

Autoreferat

1. Imię i nazwisko: **Marta Elżbieta Kubacka (Dryjer)**

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

10.06.2014 – stopień doktora Nauk o Ziemi w zakresie geografii uzyskany na Wydziale Nauk Geograficznych i Geologicznych Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu

Tytuł pracy: Gospodarowanie środowiskiem na obszarach cennych przyrodniczo na przykładzie Sierakowskiego Parku Krajobrazowego

Promotor: prof. dr hab. Andrzej Macias

Recenzenci: prof. dr hab. Andrzej Mizgajski (Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu), prof. SGGW dr hab. Barbara Szulczewska (Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie)

2012 – dyplom ukończenia podyplomowych studiów na kierunku Geoinformacja na Wydziale Nauk Geograficznych i Geologicznych Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu

Tytuł pracy: Geoinformacyjny system wspomagania podejmowania decyzji przestrzennych dla rolnictwa w Sierakowskim Parku Krajobrazowym

Promotor: prof. dr hab. Zbigniew Zwoliński

2010 – tytuł magistra na kierunku Geografia w specjalności: Kształtowanie i ochrona środowiska, uzyskany na Wydziale Nauk Geograficznych i Geologicznych Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu

Tytuł pracy: Dynamika zmian powierzchni leśnych miasta Poznania od 1830 r. do współczesności

Promotor: prof. dr hab. Andrzej Macias

3. Informacja o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych lub artystycznych

Od **15.10.2014** – adiunkt w Zakładzie Ekologii Krajobrazu, Wydział Nauk Geograficznych i Geologicznych, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu (pracownik badawczo-dydaktyczny)

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.

Efektywność zarządzania obszarami cennymi przyrodniczo w skali lokalnej, regionalnej, krajowej i międzynarodowej

Na osiągnięcie naukowe składają się cztery recenzowane publikacje naukowe, które zostały przygotowane i opublikowane po nadaniu stopnia naukowego doktora. Artykuły zostały wydane w czasopismach znajdujących się na liście *Journal Citation Reports* (JCR) i stanowią cykl spójny pod względem tematyki i metod badawczych.

We wszystkich przypadkach jestem pierwszą autorką, a w trzech również autorką korespondencyjną.

[A1] **Kubacka M.**, Smaga Ł., 2019. Effectiveness of Natura 2000 areas for environmental protection in 21 European countries. *Regional Environmental Change* 19(7), 2079-2088. MNiSW 100 pkt., Impact Factor WoS 3.7, SCOPUS Cite Score 6.5 (pkt. z 2019 r.); <https://doi.org/10.1007/s10113-019-01543-2>

[A2] **Kubacka M.**, Żywica P., Vila Subiros J., Bródka S., Macias A., 2022. How do the surroundings areas of national parks work in the context of landscape fragmentation? A case study of 159 protected areas selected in 11 EU countries. *Land Use Policy*, 113, 105910; MNiSW 140 pkt., Impact Factor WoS 6.9, SCOPUS Cite Score 11.8 (pkt.z 2022 r.); <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105910>

[A3] **Kubacka M.**, Piniarski W., 2024. Searching for optimal solutions in a landscape fragmentation assessment: A case study from Poland – identification of spatial data and methods. *Ecological Indicators* 163, 112118; MNiSW 200 pkt., Impact Factor WoS 7.4, SCOPUS Cite Score 13.3 (pkt. z 2024 r.); <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112118>

[A4] **Kubacka M.**, Piniarski W., Żywica P., Frazier A.E., 2025. Tracking spatio-temporal LULC changes in key ecological network elements using fragmentation metrics and a custom raster-based approach: a multi-scale study from Poland. *Ecological Informatics* 90, 103369. MNiSW 100 pkt., Impact Factor WoS 7.3, SCOPUS Cite Score 11.4 (pkt. z 2025 r.); <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2025.103369>

Sumaryczny Impact Factor osiągnięcia naukowego: **25.3**

Sumaryczna liczba punktów za publikacje składające się na osiągnięcie naukowe według punktacji MNiSW: **540**

Trzy prace [A2, A3 i A4] zostały zrealizowane w ramach projektu Sonata Narodowego Centrum Nauki nr **UMO-2020/239/D/HS4/00460**, w którym byłam kierownikiem i głównym wykonawcą.

4.1 Wprowadzenie

System obszarów cennych przyrodniczo, zarówno w skali lokalnej, regionalnej, krajowej, jak i międzynarodowej, tworzy spójną sieć ekologiczną. Przyroda funkcjonuje jako układ wzajemnych powiązań, w którym obszary cenne przyrodniczo mogą prawidłowo funkcjonować jedynie przy zachowaniu łączności ekologicznej z innymi terenami (Degórski 2009; Hilty i in., 2020). Wszystkie obszary chronione oraz ekosystemy powinny być skutecznie zarządzane w oparciu o zasadę, że cała przyroda stanowi dobrze połączony system. Strategia Bioróżnorodności Unii Europejskiej do roku 2030 stwierdza, że „aby stworzyć rzeczywiście spójną i odporną sieć przyrodniczą, konieczne będzie utworzenie sieci ekologicznej, która zapobiegnie izolacji genetycznej, umożliwi migrację gatunków oraz utrzyma i wzmocni zdrowe ekosystemy” (EC, 2020). Przykładem może być województwo wielkopolskie, w którym w wyniku funkcjonalnej integracji obiektów cennych przyrodniczo powstała spójna, hierarchiczna sieć węzłów i korytarzy ekologicznych, stanowiąca część sieci krajowej i kontynentalnej (Chmielewski 2001; Jędrzejewski i in., 2011). Zajmuje ona powierzchnię ponad 15 tys. km², co stanowi ponad połowę powierzchni województwa. Początki tworzenia sieci ekologicznej w Polsce i Europy sięgają lat 80. XX wieku i wiążą się z koncepcją sieci ECONET, która zakładała łączenie obszarów chronionych poprzez system korytarzy ekologicznych. W Polsce została ona rozwinięta w ramach programu ECONET-Polska, gdzie wyznaczono obszary węzłowe oraz korytarze ekologiczne. Było to jedno z pierwszych podejść do planowania przestrzennego,

w którym podjęto próbę powiązania ochrony przyrody z zasadą zrównoważonego rozwoju (Gacka-Grzesikiewicz 1976; Chmielewski 2009, 2011; Liro 1996, 1998; Liro, Dyduch-Falniowska 1999; Szulczewska 2000). W tym samym okresie rozpoczęto realizację programu CORINE Biotopes, którego głównym celem była identyfikacja najcenniejszych przyrodniczo obszarów Europy. Powstała w jego ramach ujednolicona baza danych stała się podstawą do wyznaczania obszarów siedliskowych w ramach sieci Natura 2000, zwłaszcza w początkowej fazie jej tworzenia w Polsce.

W ciągu ostatniego stulecia gwałtowny wzrost populacji ludzkiej, dynamiczny rozwój gospodarczy oraz związane z nimi zmiany w sposobie użytkowania gruntów doprowadziły do postępującej utraty siedlisk przyrodniczych oraz fragmentacji krajobrazu na terenie całej Europy (EEA, 2012, 2020; Fahrig, 2003, 2017; Kubacka 2019; Kubacka i Smaga 2019). Zjawiska te istotnie wpływają na funkcjonowanie sieci ekologicznej, ograniczając łączność pomiędzy obszarami cennymi przyrodniczo, co w konsekwencji prowadzi do fragmentacji i izolacji populacji gatunków, spadku różnorodności biologicznej oraz osłabienia odporności ekosystemów na zmiany środowiskowe. Utrudnia to utrzymanie ciągłości kluczowych procesów ekologicznych, takich jak migracje organizmów, przepływ genów czy naturalna regeneracja siedlisk, które stanowią podstawę trwałego i zrównoważonego funkcjonowania środowiska (Cole i in., 2023; Chiu i in., 2023; Frazier i in., 2023; Lumia i in., 2023; Chen i in., 2022; De Montis i in., 2017). Dodatkowym problemem jest fakt, że każde państwo członkowskie Unii Europejskiej posiada unikalną historię rozwoju systemu ochrony przyrody i krajobrazu, a co za tym idzie - zróżnicowaną efektywność podejmowanych działań oraz różne formy ochrony przyrody. W tym kontekście pomocna może być klasyfikacja Międzynarodowej Unii Ochrony Przyrody (*International Union for Conservation of Nature*, IUCN), która stanowi ramy porządkujące obszary chronione w oparciu o ich podstawowe cele zarządzania, przyczyniając się do standaryzacji działań ochronnych w skali globalnej. Należy jednak podkreślić, że nie istnieje pełna zgodność pomiędzy sześcioma kategoriami zaproponowanymi przez IUCN a klasyfikacjami stosowanymi w Polsce i pozostałych państwach Unii Europejskiej.

Fragmentacja krajobrazu jest złożonym procesem wynikającym zarówno z oddziaływania czynników naturalnych, jak i antropogenicznych. Do czynników naturalnych zaliczyć można m.in. procesy geomorfologiczne, pożary lasów, powodzie czy zmiany klimatyczne, które kształtują strukturę przestrzenną środowiska i krajobrazu. Z kolei czynniki antropogeniczne, takie jak urbanizacja, rozwój infrastruktury transportowej, intensywne rolnictwo czy eksploatacja zasobów naturalnych, przyczyniają się do trwałego

podziału siedlisk i ograniczenia ich spójności ekologicznej (Zheng i in., 2023; Kubacka i in., 2022; Lawrence i in., 2021; Cai i in., 2020; Lisiak-Zielińska i in., 2018; Haddad i in., 2015; Fahrig i Rytwinski, 2009; Pătroescu i in., 2007).



Ryc. 1. Obszary lądowe objęte ochroną prawną w Polsce zgodnie z zapisami Ustawy o ochronie przyrody z 2004 r.

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych z GDOŚ, 2025

Ochrona i odbudowa ekosystemów i bioróżnorodności stanowi jeden z siedmiu głównych obszarów działań w ramach Europejskiego Zielonego Ładu. Podstawowym instrumentem politycznym w tym obszarze jest Strategia na rzecz bioróżnorodności do 2030 r. (2020). Celem Strategii jest zapewnienie wiodącej roli Unii Europejskiej w procesie zatrzymywania utraty bioróżnorodności w skali globalnej oraz realizacja celów w ramach Konwencji o różnorodności biologicznej. W ramach pierwszego filaru Strategii za główne cele uznano ochronę prawną co najmniej 30% obszarów lądowych i 30% morskich w UE, tworzących transeuropejską sieć przyrodniczą, której spójność zapewniają obszary węzłowe oraz korytarze ekologiczne. W 2022 r. w krajach członkowskich UE lądowe obszary chronione stanowiły 26% powierzchni krajów, zaś

obszary morskie jedynie 11,0%. Największy udział lądowych obszarów objętych ochroną było w Luksemburgu (51,1% powierzchni kraju), w Bułgarii (41,0%), w Słowenii (40,4%) i w Polsce (39,5%; Ryc. 1). Najmniejszy w Finlandii (13,3%), w Irlandii (14,2%) i Belgii i w Szwecji (14,4%).

Obecnie jednym z najważniejszych zagadnień w systemie ochrony przyrody i krajobrazu jest dostarczanie decydentom na różnych szczeblach administracji rządowej i samorządowej, a także innym instytucjom, możliwie najbardziej rzetelnych informacji dotyczących efektywności zarządzania tym systemem. Wszystkie obszary cenne przyrodniczo muszą być skutecznie zarządzane, a jest to możliwe jedynie poprzez tworzenie sieci ekologicznych, w których poszczególne elementy pozostają ze sobą dobrze połączone w różnych skalach przestrzennych. Niezwykle istotne jest także monitorowanie i analizowanie obszarów sąsiadujących z terenami cennymi przyrodniczo, ponieważ tylko w ten sposób można zapewnić ich stabilność i zapobiec nadmiernej izolacji.

4.2. Cel badań

Głównym celem badań była ocena efektywności zarządzania obszarami cennymi przyrodniczo poprzez analizę przemian struktury przestrzennej krajobrazu w różnych elementach sieci ekologicznej. Analizą objęto wybrane formy ochrony przyrody i krajobrazu, charakteryzujące się zróżnicowanym reżimem ochronnym (parki narodowe [A2] czy obszary Natura 2000 [A1]), które funkcjonują na obszarze całej Unii Europejskiej. Część z nich pełni rolę kluczowych obszarów rdzeniowych sieci ekologicznej na terenie województwa wielkopolskiego [A3, A4]. Sieć ta definiowana jest jako system przyrodniczy obejmujący obszary węzłowe (rdzeniowe), korytarze ekologiczne oraz strefy buforowe, zlokalizowane w bezpośrednim sąsiedztwie obszarów chronionych (Ryc. 2).



Ryc. 2. Elementy sieci ekologicznej: korytarze, węzły i strefy buforowe, znajdujące się w różnej odległości od sieci

Źródło: Opracowanie własne na podstawie Ortofotomapy, 2025

Badania zostały przeprowadzone zarówno w ujęciu czasowym, aby pokazać dynamikę i kierunki zmian (trendy), jak również w ujęciu przestrzennym (w skali lokalnej, regionalnej, krajowej i międzynarodowej).

Na realizację powyższego celu składały się następujące zadania badawcze:

- ocena efektywności zarządzania sieci ekologiczną Natura 2000 w wybranych krajach Unii Europejskiej, ze szczególnym uwzględnieniem różnic w dynamice zmian pokrycia i użytkowania terenu, zwłaszcza w obszarach antropogenicznych;
- analiza stopnia fragmentacji i izolacji przestrzennej w otoczeniu obszarów cennych przyrodniczo – parków narodowych na terenie wybranych krajów Unii Europejskiej;
- analiza przestrzenno-czasowych trendów zmian pokrycia i użytkowania terenu w elementach strukturalnych sieci ekologicznej na terenie województwa wielkopolskiego (obszary węzłowe, korytarze ekologiczne oraz otaczające je obszary buforowe);
- identyfikacja grup metryk krajobrazowych najlepiej dostosowanych do badań struktury przestrzennej elementów składowych sieci ekologicznej oraz ich różnicowania;
- ocena stopnia izolacji i fragmentacji poszczególnych elementów składowych sieci ekologicznej oraz ich najbliższego otoczenia;
- określenie przydatności dostępnych zasobów baz danych przestrzennych, powszechnie wykorzystywanych w badaniach struktury przestrzennej krajobrazu i które charakteryzują się różnym stopniem dokładności (dane wektorowe) i szczegółowości (dane rastrowe);
- opracowanie własnego zasobu danych przestrzennych, obejmujących autorską wektoryzację danych opartych na podkładach Archiwalnej Ortofotomapy z okresu 2005-2008, zgodnie z standardami Bazy Danych Obiektów Topograficznych;
- przetestowanie różnych metod konwersji danych wektorowych do formatu rastrowego, z zachowaniem ciągłości przestrzennej obiektów liniowych oraz maksymalnego poziomu szczegółowości informacji o pokryciu i użytkowaniu terenu, a także wyznaczenie optymalnej rozdzielczości rastrowej dla oceny stopnia fragmentacji krajobrazu na obszarach charakteryzujących się dużym zakresem danych.

4.3. Wykaz definicji operacyjnych zastosowanych w pracach stanowiących dorobek habilitacyjny (kolejność alfabetyczna):

Korytarz ekologiczny – obszar umożliwiający migrację roślin, zwierząt i grzybów (Art. 5, Ustawa z dnia 16 kwietnia 2014 r. o ochronie przyrody);

Krajobraz – postrzegana przez ludzi przestrzeń zawierająca elementy przyrodnicze lub wytwory cywilizacji, ukształtowana w wyniku działania czynników naturalnych lub działalności człowieka (Ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym);

Metryki krajobrazowe – ilościowe wskaźniki opisujące kompozycję i konfigurację wzorców krajobrazowych (np. wielkość, kształt i izolację płatów, złożoność granic, łączność z innymi płatami, wewnętrzne zróżnicowanie), które najczęściej są obliczane na podstawie map pokrycia i użytkowania terenu na poziomie pojedynczego płaty, klas czy całego krajobrazu (McGarigal, Marks, 1995);

Obszar Natura 2000 – obszar specjalnej ochrony ptaków, specjalny obszar ochrony siedlisk lub obszar mający znaczenie dla Wspólnoty, utworzony w celu ochrony populacji dziko występujących ptaków lub siedlisk przyrodniczych lub gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty (Art. 25, Ustawa z dnia 16 kwietnia 2014 r. o ochronie przyrody);

Obszar węzłowy - to podstawowy element sieci ekologicznej, pełniący rolę „rdzenia” systemu przyrodniczego; Charakteryzuje się on wysoką wartością przyrodniczą, dużym stopniem naturalności oraz zdolnością do podtrzymywania stabilnych populacji gatunków (Chmielewski, 2001)'

Otulina – strefa ochronna granicząca z formą ochrony przyrody i wyznaczona indywidualnie dla formy ochrony przyrody w celu zabezpieczenia przed zagrożeniami zewnętrznymi wynikającymi z działalności człowieka (Art. 5, Ustawa z dnia 16 kwietnia 2014 r. o ochronie przyrody);

Park narodowy – obszar wyróżniający się szczególnymi wartościami przyrodniczymi, naukowymi, społecznymi, kulturowymi i edukacyjnymi, o powierzchni nie mniejszej niż 1000 ha, na którym ochronie podlega cała przyroda oraz walory krajobrazowe (Art. 8, Ustawa z dnia 16 kwietnia 2014 r. o ochronie przyrody); na obszarach graniczących z parkiem narodowym wyznacza się otulinę parku narodowego (Art. 11, Ustawa z dnia 16 kwietnia 2014 r. o ochronie przyrody);

Sieć ekologiczna – system przestrzennie i funkcjonalnie powiązanych elementów przyrody: obszarów węzłowych (rdzeniowych), stref buforowych i korytarzy ekologicznych, projektowany i zarządzany tak, aby utrzymać lub przywrócić spójność ekologiczną (Bennet i Mulongoy, 2006);

Struktura krajobrazu oznacza układ jego części składowych, ich rozmieszczenie, sposób, w jaki są ze sobą powiązane, razem z istniejącymi zależnościami między tymi elementami. (Turner i in., 2001).

4.4. Dane źródłowe i metody badań

W przygotowaniu prac naukowych, stanowiących dorobek habilitacyjny wykorzystano przede wszystkim dane przestrzenne z Państwowego Zasobu Geodezyjnego i Kartograficznego (PZGiK). Była to Baza Danych Obiektów Topograficznych (BDOT10k), której zasób z 2014 i 2020 roku dodatkowo uzupełniono o zestaw danych z 2008 roku, który powstał w wyniku autorskiej wektoryzacji obiektów na podkładach Archiwalnej Ortofotomapy z okresu 2005-2008 [A3 i A4]. Ponadto wykorzystano dane przestrzenne z bazy CORINE Land Cover, Europejskiej Agencji Środowiska [A1 i A2].

W badaniach zastosowano szereg metod gromadzenia i analizy danych przestrzennych, które można podzielić na metody geoinformacyjne i geostatystyczne. Jednym z kluczowych podejść była analiza struktury przestrzennej krajobrazu z wykorzystaniem metryk krajobrazowych - ilościowych wskaźników opisujących geometryczne i przestrzenne właściwości jego składowych. Metryki krajobrazowe umożliwiają nie tylko ocenę zmian strukturalnych w obrębie poszczególnych elementów krajobrazu, lecz także analizę relacji strukturalnych i funkcjonalnych pomiędzy płatami w obrębie jednej klasy, jak również między klasami w całych jednostkach krajobrazowych (McGarigal i in., 2023; Turner i in., 2001). Opisywanie przestrzenno-czasowych przemian w strukturze krajobrazu jest możliwe dzięki zastosowaniu metryk krajobrazowych, które uznaje się za skuteczne narzędzia analizy i oceny procesów krajobrazowych (McGarigal i in., 2023; Turner i in., 2001). Porównywanie wartości metryk w różnych okresach czasowych pozwala na ilościowe określenie dynamiki przemian krajobrazu oraz potencjalnych konsekwencji dla całego systemu przyrodniczego, w tym różnorodności krajobrazu, stopnia jego fragmentacji czy izolacji przestrzennej (Botequilha i in., 2006; Walz, 2011; Marshal i in., 2020). W ostatnich trzydziestu latach opracowano wiele metryk krajobrazu (np. Cole i in., 2023; Blandford i in., 2023; Zou i in., 2022; Hesselbarth i in., 2019; De Montis i in., 2017; Lausch i in., 2014; Jaeger i in., 2011; Jaeger i in., 2008; Jaeger, 2000). Warto jednak podkreślić, że wiele z tych wskaźników

wykazuje silną korelację między sobą, a równoczesne stosowanie kilku metryk tego samego typu może prowadzić do redundancji danych i powielania informacji (Hu i in., 2022; Fu i in., 2021; Wu, 2014). Ponadto jedynie niewielka część wskaźników krajobrazowych odnosi się bezpośrednio do problematyki fragmentacji krajobrazu (Jaeger, 2000). Kluczowe znaczenie ma jednak właściwe zrozumienie każdego wskaźnika oraz sposobu, w jaki opisuje on poszczególne elementy krajobrazu, aby uniknąć błędnej interpretacji procesów ekologicznych (Jaeger, 2000). Z tego względu istotny jest staranny dobór najbardziej adekwatnych grup metryk do zastosowania w badaniu, co warunkuje rzetelność i użyteczność dalszych analiz i wniosków z nich płynących (Frazier i in., 2023; McGarigal i in., 2023; Topalöglu i in., 2022; Xu i in., 2020).

Z metod statystycznych zastosowanych w prezentowanych pracach należy wymienić:

- klasyczną metodę analizy głównych składowych (*Principal Component Analysis*; PCA; Venables i Ripley, 200), która umożliwiła identyfikację naturalnych skupisk w komponentach przestrzennych analizowanych miar;
- dwuczynnikową analizę wariancji (ANOVA), dzięki której udało się sprawdzić statystyczną istotność różnic w wartościach pomiarowych dla różnych odległości (1, 2, 3 km), w różnych latach i krajach;
- analizę skupień Ward'a w celu ujawnienia wzorców i powiązań pomiędzy zmiennymi dla danych standaryzowanych (Ward, 1963);
- test ilorazu wiarygodności (*Likelihood Ratio Test* LRT), który wybrany dla oceny istotności statystycznej czynników;
- test chi-kwadrat Pearsona (χ^2) oraz określono istotność asymptotyczną (wartość p , p -value) dla oceny związku pomiędzy zmiennymi.

Wykorzystano następujące oprogramowanie geoinformacyjne: Quantum GIS, ArcGIS, program R oraz Fragstat i Statistica.

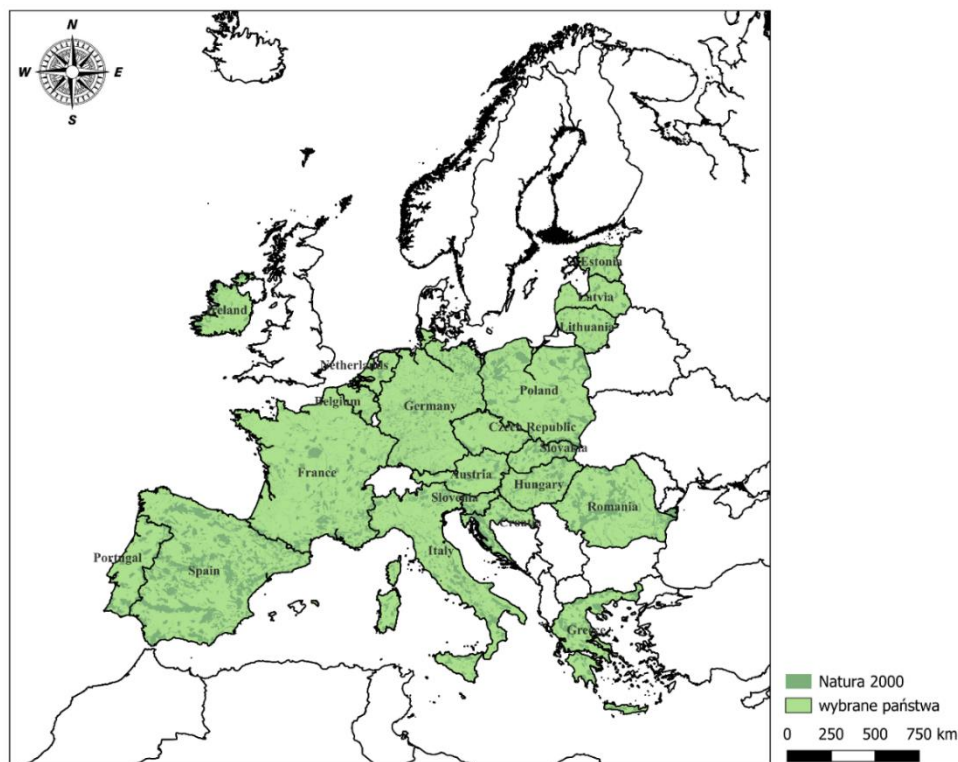
4.5. Wyniki badań

[A1] Kubacka M., Smaga Ł., 2019. **Effectiveness of Natura 2000 areas for environmental protection in 21 European countries.** *Regional Environmental Change* 19(7), 2079-2088.

Obszary w ramach sieci ekologicznej Natura 2000 zostały ustanowione w ramach implementacji zapisów Dyrektyw Unii Europejskiej (tzw. „ptasiej” oraz „siedliskowej”). Głównym celem wspólnej polityki ochrony przyrody Unii Europejskiej było stworzenie transgranicznego systemu ochrony przyrody, który połączy ze sobą najważniejsze zasoby

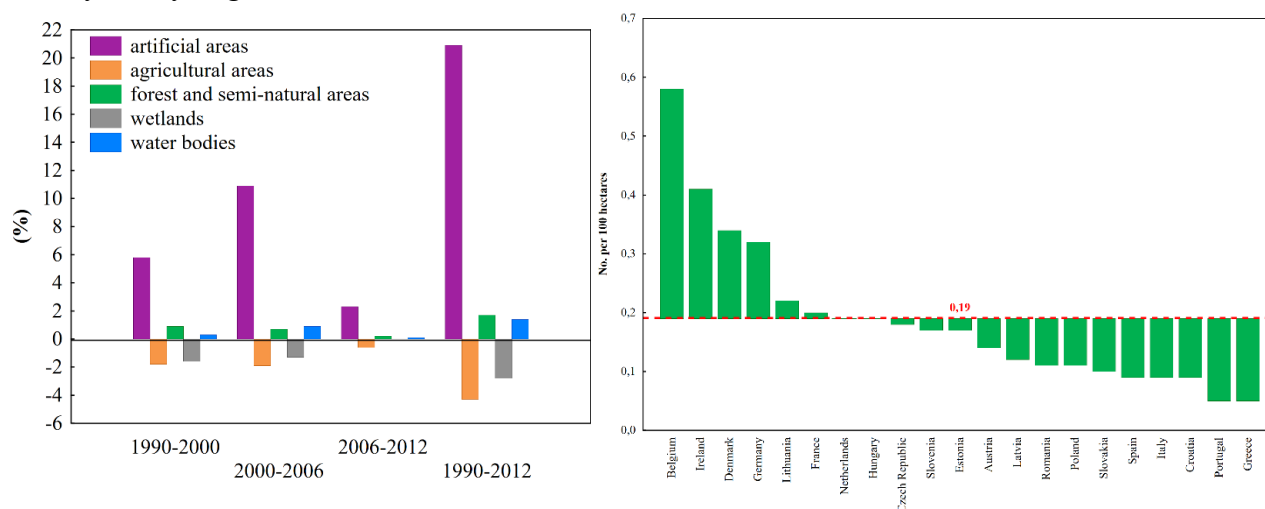
przyrodnicze we wszystkich państwach Unii Europejskiej ale również, który umożliwi wypracować najlepsze praktyki równoważenia ochrony przyrody z działalnością gospodarczą człowieka.

Wybrane dane przestrzenne (baza CORINE Land Cover z lat 1990, 2000, 2006 i 2012) oraz zastosowane metody geoinformacyjne i geostatystyczne umożliwiły ocenę dynamiki przemian w strukturze przestrzennej krajobrazu w obszarach Natura 2000 w 21 państwach Unii Europejskiej (Ryc. 3). Do analizy wybrano trzy metryki krajobrazu: *pland*, *patch density* (PD) oraz *Simpson's Diversity Index* (SIDI). Dobór tych metryk wynikał ze szczególności danych oraz ich uniwersalnego zastosowania w badaniach krajobrazowych (np. Lamine i in., 2017; Marco da Silva i in., 2015). Zestawienie wyników dla wszystkich obszarów Natura 2000 wskazało, że kraje takie jak Czechy, Słowenia, Estonia, Austria, Litwa, Rumunia, Słowacja, Hiszpania, Włochy, Portugalia, Grecja i Polska zmagają się z postępującym zjawiskiem fragmentacji obszarów Natura 2000. Natomiast w zakresie zarządzania obszarami chronionymi państwa takie jak Belgia, Irlandia, Dania czy Niemcy, wypracowały skuteczniejsze narzędzia prawne, ekonomiczne i społeczne, co przekłada się na wyższą efektywność działań ochronnych i niższy poziom fragmentacji środowiska.



Ryc. 3. Położenie obszarów badań na tle Europy
Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych EEA, 2025

Analizując dane całościowo dla wszystkich badanych obszarów w ramach sieci ekologicznej Natura 2000 zaobserwowano, że w latach 1990-2012 udział terenów antropogenicznych wzrósł aż o 21,12% (Ryc. 4). Największy przyrost odnotowano w takich państwach, jak: Polska (+110.65%), Portugalia (+110.48%), Słowenia (+97.29%) i Hiszpania (81.78%). W większości badanych krajów stwierdzono spadek powierzchni użytkowanych rolniczo w granicach obszarów Natura 2000 (średnio o 4.31%). Wyjątek stanowiły Włochy i Irlandia, gdzie odnotowano wzrost terenów rolniczych. Z kolei średnie wartości zmian w pozostałych klasach pokrycia i użytkowania terenu w latach 1990-2012 oscylowały w granicach 1-2.5%.



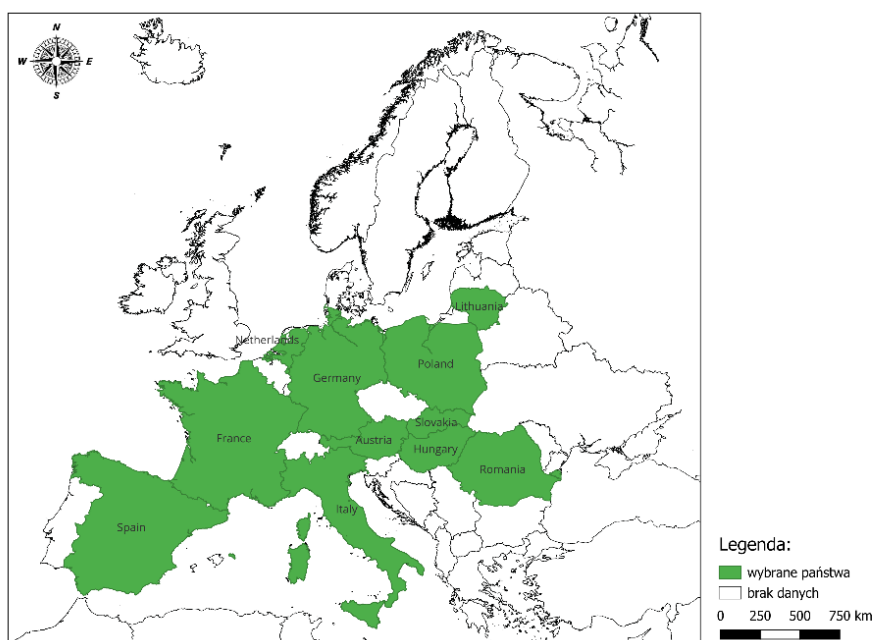
Ryc. 4. Średnie wartości metryk: PLAND (po lewej) oraz PD (po prawej)
Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych CORINE Land Cover (EEA)

Średnia wartość metryki *patch density* (PD), obliczona dla wszystkich obszarów i całego okresu badań (1990-2012), wyniosła 0.19 (Ryc. 4). Analiza wykazała jednak istotne różnice pomiędzy poszczególnymi krajami. Najwyższy stopień fragmentacji obszarów Natura 2000 stwierdzono w Belgii (0.58), Irlandii (0.41) oraz Danii (0.34). Z kolei w takich państwach jak Grecja, Portugalia, Chorwacja i Hiszpania zaobserwowano proces scalania gruntów, co potwierdzają także wartości dla metryki *Simpson's Diversity Index* (SIDI).

Analiza zmian wartości obliczonych metryk krajobrazu wykazała, że negatywny trend przyrostu obszarów antropogenicznych, obserwowany w latach 1990-2000 oraz 2000-2006, został zatrzymany w okresie 2006-2012, co potwierdzają również wyniki Kallimanis i in. (2015). Natomiast trend ubytku obszarów użytkowanych rolniczo w całym analizowanym okresie został utrzymany, co znajduje potwierdzenie w wielu innych badaniach (Ellis i in., 2013; Cramer i in., 2008; Plieninger i in., 2014).

[A2] Kubacka M., Żywica P., Vila Subiros J., Bródka S., Macias A., 2022. **How do the surroundings areas of national parks work in the context of landscape fragmentation? A case study of 159 protected areas selected in 11 EU countries.** Land Use Policy, 113, 105910.

W Unii Europejskiej parki narodowe obejmują około 13% całkowitej powierzchni obszarów chronionych (EEA, 2012). Badania wskazują, że na poziomie globalnym parki narodowe skutecznie ograniczają utratę terenów leśnych. Z drugiej strony, obszary parków narodowych stają się coraz bardziej izolowane z powodu rosnącej dynamiki wylesiania terenów sąsiadujących z parkami narodowymi (Defries i in., 2005; Joppa i in., 2008; Joppa i Pfaff, 2011). W odpowiedzi na te zagrożenia, w wielu krajach ustanawia się otuliny, czyli strefy buforowe obejmujące obszary bezpośrednio sąsiadujące z parkami narodowymi. Głównym celem otulin jest zabezpieczenie parków przed wpływem czynników zewnętrznych, głównie wynikających z presji antropogenicznej, oraz zachowanie ciągłości połączeń między elementami systemu przyrodniczego (Martinuzzi i in., 2015). Zasady wyznaczania otulin różnią się w poszczególnych krajach. W większości przypadków nie posiadają one formalnego statusu ochronnego, chyba że ich obszar pokrywa się z inną formą ochrony przyrody. W Polsce przykładowymi formami takiej ochrony mogą być przykładowo parki krajobrazowe czy obszary chronionego krajobrazu.

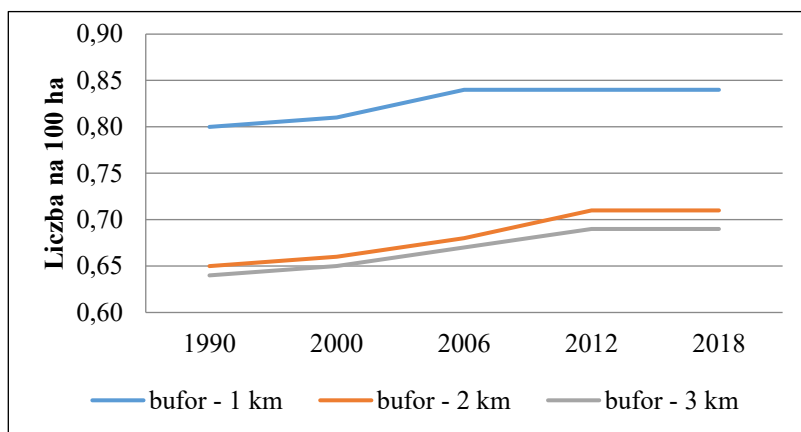


Ryc. 5. Położenie obszarów badań na tle Europy
Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych EEA, 2025

W badaniu przeprowadzono ocenę stopnia izolacji i fragmentacji obszarów 159 parków narodowych na terenie 11 państw Unii Europejskiej (Ryc. 5). Wybrano te państwa, które

według klasyfikacji IUCN, posiadają co najmniej 4 parki narodowe (kategoria II) oraz mają opracowane dane w bazie CORINE Land Cover (1990, 2000, 2006, 2012 i 2018). W tym celu została przeprowadzana analiza dynamiki przemian w strukturze przestrzennej krajobrazu w 3 strefach buforowych, sąsiadujących bezpośrednio z parkiem narodowym (1, 2 i 3 kilometrów od granicy parku). Następnie obliczono zestaw 5 metryk na poziomie całego krajobrazu: *patch density* (PD), *landscape shape index* (LSI), *largest patch index* (LPI), *landscape division index* (DIVISION) oraz *Modified Simpson's Diversity Index* (MSIDI).

Przeprowadzona analiza potwierdziła obserwowane w skali globalnej trendy, wskazujące na narastającą presję antropogeniczną w bezpośrednim sąsiedztwie obszarów chronionych (np. Wittemyer i in., 2008; Joppa i in., 2009). W przypadku badanych parków narodowych na terenach wcześniej użytkowanych rolniczo powstają nowe obszary antropogeniczne, obejmujące zabudowę oraz towarzyszącą jej infrastrukturę techniczną. W latach 1990-2018 największy przyrost terenów antropogenicznych (+3,42%) odnotowano w I strefie buforowej (1 km od granicy parków narodowych). Wskaźnik gęstości płatów (Ryc. 6) wykazuje wyraźny wzrost zarówno w ujęciu czasowym (1990-2018), jak i głównie w aspekcie przestrzennym (1, 2 i 3 km). Dodatkowo widoczny jest liniowy trend wzrostowy, który w perspektywie najbliższych lat może przyczynić się do dalszej intensyfikacji procesów fragmentacji i izolacji badanych parków narodowych.



Ryc. 6. Średnia wartość metryki *patch density* (PD) dla wszystkich badanych parków narodowych w okresie 1990-2018

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych CORINE Land Cover (1990-2018)

Dodatkowo analiza statystyczna głównych składowych (*Principal Component Analysis*, PCA), przeprowadzona dla obliczonych wartości metryk krajobrazu pozwoliła na wstępne pogrupowanie wartości trzech wskaźników: *patch density*, *landscape division index* oraz *Modified Simpson's Diversity Index* (PCA>90% wskazuje na silną korelację tych metryk).

W analizie wartości metryk krajobrazu dla wszystkich badanych obszarów zaobserwowano wyraźne trendy liniowe, zarówno w ujęciu czasowym (1990, 2000, 2006, 2012 i 2018), jak i przestrzennym (1, 2, i 3 km). Trendy te można klasyfikować ze względu na kierunek zmian wartości poszczególnych wskaźników (wzrost lub spadek), jak również na podstawie grup analizowanych krajów. Analiza statystyczna wykazała ponadto, że metryka *patch density* (PD) najlepiej różnicuje badane obszary, wyjaśniając 62,4% zmienności.

Na podstawie wizualizacji wyników obliczonych metryk można przyjąć liniowy charakter zmian wartości poszczególnych wskaźników w odniesieniu do czasu oraz odległości. W celu ich weryfikacji przeprowadzono jednoczynnikowe regresje liniowe, które pozwoliły określić współczynniki nachylenia dla każdego kraju i każdej metryki. Następnie wykonano kolejną analizę głównych składowych, tym razem z uwzględnieniem wartości współczynników nachylenia, odzwierciedlających zmienność w funkcji czasu i odległości. Pozwoliło to na skonstruowanie pełniejszej wizualizacji rozkładu danych. Dodatkowo przeprowadzono grupowanie badanych państw na podstawie wartości poszczególnych wskaźników i zmiennych. Uzyskane dendrogramy jednoznacznie wskazują na możliwość wyróżnienia dwóch grup krajów. Pierwszą z nich tworzą Austria, Francja i Hiszpania, które charakteryzują się niskimi wartościami metryki *patch density* (PD), rosnącymi wraz z czasem oraz odległością od granicy parków narodowych. W przypadku tej grupy stopień fragmentacji elementów składowych krajobrazu zwiększał się wraz z oddaleniem od granic badanych parków. Przyczyny takiego zjawiska mogą być zróżnicowane. Po pierwsze, każde z państw posiada odmienny kontekst historyczny ochrony i kształtowania przyrody oraz krajobrazu. Kolejnym istotnym czynnikiem jest poziom rozwoju gospodarczego, który może determinować dynamikę zmian w pokryciu i użytkowaniu terenu. Do pozostałych uwarunkowań należą m.in. położenie analizowanych obszarów w układzie regionów biogeograficznych Europy, odległość od dużych ośrodków zurbanizowanych oraz stopień rozwoju infrastruktury technicznej.

[A3] Kubacka M., Piniarski W., 2024. **Searching for optimal solutions in a landscape fragmentation assessment: A case study from Poland – identification of spatial data and methods.** *Ecological Indicators* 163, 112118.

Wyniki badań zaprezentowane w artykule pt. *How do the surroundings areas of national parks work in the context of landscape fragmentation? A case study of 159 protected areas selected in 11 EU countries*, umożliwiły opracowanie i częściowe przetestowanie koncepcji badań grantu naukowego pt. Wpływ gospodarki przestrzennej na efektywność zarządzania

siecią przyrodniczą, którego finansowanie uzyskano w ramach projektu Narodowego Centrum Nauki (Sonata, 2020/39/D/HS4/00460).

Głównym celem badania było opracowanie optymalnego rozwiązania GIS do konwersji danych wektorowych na dane rastrowe, przy jednoczesnym zachowaniu ciągłości przestrzennej większości elementów liniowych oraz możliwie jak najwyższego poziomu szczegółowości. Kluczowym zadaniem było określenie najbardziej odpowiedniej rozdzielczości rastrowej do obliczenia stopnia fragmentacji krajobrazu w skali całego regionu (dla dużych zbiorów danych przestrzennych), a przede wszystkim – zapewnienie ciągłości elementów fragmentujących krajobraz.

Podjęto próbę opracowania autorskiej metody rasteryzacji danych wektorowych w celu obliczenia stopnia fragmentacji struktury przestrzennej krajobrazu na przykładzie sieci ekologicznej w województwie wielkopolskim. W tym celu wykorzystano zasoby bazy BDOT10k z lat 2014 i 2020 (PZGiK), które uzupełniono o dane z okresu 2005-2008, które powstały na podstawie manualnej wektoryzacji obiektów topograficznych na podkładach Archiwalnych Ortofotomap. Utworzony zbiór danych rastrowych odpowiadał rozdzielczości przestrzennej 5–10 m. Do chwili obecnej nie powstało również szczegółowe opracowanie dotyczące struktury przestrzennej krajobrazu całej sieci ekologicznej, obejmujące kilka serii danych (2008, 2014 oraz 2020) i oparte na tak precyzyjnych oraz aktualnych danych, odpowiadających Topograficznej Bazie Danych w skali 1:10 000. Przeprowadzono testy wykazały jednak, że zgromadzony zasób o bardzo dużej rozdzielczości (ok. 15 tys. km², ponad 2,3 GB danych) znacząco utrudniał analizy w dostępnych programach geoinformacyjnych i geostatystycznych, uniemożliwiając tym samym obliczenie metryk krajobrazowych dla całego obszaru badań. Z tego względu podjęto decyzję o generalizacji danych do rozdzielczości 50 m, co i tak było rozwiązaniem 2-krotnie lepszym od ogólnodostępnych i szeroko wykorzystywanych do tego celu danych przestrzennych w postaci bazy CORINE Land Cover.

Metryki krajobrazowe mogą być obliczane na podstawie danych geoprzestrzennych zarówno w formacie wektorowym, jak i rastrowym. W praktyce częściej wykorzystywany jest typ rastrowy, który umożliwia bardziej szczegółowy i ilościowy opis kształtu pól, struktury krajobrazu oraz jego konfiguracji (Möisja i in., 2016). Z tego względu dane rastrowe pozostają powszechnym standardem w analizach krajobrazowych (Knevels et al., 2021; Knevels, 2019; Tiede i Lang, 2007; Tiede, 2005). Wybór odpowiedniej rozdzielczości przestrzennej ma kluczowe znaczenie, ponieważ pozwala na prawidłową identyfikację zjawisk ekologicznych i procesów krajobrazowych (Markham i in., 2023; Fu i in., 2021;

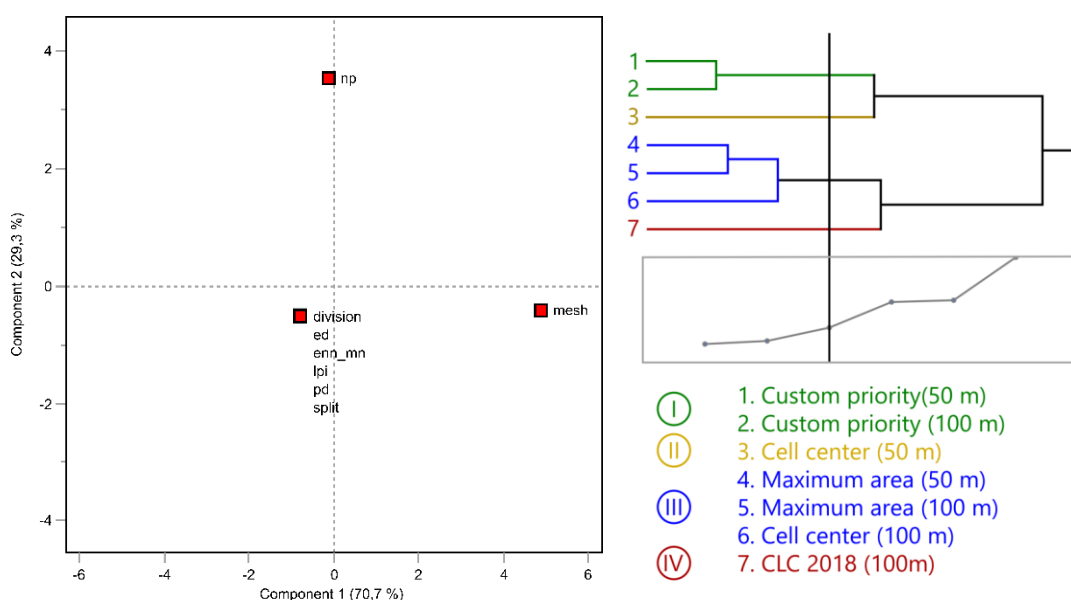
Karimi i in., 2021). Wyniki wielu badań wskazują, że skala analizy w istotny sposób wpływa na wartości obliczonych metryk krajobrazowych i stanowi jedną z podstawowych koncepcji w ekologii krajobrazu (Markham i in., 2023; Frazier, 2014; Wu, 2014). Dodatkowo kluczowe jest zrozumienie każdej metryki oraz tego, jaki wzorzec krajobrazu odpowiednio odzwierciedla, aby uniknąć błędnej interpretacji procesów ekologicznych (Jaeger, 2000). Z tego względu wybór najbardziej adekwatnych grup metryk do analizy ma fundamentalne znaczenie dla poprawności i wiarygodności wyników badań (Frazier i in., 2023; McGarigal i in., 2023; Topaloğlu i in., 2022; Xu i in., 2020).

W kontekście wyznaczonego celu badawczego dokonano porównania popularnych, ogólnodostępnych danych, tj. CORINE Land Cover (CLC) dla 2018 r. (skala 1:100 000), z autorskim zestawem danych dotyczących pokrycia terenu opartym na BDOT10k dla 2020 (skala 1:10 000), na etapie obliczania najczęściej stosowanych wskaźników fragmentacji krajobrazu (McGarigal i in., 2023; Hesselbarth i in., 2019; Jaeger, 2000), obejmujących: *division* (DIVISION), *edge density* (ED), *effective mesh size* (MESH), *Euclidean nearest neighbor distance* (ENN_MN), *largest patch index* (LPI), *number of patches* (NP), *patch density* (PD) oraz *splitting index* (SPLIT). Ostatecznie przeprowadzono analizę statystyczną obliczonych wartości wskaźników oraz ich interpretację.

Badanie obejmowało 3 różne metody rasteryzacji oraz dane rastrowe o wielkości piksela 100 i 50 m – po pierwsze, w celu dopasowania dokładności geometrycznej danych CLC 2018, a po drugie, aby porównać wyniki obliczeń uzyskane z rastrowanych danych BDOT10k 2020 o wyższej rozdzielczości (50 i 100 m). W rezultacie możliwe było porównanie tych metod oraz ocena, w jakim stopniu rozdzielczość danych i wybór metod rastrowania wpływają na wyniki obliczeń metryk krajobrazowych. W narzędziach programu ArcGIS Pro 3.2 oraz QGIS 3.34, domyślną metodą rasteryzacji jest „*cell center*”, w której wartość komórki (piksela) pochodzi od poligonu pokrywającego środek tej komórki. Dlatego podczas rasteryzacji istnieje duże prawdopodobieństwo, że droga, która ma szerokość 10 m nie przetnie środka komórki w siatce rastrowej o rozdzielczości 100 m. W takim przypadku zamiast obszaru drogi piksel przyjmie inną klasę z otaczającego krajobrazu, co prowadzi do utraty ciągłości elementów fragmentujących strukturę przestrzenną krajobrazu. Inną metodą dostępną w programie ArcGIS jest „*maximum area*”, w której atrybut przypisywany do komórki (piksela) pochodzi od klasy obiektu zajmującej największą powierzchnię w obrębie tej komórki. Utrata ciągłości przestrzennej jest jednak często nieunikniona – na przykład gdy struktura liniowa, taka jak wspomniana droga

o szerokości 10 m, przebiega przez inny obszar pokrycia terenu, np. pole uprawne lub las, to zajmuje jedynie do 1/10 powierzchni komórki o wymiarach 100 × 100 m.

Wstępne wyniki badań pokazały, że baza CORINE Land Cover, która jest powszechnie wykorzystywana do badań struktury przestrzennej krajobrazu, nie uwzględnia elementów liniowych, istotnych dla oceny stopnia fragmentacji. Z drugiej strony wykorzystanie danych o wysokiej rozdzielczości jak BDOT10k oraz zastosowanie dostępnych metod rasteryzacji: „cell center”, „max area” czy „max area combined”, nie zapewnia utrzymania ciągłości elementów fragmentujących krajobraz. Dlatego opracowano autorską metodę rasteryzacji danych, które obejmowała zastosowanie priorytetów przy konwersji danych. Najwyższą wagę otrzymały tereny związane z komunikacją, dalej wody powierzchniowe i obszary zabudowane. W dalszej kolejności włączono tereny leśne i rolne.



Ryc. 7. Wykres punktowy głównych składowych przedstawiający korelacje wybranych metryk fragmentacji (po lewej) oraz wyodrębnione klastry wszystkich ocenianych metod rasteryzacji na podstawie obliczonych wartości metryk (po prawej)

Obliczenia wybranych metryk fragmentacji krajobrazu, uzyskane przy zastosowaniu różnych metod konwersji, tj. „cell center”, „max area” oraz autorskiej metoda tzw. „custom priority”, przy różnych rozmiarach pikseli (50 i 100 m), dały wyjątkowo zróżnicowane wyniki. Szczególnie korzystanie wypada opracowana metoda „custom priority”. Dzięki analizie statystycznej głównych składowych (PCA) możliwe jest identyfikowanie grup podobieństw między zmiennymi oraz przedstawienie ich jako główne składowe na wykresach korelacji. Zmienne znajdujące się blisko siebie na wykresie są bardziej podobne, natomiast te wskazujące w przeciwnych kierunkach są ze sobą skorelowane ujemnie. Analiza PCA wykazała, że dane w metodzie niestandardowej („custom priority”) dla obu

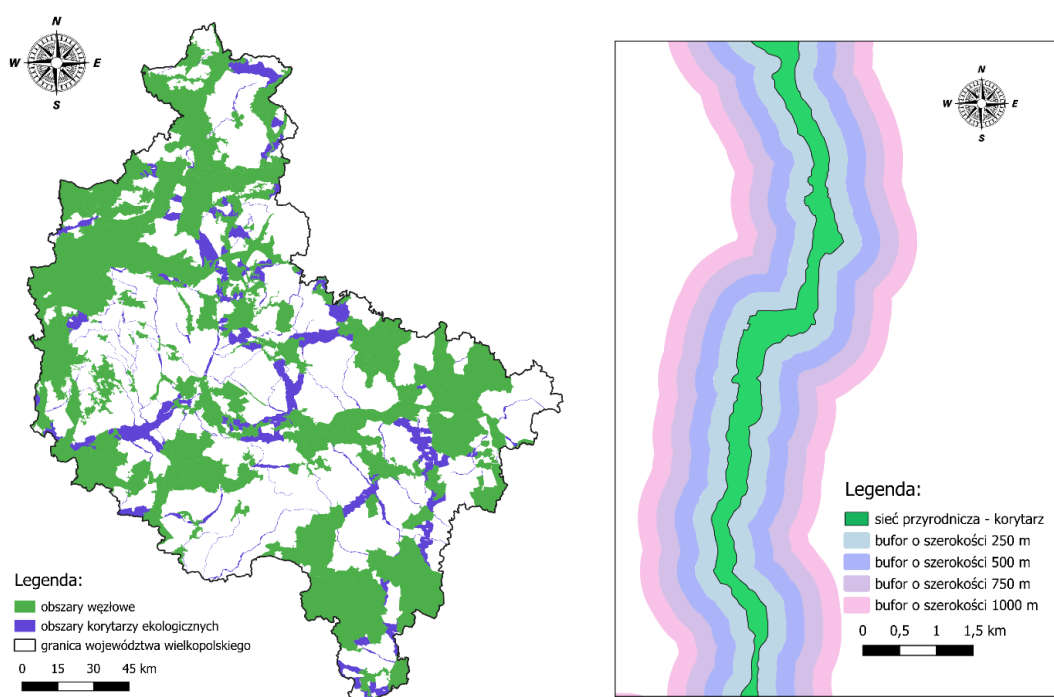
rozmiarów pikseli, tj. 50- i 100-m, są do siebie podobne, ale różnią się od wszystkich pozostałych danych pokrycia terenu, z których najbliższe są dane „*cell center*” o rozmiarze piksela 50 m. Spośród metryk fragmentacji wyniki NP i MESH nie są powiązane z innymi metrykami, natomiast wyniki DIVISION, ED, ENN_MN, LPI, PD i SPLIT były wyraźnie skorelowane (Ryc. 7)

Metoda hierarchicznego grupowania (Ward, 1963), zastosowana do danych standaryzowanych, dostarczyła cennych informacji o zbiorze danych (Ryc. 5). Podobnie jak PCA, metoda Ward’a pomaga ujawnić wzorce i powiązania między zmiennymi i jest szeroko stosowana w wielu badaniach ekologicznych i środowiskowych (Häme i in., 2020; Smith i Johnson, 2018; Legendre i Legendre, 2012). W niniejszym badaniu wyróżniono 4 różne grupy danych pokrycia terenu, zwane klastrami: I, II, III i IV. Ponownie, dane z autorskiej metody niestandardowej „*custom priority*” dla obu rozmiarów pikseli, tj. 50- i 100-m, okazały się do siebie podobne i znacząco różne od pozostałych, tworząc klaster I. Podobnie, cechy metody „*cell center*” o rozmiarze piksela 50 m były najbliższe danym niestandardowym, tworząc osobny klaster – Klaster II. Klaster III obejmował wszystkie pozostałe dane oparte na BDOT10k, tj. „*cell center*” 100 m oraz „*maximum area*” 50 i 100 m. Wreszcie, Klaster IV obejmował wyłącznie dane CLC 2018 i konsekwentnie wykazywał różnice względem wszystkich pozostałych danych (Ryc. 7).

[A4] Kubacka M., Piniarski W., Żywica P., Frazier A.E., 2025. **Tracking spatio-temporal LULC changes in key ecological network elements using fragmentation metrics and a custom raster-based approach: a multi-scale study from Poland.** *Ecological Informatics* 90, 103369.

Termin „sieci ekologiczne” został przyjęty przez Międzynarodową Unię Ochrony Przyrody (*International Union for Conservation of Nature*, IUCN) i następnie zaimplementowana do Konwencji o różnorodności biologicznej (Hilty i in., 2020). Można ją zdefiniować jako system składający się z trzech kluczowych elementów: (1) obszarów węzłowych (tj. obszarów chronionych oraz innych zachowanych obszarów o dużej cennie przyrodniczej), połączonych dzięki (2) korytarzom ekologicznym. Korytarze ekologiczne należą do najczęściej rekomendowanych sposobów przeciwdziałania utracie bioróżnorodności wynikającej z przekształceń krajobrazu i zmian klimatu (Poor i in., 2024; Keeley i in., 2019; Heller i Zavaleta, 2019). Jednak ich wąski, wydłużony kształt sprawia, że są one szczególnie podatne na fragmentację, co często ogranicza ich skuteczność. Trzecim istotnym elementem funkcjonowania sieci ekologicznej są (3) strefy buforowe,

które znajdują się w najbliższym sąsiedztwie węzłów i korytarzy. Ich zadaniem jest ochrona wrażliwych fragmentów krajobrazu przed negatywnymi czynnikami zewnętrznymi. Sayer (1991) zaproponował, aby były one wyznaczane poza strefą centralną każdego obszaru chronionego, podkreślając ich cel w zakresie ochrony ekologicznej i zakazując prowadzenia działalności gospodarczej. Strefy buforowe mogą również w pewnym stopniu łagodzić efekty graniczne (np. Hatfield i in., 2019; Sacchis Lopes i in., 2021; Zhang i in., 2021). Niemal wszystkie kraje europejskie posługują się terminem sieci ekologicznej do opisu swojego podejścia do łączności obszarów przyrodniczych, które znajduje powszechne zastosowanie w różnych skalach (Jongman i Bogers, 2008; Jongman i Pungetti, 2004; Jongman i in., 2004; Naumann i in., 2022). Do tej pory żadne inne badanie nie analizowało struktury sieci ekologicznej w takim przekroju przestrzenno-czasowym i z tak dużą szczegółowością. Było to możliwe dzięki opracowaniu autorskiej metody rasteryzacji danych przestrzennych - „*custom priority*” (Kubacka i Piniarski, 2024).



Ryc. 8. Zasięg przestrzenny elementów składowych sieci ekologicznej w województwie wielkopolskim (po lewej) oraz wizualizacja stref buforowych utworzonych w różnych odległościach od granic sieci ekologicznej (po prawej)

Znaczna część sieci ekologicznej w Wielkopolsce (59,7%) znajduje się pod ochroną (Ryc. 8). Dominują tutaj obszary chronionego krajobrazu (77,8%) oraz parki krajobrazowe (18,4%). Obszary chronione obejmują przede wszystkim obszary węzłowe, stanowiące 85,64% całej powierzchni sieci, z czego 77% objęte jest ochroną prawną. Dla porównania –

korytarze ekologiczne stanowią jedynie 14,36% całej sieci ekologicznej w Wielkopolsce, przy czym tylko 2% z nich ma status obszarów formalnie chronionych. Warto podkreślić, że szczegółowe dane dotyczące sieci ekologicznej dla Wielkopolski zostały opracowane przez Wielkopolskie Biuro Planowania Przestrzennego. Stanowią one uszczegółowienie danych obejmujących korytarze ekologiczne, które zostały wyznaczone dla całego kraju (Jędrzejewski i in., 2011).

Dodatkowo, na podstawie wyników wcześniejszego badania, które zostały opublikowane w artykule pt. *How do the surroundings areas of national parks work in the context of landscape fragmentation? A case study of 159 protected areas selected in 11 EU countries*, przeprowadzono ocenę przemian w strefach buforowych w odległości do 1 km od granicy sieci ekologicznej. W tym celu określono 4 strefy buforowe: 250, 500, 750 i 1000 m (Ryc. 8).

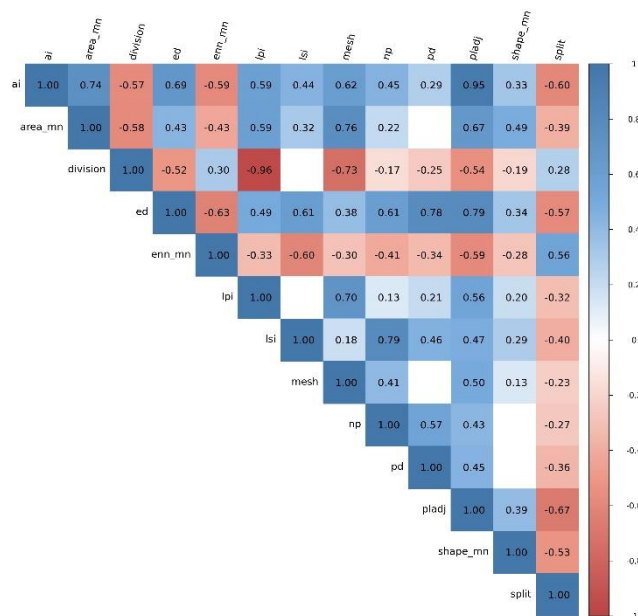
Przeprowadzono kompleksową ocenę zmian w pokryciu i użytkowaniu terenu w kluczowych elementach sieci ekologicznej, obejmujących obszary węzłowe, korytarze ekologiczne oraz strefy buforowe o szerokości 250, 500, 750 i 1000 m od granicy sieci. Uwzględniono także różne skale przestrzenne (lokalną, regionalną, krajową i międzynarodową) oraz trzy kolejne okresy w 18-letnim przedziale czasowym (2008, 2014 i 2020). Takie wieloaspektowe podejście umożliwiło ocenę przestrzenno-czasowych zmian w elementach strukturalnych sieci ekologicznych oraz identyfikację trendów fragmentacji krajobrazu w czasie i przestrzeni. Dodatkowym celem było wskazanie najbardziej informatywnych metryk krajobrazu, pozwalających na analizę zmian w poszczególnych elementach sieci.

Opracowane histogramy ujawniły bardzo podobne rozkłady gęstości dla większości analizowanych metryk w trzech okresach: 2008, 2014 i 2020. Analiza całej sieci, prowadzona zarówno według elementów strukturalnych sieci (tj. obszary węzłowe, korytarze ekologiczne i strefy buforowe), jak i typów pokrycia i użytkowania terenu (tj. zbiorniki wodne, tereny zabudowane, użytki rolne, lasy, obszary komunikacyjne oraz inne), nie wykazała systematycznych przesunięć ani wyraźnych anomalii. Zaobserwowano jednak pewne różnice w przypadku wybranych metryk, w szczególności PLADJ, SHAPE_MN i ED, które wykazywały istotne zmiany między poszczególnymi latami. Znalazło to odzwierciedlenie w rozkładach histogramów, które w tych przypadkach nie były ze sobą zgodne.

Metryka PLAND przedstawia udział poszczególnych klas pokrycia i użytkowania terenu takich jak tereny zabudowane, zbiorniki wodne, użytki rolne, obszary leśne, obszary

komunikacyjne oraz inne, w głównych elementach sieci ekologicznej. Najbardziej zauważalne różnice odnotowano w klasach użytków rolnych i lasów. W przypadku korytarzy ekologicznych w 2020 roku proporcje te wynosiły odpowiednio 77/18, natomiast w obszarach węzłowych 41/53. Można zatem stwierdzić, że korytarze ekologiczne są zdominowane przez użytki rolne (aż 77%). Ponadto analiza wartości z okresu 2008–2020 ujawniła rosnący trend udziału gruntów rolnych w obrębie korytarzy ekologicznych. W obszarach węzłowych dysproporcje te są mniejsze. Nie stwierdzono istotnych różnic pomiędzy obszarami węzłowymi a korytarzami ekologicznymi w zakresie terenów zabudowanych, zbiorników wodnych i sieci komunikacyjnych.

Następnie przeanalizowano zmiany wartości metryki PLAND w strefach buforowych (250 m, 500 m, 750 m i 1000 m od granicy sieci). Do oceny istotności wpływu odległości bufora oraz roku na zróżnicowane wartości tej metryki dla poszczególnych klas pokrycia i użytkowania terenu zastosowano dwuczynnikową analizę wariancji (Chambers i in., 1992). W przypadku obszarów leśnych we wszystkich analizowanych buforach odnotowano istotne zmiany o wyraźnie malejącej dynamice – udział lasów w strukturze krajobrazu systematycznie zmniejszał się w latach 2008–2020. Odwrotną tendencję zaobserwowano dla terenów zabudowanych, zarówno w wymiarze czasowym, jak przestrzennym. Im bliżej granicy sieci ekologicznej, tym większy oraz szybszy był przyrost powierzchni terenów zabudowanych.



Ryc. 9. Macierz korelacji Pearsona dla wszystkich wybranych wskaźników we wszystkich okresach badawczych (2008, 2014 i 2020) oraz elementach sieci ekologicznej (obszary węzłowe, korytarze i strefy buforowe)

Korytarze ekologiczne

Obszary węzłowe

Legend: international (red), local (green), national (blue), regional (magenta), total area (cyan)

23

Wyniki regresji liniowej zostały zobrazowane za pomocą wykresów radarowych (Ryc. 10). W przypadku korytarzy ekologicznych wyniki wskazują, że dla metryk AI i PLADJ trendy wykazują tendencję wzrostową w czasie (3+ dla współczynnika nachylenia), natomiast dla ED, PD, LPI i SHAPE_MN trendy są malejące (3– dla współczynnika). Z kolei metryka SPLIT nie wykazuje żadnych zmian w analizowanych wartościach. Odmierna sytuacja występuje przy analizie trendów w obszarach węzłowych. W tym przypadku najbardziej wyraźne wzrosty odnotowano dla metryk DIVISION oraz ED, a spadki dla LPI i SHAPE_MN, podobnie jak w korytarzach ekologicznych. Trendy w obrębie rangi (skali) badanego obszaru ujawniły kilka istotnych zależności. W przypadku korytarzy ekologicznych najbardziej wyraźne trendy wzrostowe wartości analizowanych metryk odnotowano w skali regionalnej i ponadlokalnej: AI, ENN_MN, LPI, PLADJ oraz SHAPE_MN. Największe spadki zaobserwowano dla ED i DIVISION, również w skali ponadlokalnej. W obszarach węzłowych, we wszystkich analizowanych skalach – z wyjątkiem skali międzynarodowej – trendy były bardzo podobne i mało dynamiczne. Pięć metryk wykazało najbardziej wyraźne zmiany trendów: AREA_MN, DIVISION, ED (trendy rosnące) oraz SHAPE_MN i LPI (trendy malejące). Metryki te można zatem uznać za reprezentatywne dla struktury przestrzennej w obrębie elementów sieci ekologicznej.

Kolejnym istotnym elementem niniejszego badania była ocena trendów w strefach buforowych (250, 500, 750 i 1000 m od granic obszarów węzłowych i korytarzy ekologicznych). Dynamika zmian trendów przesuwana się z rosnącą na malejącą w miarę zwiększania odległości od granicy sieci ekologicznej. Największe wzrosty odnotowano dla metryk ENN_MN, PLADJ i SHAPE_MN, natomiast największe spadki dla ED, PD i SPLIT. Podobne trendy zaobserwowano zarówno w korytarzach ekologicznych, jak i w obszarach centralnych. Wyniki wskazują również, że metryki DIVISION i MESH najlepiej nadają się do oceny zmian trendów zarówno w całej sieci, jak i w obrębie korytarzy oraz obszarów węzłowych. Z kolei metryka SPLIT wykazuje znaczne zróżnicowanie w zależności od analizowanej skali i obszaru, co czyni ją mniej wiarygodną w badaniach porównawczych nad wielkoskalową analizą fragmentacji krajobrazu.

4.6. Podsumowanie

Dzięki wykorzystaniu ogólnodostępnej bazy danych CORINE Land Cover oraz zestawu uniwersalnych metryk krajobrazu przeprowadzono analizę przemian struktury przestrzennej krajobrazu w 159 obszarach sąsiadujących z parkami narodowymi oraz w 21 państwach, na terenie których badaniu obszary Natura 2000. Analiza ta pozwoliła zarówno

uzupełnić wiedzę na temat dynamiki zmian w strukturze przestrzennej krajobrazu na terenach cennych przyrodniczo, jak i wskazać różnice występujące pomiędzy poszczególnymi krajami. Dane CORINE Land Cover, będące w zasobie Europejskiej Agencji Środowiska, wciąż pozostają podstawowym źródłem informacji dla różnorodnych analiz środowiskowych, dostarczając niezbędnych podstaw do oceny efektywności działań z zakresu gospodarowania i zarządzania tymi obszarami (np. Krajewski 2019; Rodríguez-Rodríguez i Martínez-Vega, 2017).

Wysokie walory przyrodnicze i krajobrazowe parków narodowych znacząco wpływają na tempo oraz intensywność procesów fragmentacji i izolacji przestrzennej krajobrazu. Narastająca presja antropogeniczna na obszary cenne przyrodniczo prowadzi do powstawania barier ograniczających migrację zwierząt, przepływ materii i energii oraz wymianę informacji genetycznej. W konsekwencji powoduje to stopniowe obniżanie bio- i georóżnorodności, a w dalszej perspektywie – degradację środowiska (Fahrig, 2003, 2017; Bonte i in., 2018). Z tego względu szczególnego znaczenia nabiera monitorowanie zmian zachodzących w obszarach sąsiadujących bezpośrednio z parkami narodowymi, aby ograniczyć negatywne skutki w strukturze przestrzennej krajobrazu i wspierać realizację celów Strategii Bioróżnorodności (Hilty i in., 2020). Istotne jest także objęcie stref otulin odpowiednim reżimem ochronnym, tak aby zostały właściwie uwzględnione w procesach planowania przestrzennego.

Zaobserwowane zmiany w obrębie sieci Natura 2000, obejmujące wzrost powierzchni terenów antropogenicznych przy jednoczesnym spadku udziału terenów rolnych, potwierdzają ogólnosiwiatowy trend, który dotyka również obszarów cennych przyrodniczo. Wcześniejsze badania (Kubacka 2018) potwierdzają te wyniki, wskazując, że w przypadku Polski nowa forma ochrony przyrody w postaci obszarów Natura 2000 nie w pełni realizuje zakładane funkcje sieci ekologicznej szczebla europejskiego (Mairota i in., 2013). Przeprowadzona analiza umożliwiła wychwycić różnice w badanych krajach i na pewno stanowi dobry punkt wyjścia do kontynuowania badań w przyszłości.

Wykorzystując dane z bazy CORINE Land Cover, należy mieć świadomość ograniczeń jakie niesie za sobą szczegółowość tego opracowania, co wpływa zarówno na wyniki obliczonych metryk, jak i wnioski płynące z ich interpretacji. W kolejnych badaniach skoncentrowano się zatem na dostępnych bazach danych oraz metodach ich rasteryzacji, z myślą o dalszym wykorzystaniu w analizach struktury przestrzennej krajobrazu. W wyniku stwierdzonych ograniczeń jak dają dostępne metody rasteryzacji, opracowano autorską

metodę „*custom priority*”, która umożliwiła zachowanie ciągłość przestrzennej elementów fragmentujących krajobraz.

Zgromadzony zasób danych o wysokim stopniu szczegółowości pozwolił na obliczenie metryk krajobrazu dla całego obszaru badań, obejmującego sieć ekologiczną w województwie wielkopolskim (15 212,37 km²). Wyniki wyraźnie wykazały liniowy trend w wartościach badanych metryk, wskazujący na postępujące zjawisko fragmentacji na terenach objętych siecią ekologiczną w całym regionie. Odnotowano spadek wskaźnika *effective mesh size* (MESH) w okresie 2008–2020 o 16,3%.

W szczególności spadek średniej odległości do obszarów komunikacyjnych stanowi główny czynnik sprawczy prowadzący do postępującej fragmentacji na obszarach cennych przyrodniczo, powodując ich stopniową izolację (Jaeger i in., 2008; Moser i in., 2007; Forman i in., 2003; Spellerberg, 2002; Trombulak i Frissell, 2000).

W kontekście współczesnych intensywnych przemian środowiska i krajobrazu, bardzo ważna jest ocena efektywności działań podejmowanych w szeroko pojętym zarządzaniu obszarami cennymi przyrodniczo. Zaprezentowany cykl prac stanowi opracowanie, które do tej pory nie było tak szeroko omawiane a w przypadku sieci ekologicznej w województwie wielkopolskim, stanowi pierwsze tego typu studium. Szczególnie analiza funkcjonowania obszarów Natura 2000 oraz terenów sąsiadujących z parkami narodowymi, która została przeprowadzona w skali międzynarodowej, umożliwiła ukazanie różnic w efektywności zarządzania tymi obszarami i jednocześnie pokazała ogólne trendy dotyczące stopnia fragmentacji i izolacji terenów najcenniejszych przyrodniczo i krajobrazowo.

Do tej pory żadne inne badanie nie analizowało struktury sieci ekologicznej w tak szerokim przekroju przestrzenno-czasowym i z tak dużą szczegółowością. Było to możliwe dzięki opracowaniu autorskiej metody rasteryzacji danych przestrzennych - „*custom priority*” (Kubacka i Piniarski 2024). Metoda ta, określana mianem „niestandardowej rasteryzacji priorytetowej”, służy do konwersji danych wektorowych na format rastrowy, nadając priorytet tym elementom, które wymagają zachowania ciągłości liniowej (np. drom, rzekom). Ma to kluczowe znaczenie w ocenie procesów fragmentacji krajobrazu.

Dzięki zastosowaniu autorskiej metody możliwe było przeprowadzenie analizy metryk krajobrazowych powszechnie wykorzystywanych do oceny stopnia fragmentacji i izolacji przestrzennej krajobrazu. Analiza korelacji Pearsona potwierdziła, że część metryk dostarcza nadmiarowych informacji o strukturze przestrzennej krajobrazu (tzw. redundancja informacji). Z drugiej strony przeprowadzone analizy statystyczne pozwoliły wskazać najbardziej informatywne metryki. Przykładowo, zestawienie metryki LPI z AREA_MN

umożliwia skutecznie różnicowanie trzech głównych grup elementów sieci ekologicznej: węzłów, korytarzy ekologicznych i stref buforowych. Wyniki wskazują ponadto, że metryki DIVISION i MESH są szczególnie przydatne w ocenie zmian trendów zarówno w całej sieci, jak i w obrębie korytarzy oraz obszarów węzłowych.

4.7. Literatura

- Bennett, G., & Mulongoy, K. J., 2006. Review of Experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones (100 p). Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Technical Series No. 23. <https://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-23.pdf>
- Blandford, M.I., Hillcoat, K.B., Pratchett, M.S., Hoey, A.S., 2023. Effects of habitat fragmentation on the recruitment and early post-settlement survival of coral reef fishes. *Mar. Environ. Res.* 183, 105798 <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2022.105798>
- Bonte, D., Masier, S., Mortier, F., 2018. Eco-evolutionary feedbacks following changes in spatial connectedness. *Curr. Opin. Insect Sci.* 29, 64–70. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2018.06.003>
- Botequilha Leitão, A., Miller, J., Ahern, J., McGarigal, K., 2006. Measuring Landscapes: A Planner's Handbook. Island Press, Washington, p. 272.
- Cai, A., Wang, J., MacLachlan, I., Zhu, L., 2020. Modeling the trade-offs between urban development and ecological process based on landscape multi-functionality and regional ecological network. *J. Environ. Plan. Manag.* 63 (11), 2357–2379. <https://doi.org/10.1080/09640568.2020.1723507>
- Chambers, J.M., Freeny, A., Heiberger, R.M., 1992. Analysis of variance; designed experiments. In: Chambers, J.M., Hastie, T.J. (Eds.), *Statistical Models in S*. Wadsworth & Brooks/Cole, Pacific Grove, CA, pp. 145–195.
- Chen, X., Zhang, M., Zhang, W., 2022. Landscape pattern changes and its drivers inferred from salt marsh plant variations in the coastal wetlands of the Liao River Estuary. *China. Ecological Indicators.* 145, 109719 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109719>
- Chiu, H.W., Yeh, P., 2023. Quantifying the impact of green infrastructure change on landscape patterns using intensity analysis and landscape metrics in the Taipei metropolitan area. *Environ. Monit. Assess.* 195, 805. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11384-6>
- Chmielewski, T.J., 2001. System planowania przestrzennego harmonizującego przyrodę i gospodarkę. Wydawnictwo Politechniki Lubelskiej, Lublin, t. 1-2.
- Chmielewski, T.J., 2009. Przyszłość systemu ekologicznego Polski. *Problemy Ekorozwoju*, vol. 4, no 2:73-82.
- Chmielewski, T.J., 2011. Ewolucja systemu ochrony przyrody w Europie i Polsce, [w:] Poskrobko T., (red.), *Planistyczne i implementacyjne aspekty rozwoju obszarów przyrodniczo cennych*, Wyższa Szkoła Ekonomiczna. Białystok
- Cole, J.R., Kross, A., Jaeger, J.A.G., 2023. Monitoring changes in landscape structure in the Adirondack-to-Laurentians (A2L) transboundary wildlife linkage between 1992 and 2018: Identifying priority areas for conservation and restoration. *Landsc. Ecol.* 38 (6), 383–408. <https://doi.org/10.1007/s10980-022-01561-2>
- Cramer, V.A., Hobbs, R.J., Standish, R.J., 2008. What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends Ecol Evol* 23:104–112. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.005>
- Degórski, 2009. Krajobraz jako odbicie przyrodniczych i antropogenicznych procesów zachodzących w megasysemie środowiska geograficznego, [w:] Red. Jarosław Balon, Miłosz Jodłowski, *Ekologia krajobrazu – problemy badawcze i uptytarne*, *Problemy Ekologii Krajobrazu*, 23, IGiGP UJ, Kraków, 53-60 pp.

- Defries, R., Newton, A.C., Hansen, M.C., Hansen, A.J., 2005. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over past twenty years. *Ecol. Appl.* 15, 19–26. <https://doi.org/10.1890/03-5258>
- De Montis, A., Martín, B., Ortega, E., Ledda, A., Serra, V., 2017. Landscape fragmentation in Mediterranean Europe: A comparative approach. *Land Use Policy* 64, 83–94. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.02.028>
- Ellis, E.C., Kaplan, J.O., Fuller, D.Q., Vavrus, S., Goldewijk, K.K., Verburg, P.H., 2013. Used planet: a global history. *Proc Natl Acad Sci U S A* 110: 7978–7985. <https://doi.org/10.1073/pnas.1217241110>
- European Commission (EC), 2020. EU Biodiversity Strategy for 2030. Bringing nature back into our lives. Brussels, 23 pp European Commission, EC, 2020. EU Biodiversity Strategy for 2030. Bringing nature back into our lives, Brussels. pp. 23.
- European Environment Agency, EEA, 2020. Technical report No 10/2020. State of nature in the EU. Results from reporting under the nature directives 2013–2018, Luxembourg. pp. 142. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/state-of-nature-in-the-eu-2020>
- European Environment Agency, EEA. 2012. Protected areas in Europe – An Overview. No 5/2012, pp. 130. <https://www.eea.europa.eu/publications/protected-areas-in-europe-2012>
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>.
- Fahrig, L., 2017. Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 48, 1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>
- Fahrig, L., Rytwinski, T., 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecol. Soc.* 14 (1), 21. <https://www.jstor.org/stable/26268057>
- Forman, R.T.T., Sperling, D., Bissonette, J.A., Clevenger, A.P., Cutshall, C.D., Dale, V.H., Fahrig, L., France, R., Goldman, C.R., Heanue, K., Jones, J.A., Swanson, F.J., Turrentine, T., Winter, T.C., 2003. Road Ecology: science and solutions. Island Press, Washington, p. pp.
- Frazier, A.E., Kedron, P., Ovando-Montejo, G.A., Zhao, Y., 2023. Scaling spatial pattern metrics: impacts of composition and configuration on downscaling accuracy. *Landsc. Ecol.* 38, 689–704. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01349-w>
- Frazier, A.E., 2014. A new data aggregation technique to improve landscape metric downscaling. *Landscape Ecology*. 29, 1261–1276. <https://doi.org/s10980-014-0066-3>
- Fu, G., Wang, W., Li, J., Xiao, N., Qi, Y., 2021. Prediction and Selection of Appropriate Landscape Metrics and Optimal Scale Ranges Based on Multi-Scale Interaction Analysis. *Land*. 10, 1192. <https://doi.org/10.3390/land10111192>
- Gacka-Grzesikiewicz, E., 1976. Ekologiczne problem tworzenia nowych typów obszarów chronionych jako formy ochrony środowiska. *Wiadomości Ekologiczne* nr.1.
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D.X., Townshend, J.R., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci. Adv.* 1 (2), e1500052. <https://www.science.org/doi/10.1126/sciad.v.1500052>
- Häme, T., Sirro, L., Kilpi, J., Seitsonen, L., Andersson, K., Melkas, T., 2020. A Hierarchical Clustering Method for Land Cover Change Detection and Identification. *Remote Sens. (basel)* 12, 1751. <https://doi.org/10.3390/rs12111751>
- Hatfield, J.H., Barlow, J., Joly, C.A., Lees, A.C., de Freitas Parruco, C.H., Tobias, J.A., Orme, C.D.L., Banks-Leite, C., 2019. Mediation of area and edge effects in forest fragments by adjacent land use. *Conserv. Biol.* 34, 395–404. <https://doi.org/10.1111/cobi.13390>

- Heller, N.E., Zavaleta, E.S., 2009. Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biol. Conserv.* 142, 14–32. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.006>
- Hesselbarth, M.H.K., Sciaini, M., With, K.A., Wiegand, K., Nowosad, J., 2019. landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography* 42, 1648–1657. <https://doi.org/10.1111/ecog.04617>
- Hilty, J., Worboys, G.L., Keeley, A., Woodley, S., Lausche, B., Locke, H., Carr, M., Pulsford, I., Pittock, J., White, J.W., Theobald, D.M., Levine, J., Reuling, M., Watson, J.E.M., Ament, R., Tabor, G.M., 2020. Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors. Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 30. Gland, Switzerland. IUCN, pp. 140.
- Hu, B., Ji, K., Qi, B., Tao, Y., Qi, X., Zhang, Y., Liu, Y., 2022. Landscape ecological risk assessment of Yulin Region in Shaanxi Province of China. *Environ. Earth Science*. 81, 510. <https://doi.org/10.1007/s12665-022-10636-x>
- Jaeger, J.A.G., 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. *Landsc. Ecol.* 15 (2), 115–130.
- Jaeger, J.A.G., Bertiller, R., Schiwck, C., Müller, K., Steinmeier, C., Ewald, K.C., Ghazoul, J., 2008. Implementing Landscape Fragmentation as an Indicator in the Swiss Monitoring System of Sustainable Development (Monet). *J. Environ. Manage.* 88 (4), 737–751. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.03.043>
- Jaeger, J.A.G., Soukup, T., Madriñán, L.F., Schwick C., Kienast F., 2011. Landscape fragmentation in Europe. Joint EEA-FOEN report. EEA Report No. 2/2011. European Environment Agency. Copenhagen. Swiss Federal Office for the Environment. Bern.
- Jędrzejewski W., Nowak S., Stachura K., Skierczyński M., Mysłajek R. W., Niedziałkowski K., Jędrzejewska B., Wójcik J. M., Zalewska H., Pilot M., Górny M., Kurek R.T., Ślusarczyk R. 2011. Projekt korytarzy ekologicznych łączących Europejską Sieć Natura 2000 w Polsce. Zakład Badań Ssaków PAN, Białowieża.
- Jongman, R.H.G., Bogers, M., 2008. Current Status of the Practical Implementation of Ecological Networks in the Netherlands. Alterra/European Centre for Nature Conservation, Wageningen UR, Wageningen.
- Jongman, R.H.G., Pungetti, G.P., 2004. Ecological Networks and Greenways: Concept, Design, and Implementation. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jongman, R.H.G., Külvik, M., Kristiansen, I., 2004. European ecological networks and greenways. *Landsc. Urban Plan.* 68, 305–319. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00163-4](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00163-4)
- Joppa, L.N., Pfaff, A., 2011. Global protected areas impacts. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 278, 1633–1638. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.1713>
- Joppa, L.N., Loarie, S.R., Pimm, S.L., 2009. On population growth near protected areas. *PLoS One* 4, 4279. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0004279>
- Joppa, L.N., Loarie, S.R., Pimm, S.L., 2008. On the protection of “protected areas”. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 105, 6673–6678. <https://doi.org/10.1073/pnas.0802471105>
- Kallimanis, A.S., Touloumis, K., Tzanopoulos, J., Mazaris, A.D., Apostolopoulou, E., Stefanidou, S., Scott, A.V., Potts, S.G., Pantis, J.D., 2015. Vegetation coverage change in the EU: patterns inside and outside Natura 2000 protected areas. *Biodivers Conserv* 24:579–591. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0837-9>
- Karimi, J., Corstanje, R., Harris, J.A., 2021. Understanding the importance of landscape configuration on ecosystem service bundles at a high resolution in urban landscapes in the UK. *Landsc. Ecol.* 36 (7), 2007–2024. <https://doi.org/10.1007/s10980-021- 01200-2>
- Keeley, A.T.H., Beier, P., Creech, T., Kristal, J., Jongman, R.H.G., Stonecipher, G., Tabor, G.M., 2019. Thirty years of connectivity conservation planning: an assessment of factors influencing plan implementation. *Environ. Res. Lett.* 14, 103001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab3234>
- Knevels, R., Brenning, A., Gingrich, S., Gruber, E., Lechner, T., Leopold, P., Petschko, H., Plutzer, C., 2021. Kulturlandschaftim Wandel: Ein indikatorenbasierterRückblick bis in das 19. Jahrhundert. Fallstudie anhand der Gemeinden Waidhofen/Ybbs und Paldau [Cultural Landscape Change: An Indicator-Based Retrospect into the 19th Century. Case Study of the Municipalities Waidhofen/Ybbs and Paldau] *Mitteilungen Der “Österreichischen Geographischen Gesellschaft.* 162, 255–285. <https://doi.org/10.1553/moegg162s255>

- Knevels, R., 2019. VLSM: Vector-based Landscape Metrics. R Package Version 0.0.0- 9002. San Francisco: GitHub, Inc. <https://github.com/raff-k/VLSM>
- Krajewski, P., 2019. Monitoring of landscape transformation within Landscape Parks in Poland in the 21st century. *Sustainability*, 11(8), 2410. <https://doi.org/10.3390/su11082410>
- Kubacka, M., Piniarski, W., 2024. Searching for optimal solutions in a landscape fragmentation assessment: a case study from Poland – identification of spatial data and methods. *Ecol. Indic.* 163, 112118. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112118>
- Kubacka, M., Żywica, P., Vila Subirós, J., Bródka, S., Macias, A., 2022. How do the surrounding areas of national parks work in the context of landscape fragmentation? A case study of 159 protected areas selected in 11 EU countries. *Land Use Policy* 113, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105910>
- Kubacka, M., 2019. Evaluation of the ecological efficiency of landscape protection in areas of different protection status. A case study from Poland. *Landsc. Res.* 44 (5), 628–641. <https://doi.org/10.1080/01426397.2018.1482262>
- Kubacka, M., Smaga, Ł., 2019. Effectiveness of Natura 2000 areas for environmental protection in 21 European countries. *Reg. Environ. Change* 19, 2079–2088. <https://doi.org/10.1007/s10113-019-01543-2>
- Lausch, A., Blaschke, T., Haase, D., Herzog, F., Syrbe, R.-U., Tischendorf, L., Walz, U., 2014. Understanding and quantifying landscape structure – A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. *Ecol. Model.* 295, 31–41. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.018>
- Lamine, S., Petropoulos, G.P., Singh, S.K., Szabó, S., Bachari, N.E.I., Srivastava, P.K., Suman, S., 2017. Quantifying land use/land cover spatiotemporal landscape pattern dynamics from Hyperion using SVMs classifier and FRAGSTATS ®. *Geocarto International* 6049:1–17. <https://doi.org/10.1080/10106049.2017.1307460>
- Lawrence, A., Friedrich, F., Beierkuhnlein, C., 2021. Landscape fragmentation of the Natura 2000 network and its surrounding areas. *PLoS One* 16 (10), e0258615. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0258615>
- Legendre, P., Legendre, L., 2012. *Numerical Ecology*, 3rd ed. Elsevier.
- Liro, A., 1996. Koncepcja sieci ekologicznej ECONET-POLSKA na tle systemu terytorialnego państwa. *Człowiek i Środowisko* 20, z.3.
- Liro, A. (red.), 1998. *Strategia wdrażania krajowej sieci ekologicznej ECONET-POLSKA*. Fundacja IUCN Poland. Warszawa.
- Liro, A., Dyduch-Falniowska, A., 1999. *Natura 2000. Europejska sieć ekologiczna*. Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa. Warszawa.
- Lisiak-Zielińska, M., Borowiak, K., Kanclerz, J., Adamska, A., Szymańczyk, J., 2018. Effect of linear investment of nature and landscape – a case study. *J. Environ. Eng. Landsc. Manag.* 26 (2), 158–165. <https://doi.org/10.3846/jeeelm.2018.2271>
- Lumia, G., Pratico, S., Di Fazio, S., Cushman, S., Modica, G., 2023. Combined use of urban Atlas and Corine land cover datasets for the implementation of an ecological network using graph theory within a multi-species approach. *Ecol. Ind.* 148, 110150 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110150>
- Mairota, P., Cafarelli, B., Boccaccio, L., Leronna, V., Labadessa, R., Kosmidou, V., Nagendra, H., 2013. Using landscape structure to develop quantitative baselines for protected area monitoring. *Ecol Indic* 33:82–95. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.08.017>
- Marco da Silva, A., Huang, C.H., Francesconi, W., Saintil, T., Villegas, J., 2015. Using landscape metrics to analyze micro-scale soil erosion processes. *Ecol Indic* 56:184–193. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.04.004>
- Markham, K., Frazier, A.E., Singh, K.K., Madden, M., 2023. A review of methods for scaling remotely sensed data for spatial pattern analysis. *Landsc. Ecol.* 38, 619–635. <https://doi.org/10.1007/s10980-022-01449-1>

- Marshal, E., Wintle, B.A., Southwell, D., Kujala, H., 2020. What are we measuring? A review of metrics used to describe biodiversity in offsets exchanges. *Biol. Conserv.* 241, 108250 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108250>
- Martinuzzi, S., Radeloff, V.C., Joppa, L.N., Hamilton, C.M., Helmers, D.P., Plantinga, A. J., Lewis, D.J., 2015. Scenarios of future land use change around United States' protected areas. *Biol. Conserv.* 184, 446–455. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.02.015>
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Ene, E., 2023. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors; available at the following web site: <https://www.fragstats.org>
- Moser, B., Jaeger, J.A.G., Tappeiner, U., Tasser, E., Eiselt, B., 2007. Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. *Landsc. Ecol.* 22, 447–459. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9023-0>
- Mõisja, K., Uemaa, E., Oja, T., 2016. Integrating small-scale landscape elements into land use/cover: The impact on landscape metrics' values. *Ecol. Ind.* 67, 714–722. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.033>
- Naumann, S., Noebel, R., Fuchs, G., 2022. Protected Area Management in the EU: Supporting the Advancement of the Trans-European Nature Network. ETC/BD Tech. Rep. 3/2021. European Topic Centre on Biological Diversity, Paris. Available at <http://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-bd/products/etc-bd-reports/etc-bd-technical-report-3-2021-protected-area-management-in-the-eu-supporting-the-advancement-of-the-trans-european-nature-network>(accessed 31 July 2025).
- Pătroescu, M., Rozyłowicz, L., Ioja, I.C., 2007. Indicators used in assessing the fragmentation generated by the transportation infrastructure on the habitats of a communitarian importance in Romania. *Present Environment and Sustainable Development*. 1 (1), 37–45.
- Plieninger, T., van der Horst, D., Schleyer, C., Bieling, C., 2014. Sustaining ecosystem services in cultural landscape. *Ecol Soc* 19:59. <https://doi.org/10.5751/ES-06159-190259>
- Poor, E.E., Scheick, B., Cox, J.J., Guthrie, J.M., Mullinax, J.M., 2024. Towards robust corridors: a validation framework to improve corridor modeling. *Landsc. Ecol.* 39, 177. <https://doi.org/10.1007/s10980-024-01971-4>
- Rodriguez-Rodriguez, D., Martinez-Vega, J., 2017. Assessing recent environmental sustainability in the Spanish network of National Parks and their statutory peripheral areas. *Appl. Geogr.* 89, 22–31. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.09.008>
- Sacchis Lopes, M., Veettil, B.K., Lüderitz-Saldanha, D., 2021. Buffer zone delimitation of conservation units based on map algebra and AHP technique: a study from Atlantic Forest Biome (Brazil). *Biol. Conserv.* 252, 108905. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108905>
- Sayer, J., 1991. Rainforest Buffer Zones: Guidelines for Protected Area Managers. IUCN, Forest Conservation Programme, The Nature Conservation Bureau Ltd., Newbury, UK.
- Smith, D.E., Johnson, L.K., 2018. Applying Principal Component Analysis to Evaluate Environmental Data Sets. *Environ. Sci. Tech.* 52 (14), 7738–7744. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-404696-2.00018-7>
- Spellerberg, I.F., 2002. Ecological effects of roads. *Land Reconstruction and Management* vol. 2. Science Publishers, Enfield, NH, pp. 251.
- Szulczewska, B., 2000. Sieci ekologiczne i planowanie przestrzenne, [w:] Problematyka i metody sporządzania opracowań ekofizjograficznych. Seminarium Sekcji Fizjograficznej TUP oraz Ministerstwa Środowiska. Warszawa 25-26 maja.
- Tiede, D. 2005. V-Late–Vector-based Landscape Analysis Tools.
- Tiede, D., & Lang, S. 2007. V-LATE 1.1 Vector-based Landscape Analysis Tools Extension.

- Topalöglü, R.H., Aksu, G.A., Ghale, Y.A.G., Sertel, E., 2022. High-resolution land use and land cover change analysis using GEOBIA and landscape metrics: A case of Istanbul, Turkey, Geocarto International. 37 (25), 9071–9097. <https://doi.org/10.1080/10106049.2021.2012273>
- Trombulak, S.C., Frissell, C.A., 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. Conserv. Biol. 14 (1), 18–30. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x>
- Turner, M.G., Gardner, R.H., O'Neill, R.V., O'Neill, R.V., 2001. Landscape Ecology in Theory and Practice, 401. Springer, New York.
- Venables, W.N., Ripley, B.D., 2002. Modern Applied Statistics with S. Springer-Verlag.
- Ward Jr., J.H., 1963. Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. J. Am. Stat. Assoc. 58 (301), 236–244.
- Walz, U., 2011. Landscape structure, landscape metrics and biodiversity. Living Rev. Landsc. Res. 5, 3. <https://doi.org/10.12942/lrlr-2011-3>
- Wittemyer, G., Elsen, P., Bean, W.T., Burton, A.C.O., Brashares, J.S., 2008. Accelerated human population growth at protected area edges. Science 321, 123–126. <https://doi.org/10.1126/science.1158900>
- Wu, C.F., Lin, Y.P., Chiang, L.C., Huang, T., 2014. Assessing highway's impacts on landscape patterns and ecosystem services: A case study in Puli Township, Taiwan. Landsc. Urban Plann. 128, 60–71. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.04.020>
- Xu, S., Li, S.-L., Zhong, J., Li, C., 2020. Spatial scale effects of the variable relationships between landscape pattern and water quality: Example from an agricultural karst river basin, Southwestern China. Agr. Ecosyst. Environ. 300, 106999 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106999>
- Zhang, J., Wang, X., Xie, Y., 2021. Implication of buffer zones delineation considering the landscape connectivity and influencing patch structural factors in nature reserves. Sustainability 13, 10833. <https://doi.org/10.3390/su131910833>
- Zheng, L., Wang, Y., Li, J., 2023. Quantifying the spatial impact of landscape fragmentation on habitat quality: A multi-temporal dimensional comparison between the Yangtze River Economic Belt and Yellow River Basin of China. Land Use Policy 125, 106463. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106463>
- Zou, L., Wang, J., Bai, M., 2022. Assessing spatial-temporal heterogeneity of China's landscape fragmentation in 1980–2020. Ecol. Ind. 136, 108654 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108654>

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

- 1) **01-15.04.2021** - Departament of Geography, Girona University (Erasmus+) – staż naukowo-dydaktyczny związany z podnoszeniem umiejętności dydaktycznych w ośrodku zagranicznym; przeprowadzenie cyklu wykładów w języku angielskim i hiszpańskim; w kolejnym roku została przygotowana wspólna publikacja pt. *How do the surroundings areas of national parks work in the context of landscape fragmentation? A case study of 159 protected areas selected in 11 EU countries;*

- 2) **1-15.10.2022** - *Dipartimento di Agraria, Sezione di Ingegneria del Territorio, University of Sassari, Italy*. Wyjazd na staż naukowy w ramach programu IDUB 047/07/POB1/0003 - Wsparcie umiędzynarodowienia kadry UAM - wyjazdy zagraniczne w ramach programu – International Junior and Senior Exchange. W trakcie realizacji stażu naukowego miałam okazję zapoznać się z tematyką adaptacji do zmian klimatu. W wyniku wspólnej pracy z zespołem prof. De Montis'a, powstała publikacja (*Italy vs. Poland: A Comparative Analysis of Regional Planning System Attitudes toward Adaptation to Climate Changes and Green Infrastructures*) oraz wystąpienie na 8th Central European Conference in Regional Science (*Italy vs. Poland: a comparative analysis of planning system attitudes toward adaptation to climate changes and green infrastructure*);
- 3) **12-26.11.2023** - *Department of Earth Sciences, Natural Resources and Sustainable Development, Uppsala Universitet, Sweden*. Wyjazd na staż naukowy w ramach programu IDUB 107/07/POB1/0003 - Wsparcie umiędzynarodowienia kadry UAM - wyjazdy zagraniczne w ramach programu – International Junior and Senior Exchange; W czasie stażu uczestniczyłam w pracach grupy roboczej projektu LANDPATHS, który był realizowany na Uniwersytecie w Uppsali (Szwecja) i który był finansowany ze środków Szwedzkiej Agencji Ochrony Środowiska. W trakcie wspólnych zajęć, miałam okazję poznać nowoczesne metody stosowane w badaniach wielofunkcyjności krajobrazów. Wspólnie z zespołem projektowym, testowaliśmy rozwiązania pokazujące różnym grupom interesariuszy, korzyści płynące z zarządzania krajobrazem;
- 4) **2-18.10.2024** - *SCALE Lab, Department of Geography, University of California, Santa Barbara, USA*. Wyjazd na staż naukowy finansowany w ramach środków z grantu NCN oraz środków własnych WNGiG; W czasie stażu, miałam okazję zapoznać się z tematyką badań realizowany w Zakładzie Geografii ale przede wszystkim miałam możliwość zaprezentowania wyników grantu NCN (Sonata 2020/39/D/HS4/00460). W dalszej kolejności, przy wsparciu merytorycznym Amy Frazier, przygotowywałam publikację naukową, która ukazała się w 2025 r.: *Tracking spatio-temporal LULC changes in key ecological network elements using fragmentation metrics and a custom raster-based approach: a multi-scale study from Poland*.

5) w latach 2018-2019, na zlecenie Wielkopolskiego Biura Planowania Przestrzennego, wspólnie z prof. dr hab. Andrzejem Maciasem oraz prof. UAM dr hab. Sylwią Bródką, uczestniczyłam w przygotowywaniu ekspertyzy naukowej pt. „Zakres i kierunki inwentaryzacji krajobrazów priorytetowych wraz z identyfikacją zagrożeń oraz rekomendacjami i wnioskami dotyczącymi ochrony i kształtowania krajobrazu województwa wielkopolskiego”. Opracowanie zawiera identyfikację i ocenę cech decydujących o wysokiej wartości krajobrazu województwa wielkopolskiego w odniesieniu do różnych typów jednostek krajobrazowych. Wynikiem ww. prac badawczych jest m.in. nowa regionalizacja fizyczno-geograficzna Polski, która została opublikowana w monografii naukowej pt. „Regionalna geografia fizyczna Polski” pod redakcją Richlinga A., Solona J., Maciasa A., Balona J., Borzyszkowskiego J., Kistowskiego M. (2021, Wydawnictwo Naukowe PWN) oraz „Regiony fizycznogeograficzne województwa wielkopolskiego” – Macias A., Piniarski W., Bródka S., Kubacka M., (2021, Bogucki Wydawnictwo Naukowe).

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

Aby podnieść jakość nauczania uczestniczyłam w szkoleniach w ramach realizowanego na naszym Uniwersytecie programu POWER: kurs języka angielskiego, który zakończył się otrzymaniem certyfikatu TOEIC L&R; kurs prowadzenia zajęć na platformie e-learningowej, SQL dla początkujących oraz *Advanced Teaching Excellence*, którego celem było podniesienie jakości nauczania w języku angielskim. Zdobyte umiejętności wykorzystuję w trakcie przygotowywania oraz prowadzenia zajęć.

Od roku 2014, w którym to rozpoczęłam pracę na stanowisku naukowo-dydaktycznym, zrealizowałam łącznie ponad 4000 godzin dydaktycznych, w tym przygotowałam wiele zajęć od podstaw, były to m.in.: SIG w badaniach środowiska, Modelowanie emisji do środowiska, Zarządzanie kryzysowe, Geoinformacyjny system wspierania decyzji środowiskowych czy Ekomarketing.

W ramach przedmiotu Laboratorium i Seminarium dyplomowe, jako promotor prowadziłam 24 prace licencjackie oraz 2 prace inżynierskie. Byłam również recenzentką: 22 prac licencjackich, 2 prac inżynierskich oraz 17 prac magisterskich.

Za swoją pracę dydaktyczną byłam dwa razy nominowana do nagrody *Praeceptor Laureatus* (2023 i 2025)

Od 6 lat jestem członkiem Rady Naukowej Dyscypliny Nauki o Ziemi i Środowisku oraz Rady Programowej kierunku Zarządzanie środowiskiem oraz Hydrologia, Meteorologia i Klimatologia – studia inżynierskie.

W ramach działań promocyjnych, brałam czynny udział w wielu wydarzeniach organizowanych na Wydziale Nauk Geograficznych i Geologicznych: zajęcia dla klas akademickich z zakresu zarządzania środowiskiem, wykłady Różne oblicza geografii, EKO UAM czy warsztaty dla przedszkolaków.

Uczestniczyłam również w komisjach konkursów na najlepszą pracę licencjacką czy inżynierską czy IDEAMU – konkurs na społeczne i zielone inicjatywy.

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

2022 r. - nagroda dydaktyczna JM Rektor UAM I stopnia (zespołowa)

.....
(podpis wnioskodawcy)