model w świetle danych terenowych. Zdolność prognozowania i wrażliwość modelu odzwierciedlały nieodłączną dużą zmienność zależności pomiędzy cechami mokradeł, hydrologią i reakcjami ryb, a mimo to model był w stanie wyjaśnić te zawiłości w sposób zadowalający w ramach podejścia holistycznego. Ponieważ model był zaprojektowany w kontakcie z menedżerami i oceniony przez nich samych, zaleciliśmy, aby jego wdrażaniu towarzyszyło ciągłe zaangażowanie zarówno osób zarządzających, jak i naukowców [43]. Ponadto byłem odpowiedzialny za analizę i sformułowanie wniosków na podstawie wyników długoterminowych badań dotyczących korzyści dla ochrony rodzimych ryb wynikających z nadzorowanego oraz naturalnego nawadniania w pół-pustynnym systemie mokradeł (jezior Hattah) w południowo-wschodniej Australii. Wykazaliśmy, że nadzorowane zalewanie poprzez sztuczne „pompowanie” wody stwarza realną możliwość odtwarzania mokradeł oraz tworzenia siedlisk ryb i wspomagania rekrutacji. Podkreśliśmy, że długoterminowy monitoring powinien być kluczowym elementem zintegrowanego programu ochrony mokradeł, przyjętego Ramsarską Konwencją o Obszarach Wodno-Błotnych (ang. Ramsar Wetland Convention) i że odnosi się to szczególnie do ochrony półpustynnych mokradeł na całym świecie [42].

Zależności pomiędzy siedliskami ryb a przepływem

Zasadniczo brakuje uogólnień określających stosunki pomiędzy stopniem modyfikacji przepływu a reakcjami ekologicznymi/geomorfologicznymi, które mają kluczowe znaczenie dla lepszego zrozumienia i skutecznego zarządzania zasobami słodkiej wody. W celu uzupełnienia tej luki w wiedzy, modelowałem bezpośrednio i pośrednie skutki stosunków przepływ-siedlisko-biota w litoralu 230-kilometrowego odcinka w dolnym biegu rzeki Murray w południowo-wschodniej Australii. Polegałem na nowatorskiej (w ekologii rzek) metodzie statystycznej nazywanej „d-sep test” (nieparametryczny odpowiednik analizy ścieżkowej) i oceniłem wiele wysoce teoretycznych (w tym w oparciu o PHABSIM) konkurencyjnych modeli. Wybrałem model, w którym przepływ bezpośrednio wpływał na wszystkie abiotyczne (skład substratu) i biotyczne (roślinność wodna, liczebność zooplanktonu, liczebność ryb) elementy. Te drugie były z kolei powiązane w układ oddziałujący od podstawy piramidy troficznej (ang. bottom-up), w tym w zakresie bezpośredniego wpływu roślin wodnych na obfitość ryb. Przedyskutowaliśmy te wyniki w kontekście rozwoju modeli funkcjonowania ekosystemu rzeczno wiążących zmienność przepływu zarówno z dostępnością siedlisk, jak i skutkami ekologicznymi [22]. W innej publikacji oceniliśmy wpływ czterech zmiennych środowiskowych (tj. natężenia światła, przepływu rzeki, temperatury i prędkości wody) na czas, intensywność i kierunki przemieszczania się ryb pomiędzy rzeką Avon (Hampshire, Anglia) a małym dopływem na terenie zalewowym w okresie 12 miesięcy. Intensywność i kierunek przemieszczania się ryb (które modelowałem za pomocą analizy Bayesowskiej) pomiędzy tą rzeką a jej dopływem były zróżnicowane czasowo (zarówno w skali dobowej, jak i sezonowej), a zanotowane wzorce zachowań były specyficzne dla poszczególnych gatunków i zależały od wieku osobników. Przemieszczenia dobowe wydawały się być spowodowane przez zmiany natężenia światła i prędkości wody w strumieniu, podczas gdy przemieszczenia sezonowe były determinowane głównie przez zmiany w przepływie rzeki i temperaturze wody (zwłaszcza te związane z powodzią), uwypuklając znaczenie ciągłości systemów rzecznych [28]. Inicjatywy renaturyzacji rzek stały się powszechne w Europie, chociaż krótkoterminowe reakcje ryb na

zabiegi w tym zakresie są zróżnicowane. Na podstawie elektropołówów i badań charakteru koryta oceniliśmy skutki działań renaturyzacyjnych w oparciu o analizę BACI (ang. Before-After-Control-Impact), którą zastosowałem do przetestowania zmian w charakterze koryta, bogactwie gatunkowym ryb, względnej liczebności, zagęszczeniu populacji i strukturze wielkości. Wyniki okazały się zgodne z wynikami dotyczącymi porównywalnych inicjatyw w zakresie renaturyzacji innych rzek i sugerowały, że zabiegi renaturyzacyjne prawdopodobnie muszą być przeprowadzane na większą skalę, aby uzyskać silniejsze wzrosty w zagęszczeniu i różnorodności ryb [82].

Ekologia płoci

Płoc *Rutilus rutilus* jest rybą karpiowatą szeroko rozpowszechnioną w Eurazji. Choć liczne badania dotyczyły oceny cech historii życiowej płoci na całym głównym obszarze jej występowania, niewiele wiadomo o tym gatunku w wodach położonych poza południowymi granicami jego zasięgu, w szczególności w takich, gdzie został on introdukowany. W celu wypełnienia tej luki w wiedzy, zbadaliśmy wiek, wzrost, płodność i wielkość jaj płoci ze zbiornika w Turcji i porównaliśmy nasze ustalenia z ustaleniami dotyczącymi innych populacji z południowej części zasięgu tego gatunku. Badana populacja płoci charakteryzowała się stosunkowo mniejszą długością życia, wolniejszym wzrostem i obniżoną płodnością. Wyniki te są zgodne z poprzednimi badaniami i podkreślają znaczenie lokalnych czynników środowiskowych w kształtowaniu cech historii życiowej szeroko rozpowszechnionych gatunków ryb, co musi zostać uwzględnione w rozważaniach dotyczących potencjalnej wartości płoci jako zasobu gospodarczego łowisk śródlądowych w Turcji [64]. W pracy przeglądowej o charakterze metaanalitycznym prześledziliśmy wzorce, równoleżnikowe kliny i przeciwgradientową zmienność wzrostu płoci na eurazjatyckim obszarze jej występowania. Zastosowałem podejście polegające na porównaniu modeli w celu dopasowania krzywych wzrostu oraz modeli LME do oceny przeciwgradientowego wzrostu zmienności. Ujawniliśmy szybsze tempo wzrostu w klimacie cieplejszym w porównaniu z klimatami umiarkowanymi i zimnymi, co powiązaliśmy ze zoptymalizowanym podziałem zasobów. Równoleżnikowe kliny wskazywały na tendencje spadkowe w tempie wzrostu i wielkości ciała wraz ze wzrostem szerokości geograficznej, zgodnie z teorią historii życiowych. Dowodziliśmy, że wzrost temperatury wód spowoduje przesunięcie obserwowanych progów ku północy, jak również „homogenizację” dynamiki gatunku skutkującą szybszym tempem wzrostu, najbardziej w kontynentalnej Eurazji [68]. Wykorzystując płoc jako gatunek „modelowy” poprawiliśmy Wskaźnik Wzrostu (ang. Growth Index, GI) jako miarę do porównywania specyficznego dla gatunku tempa wzrostu ryb; dokonaliśmy tego na podstawie dużego zbioru danych, który przygotowaliśmy na potrzeby przeglądowego studium o charakterze metaanalitycznym (patrz powyżej). W oparciu o analizę ROC określiliśmy próg rozgraniczający „wolno” i „szybko rosnące” populacje i zaleciliśmy, aby – wzięwszy pod uwagę stosunkowo powszechne użycie GI – szczególnie, specyficzne dla danego gatunku kalibracje pozwalające na ulepszenie definicji „grup wzrostu” zostały zastosowane w odniesieniu do innych szeroko rozpowszechnionych gatunków mających znaczenie zarówno ekonomiczne, jak i ekologiczne [79].

Modelowania ekologiczne

Zastosowanie właściwego układu eksperymentalnego w terenowych i laboratoryjnych badaniach ekologicznych jest kluczowe dla oceny badanej hipotezy. Niepowodzenie w tym względzie nieuchronnie prowadzi do nieprawidłowych odpowiedzi i fałszywych wniosków (np. w wyniku nadmiarowych testów istotności), w ostatecznym rozrachunku wpływając na trafność decyzji w zakresie zarządzania i ochrony ekosystemów. W tym celu opracowałem diagram modelu liniowego (ang. linear model diagram, LMD), graficzną metodę przedstawienia związków pomiędzy czynnikami w układzie eksperymentalnym. Celem LMD jest usprawnienie opisu liniowego modelu leżącego u podstaw układu eksperymentalnego; model zawiera

wszystkie dostępne informacje na temat każdej obserwacji, których poprawna specyfikacja ma zasadnicze znaczenie dla obliczenia błędów w ANOVA. W LMD zależności pomiędzy czynnikami, zwłaszcza interakcje wyższego rzędu złożonych całkowicie czynnikowych lub zagnieżdżonych/czynnikowych układów, są bardziej skutecznie wizualizowane niż w którymkolwiek wcześniejszym diagramie przedstawiającym analizę [14]. Sieci Bayesowskie (ang. Bayesian Belief Networks, BBNs) są rozpowszechnionym narzędziem modelowania różnorodnych reakcji środowiskowych i ekologicznych na decyzje i działania osób zarządzających środowiskiem. Parametryzacja sieci Bayesowskich jest często osiągana poprzez zaangażowanie wielu ekspertów, a to spowodować może powstanie różnych tabel rozkładów prawdopodobieństwa warunkowego dla węzłów w sieci Bayesowskiej. Innym powszechnym sposobem wykorzystania sieci Bayesowskich jest porównywanie alternatywnych scenariuszy zarządczych. W tym celu stworzyłem Indeks Przekonania (ang. Belief Index, BI) jako empiryczne kryterium do oceny wyników w modelowaniu z użyciem sieci Bayesowskiej, które podsumowuje prawdopodobieństwa (lub przekonania) dla każdego węzła w sieci. BI został wykorzystany w zestawie czterech sieci Bayesowskich specyficznych dla gatunku w celu zarządzania nawadnianiem mokradeł [33].

Techniki połowowe

Jako bierne narzędzia połowowe, pułapki świetlne były szeroko stosowane do pobierania prób larw i osobników młodocianych ryb zarówno w wodach morskich, jak i słodkich, zwłaszcza w siedliskach strukturalnie złożonych. Chociaż zaproponowano pewne zmiany, aby zwiększyć ich skuteczność, nie brano pod uwagę możliwej utraty schwytanych larw i stadiów młodocianych w wyniku drapieżnictwa ze strony ryb rybożernych wewnątrz pułapek. W celu rozwiązania tego problemu ocenilem efektywność pułapki świetlnej zmodyfikowanej poprzez dodanie siatki, łącząc wyniki długoterminowego monitorowania z wynikami zaprojektowanego eksperymentu terenowego. Liczebność larw i stadiów młodocianych zebranych w trakcie programu monitoringowego była wyższa w latach, w których zastosowano siatkę, co znalazło również potwierdzenie w eksperymencie terenowym. Aspekt statystyczny polegał na zastosowaniu przeze mnie do oceny ww. eksperymentu PERMANOVA opartej na kwadracie łańcuchowym – co było pierwszym tego typu zastosowaniem [21].

Podsumowanie bibliometryczne pozostałych osiągnięć po doktoracie (bez osiągnięcia w pkt. D):

Sumaryczny 5-letni *Impact Factor*: **129,995**

Sumaryczny *Impact Factor* z roku opublikowania: **103,865**

Liczba punktów MNiSW z roku opublikowania: **1581**

Liczba punktów MNiSW wg wykazu z 2016 r.: **1810**

Liczba cytowań publikacji wg bazy *Web of Science* (na dzień 16-11-2017): **508**

Podsumowanie bibliometryczne wszystkich osiągnięć (wraz z osiągnięciem z pkt. D):

Sumaryczny 5-letni *Impact Factor*: **154,581**

Sumaryczny *Impact Factor* z roku opublikowania: **121,075**

Liczba punktów MNiSW z roku opublikowania: **1781**

Liczba punktów MNiSW wg wykazu z 2016 r.: **2260**

Liczba cytowań publikacji wg bazy *Web of Science* (na dzień 20-11-2017):

677 (bez autocytoowań), **932** (z autocytoowaniami)

H Indeks wg bazy *Web of Science* (na dzień 20-11-2017): **17**

Łódź, 27 listopada 2017 r.

.....LORENZO VILIZZI

Podpis