

Autoreferat

Dr Wojciech Bąba
Instytut Botaniki
Wydział Biologii i Nauk o Ziemi
Uniwersytet Jagielloński
ul. Lubicz 46
31-512 Kraków
e-mail: wojciech.baba@uj.edu.pl
tel. 607 799 324

Kraków, maj 2016

Informacja o wykształceniu i przebiegu zatrudnienia**DANE OSOBOWE:**

IMIONA	Wojciech, Jarosław
NAZWISKO	Bąba
DATA I MIEJSCE URODZENIA	19.07.1972, Chrzanów
ADRES SŁUŻBOWY	Instytut Botaniki, Zakład Ekologii Roślin, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Uniwersytet Jagielloński; ul. Lubicz 46, 31-512 Kraków
TELEFON	607 799 324
FAX	(12) 663 23 83
E-MAIL	wojciech.baba@uj.edu.pl

Informacja o wykształceniu i przebiegu zatrudnienia

- 2001:** doktor nauk biologicznych: Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków (29.11.2001). Praca doktorska pt. „Ekologiczne podstawy ochrony aktywnej i kształtowania ekosystemów muraw kserotermicznych w Ojcowskim Parku Narodowym i jego otulinie”; promotor – prof. dr hab. Stefan Michalik, recenzenci – prof. dr hab. Zbigniew Dzwonko oraz prof. dr hab. Kazimierz Zarzycki
- 1996:** Magister biologii: Katedra Geobotaniki i Ochrony Przyrody, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Śląski (20.06.1996r.). Praca magisterska pt. „Flora i roślinność górnego odcinka doliny potoku Chechło”; promotor – prof. dr hab. Stanisław Wika
- 1991– 1996:** Studia na specjalności Biologia Ogólna na Wydziale Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach. Pracownia specjalistyczna z geobotaniki i ochrony przyrody
- 1986 – 1990:** Nauka w Liceum Ogólnokształcącym w Chrzanowie w klasie o profilu biologiczno-chemicznym.

PRACA ZAWODOWA:

- 2007– obecnie** adiunkt naukowo-dydaktyczny, Zakład Ekologii Roślin, Instytut Botaniki UJ, Kraków. W czasie zatrudnienia urlop dla poratowania zdrowia (1.09.2014– 1.03.2015)
- 2001-2007** adiunkt, Instytut Ochrony Przyrody, Kraków, od 2004 r. kierownik Pracowni Botanicznej w Zakładzie Ochrony Szaty Roślinnej
- 2000-2001** asystent, Instytut Ochrony Przyrody, Kraków
- 1995-2000** asystent naukowo-badawczy ds. flory, Ojcowski Park Narodowy

MOJE ZAINTERESOWANIA NAUKOWE

- **ekologiczne i mikroewolucyjne mechanizmy ekspansji rodzimych gatunków roślin**
- **długoterminowa dynamika muraw naskalnych i kserotermicznych** - prowadzę długoterminowe (1996-obecnie) badania na stałych powierzchniach w Ojcowskim PN
- **ekologiczne podstawy ochrony i kształtowania muraw kserotermicznych,**
- **zastosowanie metod statystycznych, numerycznych i bioinformatycznych w analizie i modelowaniu procesów biologicznych (m.in. analizy/programowanie w R CRAN, Matlab/Octave, ArcGIS)**
- **eko-fizjologiczne przystosowania roślin do różnych form stresu**
- **związki pomiędzy warunkami fizykochemicznymi podłoża i roślinnością oraz organizmami glebowymi**

UKOŃCZONE KURSY ZAWODOWE I INNE (WYBRANE)

Kurs „Analysis of Phytosociological Data using the Juice Program”, Masaryk University, Faculty of Sciences, Brno, Czech Republic; 2006 r.

Kurs „Methods in Population Biology” – Uniwersytet Karola, Wydział Nauk Przyrodniczych, Praga, Czech Republic, 2010 r.

Warsztaty „Species distribution models in R” - Freising-Weihenstephan, Germany, 19-21 września 2011 r.

Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art. 16 ust. 2 Ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. z 2014 r. poz. 1852. ze zm.)

Cykl 5 jednolitych tematycznie, oryginalnych publikacji naukowych na temat:

Eko - fizjologiczne i genetyczne mechanizmy ekspansji *Brachypodium pinnatum* w krajobrazie rolniczym

[P1] Bąba W., Kalaji H.M., Kompała-Bąba A., Goltsev V. (2016) Acclimatization of photosynthetic apparatus of tor grass (*Brachypodium pinnatum*) during expansion. PLOS ONE,

doi: 10.1371/journal.pone.0156201

IIF = 3.234_(ISI-2015) /5- year IF = 3.703 / **40** (punktacja MNiSW₂₀₁₅)

[P2] Bąba W., Kurowska M., Kompała-Bąba A., Wilczek A., Długosz J., Szarejko I. 2012. Genetic diversity of the expansive grass *Brachypodium pinnatum* in a changing landscape: effect of habitat age. Flora 207(5): 346-353.

IF = 1.716_(ISI-2012) /5- year IF = 1.663 / **25** (punktacja MNiSW₂₀₁₅)

[P3] Bąba W., Kurowska M., Kompała-Bąba A., Wilczek A., Długosz J., Szarejko I. 2012. Genetic diversity of populations of *Brachypodium pinnatum* (L) P. Beauv.: expansive grass in a fragmented landscape. Polish Journal of Ecology (Pol.J.Ecol): 60(1): 31-40.

IF = 0.506_(ISI-2012) /5- year IF = 0.703 / **15** (punktacja MNiSW₂₀₁₅)

[P4] Bąba W. 2005. The small-scale species mobility in calcareous grasslands – example from southern Poland. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 74(1): 53-64.

IF = 0.220_(ISI-2005) /5- year IF = 0.248 / IF = 1.174_(ISI-2014) / **20** (punktacja MNiSW₂₀₁₅)

[P5] Bąba W. 2003. How *Brachypodium pinnatum* influence the species richness of the semi-natural xerothermic grasslands on calcareous rocks: 403-417. L. Frey (ed.) Problems of grass biology. W. Szafer Institute of Botany. Polish Academy of Sciences Kraków.

IF = 0_(ISI-2012) /5- year IF = 0; **7** (punktacja MNiSW₂₀₁₅)

Łączny IF = 5.676_(ISI - 2014) /5- year IF = 6.317; 107 punktów MNiSW

Oświadczenie dotyczące prac współautorskich

W przypadku wszystkich prac współautorskich (**P2-P3, wykonanych w oparciu o grant MNiSW nr N303 101 31/3363 „Wzorce zmienności genetycznej populacji gatunków ekspansywnych w procesie kolonizacji siedlisk w zależności od czasu ich powstania i stopnia izolacji przestrzennej, którego byłem kierownikiem**) byłem twórcą koncepcji badań w tym: pracy - tematu, celów, wyboru gatunku i terenu badań. Opracowałem także statystycznie dane z analiz genetycznych AFLP, jak i dane ekologiczne. Zebrałem materiał do badań genetycznych i ekologicznych. Napisałem również większą część tekstu, z wyłączeniem metodyki dotyczącej procedur AFLP. Swoją procentowy udział w obu pracach oceniam na 60 %.

W przypadku publikacji **P1** byłem twórcą koncepcji projektu a także zaprojektowałem schemat eksperymentalny, przeprowadziłem badania terenowe: zebrałem materiał, wykonałem pomiary morfometryczne liści, zawartości chlorofilu, pomiary SPAD, oraz analizy glebowe. Opracowałem statystycznie dane, zaś wyniki zilustrowałem samodzielnie wykonanymi rycinami (oprócz ryc 3.) i tabelami. Napisałem tekst pracy. Procentowy udział W. Bąba (70%), M.H. Kalaji (10%), A. Kompała-Bąba (10%), V. Goltsev (10%).

Załącznik 6 zawiera oświadczenia Współautorów o udziale w poszczególnych pracach.

Zarys problemu:

Jednym z głównych kierunków moich zainteresowań badawczych są mechanizmy ekspansji rodzimych gatunków flory. Procesy inwazji oraz ekspansji stanowią swego rodzaju 'eksperymenty natury', pozwalające na zrozumienie procesów ekologicznych, fizjologicznych, ewolucyjnych oraz mechanizmów adaptacji gatunków do opanowywanych siedlisk (Kinlan & Hastings 2005). Na procesy ewolucyjne zachodzące w populacjach w trakcie kolonizacji nowego siedliska oraz dalszej ekspansji gatunku, wpływa bardzo wiele czynników (Colautti & Lau 2015). Do najważniejszych z nich zalicza się: procesy stochastyczne związane z dyspersją/izolacją populacji w krajobrazie, historię kolonizacji z jednego lub wielu źródeł diaspor (Dlugosch & Parker 2008; Cristescu 2015; Dlugosch *et al.* 2015), późniejszą selekcję genotypów i ich plastyczną aklimatyzację/adaptację pod wpływem warunków siedliskowych oraz interakcje z osobnikami tego samego i innych gatunków.

Obiekt badań

Jako gatunek modelowy do badań wybrano kłosownicę pierzastą, *Brachypodium pinnatum* (L.) P. Beauv., klonalny gatunek trawy, którego ekspansja doprowadziła do znacznego spadku różnorodności muraw kserotermicznych w Europie Zachodniej i środkowej (Willems & Vannieuwstadt 1996). Murawy kserotermiczne należą do najbogatszych w gatunki zbiorowisk Europy grupujących szczególnie wiele gatunków rzadkich i ginących, dlatego objęte są ochroną w ramach sieci Natura 2000 (Anonymus 2003). Omawiany gatunek występował niegdyś z niskim pokryciem w użytkowanych ekstensywnie murawach kserotermicznych, zaroślach i widnych lasach grądowych (Bobbink & Willems 1987; Mojzes *et al.* 2003). Jego ekspansja wiąże się ze zmianą lub zaprzestaniem tradycyjnego użytkowania muraw to jest wypasu lub koszenia, co postępowo stopniowo od drugiej połowy XX wieku. W efekcie uruchomiony został proces sukcesji wtórnej muraw, którego pierwszym etapem był często wzrost udziału gatunków klonalnych, w tym przede wszystkim *Brachypodium pinnatum* (Bąba 2003; Falińska *et al.* 2010; Piqueray & Mahy 2010; Dujardin *et al.* 2011). Gatunek ten wkracza także na tereny porolne, zwłaszcza na opuszczone pola uprawne, gdzie po ok. 20 latach tworzy rozległe, zwarte niemal jednogatunkowe płyty. Można sądzić, że wysokie tempo ekspansji *Brachypodium pinnatum* wynika z jego dużych zdolności do dyspersji oraz konkurencji, w szczególności z plastycznej adaptacji do zmiennych warunków świetlnych (Mojzes *et al.* 2003), efektywnego wykorzystania zasobów, zwłaszcza fosforu i azotu (Bobbink & Willems 1987, 1988), zdolności do szybkiego rozrostu lateralnego klonów i tworzenia łąnów silnie zagęszczonych pędów, połączonych długimi rozłogami (Pottier & Evette 2010), co umożliwia trwałą kolonizację zajętej przestrzeni (de Kroon & Knops 1990).

Celem prac, składających się na osiągnięcie habilitacyjne było:

1. Określenie wpływu *Brachypodium pinnatum* na skład florystyczny i bogactwo gatunkowe muraw kserotermicznych (**publikacja P5**)
2. Analiza dynamiki *Brachypodium pinnatum* oraz wybranych gatunków murawowych w płatach bogatych florystycznie muraw kserotermicznych (**publikacja P4**)
3. Określenie, jak zmieniają się wzorce zmienności genetycznej i genotypowej populacji *Brachypodium pinnatum*, a w szczególności (**publikacje P2 - P3**):
 - 3.1. ustalenie, jak fragmentacja siedlisk w krajobrazie rolniczym wpływa na dyspersję, a pośrednio także na różnorodność i zróżnicowanie genetyczne populacji *Brachypodium pinnatum* i czy jest ona przeszkodą w ekspansji tego gatunku?

- 3.2. zbadanie, czy proces ekspansji kłosownicy w krajobrazie rolniczym jest wynikiem:
- (a) kolonizacji otwartych siedlisk z wielu źródeł i towarzyszy mu zmniejszenie się różnorodności genetycznej i genotypowej populacji (selekcję genotypów)
 - (b) kolonizacji z jednego lub najwyżej tylko kilku źródeł i następującego po niej wzrostu różnorodności genetycznej i genotypowej populacji poprzez sukcesywną kolonizację siedlisk przez nowe genotypy
- 3.3. ustalenie, czy istnieje związek, między obserwowanymi wzorcami zmienności genetycznej i genotypowej a tempem reprodukcji generatywnej i pomnażania wegetatywnego - cechami historii życia, kluczowymi dla utrzymania wysokiego tempa wzrostu populacji (λ) oraz trwałej kolonizacji terenu.
4. Poznanie mechanizmów aklimatyzacji aparatu fotosyntetycznego do warunków siedliskowych, zmieniających się w trakcie ekspansji *Brachypodium pinnatum* (**publikacja P1**), a w szczególności:
- 4.1. określenie, w jaki sposób parametry fluorescencji chlorofilu, związane z różnymi aspektami funkcjonowania fotoukładu II, zmieniały się z wiekiem siedliska,
 - 4.2. ustalenie, czy istnieje zależność między zmiennością genetyczną/genotypową a mierzonymi i obliczonymi parametrami fluorescencji chlorofilu.
5. Opracowanie metod ograniczenia ekspansji kłosownicy pierzastej w murawach kserotermicznych (**publikacja P5**)

Teren badań

Badania przeprowadzono w centralnej części Wyżyny Krakowskiej, której zrąb tworzą wapienie górnourajskie piętra oksfordzkiego (Michalik 1983). Występuje tu ponad 300 izolowanych płątów muraw kserotermicznych w różnym wieku o wielkości od 1-5 arów do 2 hektarów. Do badań wybrano 12 obiektów, w których występowały populacje *Brachypodium pinnatum* o najlepiej udokumentowanej historii.

Szczegółowe, kilkuletnie obserwacje nad wpływem kłosownicy pierzastej na skład florystyczny i bogactwo gatunkowe muraw kserotermicznych przeprowadzono w Ojcowskim Parku Narodowym w Dolinie Prądnika na 90 poletkach, w miejscach różniących się składem

gatunkowym, udziałem *Brachypodium* oraz sposobem użytkowania [P5]. Wykazano, podobnie jak w przypadku analogicznych badań w Europie Zachodniej i Środkowej (Bobbink & Willems 1987, 1988; Willems 2001; Piqueray & Mahy 2010), że występuje silna negatywna zależność między pokryciem kłosownicy a liczbą i pokryciem wielu gatunków murawowych, a także między bogactwem gatunkowym, mierzonym wskaźnikiem H' Shannona. Negatywny ($R_s < -0.40$) wpływ zaznaczał się szczególnie wyraźnie w przypadku typowo murawowych gatunków jak: *Scabiosa ochroleuca*, *Thymus kosteleckyanus*, *Carex pediformis*, *Verbascum chaixii* subsp. *austriacum* i *Libanotis pyrenaica*. Stwierdzono również pozytywną korelację pokrycia *B. pinnatum* z pokryciem krzewów zarastających murawy, takimi jak: *Prunus spinosa* i *Cornus sanguinea* [P5].

W badanych murawach kłosownica pierzasta wpływała negatywnie na różnorodność gatunkową nie tylko poprzez szybkie zajmowanie przestrzeni i wypieranie gatunków na drodze konkurencji, lecz także w wyniku wytwarzania trudno rozkładalnej ściółki o znacznej miąższości, która uniemożliwia kiełkowanie nasion większości gatunków murawowych [P5].

Na dynamikę zbiorowisk wpływają różnorodne czynniki siedliskowe m.in.: obfitość i rozkład opadów, okresów suszy czy powodzi (Maarel E. van der 1993, 1997), a także cechy gatunków, które tworzą zbiorowisko oraz interakcje między nimi (Maarel E. van der 1997; Tamm *et al.* 2001). Bogate w gatunki zbiorowiska, złożone w większości z wieloletnich roślin o klonalnym typie wzrostu wydają się być stałe (*stable community*) w większej skali przestrzennej, pomimo wysokiego tempa wymiany gatunków w mikroskali (Herben *et al.* 1993; Sykes *et al.* 1994; Klimes 1999). Dla wyjaśnienia dynamiki zbiorowisk gatunków rocznych i dwuletnich (Maarel E. van der 1993, 1997) zaproponował 'model karuzeli', według którego gatunki przemieszczają się w obrębie płatu roślinności, zajmując kolejno wszystkie wolne mikrosiedliska. Model ten został opracowany w celu zbadania, w jakim stopniu różnice we wzorcach mobilności gatunków umożliwiają współwystępowanie wielu gatunków na stosunkowo niewielkiej powierzchni (Czaran & Bartha 1992; Rusch & van der Maarel 1992; Herben *et al.* 1997). Model karuzeli może on posłużyć jako model zerowy do testowania na ile wzorzec dynamiki poszczególnych gatunków odbiega od losowego. Pozwala również na porównanie dynamiki gatunków wpływających na strukturę zbiorowiska.

Szczegółową analizę dynamiki *Brachypodium pinnatum* oraz 33 wybranych gatunków murawowych przeprowadzono w obrębie użytkowanej od dawna murawy na Grodzisku [P4]. Na podstawie kilkuletnich obserwacji obliczono tempo 'wymiany gatunków', (**turnover, T**), średni czas pozostawiania na poletku (**residence time, RT**), średni czas pozostawiania na poletku przy założeniu

losowej dyspersji (**relative residence time, RRT**), czas 'obrotu karuzeli', czyli czas potrzebny do choćby jednorazowego pojawienia się gatunku we wszystkich poletkach (**carousel time, CT** i **relative carousel time RCT**) oraz skumulowaną frekwencję (**CF**) wyliczoną przy założeniu, że migracja i imigracja są procesami losowymi (*random reassignment model, random immigration model* (Maarel E. van der 1993, 1997; Palmer & Rusch 2001). Dynamikę gatunków w kolejnych latach, porównano za pomocą analizy zgodności (*Correspondence Analysis, CA*).

Wykazano że zbiorowisko wykazywało cechy stabilności w skali płątu (100 m²). Z drugiej strony gatunki występujące w murawie różniły się znacznie pod względem dynamiki w skali 1m²: pod względem tempa wymiany gatunków ($T = 6-68$), 'obrotu karuzeli', ($CT = 4-400$ lat), i czasu pozostawania na poletku ($RT = 0.5-21$ lat). Pozwoliło to na wyróżnienie gatunków odznaczających się niską, umiarkowaną wysoką oraz wysoką dynamiką. Pierwsze z nich tworzyły gatunki podstawowe dla zbiorowiska (**matrix, core species**; (Herben *et al.* 1993; van der Maarel & Sykes 1993; Maarel E. van der 1997) o wysokiej frekwencji jak *Carex pediformis*, *Festuca rupicola* oraz *Brachypodium pinnatum* ($CT = 60-100$, $T = 10-20$). Gatunki te decydowały o niskim tempie dynamiki całej fitocenozy. Do drugiej grupy ($CT = 25-50$, $T = 21-40$) zaliczono m.in. *Fragaria viridis*, *Origanum vulgare* czy *Dianthus carthusianorum*. Do grupy gatunków o wysokiej mobilności ($CT = 25-50$, $T = 21-40$), należą m.in. *Ranunculus bulbosus*, *Sanguisorba minor*, *Coronilla varia* i *Euphorbia cyparissias*. Z wyjątkiem pierwszych dwóch gatunków tempo dynamiki można wyjaśnić typem wzrostu wegetatywnego (typ „*Rumex acetosella*” i „*Aegopodium podagraria*”, (Klimes 1999). Ekspansja *Brachypodium* była ograniczana przez silne zróżnicowanie warunków siedliskowych oraz obecność innych gatunków. W dalszych badaniach [P4], wykazano, że populacja ta składała się z kilkunastu genotypów, pomnażających się głównie w sposób wegetatywny. Analiza zgodności (CA), w której porównano dynamikę gatunków w poszczególnych latach, również wykazała istnienie odrębnej grupy gatunków wykazujących tendencję do pozostawania na poletkach w ciągu całego okresu badań. W grupie tej znalazły się *Brachypodium pinnatum* i *Festuca rupicola*.

Obserwowana skumulowana frekwencja gatunków była istotnie niższa w porównaniu z wartościami przewidywanymi w modelach losowej migracji a także losowej imigracji. Świadczy to o ich nielosowym charakterze, choć obserwowane wartości skumulowane frekwencji *Brachypodium pinnatum* czy *Festuca rupicola*, *Vincetoxicum hirundinaria*, *Galium album* i *Euphorbia cyparissias* pokrywały się z wartościami **CF** przewidywanymi w modelu losowej imigracji.

W latach 2006-2009 kierowałem badaniami finansowanymi w ramach grantu MNiSW

N30310131/3363 „Wzorce zmienności genetycznej populacji gatunków ekspansywnych w procesie kolonizacji siedlisk w zależności od czasu ich powstania oraz stopnia izolacji przestrzennej”, publikacje P2 i P3).

Zróżnicowanie krajobrazu jest jednym z najważniejszych czynników wpływających na procesy demograficzne oraz genetyczne zróżnicowanie populacji gatunków. Struktura krajobrazu, będąca wynikiem działania czynników naturalnych bądź antropogenicznych ma istotny wpływ na różnorodność genetyczną populacji. Fragmentacja siedlisk może prowadzić do ograniczenia przepływu genów między subpopulacjami, a przez to do spadku różnorodności genetycznej wewnątrzpopulacyjnej i wzrostu - międzypopulacyjnej (Wade & McCauley 1988; Austerlitz *et al.* 1997; Fenart *et al.* 1997; Young & Clarke 2000; Austerlitz & Smouse 2001; Le Corre & Kremer 2003; Dlugosch & Parker 2008; Dlugosch *et al.* 2015). Z kolei izolacja przestrzenna może prowadzić do wzrostu zróżnicowania między populacjami oraz niskiej różnorodności genetycznej w ich obrębie (Wright 1931; Nei *et al.* 1975; Barrett 1996; Honnay *et al.* 2007; Barrett *et al.* 2008; Dlugosch & Parker 2008; Smouse *et al.* 2008). Modele symulacyjne oraz empiryczne często wskazują, że w populacjach zasiedlających izolowane siedliska szczególnie często obserwujemy 'efekt założyciela' (*founder effect*) oraz efekt 'wąskiego gardła' (*population bottleneck*), które mogą mieć negatywny wpływ nie tylko na populacje rzadkich (Raijmann *et al.* 1994; Avise & Hamrick 1996; Cruzan 2001; Gonzales & Hamrick 2005; Franks 2010), lecz także pospolicie występujących gatunków (Lienert *et al.* 2002; Hooftman *et al.* 2004; Galeuchet *et al.* 2005; Honnay & Jacquemyn 2007).

Z drugiej strony wyniki niektórych badań wskazują, że ekspansja *Brachypodium pinnatum* może przebiegać według zupełnie innego scenariusza, zgodnie z którym gatunki, inwazyjne nie podlegają efektowi 'wąskiego gardła', a także nie wykazują gorszego dostosowania, lub obniżonego potencjału ewolucyjnego (Slatkin 1977; Hollingsworth & Bailey 2000; Suarez *et al.* 2008; Richards *et al.* 2008; Ross & Shoemaker 2008; Fernández-Mazuecos & Vargas 2011). Dla wyjaśnienia tego zjawiska zaproponowano model kolonizacji z wielu źródeł (Bossdorf *et al.* 2005; Yang *et al.* 2008; Marrs *et al.* 2008; Rosenthal *et al.* 2008).

W celu przetestowania hipotezy, przeprowadzono badania z zastosowaniem metod analizy zmienności DNA poszczególnych osobników (*genetic fingerprint*). Próby do określenia zmienności AFLP pobierano z 12 subpopulacji *Brachypodium*: Powroźnikowa1, Powroźnikowa2, Raclawice, Willisowe Skały, Wielkie Skały, Dolina Kobyłańska, Skała Żytunia, Bolechowice, Dolina Kluczwoły, Dolina Kobyłańska, Grodzisko i Grodzisko-Onobrychis.

W celu określenia hierarchicznej struktury genetycznej populacji *Brachypodium pinnatum* użyłem molekularnej analizy wariancji (AMOVA; Peakall & Smouse 2012), zaś do porównania wzorców zmienności prążków między genotypami zastosowałem nowatorską metodę międzygrupowej analizy głównych składowych (between-PCA; Jombart 2008), która nie wymaga spełnienia założeń o równowadze Hardego-Weinberga oraz równowadze sprzężeń (*linkage equilibrium*) między loci (Jombart *et al.* 2008). Istotność różnic między (sub)populacjami testowałem permutacyjnym testem Monte Carlo. Strukturę genetyczną populacji kłosownicy badałem również przy użyciu analizy Bayesowskiej (Bayesian analysis, STRUCTURE (Pritchard *et al.* 2000; Foll *et al.* 2010), która pozwala określić prawdopodobieństwo, z jakim dany genotyp (osobnik) należy do danej grupy. W ten sposób uzyskałem pośrednią informację o przepływie genów między (sub) populacjami (Falush *et al.* 2007). Użyłem modelu zakładającego mieszany skład genetyczny osobników (*admixture model*), bez wstępnej informacji o pochodzeniu genotypów z danej populacji (*prior population probability*).

Użycie pięciu kombinacji starterów EcoRI/MseI (E-TG/M-CTC, E-TC/M-CTC, E-AT/M-CTC, E-AC/M-CTC, E-AT/M-CTG) pozwoliło na uzyskanie ogółem 517 prążków z czego 79% było polimorficznych. Procent loci polimorficznych w obrębie (sub)populacji był niższy i wynosił (38–44%). Wartości współczynnika Simpsona były istotnie niższe w populacjach z Grodziska, Doliny Będkowskiej oraz Wąwozu Bolechowickiego. Molekularna analiza wariancji (AMOVA) wykazała, że 19% zmienności jest związana ze stanowiskami, zaś zdecydowana większość wynikała ze zmienności między osobnikami w obrębie stanowisk (82.2%). Obserwowany poziom polimorfizmu jest typowy dla gatunków tego rodzaju np. *Brachypodium distachyon* (66%) (Bakker *et al.* 2009), *B. sylvaticum* (76%, (Rosenthal *et al.* 2008), lecz niższy niż dla *B. distachyon* z obszaru śródziemnomorskiego (RAPD; 96%)(Jaroszewicz *et al.* 2012). Analiza PCA potwierdziła słabe zróżnicowanie między populacjami z północno-zachodniej części terenu badań (Powroźnikowa1, 2; Raclawice) i populacjami z południowej oraz centralnej jego części (Wielkie Skały, Dolina Kobylańska, Kluczwoły, Będkowska, Skały Willisowe). Populacje z Bolechowic, Skały Żytnej oraz Grodziska tworzyły odrębne grupy. Analiza Bayesowska potwierdziła wyniki analizy PCA. Analiza wykazała, że jedynie 60% genotypów wykazywało silne nawiązania (≥ 0.9) do grupy, z której pochodziły, zaś pozostałe - do wielu grup (m.in. genotypy z populacji z Grodziska, Doliny Kluczwoły oraz Będkowskiej charakteryzowały się 'mieszanińcowym' charakterem). Test Mantela nie wykazał wpływu izolacji na zróżnicowanie genetyczne badanych populacji *Brachypodium pinnatum* ($M = 0.14$, $p < 0.45$).

Badania te wykazały, że silna i długotrwała izolacja muraw w krajobrazie rolniczym Wyżyny Krakowskiej nie stanowi przeszkody dla ekspansji kłosownicy pierzastej [P3]. Wynika z nich, że mamy do czynienia z metapopulacją, kształtowaną przez współczesne i historyczne procesy kolonizacji - ekstynkcji. W wielu opracowaniach wykazano, że w silnie heterogenicznym krajobrazie populacje gatunków o krzyżowym typie zapyłania i barochorycznymi nasionami powinny charakteryzować się wyraźną strukturą genetyczną (Honnay & Jacquemyn 2007). We wcześniejszych badaniach zmienności genetycznej *Brachypodium pinnatum* wykazano również, że gatunek ten pomimo wysokiej produkcji nasion, rozprzestrzenia się głównie na drodze pomnażania wegetatywnego (Schlapfer & Fischer 1998). Niski poziom międzypopulacyjnej zmienności genetycznej badanych populacji oraz obserwowane obfite kwitnienie i owocowanie części populacji *Brachypodium* wskazuje na istotną rolę długodystansowej dyspersji nasion i pyłku w kształtowaniu struktury genetycznej badanej metapopulacji. W oparciu o wyniki analizy Bayesowskiej można przedstawić prawdopodobny scenariusz ekspansji kłosownicy w krajobrazie rolniczym. Początkowo gatunek ten występował w obrębie starych muraw lub zarośli kserotermicznych na zboczach dolin, skąd rozprzestrzenił się na poręby zamienione na pastwiska na przełomie XIX/XX w, zaś od lat 70-tych XX w. na odłogach, na płytkiej, szkieletowej glebie. Początkowo nowe siedliska były zasiedlane przez jeden lub kilka genotypów, które w krótkim czasie rozprzestrzeniły się na drodze generatywnej z nasion powstałych w wyniku zapyłania krzyżowego pyłkiem pochodzącym z dalekiego transportu. W trakcie badań na młodych ugorach wielokrotnie obserwowano kwitnące kępy kłosownicy w odległości 0.5 – 1 km od najbliższych populacji tego gatunku.

Sukces inwazji/ekspansji gatunku zależy m.in. od liczby źródeł pochodzenia osobników kolonizujących nowe siedlisko (Barrett *et al.* 2008; Dlugosch & Parker 2008). Kolonizacja z wielu źródeł lub kolonizacja wielokrotna wydaje się zwiększać prawdopodobieństwo opanowania nowego siedliska (Novak & Mack 2005; Bossdorf *et al.* 2005; Sax *et al.* 2007; Yang *et al.* 2008; Crawford & Whitney 2010; Ramakrishnan *et al.* 2010). Różnorodność genetyczna starszych populacji jest z reguły związana z cechami historii życia gatunków, a szczególnie tempem pomnażania wegetatywnego i reprodukcji generatywnej (Hamrick & Godt 1996; Kinlan & Hastings 2005). Brak pyłku zdolnego do zapylenia kwiatów we wczesnych etapach kolonizacji może skutkować przewagą wzrostu klonalnego nad reprodukcją generatywną (Piquot *et al.* 1998; Barrett *et al.* 2008) a w skrajnych przypadkach nawet prowadzić do dominacji jednego klonu. W starszych murawach, przewaga wzrostu klonalnego oraz nasilenie konkurencji między genotypami może niwelować efekt

wcześniejszej rekrutacji siewek. W przypadku obu scenariuszy można spodziewać się wysokiej zmienności genetycznej pomiędzy populacjami, a niskiej zmienności wewnątrzpopulacyjnej (Travis & Hester 2005).

Kwerenda źródeł historycznych pisanych oraz kartograficznych, tj. map, katastrów (od końca XXVII w.) oraz zdjęć lotniczych (od końca lat 50-tych XX w.), umożliwiła identyfikację płątów '*starych muraw*', bogatych florystycznie, użytkowanych jako pastwiska od co najmniej 300 lat, '*muraw w średnim wieku*' (w wieku ok. 100 lat) oraz '*młodych muraw*' (ok. 30-50 lat) [P2]. W celu dokładnego określenia struktury przestrzennej klonów, na wszystkich powierzchniach w obrębie transektów pobrano łącznie 453 próby, w odległości od 10 cm do 39 m [P2].

W celu określenia tempa pomnażania wegetatywnego oraz reprodukcji wegetatywnej w latach 2007-2009 określono liczbę pędów wegetatywnych, generatywnych oraz średnią produkcję nasion na 1 m².

W oparciu o dane AFLP wyznaczono liczbę 'genotypów' (*multilocus lineages*, MLL; (Douhovnikoff & Dodd 2003; Meirmans & Van Tienderen 2004; Rozenfeld *et al.* 2007; Arnaud-Haond 2008) oraz różnorodność klonalną wyliczono według Dorken & Eckert (2001). Dla porównania rozkładów frekwencji ramet reprezentujących poszczególne genotypy użyłem rozkładu Pareto β (Vidondo *et al.* 1997). Wartość β wzrasta wraz ze wzrostem liczby klonów o porównywalnej wielkości, zaś maleje, gdy jeden z nich (lub kilka) uzyskuje dominację.

Ogółem spośród 453 prób wyróżniłem 314 różnych genotypów. Obserwowana różnorodność genotypowa ($G/N = 0.685$) jest wyższa, niż średnie wartości stwierdzone dla gatunków o klonalnym typie wzrostu uzyskanych dla wszystkich typów markerów DNA (0.44 (Piquot *et al.* 1998; Stehlik & Holderegger 2000) jak również dla średniej dla markerów AFLP (Honnay & Jacquemyn 2008). Liczba genotypów (G) w młodych murawach była niemal dwukrotnie większa (24-27) w porównaniu ze starymi (13-18). Najmniejszą liczbę genotypów zanotowano na Grodzisku, zaś największą na Skale Powroźnikowej 1 i 2. Wzorzec ten potwierdziłem również w mikroskali: w młodej murawie stwierdzono 26 genotypów na 1m² i 6 na 10 cm², zaś w starej jedynie 10 i 1 na 10 cm². Podobny wzorzec zaobserwowałem w przypadku współczynnika różnorodności klonalnej (R). Spadek liczby klonów z wiekiem murawy wiązał się także ze zmianą wzorca rozmieszczenia przestrzennego klonów. Młode populacje złożone były z wielu genotypów o podobnej wielkości ($\beta = 2.2 - 3.01$). W trakcie ekspansji dochodzi do konkurencji między klonami, prowadzącej do wzrostu dominacji niektórych z nich.

W badaniach wykazałem nieco mniejszy średni i maksymalny zasięg klonu *Brachypodium* - 1.6 m

(4 m), w porównaniu ustalonym w oparciu o analizy izoenzymów (Schlapfer & Fischer 1998). Analiza rozkładu klas wielkości klonów wykazała znaczną przewagę (87%) genotypów o ograniczonym zasięgu (≤ 1 m). Genety większe o średnicy ≤ 2 m stanowiły 9%, zaś ≤ 3 m – jedynie 4%. W starych murawach zanotowano przewagę klonów o średnicy > 1 m, zaś w młodych przewagę klonów o średnicy < 1 m.

Zmiany struktury genetycznej populacji znajdują odzwierciedlenie w *trade-off* między reprodukcją generatywną i wegetatywną. Średnia liczba pędów generatywnych oraz produkcja nasion/m² była najwyższa w murawach młodych (2743) i pośrednich (234) i gwałtownie malała w populacjach starych (40). W przypadku liczebności pędów wegetatywnych obserwowałem odwrotny trend (804 i 848 w młodych i średniowiekowych oraz 1216 w starych). Różnorodność klonalna (R) malała wraz ze wzrostem zagęszczenia pędów (Pearson $r = -0.87$, $p < 0.002$). Ponadto, im bardziej malała liczba genotypów, tym bardziej skośny był ich rozkład β (Pearson $r = -0.78$, $p < 0.002$). Z drugiej strony produkcja nasion wzrastała wraz ze wzrostem liczby klonów (Pearson $r = 0.51$, $p < 0.001$).

Na podstawie wyników można prześledzić zmiany w populacji *Brachypodium* w trakcie ekspansji: początkowo siedliska po zaburzeniach, kolonizowane są przez wiele genotypów. Kolonizacja następuje według modelu ISR/RWO (*initial seedling recruitment/recruitment in 'windows of opportunity'*), w którym nasiona kiełkują we wczesnych stadiach ekspansji lub siewki pojawiają się w sprzyjających okolicznościach, np. po okresowo występujących zaburzeniach jak po wypalaniu czy zaorywaniu muraw (Eriksson & Froborg 1996). Badania systemów korzeniowych kłosownicy wykazały, że ekspansja postępuje przez wytwarzanie niewielkich 'kęp pędów' wegetatywnych, połączonych krótkimi rozłogami (1-5 mm) i licznymi pąkami odnawiającymi. Pozwalają one na tworzenie zwartych łańców trwale wypełniających kolonizowaną przestrzeń (*'stationary clones'*; de Kroon & Knops 1990). W tym okresie obserwuje się obfite kwitnienie i produkcję nasion. W dalszych etapach ekspansji, pomimo wysokiej produkcji nasion, tempo rekrutacji siewek jest hamowane przez zwarty łań *Brachypodium*. Podobne wyniki uzyskano w pracach (Dujardin *et al.* 2011; Lembicz *et al.* 2011). Następnie, w wyniku silnego rozrostu lateralnego klonów przez wytwarzanie długich rozłogów, dochodzi do silnej selekcji klonów, w wyniku której zostają te najlepiej zaadaptowane do lokalnych warunków [P2].

Interesującym zagadnieniem są **fizjologiczne mechanizmy aklimatyzacji kłosownicy do warunków siedliskowych, zmieniających się w trakcie ekspansji (publikacja P1)**. W badaniach, obok pomiarów morfo-anatomicznych i chemicznych liści, wykorzystałem fluorescencję chlorofilu,

metodę stosowaną w badaniach fizjologii stresu roślin. Pozwala ona na szybkie i nieinwazyjne określenie wpływu różnego rodzaju stresów środowiskowych na aparat fotosyntetyczny roślin, w szczególności na stan zachowania fotoukładu II, transport elektronów oraz różnorodne procesy regulacyjne (Kalaji *et al.* 2012).

W trakcie ekspansji, obserwowano znaczne różnicowanie się cech morfo-anatomicznych liści: genotypy ze starych populacji, charakteryzowały się dłuższymi i szerszymi liśćmi, o większej suchej masie (LDM), a także większej średnicy głównej wiązki przewodzącej, większą liczbą komórek pęcherzykowatych, grubszą warstwą komórek sklerenchymatycznych, a także wyższą zawartością chlorofilu na jednostkę powierzchni. W komórkach miękiszowych liści *Brachypodium* z populacji z młodych i starych muraw zaobserwowano przyścienny układ chloroplastów, typowy dla roślin rosnących w warunkach silnego nasłonecznienia. Wielkość chloroplastów w mezofilu były istotnie mniejsza, i były one bardziej równomierne w populacjach młodych, w porównaniu ze roślinami populacji starych. Jednakże stosunek Chl a/b nie różnił się istotnie między populacjami w różnym wieku.

Powyższe zmiany znalazły odzwierciedlenie w plastycznej adaptacji aparatu fotosyntetycznego. Porównanie znormalizowanych krzywych fluorescencji na odcinku O-J wykazało, obecność w młodych populacjach prążków J i K, wskazujących na ograniczenie transportu elektronów z plastochinonu A do B (Q_A do Q_B), jak również na prawdopodobną dysfunkcję systemu rozkładającego wodę (OEC).

Wykazałem także zmianę organizacji centrów reakcji (RC, prążek L), które z 'bardziej rozdzielonych' w młodych populacjach w stosunku do populacji starych. Interesujące jest również, że wielkość anten PSII (ABS/RC), ich zagęszczenie (RC/CS_0) oraz parametry związane z przepływem elektronów przez RC były większe w populacjach młodych. Z kolei porównanie krzywych fluorescencji na odcinku J-P, wskazuje na wzrost transportu elektronów z Q_A poza PSI z wiekiem muraw. Wartości maksymalnej wydajności pierwotnych reakcji ϕ_{PO} ($=F_v/F_m$), wszystkich populacji była niższa (0.73 - 0.78) od podawanej dla roślin w optymalnych warunkach (0.83), wskazując, że wszystkie populacje kłosownicy rosły w warunkach stresu środowiskowego, jakkolwiek jego wpływ był większy w początkowych etapach kolonizacji.

Uzyskane wyniki wskazują, że młode murawy były zdominowane przez genotypy aklimatyzowane do warunków silnego stresu (-ów) środowiskowych w początkowych etapach ekspansji poprzez podwyższenie 'tempa fotosyntezy', które pozwala na optymalne

wychwytywanie kwantów światła w krótkich okresach czasu, gdy temperatura i natężenie PAR nie są zbyt wysokie. Stare murawy były zdominowane przez genotypy, aklimatyzowane do warunków ocieniania i konkurencji, panujących w zwartych łąkach kłosownicy, przez obniżenie wydajności fazy świetlnej fotosyntezy.

Znaczenie badań dla ochrony różnorodności florystycznej muraw kserotermicznych oraz ograniczenia ekspansji *Brachypodium pinnatum*

Zagadnienia ekspansji rodzimych gatunków roślin są istotne również z praktycznego punktu widzenia, gdyż ich udział w płatach zbiorowisk roślinnych, zwłaszcza półnaturalnych, gwałtownie się zwiększa. Gatunki te, ze względu na silne zdolności konkurencyjne oraz efektywne mechanizmy dyspersji, zagrażają nie tylko różnorodności biologicznej zbiorowisk półnaturalnych jako takiej, ale również egzystencji populacji wielu rzadkich gatunków roślin i zwierząt. W publikacji P5, podjąłem próbę określenia wpływu różnego rodzaju zabiegów ochrony aktywnej na możliwość kontroli ekspansji tego gatunku. Do badań wybrałem 90 poletek o powierzchni 1m². 30 poletek pozostawiono jako kontrolę bez zabiegów, 30 dalszych wykaszano mechanicznie późną jesienią, zaś na pozostałych - po wycięciu krzewów usuwano odrośla. Skoszoną biomasę usuwano poza obręb powierzchni. Koszenie wykonywano przy użyciu mechanicznej kosi spalinowej z metalowym ostrzem trójgraniastym, w przypadku koszenia odrośli krzewów oraz metalowej tarczy – roślin zielnych. Podczas koszenia dochodziło do uszkodzenia darni murawy i tworzenia niewielkich luk. W ten sposób powstawały 'bezpieczne miejsca do kiełkowania' umożliwiające kiełkowanie nasion (Falińska 1997; Brzosko *et al.* 2009; Harper 2010). Ten typ użytkowania pozwolił w ciągu 4 lat (1997-2000) na obniżenie procentowego udziału kłosownicy pierzastej na poletku koszonym z 68% do 37%. Na poletku kontrolnym procentowy udział oraz frekwencja kłosownicy nieznacznie wzrosły (z 3 do 5 %, oraz z 20 do 27 poletek). Największy wzrost procentowego udziału zanotowano na powierzchni na której usuwano drzewa i krzewy (z 20 do 65%). Badania te są kontynuowane – po 15 latach na poletku koszonym udział kłosownicy spadł do 11%.

Uzyskane wyniki wskazują, że mechaniczne koszenie murawy z tworzeniem mikro zaburzeń jest bardzo efektywnym zabiegiem ograniczającym ekspansję kłosownicy i może zastępować wypas, w miejscach trudno dostępnych (np. na stromych zboczach, niewielkich powierzchniowo, izolowanych murawach). Metody te są stale rozwijane w oparciu o długotrwałe obserwacje na stałych powierzchniach badawczych w Ojcowskim PN i posłużyły m.in. jako podstawa Operatu

Ochrony Ekosystemów Nieleśnych Ojcowskiego Parku Narodowego (Ostoi Natura 2000 „Dolina Prądnika” na lata 2016-2020).

Wykaz najważniejszych rezultatów badań zawartych w cyklu prac przedstawionych jako osiągnięcie habilitacyjne:

1. Wykazanie, że wysoki udział *Brachypodium pinnatum* (>50-60% pokrycia) wpływa negatywnie na występowanie większości gatunków murawowych.
2. Wykazanie, że gatunek ten, ze względu na niskie tempo dynamiki w początkowych stadiach sukcesji, może być naturalnym składnikiem bogatych florystycznie muraw. Ekspansję tego gatunku zapoczątkowało zaprzestanie tradycyjnego użytkowania muraw oraz porzucanie pól uprawnych.
3. Poznanie wpływu właściwości krajobrazu na kształtowanie różnorodności genetycznej kłosownicy pierzastej. Wykazanie istotnej roli dyspersji nasion i pyłku w procesie długodystansowego rozprzestrzeniania się (*long-distance dispersal*) w krajobrazie rolniczym.
4. Poznanie istotnych z naukowego i praktycznego punktu widzenia aspektów biologii oraz mechanizmów ekspansji kłosownicy pierzastej:
 - uściślenie średniego i maksymalnego rozmiaru klonu *Brachypodium pinnatum* (1.16 m – 4 m),
 - wykazanie istotnej roli reprodukcji generatywnej we wczesnych etapach ekspansji *B. pinnatum*,
 - potwierdzenie istotnej roli architektury klonu w zajmowaniu i wypełnianiu kolonizowanej przestrzeni,
 - wykazanie istnienia silnej konkurencji międzyklonalnej oraz selekcji klonów *Brachypodium pinatum* w późnych etapach ekspansji,
 - wykazanie plastycznej aklimatyzacji aparatu fotosyntetycznego kłosownicy do warunków siedliskowych, zmieniających się w trakcie ekspansji.
5. Opracowanie metod ograniczenia ekspansji *Brachypodium pinnatum*

Cytowana literatura:

Arnaud-Haond S. (2008) Standardizing Methods to Address Clonality in Population Studies (Vol 16, Pg 5115, 2007). *Molecular Ecology* 17:3222.

Austerlitz F., Jung-Muller B., Godelle B., Gouyon P. (1997) Evolution of coalescence times, genetic

- diversity and structure during colonization. *Theoretical Population Biology* **51**:148–164.
- Austerlitz F., Smouse P.E. (2001) Two-generation analysis of pollen flow across a landscape. II. Relation between ϕ (ft), pollen dispersal and interfemale distance. *Genetics* **157**:851–7.
- Avise J.C., Hamrick J.L. (Eds) (1996) *Conservation genetics: case histories from nature*. Chapman & Hall, New York.
- Baba W. (2003) Changes in the structure and floristic composition of the limestone grasslands after cutting trees and shrubs and mowing. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* **72**:61–69.
- Bakker E.G., Montgomery B., Nguyen T., Eide K., Chang J., Mockler T.C., Liston A., Seabloom E.W., Borer E.T. (2009) Strong population structure characterizes weediness gene evolution in the invasive grass species *Brachypodium distachyon*. *Molecular Ecology* **18**:2588–2601.
- Barrett S.C.H. (1996) The reproductive biology and genetics of island plants. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B - Biological Sciences* **351**:725–733.
- Barrett S.C.H., Colautti R.I., Eckert C.G. (2008) Plant reproductive systems and evolution during biological invasion. *Molecular Ecology* **17**:373–383.
- Bobbink R., Willems J.H. (1987) Increasing dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grasslands: a threat to a species-rich ecosystem. *Biol Conserv* **40**:301–314.
- Bobbink R., Willems J.H. (1988) *Effects of management and nutrient availability on vegetation structure of chalk grassland*. Academic Publishing.
- Bossdorf O., Auge H., Lafuma L., Rogers W.E., Siemann E., Prati D. (2005) Phenotypic and genetic differentiation between native and introduced plant populations. *Oecologia* **144**:1–11.
- Brzosko E., Wroblewska A., Talalaj I., Adamowski W. (2009) Patterns of Genetic Diversity in *Platanthera bifolia* (Orchidaceae) with Respect to Life History Traits and Recent Range Expansion. *FOLIA GEOBOTANICA* **44**:131–144.
- Colautti R.I., Lau J.A. (2015) Contemporary evolution during invasion: evidence for differentiation, natural selection, and local adaptation. *Molecular Ecology* **24**:1999–2017.
- Le Corre V., Kremer A. (2003) Genetic Variability at Neutral Markers, Quantitative Trait Loci and Trait in a Subdivided Population Under Selection. *Genetics* **164**:1205–1219.
- Crawford K.M., Whitney K.D. (2010) Population genetic diversity influences colonization success. *Molecular Ecology* **19**:1253–1263.
- Cristescu M.E. (2015) Genetic reconstructions of invasion history. *Molecular Ecology* **24**:2212–2225.
- Cruzan M.B. (2001) Population size and fragmentation thresholds for the maintenance of genetic diversity in the herbaceous endemic *Scutellaria montana* (Lamiaceae). *Evolution; International Journal of Organic Evolution* **55**:1569–1580.

- Czaran T., Bartha S. (1992) Spatiotemporal dynamic models of plant populations and communities. *Trends in Ecology & Evolution* **7**:38–42.
- Dlugosch K.M., Anderson S.R., Braasch J., Cang F.A., Gillette H.D. (2015) The devil is in the details: genetic variation in introduced populations and its contributions to invasion. *Molecular Ecology* **24**:2095–2111.
- Dlugosch K.M., Parker I.M. (2008) Founding events in species invasions: genetic variation, adaptive evolution, and the role of multiple introductions. *Molecular Ecology* **17**:431–449.
- Dorken M.E., Eckert C.G. (2001) Severely reduced sexual reproduction in northern populations of a clonal plant, *Decodon verticillatus* (Lythraceae): Reduced sexuality in Northern *Decodon*. *Journal of Ecology* **89**:339–350.
- Douhovnikoff V., Dodd R.S. (2003) Intra-clonal variation and a similarity threshold for identification of clones: application to *Salix exigua* using AFLP molecular markers. *Theoretical and Applied Genetics* **106**:1307–1315.
- Dujardin G., Bureau F., Decaens T., Langlois E. (2011) Morphological and reproductive responses of dominant plant species to local conditions in herbaceous successional stages of a calcareous hillside. *Flora* **206**:1030–1039.
- Eriksson O., Froborg H. (1996) "Windows of opportunity" for recruitment in long-lived clonal plants: experimental studies of seedling establishment in *Vaccinium* shrubs. *Can J Bot* **74**:1369–1374.
- Falińska K. (1997) *Ekologia roślin: podstawy teoretyczne, populacja, zbiorowisko, procesy*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Falinska K., Lembicz M., Jarmolowski A., Borkowska L. (2010) PATTERNS OF GENETIC DIVERSITY IN POPULATIONS OF *FILIPENDULA ULMARIA* (L.) AT DIFFERENT STAGES OF SUCCESSION ON A MEADOW ABANDONED FOR 30 YEARS. *POLISH JOURNAL OF ECOLOGY* **58**:27–40.
- Falush D., Stephens M., Pritchard J.K. (2007) Inference of population structure using multilocus genotype data: dominant markers and null alleles: TECHNICAL ARTICLE. *Molecular Ecology Notes* **7**:574–578.
- Fenart S., Austerlitz F., Cuguen J., Arnaud J.F. (1997) Long distance pollen-mediated gene flow at a landscape level: the weed beet as a case study. *Molecular Ecology* **16**:3801–3813.
- Fernández-Mazuecos M., Vargas P. (2011) Genetically Depauperate in the Continent but Rich in Oceanic Islands: *Cistus monspeliensis* (Cistaceae) in the Canary Islands (W. Delpont, Ed.). *PLoS ONE* **6**:e17172.
- Foll M., Fischer M.C., Heckel G., Excoffier L. (2010) Estimating population structure from AFLP amplification intensity. *Molecular Ecology* **19**:4638–4647.
- Franks S.J. (2010) Genetics, Evolution, and Conservation of Island Plants. *Journal of Plant Biology* **53**:1–9.

- Galeuchet D.J., Perret C., Fischer M. (2005) PERFORMANCE OF LYCHNIS FLOS-CUCULI FROM FRAGMENTED POPULATIONS UNDER EXPERIMENTAL BIOTIC INTERACTIONS. *Ecology* **86**:1002–1011.
- Gonzales E., Hamrick J.L. (2005) Distribution of genetic diversity among disjunct populations of the rare forest understory herb, *Trillium reliquum*. *Heredity* **95**:306–14.
- Hamrick J.L., Godt M.J.W. (1996) Effects of life history traits on genetic diversity in plant species. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B - Biological Sciences* **351**:1291–1298.
- Harper J.L. (2010) *Population biology of plants*, Nachdr. Blackburn Press, Cardwell, NJ.
- Herben T., Krahulec F., Hadincova V., Kovarova M. (1993) Small-Scale Spatial Dynamics of Plant Species in a Grassland Community over Six Years. *J Veg Sci* **4**:171–178.
- Herben T., Krahulec F., Hadincova V., Pechackova S., Kovarova M. (1997) Fine-Scale Spatio-Temporal Patterns in a Mountain Grassland: Do Species Replace Each Other in a Regular Fashion? *Journal of Vegetation Science* **8**:217–224.
- Hollingsworth M.L., Bailey J.P. (2000) Evidence for massive clonal growth in the invasive weed *Fallopia japonica* (Japanese Knotweed). *Botanical Journal of the Linnean Society* **133**:463–472.
- Honnay O., Adriaens D., Coart E., Jacquemyn H., Roldan-Ruiz I. (2007) Genetic Diversity Within and Between Remnant Populations of the Endangered Calcareous Grassland Plant *Globularia bisnagarica* L. *Conservation Genetics* **8**:293–303.
- Honnay O., Jacquemyn H. (2007) Susceptibility of common and rare plant species to the genetic consequences of habitat fragmentation. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology* **21**:823–831.
- Honnay O., Jacquemyn H. (2008) A meta-analysis of the relation between mating system, growth form and genotypic diversity in clonal plant species. *Evolutionary Ecology* **22**:299–312.
- Hooftman D.A.P., Billeter R.C., Schmid B., Diemer M. (2004) Genetic effects of habitat fragmentation on common species of Swiss fen meadows. *Conservation Biology* **18**:1043–1051.
- Jaroszewicz A.M., Kosina R., Stankiewicz P.R. (2012) RAPD, karyology and selected morphological variation in a model grass, *Brachypodium distachyon*: Variation in *Brachypodium distachyon*. *Weed Research* **52**:204–216.
- Jombart T. (2008) adegenet: a R package for the multivariate analysis of genetic markers. *BIOINFORMATICS* **24**:1403–1405.
- Jombart T., Devillard S., Dufour A.B., Pontier D. (2008) Revealing cryptic spatial patterns in genetic variability by a new multivariate method. *Heredity* **101**:92–103.
- Kalaji H.M., Carpentier R., Allakhverdiev S.I., Bosa K. (2012) Fluorescence parameters as early

indicators of light stress in barley. *JOURNAL OF PHOTOCHEMISTRY AND PHOTOBIOLOGY B-BIOLOGY* **112**:1–6.

Kinlan B.P., Hastings A. (2005) Rates of population spread and geographic range expansion: what exotic species tell us. In: D.F. Sax, Stachowicz J.J., Gaines S.D.(Ed.) *Species Invasions: Insights into Ecology, Evolution and Biogeography*. Sinauer Associates Inc., MA, pp 381–419.

Klimes L. (1999) Small-scale plant mobility in a species-rich grassland. *Journal of Vegetation Science* **10**:209–218.

De Kroon H., Knops J. (1990) Habitat exploration through morphological plasticity in two chalk grassland perennials. *Oikos* **59**:39–49.

Lembicz M., Piszczalka P., Grzybowski T., Wozniak M., Jarmolowski A., Borkowska L., Falinska K. (2011) Microsatellite identification of ramet genotypes in a clonal plant with phalanx growth: The case of *Cirsium rivulare* (Asteraceae). *FLORA* **206**:792–798.

Lienert J., Fischer M., Diemer M. (2002) Local extinctions of the wetland specialist *Swertia perennis* L. (Gentianaceae) in Switzerland: a revisitation study based on herbarium records. *Biological Conservation* **103**:65–76.

Maarel E. van der S.M.T. (1993) Small-scale plant species turnover in a limestone grassland: the carousel model and some comments on the niche concept. *Journal of Vegetation Science* **4**:179–188.

Maarel E. van der S.M.T. (1997) Rates of small-scale species mobility in alvar limestone grassland. *Journal of Vegetation Science* **8**:199–208.

Van der Maarel E., Sykes M.T. (1993) Small-scale plant species turnover in a limestone grassland: the carousel model and some comments on the niche concept. *J Veg Sci* **4**:179–188.

Marrs R.A., Sforza R., Hufbauer R.A. (2008) Evidence for Multiple Introductions of *Centaurea Stoebe Micranthos* (Spotted Knapweed, Asteraceae) to North America. *Molecular Ecology* **17**:4197–4208.

Meirmans P.G., Van Tienderen P.H. (2004) Genotype and Genodive: Two Programs for the Analysis of Genetic Diversity of Asexual Organisms. *Molecular Ecology Notes* **4**:792–794.

Mojzes A., Kalapos T., Viragh K. (2003) Plasticity of leaf and shoot morphology and leaf photochemistry for *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. growing in contrasting microenvironments in a semiarid loess forest-steppe vegetation mosaic RID C-3962-2009. *Flora* **198**:304–320.

Nei M., Maruyama T., Chakraborty R. (1975) The Bottleneck Effect and Genetic Variability in Populations. *Evolution* **29**:1.

- Novak S.J., Mack R.N. (2005) Genetic bottlenecks in alien plant species: influence of mating systems and introduction dynamics. In: D.F. Sax, Stachowicz J.J., Gaines S.D.(Ed.) *Species Invasions: Insights into Ecology, Evolution and Biogeography*. Sinauer Associates, pp 201–228.
- Palmer M.W., Rusch G.M. (2001) How fast is the carousel? Direct indices of species mobility with examples from an Oklahoma grassland. *Journal of Vegetation Science* **12**:305–318.
- Peakall R., Smouse P.E. (2012) GenAlEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research--an update. *Bioinformatics (Oxford, England)* **28**:2537–2539.
- Piqueray J., Mahy G. (2010) The restoration of calcareous grasslands in Europe: a review of constraints and solutions. *BIOTECHNOLOGIE AGRONOMIE SOCIETE ET ENVIRONNEMENT* **14**:471–484.
- Piquot Y., Valero M., Cuguen J., de Laquerie P., Vernet P. (1998) Variation in sexual and asexual reproduction among young and old populations of the perennial macrophyte *Sparganium erectum*. *Oikos* **82**:139–148.
- Pottier J., Evette A. (2010) On the Relationship Between Clonal Traits and Small-Scale Spatial Patterns of Three Dominant Grasses and its Consequences on Community Diversity. *Folia Geobotanica* **45**:59–75.
- Pritchard J.K., Stephens M., Donnelly P. (2000) Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* **155**:945–59.
- Raijmann L.E.L., Van Leeuwen N.C., Kersten R., Oostermeijer J.G.B., Den Nijs H.C.M., Menken S.B.J. (1994) Genetic Variation and Outcrossing Rate in Relation to Population Size in *Gentiana pneumonanthe* L. *Conservation Biology* **8**:1014–1026.
- Ramakrishnan A.P., Musial T., Cruzan M.B. (2010) Shifting dispersal modes at an expanding species' range margin. *Molecular Ecology* **19**:1134–1146.
- Richards C.L., Walls R.L., Bailey J.P., Parameswaran R., George T., Pigliucci M. (2008) Plasticity in salt tolerance traits allows for invasion of novel habitat by Japanese knotweed s. l. (*Fallopia japonica* and *F.xbohemica*, Polygonaceae). *American Journal of Botany* **95**:931–942.
- Rosenthal D.M., Ramakrishnan A.P., Cruzan M.B. (2008) Evidence for Multiple Sources of Invasion and Intraspecific Hybridization in *Brachypodium Sylvaticum* (Hudson) Beauv. In North America. *Molecular Ecology* **17**:4657–4669.
- Ross K.G., Shoemaker D.D. (2008) Estimation of the number of founders of an invasive pest insect population: the fire ant *Solenopsis invicta* in the USA. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **275**:2231–2240.
- Rozenfeld A.F., Arnaud-Haond S., Hernández-García E., Eguíluz V.M., Matías M.A., Serrão E., Duarte C.M. (2007) Spectrum of genetic diversity and networks of clonal organisms. *Journal of the Royal Society, Interface / the Royal Society* **4**:1093–1102.

- Rusch G., van der Maarel E. (1992) Species Turnover and Seedling Recruitment in Limestone Grasslands. *Oikos* **63**:139.
- Sax D., Stachowicz J., Brown J., Bruno J., Dawson M., Gaines S., Grosberg R., Hastings A., Holt R., Mayfield M. (2007) Ecological and evolutionary insights from species invasions. *Trends in Ecology & Evolution* **22**:465–471.
- Schlapfer F., Fischer M. (1998) An isozyme study of clone diversity and relative importance of sexual and vegetative recruitment in the grass *Brachypodium pinnatum* RID B-1939-2008 RID C-6411-2008. *Ecography* **21**:351–360.
- Slatkin M. (1977) Gene flow and genetic drift in a species subject to frequent local extinctions. *Theoretical Population Biology* **12**:253–262.
- Smouse P.E., Peakall R., Gonzales E. (2008) A heterogeneity test for fine-scale genetic structure. *Mol Ecol* **17**:3389–400.
- Stehlik I., Holderegger R. (2000) Spatial genetic structure and clonal diversity of *Anemone nemorosa* in late successional deciduous woodlands of Central Europe. *Journal of Ecology* **88**:424–435.
- Suarez A.V., Holway D.A., Tsutsui N.D. (2008) Genetics and behavior of a colonizing species: the invasive Argentine ant. *The American Naturalist* **172 Suppl 1**:S72–84.
- Sykes M.T., Vandermaarel E., Peet R.K., Willems J.H. (1994) High species mobility in species-rich plant communities - an intercontinental comparison. *Folia Geobot Phytotax* **29**:439–448.
- Tamm A., Kull K., Sammuli M. (2001) Classifying clonal growth forms based on vegetative mobility and ramet longevity: a whole community analysis. *Evolutionary Ecology* **15**:383–401.
- Travis S.E., Hester M.W. (2005) A space-for-time substitution reveals the long-term decline in genotypic diversity of a widespread salt marsh plant, *Spartina alterniflora*, over a span of 1500 years. *Journal of Ecology* **93**:417–430.
- Vidondo B., Duarte C., Middelboe A., Stefansen K., Lützen T., Nielsen S. (1997) Dynamics of a landscape mosaic: size and age distributions, growth and demography of seagrass *Cymodocea nodosa* patches. *Marine Ecology Progress Series* **158**:131–138.
- Wade M.J., McCauley D.E. (1988) Extinction and Recolonization: Their Effects on the Genetic Differentiation of Local Populations. *Evolution* **42**:995.
- Willems J. (2001) Problems, approaches, and, results in restoration of Dutch calcareous grassland during the last 30 years. *RESTORATION ECOLOGY* **9**:147–154.
- Willems J.H., Vannieuwstadt M.G.L. (1996) Long-Term After Effects of Fertilization on Above-Ground Phytomass and Species Diversity in Calcareous Grassland. *Journal of Vegetation Science* **7**:177–184.
- Wright S. (1931) Evolution in Mendelian Populations. *Genetics* **16**:97–159.

Yang S., Bishop J.G., Webster M.S. (2008) Colonization genetics of an animal-dispersed plant (*Vaccinium membranaceum*) at Mount St Helens, Washington: VACCINIUM COLONIZATION GENETICS AND DISPERSAL. *Molecular Ecology* 17:731–740.

Young A.G., Clarke G.M. (Eds) (2000) *Genetics, demography and viability of fragmented populations*. Cambridge Univ. Pr. [u.a.], Cambridge.

Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych

Jestem absolwentem Wydziału Biologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach, na którym odbyłem pięcioletnie studia dzienne w latach 1991-1996. Już w trakcie nauki w liceum w Chrzanowie zainteresowały mnie zagadnienia związane z kształtowaniem, przemianami oraz ochroną szaty roślinnej, stąd wybór Katedry Geobotaniki i Ochrony Przyrody, gdzie wykonywałem pracę magisterską pt. „Flora i roślinność górnego odcinka doliny potoku Chechło”. W trakcie badań florystycznych odnotowałem 75 gatunków nowych dla badanego obszaru oraz nowe stanowiska w przypadku kilku gatunków roślin naczyniowych stwierdzonych na tym terenie wcześniej przez Mazarakię (1973, 1979) oraz Zemankę (1974). Na podstawie badań fitosocjologicznych prowadzonych w latach 1994-1995 wyróżniłem 15 zespołów roślinnych oraz 3 zbiorowiska roślinne reprezentujące klasy *Phragmitetea*, *Molinio-Arrhenatheretea*, *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*, *Alnetea glutinosae*, *Vaccinio-Piceetea* oraz *Quercu-Fagetetea*. Zaproponowałem również kilka nowych form ochrony przyrody (pomniki przyrody oraz użytki ekologiczne) do utworzenia na badanym obszarze. Miałem również możliwość porównania zmian we florze badanego terenu oraz obserwacji ekspansji gatunków, m.in. *Phragmites australis*.

W trakcie studiów, w 1995 r. podjąłem pracę w Muzeum Ojcowskiego Parku Narodowego na stanowisku asystenta naukowo-badawczego do spraw flory. Zajmowałem się ochroną populacji gatunków „szczególnej troski”, opiekowałem się zielnikiem OPN, a także prowadziłem działalność edukacyjną. Ponadto gromadziłem materiały źródłowe (stare mapy, sztychy, zdjęcia fotograficzne) oraz dane dotyczące zmian roślinności kserotermicznej oraz sposobów jej użytkowania. Zbierałem również dokumentację florystyczną i fitosocjologiczną będącą podstawą do określenia stanu zachowania muraw kserotermicznych.

W tym okresie pod kierunkiem Pana Profesora Stefana Michalika z Instytutu Ochrony PAN rozpocząłem też badania naukowe (monitoringowe i eksperymentalne), które miały ocenić skuteczność zabiegów ochrony aktywnej muraw naskalnych i kserotermicznych OPN. W tym celu w 1996 r. założyłem sieć stałych powierzchni badawczych na których prowadzę badania do dnia dzisiejszego. Jednocześnie prowadziłem badania fitosocjologiczne muraw naskalnych i kserotermicznych z terenu całej Wyżyny Krakowskiej (np badania prezentujące zbiorowiska roślinne Wąwozu Bolechowickiego, Doliny Eliaszkówki).

W 2000 r. rozpocząłem pracę w Instytucie Ochrony Przyrody PAN w Krakowie, początkowo jako asystent w Zakładzie Ochrony Bioróżnorodności, kierowanym przez Docent dr hab. Annę

Dyduch-Falniowską. Uczestniczyłem wtedy w pracach związanych z przygotowaniem i wdrożeniem programu EMERALD-Natura 2000. Gromadziłem też dokumentację naukową dotyczącą obszarów chronionych, ze szczególnym uwzględnieniem tych, które miały być objęte ochroną w ramach projektowanej sieci NATURA 2000 oraz przygotowywałem szkolenia z tego zakresu.

Następnie jako asystent naukowo-badawczy prowadziłem działalność naukową w Zakładzie Ochrony Szaty Roślinnej, kierowanym przez Prof. dr hab. Stefana Michalika. Pod Jego opieką a następnie promotorstwem przygotowywałem rozprawę doktorską „Ekologiczne podstawy ochrony aktywnej i kształtowania ekosystemów muraw kserotermicznych w Ojcowskim Parku Narodowym i otulinie”, którą obroniłem 29. 11. 2001. Recenzentami w przewodzie doktorskim byli: Profesor dr hab. Zbigniew Dzwonko z Uniwersytetu Jagiellońskiego oraz Profesor dr hab. Kazimierz Zarzycki z Instytutu Botaniki PAN, w Krakowie.

Moje zainteresowania badawcze:

Ekologiczne podstawy ochrony i kształtowania muraw kserotermicznych

Celem prowadzonych badań było (i) określenie struktury i dynamiki płatów muraw, które poddano zabiegom ochrony, i mającym na celu utrzymanie roślinności w obecnym stadium sukcesyjnym, (ii) zabiegom zmierzającym do odtworzenia bogatych florystycznie muraw z ubogich gatunkowo płatów, (iii) określenie wpływu poszczególnych typów zabiegów na bogactwo gatunkowe odtwarzanych muraw oraz (iv) ustalenie gatunków decydujących o strukturze oraz różnorodności biologicznej muraw kserotermicznych. Badania wykazały, że bogactwo gatunkowe muraw uwarunkowane było przez: silne zróżnicowanie mikrosiedliskowe płatów (m.in. głębokość gleby), cechy gatunków tworzących zbiorowisko (zwłaszcza 'gatunki macierzowe' i o strategii S wg Grime'a, m.in.: *Carex pediformis*, *Festuca rupicola*), niekorzystne warunki siedliskowe ograniczające udział gatunków ekspansywnych a także obecność luk w darni muraw. Te płaty, które poddane były zabiegom ochrony aktywnej charakteryzowały się znacznie większym tempem wymiany gatunków i odmiennym składem florystycznym od muraw bez pozbawionych zabiegów. Skuteczność zabiegów ochrony aktywnej okazała się silnie zależna od stadium sukcesyjnego w jakim murawa się znajdowała i malała wraz ze stopniem zaawansowania sukcesji wtórnej.

Liczba gatunków w płatach muraw kserotermicznych była silnie skorelowana z wielkością flory kserotermicznej masywy skalnego. Przeprowadzone zabiegi ochrony aktywnej w obrębie masywów skalnych występujących w środkowej części doliny Prądnika dały pozytywny efekt. Na większości

powierzchni, które odsłaniano w sposób nieregularny, stwierdzono silne odrastanie drzew i krzewów z szyi korzeniowej. Wyniki badań prezentowano podczas konferencji poświęconych ochronie muraw, biologii traw oraz na spotkaniach Polskiego Towarzystwa Botanicznego (szczegółowy wykaz przedstawiono w załączniku 4).

W latach 2001-2004 kierowałem projektem KBN P04 021 21 „Rola luk w kształtowaniu różnorodności ekosystemów muraw kserotermicznych”. Dotyczył on kolonizacji luk, powstałych w wyniku zaburzeń, przez diaspory gatunki muraw kserotermicznych, pochodzące z banku oraz "deszczu nasion". Badałem wpływ czasu powstawania luki w trakcie sezonu wegetacyjnego (wiosna, lato, jesień) na liczbę oraz skład gatunkowy zasiedlających ją gatunków. Badania prowadzono od sierpnia 2001 do czerwca 2003 r. Luki wytworzono poprzez wycięcie wszystkich pędów nadziemnych w jej obrębie oraz zaburzenie powierzchniowych warstw gleby. Równoległe, jako kontrolę, prowadziłem obserwacje wschodu siewek w zwartej roślinności. Badania wykazały, że niezależnie od czasu powstania luki, liczebność siewek oraz gatunków w lukach, były istotnie wyższe w porównaniu ze zwartą roślinnością. Istotnie wyższa średnia liczba siewek odnotowywana była w lukach jesiennych i wiosennych w porównaniu z letnimi. W lukach jesiennych i wiosennych dominowały takie gatunki jak: *Daucus carota* oraz *Veronica chamaedrys*, które stanowiły 87% wszystkich siewek, a występujące sporadycznie w badanych murawach. Jednakże, w lukach letnich średnia liczba gatunków murawowych była istotnie wyższa w porównaniu z pozostałymi typami luk. W przeciwieństwie do luk wiosennych, przeżywalność siewek w lukach jesiennych była niska.

Wyniki wskazują na istotną rolę niewielkich (625 cm²) luk letnich, które powstają również w trakcie tradycyjnego użytkowania - wypasu, dla zachowania muraw kserotermicznych. Jednocześnie wykazano kluczową rolę wielkości puli propagul, wynikającą m.in z dawnego użytkowania oraz obecnej izolacji płatów na tempo rekrutacji a przede wszystkim na skład gatunkowy siewek w lukach.

Wyniki badań zawarłem w poniższych pracach:

Bąba W., Kucharczyk M. 2001. *Cypripedium calceolus* L. W: Kaźmierczakowa R., Zarzycki K. (red.). Polska Czerwona Księga Roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków.

Bąba W., Biderman A. W. 2001. *Carex pediformis* C. A. Meyer, [w:] Polska Czerwona Księga Roślin, red. R. Kaźmierczakowa, K. Zarzycki, PAN. Kraków, s. 513–514.

- Bąba W.**, Biderman A. W. 2001. *Thymus praecox* Opiz. [W:] Polska Czerwona Księga Roślin, red. R. Kaźmierczakowa, K. Zarzycki, PAN. Kraków, s. 320–321.
- Bąba W.** 2002/2003. Zbiorowiska roślinne rezerwatu „Wąwóz Bolechowicki” na Wyżynie Krakowskiej. *Prądnik, Prace Muz. Szafera* 13: 121-129.
- Bąba W.** 2002/2003. Zbiorowiska roślinne rezerwatu krajobrazowego „Dolina Eliaszkówki”. *Prądnik, Prace Muz. Szafera* 13: 115-120.
- Bąba W.** 2002/2003. Ekologiczne podstawy ochrony aktywnej i kształtowania ekosystemów muraw kserotermicznych w Ojcowskim Parku Narodowym i otulinie. I. Zmiany składu florystycznego badanych poletek. *Prądnik, Prace Muz. Szafera* 13: 76-94.
- Bąba W.** 2002/2003. Ekologiczne podstawy ochrony aktywnej i kształtowania ekosystemów muraw kserotermicznych w Ojcowskim Parku Narodowym i otulinie. I. Wprowadzenie. *Prądnik, Prace Muz. Szafera* 13: 51-76.
- Bąba W.** 2003. Changes in the structure and floristic composition of the limestone grasslands after cutting trees and shrubs and mowing. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 72(1): 61-69.
- Bąba W.** 2004. The species composition and dynamics in well-preserved and restored calcareous xerothermic grasslands (South Poland). *Biologia* 59:447–456.
- Bąba W.** 2005. Ochrona gatunkowa. Ochrona czynna i bierna ekosystemów, s. 153-160. [W:] M. Grzegorzczak, Akademia Ochrony Przyrody 2004/2005. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Ośrodek Studiów Franciszkańskich WT PAT.
- Bąba W.**, Kompała-Bąba A. 2005. The structure, dynamics and gap colonization in calcareous grasslands of the Cracow Jura, *Ecological Questions* 6: 115-125.
- Bąba W.**, Kompała-Bąba A. 2005. Do small-scale gaps in calcareous grassland swards facilitate seedling establishment? *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 74(2): 125-131.
- Bąba W.** 2006. Ochrona gatunkowa. Ochrona czynna i bierna ekosystemów, s. 105-112. [W:] M. Grzegorzczak, Akademia Ochrony Przyrody 2005/2006. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Ośrodek Studiów Franciszkańskich WT PAT.
- Bąba W.** 2007. Ochrona czynna i bierna ekosystemów, s. 93-97. [W:] M. Grzegorzczak, Integralna ochrona przyrody, Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
- Bąba W.**, Kurowska M., Kompała-Bąba A., Wilczek A., Długosz J., Szarejko I. 2011. Genetic diversity of *Brachypodium pinnatum* (Poaceae) metapopulation in the Cracow Upland (S Poland), 45-56. L. Frey (ed.). *Advances in grass biosystematics*. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków (rozdział w monografii).

- Bąba W.** 2013. Nowe naturalne stanowisko zawilca wielkokwiatowego *Anemone sylvestris* w Ojcowskim Parku Narodowym. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 69 (1): 78–80.
- Bąba W.** 2014. *Carex pediformis* C. A. Meyer – Turzyca stopowata. W.: Kaźmierczakowa, Zarzycki K., Mirek Z. *Polska Czerwona Księga Roślin Paprotniki I rośliny kwiatowe wydanie III, uaktualnione i rozszerzone.* ss. 715-716.
- Bąba W.** 2014. *Thymus precox* Opiz – Macierzanka wczesna. W.: Kaźmierczakowa, Zarzycki K., Mirek Z. *Polska Czerwona Księga Roślin Paprotniki i rośliny kwiatowe wydanie III, uaktualnione i rozszerzone.* ss. 428-429.
- Kucharczyk M., **Bąba W.** Kucharczyk H. *Cypripedium calceolus* L. 2014. Obuwik pospolity W.: Kaźmierczakowa, Zarzycki K., Mirek Z. *Polska Czerwona Księga Roślin Paprotniki i rośliny kwiatowe wydanie III, uaktualnione i rozszerzone.* ss. 739-741.

Biologia gatunków i dynamika zbiorowisk roślinnych

Od 2000 roku uczestniczyłem regularnie w ogólnopolskich spotkaniach naukowych dotyczących taksonomii, biologii, kariologii i rozmieszczenia traw w Polsce, organizowanych przez Instytut Botaniki PAN im. W. Szafera w Krakowie. Podczas spotkań prezentowałem wspólnie z Pracownikami z Katedry Botaniki i Ochrony Przyrody Uniwersytetu Śląskiego wyniki badań nad udziałem traw w budowie półnaturalnych i synantropijnych zbiorowisk roślinnych Wyżyny Śląskiej, a także nad spektrum fitocenotyczno-siedliskowym wybranych gatunków traw występujących na różnych siedliskach antropogenicznych, w tym powstałych w wyniku działalności człowieka tj. piaskownie, kamieniołomy, nieużytki przemysłu cynkowo-ołowiowego, zwały hutnictwa żelaza.

Wyniki prowadzonych badań sukcesywnie były przeze mnie publikowane jako rozdziały w monografiach, w czasopismach naukowych i jako komunikaty na licznych konferencjach naukowych, poniżej zamieszczam wykaz prac:

- Bąba W.,** Kompała A. 2003. Grasses in plant communities of the *Molinio-Arrhenatheretea* class in the Dąbrowska Basin (Silesian Upland): 513-529. [W]: Frey L. (red.) *Problems of grass biology.* W. Szafer Institute of Botany. Polish Academy of Sciences Kraków.

Kompała-Bąba A., **Bąba W.** 2007. Przemiany składu florystycznego zbiorowisk łąkowych Kotliny Dąbrowskiej (Wyżyna Śląska) jako wynik zaprzestania tradycyjnych form użytkowania i degradacji środowiska. *Acta Botanica Warmiae et Masuriae* 4: 173-186.

Błońska A., Kompała Bąba A., **Bąba W.** 2007. Zbiorowiska roślinne gruntów porolnych na obszarze Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego i jego obrzeżach. *Acta Botanica Warmiae et Masuriae* 4: 147-162.

Kompała-Bąba A., **Bąba W.** 2011. Udział traw w zbiorowiskach roślinnych wykształcających się na obszarze wybranych kamieniołomów Wyżyny Śląskiej. *Fragm. Flor. Geobot. Polonica* 18(2): 359-374.

Kompała-Bąba A., **Bąba W.** 2013. Udział traw (*Poaceae*) w zbiorowiskach roślinnych wykształcających się na nieużytkach hutnictwa żelaza występujących na obszarze Wyżyny Śląskiej. *Fragm. Flor. Geobot. Polonica* 20(2): 267-284.

Związki pomiędzy reprodukcją generatywną i pomnażaniem wegetatywnym u gatunków klonalnych

Wspólnie z dr Kingą Kostrakiewicz-Gierałt podjąłem badania nad efektywnością reprodukcji wegetatywnej i generatywnej u gatunków roślin klonalnych, na przykładzie roślin łąk wilgotnych. Wykazały one istotne różnice we wzorcach alokacji *Serratula tinctoria* w reprodukcję generatywną i pomnażanie wegetatywne, w zależności od wysokości otaczającej roślinności (natężenia konkurencji). W płatach zdominowanych przez niskie gatunki łąkowe obserwowano przewagę cech związanych z pomnażaniem wegetatywnym, podczas gdy alokacja w reprodukcję generatywną była typowa dla osobników rosnących w wysokiej roślinności. Wraz ze wzrostem wysokości otaczającej roślinności następuje spadek liczby rozetek liściowych spowodowany brakiem wolnych przestrzeni dla rozwoju nowych ramet, zaś wykształcenie niewielkich rozmiarów liści są związane z drastycznym wzrostem ocienienia. Z drugiej strony, umieszczenie organów generatywnych w wyższych warstwach runa, jak również znaczny wzrost produkcji nasion i owoców może zwiększać szansę na kolonizację nowych miejsc przez siewki („escape strategy”).

Wyniki zawarliśmy w pracy:

Kostrakiewicz-Gierałt K., **Bąba W.** 2014. The influence of standing vegetation height on the reproductive allocation in populations of *Serratula tinctoria* L.(Asteraceae). *Polish Journal of Ecology* 62(1): 89-99.

Związki pomiędzy organizmami glebowymi, roślinami oraz parametrami fizykochemicznymi gleby

Temat ten wynika z moich zainteresowań biologią gatunków murawowych oraz ekspansywnych. Obecność grzybów mikoryzowych (*Glomeromycota*, AMF) w glebach może odgrywać kluczową rolę w ekologii gatunków i zbiorowisk. Obecność grzybów mikoryzowych wpływa na wzrost roślin, ułatwiając m.in. dostarczanie wody wraz z niej zawartymi w mikro- i makroelementami czy poprawiając odporność na patogeny.

W trakcie kilkunastoletnich badań na siedliskach w różnym stopniu przekształconych antropogenicznie zainteresowały mnie reakcje gatunków oraz mechanizmy ich adaptacji do różnych form stresu. Szereg z nich, jak na przykład *Molinia caerulea* występuje na siedliskach półnaturalnych (łąki wilgotne, torfowiska, murawy napiaskowe), ale może również skutecznie kolonizować tereny przemysłowe (kamieniołomy, piaskownie), także te, które odznaczają się silnie podwyższoną koncentracją metali ciężkich (nieużytki pogórnice i przeróbcze przemysłu cynkowo-ołowiowego). Celem badań prowadzonych wspólnie z Pracownikami Katedry Botaniki i Ochrony Przyrody Uniwersytetu Śląskiego było: (i) zbadanie wpływu parametrów fizykochemicznych gleb, a w szczególności zawartości metali ciężkich na kolonizację mikoryzową trzęślicy modrej, (ii) powiązanie parametrów kolonizacji mikoryzowej (F%, A%, M%) z pokryciem *Molinia caerulea*. Badania wykazały istnienie negatywnego związku pomiędzy parametrami kolonizacji mikoryzowej a pokryciem *Molinia caerulea*. Pomimo, iż parametry kolonizacji mikoryzowej były niższe od notowanych na siedliskach półnaturalnych (łąki), gatunek ten tworzy dobrze rozwinięte, trwałe płyty w porównaniu z odmianami innych gatunków traw, które wykorzystywane są w zagospodarowywaniu nieużytków przemysłowych. Wstępne wyniki badań nad kolonizacją mikoryzową trzęślicy modrej na różnych typach terenów przemysłowych związanych z działalnością przemysłu cynkowo-ołowiowego prezentowane były podczas Międzynarodowej Konferencji „*Plants, heavy metals, environment*”, która odbyła się w Katowicach w dniach 26-28 czerwca 2014. Wyniki badań nad kolonizacją mikoryzową u gatunku trawy *Molinia caerulea* zostały przygotowane do druku i wysłane do recenzji.

Mikoryza, wpływając na przebieg procesów glebotwórczych i kształtowanie się odpowiedniej struktury gleby, odgrywa istotną rolę w zrównoważonym rolnictwie. Chwasty, mogą być istotnym komponentem bioróżnorodności agrocenoz, jeśli zostaną wybrane o korzystnych cechach oraz gdy

ich liczebność jest kontrolowana. Wspólnie z dr hab. Szymonem Zubkiem, dr hab. Marcinem Nobisem, prof. dr hab. Januszem Błaszczkowskim i dr hab. Piotrem Mleczo badałem obecności grzybów mikoryzowych i korzeniowych endofitów u różnych gatunków chwastów (*Galium tricorneratum*, *Lycopsis orientalis*, *Scandix pecten-veneris*) w zależności od wysokości nad poziom morza, w górach Pamiro-Ałaju w Tadżykistanie. U wszystkich przebadanych gatunków stwierdzono obecność mikoryzy arbuskularnej oraz ciemnostrzępkowych grzybów endofitycznych z przegrodami (*dark septate endophytes*, DSE), jednakże jedynie w przypadku *G. tricorneratum* odnotowano wzrost parametrów mikoryzowych w średnich położeniach górskich. DSE występowały u *G. tricorneratum* i *Scandix pecten-veneris*, jednakże występowały z niską frekwencją i obfitością. Stwierdzono, że dany gatunek, zależność od mikoryzy a także parametry glebowe mają wpływ na kolonizację mikoryzową i obfitość grzybów mikoryzowych w glebach w zależności od gradientu wysokości.

Chociaż wpływ grzybów mikoryzowych na występowanie i akumulację składników leczniczych u kilku roślin leczniczych był dobrze udokumentowany, nie ma zbyt wielu badań nad wpływem roślin leczniczych, uprawianych są na grzybach mikoryzowych. W pracy przebadano wpływ trzyletnich monokultur wybranych leczniczych gatunków mikoryzowych (*Hypericum perforatum*, *Levisticum officinale*, *Mentha × citrata* subsp. *citrate*, *Thymus vulgaris*) i niemikoryzowych (*Chelidonium majus*) na ilościowość propagul grzybów mikoryzowych AMF, ich bogactwo gatunkowe i skład gatunkowy. Gatunki nie wytwarzające mikoryzy, takie jak *Chelidonium majus* wpływają na spadek ilościowości propagul AMF w glebie, podczas gdy gatunki mikoryzowe utrzymują potencjał propagul grzybów mikoryzowych na tym samym poziomie, ale wpływają na zmiany składu gatunkowego grzybów mikoryzowych. Wyniki badań wskazują, że gatunki leczniczych roślin, rosnące nawet przez krótki okres czasu w monokulturze, mogą znacząco wpływać na potencjał kolonizacji mikoryzowej w glebach, co w konsekwencji wpływa na występowanie innych gatunków roślin leczniczych w przyszłości.

Wyniki zawarłem w poniższych pracach:

Zubek S., Błaszczkowski J., Seidler-Łożykowska K., **Bąba W.**, Mleczo P. 2013. Arbuscular mycorrhizal fungi abundance, species richness and composition under the monocultures of five medicinal plants. *Acta Sci. Pol., Hortorum Cultus* 12(5): 127-141.

Zubek S., Nobis M., Błaszczkowski J., Nowak A., Majewska M., **Bąba W.** 2016. Arbuscular mycorrhiza and fungal root endophytes of weeds in an altitudinal gradient in the Pamir Alai

Mountains of Central Asia. Plant Biosystems DOI: 10.1080/11263504.2014.990944.

Filogeografia, hybrydyzacja, specjacja

Dwa pierwsze projekty nawiązywały tematyką do zagadnień poruszanych przeze mnie w osiągnięciu habilitacyjnym. Pierwszy z nich dotyczył problemu współwystępowania gatunków rodzicielskich w podobnych niszach ekologicznych i pytania o rolę addytywności i pojawiania się nowych cech w procesach mikroewolucyjnych. W trakcie badań analizowany był polimorfizm genetyczny *Bromus benekenii*, *B. ramosus* oraz spontanicznego gatunku mieszańcowego *B. benekenii* × *B. ramosus* w jego sympatrycznych i allopatrycznych częściach zasięgu w Europie (ISSR genetic fingerprinting). Badania pokazały, że gatunki rodzicielskie charakteryzowały się odrębnością genetyczną. Analiza NMDS wykazały odrębność genetyczną osobników z populacji z północnej Francji. Natomiast analiza STRUCTURE i NEWHYBRIDS, wykazały mieszańcowy charakter tych osobników, oraz introgresję w kierunku *B. ramosus* (NEWHYBRIDS, UPGMA classifications, Nei's D genetic distance). Wyniki badań wskazują, iż w obliczu antropogenicznych zmian w krajobrazie, które faworyzują wtórne kontakty, mieszańce mogą wykluczyć w konkurencji gatunki rodzicielskie w obszarach, gdzie zachodzi specjacja sympatryczna.

W drugim projekcie, prowadzonym we współpracy z dr hab. Józefem Mitką, dr Agnieszką Sutkowską oraz badaczami z Uniwersytetu Islandzkiego, badano przebieg kolonizacji *Festuca rubra* oraz *Empetrum hermaphroditum* na wyspie Surtsey, wyspie, położonej u wybrzeży Islandii, powstałej po erupcji wulkanicznej w 1963 r. Na podstawie analiz stwierdzono, że jakkolwiek poziom zmienności genetycznej obu gatunków był podobny, to kolonizacja *F. rubra* przebiegała z wielu źródeł, zaś kolonizacja *E. hermaphroditum*, z jednego.

Niezwykle interesującym zjawiskiem wydaje się ekstrazonalne występowanie niżowych gatunków grądowych w obszarze górskim, związane z czwartorzędową historią zasięgów gatunków leśnych w Karpatach. Gatunki te mogą być obiektem służącym do testowania hipotez dotyczących istnienia leśnych kryptorefugiów glacialnych w obszarze górskim. Wyniki badań z zastosowaniem analizy molekularnej DNA są pierwszymi dotyczącymi tego tematu z obszaru Karpat.

Celem pracy podjętej wspólnie z dr hab. Józefem Mitką, dr hab. Adą Wróblewską, dr Agnieszką Sutkowską było określenie wzorca zmienności genetycznej populacji przytulii Schultesa i gwiazdnicy wielkokwiatowej występujących na połoninach Bieszczadów Zachodnich w

porównaniu do populacji znajdujących się w innych regionach Karpat Wschodniej i obszarów przyległych. Badania wykazały, że populacje bieszczadzkie badanych gatunków, jako grupa geograficzna, nie różnią się od tych z reszty obszaru badań. Niektóre populacje bieszczadzkie *Galium schultesii* posiadają grupę wspólnych prążków AFLP wykazującą łączność z populacją w Małej Uholce w zakarpackiej części Karpat oraz z obszarem Piatra Craiului. Również niektóre populacje bieszczadzkie *Stellaria holostea* wykazują związki z innymi regionami Karpat Wschodnich (Góry Marmaroskie i Kelemeńskie), a także z populacją niżową w Puszczy Niepołomickiej. Obecność prążków u części populacji bieszczadzkich, wspólnych z innymi, często odległymi geograficznie populacjami w Karpatach Wschodnich, gdzie gatunki te mogły przetrwać ostatni pleniglacjał, może być spowodowana ich refugialnym charakterem. Analiza statystyczna wykazała, że refugialne populacje *S. holostea* prawdopodobnie przeszły epizod ekologicznego i genetycznego wąskiego gardła, na co wskazują statystycznie istotnie niskie wartości wskaźników bogactwa gatunkowego FA, F_{max} oraz wysokie wartości współczynnika dywergencji DW w porównaniu do grupy nierefugialnej. Przymuszcza się, że refugialna grupa populacji *G. schultesii* posiada wyższe wskaźniki polimorfizmu genetycznego: PPL, zróżnicowania genowego h ($p = 0.037$), Shannona I i współczynnika dywergencji DW w porównaniu do grupy nierefugialnej.

Celem kolejnego projektu było określenie struktury genetycznej *A. plicatum* w Sudetach i *A. firmum* w Karpatach Zachodnich a w szczególności próba odpowiedzi na pytania (i) czy obecne wzorce genetyczne w obrębie i pomiędzy dwoma gatunkami z rodzaju *Aconitum* Karpat i Sudetach wskazują na wcześniejsze zmiany w materiale genetycznym, (ii) czy istnieją różnice w profilach AFLP pomiędzy populacjami dysjunktywnymi w Karpatach Zachodnich i tych w Sudetach; (iii) czy istnieje jakiś podgatunek w obrębie *A. firmum* genetycznie różny od pozostałych jednostek niższych? Analizy genetyczne pozwoliły głębiej wniknąć w złożoną historię ewolucyjną taksonu w Europie Środkowej. Na względnie starszą hybrydyzację wskazują przeprowadzone wcześniej badania cytogenetyczne oraz względnie szerokie rozmieszczenie Sudeckiej linii genetycznej *Aconitum* w Karpatach Zachodnich w Polsce i na Słowacji. Starsze genetyczne powiązania były zniekształcone wtórnym kontaktem w czasie zlodowacenia czwartorzędowego. Przepływ genów następował głównie z Sudetów w kierunku Karpat i jedynie w niewielkim stopniu w kierunku odwrotnym. *A. plicatum* powinien być uznany za najstarszy biorąc pod uwagę jego przodków (autoploidy) i *A. firmum* jako alloploidalny potomek, z pewnymi segmentami chromosomów pochodzącymi z *A. plicatum*. W grupie *Aconitum firmum*, *A. f. subsp. maninensema* największe genetyczne powiązania z *A. plicatum*. Takson ten ma największą genetyczną odrębność

w Karpatach Zachodnich biorąc pod uwagę divergence *DW* index and wskaźniki zróżnicowania genetycznego (*h*, *Far*). Wydaje się, że w obrębie kompleksu *A. firmum*, *A. f.* subsp. *maninensema* najbardziej reliktowy charakter i najdłuższą historię ewolucyjną. Jednakże problem ten wymaga dalszych badań.

Wyżej wymienione zagadnienia były tematem następujących prac:

Mitka J., **Bąba W.**, Boroń P., Ilnicki T., Sutkowska A., Wróblewska A. 2013. Evolutionary links between the Sudeten and Western Carpathian *Aconitum* sect. *Aconitum*. *Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica* 55:57–57.

Mitka J., Boroń P., Wróblewska A., **Bąba W.** 2015. AFLP analysis reveals infraspecific phylogenetic relationships and population genetic structure of two species of *Aconitum* in Central Europe. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 84(2):267–276.

Sutkowska A., Anamthawat –Jónsson K., Magnússon B., **Bąba W.**, Mitka J. 2015. ISSR analysis of two founding plant species on the volcanic island Surtsey, Iceland: grass versus shrub. *Surtsey Research* (2015) 13: 17–30.

Sutkowska A., Pasierbiński A., **Bąba W.**, Warzecha T., Mitka J. 2015. Additivity of ISSR markers in natural hybrids of related forest species *Bromus benekenii* and *B. ramosus* (Poaceae). *Acta Biologica Cracoviensia. Series Botanica* 57/1: 82-94.

Mitka J., Wróblewska A., **Bąba W.**, Watrak G., Wątroba M., Boroń P. 2015. Pochodzenie *Galium schultesii* i *Stellaria holostea* w Bieszczadach (Karpaty Wschodnie). *Roczniki Bieszczadzkie* 23: 17-54.

Biologia i ekologia gatunków inwazyjnych

Istotnym problemem w ostatnich latach stają się inwazyjne gatunki obce, które w wyniku procesów synantropizacji szaty roślinnej, rozprzestrzeniają się na siedliskach antropogenicznych, a także wnikają w zbiorowiska naturalne i półnaturalnych. Wyniki badań nad spektrum fitocenotyczno-siedliskowym tych gatunków (tj. *Solidago graminifolia*, *Reynoutria japonica*, *Bunias orientalis*, *Helianthus tuberosus*, *Artemisia annua*) i ich rolę w powstawaniu nowych zbiorowisk, jak i przekształcaniu istniejących fitocenoz były prezentowane na konferencjach krajowych i międzynarodowych (8th International Conference on the Ecology and Management of Alien Plant Invasions; „Anthropization and environment of rural settlements, XI Międzynarodowa

Konferencja Naukowa „Synantropizacja flory i roślinności”. Ponadto przeprowadzono analizę porównawczą fitocenoz z obszaru badań z płacami występującymi w innych regionach Polski oraz innych krajach europejskich, a także podjęto próbę określenia pozycji syntaksonomicznej fitocenoz z udziałem gatunków obcych w systemie Braun-Blanqueta. Wspólnie z dr hab. Agnieszką Kompała-Bąba przetestowałem również skład florystyczny i preferencje siedliskowe niektórych gatunków (np. rukiewnik wschodni) odnośnie wybranych parametrów fizykochemicznych gleb (stosując analizę OMI). W ostatnich latach rozszerzyłem badania o wybrane cechy fizjologiczne tych gatunków, jak również ich mechanizmy dostosowywania się do różnych typów siedlisk. Wstępne wyniki badań zaprezentowano podczas 10th international Conference. Plant functioning under environmental stress. September 16-19 Cracow, Poland.

Opisane wyniki zostały przedstawione w pracach:

Bąba W., Kompała-Bąba A.N. 2007. Communities with *Bunias orientalis* in human-made habitats of the Silesian Upland (southern Poland). [In:] B. Tokarska-Guzik, J.H. Brock, G. Brundu, L. Child, C.C. Daehler, P. Pyšek. Plant invasion: Human perception, ecological impacts and management, pp. 169-206. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

Kompała-Bąba A., **Bąba W.** 2006. *Solidago graminifolia* (L) Elliott on anthropogenic sites of Silesian Upland. Biodiv. Res. Conserv. 3-4: 329-332

Kompała-Bąba A., Błońska A., **Bąba W.** 2005. The participation of *Reynoutria japonica* Houtt. in phytocoenoses growing in the Upper Silesian Industrial Region Thaiszia, Journal of Botany 15(1): 233-248.

Ekologiczne podstawy kształtowania i ochrony roślinności terenów przemysłowych

Wraz z dr hab. Agnieszką Kompała-Bąba rozpocząłem w 1995 roku badania nad zróżnicowaniem szaty roślinnej, jak również nad sukcesją roślinności na terenach przemysłowych. Celem badań podjętych na terenach objętych eksploatacją piasku podsadzkowego była próba odpowiedzi na pytania: jakie cechy życiowe roślin i preferencje siedliskowe gatunków są istotne podczas przebiegu sukcesji na terenach po zaprzestaniu wydobycia piasku podsadzkowego. Zebrany materiał został przeanalizowany przy zastosowaniu metody drzew regresyjnych. Badania częściowo potwierdziły opisywany w literaturze przebieg procesu sukcesji

od gatunków o strategii typu R (ruderals) do strategii typu C (competitors). Jednakże wykazano również obecność we wczesnych stadiach sukcesji gatunków tolerujących stress i zaburzenia (SR), jak również gatunków o strategii CR. Na suchych siedliskach we wczesnych etapach sukcesji przeważały gatunki ruderalne, rozsiewane przez wiatr i zapylane przez wiatr. W dalszych stadiach sukcesji zaczęły natomiast przeważać gatunki rozsiewane przez wiatr (nanofanerofty, gatunki preferujące światło lub półcień) będące wskaźnikami siedlisk ubogich w azot o strategii CR lub gatunki będące wskaźnikami siedlisk bogatych w azot. W dalszych stadiach sukcesji pojawiły się gatunki o zdolności do pomnażania wegetatywnego i rozmnażania generatywnego. Dla porównania na siedliskach wilgotnych we wczesnych stadiach sukcesji przeważały gatunki pomnażające się na drodze wegetatywnej, hydrofity, chamefity i gatunki o strategii mieszanej SC. Następnie w przebiegu sukcesji pojawiły się gatunki zapylane przez owady na siedliskach bogatych w azot i gatunki o strategii SR na siedliskach mniej żyznych. W końcowym etapie zaczęły przeważać gatunki o strategii typu C (konkurenci). Wiedza na temat uwarunkowań siedliskowych danego miejsca, procesów ekologicznych i biologii gatunków jest istotna dla osiągnięcia celów związanych z przyrodniczym zagospodarowaniem danego terenu, a także w inicjowaniu lub wspomaganiu sukcesji na terenach przemysłowych. Siedliska przemysłowe stanowią również miejsca bytowania wielu zagrożonych, w tym chronionych gatunków roślin umieszczonych na „Czerwonej Liście Roślin Naczyniowych Górnego Śląska”, w Czerwonej Księdze Roślin, czy objętych ochroną prawną w Polsce. Jednym z najcenniejszych gatunków okazał się *Liparis loeselii* – gatunek z załącznika II Dyrektywy Siedliskowej. *Equisetum variegatum*, *Drosera rotundifolia*, *Epipactis palustris*, *Liparis loeselii*, *Lycopodium clavatum* oraz *Centaurium erythraea* subsp. *erythraea* odnotowywano często w płatach zbiorowisk klas *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* i *Molinio-Arrhenatheretea*. *Liparis loeselii* występował głównie w zbiorowisku *Equisetum variegatum* (związek *Caricion davallianae*), a jego populacja należała do najliczniejszych w Polsce.

Omówiona wyżej tematyka została przedstawiona w następujących publikacjach:

Bąba W., Kompała A. 2003. Piaskownie jako centra bioróżnorodności. „Środowisko i Rozwój” 7(1): 85-101.

Bąba W., Błońska A., Kompała A. 2003. Grasses in plant communities of the sand-pits: 547-562. [In]: Frey L. (red.) Problems of grass biology. W. Szafer Institute of Botany. Polish Academy of Sciences, Kraków.

Bąba W., Błońska A., Kompała A. 2004. Kształtowanie się spontanicznej roślinności na

nieużytkach przemysłowych. *Środowisko i Rozwój* 9(1): 89-105.

Kompała-Bąba A., **Bąba W.**, Błońska A. 2004. Forest communities in the “Kuznica Wareżyńska” sand-pit. *Zeszyty Naukowe* 131. *Inżynieria Środowiska* 12: 197-204. Uniwersytet Zielonogórski.

Kompała-Bąba A., Błońska A., **Bąba W.**, Czyba M. 2005. Grasses in the plant communities which develop on the waste sites of zinc-lead industry (Upper Silesia, S Poland). [W:] L. Frey (red), *Biology of grasses*: 269-282. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków

Kompała-Bąba A., **Bąba W.** 2009. Threatened and protected species in the “Kuznica Wareżyńska” sandpit (the Wyżyna Śląska Upland, southern Poland). [W:] Z. Mirek, A. Nikel (eds.), *Rare, relict and endangered plants and fungi in Poland*, 259-268.

Kompała-Bąba A., **Bąba W.** 2013. The spontaneous succession in a sand-pit – the role of life history traits and species habitat preferences. *Polish Journal of Ecology* 61(1): 13-22.

Podsumowanie dotychczasowego dorobku i działalności naukowej oraz omówienie działalności organizacyjnej, dydaktycznej i popularyzatorskiej (szczegółowe zestawienie przedstawiono w załącznikach 4 i 5).

Mój dotychczasowy dorobek naukowy obejmuje 54 publikacje. 13 prac opublikowałem w czasopismach o zasięgu międzynarodowym, notowanych w Journal Citation Reports (Lista A MNiSW): *PloS ONE*, *Plant Biosystems*, *Flora*, *Acta Biologica Cracoviensia*, *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, *Polish Journal of Ecology*, *Biologia (Bratislava)*. 6 prac opublikowałem w czasopismach z recenzowanych, zamieszczonych na liście B MNiSW z tego 3 w języku angielskim (*Ecological Questions*, *Biodiversity - Research and Conservation*) oraz 3 w języku polskim (*Fragmenta Floristica et Geobotanica ser Polonica*, *Chrońmy Przyrodę Ojczystą*). Opublikowałem także 6 rozdziałów w monografiach, w tym 6 w języku angielskim, m.in. 1 rozdział w monografii o gatunkach inwazyjnych wydanych przez Backhuys Publishers, Leiden. Ponadto wydałem 27 prac w czasopismach recenzowanych, w tym 3 w j. angielskim (w tym praca o mechanizmach kolonizacji gatunków, prowadzona na wyspie Surtsey na Islandii) oraz 24 w j. polskim. 45 artykułów opublikowałem po obronie pracy doktorskiej, zaś 8 przez doktoratem. Wykonałem 10 recenzji prac naukowych, z czego 8 dla czasopism z listy JCR m.in. dla *Polish Journal of Ecology* i *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*.

W 2005 i 2006 r. odbyłem trzymiesięczny staż naukowy w Department of Experimental Plant Ecology, Radboud University of Nijmegen (Holandia, staż finansowany przez Królewską Akademię Sztuk i Nauk). W ramach pobytu realizowałem wraz z dr Josefem F. Stueferem oraz prof.

Hanssem de Kroon projekt 'Effect of temporal heterogeneity in light availability on plant plasticity and performance'.

Od 1996 roku w sieci stałych powierzchni badawczych w Ojcowskim Parku Narodowym prowadzę wspólnie z dr hab. Agnieszką Kompałą-Bąbą badania nad strukturą, dynamiką muraw kserotermicznych, oraz zasiedlających je gatunków. Należą one do jednych z najdłużej trwających eksperymentów w naszym kraju (18 lat). Badania te mają także na celu wypracowanie optymalnych zabiegów ochrony aktywnej oraz ich kontrolę. Opracowałem metodę koszenia, z uszkodzaniem darni murawy (tworzenie mikrozaburzeń), która zastępuje tradycyjne użytkowanie (wypas), w miejscach trudno dostępnych. Zastosowanie tej metody pozwoliło na utrzymanie typowego dla starej murawy składu florystycznego oraz odtworzenie bogatego składu florystycznego zubożałej florystycznie murawy. Jestem członkiem European Vegetation Survey Group (organ IAVS), w sekcji zajmującej się murawami kserotermicznymi. Uczestniczyłem w organizacji międzynarodowej konferencji naukowej poświęconej gatunkom inwazyjnym EMAPI 2005 w Katowicach. Jestem koordynatorem/autorem/współautorem 6 ekspertyz - operatów ochrony przyrody, w tym Planu ochrony ekosystemów nieleśnych Ojcowskiego Parku Narodowego (2015) oraz Operatu Ochrony Flory OPN. Uczestniczyłem w pracach wdrożeniowych europejskiego systemu ochrony siedlisk przyrodniczych EMERALD-NATURA 2000, następnie monitoringu siedlisk przyrodniczych (IOP-PAN-GIOŚ), oraz pełniłem funkcję krajowego koordynatora monitoringu siedliska 6210 murawy kserotermiczne na poziomie krajowym.

Obok pracy naukowej, pełnię **obowiązki dydaktyczne**. W Ojcowskim Parku Narodowym prowadziłem wykłady oraz zajęcia terenowe z ochrony przyrody dla uczniów szkół podstawowych, średnich oraz dla studentów. W ramach popularyzacji wiedzy o OPN uczestniczyłem imprezie "Ojcowskiej Złotej Jesieni". W Instytucie Ochrony Przyrody PAN, prowadziłem wykłady i zajęcia dla studentów Biologii UJ, oraz wykłady monograficzne w ramach 'Akademii Ochrony Przyrody'. Jako pracownik Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego prowadziłem wykłady, ćwiczenia oraz zajęcia terenowe dla studentów I i II stopnia Biologia, I i II stopnia Biologia z Geologią, specjalność ochrona przyrody, Biologia z Geografią, Geologia. Prowadziłem ćwiczenia w ramach kursów: Ekologia ogólna oraz zajęcia terenowe z Ekologii oraz botaniki systematycznej. Pełniłem rolę współkoordynatora kursów Szata Roślinna Polski, Flora i Roślinność Polski, Biologia populacji gatunków i Statystyka. Opracowałem koncepcję i koordynowałem ćwiczenia z Metod numerycznych w naukach przyrodniczych, z wykorzystaniem programu R-CRAN oraz Zastosowania Systemów Informacji Geograficznej (z wykorzystaniem programu ArcGIS) w

naukach przyrodniczych. Prowadziłem wykłady z Biologii populacji gatunków oraz Zastosowania Systemów Informacji Geograficznej (GIS) w naukach przyrodniczych oraz konwersatoria w ramach kursu Szata Roślinna Polski. W ramach szkoleń wizytowałem zajęcia z ekologii roślin, prowadzonych na uniwersytetach we Freiburgu oraz Getyndze. Pełniłem rolę promotora 1 oraz recenzenta 5 prac licencjackich.

W ramach **prac organizacyjnych**, w 2005 r. w IOP PAN pełniłem funkcję kierownika pracowni Botanicznej. W Instytucie Botaniki UJ, od 2008 roku pełnię funkcję koordynatora ds. praktyk studenckich oraz członka Zespołu do oceny programów kształcenia dla kierunku biologia i geologia, specjalność ochrona przyrody.

Od dwóch kadencji pełnię funkcję **członka Rady Naukowej Ojcowskiego Parku Narodowego**.

