

Autoreferat

przedstawiający opis kariery zawodowej oraz istotnej aktywności naukowej

1. Imię i nazwisko

Andrzej Affek

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

W latach 2002-2008 byłem studentem dziennych, **Międzywydziałowych Indywidualnych Studiów Matematyczno-Przyrodniczych (MISMaP)** na Uniwersytecie Warszawskim. W ramach indywidualnego toku studiów uczęszczałem na zajęcia na siedmiu wydziałach: Geografii i Studiów Regionalnych, Fizyki, Biologii, Geologii, Psychologii, Stosowanych Nauk Społecznych i Resocjalizacji oraz Matematyki, Informatyki i Mechaniki. W 2008 r. uzyskałem tytuł magistra psychologii (specjalizacja terapia rodzin i małżeństw i psychologia kliniczna dziecka) na podstawie pracy magisterskiej pt. *Religijność małżonków a jakość ich związku*, której promotorem była prof. dr hab. Elżbieta Aranowska. W 2008 r. uzyskałem dyplom ukończenia rocznej **Akademii Młodych Dyplomatów przy Europejskiej Akademii Dyplomacji** w specjalizacji służba zagraniczna.

W dniu 15 października 2014 r. decyzją Rady Naukowej Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. Stanisława Leszczyckiego Polskiej Akademii Nauk (IGiPZ PAN) uzyskałem **stopień naukowy doktora nauk o Ziemi z zakresu geografii** na podstawie rozprawy doktorskiej *Zależności między pokryciem terenu a własnością gruntów na tle uwarunkowań przyrodniczych w zlewni górnego Wiaru w ciągu ostatnich 230 lat*, której promotorem był prof. dr hab. Jerzy Solon, a recenzentami – prof. dr hab. Jacek Kozak oraz prof. dr hab. Jacek Herbich. Za przedstawioną pracę doktorską otrzymałem wyróżnienie przyznane przez Radę Naukową IGiPZ PAN oraz **Dyplom im. Eugeniusza Romera** Komitetu Nauk Geograficznych PAN (za najlepszą pracę doktorską z zakresu geografii fizycznej obronioną w 2014 r.).

3. Informacja o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych lub artystycznych

Od ukończenia studiów magisterskich jestem zawodowo związany z **Instytutem Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. Stanisława Leszczyckiego Polskiej Akademii Nauk (IGiPZ PAN)**. Od lutego 2009 r. do stycznia 2014 r. byłem słuchaczem dziennych studiów

doktoranckich w IGiPZ PAN (przez cały okres studiów otrzymywałem stypendium doktoranckie). Po ukończeniu studiów, w maju 2014 r., zostałem zatrudniony na stanowisku młodszego dokumentalisty, a już w grudniu 2014 r., po obronie doktoratu, na stanowisku adiunkta i na tym stanowisku pracuję do dzisiaj. W okresie od sierpnia do grudnia 2019 r., w trakcie urlopu bezpłatnego w IGiPZ PAN, byłem zatrudniony w **University of Wisconsin-Madison (USA)** na stanowisku *postdoctoral honorary fellow*.

4. Omówienie osiągnięć, o których mowa w art. 219 ust. 1 pkt. 2 Ustawy

Jako osiągnięcie naukowe stanowiące znaczny wkład w rozwój dyscypliny „nauki o Ziemi i środowisku” przedkładałem cykl pięciu powiązanych tematycznie artykułów naukowych pod wspólnym tytułem:

Potencjał środowiska przyrodniczego do świadczenia usług ekosystemowych

(łączny *Impact Factor*: 21,56; liczba pkt MEiN: 720):

1. **Affek A.**, 2018, *Indicators of ecosystem potential for pollination and honey production*, „Ecological Indicators” 94: 33-45. [IF 4,958, 140 pkt MEiN]
Artykuł jednoautorski. Wykonałem całość prac.
2. **Affek A.**, Kowalska A., 2017, *Ecosystem potentials to provide services in the view of direct users*, „Ecosystem Services” 26: 183-196. [IF 5,454 , 140 pkt MEiN]
Mój wkład w pracę obejmował: prace koncepcyjne i metodologiczne, prowadzenie badań i analiz, opracowanie tabel i rycin, pisanie oryginalnego tekstu i jego udoskonalanie, superwizję i zarządzanie projektem. Byłem autorem wiodącym (autor korespondencyjny).
3. Kowalska A., **Affek A.**, Wolski J., Regulska E., Kruczkowska B., Zawiska I., Kołaczowska E., Baranowski J., 2021, *Assessment of regulating ES potential of lowland riparian hardwood forests in Poland*, „Ecological Indicators” 120: 106834. [IF 4,958, 140 pkt MEiN]
Mój wkład w pracę obejmował (zgodnie z zamieszczonym pod artykułem *CRedit authorship contribution statement*): prace koncepcyjne i metodologiczne, prowadzenie badań i analiz, pisanie oryginalnego tekstu i jego udoskonalanie.
4. **Affek A.**, Regulska E., Kołaczowska E., Kowalska A., Affek K., 2021, *Pollination Potential of Riparian Hardwood Forests—A Multifaceted Field-Based Assessment in the Vistula Valley, Poland*, „Forests” 12, nr 7: 907. [IF 2,633, 100 pkt MEiN]
Mój wkład w pracę obejmował (zgodnie z zamieszczonym pod artykułem *CRedit authorship contribution statement*): prace koncepcyjne i metodologiczne, prowadzenie badań i analiz, opracowanie tabel i rycin, pisanie oryginalnego tekstu i jego udoskonalanie, superwizję i zarządzanie projektem. Byłem autorem wiodącym (autor korespondencyjny).
5. Matuszkiewicz J. M., **Affek A.**, Kowalska A., 2021, *Current and potential carbon stock in the forest communities of the Białowieża Biosphere Reserve*, „Forest Ecology and Management” 502: 119702. [IF 3,558, 200 pkt MEiN]

Mój wkład w pracę obejmował (zgodnie z zamieszczonym pod artykułem *CRediT authorship contribution statement*):
prace koncepcyjne i metodologiczne, prowadzenie badań i analiz, opracowanie tabel i rycin, pisanie oryginalnego
tekstu i jego udoskonalanie. Byłem autorem korespondencyjnym.

Bardziej szczegółowy opis merytorycznego wkładu w powstanie czterech ww. współautorskich
artykułów wchodzących w skład przedłożonego przeze mnie Osiągnięcia naukowego został
zaprezentowany w Załączniku 8 zawierającym oświadczenia podpisane przez wszystkich
współautorów.

Potencjał środowiska przyrodniczego do świadczenia usług ekosystemowych

Omówienie Osiągnięcia - cyklu powiązanych tematycznie artykułów naukowych

4.1. Wprowadzenie

4.1.1. Rozwój i znaczenie koncepcji usług ekosystemowych

Istnienie człowieka zależne jest od szeregu dóbr i usług dostarczanych przez środowisko naturalne. Zdrowie, energia i bezpieczeństwo to jedne z najważniejszych korzyści, jakie ludzie czerpią z przyrody. Przekonanie, że egzystencja człowieka jest wysoce zależna od otaczającej go przyrody, sięga najpewniej początków *Homo sapiens*. Już Platon około 400 r. p.n.e. opisywał w swoich pracach, w jaki sposób środowisko przyrodnicze (ekosystemy) świadczy złożone usługi na rzecz człowieka (np. jak lasy zapobiegają erozji gleby i wysychaniu źródeł) (Solon i in., 2017; Affek i in., 2020). Korzenie współczesnej koncepcji usług (świadczeń) ekosystemowych sięgają XIX w., kiedy to Marsh (1864) (1864) zakwestionował pogląd, że zasoby naturalne Ziemi są nieograniczone, wskazując na zmiany żyzności gleby w basenie Morza Śródziemnego. Pod koniec lat czterdziestych XX w. trzej autorzy (Osborn, 1948; Vogt, 1948; Leopold, 1949) zaczęli propagować pogląd o ścisłej zależności człowieka od środowiska. Kilka lat później Sears (1956) zwrócił uwagę na kluczową rolę ekosystemów w przetwarzaniu odpadów i obiegu składników odżywczych. Z kolei Ehrlich i Ehrlich (1970) w swoim podręczniku zwrócili uwagę na systemy ekologiczne oraz na istotne zagrożenie dla ludzkiej egzystencji – zniszczenie tych systemów przez człowieka.

W raporcie *Analysis of key environmental problems* (Wilson i Matthews, 1970) termin „usługi środowiskowe” został wprowadzony po raz pierwszy do literatury (Solon i in., 2017). Autorzy wymienili usługi związane z zapyłaniem przez owady, rybołówstwem, regulacją klimatu i ochroną przeciwpowodziową. Pokrewny termin „usługi ekosystemowe”, który ostatecznie zyskał najszerszą akceptację środowiska naukowego, pojawił się po raz pierwszy w kontekście wymierania i zastępowania populacji i gatunków, skutkującego utratą korzyści dla ludzi (Ehrlich i Ehrlich, 1981). Niemniej jednak wielu autorów wcześniejszych prac z zakresu ekologii i geoekologii w rozważaniach

dotyczących podstawowych składników środowiska przyrodniczego, zwłaszcza gleby i roślinności, a także powiązań między tymi składnikami a człowiekiem, zawierało informacje o usługach ekosystemowych, choć nie używali oni wprost tego terminu (np. King, 1966; Odum, 1972).

Współczesna koncepcja usług ekosystemowych, przyjmując podejście antropocentryczne, opisuje relacje łączące systemy ekologiczne z systemami społeczno-ekonomicznymi, w szczególności koncentrując się na korzyściach, jakie człowiek czerpie z przyrody (MEA, 2005; TEEB, 2010; Affek i in., 2020). Choć wywodzi się ona z nauk ekonomicznych, obecnie jest zdecydowanie interdyscyplinarna, przejmując terminologię i metody badawcze zarówno z nauk przyrodniczych, jak i społecznych i ekonomicznych. Została sformułowana m.in. po to, aby możliwe było uwzględnienie w globalnym rachunku ekonomicznym świadczeń płynących ze środowiska przyrodniczego, czyli, innymi słowy, aby wycenić wartość samej przyrody. Jednak po pierwszych bardzo ogólnych i szeroko krytykowanych szacunkach R. Costanzy i in. (1997) stało się jasne, że nie tylko sama koncepcja wymaga doprecyzowania, ale też niezbędne jest wieloaspektowe, oparte na wiarygodnych miarach szczegółowe rozpoznanie potencjału ekosystemów do świadczenia usług w poszczególnych regionach, zanim dokona się wyceny monetarnej.

Koncepcja świadczeń ekosystemowych zyskuje coraz większe znaczenie także w podejściu do ochrony przyrody i bioróżnorodności (Maes i in., 2012). Zjawiska stanowiące główne przyczyny utraty różnorodności biologicznej (np. przekształcanie siedlisk, nadmierna eksploatacja zasobów naturalnych, wprowadzanie i ekspansja inwazyjnych gatunków obcych czy zmiany klimatu) narastają, co powoduje, że wiele ekosystemów ulega degradacji i obniża się ich potencjał do świadczenia usług (Kowalska i in., 2019). Ocena strat i generowanych kosztów wynikających z utraty świadczeń przyrody na rzecz człowieka może być istotnym narzędziem wpływu na decydentów i motywować ich do podejmowania działań na rzecz ochrony przyrody, w tym do utrzymania lub odbudowy różnorodności biologicznej oraz prawidłowego funkcjonowania ekosystemów.

Obszerne omówienie rozwoju koncepcji usług ekosystemowych, stosowanych metod oceny i mapowania świadczeń znajduje się w monografii opublikowanej przez wydawnictwo *Elsevier*, której jestem pierwszym autorem (Affek i in., 2020).

4.1.2. Potencjał środowiska przyrodniczego do świadczenia usług

Koncepcja potencjału środowiska przyrodniczego powstała jeszcze w latach 60. ubiegłego wieku we wschodnioniemieckiej szkole kompleksowej geografii fizycznej. Jej autorem był E. Neef (1966), definiujący potencjał jako wszelkie zasoby przyrody, których eksploatacją człowiek może być zainteresowany lub jako zasób przestrzeni przyrodniczej do zaspokajania potrzeb społecznych. Z kolei inny niemiecki autor G. Haase (1976) wyróżnił osiem potencjałów częściowych (produktywności biologicznej, samooczyszczania, zaopatrzenia w wodę, atmosferyczny, surowcowy, zdolności do zabudowy, rekreacyjny, biotycznej zdolności regeneracyjnej), który to zestaw zaczął funkcjonować

jako płaszczyzna odniesienia dla kolejnych klasyfikacji. Zbliżoną do podejścia niemieckiego była polska koncepcja tzw. użytków przyrody, czyli wszelkich zasobów i sił przyrody (Bartkowski, 1971). Autor włączył tu korzystne położenie geograficzne (w tym piękno krajobrazu), które zaliczył do grupy substancjalno-energetycznych tworów przestrzeni, a warunki przyrodnicze – do grupy relacji i interakcji zachodzących między nimi w tzw. przestrzeni konkretnej (geograficznej). M. Przewoźniak (1991) nawiązując do koncepcji E. Neefa i G. Haasego, wyróżnił trzy grupy potencjałów: samoregulacyjno-odpornościowe, zasobowo-użytkowe i percepcyjno-behawioralne. O krok dalej poszedł J. Solon (2004), proponując wyróżnienie czterech potencjałów częściowych krajobrazu: samoregulacyjno-odpornościowego, buforującego, środowiskotwórczego oraz zasobowo-użytkowego. Z kolei O. Bastian (1991), kontynuator szkoły niemieckiej, zaproponował podział funkcji środowiska przyrodniczego na produkcyjne (ekonomiczne), regulacyjne (ekologiczne) oraz dla przestrzeni życiowej (społeczne). Z obecnej perspektywy można stwierdzić, że klasyfikacja ta była poniekąd antycypacją podziału współczesnych świadczeń ekosystemowych. Należy jednak podkreślić, że między dwudziestowieczną koncepcją potencjałów przyrody a koncepcją świadczeń ekosystemowych pozostaje nadal jedna zasadnicza różnica: świadczenia ekosystemowe dotyczą głównie wykorzystania zasobów produkowanych lub kontrolowanych przez biosferę, natomiast potencjały środowiska/krajobrazu koncentrują się w znacznym stopniu na przydatności abiotycznych komponentów środowiska do różnych form użytkowania.

Współczesna koncepcja usług ekosystemowych rozróżnia funkcje ekosystemowe, podstawowe procesy i struktury ekologiczne, które są zależne od różnorodności biologicznej (Maes i in., 2013). W tym rozumieniu funkcje tworzone są przez różne kombinacje procesów i struktur i stanowią potencjał ekosystemów do świadczenia usług, niezależnie od tego, czy są one aktualnie wykorzystywane przez ludzi, czy nie (TEEB, 2010). Zgodnie z tym podejściem wartość dowolnego ekosystemu można określić w odniesieniu do potencjalnej lub rzeczywistej ilości dostarczanych dóbr i usług (Maes i in., 2013; Burkhard i in., 2014). Z perspektywy zarządzania środowiskiem priorytetem powinna być ocena zdolności ekosystemów do dostarczania usług (potencjału), który w tzw. modelu kaskadowym znajduje się pomiędzy procesami biologiczno-fizycznymi a rzeczywistymi usługami (Bastian i in., 2013; Burkhard i in., 2014; Spangenberg i in., 2014). Rozpoznanie potencjału przyrody wyrażonego w kategoriach możliwych do wykorzystania usług ekosystemowych ma istotne znaczenie dla realizacji zasad zrównoważonego rozwoju (Mizgajski i Stępniewska, 2009), w tym do planowania bardziej zrównoważonej eksploatacji zasobów naturalnych i optymalizacji użytkowania gruntów (Bastian i in., 2012). Współcześnie, największym wyzwaniem jest zaproponowanie wiarygodnych narzędzi do oceny potencjału systemów przyrodniczych do świadczenia usług na rzecz człowieka (Affek i in., 2020).

4.1.3. Cel badań i ramy postępowania

Celem głównym badań, stanowiących podstawę prezentowanego osiągnięcia naukowego, było **wieloaspektowe rozpoznanie potencjału przyrody do świadczenia usług ekosystemowych**, poczynawszy od precyzowania i operacjonalizacji pojęć, przez opracowanie i testowanie metod, a skończywszy na określaniu potencjału wybranych usług. Na cel główny składało się szereg celów szczegółowych realizowanych na poszczególnych etapach badań:

Etap I – „Wigierski” (art. 1 i 2):

- a. Opracowanie metodycznych rozwiązań służących szacowaniu potencjału ekosystemów do świadczenia usług ekosystemowych (definicje, wskaźniki, metody analizy i syntezy danych);
- b. Oszacowanie potencjału kilkudziesięciu typów ekosystemów do świadczenia wybranych usług zarówno za pomocą metod eksperckich, jak i partycypacyjnych;

Etap II – „Nadwiślański” (art. 3 i 4):

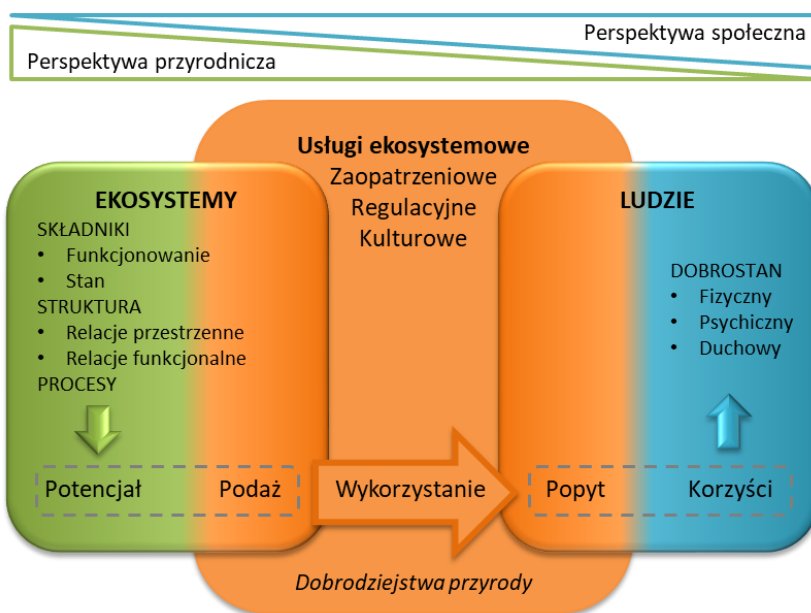
- c. Przejście z poziomu szacowania potencjału ekosystemów do świadczenia usług na poziom wyliczania potencjału na podstawie wskaźników bazujących na bezpośrednich pomiarach kondycji ekosystemów (studia przypadków dla jednego typu ekosystemu);

Etap III – „Białowieski” (art. 5):

- d. Wykorzystanie sprawdzonych wskaźników i metod bazujących na bezpośrednich pomiarach do badań wielkoskalowych kilkunastu ekosystemów leśnych (potencjał dla wybranego świadczenia).

Kanwę teoretyczną i metodyczną omawianego Osiągnięcia stanowi założenie, że świadczenia ekosystemowe należy rozważać zarówno z perspektywy przyrodniczej, jak i społecznej (Rycina 1).

Perspektywa przyrodnicza koncentruje się na ocenie stanu środowiska przyrodniczego tworzonego przez ekosystemy rozumiane za W. Matuszkiewiczem (2001) jako konkretne dynamiczne strukturalno-funkcjonalne układy przestrzenne złożone z biocenozy (świata żywego – roślin, zwierząt i mikroorganizmów) oraz biotopu (zespołu abiotycznych warunków środowiska). **Perspektywa społeczna** z kolei dotyczy korzyści uzyskiwanych z ekosystemów i ich wpływu na dobrostan człowieka (fizyczny, psychiczny, duchowy) (Affek i in., 2020).



Rycina 1. Relacje między przyrodą i społeczeństwem w koncepcji usług ekosystemowych. Źródło: Affek i in. 2020, Autor: A. Affek

Ze względu na niezwykle szybki rozwój koncepcji usług ekosystemowych w ostatnich latach i wkradający się chaos koncepcyjny i terminologiczny, podjąłem się wraz ze współpracownikami usystematyzowania dotychczasowej wiedzy z zakresu świadczeń ekosystemowych (Solon i in., 2017; Affek i in., 2020). Doprecyzowałem kluczowe pojęcia, często bardzo niekonsekwentnie używane nie tylko w literaturze polskiej, ale i światowej. Przy braku satysfakcjonujących definicji wprowadzałem własne. Przyjąłem zgodnie z najczęściej obecnie stosowaną definicją, że **usługi ekosystemowe to wkład, jaki ekosystemy wnoszą do dobrostanu człowieka**. Może nim być materialny wytwór (np. drewno, owoce leśne, zwierzyzna łowna), proces (np. oczyszczanie wody i powietrza, produkcja tlenu), bądź stworzenie dogodnych warunków/okoliczności (np. miejsca do rekreacji), z których korzysta społeczeństwo. Zgodnie z powszechnie akceptowanym modelem kaskadowym, końcowe usługi ekosystemowe uznałem za wyraźnie odrębne zarówno od funkcji ekosystemowych, jak i od samych korzyści dla człowieka wpływających z usług ekosystemowych (Haines-Young i Potschin, 2013, 2018). Usługi te są końcowymi produktami ekosystemów bezpośrednio wpływającymi na dobrostan człowieka, choć nadal zachowującymi połączenie z podstawowymi funkcjami ekosystemu, procesami i strukturami, które je generują. Z kolei korzyści tworzone lub czerpane przez ludzi z końcowych usług ekosystemowych nie są już funkcjonalnie powiązane z systemami, z których pochodzą.

Spśród różnych systemów klasyfikacyjnych porządkujących usługi ekosystemowe (Affek i in., 2020), w prowadzonych badaniach bazowałem na najpopularniejszej obecnie w Europie Wspólnej Międzynarodowej Klasyfikacji Usług Ekosystemowych – CICES (Haines-Young i Potschin, 2018). Wyróżniono w niej trzy główne sekcje świadczeń: (1) „Zaopatrzenie”, (2) „Regulacja i utrzymanie”

oraz (3) „Kultura”. Do usług zaopatrzeniowych zaliczono wszystkie wytwory organizmów żywych wykorzystywane przez człowieka (np. żywność i surowce); do regulacyjnych – wszystkie usługi, w których żywe organizmy pełnią role mediatorów lub moderatorów otaczającego środowiska na korzyść człowieka (np. zapylenie lub utrzymanie jakości gleby), a do sekcji usług kulturowych – możliwość interakcji z przyrodą skutkujących utrzymaniem lub poprawą dobrostanu człowieka. Pragnę podkreślić, że dla potrzeb prowadzonych badań dokonałem kompleksowej polskiej adaptacji klasyfikacji CICES, dostosowując ją do warunków krajowych (Solon i in., 2017, rozdz. 4). Spośród licznych definicji potencjału ekosystemów w badaniach wykorzystałem dość ogólną, ale dzięki temu uniwersalną definicję zaproponowaną przez B. Burkharda i in. (2012), dotyczącą *stricte* potencjału do świadczenia usług ekosystemowych. Stanowi ona, że potencjał ekosystemów to zdolność do świadczenia usług uwarunkowana przez czynniki naturalne (klimat, ukształtowanie terenu, siedlisko, roślinność potencjalną) i działalność człowieka (użytkowanie ziemi, zanieczyszczenia itp.). Jednak dla potrzeb oceny i mapowania świadczeń niejednokrotnie niezbędne było wypracowanie bardziej szczegółowych, operacyjnych definicji potencjału ekosystemów, np. dotyczących usług świadczonych przez pszczoły – zapylenia i produkcji miodu (por. art. 1). Do określenia potencjału ekosystemów do świadczenia całego wachlarza usług ekosystemowych niezbędne było zaproponowanie wiarygodnych miar i właściwych narzędzi pomiarowych. W tym celu wraz ze współpracownikami opracowałem kilkadziesiąt wskaźników, szczegółowo charakteryzując przyjęte założenia teoretyczne, metodę konstrukcji, niezbędne dane źródłowe i właściwości pomiarowe (w tym jednostkę, skalę, przedziały wartości i interpretację wartości) (Affek i in., 2020). Na podstawie opracowanych miar i wskaźników przeprowadziłem wieloaspektową ocenę potencjału ekosystemów do świadczenia usług w trzech obszarach testowych: 1. Wigierskiego Parku Narodowego wraz z otoczeniem, 2. lasów łęgowych doliny środkowej Wisły oraz 3. Rezerwatu Biosfery Białowieża.

Pragnę zwrócić uwagę na kierunkowy rozwój moich badań i podejścia do oceny potencjału środowiska przyrodniczego.

W pierwszym etapie badań („Wigierskim”) prowadzonym w krajobrazie młodogłaciowym na Suwalszczyźnie testowałem opracowywane wskaźniki, wykorzystując głównie dane kartograficzne, statystyczne i literaturowe gromadzone przeważnie do innych celów, a także zastosowałem metodę oceny społecznej. W ramach prowadzonych prac byłem odpowiedzialny przede wszystkim za: a) ocenę potencjału ekosystemów metodą partycypacyjną (ocena społeczna) (art. 2), b) określenie potencjału ekosystemów do świadczenia usługi zapylenia i produkcji miodu metodą ekspercką (art. 1) oraz za 3) syntezę wyników, w tym wyłonienie ekosystemów o najwyższym potencjale do świadczenia usług (tzw. hotspotów) i określenie relacji między świadczeniami (*synergies and trade-offs*) (opublikowane w Affek i in., 2020).

W kolejnym etapie („Nadwiślańskim” – pogłębione studium lasów łęgowych doliny środkowej Wisły) prowadziłem wraz ze współpracownikami szczegółowe prace terenowe i pozyskiwałem samodzielnie niezbędne dane do wyliczenia opracowanych wcześniej i sprawdzonych

wskaźników do określenia kilkunastu świadczeń regulacyjnych (art. 3), przy czym w tych badaniach byłem całkowicie odpowiedzialny za wieloaspektowe rozpoznanie potencjału do świadczenia usługi zapylania (art. 4).

Ostatnim etapem prac („Białowieskim”) były szeroko zakrojone badania kilkunastu zbiorowisk leśnych Nizy Polskiego skoncentrowane na jednym świadczeniu (regulacja atmosfery poprzez akumulację węgla – art. 5), wykorzystujące bogatą bazę źródłową pomiarów terenowych z Puszczy Białowieskiej (ponad 1300 powierzchni). W tych badaniach byłem w szczególności odpowiedzialny za wyliczenie rzeczywistych zasobów węgla w biomase żywej i martwym drewnie oraz za opracowanie innowacyjnej metody szacowania potencjału lasów do magazynowania węgla oraz przygotowanie tekstu i przeprowadzenie artykułu przez proces recenzyjny (jako autor korespondencyjny).

4.2. I etap badań – „Wigierski”: operacjonalizacja konstruktu, definicje, metody, wskaźniki, szacowanie potencjału

Głównym celem I etapu badań było opracowanie metodycznych rozwiązań służących szacowaniu potencjału ekosystemów do świadczenia usług ekosystemowych (definicje, wskaźniki, metody analizy i syntezy danych) oraz oszacowanie potencjału całego wachlarza ekosystemów krajobrazu młodogłacjalnego do świadczenia wybranych usług. Rozpoznałem możliwości szacowania potencjału ekosystemów zarówno za pomocą metod eksperckich, jak i metod partycypacyjnych, uwzględniających punkt widzenia społeczeństwa. W przypadku metod eksperckich skoncentrowałem się na dwóch usługach ekosystemowych świadczonych przez pszczoły: **produkcji miodu (usługa zaopatrzeniowa)** oraz **zapyłaniu roślin (usługa regulacyjna)**. W przypadku metody partycypacyjnej uwzględniłem 11 grup świadczeń ze wszystkich 3 sekcji CICES. Określiłem również, w jaki sposób ocena potencjału zależy od cech indywidualnych respondentów oraz od dotychczasowego korzystania z usług ekosystemowych. Wytypowanym obszarem badań reprezentującym krajobraz młodogłacjalny był Wigierski Park Narodowy i jego okolica (gminy Nowinka, Giby oraz Suwałki w woj. podlaskim).

4.2.1. Ocena ekspercka

[Na podstawie artykułu:

1. **Affek A.**, 2018, Indicators of ecosystem potential for pollination and honey production, Ecological Indicators, 94, 2, s. 33-45.]

Celem omawianego artykułu było opracowanie wskaźników potencjału ekosystemów do świadczenia usług, których bezpośrednimi dostawcami (*Ecosystem Service Provider* (ESP); Kremen, 2005) są pszczoły, tj. 1) zapyłania i 2) produkcji miodu. Większość badań dotyczących tzw. usług pszczelich koncentruje się na zapyłaniu upraw, a tylko w rzadkich przypadkach uwzględnia się inne korzyści, jakie zapewniają pszczoły, takie jak produkcja miodu czy zapyłanie dzikich roślin, które są również ważne dla dobrostanu człowieka. Ponadto, zwykle mapy pokrycia terenu służą jako podstawa do mapowania siedlisk pszczół w pośredniej ocenie potencjału do zapyłania w skali regionalnej lub kontynentalnej. Jednak często różne półnaturalne i naturalne płaty pokrycia terenu (ekosystemy) są często oceniane jako tak samo wartościowe siedliska pszczół. Za cel operacyjny przyjęto więc określenie różnic między ekosystemami strefy umiarkowanej pod kątem ich zdolności do świadczenia ww. usług. Moją ambicją było wypełnienie luki między szczegółowymi badaniami pszczół i roślin miododajnych z jednej strony, a wielkoskalowym modelowaniem usług na podstawie daleko idących uproszczeń z drugiej.

Do waloryzacji ekosystemów wykorzystałem opracowaną samodzielnie, operacyjną definicję potencjału, dostosowaną do usług świadczonych przez pszczoły (zapyłanie i miód). Stanowi ona, że potencjał ekosystemu do produkcji miodu to teoretyczna maksymalna podaż usługi w danym typie ekosystemu i kontekście regionalnym, obliczona dla warunków środowiskowych (w tym składu gatunkowego roślin, jakości gleby, warunków wodnych) optymalnych do realizacji danej usługi. W tym wypadku nie zależało mi na oszacowaniu potencjału konkretnych miejsc, tylko typów ekosystemów, dlatego też w szacunkach nie uwzględniałem znanych prawidłowości wynikających z kompozycji krajobrazu i układu przestrzennego wpływających na potencjał usługowy pszczół. Ocena potencjału reprezentowanego przez różne typy ekosystemów opierała się na teoretycznym założeniu, że w zasięgu lotu pszczół istnieje tylko jeden typ ekosystemu. Warto w tym miejscu nadmienić, że w rozważaniach dotyczących potencjału ekosystemów do świadczenia usług ekosystemowych, w odróżnieniu od rzeczywistego przepływu usług, pomija się wkład człowieka, który jest często niezbędny do skorzystania z danej usługi. Z tego względu przy szacowaniu potencjału ekosystemów do produkcji miodu nie rozpatruje się pracy pszczelarzy polegającej na dostarczeniu i obsłudze rodzin pszczoły miodnej.

Zastosowałem autorską typologię ekosystemów krajobrazu wiejskiego klimatu umiarkowanego, obejmującą 43 typy (29 istotnych dla pszczół) (Affek i in., 2020). Ta typologia jest rozszerzeniem klasyfikacji ekosystemów MAES, wyróżnionych na potrzeby mapowania na poziomie europejskim (Maes i in., 2013). Oprócz klas pokrycia terenu uwzględniłem także typy lasów, etapy ich sukcesji i warunki siedliskowe, gdyż dane literaturowe wskazywały, że te zmienne różnicują potencjał do świadczenia wielu usług ekosystemowych. Opracowałem dwa wskaźniki odnoszące się do potencjału ekosystemu dla usług pszczelich: wskaźnik miodowy i wskaźnik zapyłania. Ich celem jest pokazanie w sposób pośredni, ile miodu może teoretycznie powstać z 1 ha płatu ekosystemu i ile kwiatów mogą zapylić żyjące na tym obszarze dzikie pszczoły.

Potencjał ekosystemu do produkcji miodu zależy od jakości pastwiska pszczelego i odpowiada maksymalnym możliwym rocznym zbiorom miodu z hektara danego ekosystemu przy założeniu, że pszczelarze zapewnią optymalną liczebność pszczół miodnych. Zaproponowałem więc **obfitość i dostępność substratów miodu** (nektaru kwiatowego, spadzi, pośrednio także pyłku) jako miarę potencjału ekosystemów w zakresie jego produkcji. Ilość nektaru i pyłku produkowanego przez ekosystem (przyjmując korzystne warunki pogodowe) jest ściśle zależna od zasobów kwiatowych zbiorowiska roślinnego i jego łącznej potencjalnej miododajności. Ta z kolei wynika ze składu gatunkowego i wydajności miodowej poszczególnych gatunków roślin. Wartości wskaźników oszacowałem na podstawie danych literaturowych dotyczących miododajności poszczególnych gatunków roślin w połączeniu z danymi fitosocjologicznymi zawierającymi informacje o składzie gatunkowym w każdym typie ekosystemu. Skorzystałem z wyników unikalnych w skali światowej, rozległych, wielosezonowych badań nad roślinami miododajnymi, prowadzonych w Polsce od lat 50. XX wieku. Owoc tej pracy – „Wielki Atlas Roślin Miododajnych” (Kołtowski, 2006) – dostarcza informacji o produkcji nektaru i pyłku w przypadku ponad 250 roślin miododajnych rosnących w strefie umiarkowanej. W ocenie zasobów pokarmowych pszczół uwzględniłem również spadź, często deponowaną na wybranych gatunkach drzew w lasach strefy umiarkowanej (np. jodła, świerk, lipa i dąb) i chętnie zbieraną przez pszczoły.

Biorąc pod uwagę obiektywne trudności z bezpośrednią kwantyfikacją usługi zapylania, zwykle stosuje się wskaźniki zastępcze. Zaproponowałem więc jako wskaźnik zdolności ekosystemów do świadczenia usług zapylania **potencjalną liczebność gniazdujących dzikich pszczół** (Hymenoptera: Apoidea, Apiformes). Z szacunków wyłączyłem pszczoły miodne, ponieważ ich liczebność nie jest uwarunkowana naturalnymi warunkami ekosystemu, ale decyzjami podejmowanymi przez pszczelarzy. Potencjalną maksymalną liczebność dzikich pszczół w sezonie wegetacyjnym oszacowałem zestawiając dane dotyczące dostępności zasobów pokarmowych i miejsc gniazdowania z rzeczywistą liczebnością pszczół i bogactwem gatunkowym opisywanym w literaturze entomologicznej. Zasoby pokarmowe obliczyłem w taki sam sposób, jak przy produkcji miodu, natomiast dostępność miejsc gniazdowania oszacowałem na podstawie charakterystyki ekosystemów zestawionej z wymaganiami siedliskowymi dzikich pszczół.

Dzięki zastosowaniu bardziej szczegółowej typologii ekosystemów uzyskałem znaczne różnice w potencjalnej podaży usług pszczelich między ekosystemami należącymi do tej samej kategorii w ogólnych klasyfikacjach bazujących na pokryciu terenu (np. CORINE czy MAES). Największy potencjał do produkcji miodu (ok. 300 kg/ha) osiągnęły pola uprawne położone na żyznej glebie, przy założeniu, że wybrana uprawa będzie najbardziej odpowiednia do produkcji miodu (np. facelia – *Phacelia tanacetifolia* czy gryka – *Fagopyrum esculentum*). Łąki suche i świeże wraz z młodymi borami bagiennymi wyróżniały się również jedną z najwyższych zdolności dostarczania miodu (do 250 kg/ha). Najniższą wydajność (0-20 kg/ha) przypisałem wszystkim olsom, łęgom w średnim wieku i mokradłom, gdyż one – poza zbiornikami wodnymi i innymi obszarami bez

roślinności – tworzą najuboższe pastwiska pszczele w skali roku. Potencjał ekosystemów leśnych do produkcji miodu jest zróżnicowany w zależności od wieku lasu w taki sposób, że drzewostany najmłodsze (naloty i uprawy leśne) i najstarsze (>120 lat) mają przypisane wyższe wartości niż lasy dojrzewające i dojrzałe (40-120 lat). Przyjąłem bowiem za Taki i in. (2013), że w najstarszych lasach zbliżonych do naturalnych często występujące naturalne zaburzenia (wykroty, wiatrołomy, gradacje korników) przyczyniają się do powstania zróżnicowanej struktury pionowej roślinności, skutkując tym samym poprawą warunków świetlnych runa i wzrostem udziału gatunków miododajnych. Tę samą prawidłowość uwzględniłem przy szacowaniu potencjału do świadczenia usługi zapylania.

Analogicznie, ze względu na większy dostęp światła do dna lasu, polany śródleśne i młodniki uznałem za lepsze siedliska dzikich pszczół niż dojrzałe drzewostany o zwartych koronach. Łąki suche i świeże o wysokim stopniu naturalności wraz z polanami w lasach iglastych z dużą liczbą roślin zapylanych przez owady i wieloma potencjalnymi miejscami gniazdowania to ekosystemy o największej zdolności do świadczenia usług zapylania w Europie (1000-2000, a nawet 8000 gniazdujących osobników/ha). Pola uprawne, pomimo najwyższych notowanych zagęszczeń zapylaczy w okresie kwitnienia roślin miododajnych (Banaszak, 1983), służą jedynie jako przeciętne siedlisko dla dzikich pszczół (do 100-200 gniazdujących osobników/ha) ze względu na krótkie okresy kwitnienia monokultur oraz obniżoną przydatność gleby do gniazdowania w wyniku orki i stosowania pestycydów i nawozów. Za umiarkowanie dobre siedlisko pszczół uznałem także tereny osadnictwa wiejskiego (do 300-400 gniazdujących osobników/ha), ponieważ oprócz terenów pokrytych roślinnością bogatych w gatunki miododajne (ogrody i sady), a także budowli wykonanych z materiałów naturalnych przydatnych do gniazdowania (np. gliny), duża część przestrzeni jest utwardzona i całkowicie nieodpowiednia dla pszczół.

Co ciekawe, wszystkie siedliska o wyraźnie większej liczebności pszczół powstały w wyniku działalności człowieka. W przeciwieństwie do wielu istotnych usług ekosystemowych, które w znacznym stopniu przyczyniają się do dobrostanu człowieka (np. magazynowanie dwutlenku węgla, kontrola powodzi i erozji oraz zatrzymywanie wody), potencjał do świadczenia usług pszczelich zmniejsza się wraz z naturalną sukcesją i wzrostem biomasy. Zarysowująca się kolizja (*trade-off*) między usługami musi być zatem dokładnie przeanalizowana i wzięta pod uwagę przy planowaniu gospodarki leśnej i ochrony przyrody, w szczególności terenów otwartych (dylemat między ochroną czynną i bierną).

Otrzymane wyniki pokazujące, że potencjały różnią się znacznie między poszczególnymi (pół)naturalnymi ekosystemami, wskazują na ograniczoną wiarygodność i użyteczność tych modeli zapylania, które traktują wszystkie takie ekosystemy jako równie dobre siedliska pszczół. Uwzględnienie charakterystyk ekosystemu innych niż pokrycie terenu (tj. etap sukcesji i jakość gleby) może stanowić podstawę do dokładniejszej oceny usług pszczelich. Wiarygodne informacje na temat potencjalnej produkcji miodu są pożądane przez pszczelarzy, a rozpoznanie potencjału zapylania i warunków środowiskowych sprzyjających populacjom zapylaczy może być przydatne rolnikom, a

także organom ochrony przyrody. Uważam więc, że te ostatnie powinny wykorzystać otrzymane wyniki do odpowiedzialnego zarządzania poprzez dokonanie wyboru między dostarczaniem usług pszczelich a innymi usługami ekosystemowymi oraz do wdrażania opracowanych rozwiązań poprzez plany i działania ochronne. Chociaż przeprowadzona przeze mnie ocena dotyczy ekosystemów nizinnych strefy umiarkowanej charakterystycznych dla krajobrazów młodoglacjalnych, proponowane podejście i wskaźniki mogą być z powodzeniem stosowane (pod warunkiem dostępności danych) w każdej lokalnej lub regionalnej ocenie usług związanych z pszczołami w dowolnym miejscu na świecie.

4.2.2. Ocena społeczna (beneficjentów)

[Na podstawie artykułu:

2: Affek A., Kowalska A., 2017, Ecosystem potentials to provide services in the view of direct users, Ecosystem Services, 26, s. 183-196.]

Potencjał ekosystemów do świadczenia usług można szacować w różny sposób. Poza często trudnymi do wyliczenia miarami bezpośrednimi oraz subiektywną, choć popartą wiedzą naukową, oceną ekspercką, można także sięgnąć po opinię bezpośrednich beneficjentów usług. Opinia taka, choć także subiektywna, oparta jest przeważnie na wieloletnim doświadczeniu w czerpaniu dóbr i usług dostarczanych przez okoliczną przyrodę (García-Nieto i in., 2015). O ile ocena pojedynczej osoby niewiele mówi o rzeczywistym potencjale ekosystemów (ponieważ będzie bazować na jednostkowym doświadczeniu wynikającym z indywidualnych cech i losów/historii danego człowieka), to już uśredniona opinia reprezentatywnej, odpowiednio licznej próbki bezpośrednich beneficjentów może stanowić niezastąpione źródło informacji o wiarygodności często przewyższającej inne sposoby oceny, w tym oceny ekspertów. Prawdopodobnie ta dotyczy wszystkich rodzajów usług ekosystemowych: zaopatrzeniowych, regulacyjnych i kulturowych, ponieważ badania nad świadomością społeczeństwa dotyczącą korzystania z usług oraz zdolnością do ich identyfikacji wskazują, że bezpośredni użytkownicy doskonale zdają sobie sprawę, jakie usługi świadczy im przyroda i jakie korzyści z tego czerpią, włącznie z pozornie trudnymi do uchwycenia świadczeniami regulacyjnymi (Affek i Kowalska, 2014).

Ocena społeczna odzwierciedla rzeczywiste znaczenie usług ekosystemowych dla ludzi (Scholte i in., 2015) i jest kluczowa, ponieważ na przepływ usług ekosystemowych wpływa nie tylko potencjał danego ekosystemu, ale przede wszystkim popyt na dane usługi w społeczeństwie. To bezpośredni użytkownicy ekosystemów najlepiej potrafią ocenić korzyści płynące z przyrody, a dotyczy to w szczególności wysoce subiektywnych usług kulturowych (Hernández-Morcillo i in., 2013). Ocena taka dostarcza informacji na temat postrzegania i preferencji społeczności, które są przydatne w procesie planowania krajobrazu i podejmowania decyzji (Martín-López i in., 2012).

Analiza stanowi kluczowy krok w identyfikacji i rozwiązywaniu potencjalnych konfliktów interesów (Castro i in., 2011). Udział społeczeństwa w zarządzaniu usługami ekosystemowymi daje nadzieję na podejmowanie decyzji planistycznych i strategicznych satysfakcjonujących większą liczbę interesariuszy i działa na rzecz rozwoju społeczności świadomych kwestii środowiskowych (Felipe-Lucia i in., 2015).

Poszczególni interesariusze mają różne zapotrzebowanie na usługi ekosystemowe (Spangenberg i in., 2014). Przy podejmowaniu zagadnień planistycznych ważne jest więc uzyskanie i uwzględnienie opinii i preferencji reprezentatywnych dla całej populacji bezpośrednich użytkowników ekosystemów (Chan i in., 2012). Badani powinni więc różnić się cechami osobowymi (wiek, płeć, miejsce zamieszkania, zawód, wykształcenie, poziom ekonomiczny itp.), ale także ze względu na swoją rolę w życiu publicznym na danym obszarze i sposobie korzystania z dóbr natury.

Postrzegany potencjał ekosystemów do świadczenia usług wynika z indywidualnego doświadczenia, popytu i faktycznego korzystania z usług. Kilka badań wykazało, że zrozumienie, które usługi ekosystemowe są ważne dla ludzi i postrzegane jako dostępne, wymaga identyfikacji czynności, w które użytkownicy usług faktycznie się angażują (Carvalho-Ribeiro i Lovett, 2011; Casado-Arzuaga i in., 2013; Scholte i in., 2015). Postrzeganie kształtują także konstruowane społecznie koncepcje krajobrazu, powiązane z tożsamościami kulturowymi i tradycją (Terkenli, 2001). Co więcej, ludzie mogą przypisywać wysokie wartości danemu krajobrazowi lub ekosystemowi z powodu więzi emocjonalnych odzwierciedlających ich relacje społeczne, korzenie lub doświadczenia (Soini i in., 2012). Z drugiej strony brak wiedzy ogranicza zdolność ludzi do oceny ekosystemów (Gundersen i in., 2017). W przypadku braku informacji na temat danej usługi może ona pozostać niezauważona i w rezultacie może nie zostać uznana za ważną (Bingham i in., 1995).

Chociaż do rozpoznania preferencji społecznych stosuje się różne metody, generalnie rozróżnia się techniki, które zbierają opinię publiczną, pytając bezpośrednio o tak zwane „wartości deklarowane”, oraz techniki, które zbierają tak zwane „wartości ujawnione” pośrednio, np. obserwując zachowanie lub analizując teksty pisane lub inne rodzaje mediów (Scholte i in., 2015). W uzyskiwaniu wartości deklarowanych najczęściej sięga się po kwestionariusze. Kluczem do rzetelnej analizy jest zatem odpowiedni dobór próby, w oparciu o określone cechy respondentów.

Celem prowadzonych badań było określenie, w jaki sposób bezpośredni użytkownicy (mieszkańcy i turyści) postrzegają potencjał otaczających ich ekosystemów do świadczenia usług oraz jak na taką ocenę wpływają różne czynniki, w tym charakterystyki społeczno-demograficzne respondentów i częstotliwość, z jaką korzystają z poszczególnych usług ekosystemowych. Badanie kwestionariuszowe prowadziłem osobiście (wspólnie z Anną Kowalską) metodą *door-to-door* wśród mieszkańców i turystów (N = 251) przebywających na terenie Wigierskiego Parku Narodowego i w jego okolicach, na obszarze o wysokich walorach przyrodniczych. W przygotowanym przeze mnie kwestionariuszu prosiłem o wyszczególnienie częstotliwości korzystania z 45 różnych usług zaopatrzeniowych i kulturowych, a następnie o ocenę 7 lokalnych typów ekosystemów pod kątem ich

zdolności do świadczenia 11 grup usług. Termin „świadczenia ekosystemowe” nie był używany w ankiecie. Zastąpiłem go bardziej przystępnym, ale semantycznie tożsamym określeniem z mowy potocznej – „dobrodrojeństwa przyrody”.

Przeprowadzone badania pokazały, że bezpośredni użytkownicy ekosystemów mają zdolność różnicowania lokalnych ekosystemów pod kątem ich potencjału do świadczenia usług. Pokazuje to, że ludzie mieszkający lub odwiedzający obszary o wysokich walorach przyrodniczych są świadomi różnorodności zasobów przyrodniczych i różnych potencjałów poszczególnych ekosystemów.

Uczestnicy badania postrzegali lasy sosnowe i liściaste przede wszystkim jako źródło opału i materiałów budowlanych. Doceniono jednak również ich potencjał rekreacyjny. Wysokie wartości przypisywane zarówno produktom materialnym, jak i niematerialnym mogą sugerować, że respondenci oczekują, że lasy zapewnią jednocześnie często kolidujące ze sobą usługi zaopatrzeniowe i kulturowe. Lasy bagienne były postrzegane jako posiadające rozkład potencjałów znacznie różniący się od pozostałych typów lasów. Zdaniem respondentów mają one przede wszystkim dostarczać naturalne leki i opał, a poza tym także zapewniać możliwości prowadzenia edukacji i nauki, podobnie jak mokradła. Z kolei postrzegany potencjał łąk i pól determinowany jest przede wszystkim ich funkcją produkcyjną, choć także, co zaskakujące, możliwościami w zakresie edukacji i nauki. Dotychczas tego typu ekosystemy rzadko były postrzegane jako związane z usługami edukacyjnymi (Lamarque i in., 2011; Plieninger i in., 2013; García-Nieto i in., 2015).

Rozkład postrzeganych potencjałów w przypadku rzek i jezior różni się znacznie od tych charakteryzujących pozostałe ekosystemy. Ogólnie rzecz biorąc, ekosystemy wodne wyróżniają się wyjątkowo wysokim postrzeganym potencjałem świadczenia usług kulturowych, w szczególności rekreacji. Przypisywany wysoki potencjał jezior i rzek do zaopatrzenia w żywność jest zrozumiały, ponieważ ryby stanowią istotny składnik kuchni regionalnej. Z kolei postrzegany wysoki potencjał ekosystemów do świadczenia niematerialnych usług kulturowych można częściowo wytłumaczyć specyfiką wybranego obszaru badań. Złożony układ krajobrazowy i wysoki udział obszarów chronionych najwyraźniej sprzyja tym usługom, co potwierdzają również dane literaturowe (García-Nieto i in., 2015).

Przeprowadzone szczegółowe analizy kwestionariuszy pokazały również, jak istotną rolę w postrzeganiu i korzystaniu z usług ekosystemowych mają indywidualne cechy ich użytkowników. Otrzymane wyniki wskazują, że osoby lepiej wykształcone dostrzegają ogólnie wyższy potencjał ekosystemów do świadczenia usług kulturowych, a także częściej z tych usług korzystają. Może to wskazywać na oczekiwany związek między intensywnością korzystania z przyrody a poziomem rozpoznania jej wartości i docenienia dostarczanych świadczeń. Nie zaobserwowano jednak takiej zależności w przypadku usług zaopatrzeniowych, co może wynikać z konieczności korzystania z materialnych wytworów okolicznej przyrody (pożywienia, materiałów) z braku innych możliwości. Wiedza i doświadczenie wydają się być także tymi czynnikami, które odpowiadają za zróżnicowanie wyników ze względu na wiek. Osoby starsze, mające większe doświadczenie życiowe i dłużej

obcujące z przyrodą, lepiej rozumieją, jakie korzyści można z niej czerpać i jaka jest ich rzeczywista wartość. Z kolei młodszy częściej dostrzegają i potrafią nazwać świadczenia trudniejsze do uchwycenia, wymagające specjalistycznej wiedzy ekologicznej. Inna hierarchia potrzeb i oczekiwań wobec przyrody wpływa natomiast na różnice w postrzeganiu i wykorzystaniu świadczeń między osobami stale zamieszkującymi badany region, a przyjezdnymi. Ci pierwsi częściej korzystają ze świadczeń zaopatrzeniowych, a niektóre z nich także wyżej cenią, tymczasem turyści częściej korzystają i większe znaczenie przypisują usługom kulturowym. W naszym badaniu kobiety dostrzegały wyższy potencjał kulturowy niektórych ekosystemów. Z kolei mężczyźni podkreślali potencjał lasów do zatrzymywania i oczyszczania wody, co może wiązać się z większym zaangażowaniem mężczyzn w prace leśne (Nowacka, 2007), a tym samym lepszym zrozumieniem funkcjonowania lasu. Obserwacja, że kobiety podkreślają potencjał do dostarczania naturalnych leków, a mężczyźni do dostarczania materiałów budowlanych, sugeruje, że tradycyjne obszary wiedzy specjalistycznej dotyczące płci nadal obowiązują i mogą wpływać na ocenę.

Zastosowana w badaniach metoda ankietowa okazała się być dobrym sposobem na poznanie rzeczywistego wykorzystania świadczeń ekosystemowych, a także wiedzy użytkowników i ich opinii na temat potencjału poszczególnych typów ekosystemów do dostarczania usług. Chociaż potencjał można często wyrazić w jednostkach fizycznych, to sposób postrzegania go przez indywidualnego użytkownika kształtuje nie tylko „obiektywna” wartość, ale także wiele innych czynników, jak pokazało niniejsze badanie. Ponadto, to, co determinuje procesy decyzyjne (w tym te związane z krajobrazem) to wartość przypisywana subiektywnie, biorąc pod uwagę, że percepcja jest kluczowym procesem w interakcji między ludźmi a środowiskiem naturalnym (Gobster i in., 2007).

Zarządzający krajobrazem różnych szczebli kształtują go zarówno bezpośrednio, jak i za pomocą narzędzi legislacyjnych. Jeśli jednak ma zostać wdrożone zrównoważone gospodarowanie gruntami, należy wziąć pod uwagę opinie wyrażane przez miejscową ludność. Społeczna wycena potencjałów ekosystemów jest miarą godną zaufania, ponieważ wartości są przypisywane przez bezpośrednich beneficjentów usług ekosystemowych. Dotyczy to w szczególności niematerialnych produktów ekosystemowych (usługi kulturowe), które są postrzegane jako wysoce subiektywne i trudne do zmierzenia w inny sposób (Hernández-Morcillo i in., 2013). Przeprowadzana na reprezentatywnej próbie ocena partycypacyjna może służyć jako ważne narzędzie wspierające podejmowanie decyzji z zakresu planowania przestrzennego na poziomie lokalnym.

Ważne jest również uświadomienie sobie, w jaki sposób postrzeganie przyrody wiąże się z indywidualnymi cechami i aktywnościami ludzi. Twierdzimy, że postrzegana użyteczność ekosystemów wpływa na faktyczne wykorzystanie usług i odwrotnie. Z jednej strony nie zostanie wykorzystane coś, co nie jest postrzegane jako atrakcyjne i warte wysiłku zdobycia/interakcji. Z drugiej strony, jak pokazało nasze badanie, doświadczenie w korzystaniu z danej usługi skutkuje bardziej adekwatnym rozpoznaniem jej prawdziwej wartości. Ponadto, korzystanie z usług może samo w sobie modyfikować właściwości i potencjał ekosystemów (Bastian i in., 2013). Wykazana zależność

wskazuje jednak, jak subiektywna i względna jest ocena możliwości świadczenia usług przez przyrodę. W planowaniu partycypacyjnym należy uwzględnić zarówno cechy społeczno-demograficzne, jak i sposoby korzystania przez ludzi z usług, aby zapewnić właściwą reprezentację różnych punktów widzenia.

Na podstawie analizy postrzeganych potencjałów możliwe staje się zidentyfikowanie takich ekosystemów lub usług, które nie są adekwatnie wyceniane przez respondentów, ale mogą znacząco przyczynić się do dobrobytu człowieka. W takich przypadkach można podjąć działania mające na celu edukowania społeczeństwa jako całości lub dedykowanych podgrup, w celu podniesienia świadomości lub nawet modyfikacji interakcji z naturą. Osoby lepiej poinformowane będą chętniej akceptować działania na rzecz ochrony przyrody, nawet jeśli działania te będą naruszać ich interesy.

Przeprowadzone badania wykazały również, że różne typy ekosystemów mogą dostarczać różne pakiety usług. Na tej podstawie można stwierdzić, że zróżnicowanie układu krajobrazowego ma pozytywny wpływ na jakość i zakres usług dostępnych w skali lokalnej. Ze względu na to, że ekosystemy uzupełniają się nawzajem w dostarczaniu usług, potrzeby społeczności można w dużej mierze zaspokoić przy użyciu lokalnych zasobów naturalnych. Wykorzystanie lokalnych „darów natury” przyczynia się do lepszego zrozumienia procesów ekologicznych i zwiększa odpowiedzialność społeczną, co z kolei prowadzi do bardziej zrównoważonego zarządzania środowiskiem, lepszej ochrony funkcjonowania ekosystemów i ochrony przyrody dla przyszłych pokoleń.

Ponadto ankiety mogą okazać się przydatne w podnoszeniu świadomości społecznej i poziomu wiedzy na temat przyrody (Casado-Arzuaga i in., 2013; Gundersen i in., 2017). W naszym badaniu ankieta koncentrowała się na korzyściach środowiskowych i zachęcała respondentów do refleksji nad miejscem przyrody w ich życiu. Wypełniając ankietę respondenci mieli możliwość poszerzenia swojej wiedzy na temat usług świadczonych przez ekosystemy, a tym samym docenienia unikalnego środowiska przyrodniczego, które ich otacza.

Podsumowując, wyróżniającą cechą przeprowadzonych badań [art. 2] jest to, że: 1. zbadano percepcję osób reprezentujących wiernie lokalną społeczność, 2. uwzględniono całą paletę usług ekosystemowych oraz 3. określono postrzegany potencjał pełnego zakresu naturalnych i półnaturalnych ekosystemów występujących na danym obszarze. Biorąc pod uwagę dużą liczebność próby, należy uznać przeprowadzone badania za miarodajne i stanowiące istotną wartość dodaną do światowej literatury, o czym świadczy też wysoka liczba cytowań (44 w ciągu 4 lat wg Google Scholar).

4.3. II etap badań – „Nadwiślański”: weryfikacja przydatności wskaźników zasilanych danymi z własnych prac terenowych, szczegółowe studia przypadków

[Na podstawie artykułów:

3. Kowalska A., **Affek A.**, Wolski J., Regulska E., Kruczkowska B., Zawiska I., Kołaczowska E., Baranowski J., 2021, Assessment of regulating ES potential of lowland riparian hardwood forests in Poland, *Ecological Indicators*, 120: 106834.
4. **Affek A.**, Regulska E., Kołaczowska E., Kowalska A., Affek K., 2021, Pollination potential of riparian hardwood forests — a multifaceted field-based assessment in the Vistula Valley, Poland, *Forests*, 12: 721]

Głównym celem II etapu badań było przejście z poziomu *szacowania* potencjału ekosystemów do świadczenia usług na poziom *wyliczania* potencjału na podstawie wskaźników bazujących na bezpośrednich pomiarach kondycji ekosystemów. W tym celu wytypowano jeden typ ekosystemu – rzadkie i cenne lasy łęgowe jesionowo-wiązowe (*Ficario-Ulmetum minoris*), a także skoncentrowano się wyłącznie na usługach ekosystemowych regulacyjnych, uznawanych za podstawowe usługi świadczone przez lasy (Komisja Europejska, 2015). Cele szczegółowe tego etapu obejmowały:

1. Opracowanie wskaźników i metody wyliczania potencjału ekosystemów do świadczenia usług regulacyjnych bazujących na bezpośrednich pomiarach kondycji ekosystemów, ze szczególnym uwzględnieniem usługi zapylania
2. Określenie potencjału łęgów jesionowo-wiązowych do świadczenia 11 usług regulacyjnych, ze szczególnym uwzględnieniem usługi zapylania
3. Określenie wzajemnych relacji między poszczególnymi usługami i wskaźnikami

Unijna strategia dotycząca lasów (*COM (2013) 659 final*) zwraca szczególną uwagę na wielofunkcyjność lasów dostarczających szereg różnych usług ekosystemowych. Wśród nich duże znaczenie mają usługi regulacyjne, takie jak np.: regulacja składu chemicznego atmosfery, regulacja temperatury i wilgotności powietrza czy kontrola szkodników – gatunków inwazyjnych (Komisja Europejska, 2015). Dotyczą one procesów, w których organizmy żywe pełnią rolę mediatorów lub moderatorów otaczającego środowiska na korzyść człowieka (Haines-Young i Potschin, 2018). Związek pomiędzy stanem (kondycją) ekosystemu a usługami regulacyjnymi jest zazwyczaj pozytywny. Ekosystemy powinny być w dobrym stanie, by móc świadczyć wiele usług (A. C. Smith i in., 2017). Te zależności sprawiają, że potencjał do świadczenia usług może być oceniany na podstawie różnych charakterystyk kondycji/stanu ekosystemu, obejmujących jakość środowiska (fizyczną i chemiczną) oraz strukturalne i funkcjonalne cechy ekosystemu (jakość biologiczna) odnotowane w określonym momencie i przedstawione za pomocą odpowiednich, bazujących na badaniach naukowych wskaźników (Maes i in., 2018).

Nizinne lasy łęgowe jesionowo-wiązowe są cennymi siedliskami chronionymi przez Dyrektywę Siedliskową UE (siedlisko przyrodnicze 91F0). Głównym czynnikiem ekologicznym decydującym o specyfice łęgów są warunki wodne, w tym w szczególności związane z częstotliwością i długotrwałością zalewów powierzchniowych, a także ruchem wód gruntowych. Łęgi jesionowo-wiązowe związane są przeważnie z dolinami dużych rzek i zajmują najczęściej siedliska na

współczesnych rzecznych terasach akumulacyjnych znajdujących się ponad poziomem zalewów corocznych i położonych w zasięgu zalewów epizodycznych. Obecnie na większości obszarów w Europie są one niezwykle rzadkie z powodu wylesiania, odwadniania i inżynierii rzecznej (Tockner i Stanford, 2002). Pozostałe małe płaty leśne są ważnymi częściami nadbrzeżnych korytarzy ekologicznych i ostojami bioróżnorodności oraz zapewniają ludziom cenne usługi ekosystemowe. Jednak w przeciwieństwie do innych typów lasów, ze względu na ich rzadkość i często ograniczoną dostępność, potencjał tych specyficznych łęgów do świadczenia usług nie został do tej pory należycie rozpoznany i oceniony.

Badania prowadzono w dolinie środkowej Wisły w centralnej Polsce. Aby oszacować potencjał regulacyjny (zdolność do dostarczania usług ekosystemowych regulacyjnych) lasu łęgowego jesionowo-wiązowego, wybrano najlepiej zachowane płaty tego ekosystemu. Studium przypadku obejmowało sześć powierzchni badawczych o powierzchni 0,4–4 ha, wyselekcjonowanych z ponad 50 płątów odwiedzonych podczas wcześniejszego rekonesansu terenowego. Wytypowano lasy wielogatunkowe (44–53 gatunki) oraz wielowarstwowe, dojrzałe lub dojrzewające (w wieku 60–110 lat). Reprezentują one wielofunkcyjne i bogate gatunkowo ekosystemy z żyznymi i aktywnymi biologicznie glebami oraz znacznymi zasobami martwego drewna. W części zbiorowisk obserwowano jednak przekształcenia związane z osuszeniem siedliska, rozluźnieniem drzewostanu, zaburzeniami wierzchniej warstwy gleby i runa.

Odwołując na klasyfikacji CICES v5.1 (Haines-Young i Potschin, 2018) wytypowano do badań 11 usług regulacyjnych istotnych dla lasów łęgowych: bioremediacja¹, regulacja przepływu wody, zapylenie, rozsiewanie nasion, utrzymywanie siedlisk, zwalczanie szkodników, zwalczanie chorób, rozkład materii, oczyszczanie wody, regulacja klimatu globalnego i regulacja lokalnej temperatury powietrza. Potencjał ekosystemów do świadczenia powyższych usług został oszacowany za pomocą zestawu 11 wskaźników odnoszących się do różnych wymiarów kondycji ekosystemu, obejmujących jakość środowiska przyrodniczego oraz strukturalne i funkcjonalne atrybuty ekosystemu (jakość stricte biologiczna) (szczegóły w art. 3). Przyjęte postępowanie było zgodne z propozycjami rozwiązań analitycznych dotyczących mapowania i oceny stanu ekosystemów w UE (Maes i in., 2018) oraz odpowiadało na rosnące zapotrzebowanie na wiarygodne (rzetelne i trafne) metody oceny usług ekosystemowych (Lavorel i in., 2017). Wykorzystanie wskaźników biologiczno-fizycznych związanych ze stanem ekosystemu, które bazują na sprawdzonych mechanizmach ekologicznych, miało na celu przewyższenie niektórych ograniczeń szeroko stosowanych metod opartych na wskaźnikach pośrednich (proxy), które często skutkują znacznymi uogólnieniami i błędami poznawczymi (Roces-Díaz i in., 2018). W celu określenia potencjału regulacyjnego badanego

¹ Bioremediacja – usługa ekosystemowa polegająca na przekształcaniu szkodliwej substancji organicznej lub nieorganicznej przez rośliny, zwierzęta, bakterie lub grzyby, w mniej szkodliwą (Haines-Young i Potschin, 2018). Do popularnych bioindykatorów stopnia bioremediacji zanieczyszczeń w glebie należą dżdżownice (Blouin i in., 2013).

typu lasu wzięto pod uwagę wartości wskaźników odpowiadające 80 percentylowi (nie maksymalne, aby uniknąć wartości odstających, tzw. *outliers*).

Szeroko zakrojone prace terenowe obejmowały charakterystykę składu i struktury roślinności wraz z warunkami wodnymi zgodnie ze standardowymi wytycznymi monitoringowymi (Pawlaczyk, 2012), poszerzoną o dodatkowe analizy pozwalające na szczegółową charakterystykę jakości wód gruntowych, właściwości gleby i topoklimatu oraz różnorodności gatunkowej i liczebności wybranych zespołów bezkręgowców: trzmieli i dżdżownic (Hymenoptera: Apidae: *Bombus* i Haplotaenidae: Lumbricidae).

Przeprowadzone badania wykazały, że lasy łęgowe stanowią wielofunkcyjne ekosystemy, które mają duży potencjał do świadczenia licznych usług regulacyjnych, w tym m.in. do regulacji klimatu globalnego określonego na podstawie wielkości zasobów węgla organicznego w całym ekosystemie. Uzyskana zasobność wytypowanych wzorcowych płatów łęgów wynosząca 445 t/ha (łącznie w glebie, biomasie żywej i martwej) jest porównywalna z innymi lasami łęgowymi Europy Środkowej (Cierjacks i in., 2010) i wyraźnie wyższa od pozostałych lasów strefy umiarkowanej (Hazlett i in., 2005).

Podobnie wysoki potencjał badanych lasów odnotowano do zachowania właściwości biogeochemicznych gleby, określony na podstawie tempa dekompozycji materii organicznej (sączków celulozowych) w górnej warstwie gleby (przeciętnie 1,33% dziennie). Dla porównania, tempo rozkładu było wyraźnie wolniejsze zarówno w lasach świerkowo-jodłowych i brzoźowych Uralu (0,50%) (Vorobeichik i Pishchulin, 2011), jak i w lasach grądowych Puszczy Białowieskiej (0,53%) (Brey Meyer, 2002). Wyraźnie wyższy potencjał w porównaniu do innych ekosystemów leśnych odnotowano także w przypadku usługi bioremediacji (wskaźnik: biomasa dżdżownic) (De Wandeler i in., 2016). Wysoki potencjał badanych łęgów stwierdzono także w przypadku oczyszczania wody gruntowej (redukcji stężenia azotanów NO_3^-) i regulacji lokalnej temperatury (redukcja dobowej amplitudy przeciętnie o 1,7 °C).

Spośród 55 możliwych par usług regulacyjnych w przypadku 11 zaobserwowano istotną korelację ($p \leq 0,05$), przy czym 10 par było skorelowanych dodatnio, a jedna ujemnie. Szczególnie silne korelacje występowały między dekompozycją materii i bioremediacją świadczoną przez dżdżownice ($r=0,77$), dekompozycją materii i regulacją odpływu wody ($r=0,90$) oraz między regulacją odpływu wody a bioremediacją ($r=0,72$), co świadczy o synergii tych świadczeń. Zaobserwowano natomiast silną ujemną korelację ($r=-0,6$) między usługą zwalczania szkodników a usługą rozsiewania nasion, co oznacza, że wzrost podaży jednej usługi idzie w parze ze spadkiem podaży drugiej usługi (*trade-off*).

Uzyskane wyniki wyraźnie pokazują, że lasy łęgowe należy traktować jako wielousługowe hotspoty, które pełnią ważne funkcje ekologiczne i są w stanie dostarczyć szereg usług regulacyjnych. Ich potencjał regulacyjny okazał się znaczny, a w przypadku wielu usług regulacyjnych wyższy niż potencjał innych ekosystemów leśnych. Tym samym bezpośrednimi pomiarami terenowymi

potwierdzono szacunki uzyskane w poprzednim etapie badań („Wigierskim”), wskazujące, że lasy łęgowe wyróżniają się na tle innych typów ekosystemów wysokim i wieloaspektowym potencjałem do świadczenia usług (Affek i in., 2020). Należy jednak zwrócić uwagę, że zakłócenie naturalnego reżimu wodnego z powodu sztucznego odwadniania i braku zalewów zmniejsza ich potencjał, szczególnie w zakresie usług regulacyjnych związanych z wodą (np. oczyszczanie wody). Zakłócenie to może z kolei prowadzić do obniżenia stabilności ekosystemu, co ułatwia inwazje obcych gatunków. Z drugiej strony, jak pokazują przeprowadzone badania, nieco suchsze siedliska łęgowe są korzystniejsze dla wielu gatunków roślin miododajnych, a tym samym dla dzikich zapylaczy.

Przeprowadzone w tym etapie badania stanowią pierwsze na świecie kompleksowe rozpoznanie potencjału regulacyjnego łęgów jesionowo-wiązowych, oparte na pracach terenowych i pomiarach biologiczno-fizycznych. Uzyskana ocena daje naukową podstawę do sformułowania szeregu zaleceń dotyczących ochrony tych unikalnych i zagrożonych lasów. Do kluczowych działań ochronnych należy przede wszystkim zapewnienie odpowiednich warunków glebowo-wilgotnościowych, decydujących o specyfice tych ekosystemów (m.in. przywrócenie naturalnych zalewów).

W drugim artykule, w którym przedstawiłem wyniki badań nadwiślańskich łęgów jesionowo-wiązowych, skoncentrowałem się na usłudze zapylania (art. 4). Zaprezentowałem w nim kompleksowe podejście, jakie zastosowałem do wyliczenia usługi zapylania, a także poruszyłem szereg kwestii metodycznych, które nie zmieściły się we wcześniejszej, bardziej przekrojowej pracy. Do świadczeń, co do których spodziewałem się, że potencjał w lasach łęgowych będzie niski, niewątpliwie należało zapylanie. Wskazywały na to zarówno wcześniejsze własne badania wieloekosystemowe w krajobrazie młodogłacjalnym (art. 1), jak i doniesienia literaturowe (Riis i in., 2020). Ze względu na to, że zapylanie jest złożonym i trudno mierzalnym wprost świadczeniem, postanowiłem zastosować szereg różnych wskaźników do wyliczenia potencjału łęgów w tym aspekcie.

Wszędzie tam, gdzie trzeba kwantyfikować złożone i trudno mierzalne zjawisko, jedną z kluczowych kwestii jest zbudowanie adekwatnej i wiarygodnej miary. Proste miary odnoszą się tylko do wybranego aspektu zjawiska, natomiast bardziej wyczerpujących informacji dostarczają wskaźniki złożone, będące matematyczną kombinacją miar cząstkowych (Affek i in., 2020). Powstaje pytanie, czy proste, cząstkowe wskaźniki odnoszące się do różnych aspektów usługi pokazują ten sam obraz (na ile są spójne). Miary cząstkowe mogą odnosić się do uzupełniających, niezależnych aspektów usługi lub po prostu powielać informacje, odnosząc się do tego samego aspektu. Jednym ze sposobów weryfikacji trafności wskaźnika (jak dobrze mierzy on to, co ma mierzyć) jest sprawdzenie, jak koreluje on z innym wskaźnikiem uznanym za reprezentatywny dla konstruktów. W przypadku usługi zapylania za najbardziej bezpośredni i wiarygodny wskaźnik uznaje się liczebność zapylaczy.

Do ilościowego określenia potencjału lasów łęgowych do zapylania konieczne było zaproponowanie trafnych i rzetelnych miar. W tym celu opracowałem zestaw siedmiu wskaźników

odwołujących się, tak jak w przypadku pozostałych usług, do różnych cech stanu ekosystemu. Wszystkie wskaźniki opierają się na sprawdzonych prawidłowościach łączących stan ekosystemu z potencjałem do świadczenia usługi zapylania (art. 1). Podstawą oceny były dane i próbki zgromadzone przeze mnie w terenie wiosną i latem 2017 oraz 2018 r. Ponieważ celem była ocena potencjału jednego typu ekosystemu, a nie całego krajobrazu, także i w tym badaniu nie uwzględniłem wskaźników odwołujących się do struktury krajobrazu.

Zaznaczyć należy, że koncepcja usług ekosystemowych uwzględnia przede wszystkim wkład świata żywego (biotycznego) w dobrostan człowieka, zatem ekosystemowa usługa zapylania odnosi się wyłącznie do działań podejmowanych przez organizmy żywe – zapylacze, z pominięciem roli np. wiatru. Według doniesień literaturowych (Klein i in., 2007; Winfree, 2010) najważniejszymi zwierzętami zapylającymi kwiaty są pszczoły (Hymenoptera: Apoidea, Apiformes; na świecie znanych jest ponad 20 000 gatunków pszczół, z tego w Polsce żyje ok. 470 gatunków). Z tego względu w moich badaniach skupiłem się na tej grupie owadów, a szczególną uwagę zwróciłem na trzmiele (rodzaj *Bombus* należący do Apiformes), ponieważ są one kluczowymi zapylaczami w ekosystemach lasów strefy umiarkowanej (Kells i Goulson, 2003; Taki i in., 2013).

Rozwahałem potencjał zapylania ekosystemów lasów łęgowych na dwóch poziomach:

1. Potencjał siedliska dla występowania i reprodukcji owadów zapylających;
2. Potencjał owadów zapylających występujących w łęgowych lasach liściastych do zapylania pobliskich upraw.

W ramach szacowania potencjału siedliska do występowania i reprodukcji owadów zapylających przeanalizowałem dwa podstawowe parametry siedliska: (1) przydatność do gniazdowania oraz (2) dostępność zasobów pokarmowych (Westrich, 1996). Przydatność gniazdowania zbadałem na dwa sposoby: (1a) jako dostępność potencjalnych miejsc gniazdowania oraz (1b) gotowość/potencjalne zasiedlenie sztucznych miejsc gniazdowania (tzw. pułapek gniazdowych) umieszczanych w łęgowych lasach liściastych. Do oszacowania dostępności zasobów pokarmowych dla dzikich zapylaczy wykorzystałem: (1) dane o pokryciu miododajnymi gatunkami w runie oraz w warstwie krzewów i drzew; oraz (2) informacje o potencjale miodu poszczególnych gatunków roślin. W ramach szacowania potencjału owadów zapylających występujących w lasach łęgowych do zapylania pobliskich upraw zastosowałem dwie metody badawcze: (1) metodę marszrutową (Banaszak, 1980; Bumblebee Conservation Trust, 2020); oraz (2) pułapki barwne (Droege i in., 2016). Pierwsza metoda miała na celu określenie liczebności trzmieli, druga zaś wszystkich pszczół.

Celem pobocznym było znalezienie takiej charakterystyki rozkładu wartości wskaźników odnotowanych na poszczególnych powierzchniach badawczych, które właściwie oddawałyby potencjał badanego typu ekosystemu. Wartości maksymalne nie są odporne na wartości odstające wynikające z błędów pomiarowych lub rejestrowania prawdziwych, ale niezwykle rzadkich wartości (ze względu na specyficzne warunki lokalne, koincydencję bardzo mało prawdopodobnych i często

tyczasowych poziomów różnych czynników). W związku z tym uznałem, że nie mogą one reprezentować potencjału danego typu ekosystemu, z założenia możliwego od osiągnięcia w większej skali przestrzennej i w dłuższym horyzoncie czasowym, w sposób zrównoważony. Z kolei średnia i mediana, będące miarami tendencji centralnej, pokazują średnie poziomy rzeczywistego potencjału badanych konkretnych płatów, ale nie potencjał danego typu ekosystemu. Wszystkie analizowane płaty lasu, choć starannie wyselekcjonowane i możliwie najbardziej zbliżone do modelowego łągu jesionowo-wiązowego, nie są wolne od drobnych zaburzeń, a ze względu na stosunkowo niewielkie rozmiary pozostają pod silnym wpływem otaczającego krajobrazu rolniczego. W oparciu o powyższe zaproponowałem więc wykorzystanie maksymalnych wartości poprzedzonych odcięciem wartości odstających (AdjMax) do wskazania poziomu potencjału ekosystemu. Do wykrywania wartości odstających wybrałem tym razem test Hampela (Hampel i in., 1986), w odróżnieniu od stosowanej wcześniej sztywnej wartości progowej 80 percentyla. Test ten stał się bardzo popularny w eksploracji danych i odkrywaniu nowych prawidłowości ze względu na swoją odporność (*robustness*) (Farazi i Imon, 2016).

Wcześniejsze badania w wielu ekosystemach pokazują, że dojrzałe lasy łęgowe są siedliskiem dla najmniejszej liczby dzikich pszczół (Banaszak i Jaroszewicz, 2009), a zatem mają niski potencjał zapylania w porównaniu z innymi ekosystemami. Omawiane badania przeprowadziłem w niewielkich płatach specyficznego typu lasów łęgowych; niemniej wyniki odłowu pszczół do pułapek barwnych (AdjMax=0.42 osobników na pułapkę dziennie) potwierdziły niski potencjał lasów łęgowych do świadczenia usługi zapylania. Uzyskane wartości przeciętne (0,08 osobników/dzień) są znacznie niższe niż np. te opisane przez Droege i in. (2010) na opuszczonych gruntach ornych (0,55 osobników/dzień), ale podobne do tych notowanych w ubogich w zapylacze lasach grądowych centralnej Polski (0,05 osobników/dzień) (Banaszak, 1990).

Z kolei potencjał do zapylania określony metodą marszrutową, odnoszący się do częstości występowania trzmieli w środowisku (AdjMax=500 osobników/ha) znacznie przewyższa wcześniejsze szacunki dla lasów łęgowych uzyskane na podstawie badań entomologicznych (do 200 osobników/ha, i to z uwzględnieniem wszystkich pszczołowatych, nie tylko trzmieli) (art. 1). Takie poziomy liczebności zapylaczy plasują badane lasy łęgowe w grupie ekosystemów o co najmniej średnim potencjale do świadczenia usługi zapylania (wartość 6 w skali 0–10, w porównaniu z 1–3 przypisywaną wcześniej lasom łęgowym) (art. 1). Niemniej, zagęszczenia pszczół powyżej 400 osobników/ha są powszechnie notowane na małych wyspach leśnych w krajobrazie rolniczym, w przeciwieństwie do dużych kompleksów leśnych, gdzie zagęszczenie jest zwykle znacznie mniejsze (Sobieraj-Betlińska i Banaszak, 2017). Uzyskana w moich badaniach średnia wartość zagęszczenia (163 osobników/ha) jest dwukrotnie wyższa od średniej zagęszczenia dzikich pszczół odnotowanych w lasach liściastych w całej Polsce (69–88 osobników/ha) (Banaszak i Krzysztofiak, 1992).

Spośród 85 gatunków roślin odnotowanych w 51 zdjęciach fitosocjologicznych² 32 gatunki zidentyfikowałem jako gatunki miododajne, stanowiące bazę pokarmową dla owadów zapylających. Przeprowadzona kalkulacja pokazała, że las łęgowy jako typ ekosystemu może dawać do 200 kg/ha miodu w jednym sezonie (143 kg/ha bez inwazyjnej, kwitnącej późnym latem nawłoci *Solidago gigantea*), co plasuje badane ekosystemy w grupie ekosystemów o co najmniej średnim potencjale do świadczenia usługi zapylania (wartość 6-7 w skali 0–10, w porównaniu z 1–2 przypisywaną wcześniej lasom łęgowym) (art. 1).

Wyspy leśne stanowią bazę pokarmową w runie dla szerokiej gamy gatunków zapylających, zwłaszcza wczesną wiosną, gdyż okres kwitnienia roślin na pobliskich terenach otwartych rozpoczyna się później (Banaszak, 1992). Przeprowadzone badania potencjału miodowego potwierdziły tę prawidłowość. Kwiecień i maj to także czas, w którym schwytałem największą liczbę pszczoł do pułapek barwnych i odnotowałem największą liczebność trzmieli. Ta obserwacja jest zgodna z wynikami innych podobnych badań (Roulston i Goodell, 2011; C. Smith i in., 2019). Z kolei w moich badaniach odnotowałem całkowity brak gotowości trzmieli i pszczoł samotnic do kolonizacji rozłożonych na powierzchniach badawczych sztucznych gniazd, co pokazuje, że na tym wymiarze potencjału ekosystemów do zapylania lasy łęgowe wypadają bardzo słabo. Można zatem wnioskować, że badane lasy łęgowe, ze względu na ich stosunkowo niewielkie rozmiary i położenie w krajobrazie rolniczym, stanowią raczej dla zapylaczy tzw. siedliska ujściowe (*sink habitats*), czyli takie, które są za słabe, aby samodzielnie utrzymać populację przez cały sezon wegetacyjny, a okresowo obecne w nich osobniki pochodzą głównie z sąsiednich ekosystemów pełniących funkcje tzw. siedlisk źródłowych (*source habitats*).

Aby zwiększyć dokładność szacowania potencjału zapylania, w badaniach opublikowanych w czasopiśmie *Forests* wprowadziłem kilka modyfikacji metodologicznych w stosunku do wcześniejszych opublikowanych prac (por. art. 1, 3 oraz Affek i in., 2020). Przede wszystkim we wcześniejszych badaniach używałem wartości 80–90 percentyla z rozkładu wartości próby jako poziomu potencjału danego typu ekosystemu do świadczenia danej usługi. W obecnych badaniach zastosowałem inną metodę określenia progowych wartości potencjału — test Hampela (Hampel i in., 1986). Przewaga tej metody polega na tym, że odrzuca ona tylko te wartości, które wyraźnie się wyróżniają (np. z powodu błędnego pomiaru lub bardzo wyjątkowych okoliczności) i nie odcina mechanicznie najwyższych wartości powyżej pewnego arbitralnie wybranego percentyla. Z drugiej strony test Hampela odrzuca wszystkie wartości powyżej zera jako wartości odstające, gdy mediana obserwacji wynosi zero. Taka sytuacja może mieć miejsce w przypadku wskaźników opartych na liczeniu wystąpień rzadkich zdarzeń (np. wystąpienia trzmieli).

² Zdjęcie fitosocjologiczne – zgodny ze schematem opis badanego płatu roślinności służący do scharakteryzowania zbiorowiska roślinnego, podający elementy struktury zbiorowiska oraz skład gatunków roślin wraz z ich udziałem ilościowym (Wysocki i Sikorski, 2014).

Druga ważna zmiana dotyczy kwantyfikacji bazy pokarmowej dla owadów zapylających (potencjału miodowego ekosystemu). Wcześniej sumę pokrycia poszczególnych gatunków roślin redukowałem do pokrycia całej warstwy zdefiniowanej w terenie (100% lub mniej). W artykule w *Forests* zrezygnowałem z tej transformacji. Zdałem sobie sprawę, że dana warstwa lasu nie tworzy jednej płaszczyzny, ale ma swój wymiar pionowy, a rośliny z jednej warstwy mogą na siebie nachodzić. Ponadto często zdarza się, że rośliny kwitną w różnych terminach, kolejno jedna po drugiej i nie ma potrzeby zmniejszania zagregowanego pokrycia do 100% lub mniej do analizy skumulowanego potencjału zapylania w okresie wegetacji. Odchodząc od redukcji zagregowanej szaty roślinnej uzyskałem znacznie wyższe wartości średnie i potencjalne dla każdej warstwy i dla całego ekosystemu łącznie. Obecnie uzyskany potencjał miodowy jest znacznie wyższy niż moje wcześniejsze obliczenia dla łęgowych lasów liściastych (44 kg/ha), gdy zastosowałem poprzednią metodę (art. 3), ale także wyższe od ogólnych szacunków dla łąk (20 kg/ha) w krajobrazie młodogłacjalnym, wykonanych w pierwszym, „Wigierskim” etapie badań (art. 1).

Tak wysokie wartości mogą budzić zrozumiałe wątpliwości, zwłaszcza jeśli porównamy je z wynikami wielosezonowych badań, prowadzonych w latach 60. i 70. XX w. nad wydzielaniem nektaru w podobnych nizinnych lasach liściastych (wydajność miodowa 4–24 kg/ha) (Szkłanowska, 1979). Autorka uwzględniła jednak tylko rośliny runa, a jej obliczenia nie miały na celu pokazania potencjału całego zbiorowiska roślinnego. Warto w tym kontekście zauważyć, że o ilości nektaru w lesie łąkowym decyduje w rzeczywistości obecność i pokrycie tylko kilku kluczowych gatunków. Jeżeli są one obecne, a warunki świetlne i wodne sprzyjają (niskie zwarcie koron, duża wilgotność gleby), to lasy łąkowe mogą z powodzeniem stanowić bazę pokarmową nektaru podobną do tej, jaką mają wilgotne bory sosnowe z dużym pokryciem borówki czarnej *Vaccinium myrtillus*, kruszyny pospolitej *Frangula alnus* oraz bagna zwyczajnego *Ledum palustre* (ok. 200 kg/ha) (art. 1 oraz Szkłanowska, 1973).

Bardzo ważnym gatunkiem determinującym wielkość bazy pokarmowej w badanych lasach łąkowych jest inwazyjna nawłóć *Solidago gigantea*, która ma niezwykle wysoką wydajność miodową wynoszącą 700 kg/ha. Nawet niewielkie pokrycie *S. gigantea* znacznie zwiększa szacowaną bazę pokarmową, ale nie jest jasne, czy faktycznie dostarcza ona tak dużo nektaru w lasach łąkowych pod okapem drzew. Jej wydajność miodową zaczerpniętą z literatury oszacowano w optymalnych warunkach świetlnych, tj. w terenie otwartym (Kołtowski, 2006). Z moich obserwacji wynika, że kwitnienie *S. gigantea* w lesie, zwłaszcza w warunkach zwartych koron drzew, było znacznie słabsze niż w krajobrazie otwartym. Podsumowując, uważam, że potencjał łąk jest istotnie wyższy niż podawany do tej pory w literaturze, ale wartości 200 kg/ha są faktycznie osiągalne bardzo rzadko i to tylko w drzewostanach z niskim zwarcie koron.

W moich badaniach opracowałem i przetestowałem w terenie zestaw wskaźników do pomiaru potencjału zapylania w łąkowych lasach liściastych: pięć wskaźników potencjału siedliskowego oraz dwa wskaźniki potencjału zapylaczy. Spodziewałem się, że liczebność zapylaczy będzie powiązana z

zasobami kwiatowymi i możliwościami gniazdowania, jednak nie odnotowałem takich zależności. Jest to zgodne z badaniem Bartholomée i in. (2020), którzy zaobserwowali jedynie ograniczony wpływ zasobów pokarmowych i miejsc gniazdowania na liczebność i bogactwo zapylaczy w sadach we Francji. Jednym z możliwych wyjaśnień wydaje się być złożoność usługi zapylania. Jest to wszakże usługa świadczona przez zróżnicowany zestaw gatunków zapylaczy (Ricketts i in., 2006; Kremen i in., 2007) i jest wynikiem dynamicznych i złożonych relacji na różnych poziomach systemów ekologicznych. Zaobserwowane znaczne różnice pomiędzy powierzchniami badawczymi i wskaźnikami sugerują, że liczebność dzikich pszczół jest bardziej związana z ogólnym ukształtowaniem krajobrazu (np. występowanie obrzeży lasu, zadrzewień śródpolnych, obrzeży pól) niż z cechami poszczególnych płatów leśnych (Steffan-Dewenter i in., 2002; Westphal i in., 2006). Gatunki zapylające mogą przebywać w różnych typach siedlisk dla różnych zasobów lub etapów życia (Gathmann i Tschamtker, 2002; Williams i Tepedino, 2003). Niektóre z obserwowanych pszczół prawdopodobnie jedynie czasowo odwiedzają lasy łęgowe (gnieźdzą się gdzie indziej), gdyż często zdarza się, że niezbędne zasoby florystyczne oferowane są w jednym ekosystemie, podczas gdy sprzyjające warunki gniazdowania występują w innym, sąsiednim (Westrich, 1996; Kremen i in., 2007; Lonsdorf i in., 2009). Co więcej, dostępność bazy pokarmowej, miejsc gniazdowania i materiału do gniazd zmienia się w czasie, a zapylacze, zwłaszcza generaliści, nie są „przywiązani” do jednego miejsca i wykorzystują zasoby w całym krajobrazie. To prowadzi do wniosku, że potencjał zapylania łęgowych lasów liściastych może ulegać znacznym wahaniom w ciągu sezonu.

Przedstawione podejście badawcze należy uznać za innowacyjne, ponieważ oceniony został potencjał zapylania w terenie za pomocą zestawu uzupełniających się wskaźników, które jednocześnie odnoszą się do różnych aspektów stanu ekosystemu: przydatności do gniazdowania zapylaczy, zasobów kwiatowych i liczebności zapylaczy. Na podstawie uzyskanych wyników można stwierdzić, że niewielkie płaty łęgowych lasów liściastych w dolinie środkowej Wisły mają ogólnie wyższy potencjał zapylania niż raportowano wcześniej dla łęgów i innych lasów umiarkowanych. Nie są to jednak ekosystemy o wybitnym potencjale zapylania, ale w złożonym krajobrazie rolniczym niewielkie płaty lasów łęgowych odgrywają ważną rolę w utrzymaniu różnorodności i liczebności dzikich zapylaczy, zwłaszcza wczesną wiosną, kiedy nie ma jeszcze dostępnej bazy pokarmowej na terenach otwartych.

Uzyskana duża niespójność wśród wskaźników potencjału zapylania pokazuje, jak bardzo wieloaspektowa jest ta usługa i jak trudno jest ją kompleksowo ocenić. Generalnie preferowane są bardziej bezpośrednie wskaźniki (w tym przypadku byłyby to liczebność pszczół), jednak wykorzystanie jako wskaźników organizmów mobilnych, które podążają za zmieniającymi się w czasie zasobami żywności, nie wydaje się najlepszym sposobem oceny potencjału zapylania, zwłaszcza niewielkich obszarowo ekosystemów. Dlatego też wskaźniki związane z potencjałem siedliskowym (w szczególności bazą pokarmową), choć pośrednie, wydają się dokładniej wskazywać na potencjał niewielkich płatów łęgowych lasów liściastych do dostarczania usługi zapylania.

4.4. III etap badań – „Białowieski”: wykorzystanie sprawdzonych wskaźników i metod do badań wielkoskalowych (zbiorowisk leśnych Nizy Polskiego, dane terenowe z ponad 1300 powierzchni)

[Na podstawie artykułu:

5. Matuszkiewicz J.M., **Affek A.**, Kowalska A., 2021, Current and potential carbon stock in the forest communities of the Białowieża Biosphere Reserve, *Forest Ecology and Management*, 502: 119702.]

Głównym celem III etapu badań było określenie górnej granicy zasobności ekosystemów leśnych strefy umiarkowanej w węgiel, co pozwoliłoby na oszacowanie potencjału tych ekosystemów do świadczenia jednej z najważniejszych usług ekosystemowych regulacyjnych – usługi regulacji klimatu globalnego. Puszcza Białowieska jest ostatnim lasem o charakterze względnie naturalnym na nizinach europejskich, gdzie występuje obok siebie wiele dobrze wykształconych zbiorowisk leśnych (Brzeziecki i in., 2020), więc doskonale nadawała się do prowadzenia tego typu badań. Niemniej, na przestrzeni dziejów także ten kompleks leśny podlegał różnego rodzaju zaburzeniom naturalnym i tym wywołanym przez człowieka (Bobiec, 2012), więc spodziewano się, że aktualny zapas węgla jest mniejszy od potencjalnego. Cel główny przełożono więc na następujące cele cząstkowe:

1. Szczegółowe rozpoznanie rzeczywistych i potencjalnych zbiorowisk leśnych Puszczy Białowieskiej,
2. Określenie aktualnych zasobów węgla zmagazynowanych w całym ekosystemie każdego zidentyfikowanego zbiorowiska leśnego (z uwzględnieniem zasobów w drzewach żywych, martwym drewnie i glebie),
3. Oszacowanie górnych granic zasobności w węgiel zidentyfikowanych zbiorowiskach leśnych i określenie luki między obecnym i potencjalnym zasobem, również z uwzględnieniem różnego sposobu gospodarowania/form ochrony analizowanych lasów.

Obszarem badawczym był Rezerwat Biosfery Białowieża (obszar rdzeniowy: park narodowy i rezerwat przyrody oraz otulina: lasy gospodarcze) obejmujący polską część Puszczy Białowieskiej o łącznej powierzchni 597 km². Głównym źródłem danych była Inwentaryzacja Przyrodniczo-Kulturowa Puszczy Białowieskiej wykonana przez Lasy Państwowe w latach 2016–2018 (<https://www.puszcza-bialowieska.lasy.gov.pl>). Baza danych zawierała szczegółowe informacje o drzewostanie, zbiorowisku roślinnym i zawartości węgla glebie z 1391 systematycznie rozmieszczonych kołowych powierzchni wielkości 0,04 ha (siatka próbkowania 650×650 m), przy czym dla niniejszych badań wykorzystano dane inwentaryzacyjne z 2018 roku. Do obliczenia zawartości węgla w ekosystemie wykorzystano m.in. charakterystykę 35 255 drzew żywych (gatunek, pierśnica, wiek), charakterystykę 22 482 fragmentów stojącego i leżącego martwego drewna (gatunek, miąższość, klasa rozkładu), dane o zawartości węgla organicznego w glebie z 1155 powierzchni oraz

1391 zdjęcia fitosocjologiczne. Do obliczeń zawartości węgla w żywych drzewach wykorzystano zestawy równań allometrycznych skalibrowanych dla poszczególnych gatunków drzew, przedziałów wiekowych i zasobności siedliska.

Posłużono się koncepcją potencjalnej roślinności naturalnej³ (Tüxen, 1956) do wskazania zbiorowisk leśnych, które mogą rozwijać się naturalnie w Puszczy Białowieskiej oraz do określenia ich potencjalnego zasięgu przestrzennego. Następnie zidentyfikowano te powierzchnie badawcze, na których rzeczywista roślinność może być sklasyfikowana jako dojrzałe zbiorowisko leśne odpowiadające potencjalnej roślinności naturalnej (skład florystyczny zbliżony do wzorca zespołu, wiek drzewostanu ponad 80 lat, zwarcie warstwy drzew ponad 30%). Powierzchnie te wykorzystano do obliczenia aktualnych i potencjalnych zasobów węgla w danym typie zbiorowiska leśnego. Aby określić ilościowo całkowite zasoby węgla w ekosystemie, zsumowano zasoby węgla organicznego zakumulowane w biomase (żywe drzewa i martwe drewno) oraz w glebie (do głębokości 1 m).

Przyjęto, że istnieje pewna ilość węgla, którą dane zbiorowisko leśne może potencjalnie magazynować na powierzchni ok. 0,25 ha (skala drzewostanu; Chave i in., 2004), niezależnie od tego, czy drzewostan rozwijał się w sposób naturalny, czy w wyniku gospodarki leśnej. Przyjęto taką jednostkową powierzchnię analizy za Hetzer i in. (2020), którzy na podstawie badań doszli do wniosku, że jest to minimalna powierzchnia adekwatnie odzwierciedlająca rzeczywiste zasoby biomasy w lesie.

Do obliczenia potencjalnych zasobów węgla w całkowitej biomase, możliwych do osiągnięcia na poziomie drzewostanu, zastosowano autorską metodę (opracowaną przez mnie specjalnie do tego celu) randomizowanego przeskalowania wartości uzyskanych dla powierzchni badawczych (0,04 ha) do skali drzewostanu (0,25 ha). Metoda ta składa się z następujących kroków:

1. Losowy podział zbioru powierzchni 0,04 ha z danym zbiorowiskiem leśnym na podzbiory 6-elementowe (po 0,24 ha każdy) (reszty z podziału odrzuca się),
2. Obliczenie średniej zawartości węgla (t/ha) w każdym podzbiorze,
3. Wybór maksymalnej wartości spośród podzbiorów,
4. Powtórzenie kroków 1-3 10 000 razy,
5. Obliczenie średniej z 10 000 wartości maksymalnych, która odpowiada poszukiwanej wartości potencjalnej. Przetestowano eksperymentalnie, że średnia z wartości maksymalnych zbiega się do jednej wartości wraz ze wzrostem liczby powtórzeń, a przy 10 000 powtórzeń zmienność jest ograniczona do części dziesiętnych.

W wyniku przeprowadzonych analiz zidentyfikowano w Puszczy Białowieskiej w ramach zbioru inwentaryzacyjnych powierzchni kołowych 13 typów lasów (zespołów) w zakresie potencjalnej

³ Potencjalna roślinność naturalna – hipotetyczny stan roślinności, który zostałby osiągnięty, gdyby tendencje rozwojowe tkwiące w aktualnie istniejącej roślinności mogły zrealizować się natychmiast i bez ograniczeń. Osiągnięcie tego stanu mogłoby nastąpić tylko w warunkach całkowitego ustania obecnej działalności człowieka i niewystąpienia dodatkowych czynników naturalnych (Faliński, 1990).

roślinności naturalnej, z bardzo zróżnicowaną reprezentacją: od zaledwie kilku powierzchni inwentaryzacyjnych (siedliska rzadkiego dębniaka turzycowego *Carici elongatae-Quercetum* i zanikającej świetlistej dąbrowy *Potentillo albae-Quercetum*) do dominujących liczebnie siedlisk lasu grądowego *Tilio-Carpinetum* (56,7% powierzchni inwentaryzacyjnych). Ze względu na ingerencję człowieka na przestrzeni lat tylko na 44,9% powierzchni roślinność rzeczywista została uznana za zbiorowisko leśne odpowiadające pod względem składu florystycznego i stopnia rozwoju drzewostanu zespołowi potencjalnemu, głównie w Parku Narodowym (62,8%) i w mniejszym stopniu w rezerwach przyrody (46,6%) i lasach gospodarczych (39,4%).

Średnia zawartość węgla w całym ekosystemie w polskiej części Puszczy Białowieskiej wyniosła 300 t/ha, z czego 41% zostało zakumulowane w biomase, a 59% w glebie. Jest to wynik wyższy o jedną trzecią od średnich zasobów lasów światowego dziedzictwa UNESCO z regionów podzwrotnikowych, umiarkowanych i borealnych (205 t/ha – Pandey, 2012). Same zasoby węgla w martwym drewnie (19 t/ha) są prawie 6-krotnie większe w porównaniu do lasów ogółem w Polsce (3,4 t/ha – PGL LP, 2020), a także wyraźnie większe od wielu innych dojrzałych lasów strefy umiarkowanej (Hoover i in., 2012; Kęniņa i in., 2019; Förster i in., 2021).

Zawartość węgla na hektar w biomase i jej składnikach istotnie różniła się między lasami o różnym sposobie zagospodarowania, przy czym najmniejsze wartości średnie odnotowano w lasach użytkowanych gospodarczo. Również poszczególne zbiorowiska leśne Puszczy Białowieskiej różniły się istotnie pod względem aktualnej zawartości węgla w całym ekosystemie, głównie ze względu na duże różnice w zasobach węgla w glebie, które są zróżnicowane zgodnie z gradientem wilgotności gleby, od ubogich w węgiel gleb świeżych, przez umiarkowanie zasobnych gleb wilgotnych, do bardzo zasobnych gleb bagiennych na podłożu torfowym. Spośród dostatecznie reprezentowanych zbiorowisk leśnych (≥ 12 stanowisk) zawartość węgla w całym ekosystemie była najwyższa w olsach *Ribeso nigri-Alnetum* i łągach *Fraxino-Alnetum* (452 i 434 t/ha), w szczególności ze względu na duże zasoby węgla w glebie (334 i 298 t/ha), oraz najniższa w świeżych lasach grądowych i borach sosnowych świeżych *Peucedano-Pinetum* (255–264 t/ha).

Otrzymane wyniki wskazują, że górna granica zasobów węgla w biomase nizinnych zbiorowisk leśnych wynosi od 94 t/ha (bór sosnowy bagienny *Vaccinio uliginosi-Pinetum*) do 223 t/ha (las grądowy świeży). Wartości bliskie 200 t/ha przypisano także innym lasom z dominacją drzew liściastych, takim jak wilgotny las grądowy i dębowo-świerkowy bór mieszany *Querco-Piceetum*, podczas gdy lasy z dominacją sosny (*Peucedano-Pinetum*, *Molinio-Pinetum*, *Vaccinio uliginosi-Pinetum*, *Querco roboris-Pinetum*) mają mniejszy potencjał do magazynowania węgla w biomase, średnio około 140 t/ha. Zestawienie powyższych wyników wskazuje, że siedliska lasu grądowego mają największą lukę między potencjalnymi i aktualnymi zasobami węgla w biomase (40% potencjału), podczas gdy siedliska boru sosnowego świeżego – najmniejszą (20%). Średnie poziomy osiągniętego potencjału różnią się istotnie między lasami podlegającymi różnym reżimom zagospodarowania, przy czym najwyższy występuje w Białowieckim PN (76% potencjału),

umiarkowany w rezerwatach przyrody (69%), a najniższy w lasach gospodarczych (62%). Znaczące różnice między systemami zarządzania lasami sugerują, że przeszłe i obecne praktyki leśne są w dużej mierze odpowiedzialne za obserwowaną lukę w aktualnych zapasach węgla w ekosystemie, bowiem istotna jego część została wcześniej wyprowadzona poza ekosystem, jako uzyskany pożytek.

Duże zróżnicowanie zbiorowisk leśnych w Rezerwacie Biosfery Białowieża pozwoliło na zbadanie aktualnych i potencjalnych zasobów węgla kilku typów lasów strefy umiarkowanej nizinnej, różniących się składem gatunkowym i warunkami siedliskowymi. Ponadto, dzięki wykorzystaniu szczegółowych danych z inwentaryzacji, precyzyjnie oszacowano wszystkie główne pule zasobów węgla (gleba, biomasa żywa i martwa). Tak kompleksowe badania zasobów węgla w ekosystemach oparte na szeroko zakrojonych systematycznych pomiarach terenowych i wysoce reprezentatywnym próbkowaniu są niezwykle rzadkie w skali światowej, a w Polsce można śmiało nazwać je pionierskimi. O randze badań świadczy też fakt, że zostały opublikowane w najważniejszym na świecie czasopiśmie z dziedziny ekologii lasu – *Forest Ecology and Management*.

Otrzymane wyniki mogą być wykorzystane w planowaniu gospodarki leśnej nakierowanej na gromadzenie węgla, czyli takiej, która spośród wielu usług ekosystemowych świadczonych przez lasy stawia na pierwszym miejscu regulację klimatu i przeciwdziałanie kryzysowi klimatycznemu. Przeprowadzone badania wykazały bowiem, że lasy chronione mają większe zasoby węgla niż lasy gospodarcze (choć należy pamiętać o węglu zakumulowanym w pozyskanym drewnie, nieuwzględnionym w naszych wyliczeniach) i że Puszcza Białowieska wciąż ma potencjał do akumulacji większej ilości węgla w biomasie. W związku z tym ograniczenie zaburzeń powodowanych przez człowieka może znacznie zwiększyć jej i tak już ważną rolę jako istotnego magazynu węgla w Europie Środkowo-Wschodniej. Z drugiej strony wiele drzewostanów gospodarczych w Puszczy Białowieskiej osiągnęło zasoby węgla zbliżone do wartości potencjalnej, a nawet ją przekroczyło (na poziomie powierzchni 0,04 ha), co oznacza, że przy zrównoważonej gospodarce leśnej lasy gospodarcze mogą osiągać takie same zasoby węgla, co lasy podlegające ochronie ścisłej.

Podsumowując, uzyskane wartości potencjalne stanowią wiarygodne oszacowanie górnych granic zasobów węgla w nizinnych lasach strefy umiarkowanej możliwych do uzyskania w skali drzewostanu i mogą być wykorzystane jako punkty odniesienia w ocenie zasobów węgla w lasach o porównywalnych warunkach siedliskowych. Mogą przy tym służyć jako wartości referencyjne do oceny alternatywnych strategii łagodzenia zmian klimatu i są ważne dla zrozumienia tych alternatyw.

Wykazano, że najczęściej występujący w Puszczy Białowieskiej las grądowy ma największą zdolność akumulacji węgla w biomasie, zarówno w przeliczeniu na hektar, jak i ogółem. Jednocześnie jednak w tym typie lasu zasobność węgla w glebie jest stosunkowo niska. Z kolei usługę gromadzenia węgla w glebie w największym stopniu świadczą lasy bagienne – olsy, które z kolei magazynują stosunkowo mało węgla w biomasie. Brać jednak należy pod uwagę, że kumulacja węgla w biomasie może być uzyskana w ciągu czasu potrzebnego dla dojścia drzewostanu do fazy optymalnej, zależnie

od gatunku ok. 90-150 lat, natomiast zasoby węgla w glebie skumulowane zostały w jakimś stopniu w ciągu tysiącleci. Z tego względu postuluje się, aby zdolność ekosystemów do przechowywania węgla rozpatrywać w ujęciu krajobrazowym, tj. poprzez uwzględnienie zasięgu przestrzennego siedlisk i ich nierównej zdolności do świadczenia usługi magazynowania węgla oraz z uwzględnieniem czynnika czasu.

4.5. Podsumowanie

Określenie potencjału przyrody do świadczenia usług na rzecz człowieka jest kluczowe do uwzględnienia wkładu kapitału naturalnego w rachunku ekonomicznym, a także do zrównoważonego kształtowania krajobrazu, optymalizacji ochrony przyrody (bioróżnorodności) i przeciwdziałania zmianom klimatycznym. W ramach przedstawionego Osiągnięcia pokazano, że potencjał przyrody do świadczenia usług jest możliwy do zdefiniowania i operacjonalizacji. Można go z dobrą dokładnością szacować zarówno na podstawie ogólnodostępnych baz danych i literatury, jak i precyzyjnie wyliczać na podstawie pomiarów kondycji ekosystemów. Przetestowano kilkadziesiąt wskaźników potencjału, w tym wiele z nich to zupełnie nowe autorskie propozycje lub miary znane z literatury, ale wcześniej nie stosowane do szacowania świadczeń ekosystemowych. Opracowane wskaźniki wyliczono dla kilkudziesięciu typów ekosystemów, tym samym potwierdzając możliwości ich praktycznego zastosowania. Wskazuje to na istotny walor metodyczny prezentowanego Osiągnięcia, który będzie miał szczególne znaczenie w obliczu szybko rosnącego zapotrzebowania na wiarygodne rozpoznanie potencjału środowiska przyrodniczego do świadczenia usług ekosystemowych.

Najważniejsze wyniki i powiązane z nimi wnioski uzyskane w ramach przedstawionego Osiągnięcia:

1. Lokalne społeczności są świadome różnorodności potencjałów ekosystemów i ich usług; częsta interakcja z naturą przekłada się na wyższe oceny jej potencjału kulturowego i regulacyjnego; osoby lepiej wykształcone i turyści dostrzegają wyższy potencjał ekosystemów do świadczenia usług kulturowych. Wskazuje to na istotną rolę praktycznej, terenowej edukacji ekologicznej w kształtowaniu postaw i wzorców korzystania z usług przyrody oraz na zasadność włączania lokalnych społeczności w procesy decyzyjne związane z planowaniem przestrzennym i ochroną przyrody.
2. Usługi zapylania i produkcji miodu: a) mają największy potencjał na terenach trawiastych; b) są w relacji kolizji (*trade-off*) z wieloma innymi usługami ekosystemowymi, szczególnie regulacyjnymi; c) mają zróżnicowany potencjał między ekosystemami należącymi do tej samej kategorii w klasyfikacjach ogólnoeuropejskich. Wskazuje to na potrzebę stosowania wąsko ujętych typów ekosystemów do wiarygodnego szacowania potencjału do świadczenia usług oraz na konieczność wartościowania i hierarchizacji poszczególnych usług przy podejmowaniu decyzji planistycznych.

3. Łęgi jesionowo-wiązowe: a) są wielousługowymi hotspotami, pełnią ważne funkcje ekologiczne i są w stanie dostarczyć szereg usług regulacyjnych; b) mają obniżony potencjał do świadczenia usług regulacyjnych związanych z wodą jeśli zaburzony jest naturalny reżim wodny; c) mają wyższy potencjał do świadczenia usługi zapyłania niż wcześniej sądzono, ale wskaźniki odnoszące się do różnych aspektów tego świadczenia nie są spójne; d) jako wyspy leśne w krajobrazie rolniczym odgrywają ważną rolę w utrzymaniu różnorodności i liczebności dzikich zapyłaczy, zwłaszcza wczesną wiosną, kiedy na terenach otwartych nie ma jeszcze dostępnej bazy pokarmowej. Wskazuje to na potrzebę objęcia ochroną takich lasów oraz uruchomienia działań na rzecz zabezpieczenia lub przywrócenia naturalnego reżimu wodnego.
4. Wskaźniki zapyłania związane z potencjałem siedliskowym (w szczególności bazą pokarmową), choć pośrednie, wydają się precyzyjniej wskazywać na potencjał niewielkich płatów lasów niż liczebność zapyłaczy. Pokazuje to, że nie zawsze wskaźniki bezpośrednie są najlepszą miarą potencjału ekosystemów do świadczenia usług.
5. Uzyskana ponad dwukrotna różnica między najniższym a najwyższym potencjałem magazynowania węgla w biomase zbiorowisk leśnych strefy umiarkowanej (94 t/ha dla boru bagiennego i 223 t/ha dla grądu) ponownie wskazuje, że rzetelne oszacowanie potencjału ekosystemów do świadczenia usług możliwe jest jedynie dla wąsko i jednoznacznie pod względem ekologicznym ujętych typów ekosystemów.
6. Uzyskane wartości potencjalne magazynowania węgla w kilkunastu zbiorowiskach leśnych Puszczy Białowieskiej mogą służyć jako punkty odniesienia w ocenie potencjału magazynowania w innych kompleksach leśnych oraz do porównania ze sobą alternatywnych metod regulacji klimatu globalnego, w tym przeciwdziałania zmianom klimatycznym.

Literatura

- Affek A. N., Degórski M., Wolski J., Solon J., Kowalska A., Roo-Zielińska E., ... Kruczkowska B., 2020, *Ecosystem service potentials and their indicators in postglacial landscapes: Assessment and mapping*, Amsterdam, Oxford, Cambridge Ecosystem Service Potentials and Their Indicators in Postglacial Landscapes: Assessment and Mapping, .
- Affek A. N., Kowalska A., 2014, *Benefits of nature. A pilot study on the perception of ecosystem services*, „Ekonomia i Środowisko” 51: 154-160.
- Banaszak J., 1980, *Studies on methods of censusing the numbers of bees (Hymenoptera, Apoidea)*, „Polish Ecological Studies” 6, nr 2: 355-366.
- Banaszak J., 1983, *Ecology of bees (Apoidea) of agricultural landscape*, „Polish Ecological Studies” 9, nr 4: 421-505.
- Banaszak J., 1990, *Pszczoły (Apoidea) grądów i dąbrów świetlistych Niziny Mazowieckiej*, „Zeszyty Naukowe Akademii Bydgoskiej im. Kazimierza Wielkiego w Bydgoszczy. Studia Przyrodnicze” 8: 23-36.
- Banaszak J., 1992, *Strategy for conservation of wild bees in an agricultural landscape*, „Agriculture, Ecosystems and Environment” 40, nr 1-4: 179-192.
- Banaszak J., Jaroszewicz B., 2009, *Bees of the Białowieża National Park and adjacent areas, NE Poland (Hymenoptera: Apoidea, Apiformes)*, „Polish Journal of Entomology” 78: 281-313.

- Banaszak J., Krzysztowiak A., 1992, *Communities of bees in the forests of Poland*, w: J. Banaszak (red.), *Natural resources of wild bees in Poland*, Bydgoszcz: 33-40.
- Bartholomée O., Aulio A., Becquet J., Vannier C., Lavorel S., 2020, *Pollinator presence in orchards depends on landscape-scale habitats more than in-field flower resources*, „Agriculture, Ecosystems and Environment” 293: 106806.
- Bartkowski T., 1971, *O metodyce oceny środowiska geograficznego [Upon methodics of evaluation of geographic environment]*, „Przegląd Geograficzny” 43, nr 3: 263-281.
- Bastian O., 1991, *Biotische Komponenten in Landschaftsforschung und -planung. Probleme ihrer Erfassung und Bewertung*, Halle-Wittenberg, Dresden.
- Bastian O., Haase D., Grunewald K., 2012, *Ecosystem properties, potentials and services – The EPPS conceptual framework and an urban application example*, „Ecological Indicators” 21: 7-16, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.03.014>.
- Bastian O., Syrbe R. U., Rosenberg M., Rahe D., Grunewald K., 2013, *The five pillar EPPS framework for quantifying, mapping and managing ecosystem services*, „Ecosystem Services” 4: 15-24, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.04.003>.
- Bingham G., Bishop R., Brody M., Bromley D., Clark E. (Toby), Cooper W., ... Suter G., 1995, *Issues in ecosystem valuation: improving information for decision making*, „Ecological Economics” 14, nr 2: 73-90.
- Blouin M., Hodson M. E., Delgado E. A., Baker G., Brussaard L., Butt K. R., ... Brun J. J., 2013, *A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services*, „European Journal of Soil Science” 64, nr 2: 161-182.
- Bobiec A., 2012, *Białowieża Primeval Forest as a remnant of culturally modified ancient forest*, „European Journal of Forest Research” 131, nr 5: 1269-1285.
- Breymeyer A., 2002, *Tempo dekompozycji ściółki leśnej ze szczególnym uwzględnieniem frakcji zdrewniałej, Podstawy trwałego i zrównoważonego zagospodarowania lasów w Leśnych Kompleksach Promocyjnych*, https://www.igipz.pan.pl/tl_files/igipz/ZGiK/projekty/martwe_drewno/breymeyer_drewno.pdf (dostęp: 2 marca 2022).
- Brzeziecki B., Woods K., Bolibok L., Zajączkowski J., Drozdowski S., Bielak K., Żybura H., 2020, *Over 80 years without major disturbance, late-successional Białowieża woodlands exhibit complex dynamism, with coherent compositional shifts towards true old-growth conditions*, „Journal of Ecology” 108, nr 3: 1138-1154.
- Bumblebee Conservation Trust, 2020, *Help us to count the UK's bumblebees*, <https://www.bumblebeeconservation.org/surveys/> (dostęp: 23 grudnia 2020).
- Burkhard B., Kandziora M., Hou Y., Müller F., 2014, *Ecosystem service potentials, flows and demand – concepts for spatial localisation, indication and quantification*, „Landscape Online” 34, nr 1: 1-32.
- Burkhard B., Kroll F., Nedkov S., Müller F., 2012, *Mapping ecosystem service supply, demand and budgets*, „Ecological Indicators” 21, nr SEPTEMBER: 17-29, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019>.
- Carvalho-Ribeiro S. M., Lovett A., 2011, *Is an attractive forest also considered well managed? Public preferences for forest cover and stand structure across a rural/urban gradient in northern Portugal*, „Forest Policy and Economics” 13, nr 1: 46-54, <http://dx.doi.org/10.1016/j.forpol.2010.09.003>.
- Casado-Arzuaga I., Madariaga I., Onaindia M., 2013, *Perception, demand and user contribution to ecosystem services in the Bilbao Metropolitan Greenbelt*, „Journal of Environmental Management” 129: 33-43, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.059>.
- Castro A. J., Martín-López B., García-Llorente M., Aguilera P. A., López E., Cabello J., 2011, *Social preferences regarding the delivery of ecosystem services in a semiarid Mediterranean region*, „Journal of Arid Environments” 75, nr 11: 1201-1208, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.05.013>.
- Chan K. M. A., Satterfield T., Goldstein J., 2012, *Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values*, „Ecological Economics” 74: 8-18.
- Chave J., Condit R., Aguilar S., Hernandez A., Lao S., Perez R., 2004, *Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates*, „Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences” 359: 409-420.
- Cierjacks A., Kleinschmit B., Babinsky M., Kleinschroth F., Markert A., Menzel M., ... Lang F., 2010, *Carbon stocks of soil and vegetation on Danubian floodplains*, „Journal of Plant Nutrition and Soil Science” 173, nr 5: 644-653.
- Costanza R., D'Arge R., Groot R. De, Farberk S., Grasso M., Hannon B., ... van den Belt M., 1997, *The value of the world's ecosystem services and natural capital*, „Nature” 387, nr May: 253-260.
- De Wandeler H., Sousa-Silva R., Ampoorter E., Bruelheide H., Carnol M., Dawud S. M., ... Muys B., 2016, *Drivers of earthworm incidence and abundance across European forests*, „Soil Biology and Biochemistry” 99: 167-178.
- Droege S., Engler J. D., Sellers E. A., O'Brien L., 2016, *U.S. National Protocol Framework for the Inventory and Monitoring of Bees*, Fort Collins, Colorado.

- Droege S., Tepedino V. J., Lebuhn G., Link W., Minckley R. L., Chen Q., Conrad C., 2010, *Spatial patterns of bee captures in North American bowl trapping surveys*, „Insect Conservation and Diversity”.
- Ehrlich P. R., Ehrlich A., 1970, *Population, Resources, Environment: Issues in Human Ecology*, San Francisco.
- Ehrlich P. R., Ehrlich A. H., 1981, *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*, New York.
- Faliński J. B., 1990, *Kartografia geobotaniczna. 2. Kartografia fitosocjologiczna*, Warszawa.
- Farazi M. M., Imon A., 2016, *Detection of Outliers in Gene Expression Data Using Expressed Robust-t Test*, „Malaysian Journal of Mathematical Sciences” 10, nr 2: 117-135.
- Felipe-Lucia M. R., Comin, F. A., Escalera-Reyes J., 2015, *A framework for the social valuation of ecosystem services*, „Ambio” 44: 308-318.
- Förster A., Culmsee H., Leuschner C., 2021, *Thinned northern German Scots pine forests have a low carbon storage and uptake potential in comparison to naturally developing beech forests*, „Forest Ecology and Management” 479, nr July 2020: 118575.
- García-Nieto A. P., Quintas-Soriano C., García-Llorente M., Palomo I., Montes C., Martín-López B., 2015, *Collaborative mapping of ecosystem services: The role of stakeholders' profiles*, „Ecosystem Services” 13: 141-152.
- Gathmann A., Tschardt T., 2002, *Foraging ranges of solitary bees*, „Journal of Animal Ecology” 71: 757-764.
- Gobster P. H., Nassauer J. I., Daniel T. C., Fry G., 2007, *The shared landscape: What does aesthetics have to do with ecology?*, „Landscape Ecology”.
- Gundersen V., Stange E. E., Kaltenborn B. P., Vistad O. I., 2017, *Public visual preferences for dead wood in natural boreal forests: The effects of added information*, „Landscape and Urban Planning” 158: 12-24, <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.09.020>.
- Haase G., 1976, *Zur Bestimmung und Erkundung von Naturraumpotentialen*, „Geogr. Ges. DDR, Mitteilungsbl.” 13: 5-8.
- Haines-Young R. H., Potschin M. B., 2013, *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012*. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003, www.cices.eu (dostęp: .
- Haines-Young R. H., Potschin M. B., 2018, *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1. and Guidance on the Application of the Revised Structure*, Nottingham.
- Hampel F. R., Ronchetti E. M., Rousseeuw P. J., Stahel W. A., 1986, *Robust Statistics: The Approach Based on Influence Functions*, New York.
- Hazlett P. W., Gordon A. M., Sibley P. K., Buttle J. M., 2005, *Stand carbon stocks and soil carbon and nitrogen storage for riparian and upland forests of boreal lakes in northeastern Ontario*, „Forest Ecology and Management” 219, nr 1: 56-68.
- Hernández-Morcillo M., Plieninger T., Bieling C., 2013, *An empirical review of cultural ecosystem service indicators*, „Ecological Indicators” 29, nr JUNE: 434-444, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.013>.
- Hetzer J., Huth A., Wiegand T., Dobner H. J., Fischer R., 2020, *An analysis of forest biomass sampling strategies across scales*, „Biogeosciences” 17: 1673-1683.
- Hoover C. M., Leak W. B., Keel B. G., 2012, *Benchmark carbon stocks from old-growth forests in northern New England, USA*, „Forest Ecology and Management” 266: 108-114, <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.010>.
- Kells A. R., Goulson D., 2003, *Preferred nesting sites of bumblebee queens (Hymenoptera: Apidae) in agroecosystems in the UK*, „Biological Conservation”.
- Ķeņiņa L., Jaunslaviete I., Liepa L., Zute D., Jansons A., 2019, *Carbon pools in old-growth Scots pine stands in hemiboreal Latvia*, „Forests” 10, nr 10: 1-10.
- King R. T., 1966, *Wildlife and man*, „New York Conservationist” 20, nr 6: 8-11.
- Klein A.-M., Vaissiere B. E., Steffan-Dewenter I., Cunningham S. A., Kremen C., Tschardt T., 2007, *Importance of pollinators in changing landscapes for world crops*, „Proceedings of the Royal Society B” 274: 303-313.
- Kołowski Z., 2006, *Wielki Atlas Roślin Miododajnych [The Great Atlas of Melliferous Plants]*, Warszawa.
- Komisja Europejska, 2015, *Mapping and assessment of forest ecosystems and their services : applications and guidance for decision making in the framework of MAES*, , <https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:1290109> (dostęp: 2 marca 2022).
- Kowalska A., Affek A., Baranowski J., Gierszewski P., Kaszubski M., Kołaczowska E., ... Zawiska I., 2019, *Raport z realizacji projektu badawczego Świadczenia usług ekosystemowych w dolinie środkowej Wisły [Report on the implementation of the research project: Ecosystem services of ash and elm riparian forests in the middle Vistula valley]*, Warszawa, .
- Kremen C., 2005, *Managing ecosystem services: What do we need to know about their ecology?*, „Ecology Letters” 8, nr 5: 468-479.
- Kremen C., Williams N. M., Aizen M. A., Gemmill-Herren B., LeBuhn G., Minckley R., ... Ricketts T. H.,

- 2007, *Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: A conceptual framework for the effects of land-use change*, „Ecology Letters” 10, nr 4: 299-314.
- Lamarque P., Tappeiner U., Turner C., Steinbacher M., Bardgett R. D., Szukics U., ... Lavorel S., 2011, *Stakeholder perceptions of grassland ecosystem services in relation to knowledge on soil fertility and biodiversity*, „Regional Environmental Change” 11: 791-804.
- Lavorel S., Bayer A., Bondeau A., Lautenbach S., Ruiz-Frau A., Schulp N., ... Marba N., 2017, *Pathways to bridge the biophysical realism gap in ecosystem services mapping approaches*, „Ecological Indicators” 74: 241-260.
- Leopold A., 1949, *A Sand County Almanac and Sketches from Here and There*, New York.
- Lonsdorf E., Kremen C., Ricketts T., Winfree R., Williams N., Greenleaf S., 2009, *Modelling pollination services across agricultural landscapes*, „Annals of Botany” 103: 1589-1600.
- Maes J., Paracchini M. L., Zulian G., Dunbar M. B., Alkemade R., 2012, *Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe*, „Biological Conservation” 155: 1-12.
- Maes J., Teller A., Erhard M., Grizzetti B., Barredo J., Paracchini M., ... Werner B., 2018, *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An analytical framework for ecosystem condition*, Luxembourg.
- Maes J., Teller A., Erhard M., Liqueste C., Braat L., Berry P., ... Bidoglio G., 2013, *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An Analytical Framework for Ecosystem Assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*, Luxembourg.
- Marsh G. P., 1864, *Man and Nature: Or, Physical Geography As Modified by Human Action*, New York.
- Martín-López B., Iniesta-Arandia I., García-Llorente M., Palomo I., Casado-Arzuaga I., Del Amo D. G., ... Montes C., 2012, *Uncovering ecosystem service bundles through social preferences*, „PLoS ONE” 7, nr 6.
- Matuszkiewicz W., 2001, *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*, Warszawa.
- MEA, 2005, *Ecosystems and Human Wellbeing: Current State and Trends. Volume 1*, Washington D.C.
- Mizgajski A., Stępniewska M., 2009, *Koncepcja świadczeń ekosystemów a wdrażanie zrównoważonego rozwoju*, w: D. Kielczewski, B. Dobrzańska (red.), *Ekologiczne problemy zrównoważonego rozwoju*, Białystok: 12-23.
- Neef E., 1966, *Zur Frage des gebietswirtschaftlichen Potentials*, „Forschungen und Fortschritte” 40: 65-70.
- Nowacka W. Ł., 2007, *Kobiety w polskim leśnictwie – wybrane problemy [Women in Polish forestry – selected issues]*, „Leśne Prace Badawcze” 1: 77-9.
- Odum E. P., 1972, *Ecosystem Theory in Relation to Man*, w: J. A. Wiens (red.), *Ecosystem structure and function*, Oregon.
- Osborn F., 1948, *Our Plundered Planet*, Boston.
- Pandey D., 2012, *Carbon stock of World Heritage Forest Sites, Forest Survey of India*, http://www.unep-wcmc.org/world-heritage-information-sheets_271.html (dostęp: .
- Pawlaczyk P., 2012, *Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (Ficario-Ulmetum) [Riparian mixed forests of oak, elm and ash species (Ficario-Ulmetum)]*, „Monitoring siedlisk przyrodniczych”: 292-315, <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85074570963&partnerID=40&md5=a84dce125f0cd44a1ec1cb19632c74d7>.
- PGL LP, 2020, *Raport o stanie lasów 2019*, Warszawa.
- Plieninger T., Dijks S., Oteros-Rozas E., Bieling C., 2013, *Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level*, „Land Use Policy” 33, nr July 2015: 118-129, <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.12.013>.
- Przewoźniak M., 1991, *Krajobrazowy system interakcyjny strefy nadmorskiej w Polsce, Rozprawy i Monografie*, 172, Gdańsk.
- Ricketts T. H., Williams N. M., Mayfield M. M., 2006, *Connectivity and ecosystem services: crop pollination in agricultural landscapes*, w: K. Crooks, M. Sanjayan (red.), *Connectivity Conservation*, Cambridge: 255-290.
- Riis T., Kelly-Quinn M., Aguiar F. C., Manolaki P., Bruno D., Bejarano M. D., ... Dufour S., 2020, *Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation*, „BioScience”.
- Roces-Díaz J. V., Vayreda J., Banqué-Casanovas M., Cusó M., Anton M., Bonet J. A., ... Martínez-Vilalta J., 2018, *Assessing the distribution of forest ecosystem services in a highly populated Mediterranean region*, „Ecological Indicators” 93: 986-997.
- Roulston T. H., Goodell K., 2011, *The role of resources and risks in regulating wild bee populations*, „Annual Review of Entomology” 56: 293-312.
- Scholte S. S. K., van Teeffelen A. J. A., Verburg P. H., 2015, *Integrating socio-cultural perspectives into ecosystem service valuation: A review of concepts and methods*, „Ecological Economics” 114: 67-78, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.03.007>.
- Sears P. B., 1956, *The processes of environmental change by man*, w: W. L. Thomas (red.), *Man's Role in*

- Changing the Face of the Earth (Volume 2)*, Chicago.:
- Smith A. C., Harrison P. A., Pérez Soba M., Archaux F., Blicharska M., Egoh B. N., ... Wyllie de Echeverria V., 2017, *How natural capital delivers ecosystem services: A typology derived from a systematic review*, „Ecosystem Services” 26: 111-126.
- Smith C., Weinman L., Gibbs J., Winfree R., 2019, *Specialist foragers in forest bee communities are small, social or emerge early*, „Journal of Animal Ecology” 88: 1158–1167.
- Sobieraj-Betlińska A., Banaszak J., 2017, *Zadrzewienia śródpolne jako ostoje pszczół [Mid-field woodlots as refuges for bees]*, „Wiadomości entomologiczne” 36, nr 2: 111-123.
- Soini K., Vaarala H., Pouta E., 2012, *Residents’ sense of place and landscape perceptions at the rural-urban interface*, „Landscape and Urban Planning” 104, nr 1: 124-134.
- Solon J., 2004, *Zastosowanie koncepcji potencjałów krajobrazowych dla oceny stopnia spójności krajobrazu*, „Problemy Ekologii Krajobrazu” 14: 29-43.
- Solon J., Roo-Zielińska E., Affek A., Kowalska A., Wolski J., Degórski M., ... Kruczkowska B., 2017, *Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodogłacjalnym: ocena potencjału i wykorzystania*, Warszawa.
- Spangenberg J. H., von Haaren C., Settele J., 2014, *The ecosystem service cascade: Further developing the metaphor. Integrating societal processes to accommodate social processes and planning, and the case of bioenergy*, „Ecological Economics” 104: 22-32, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.04.025>.
- Steffan-Dewenter I., Münzenberg U., Bürger C., Thies C., Tschamtkke T., 2002, *Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds*, „Ecology” 83, nr 5: 1421-1432.
- Szklanowska K., 1973, *Bory jako baza pożytkowa pszczół [Pine forests as a bee pasture]*, „Pszczelnicze Zeszyty Naukowe” 17: 51-85.
- Szklanowska K., 1979, *Nektarowanie i wydajność miodowa ważniejszych roślin runa lasu liściastego [Nectar secretion and honey potential of some more important undergrowth plants in deciduous forest]*, „Pszczelnicze Zeszyty Naukowe” 23: 123-130.
- Taki H., Okochi I., Okabe K., Inoue T., Goto H., Matsumura T., Makino S., 2013, *Succession Influences Wild Bees in a Temperate Forest Landscape: The Value of Early Successional Stages in Naturally Regenerated and Planted Forests*, „PLoS ONE” 8, nr 2.
- TEEB, 2010, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and economic foundation*, Cambridge.
- Terkenli T. S., 2001, *Towards a theory of the landscape: the Aegean landscape as a cultural image*, „Landscape and Urban Planning” 57: 197-208.
- Tockner K., Stanford J. A., 2002, *Riverine flood plains: Present state and future trends*, „Environmental Conservation” 29, nr 3: 308-330.
- Tüxen R., 1956, *Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung*, „Angewandte Pflanzensoziologie” 13: 4–42.
- Vogt W., 1948, *Road to Survival*, New York.
- Vorobeichik E. L., Pishchulin P. G., 2011, *Effect of trees on the decomposition rate of cellulose in soils under industrial pollution*, „Eurasian Soil Science” 44, nr 5: 547-560.
- Westphal C., Steffan-Dewenter I., Tschamtkke T., 2006, *Bumblebees experience landscapes at different spatial scales: Possible implications for coexistence*, „Oecologia” 149: 289–300.
- Westrich P., 1996, *Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats*, w: A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O’Toole, P. Westrich, I. H. Williams (red.), *The Conservation of Bees*, London: 1-16.
- Williams N. M., Tepedino V. J., 2003, *Consistent mixing of near and distant resources in foraging bouts by the solitary mason bee Osmia lignaria*, „Behavioral Ecology”.
- Wilson C. L., Matthews W. H., 1970, *Man’s impact on the global environment: assessment and recommendations for action*, *Study of Critical Environmental Problems (SCEP)*, Cambridge, Massachusetts.
- Winfree R., 2010, *The conservation and restoration of wild bees*, „Annals of the New York Academy of Sciences” 1195: 169-197.
- Wysocki C., Sikorski P., 2014, *Fitosocjologia stosowana w ochronie i kształtowaniu krajobrazu*, Warszawa.

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

Informacje na temat mojej aktywności naukowej chciałbym przedstawić według mojego zaangażowania w poszczególne projekty lub inicjatywy naukowe, z odwołaniem do wymiernych efektów publikacyjnych (wg numeracji moich prac w wykazie z załącznika 1). Ogółem w dotychczasowej pracy zawodowej brałem udział w **12 projektach** (5 przed i 7 po doktoracie), przy czym najważniejszą dla mnie kategorią stanowią projekty wyłaniane na drodze międzynarodowych i krajowych konkursów (było ich 9). Rozpocznę od mojego zaangażowania w inicjatywy międzynarodowe.

Brałem lub biorę udział w dwóch projektach finansowanych w ramach dużych programów europejskich. Pierwszym z nich jest projekt ***ECOSERV-POL – Services provided by main types of ecosystems in Poland – an applied approach*** [Usługi świadczone przez główne typy ekosystemów w Polsce - podejście stosowane], finansowany z Funduszy Norweskich (*Norway Grants*) i realizowany w latach 2021-2023. Projekt ma charakter badawczo-aplikacyjny, a jego celem jest łączenie rozwoju potencjału naukowego w zakresie rozpoznania korzyści czerpanych przez człowieka z ekosystemów z dostarczaniem wiedzy operacyjnej dla decydentów oraz ekspertów-praktyków. Jest realizowany przez 9 jednostek krajowych i partnera norweskiego. Uczestniczę w projekcie jako wykonawca w zespole, którego zadaniem jest rozpoznanie i ocena usług świadczonych przez ekosystemy miejskie w Polsce. Do tej pory ukazały się trzy raporty mojego współautorstwa (mój udział oceniam na 30%), prezentujące wskaźniki istotne dla ekosystemów miejskich dla trzech skal przestrzennych (krajowej, regionalnej i lokalnej) (II.3.1) oraz ocenę i mapy niezaspokojonego zapotrzebowania, wykorzystania oraz potencjału kilkunastu świadczeń ekosystemowych dla 20 największych funkcjonalnych obszarów miejskich w Polsce (II.3.3) oraz dla Warszawy jako studium przypadku na poziomie regionalnym (II.3.5).

Drugim projektem międzynarodowym, w którym mam istotny udział, jest projekt ***CENTRALPARKS – Building management capacities of Carpathian protected areas for the integration and harmonization of biodiversity protection and local socio-economic development*** [Budowanie zdolności zarządzania obszarami chronionymi w Karpatach w celu integracji i harmonizacji ochrony różnorodności biologicznej i lokalnego rozwoju społeczno-gospodarczego], realizowany w latach 2019-2022 w ramach programu *Interreg Central Europe* finansowanego z Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego (EFRR). Uczestniczyłem w projekcie jako ekspert ze strony polskiej od różnorodności biologicznej, krajobrazu i świadczeń ekosystemowych w Karpatach. Jestem współautorem dwóch głównych „*deliverables*”: Pierwszy z nich to *Carpathian strategy for enhancing biodiversity and landscape conservation outside and inside protected areas* [Karpacka strategia zwiększania bioróżnorodności i ochrony krajobrazu na zewnątrz i wewnątrz obszarów chronionych], dokument strategiczny w trakcie zatwierdzania przez Stronę Konwencji Karpackiej (III.5.j.) Strategia została przygotowana przez tematyczną ponadnarodową grupę zadaniową (*Thematic Transnational Task Force*) ds. bioróżnorodności i ochrony krajobrazu, składającą się z 21 ekspertów z 7 krajów. Mój wkład pracy był istotny, gdyż byłem ekspertem wyłoniętym przez partnera projektu,

który był odpowiedzialny za przygotowanie tej strategii. Drugim wymiernym efektem projektu jest *The Carpathian Ecosystem Services Toolkit (CEST)*, interdyscyplinarny pakiet narzędzi do oceny usług ekosystemowych, przygotowany przez tematyczną ponadnarodową grupę zadaniową ds. usług ekosystemowych (10 ekspertów z 5 krajów, w tym ja jako jedyny ekspert reprezentujący Polskę). CEST ukazał się jako publikacja książkowa w języku angielskim i w 4 językach karpaccich: czeskim, słowackim, węgierskim i polskim (II.1.1).

Projektem także o charakterze międzynarodowym, którym miałem przyjemność kierować i który uważam za przełomowy w mojej karierze naukowej, był projekt ***Spatial determinants of landscape patterns and stability over the centuries, with a particular focus on land ownership***, finansowany przez Narodową Agencję Wymiany Akademickiej (NAWA) w ramach programu im. Bekkera. Projekt realizowałem w 2019 r. w laboratorium SILVIS na wydziale Forest and Wildlife Ecology Uniwersytetu Wisconsin-Madison (USA), w ścisłej współpracy z prof. Volkerem Radeloffem (indeks Hirscha 86). SILVIS lab to wiodący na świecie ośrodek badawczy w dziedzinie dynamiki krajobrazu i jeden z nielicznych w USA, którego przedmiotem zainteresowania są Karpaty i Europa Wschodnia. Podczas trwającego 5 miesięcy pobytu w USA byłem pełnoprawnym pracownikiem University of Wisconsin-Madison o statusie *Postdoctoral Honorary Fellow* i jako regularny członek SILVIS Lab brałem udział we wszystkich aktywnościach naukowych zakładu (seminaria zakładowe i wydziałowe, konsultacje, warsztaty itp.) (<http://silvis.forest.wisc.edu/staff/affek-andrzej/>). Regularnie odbywałem indywidualne konsultacje z prof. Volkerem Radeloffem. Ich zasadniczym tematem były dwa artykuły naukowe zawierające główne rezultaty projektu. Korzystając z ogromnej wiedzy i doświadczenia profesora oraz jego przychylności i życzliwości, konsultowałem z nim także inne planowane artykuły oraz dwa wnioski o finansowanie projektów badawczych, które przewidują prowadzenie prac badawczych we współpracy z SILVIS Lab (jeden z nich złożonym na konkurs NCN SONATA w grudniu 2021 r.).

Rezultatem naukowym projektu, w znacznym stopniu o charakterze innowacyjnym było:

1. Wprowadzanie zmiennych dotyczących historycznej własności gruntów do modelowania długoterminowej dynamiki krajobrazu,
2. Wskazanie długoterminowych efektów masowych migracji (akcji wysiedleńczych) na kompozycję i różnorodność krajobrazu
3. Zastosowanie zaawansowanych przestrzennych modeli ekonometrycznych do wyjaśnienia porzucania gruntów rolnych w wyniku wymuszonych ruchów ludności.

Wspólnie z prof. Volkerem Radeloffem przygotowałem dwa artykuły będące efektem projektu, jeden z nich ukazał się w zeszłym roku w prestiżowym czasopiśmie *Landscape and Urban Planning* [200 pkt MEiN] (II.5.5), drugi zatytułowany *Pockets of persistence of agricultural land use during the socioeconomic shock of forced post-WWII displacements in the Carpathians* jest na ukończeniu i wkrótce zostanie złożony do *Land Use Policy* [140 pkt]. W tym drugim artykule pokazujemy, że do najważniejszych czynników determinujących trwałość gruntów ornych po wysiedleniach należy tzw.

dostępność rolnicza (*agricultural acessibility*), specyficzna miara dostępności, którą wcześniej opracowaliśmy i opisaliśmy w artykule w Przeglądzie Geograficznym z 2019 r. (II.5.11).

Chciałbym podkreślić, że poza bezpośrednimi efektami współpracy z profesorem Radeloffem (modele, publikacje z projektu itp.), bardzo istotne są dla mnie nowe umiejętności, które nabyłem dzięki wszechstronnemu, osobistemu mentoringowi profesora. Temu m.in. zawdzięczam moje sukcesy publikacyjne z ostatniego roku, kiedy to 6 prac, które przygotowywałem na przestrzeni lat, udało mi się opublikować w czołowych zagranicznych czasopismach naukowych (dwa za 200 pkt, dwa za 140 pkt, dwa za 100 pkt) (II.5.2; II.5.3; II.5.4; II.5.5; II.5.6; II.5.7). Istotnym elementem doświadczenia była też możliwość obserwacji, jak funkcjonuje bardzo sprawnie zarządzany i produktywny zakład naukowy, poczynając od kultury pracy, przez komunikację, mentoring, rozwiązania bazodanowe, po rozbudowaną wewnętrzną dokumentację (instrukcje, szablony, testy itp.).

Chciałbym w tym miejscu dodać, że powyższy projekt był z założenia kontynuacją badań nad długookresową dynamiką krajobrazu w Karpatach, których podjąłem się w mojej rozprawie doktorskiej, a później opublikowałem w formie monografii (II.1.5) i serii artykułów (II.5.8; II.5.24; II.5.25) i które realizowałem dzięki przyznaniu przez MNiSW tzw. **projektu promotorskiego** jeszcze w 2011 r. Zdecydowałem się na ten krok, gdyż miałem poczucie, mimo docenienia mojej pracy przez środowisko naukowe (wyróżniona rozprawa doktorska przez Radę Naukową IGiPZ PAN, przyznanie przez Komitet Badań Naukowych PAN nagrody im. E. Romera za najlepszą pracę doktorską z geografii), że nie wszystkie wątki, a w szczególności nie wszystkie zgromadzone przeze mnie dane, zostały w sposób wyczerpujący i całościowy wówczas skonsumowane.

Kolejnym istotnym obszarem mojej aktywności naukowej na forum międzynarodowym jest zaangażowanie w działalność ***International Association for Landscape Ecology (IALE)***, czyli międzynarodowej asocjacji ekologii krajobrazu, organizacji naukowej skupiającej kilkuset ekologów krajobrazu z całego świata, powołanej do ich reprezentowania i koordynowania ich działań. Mój pierwszy kontakt z IALE miał miejsce w 2013 r., kiedy to zgłosiłem się i zostałem zakwalifikowany na międzynarodowy intensywny kurs ekologii krajobrazu IALE dla doktorantów pt. *European Landscapes in Transition: the Interplay between Local and Global Drivers*. Trwający 10 dni kurs odbywał się w Wielkiej Brytanii i był prowadzony przez czołowych europejskich ekologów krajobrazu, takich jak prof. Marc Antrop, prof. Teresa Pinto-Correia, prof. Veerle Van Eetvelde, prof. Isabel Loupa Ramos czy prof. Bas Pedroli. Od tamtego czasu aktywnie uczestniczyłem we wszystkich światowych i europejskich kongresach IALE (Manchester 2013, Portland 2015, Gandawa 2017, Mediolan 2019). W 2017 r. zostałem wybrany do zarządu Europejskiej Asocjacji Ekologii Krajobrazu (IALE-Europe), oddziału regionalnego IALE. W Zarządzie pełnię do dzisiaj na zasadzie wolontariatu m.in. funkcję skarbnika i osoby odpowiedzialnej za kwestie członkostwa. Uczestniczę w regularnych, comiesięcznych spotkaniach Zarządu online oraz dorocznych dłuższych posiedzeniach na żywo w jednym z krajów europejskich. Jestem także zaangażowany w działalność kilku grup roboczych IALE-

Europe. Poza licznymi spotkaniami online uczestniczyłem także w spotkaniach/warsztatach grup roboczych IALE na żywo w Belgii na Uniwersytecie w Gandawie (3 dni w 2019 r.) i w Portugalii na Uniwersytecie w Lizbonie (5 dni w 2018 r.). W trakcie tego drugiego pobytu z ramienia Zarządu IALE-Europe m.in. uczestniczyłem w otwarciu tzw. Obserwatorium krajobrazowego w Chamusca, mającego na celu monitoring zmian tradycyjnego krajobrazu portugalskiej prowincji z dębem korkowym, tzw. *Montado*.

W 2019 r. w ramach naboru na **organizację kolejnego Europejskiego Kongresu IALE** zgłosiłem propozycję Warszawy, w szczególności propozycję IGiPZ PAN i Uniwersytetu Warszawskiego. Decyzją IALE-Europe moja propozycja wygrała. Zostałem powołany na głównego organizatora Kongresu. Kongres o tak wysokiej randze będzie pierwszym w historii, który odbędzie się w tej części Europy i będzie unikalną okazją zarówno do szerszego zaprezentowania dorobku polskiej i wschodnioeuropejskiej szkoły ekologii krajobrazu, jak i do pogłębienia dialogu i integracji badaczy ukształtowanych w odmiennych uwarunkowaniach społecznych i kulturowych. Pierwotnie Kongres miał się odbyć w lipcu 2021 r., ale ze względu na pandemię Covid-19 oraz zdecydowaną preferencję spotkań bezpośrednich wyrażaną w środowisku europejskich ekologów krajobrazu, wydarzenie przeniesiono na 11-15 lipca 2022 r. (szczegóły na stronie www.iale2022.eu).

W ramach dotychczasowych przygotowań powołałem 23 osobowy Komitet Naukowy, składający się czołowych ekologów krajobrazu reprezentujących 7 krajów europejskich i 17 ośrodków naukowych. Stojąc na czele ośmioosobowego Komitetu Organizacyjnego przeprowadziłem nabór na sesje tematyczne, a następnie na abstrakty. W wyniku procesu recenzyjnego zaakceptowano 34 sesje tematyczne z 40 zgłoszonych, a następnie pogrupowano w 10 grup tematycznych, do których zgłoszono ponad 420 abstraktów z 52 krajów. Aktualnie koordynuję proces recenzji abstraktów, w który zaangażowanych jest blisko 100 organizatorów sympozjów z kilkudziesięciu krajów świata. Tematem przewodnim kongresu, uzgodnionym z Komitetem Naukowym, jest *Making the future, learning from the past*. W zamierzeniu hasło to odnosić się ma do roli ekologii krajobrazu jako nauki interdyscyplinarnej, której istotnym elementem jest aspekt aplikacyjny zorientowany na kształtowanie środowiska w taki sposób, aby było ono przyjazne zarówno dla człowieka jak i otaczającej go przyrody. Dodam, że wniosek o dofinansowanie organizacji Kongresu zgłosiłem na konkurs MEiN w programie Dosięgną Nauka. Wniosek ten w pełnej kwocie (194 700 PLN) został zakwalifikowany do finansowania.

Do innej ważnej aktywności naukowej chciałbym zaliczyć kierowanie projektem NCN pt. ***Ukryte dziedzictwo kulturowe w krajobrazie opuszczonym przez ludność - identyfikacja i interpretacja z zastosowaniem lotniczego skaningu laserowego***, realizowanym w latach 2013-2016. Zgodnie z tytułem, do głównych celów projektu należało:

1. Zidentyfikowanie elementów dziedzictwa kulturowego ukrytego pod koronami drzew zapisanego w rzeźbie terenu w krajobrazie opuszczonym przez ludność z wykorzystaniem lotniczego skaningu laserowego,

2. Określenie przyczyn i czasu powstania odnalezionych elementów dziedzictwa kulturowego,
3. Określenie stanu zachowania i trwałości elementów dziedzictwa kulturowego w zależności od wybranych czynników zewnętrznych,
4. Określenie historycznej i aktualnej funkcji w krajobrazie/systemie przyrodniczym wybranych elementów dziedzictwa kulturowego zapisanego w rzeźbie terenu.

W ramach projektu zleciłem wykonanie jednego z pierwszych w Polsce nalotów skaningowych, którego celem było jak najwierniejsze odzwierciedlenie antropogenicznych elementów rzeźby terenu powstałych w przeszłości. Efekty projektu zostały przedstawione w siedmiu artykułach naukowych (II.5.1; II.5.10; II.5.15; II.5.18; II.5.19; II.5.23; II.5.26), w tym dwa z nich zostały opublikowane w tak prestiżowych czasopismach jak *Forest Ecology and Management* (200 pkt) (II.5.15) i *Archaeological Prospection* (140 pkt) (II.5.1). We wspomnianych artykułach, poza prezentacją wyników odnoszących się do głównych celów projektu, poruszyłem także kwestie metodologiczne związane z analizą i interpretacją danych z lotniczego skanowania laserowego (II.5.26), a także po raz pierwszy określiłem rzeczywistą gęstość dróg i szlaków zrywkowych w Karpatach, która notabene okazała się jedną z najgęstszych na świecie (II.5.15). Było to możliwe dzięki temu, że skanowanie laserowe jako pierwsze w historii narzędzie dało unikalne możliwości szczegółowego odzwierciedlania rzeźby terenu pod lasami. Po ukazaniu się mojego anglojęzycznego artykułu na temat gęstości dróg leśnych zwrócili się do mnie przedstawiciele WWF i Fundacji Dziedzictwo Przyrodnicze z prośbą o przygotowanie ekspertyzy na temat wpływu dróg leśnych na szeroko rozumiane środowisko przyrodnicze w Karpatach, na co chętnie przystałem (II.5.h). Pokłosem raportu były dwa artykuły w Przeglądzie Geograficznym prezentujące aktualny stan wiedzy na ten temat na świecie (II.5.9) oraz pogłębione studium wpływu dróg leśnych na środowisko w Karpatach Wschodnich (II.5.10).

Moje zainteresowanie skanowaniem laserowym dotyczyło nie tylko skanowania lotniczego, ale także naziemnego, co związane było z pozyskaniem przez IGiPZ PAN w 2013 r. **skanera naziemnego** dalekiego zasięgu firmy Riegl (model VZ-4000). Zakup był możliwy dzięki dotacji MNiSW na inwestycję w zakresie dużej infrastruktury badawczej, którą otrzymano w drodze konkursu na wniosek, którego byłem współautorem. Uczestniczyłem w cyklu szkoleń, których ukończenie dawało mi uprawnienia do samodzielnej obsługi urządzenia. Jeszcze w tym samym roku rozpocząłem pilotażowe badania dotyczące możliwości **szacowania biomasy roślinności torfowiskowej** za pomocą naziemnego skanowania laserowego. Opublikowałem na ten temat artykuł, którego byłem głównym autorem (II.5.27), a także przygotowałem i złożyłem wniosek do NCN w celu opracowania kompleksowej metodologii i jej wdrożenia, jednak projekt nie uzyskał wówczas finansowania, więc i dalsze prace w tym kierunku nie były kontynuowane.

Innym ważnym projektem NCN, w którym byłem głęboko zaangażowany i który poniekąd nakreślił i zdefiniował na lata istotną część moich zainteresowań naukowych był projekt pt. *Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodoglacjalnym - ocena zasobów, zagrożeń i*

wykorzystania. Od podjęcia prac w tym projekcie w 2012 r. rozpoczęło się moje zainteresowanie usługami ekosystemowymi i to właśnie tego zagadnienia dotyczy przedstawione przeze mnie Osiągnięcie. W momencie przyznania projektu koncepcja usług ekosystemowych w Polsce niemalże nie była znana, z tego chociażby względu projekt miał w dużym stopniu charakter pionierski i wytyczał sposoby myślenia o usługach ekosystemowych w polskim środowisku naukowym. Całościowe efekty prac opublikowane zostały w dwóch wieloautorskich monografiach naukowych, które z uwagi na obszerne rozdziały porządkujące dotychczasowy stan wiedzy można traktować jako podręczniki z zakresu świadczeń ekosystemowych (II.1.2; II.1.4). Pierwsza monografia ukazała się w języku polskim (II.1.4), natomiast druga, znacznie poprawiona i rozszerzona o wątki istotne dla odbiorcy międzynarodowego, w którym jestem pierwszym i wiodącym autorem, ukazała się w języku angielskim nakładem prestiżowego wydawnictwa *Elsevier* (II.1.2). Poza wymienionymi publikacjami zwartymi efekty projektu opublikowano w 10 artykułach naukowych, w tym 8 mojego współautorstwa (II.5.13; II.5.14; II.5.16; II.5.17; II.5.20; II.5.21; II.5.28), z których dwa najistotniejsze, których jestem jedynym lub pierwszym autorem, włączyłem do omawianego Osiągnięcia (II.5.14; II.5.16).

Kontynuacja prac nad świadczeniami ekosystemowymi była możliwa dzięki pozyskaniu w 2017 r. projektu badawczego pt. ***Świadczenia łągów jesionowo-wiązowych w dolinie środkowej Wisły***, finansowanemu przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Zakres podjętych badań i ich główne efekty opisane są w rozdziale 4.3 (II etap badań – „Nadwiślański”). Tutaj chciałbym tylko uzupełnić, że poza włączonymi do Osiągnięcia dwoma artykułami opublikowanymi w *Ecological Indicators* (II.5.7) i *Forests* (II.5.4), ukazał się także obszerny wieloautorski raport z przebiegu prac, gdzie szczegółowo opisane są wieloaspektowe badania kondycji łągów jesionowo-wiązowych i ich zdolność do świadczenia usług w zależności od stopnia odkształcenia antropogenicznego (II.3.7). Ponadto, w Przeglądzie Geograficznym wraz ze współautorami opublikowałem dwa artykuły będące pokłosiem tego projektu, jeden dotyczy wytycznych do działań ochronnych badanych łągów (II.5.12), a drugi, o charakterze przeglądowym, prezentuje możliwości wykorzystania zdjęć fitysocjologicznych w badaniach środowiska przyrodniczego (II.5.2).

Kolejny duży projekt, w który byłem zaangażowany, dotyczył kwestii **zrównoważonego rozwoju krajobrazu** ze szczególnym uwzględnieniem zmian zasięgu lasów. Na przykładzie pogranicza Kurpi i Mazur prowadzono rozważania, na ile dany układ krajobrazowy i stopień jego lesistości odpowiada założeniom rozwoju zrównoważonego. Mój wkład w ten projekt polegał na opracowaniu modelu zrównoważonego rozmieszczenia lasów (model SuFoD, *Sustainable Forest Distribution*) i oszacowaniu, na ile rozmieszczenie lasów w terenie badań w ostatnich 200 latach było zrównoważone, a także na wskazaniu, jakie czynniki na to wpływały. Wyniki moich prac opublikowałem w formie rozdziałów w dwóch monografiach, jednej wieloautorskiej w języku polskim (II.1.3) oraz jednej pod redakcją w języku angielskim (II.2.1).

Jedną z moich ważniejszych bieżących aktywności naukowych jest zaangażowanie w projekt naukowy NCN pt. **Wpływ topoklimatu na regenerację górskich lasów porolnych**, realizowany w latach 2020-2023, którego kierownikiem jest moja doktorantka Zofia Jabs-Sobocińska. Badania koncentrują się na określeniu stanu ekosystemów lasów porolnych i sąsiadujących starych lasów w zestawieniu z szeregiem zmiennych środowiskowych i związanych z gospodarką leśną, ze szczególnym uwzględnieniem zróżnicowania topoklimatycznego determinowanego ukształtowaniem terenu. Do prowadzenia analiz wytypowano Polskie Karpaty Wschodnie z uwagi na duże połacie starych lasów i lasów porolnych powstałych po wysiedleniu ludności ukraińskiej w latach 40. XX w. Pierwszym efektem prac opublikowanych w artykule w *Remote Sensing* (100 pkt) (II.5.6) jest precyzyjne rozgraniczenie starych (przedwojennych) lasów i lasów powstałych po wysiedleniach, określone na podstawie archiwalnych danych teledetekcyjnych, w tym niemieckich zdjęć lotniczych Luftwaffe z 1944 r. oraz zobrażeń satelitarnych pozyskanych w latach 1960. przez amerykańskiego satelitę szpiegowskiego Corona. W drugim artykule, dopiero co opublikowanym w czasopiśmie *Forest Ecology and Management* (200 pkt) (II.5.29), wykorzystujemy obszerną bazę danych o glebie i roślinności starych lasów i lasów porolnych, pozyskaną przez doktorantkę w trakcie szeroko zakrojonych badań terenowych (294 losowo dobrane powierzchnie badawcze w Karpatach, 215 rozpoznanych gatunków runa), do opracowania listy tzw. gatunków starych lasów oraz do wskazania cech funkcjonalnych i preferowanych warunków siedliskowych tychże gatunków. W artykule wykorzystujemy zaawansowany aparat statystyczny pozwalający na kontrolę zmiennych zakłócających oraz na wyodrębnienie poszczególnych czynników odpowiedzialnych za zróżnicowanie składu gatunkowego runa (m.in. analizę korespondencji DCA [Detrended Correspondence Analysis]) i CCA [Canonical Correspondence Analysis] oraz analizę regresji wielorakiej).

Chciałbym także zwrócić uwagę na moją aktywność związaną z podstawowym warsztatem geografa, a mianowicie z **przetwarzaniem danych przestrzennych**. Niemalże od początku mojej pracy w IGiPZ PAN, poza byciem pracownikiem Zakładu Geoekologii i Klimatologii, jestem także członkiem Zespołu Systemów Informacji Geograficznej i Kartografii. Nieustannie rozwijam moje umiejętności w zakresie przetwarzania danych przestrzennych poprzez uczestnictwo w licznych szkoleniach i warsztatach organizowanych przez liczące się instytucje (m.in. Główny Urząd Geodezji i Kartografii, Instytut Geodezji i Kartografii, Uniwersytet Adama Mickiewicza) i firmy (m.in. Reigl, Progea Consulting, ESRI, Trimble). Brałem udział m.in. w kursie modelowania pojęciowego w projektowaniu i implementacji systemów geoinformacyjnych, warsztatach teledetekcji środowiska, warsztatach z Globalnego Systemu Pozycjonowania, z naziemnego skanowania laserowego i w szkoleniach z wykorzystywania produktów lidarowych z projektu ISOK [Informatycznego Systemu Oslony Kraju przed nadzwyczajnymi zagrożeniami]. We wszystkich moich pracach samodzielnie przetwarzam i przygotowuję materiały kartograficzne. W sytuacji, gdy w mojej pracy naukowej napotykam na brak odpowiednich rozwiązań metodycznych opisanych w literaturze, samemu staram się taką lukę wypełnić. Tak było choćby w przypadku przygotowania pracy doktorskiej, kiedy to

miałem potrzebę nadania precyzyjnej georeferencji dawnym austriackim mapom katastralnym i wojskowym, a okazało się, że w literaturze praktycznie całkowicie brak było rzetelnych opracowań metodycznych na temat kalibracji map dawnych. W efekcie powstały dwa artykuły metodyczne, jednoautorskie, poświęcone kalibracji dawnych map (II.5.30; II.5.33), które należą do najlepiej cytowanych moich prac (oba łącznie były cytowane ponad 100 razy). Podobną sytuację miałem, gdy poszukiwałem wartościowych artykułów metodycznych na temat lotniczego skanowania laserowego. Deficyt prac na ten temat skłonił mnie do opublikowania w 2014 r. artykułu na temat nowych możliwości i pułapek tej wówczas innowacyjnej technologii w zakresie modelowaniu rzeźby terenu, w szczególności pod lasami (II.5.26).

Ostatnim istotnym polem mojej aktywności publikacyjnej jest **tematyka planowania przestrzennego**, szczególnie na poziomie lokalnym. Uczestniczyłem w trzech projektach realizowanych w latach 2011-2013 na zlecenie Ministerstwa Infrastruktury, których celem było opracowanie wskaźników ładu przestrzennego w gminach oraz przygotowanie metodyki prognozowania (estymacji) informacji o zasobach danych przestrzennych, umożliwiającej obliczenie wskaźników monitoringu dla tematu zagospodarowanie przestrzenne (*land use*), z III załącznika Dyrektywy INSPIRE. Efektem mojego zaangażowania w te projekty były, poza obszernymi ekspertyzami przekazanymi Ministerstwu (III.5.a; III.5.b), także dwa jednoautorskie artykuły opublikowane w Biuletynie Komitetu Przestrzennego Zagospodarowania Kraju (II.5.32) oraz w Rocznikach Geomatyki (II.5.31).

Istotnym elementem mojej aktywności naukowej jest także recenzowanie prac innych autorów. W szczególności recenzowanie artykułów dla prestiżowych czasopism naukowych uważam za szczególnie wartościowe i wymagające intelektualnie działanie, które pozwala nie tylko na zapoznanie się z najnowszymi badaniami, ale też stanowi nierzadko inspirację do podjęcia nowych inicjatyw czy nawiązania współpracy. Wielokrotnie byłem zapraszany do pełnienia roli recenzenta przez redaktorów różnorodnych czasopism naukowych, niestety ze względu na obłożenie innymi obowiązkami nie wszystkie propozycje byłem w stanie przyjąć. W trakcie mojej pracy naukowej wykonałem **45 recenzji artykułów naukowych**, w tym 19 recenzji dla czasopism ≥ 140 pkt, tak prestiżowych jak *Landscape and Urban Planning* (200 pkt), *Ecological Indicators* (140 pkt), *Archaeological Prospection* (140 pkt), czy *Proceedings of the Royal Society B*. Poza tym co roku staram się znaleźć czas na recenzowanie prac magisterskich zgłoszonych na Konkurs Polskiego Towarzystwa Geograficznego, do tej pory zrecenzowałem 4 takie prace. Poza recenzowaniem prac naukowych byłem też proszony o ocenę materiałów do planów ochrony parków narodowych. Recenzowałem m.in. operat ochrony wartości kulturowych Tatrzańskiego Parku Narodowego (III.5.c) oraz oceniałem prawidłowość wykonania map, baz i warstw geometrycznych do planów ochrony parków narodowych: Tatrzańskiego (III.5.d; III.5.e) i Słowińskiego (III.5.g).

Kolejnym aspektem mojej aktywności naukowej są wystąpienia na konferencjach naukowych. W trakcie mojej pracy zawodowej uczestniczyłem czynnie w 35 kongresach lub konferencjach

naukowych, gdzie **wygłosiłem 33 referaty i zaprezentowałem 8 posterów**, w tym 24 wystąpienia były w języku angielskim. W ujęciu tematycznym i instytucjonalnym najważniejsze konferencje, w których uczestniczyłem można pogrupować w następujący sposób:

- Kongresy Międzynarodowej Asocjacji Ekologii Krajobrazu (IALE) (2013, 2015, 2017, 2019)
- Międzynarodowe i krajowe konferencje Polskiej Asocjacji Ekologii Krajobrazu (2011, 2014, 2015, 2016, 2018, 2021)
- Seminaria Komisji Krajobrazu Kulturowego Polskiego Towarzystwa Geograficznego (2010, 2011, 2015)
- Białowieskie Seminaria Geobotaniczne (2010, 2011, 2016)
- Sympozja Naukowe EcoServ (2014, 2016, 2018, 2021)
- Międzynarodowe Konferencje Geografów Historycznych (2012, 2018)
- Międzynarodowe konferencje o tematyce archeologicznej (2015, 2015)
- Międzynarodowe konferencje o tematyce karpackiej (2013, 2016, 2017, 2021)
- Międzynarodowe Konferencje na temat ekologii lasów (2019, 2021)
- Konferencje o tematyce GIS (2014, 2020)
- Kongres Geografii Polskiej (2018)

Chciałbym w tym miejscu zaznaczyć, że za moją aktywność naukową byłem wielokrotnie nagradzany przez gremia krajowe i zagraniczne. Do najważniejszych wyróżnień zaliczam trzyletnie **Stypendium Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego dla wybitnych młodych naukowców** oraz **Nagrodę im. Artura Rojszczaka** przyznaną przez Klub Stypendystów Fundacji na rzecz Nauki Polskiej (FNP) za „*wybitne osiągnięcia naukowe, humanistyczną postawę, szerokie horyzonty, umiejętność przełamywania barier i przekraczania ram wąskich specjalizacji naukowych*”. Otrzymałem także jako promotor I nagrodę w XXXVI Konkursie Prac Magisterskich Polskiego Towarzystwa Geograficznego, wyróżnienie od wydawnictwa Elsevier za wybitny wkład w recenzowanie (*Outstanding Contribution in Reviewing*), a także nagrodę dla Zasłużonego Zagranicznego Uczzonego (*Distinguished Foreign Scholar Travel Award*) przyznaną w Portland w 2015 r. przez Międzynarodową Asocjację Ekologii Krajobrazu. O wyróżnieniach mojej pracy doktorskiej wspominałem wcześniej.

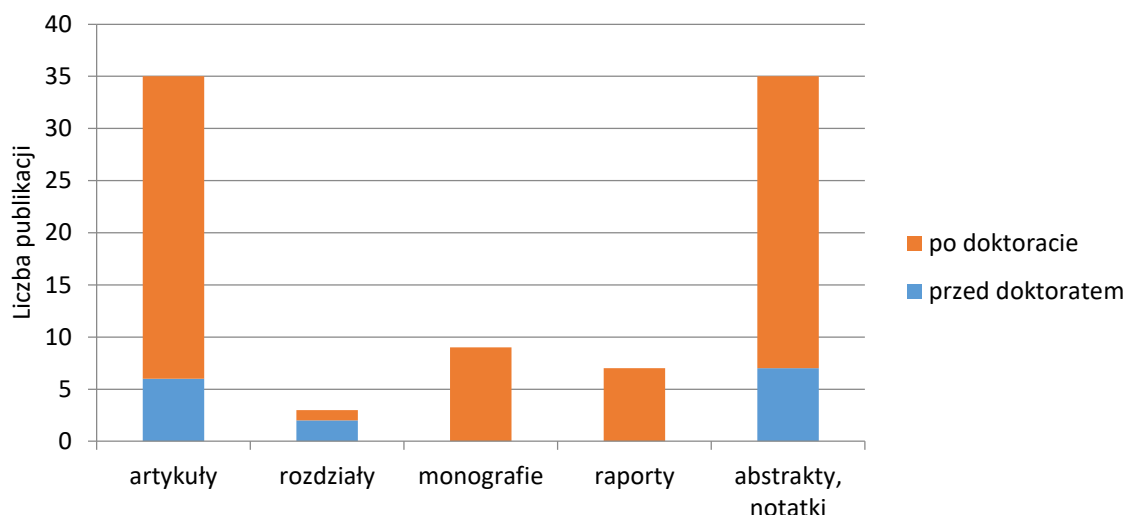
5.1. Podsumowanie dorobku naukowego

Rozpatrując mój dorobek pod kątem ilościowym i naukometrycznym, stwierdzam, że ogółem jestem autorem **89 publikacji naukowych, w tym 9 monografii, 3 rozdziały w monografiach oraz 35 artykułów w czasopiśmie naukowych** (Rycina 2 i 3, szczegółowy spis w Załączniku 2). Łącznie 15 moich prac ukazało się przed doktoratem, a 74 po doktoracie. Sumaryczna liczba punktów według aktualnej **punktacji MEiN** wynosi dla okresu przed doktoratem 210 pkt, a dla okresu po doktoracie

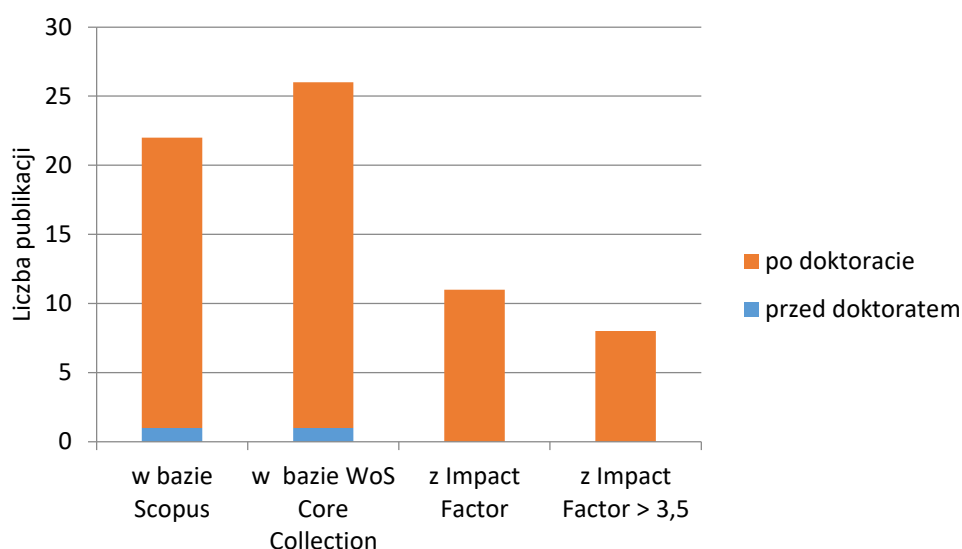
3340 pkt, co daje łącznie **3550 pkt**. Sumaryczny **Impact Factor** moich publikacji wynosi **42,70** (wszystkie prace z IF ukazały się po doktoracie). Dotychczas 50 moich prac zostało opublikowanych w języku angielskim, przy czym przed doktoratem było ich 6 (40% prac z tego okresu), a po doktoracie 44 (60% prac z tego okresu). Jestem jedynym autorem w przypadku 33 publikacji: 15 przed doktoratem (100% z tego okresu) oraz 18 po doktoracie (25% z tego okresu). W kolejnych 20 publikacjach jestem pierwszym autorem. Łącznie w 60% moich prac jestem jedynym lub pierwszym autorem, co wskazuje na moją wiodącą rolę przy powstawaniu tych publikacji, a także na umiejętności samodzielnego prowadzenia badań i ich publikowania, jak i na zdolność do pozyskiwania do współpracy innych naukowców i kierowania zespołami publikacyjnymi. Szczególnie widoczne jest to w przypadku najbardziej znaczących moich publikacji (umieszczonych w bazie *Web of Science*), gdzie jestem pierwszym autorem 21 z 26 prac (84%). Zauważalny jest także wyraźny trend w mojej praktyce publikacyjnej polegający na tym, że z prac indywidualnych, całkowicie dominujących w okresie przed doktoratem, przeszedłem do prac pisanych we współautorstwie. Łącznie współautorami moich prac było 38 naukowców, w tym 13 z macierzystej jednostki (IGiPZ PAN), 15 naukowców z 8 instytucji krajowych (m.in. Uniwersytet Warszawski, Uniwersytet Jagielloński, Uniwersytet Wrocławski) oraz 11 badaczy z zagranicy, w tym z USA, Rumunii, Słowacji, Czech, Węgier i Włoch.

Ogólna liczba cytacji moich prac (na dzień 2.03.2022 r.) według bazy *Web of Science Core Collection* wynosi 120, według *Scopus* 138, a według *Google Scholar* 397 (Załącznik 2. pkt IV). Mój indeks Hirscha wynosi 6 według *Web of Science*, 6 według *Scopus* oraz 11 według *Google Scholar*.

Charakteryzując pod kątem ilościowym przedłożone przeze mnie Osiągnięcie, mogę stwierdzić, że w jego skład wchodzi 5 anglojęzycznych artykułów naukowych opublikowanych w latach 2017-2021 w renomowanych czasopismach o międzynarodowym zasięgu: *Forest Ecology and Management*, *Ecosystem Services*, *Ecological Indicators* i *Forests*. W czterech artykułach z pięciu jestem jedynym lub wiodącym autorem (pierwszy autor lub autor korespondencyjny). Współautorami są przede wszystkim obecni i byli pracownicy Zakładu Geoekologii i Klimatologii IGiPZ PAN, z którymi od dawna ściśle współpracuję. Są to specjaliści z dziedzin pokrewnych, w szczególności geobotanicy, geozoolodzy i gleboznawcy i dzięki współpracy z nimi możliwa była synergia wiedzy i prowadzenie prac o charakterze transdyscyplinarnym, typowym dla ekologii krajobrazu, z którą się identyfikuję. Sumaryczny **Impact Factor** przedłożonego **Osiągnięcia** wynosi **21,56** (średnio 4,31 na artykuł), natomiast łączna **liczba punktów MEiN** wynosi **720** (średnio 144 na artykuł).



Rycina 2. Liczba moich publikacji w poszczególnych kategoriach, w podziale na te powstałe przed i po doktoracie.



Rycina 3. Liczba moich publikacji wg znaczenia na arenie międzynarodowej, w podziale na te powstałe przed i po doktoracie

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

W trakcie mojej pracy naukowej angażowałem się w różnego rodzaju **działalność organizacyjną** na rzecz nauki. Byłem współorganizatorem 3 ogólnopolskich konferencji naukowych (dwóch organizowanych pod egidą Polskiej Asocjacji Ekologii Krajobrazu i jednej pod egidą Komisji

Krajobrazu Kulturowego Polskiego Towarzystwa Geograficznego). Współorganizowałam także wydarzenia firmowane przez IALE-Europe, między innymi tzw. *One-day virtual event*, całodniowe seminarium poświęcone aktualnym inicjatywom i wydarzeniom związanym z ekologią krajobrazu w Europie. Od 2017 r., odkąd zostałem wybrany przez Zgromadzenie Ogólne IALE-Europe do zarządu tej organizacji oraz objąłem funkcję skarbnika, znaczną część czasu pracy poświęcam właśnie na sprawy związane z IALE-Europe. Do największych przedsięwzięć organizacyjnych związanych z nauką, których się podjąłem, muszę zaliczyć organizację Europejskiego Kongresu Ekologii Krajobrazu (szczegóły w poprzednim rozdziale).

Do innych moich prac o charakterze organizującym naukę zaliczyć mogę także zasiadanie (z wyboru) przez 8 lat w Radzie Naukowej IGiPZ PAN, przez pierwsze 4 lata jako przedstawiciel doktorantów, a przez następne 4 jako przedstawiciel adiunktów. W latach 2011-2014 byłem członkiem Samorządu Doktorantów Polskiej Akademii Nauk oraz delegatem do Krajowej Reprezentacji Doktorantów. Od wielu lat zasiadam także w komisjach socjalnych, wcześniej w dedykowanej studium doktoranckiemu, a teraz w ogólnej IGiPZ PAN. Jestem także zaangażowany w działalność wydawniczą. Od 2018 r. pełnię funkcję redaktora statystycznego w Komitecie Redakcyjnym czasopisma *Przegląd Geograficzny* (70 pkt MEiN), jestem także członkiem Rady Redakcyjnej serii *Prace Geograficzne*, wydawnictwa seryjnego Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, ukazującego się od 1954 r.

W związku z tym, że pracuję w instytucie badawczym a nie na uczelni, moje zaangażowanie w działania dydaktyczne jest nieporównanie mniejsze od zaangażowania w aktywność naukowo-badawczą. Niemniej, poszukując nowych możliwości rozwoju w zakresie prowadzonych badań, nawiązałem współpracę z naukowcami z Wydziału Geografii i Studiów Regionalnych UW w celu włączenia się w proces kształcenia ambitnych studentów. W efekcie tych zabiegów zostałem współpromotorem pracy magisterskiej, która w 2019 r. została obroniona z wyróżnieniem, a następnie wygrała konkurs Polskiego Towarzystwa Geograficznego na najlepszą pracę magisterską z zakresu geografii. Ponadto, jestem **promotorem pomocniczym** mgr Zofii Jabs-Sobocińskiej, słuchaczki Szkoły Doktorskiej Nauk Ścisłych i Przyrodniczych UW. Tematem jej projektu doktorskiego jest „Wpływ ukształtowania terenu i wysokości n.p.m. na odtwarzanie się roślinności górskich zbiorowisk leśnych na gruntach porolnych”.

Podaję także działania z zakresu **popularyzacji nauki**. W związku z tym, że na co dzień łączę naukę z moimi pasjami okołozawodowymi (od 13 lat prowadzę średniej wielkości pasiekę, a od 16 lat jestem przewodnikiem beskidzkim i instruktorem przewodnictwa górskiego), prowadzę działalność popularyzatorską głównie poprzez moje zaangażowanie **w kursy przewodników górskich i pszczelarstwo**. Rokrocznie prowadzę zajęcia teoretyczne i terenowe z kursantami, podczas których przekazuję im szeroko rozumianą wiedzę krajoznawczą o Beskidach, w tym także dzielę się wynikami badań własnych, w szczególności na temat przemian krajobrazu i ich historycznych uwarunkowań. Z kolei jako doświadczony pszczelarz jestem zapraszany do instytucji kultury i nauki

(m.in. do przedszkoli i szkół, radia; miałem także wykład popularyzatorski w Ogrodzie Botanicznym PAN w Powsinie), aby podzielić się wiedzą z zakresu życia pszczoł oraz korzyści jakie one świadczą na rzecz człowieka, co nie przypadkiem pokrywa się z jednym z moich kierunków badawczych. Po otrzymaniu prestiżowej Nagrody im. Artura Rojszczaka (szczegóły wyżej) byłem także zapraszany na prelekcje na temat innych moich obszarów badawczych, w tym w szczególności na temat skanowania laserowego. Miałem przyjemność m.in. gościć z wykładem w Serocku na ogólnopolskim obozie naukowym dla uczestników programu pomocy wybitnie zdolnym z 1. i 2. klasy gimnazjum oraz szkół podstawowych, organizowanym przez Krajowy Fundusz na rzecz Dzieci.

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

Nie dotyczy

.....

(podpis wnioskodawcy)