

AUTOREFERAT NAUKOWY

DR INŻ. MAGDALENA POGORZELEC

KATEDRA HYDROBIOLOGII I OCHRONY EKOSYSTEMÓW

ZAKŁAD HYDROBOTANIKI

WYDZIAŁ BIOLOGII, NAUK O ZWIERZĘTACH I BIOGOSPODARKI

UNIwersytet PRZYRODNICZY W LUBLINIE

LUBLIN 2019

Spis treści

I. IMIĘ I NAZWISKO	2
II. POSIADANE DYPLOMY, STOPNIE NAUKOWE	2
III. INFORMACJE O DOTYCHCZASOWYM ZATRUDNIENIU W JEDNOSTKACH NAUKOWYCH:	2
IV. WSKAZANIE OSIĄGNIĘCIA NAUKOWEGO 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. 2016 R. POZ. 882 ZE ZM. W DZ. U Z 2016 R. POZ. 1311.)	3
1. Tytuł osiągnięcia naukowego	3
2. Publikacje wchodzące w skład osiągnięcia naukowego	3
3. Omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania	5
3.1. Wprowadzenie	5
3.2. Cel badań	10
3.3. Hipotezy badawcze	10
3.4. Omówienie wyników badań	11
3.4.1. Dominujący sposób rozmnażania <i>S. lapponum</i> i <i>S. myrtilloides</i> oraz uwarunkowania jego efektywności	11
3.4.2. Możliwości wykorzystania materiału roślinnego z istniejących populacji <i>Salix lapponum</i> w celu zabezpieczenia i zachowanie zasobów genetycznych gatunku	12
3.4.3. Prawidłowość przebiegu cyklu rozmnażania płciowego w populacjach <i>S. lapponum</i> i <i>S. myrtilloides</i>	13
3.4.4. Wpływ interakcji biotycznych w siedliskach badanych gatunków na stan i perspektywy funkcjonowania ich populacji	15
3.5. Podsumowanie wyników badań oraz wnioski dotyczące koncepcji ochrony czynnej <i>S. lapponum</i> i <i>S. myrtilloides</i>	16
3.5.1. Założenia czynnej ochrony niżowych populacji <i>Salix lapponum</i> i <i>S. myrtilloides</i>	17
3.6. Literatura	18
V. OMÓWIENIE POZOSTAŁYCH OSIĄGNIĘĆ NAUKOWO - BADAWCZYCH	20
1. Wpływ zmian zachodzących w siedliskach na stan i perspektywy przetrwania populacji gatunków roślin torfowiskowych.	22
1.1. Gatunki rzadkie i chronione flory naczyniowej torfowisk	22
1.2. Gatunki roślin o właściwościach leczniczych	23
2. Badania florystyczne i fitosocjologiczne na Polesiu Zachodnim i Rostoczu	24
3. Wzrost i rozwój roślin w warunkach <i>ex situ</i>	25
4. Biofortyfikacja roślin użytkowych	26
Tabelaryczne zestawienie osiągnięć i realizowanych badań w pracy naukowo-badawczej	27

I. IMIĘ I NAZWISKO: Magdalena Pogorzelec**II. POSIADANE DYPLOMY, STOPNIE NAUKOWE:**

- **2000 r. – tytuł magistra inżyniera** ochrony środowiska, uzyskałam na podstawie pracy magisterskiej pt.: Populacje gatunków roślin „szczególnej troski” na torfowiskach Poleskiego Parku Narodowego., wykonanej w Katedrze Ekologii Ogólnej Wydziału Ogrodniczego Akademii Rolniczej w Lublinie; promotor: *prof. dr hab. Iwo Wojciechowski*
- **2000 – 2004 r.** uczestnik studiów Doktoranckich Wydział Ogrodniczy, Akademia Rolnicza w Lublinie;
- **2004 r. – stopień doktora** nauk rolniczych w zakresie ogrodnictwa, specjalność: ekologia stosowana uzyskałam na podstawie rozprawy doktorskiej pt. „Wierzba lapońska (*Salix lapponum* L.) na Polesiu Lubelskim”, wykonanej w Katedrze Ekologii Ogólnej Wydziału Ogrodniczego Akademii Rolniczej w Lublinie; promotor: *prof. dr hab. Iwo Wojciechowski* (Rozprawa wyróżniona przez Recenzentów)
- **2009 r. - dyplom ukończenia studiów podyplomowych** dla pracowników jednostek naukowych „Zarządzanie projektami badawczymi i pracami rozwojowymi”; Wyższa Szkoła Ekonomii i Innowacji w Lublinie
- **2015** – Certificate TELC English B2 Frankfurt/Main (wydany przez Studium Języków Obcych Uniwersytetu Łódzkiego, Uniwersyteckie Biuro TELC)

III. INFORMACJE O DOTYCHCZASOWYM ZATRUDNIENIU W JEDNOSTKACH NAUKOWYCH:

- 1 października 2002 – 30 września 2005: **asystent**, Katedra Ekologii Ogólnej, Wydział Ogrodniczy (obecnie Wydział Ogrodnictwa i Architektury Krajobrazu), Akademia Rolnicza w Lublinie (obecnie Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie)
- 1 października 2005 – 31 lipca 2017: **adiunkt**, Zakład Ekologii Ogólnej, Wydział Ogrodnictwa i Architektury Krajobrazu, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
- 1 sierpnia 2017 – do chwili obecnej: **adiunkt**, Katedra Hydrobiologii i Ochrony Ekosystemów, Zakład Hydrobotaniki, Wydział Biologii, Nauk o Zwierzętach i Biogospodarki, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie

IV. WSKAZANIE OSIĄGNIĘCIA NAUKOWEGO 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. 2016 R. POZ. 882 ZE ZM. W Dz. U z 2016 R. POZ. 1311.):

1. Tytuł osiągnięcia naukowego:

Osiągnięciem, stanowiącym podstawę do ubiegania się o stopień naukowy doktora habilitowanego, jest cykl sześciu oryginalnych prac badawczych opublikowanych w latach 2014-2018, ujętych pod wspólnym tytułem:

**Wybrane aspekty biologii reliktowych gatunków wierzb *Salix lapponum*
i *Salix myrtilloides* w perspektywie czynnej ochrony ich populacji**

2. Publikacje wchodzące w skład osiągnięcia naukowego:

O.1. Pogorzelec M., Głębocka K., Hawrylak-Nowak B., Parzymies M. 2014. Reproduction and diversity of the endangered *Salix lapponum* L. populations in Eastern Poland. Turkish Journal of Botany 38 (6): 1239-1247 (10 pkt. MNiSW*; IF₂₀₁₄=0,0; IF_{5-letni}=1,098; liczba cytowań: Scopus=6; WoS=6)

O.2. Pogorzelec M., Głębocka K., Hawrylak-Nowak B., Bronowicka-Mielniczuk U. 2015. Assessment of chosen reproductive cycle processes and genetic diversity of *Salix myrtilloides* L. in wetlands of Polesie Lubelskie: the prospects of its survival in the region. Polish Journal of Ecology 63: 291–303. (15 pkt. MNiSW*; IF₂₀₁₅=0,5; IF_{5-letni}=0,691 liczba cytowań: Scopus=1; WoS=0)

O.3. Pogorzelec M., Parzymies M., Bronowicka-Mielniczuk U., Banach B., Serafin A. 2015. Pollen viability and tissue culture initiation of *Salix lapponum*, an endangered species in Poland. Acta Scientiarum Polonorum Hortorum Cultus 14(6):151-161. (15 pkt. MNiSW*; IF₂₀₁₅=0,583; IF_{5-letni}=0,562; liczba cytowań: Scopus=1; WoS=0)

O.4. Pogorzelec M., Serafin A., Banach-Albińska B., Szczurowska A., Parzymies M., Bronowicka-Mielniczuk U. 2016. Pollen viability of an endangered species in Poland - *Salix myrtilloides* L. Acta Agrobotanica 69(4):1679 (14 pkt. MNiSW*)

O.5. Głębocka K., **Pogorzelec M** (autor korespondencyjny). 2017. Genetic diversity of the *Salix lapponum* L. population intended as a source of material for reintroduction. *Dendrobiology* 78: 136-145. (20 pkt. MNiSW*; IF₂₀₁₇=0,761; IF_{5-letni}=0,944; liczba cytowań: Scopus=1; WoS=1)

O.6. Kmieć K., **Pogorzelec M.** (autor korespondencyjny), Hawrylak-Nowak B., Banach-Albińska B. 2018. *Salix lapponum* L. vs. phytophagous insects - an assessment of the risks and the reaction of plants. *Dendrobiology* 79: 131-139 (20 pkt. MNiSW**; IF₂₀₁₇=0,761; IF_{5-letni} =0,944)

Łącznie dla ww. cyklu publikacji (dane z dnia 15.03.2019): sumaryczna ilość punktów MNiSW – **94**, wartość wskaźnika **Impact Factor wg roku opublikowania (IF)** – **2,635**, wartość wskaźnika **IF_{5-letni}** – **4,239**. Liczba cytowań: wg Web of Science=**11**, wg Scopus =**14**. Średni udział % habilitanta wynosi: **71,6%**. We wszystkich publikacjach, które wchodziły w skład osiągnięcia naukowego, byłam **autorką koncepcji badań wykonanych w ramach własnego projektu badawczego** „*Ekologia populacji i czynna ochrona reliktyw borealnych z rodziny Salicaceae (Salix lapponum i Salix myrtilloides) na Polesiu Lubelskim (N N304 385239)*”, a także **głównym wykonawcą badań terenowych i laboratoryjnych oraz autorem tekstów prac**. Opis mojego wkładu w powstanie poszczególnych prac zamieściłam w **załączniku nr 4**. Oświadczenia współautorów prac, szczegółowo określające ich indywidualny wkład w powstanie tych prac zamieszczone są w **załączniku nr 6**. Wymienione powyżej prace (cykl 6 publikacji naukowych) wchodzących w skład osiągnięcia naukowego, cytowane są poniżej zgodnie z nadaną im numeracją **O.1 – O.6**.

* wg załączników do komunikatu Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego za odpowiedni rok (wg roku opublikowania);

**przy publikacjach z 2018 roku podano liczbę punktów zgodną z komunikatem wydanym do rozporządzenia Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego z dnia 12 grudnia 2016 r. w sprawie przyznawania kategorii naukowej jednostkom naukowym i uczelniom (Dz. U. 2016 r. poz. 2154),

Impact Factor (IF) - zgodnie z rokiem opublikowania (przy publikacjach z 2018 roku uwzględniono ostatni dostępny IF)

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

W latach 2010-2018 prowadziłam prace badawcze dotyczące wybranych aspektów biologii dwóch reliktowych gatunków wierzb: *Salix lapponum* i *Salix myrtilloides*, roślin rzadkich i zagrożonych ekstynkcją na terenie Polski. Większość z tych badań została zrealizowana w ramach własnego projektu badawczego pt. *Ekologia populacji i czynna ochrona reliktyw borealnych z rodziny Salicaceae (Salix lapponum i Salix myrtilloides) na Polesiu Lubelskim* (N N304 385239). Uzyskane wyniki zostały opracowane i opublikowane w postaci cyklu sześciu oryginalnych prac naukowych pod wspólnym tytułem: „**Wybrane aspekty biologii reliktowych gatunków wierzb *Salix lapponum* i *Salix myrtilloides* w perspektywie czynnej ochrony ich populacji**”, które przedkładam jako osiągnięcie naukowe będące podstawą ubiegania się o nadanie stopnia doktora habilitowanego w dziedzinie nauk biologicznych, dyscyplinie biologia.

3.1. Wprowadzenie

Torfowiska są unikatowymi siedliskami, które zajmują około 3% powierzchni lądów kuli ziemskiej. Ekosystemy te na całym świecie ulegają degradacji, która powodowana jest pośrednio zmianami klimatycznymi, a bezpośrednio działalnością człowieka. Powodem postępującego zmniejszania się arealu oraz fragmentacji tych siedlisk są głównie zmiany w użytkowaniu gruntów, pożary, melioracje czy prowadzona na coraz większą skalę eksploatacja torfu. Konsekwencją dynamicznych zmian abiotycznych warunków siedliskowych w ekosystemach torfowiskowych są zaburzenia funkcjonowania naturalnych fitocenoz, które uwidaczniają się intensyfikacją takich zjawisk jak synantropizacja, sukcesja ekologiczna czy ekstynkcja gatunków rodzimej flory. Wszelkie działania podejmowane celem ochrony oraz renaturyzacji torfowisk, przyczyniają się również do zachowania różnorodności biologicznej, której te tereny są bezsprzecznym rezerwuarem (Prach i Walker 2011; Harenda i in. 2018).

We florze naczyniowej Polski ponad 15% gatunków roślin naczyniowych jest uznawana za rzadkie i zagrożone wyginięciem. Dużą grupę stanowią gatunki zasiedlające naturalne ekosystemy torfowiskowe, a wśród nich znaczny udział mają borealne gatunki reliktowe. W skali światowej nierzadko są to rośliny o szerokim zasięgu geograficznym, które jednak na terenie Polski, na granicy swojego zasięgu, występują w odizolowanych, nielicznych populacjach (Kaźmierczakowa i Zarzycki 2001).

Wyjątkowa podatność torfowisk na zaburzenia pod wpływem antropopresji ma swoje odzwierciedlenie w kondycji populacji gatunków charakterystycznych dla tego typu siedlisk. Spadek liczby stanowisk oraz liczebności populacji roślinnych reliktyw borealnych na torfowiskach jest obecnie jednym z problemów dotyczących zachowania różnorodności biologicznej tych ekosystemów w Polsce i na świecie (Grandcolas i in. 2014). Procesy ubożenia populacji gatunków reliktowych, a nierzadko ich całkowite zanikanie ze stanowisk naturalnych, choć nie są znacząco eksponowane, wymagają niezwłocznej interwencji polegającej na stworzeniu programów ich czynnej ochrony.

Ekosystemy torfowiskowe w Polsce, od początków XX wieku podlegają silnej antropopresji. Polesie Zachodnie, które było terenem moich badań, a w szczególności obszar Równiny Łęczyńsko-Włodawskiej, charakteryzował się pierwotnie znacznym udziałem niedostępnych obszarów podmokłych, torfowisk i jezior. Po przebudowie hydrotechnicznej, rozpoczętej w latach 1950. i kontynuowanej do lat 1980., teren Równiny został w znacznej części osuszony, ekosystemy podmokłe podległy fragmentacji i w dużej mierze również eutrofizacji za sprawą wód, które dostawały się z zewnątrz systemem kanałów i rowów melioracyjnych. Wśród konsekwencji wieloletnich oddziaływań antropogenicznych obserwuje się, zachodzące szczególnie intensywnie w ekosystemach wodno-torfowiskowych, zjawisko sukcesji ekologicznej. Proces ten uwidacznia się często wkraczaniem i zwiększaniem liczebności populacji gatunków ekspansywnych, które wypierają gatunki rzadkie o wąskim spektrum wymagań siedliskowych (Bartoszewski i Michalczyk 1996).

Od lat 1950. obserwowany jest spadek liczby stanowisk, a także liczebności populacji, reliktowych gatunków wierzb: *Salix lapponum* (wierzby lapońskiej) i *S. myrtilloides* (wierzby borówkolistnej), występujących niegdyś licznie na terenie Polski. Są to gatunki związane z ekosystemami torfowiskowymi przez ściśle określone preferencje siedliskowe (Elven i Karlsson 2000). Zmiany właściwości abiotycznych i biocenotycznych czynników środowiska nie pozostają bez wpływu na funkcjonowanie populacji tych gatunków w stanowiskach naturalnych (Fijałkowski 1958; 1958a; 1959; Urban i Wawer 2001; Churski i Danielewicz 2008).

Wierzba lapońska i wierzba borówkolistna to krzewy dorastające do wysokości średnio około 1 m. Wysokość i pokrój roślin jest uzależniony od takich czynników jak wiek, kondycja okazu, ale przede wszystkim od sąsiedztwa innych roślin, które warunkuje potrzebę konkurencji o światło. Charakterystyczne cechy morfologiczne obu gatunków widoczne są przede wszystkim w obrębie liści. *Salix lapponum* charakteryzuje się srebrzystoszarą barwą pokrytych kutnerem blaszek liściowych. *Salix myrtilloides* ma liście drobniejsze, błyszczące,

pokryte woskiem. Oba gatunki są dwupienne, ambofilne (zarówno wiatro jak i owadopylne), ale wg danych literaturowych, na granicy swojego zasięgu rozmnażają się głównie wegetatywnie (Kruszelnicki i in. 2001; Rutkowski 2004).

Salix lapponum, jest gatunkiem powszechnie rosnącym na torfowiskach subarktycznych i borealnych północnej i północno-wschodniej Europy oraz zachodniej Syberii. Izolowane populacje spotyka się również w niektórych pasmach górskich Europy Środkowej i Południowej oraz w Szkocji. Obecnie jej potwierdzone stanowiska w Polsce znajdują się na Równinie Łęczyńsko-Włodawskiej, w Biebrzańskim Parku Narodowym, w Puszczy Knyszyńskiej. W Karkonoszach znajdują się dwa stanowiska tego gatunku, rosnące w piętrze subalpejskim jako zbiorowisko *Salicetum lapponum* (Kruszelnicki i in. 2001; Mirek 2006; Fijałkowski i Izdebski 2008; Hroneš i in. 2011; Pogorzelec i in. 2014; Kołos i in. 2015). Wierzba lapońska, jako relikw glacialny, ma w Polsce od 2014 roku status rośliny krytycznie zagrożonej (CR, Zarzycki i in. 2014; Kaźmierczakowa i in. 2016).

Wierzba borówkolistna jest gatunkiem eurosyberyjskim. Obejmuje zasięgiem wschodnią i środkową Europę oraz niemal całą Syberię. Oderwane stanowiska *S. myrtilloides* można spotkać w Alpach Szwajcarskich, w górach południowej Bawarii oraz dolinie Donu. Zachodnia granica zasięgu występowania gatunku przebiega przez Polskę, gdzie gatunek jest reliktem polodowcowym. Obecnie potwierdzone stanowiska *S. myrtilloides* znajdują się na Pojezierzu Mazurskim, w Biebrzańskim Parku Narodowym, na Lubelszczyźnie (w Poleskim Parku Narodowym) oraz Wyżynie Małopolskiej. Pojedyncze stanowiska odnotowano także w Puszczy Białowieskiej, na Nizinie Śląskiej i w Sudetach (Boratyński 1988; Jasiewicz 1992; Piękoś-Mirkowa 2003; Churski i Danielewicz 2008; Gostyńska-Jakuszczyńska i in. 2001; Pogorzelec i in. 2015) Wierzba borówkolistna od 1983 roku podlega ścisłej ochronie prawnej w Polsce, obecnie posiada status EN (gatunek zagrożony wymarciem; Zarzycki i in. 2014).

W literaturze naukowej, dostępnej przed 2000 rokiem nie było prac przedstawiających wyniki kompleksowych badań dotyczących biologii tych gatunków i ekologii ich populacji. **Fragmentaryczne dane z lat 1950. dotyczące zasobów populacji na terenie Polski wschodniej (Fijałkowski 1958) w odniesieniu do doniesień traktujących o współcześnie wzrastającym ryzyku ekstynkcji gatunków (Kaźmierczakowa i Zarzycki 2001) stały się podstawą do rozpoczęcia przeze mnie wielowątkowych badań.** Jak dotąd, badania interdyscyplinarne, mające na celu stworzenie planu ochrony zagrożonych gatunków krzewów z rodzaju *Salix* prowadzone były jedynie w ekosystemach górskich Szkocji (Scottish Montane Willow Research Group 2005; Stamati i in. 2007). **Nie podejmowano dotychczas badań**

biologii reliktowych gatunków wierzb w ich siedliskach nizinnych, poza obszarem swartego zasięgu ich występowania.

Planując podejmowanie działań czynnej ochrony gatunków niezwykle istotnym jest poznanie kluczowych dla prawidłowego funkcjonowanie organizmów i ich populacji czynników i procesów biologicznych. Warunkiem powodzenia zabiegów tj. uprawy *ex situ*, reintrodukcji czy zasilania populacji jest wcześniejsze rozpoznanie i przeanalizowanie danych dotyczących najistotniejszych zjawisk wewnątrzpopulacyjnych, specyficznych dla gatunku, ale również uzależnionych od czynników środowiskowych. Wskazanie czynników limitujących wzrost czy rozmnażanie osobników danego gatunku nierzadko wymaga wieloletnich badań i obserwacji zarówno w środowisku naturalnym dla obiektu badań jak i w warunkach laboratoryjnych (Guerrant i Kaye, 2007; Kaye, 2008; Godefroid i in. 2011; Godefroid i Vanderborght, 2011). W przypadku gatunków objętych ochroną prawną dodatkową trudnością jest ograniczona możliwość prowadzenia badań o charakterze inwazyjnym, pobierania materiału roślinnego czy poruszania się w terenach objętych ochroną obszarową, gdzie często znajdują się jedyne stanowiska tych gatunków. Z tego powodu badania ogranicza się do niezbędnych, a metody modyfikuje na specjalne potrzeby zagrożonych gatunków (Guerrant i Kaye, 2007). Problematyka ochrony gatunków roślin reliktowych również jest ostatnio szeroko dyskutowana, a w publikacjach naukowych pojawiają się zarówno tezy potwierdzające jak i przeczące potrzebie wszczynania działań ochrony czynnej „żywych skamieniałości”. Niezaprzeczalnym jest jednak fakt, że gatunki te, zazwyczaj funkcjonujące w nielicznych, odizolowanych populacjach, na granicy swojego zasięgu (w ekosystemach górskich Karkonoszy, Hroneš i in. 2018) lub w oderwanych stanowiskach (górskich Szkocji, Stamati i in. 2007) stanowią interesujący obiekt badań filogenetycznych i biogeograficznych. W przypadku lokalnych biocenoz, szczególnie tych objętych ochroną obszarową, gatunki reliktowe są istotne w aspekcie zachowania bogactwa gatunkowego flory (Grandcolas i in. 2014).

Kompleksowe badania dotyczące biologii wierzb reliktowych w stanowiskach nizinnych oraz ich wymagań siedliskowych nie były dotychczas podejmowane przez innych autorów. W związku z brakiem podstawowych danych na temat funkcjonowania populacji *S. lapponum* i *S. myrtilloides* zaplanowałam i przeprowadziłam cykl badań terenowych oraz laboratoryjnych. Pierwszym etapem była weryfikacja stanowisk populacji wierzby lapońskiej i borówkolistnej oraz ich zasobności na terenie wschodniej Polski. Określiłam rozmieszczenie osobników, w każdej z funkcjonujących obecnie populacji i ich strukturę płciową. Przeprowadziłam pomiary biometryczne osobników tworzących badane

populacje, obserwacje kwitnienia oraz oblotu owadów. Kolejnym wątkiem były badania siedlisk w jakich funkcjonują populacje reliktowych wierzb. Przez okres 15 lat monitorowane były i analizowane zmiany warunków abiotycznych oraz biocenotycznych środowiska zachodzące na stanowiskach występowania *S. lapponum* i *S. myrtilloides* (Pogorzelec 2008; Serafin i in. 2015, Serafin i in. 2015a). Wyniki badań, które zostały przedstawione w pracy pt. *Relict boreal willows (Salix lapponum and Salix myrtilloides) as an element of phytocoenoses overgrowing the water bodies in Eastern Poland* (Pogorzelec i in. 2014) pokazały wyraźne zmiany jakościowe i ilościowe jakie zaszły w fitocenozach od lat 50. XX wieku. W okresie 10 lat zmiany te były najbardziej widoczne w stanowisku, gdzie od 2002 roku nie odnotowano już występowania *S. lapponum* oraz w stanowisku gdzie obserwowano największy spadek liczebności populacji tego gatunku. Sięgając do publikacji historycznych, które dostarczyły pierwszych danych na temat *S. lapponum* i *S. myrtilloides* w terenie badań, ustalono jak zmienił się zasięg i charakter siedlisk, w których funkcjonowały licznie niegdyś populacje badanych gatunków. Większość populacji, które przetrwały w swoich stanowiskach do roku 2002 zmniejszyły znacznie swoją liczebność przez kolejne 10 lat. W przypadku dwóch stanowisk populacja *S. lapponum* całkowicie znikła, w pozostałych osiągnęła stan, w którym jej przetrwanie może stać się niemożliwe przy szybko zachodzących zmianach czynników fizyczno-chemicznych i biocenotycznych siedlisk (Pogorzelec i in. 2014a).

Warunki siedliskowe nie są z pewnością jedynym czynnikiem warunkującym prawidłowe funkcjonowanie i przetrwanie populacji gatunków zagrożonych. Analiza struktury i charakterystyka ekologiczna fitocenozy w stanowiskach badanych wierzb prowadzona w okresie 10 lat pozwoliła jednak przypuszczać, że w tym konkretnym przypadku, to właśnie zaburzenia w siedlisku odgrywają znaczącą rolę w osłabieniu kondycji populacji *S. lapponum* i *S. myrtilloides*. Stopniowe, powolne przemiany zachodzące w środowisku dają czas i możliwość do adaptacji gatunków, inaczej niż zmiany szybkie i skokowe, które mogą mieć charakter destrukcyjny. Największy spadek liczebności populacji wierzb dotyczył stanowisk, w których zaszły największe zmiany w kompozycji gatunkowej i strukturze fitocenozy w okresie 10 lat, co potwierdziły prowadzone przeze mnie badania (Pogorzelec i in. 2014).

Pomimo tego, że *S. lapponum* i *S. myrtilloides* mają dość szerokie zakresy tolerancji co do wartości różnych czynników abiotycznych środowiska (Zarzycki i in. 2003), ich populacje prawdopodobnie nie są w stanie oprzeć się zmianom jakie mają miejsce w ekosystemach wodno-torfowiskowych podlegających sukcesji. Prowadzone przeze mnie badania oraz obserwacje upoważniły mnie do stwierdzenia, że wkraczanie gatunków ekspansywnych, wygrywających konkurencję o zasoby środowiska, oraz zmieniających strukturę fitocenozy nie

dają możliwości przetrwania bardzo drobnych i delikatnych siewek badanych gatunków roślin. Zjawisko to jest jednym z prawdopodobnych powodów, dla którego cykl rozrodczy w populacjach badanych gatunków nie zamyka się. Pozostałe możliwe czynniki potencjalnie limitujące prawidłowe funkcjonowanie populacji badanych gatunków wierzb zostały przeanalizowane podczas badań prowadzonych w latach 2010-2014 w ramach własnego projektu badawczego pt. *Ekologia populacji i czynna ochrona reliktyw borealnych z rodziny Salicaceae (Salix lapponum i Salix myrtilloides) na Polesiu Lubelskim* (N N304 385239).

Przedstawione przeze mnie „osiągnięcie naukowe” **dotyczy uwarunkowań biologicznych prawidłowego funkcjonowania populacji badanych gatunków wierzb. Największą zaletą zebranych przeze mnie wyników wielokierunkowych badań jest nie tylko poszerzenie stanu wiedzy nt. *Salix lapponum* i *S. myrtilloides*, ale przede wszystkim możliwość, a nawet potrzeba wykorzystania ich w praktyce tworzenia koncepcji działań ochrony czynnej reliktywnych gatunków z rodzaju *Salix*.**

3.2. Cel badań

Podjęte przeze mnie badania służyły uzyskaniu wiedzy na temat nierozpoznanych do tej pory aspektów biologii *Salix lapponum* i *S. myrtilloides* w celu stworzenia planu określającego optymalne sposoby zabezpieczenia różnorodności genetycznej oraz zachowania bądź rekonstrukcji istniejących populacji obu gatunków wierzb reliktywnych.

Celem zniwelowania ryzyka niepowodzenia działań ochrony czynnej gatunku na różnych etapach jej realizacji, próbowałam odpowiedzieć na szczegółowe pytania pozwalające zweryfikować podstawowe hipotezy badawcze:

3.3. Hipotezy badawcze

1. Największy wpływ na stan obecny oraz perspektywy przetrwania populacji badanych gatunków w ich stanowiskach niżowych mają procesy wewnątrzpopulacyjne.
2. Prawidłowe funkcjonowanie populacji *S. lapponum* i *S. myrtilloides* jest uzależnione od czynników środowiskowych, jakimi są specyficzne relacje pomiędzy poszczególnymi komponentami biocenozy w naturalnych siedliskach tych gatunków.

Pytania:

- a) Jaki jest dominujący sposób rozmnażania w populacjach *S. lapponum* i *S. myrtilloides* oraz jakie są uwarunkowania jego efektywności?
- b) Czy cykl rozmnażania płciowego przebiega prawidłowo w populacjach obu gatunków na poszczególnych, niewralgicznych jego etapach?

- c) Czy materiał roślinny z istniejących populacji *S. lapponum* może być wykorzystany w celu zabezpieczenia i zachowanie zasobów genetycznych gatunku?
- d) Czy zmiany zachodzące w fitocenozach powinny być brane pod uwagę jako czynnik decydujący o wycofywaniu się badanych gatunków z siedlisk naturalnych?
- e) Czy presja fitofagów ma wpływ na kondycję poszczególnych osobników *S. lapponum* oraz czy może w dalszej perspektywie okazać się głównym zagrożeniem dla funkcjonowania całych populacji badanego gatunku?

3.4. Omówienie wyników badań

Badania terenowe i laboratoryjne, których wyniki przedstawiam jako swoje „osiągnięcie naukowe”, dotyczące wybranych zagadnień z zakresu biologii gatunków *S. lapponum* i *S. myrtilloides* były prowadzone przeze mnie od 2010 roku, głównie w ramach własnego projektu badawczego *Ekologia populacji i czynna ochrona reliktyw borealnych z rodziny Salicaceae (Salix lapponum i Salix myrtilloides) na Polesiu Lubelskim*, (N N304 385239). Wyniki poszczególnych wątków podejmowanych przeze mnie w pracy naukowej przedstawiałam w powiązaniu ze sobą, ze względu na potrzebę syntetycznej interpretacji poszczególnych zjawisk zachodzących na poziomie populacji.

3.4.1. Dominujący sposób rozmnażania *S. lapponum* i *S. myrtilloides* oraz uwarunkowania jego efektywności.

Rodzaj *Salix*, obejmuje taksony, rozmnażające się zarówno generatywnie jak i wegetatywnie, a sposób propagacji zależy od gatunku oraz warunków siedliskowych. W danym środowisku, w zależności od pory roku i warunków glebowych, nowe osobniki mogą powstawać z nasion lub fragmentów tkanki somatycznej (Zasada i in. 2008). Fragmentaryczne dane literaturowe dotyczące populacji badanych gatunków występujących w Polsce mówią o tym, że osobniki je tworzące, rozmnażają się głównie wegetatywnie (Kruszelnicki 2001). Chcąc zweryfikować tę informację, która sugeruje niewielkie znaczenie rozmnażania generatywnego, czego wynikiem może być ubożająca pula genowa populacji, a w konsekwencji również spadek liczebności populacji notowany od lat 1950., przeprowadzono cykl doświadczeń i badań.

W pierwszym etapie dokonano rozpoznania wewnątrz- i międzypopulacyjnego zróżnicowania genetycznego *S. lapponum* i *S. myrtilloides* występujących na terenie Polesia Zachodniego. Po weryfikacji zasobów populacji funkcjonujących na tym terenie przeprowadzono badania genetyczne metodą wykorzystującą markery ISSR. Porównano

materiał genetyczny z czterech populacji *S. lapponum* oraz trzech populacji *S. myrtilloides*. Wyniki badań genetycznych (opublikowane w pracach **O.1** i **O.2**) przeanalizowane z wykorzystaniem testu AMOVA (analiza wariancji molekularnej) wykazały, że zróżnicowanie międzypopulacyjne w przypadku *S. lapponum* wynosiło 12%, pozostała zmienność genetyczna (88%) była ulokowana wewnątrz populacji. Analiza wariancji molekularnej populacji *S. myrtilloides* wykazała, że zróżnicowanie międzypopulacyjne stanowiło 15% ogólnej różnorodności genetycznej. Z uzyskanych danych wynika, iż populacje zarówno *S. lapponum* jak i *S. myrtilloides* odznaczają się znacznym zróżnicowaniem międzypopulacyjnym, co z punktu widzenia gatunku jest zjawiskiem niekorzystnym. Brak przepływu genów powoduje różnicowanie się populacji, a w skrajnych warunkach (w przypadku długotrwałej izolacji) może doprowadzić do specjacji (Ouborg i in. 2006). Izolacja przestrzenna powodowana głównie fragmentacją siedlisk badanych gatunków na terenie Polesia Zachodniego uniemożliwia więc prawdopodobnie wymianę materiału genetycznego między populacjami. Co więcej, *S. lapponum* i *S. myrtilloides* mogą krzyżować się z innymi gatunkami wierzby współwystępujących z nimi w fitocenozach (np. *Salix cinerea*, *S. aurita*, *S. rosmarinifolia*). Efektem takiego zjawiska jest powstawanie trudnych do identyfikacji mieszańców lub nawet, w przypadku wieloletniego krzyżowania, introgresja w obcy gatunek, co opisali m.in. Elven i Karlsson (2000) oraz Tennant (2004). Na Polesiu Zachodnim obserwowałam jednak podczas wieloletnich badań terenowych izolację sezonową (fenologiczną) tych gatunków więc ryzyko zapylenia obcym pyłkiem uznałam za znikome.

Wyniki badań genetycznego zróżnicowania wewnątrzpopulacyjnego wskazują na to, że zarówno w populacjach *S. lapponum* jak i *S. myrtilloides* nie występują klony. **Fakt ten dowodzi, że osobniki tworzące populacje badanych gatunków powstały wyłącznie w wyniku rozmnażania płciowego. Stoi to w sprzeczności z dotychczasowymi tezami, że osobniki wierzby lapońskiej i borówkolistej na terenie Polski rozmnażają się głównie wegetatywnie (O.1 i O.2).**

3.4.2. Możliwości wykorzystania materiału roślinnego z istniejących populacji *Salix lapponum* w celu zabezpieczenia i zachowanie zasobów genetycznych gatunku.

Zachowanie różnorodności genetycznej, a także wzbogacanie puli genowych populacji gatunków zagrożonych ekstynkcją jest jednym z najważniejszych celów prowadzenia działań ich ochrony czynnej. Podjęte przeze mnie badania, przedstawione w pracy **O.5**, miały potwierdzić możliwość i zasadność wykorzystania materiału roślinnego pochodzącego z naturalnych populacji *S. lapponum* jako wyjściowego w procesie działań ochrony *ex situ* tego

gatunku. W tym celu badaniom genetycznym poddano najliczniejszą obecnie występującą, niżową populację wierzby lapońskiej na Polesiu Zachodnim. Do określenia zróżnicowania wewnątrzpopulacyjnego grupy około 150 roślin wybrano bardzo wysoce powtarzalną i informatywną metodę analiz genetycznych – AFLP (*Amplified Fragment Length Polymorphism*). Ze względu na fakt, że w badanym stanowisku rośliny występowały w odseparowanych od siebie zgrupowaniach, materiał roślinny podzielono na pięć grup. Mimo dużego udziału produktów polimorficznych oraz wysokiej heterozygotyczności (odpowiednio 72,55% oraz $H_e = 0,201$) zróżnicowanie pomiędzy poszczególnymi grupami było bardzo wysokie ($\Phi_{PT} = 0,25$, $G_{ST} = 0,23$) zwłaszcza w kontekście niewielkich odległości, jakie je dzieliły w przestrzeni. Taki stan rzeczy mógł być efektem znacznego spadku liczebności badanej populacji w okresie 10 lat (z około 5000 osobników w 2002 r do 301 osobników w 2012 r.; Pogorzelec i in. 2014). **Wyniki analiz genetycznego zróżnicowania wewnątrzpopulacyjnego, prowadzonych po raz pierwszy w takim ujęciu dla *S. lapponum*, potwierdziły przypuszczenia, że badana populacja tego gatunku może i powinna stać się źródłem materiału roślinnego wykorzystywanego podczas hodowli *ex situ*, a w dalszym etapie reintrodukcji lub zasilenia innych populacji na terenie Polesia Zachodniego (O.5).**

3.4.3. Prawidłowość przebiegu cyklu rozmnażania płciowego w populacjach *S. lapponum* i *S. myrtilloides*.

Reintrodukcja jest procesem wieloetapowym, który jest pomostem łączącym ochronę gatunkową *in situ* i *ex situ* (Ren et al. 2014). W przypadku zagrożonych gatunków roślin ma on prowadzić do powstania żywotnej, samowystarczalnej i różnorodnej genetycznie populacji, która wzmocni perspektywy przetrwania gatunku w naturalnym środowisku (Guerrant i Kaye 2007; Godefroid et al. 2011). Podstawową cechą świadczącą o prawidłowym funkcjonowaniu populacji jest jej efektywna reprodukcja. Podczas długoterminowych obserwacji terenowych odnotowywano kwitnienie i owocowanie zarówno *S. lapponum* jak i *S. myrtilloides*, natomiast nie pojawiały się siewki badanych gatunków na żadnym stanowisku. Mając na uwadze powyższe zaplanowałam badania, które miały na celu potwierdzenie prawidłowości przebiegu cyklu rozmnażania płciowego w populacjach *S. lapponum* i *S. myrtilloides* na poszczególnych, newralgicznych jego etapach. Jako czynniki potencjalnie limitujące sukces rozrodu przyjęto żywotność i zdolność kiełkowania ziaren pyłku, a także żywotność nasion. **Badania takie nie były dotychczas prowadzone dla żadnego z omawianych gatunków reliktowych wierzb.**

Pierwszym celem było ustalenie, czy stwierdzony brak rekrutacji młodych osobników w populacjach (Pogorzelec i in. 2015) jest powodowany czynnikiem fizjologicznym czy

środowiskowym. Ten etap mojej pracy rozpoczęłam od badań gametofitu męskiego, których wyniki wykazały, że żywotność ziaren pyłku *S. lapponum* wynosiła średnio ponad 90%, zarówno w przypadku pyłku świeżego jak i przechowywanego przez okres 12 miesięcy (O.4). Pyłek *S. myrtilloides* charakteryzował się mniejszą żywotnością, w przypadku świeżego pyłku wynosiła ona średnio około 85%, a w przypadku przechowywanego 75%. Badania powtórzono jeszcze wielokrotnie dla poszczególnych populacji, a ich wyniki były zgodne z przedstawionymi wyżej.

Przeprowadziłam także eksperymenty, w wyniku których drogą eliminacji, ustaliłam optymalne warunki abiotyczne tj. temperatura, intensywność oświetlenia i skład pożywki dla kiełkowania ziaren pyłku (zarówno świeżego jak i przechowywanego przez okres 12 miesięcy) oraz czas obserwacji tego procesu w przypadku badanych gatunków wierzb. **Po raz pierwszy został ustalony zestaw czynników sprzyjających kiełkowaniu gametofitów męskich *S. lapponum* i *S. myrtilloides* w warunkach laboratoryjnych. Również po raz pierwszy stwierdziłam, że ziarna pyłku *S. lapponum* wymagały dużo niższej temperatury otoczenia dla efektywnego kiełkowania w łagiewkę niż ziarna pyłku *S. myrtilloides*.** Dla skutecznego kiełkowania pyłku przechowywanego przez okres roku (zarówno *S. lapponum* jak i *S. myrtilloides*) niezbędna okazała się zwiększona zawartość (do 5%) glukozy w pożywce. Najwięcej ziaren pyłku obu badanych gatunków (zarówno świeżego jak i przechowywanego) wykiełkowało w czasie trzech pierwszych godzin od rozpoczęcia doświadczenia w związku z tym ustalono ten czas jako najodpowiedniejszy dla prowadzenia obserwacji i porównywania wyników badań określających żywotność ziaren pyłku *S. lapponum* i *S. myrtilloides* w warunkach laboratoryjnych.

Uzyskane przeze mnie wyniki są pierwszych tego typu danymi dla obu badanych gatunków (O.4). Informacje o kombinacji podstawowych parametrów czynników środowiskowych mają kluczowe znaczenie dla sukcesu przechowywania i wykorzystywania pyłku *S. lapponum* i *S. myrtilloides* w warunkach *in vitro*. Ustalone przeze mnie optymalne warunki obserwacji kiełkowania ziaren pyłków obu gatunków wykorzystałam w badaniach prowadzonych dla poszczególnych ich populacji. Wysoka żywotność ziaren pyłku, ale także ich zdolność do kiełkowania w łagiewkę w warunkach *ex situ* pozwoliły na stwierdzenie, że ten etap cyklu rozmnażania płciowego badanych gatunków zachodzi prawidłowo (O.1, O.2, O.3).

Jednym z kluczowych etapów cyklu rozwojowego roślin jest wytwarzanie żywych, zdolnych do kiełkowania nasion. Weryfikacji zdolności i dynamiki kiełkowania nasion dokonano w warunkach *in vitro*, w oparciu o materiał roślinny zebrany z owocujących okazów

S. lapponum i *S. myrtilloides*, a wyniki obserwacji przedstawiono w publikacjach **O.1 i O.2**. **Są to pierwsze doniesienia dokładnie charakteryzujące żywotność i zdolność kiełkowania nasion badanych gatunków wierzb pozyskanych ze stanu naturalnego, w warunkach laboratoryjnych.** Pojawienie się prawidłowo skiełkowanych nasion obserwowano bardzo szybko bo już w pierwszej dobie eksperymentu i dla *S. lapponum* było to 49%, zaś dla *S. myrtilloides* 76% z ogólnej liczby wysianych nasion. Najwyższy wzrost liczby skiełkowanych nasion stwierdzono między 1 a 2 dobą doświadczenia. Zdolność kiełkowania nasion określono na podstawie danych uzyskanych w 10 dobie doświadczenia i wynosiła ona 71 i 81% odpowiednio dla *S. lapponum* i *S. myrtilloides* (**O.1; O.2**).

Informacje zebrane podczas doświadczeń skonfrontowałam z obserwacjami prowadzonymi w terenie. Wykluczyłam podejrzenie zapylenia osobników badanych gatunków obcym pyłkiem ze względu na stwierdzoną izolację fenologiczną, ale także na dużą żywotność badanych gametofitów potwierdzoną ich zdolnością do kiełkowania w łagiewkę pyłkową (**O1, O2**). **Na podstawie wyników badań i eksperymentów stwierdziłam, że osobniki tworzące populacje *S. lapponum* i *S. myrtilloides* w stanowiskach nizinnych są zdolne do rozmnażania płciowego, którego efektem jest powstanie zdolnych do kiełkowania nasion.**

3.4.4. *Wpływ interakcji biotycznych w siedliskach badanych gatunków na stan i perspektywę funkcjonowania ich populacji.*

Populacje wierzby lapońskiej i wierzby borówkolistnej funkcjonujące na granicy swojego zwartego zasięgu lub w oderwanych stanowiskach na terenie Europy zasiedlają ekosystemy o specyficznych warunkach siedliskowych. W terenach nizinnych są to zwykle torfowiska, które charakteryzują się różnym stopniem nasilenia procesów sukcesji ekologicznej. Struktura jakościowa biocenoz tych siedlisk uzależniona jest w różnym stopniu od charakteru siedlisk sąsiadujących. Planując działania ochrony czynnej rzadkich gatunków flory należy pamiętać o specyficznych interakcjach troficznych zachodzących w poszczególnych biocenozach oraz skutkach tych oddziaływań, które mogą mieć wpływ na kondycję poszczególnych osobników, a nawet całych populacji. **Dotychczas nie udokumentowano konsekwencji presji fitofagów bezkręgowych na populacje wierzb reliktowych w ich stanowiskach nizinnych, znajdujących się poza ich zwartym zasięgiem występowania. Ze względu na potencjalne zagrożenie płynące z tego typu oddziaływań podjęto badania mające na celu określenie jakie grupy owadów fitofagicznych wchodzi w interakcje troficzne z *S. lapponum* w jej naturalnych stanowiskach oraz czy ich żerowanie powoduje reakcję fizjologiczną roślin (O.6).**

Obserwacjami objęto wybraną, największą niżową populację wierzby lapońskiej. Badania polegały na identyfikacji składu gatunkowego fitofagów zasiedlających krzewy oraz określeniu reakcji roślin na ich żerowanie, na podstawie pomiaru fluorescencji chlorofilu *a* i oznaczeniu poziomu nadtlenu wodoru, jako wskaźnika stresu oksydacyjnego, w liściach wybranych roślin. Na badanych krzewach wierzby lapońskiej stwierdzono obecność 8 gatunków roślinożernych owadów, z których większość były to taksony pokarmowo związane z rodzajem *Salix*, ale nie specyficznych dla konkretnego gatunku. **Przeprowadzono również po raz pierwszy badania histochemicznej detekcji H₂O₂ w tkankach liści *S. lapponum*, które wykazały jego akumulację jedynie w pobliżu uszkodzeń powodowanych żerowaniem zarówno postaci dorosłych jak i larwalnych owadów.** Pomiary fluorescencji chlorofilu *a* w liściach roślin zasiedlonych przez 3 najliczniejsze populacje gatunków: *Aphis farinosa*, *Aphrophora salicina* (pienik wierzbowy) i *Lochmaea caprea* (naliścica wierzbowa) nie wykazały istotnych zaburzeń w przebiegu procesu fotosyntezy. **Po raz pierwszy dowiedziono na podstawie wyników interdyscyplinarnych badań, że żerowanie fitofagów nie stanowi istotnego zagrożenia dla wzrostu i rozwoju osobników *S. lapponum* w naturalnym środowisku.**

3.5. Podsumowanie wyników badań oraz wnioski dotyczące koncepcji ochrony czynnej *S. lapponum* i *S. myrtilloides*

Badania przeprowadzone przeze mnie przyczyniły się do wyjaśnienia niektórych nierozstrzygniętych dotąd kwestii dotyczących sposobu i efektywności rozmnażania badanych gatunków oraz uwarunkowań środowiskowych ich funkcjonowania. **Po raz pierwszy wykazano, że:**

- osobniki wierzby lapońskiej i borówkolistnej w populacjach funkcjonujących na terenie Polesia Zachodniego pochodzą z rozmnażania płciowego, co oznacza, że nie rozmnażają się głównie wegetatywnie, jak dotąd przypuszczano;

- cykl rozrodczy badanych gatunków nie jest zaburzony na jego kluczowych etapach, pyłek osobników kwitnących jest żywy i zdolny do kielkowania w łagiewkę pyłkową, nasiona są żywotne i zdolne do kielkowania, co określono w warunkach laboratoryjnych;

- najliczniejsza populacja *S. lapponum* jest zróżnicowana genetycznie w stopniu, który pozwala na korzystanie z osobników ją tworzących jako materiału źródłowego do tworzenia nowych lub zasilania pozostałych, nielicznych populacji;

- na sukces rozmnażania płciowego na etapie rekrutacji siewek, mogą mieć wpływ wielokierunkowe zmiany warunków siedliskowych, które zachodzą szybko i powodują m.in. przyspieszenie i intensyfikację procesu sukcesji ekologicznej oraz zjawisk jej towarzyszących;

- nieznaczny wpływ na kondycję osobników, wyrażaną prawidłowością przebiegu wybranych procesów fizjologicznych badanych gatunków mają żerujące na nich fitofagi.

Reasumując, wnioski wysnute po analizie wyników badań, dotyczących zarówno zróżnicowania genetycznego populacji, prawidłowości przebiegu poszczególnych etapów rozmnażania płciowego jak i badań siedliskowych, zainicjowały prace nad stworzeniem **procedury działań ochrony czynnej dla *S. lapponum* i *S. myrtilloides* na Polesiu Zachodnim.**

Ewaluacja wyników wszystkich prowadzonych badań przedstawionych powyżej dała pełniejszy obraz kondycji populacji badanych gatunków funkcjonujących na terenach wschodniej Polski. Pozwoliła również na wyszczególnienie zagrożeń, które powinny być w jak największym stopniu zniwelowane przez odpowiednie działania ochrony czynnej. Podsumowując dane stwierdziłam, że najbardziej efektywnym dla zachowania gatunku będzie połączenie zabiegów, które będą obejmowały zarówno siedliska jak i same populacje [O.1; O.2; O.3; O.5; O.6].

3.5.1. Założenia czynnej ochrony niżowych populacji *Salix lapponum* i *S. myrtilloides*

Zgodnie z rekomendacją Godefroid et al. (2011) ochrona czynna gatunków została przeze mnie zaplanowana na terenach objętych ochroną obszarową, w tym przypadku na terenie Poleskiego Parku Narodowego (w ramach projektu pt. *Ochrona czynna szczególnie zagrożonych gatunków roślin reliktowych z rodziny Salicaceae w siedliskach torfowiskowych*, nr POiŚ 02.04.00-00-0008/17, którego jestem kierownikiem). Jako drogę do powiększenia liczby populacji na terenie wschodniej Polski zarekomendowałam reintrodukcję, a do zwiększenia liczebności już istniejących populacji ich zasilanie osobnikami pochodzącymi z uprawy *ex situ*. Najbardziej zróżnicowane genetycznie populacje badanych gatunków zostały wskazane jako źródło materiału roślinnego do tworzenia kultur tkankowych. Metody otrzymywania nowych osobników w warunkach *in vitro* zostały zweryfikowane i wstępnie przetestowane [O.3]. Pomimo potrzeby wzbogacania puli genowej populacji wykluczyłam możliwość wykorzystania nasion wierzby lapońskiej i borówkolistnej jako materiału rozmnożeniowego w warunkach laboratoryjnych, głównie ze względu na trudności z utrzymaniem przy życiu siewek. Innym powodem było również, choć mało prawdopodobne

(ze względu na opisaną wcześniej izolację sezonową), ale jednak możliwe powstawanie nasion w wyniku krzyżowania się badanych gatunków z innymi gatunkami z rodzaju *Salix*. Wybrano zatem, jako materiał wyjściowy do uprawy *ex situ* wegetatywne części roślin pobierane z wybranych populacji. Pozwoliło to, przez stałe pasażowanie roślin, na otrzymywanie dużej ilości roślin potomnych z niewielkiej ilości materiału wyjściowego, którego pobieranie jest limitowane ze względu na status ochronny *S. lapponum* i *S. myrtilloides*.

Zachowanie populacji badanych gatunków na obszarach torfowisk będzie również możliwe jeśli równolegle prowadzone będą zabiegi usuwania w siedliskach roślin drzewiastych (*Salix* sp., *Betula* sp.) oraz ekspansywnych (m.in. *Phragmites australis*). Zniweluje to skutki trzech zjawisk zagrażających populacjom *S. lapponum* i *S. myrtilloides*: konkurencji międzygatunkowej o zasoby środowiska skutkującej wypieraniem gatunków o wąskim zakresie tolerancji ekologicznej, zwiększaniu liczebności fitofagów specyficznych dla grupy gatunków z rodzaju *Salix*, oraz hybrydyzacji, której prawdopodobieństwo wzrasta wraz z pojawianiem się w fitocenozach innych gatunków wierzb (*Salix cinerea*, *S. aurita*, *S. pentandra*), szczególnie pospolicie występujących na terenie naszego kraju.

Przedstawiona przeze mnie powyżej koncepcja ochrony badanych gatunków została zaakceptowana przez służby ochrony przyrody i jest obecnie wdrażana na terenie Poleskiego Parku Narodowego oraz rezerwatów przyrody na terenie Puszczy Knyszyńskiej: „Jezioro Wiejki”, „Stare Biele” i „Rezerwat Woronicza” w ramach projektu pt.: *Ochrona czynna szczególnie zagrożonych gatunków roślin reliktowych z rodziny Salicaceae w siedliskach torfowiskowych* (POiŚ 02.04.00-00-0008/17), pod moim naukowym kierownictwem.

3.6. Literatura

1. Bartoszewski S., Michalczyk Z. 1996. The dynamics of waters of the Polesie National Park. In: Radwan S. (ed.) The functioning of wetland ecosystems in protected areas of Polesie. - Wyd. UMCS, Lublin
2. Boratyński A. 1988. Chronione i godne ochrony drzewa i krzewy polskiej części Sudetów, Pogórza i Przedgórze Sudeckiego: 4. *Salix myrtilloides* L. (Protected and deserving protection trees and shrubs of the Polish Sudety Mts. with its prealps: 4. *Salix myrtilloides* L.) Arbor. Kornickie, 33: 5-11.
3. Churski M., Danielewicz W. 2008. *Salix myrtilloides* in north central Poland. Distribution, threats and conservation. Dendrobiology, 60: 3-9.
4. Elven R., Karlsson T. 2000. *Salix* L. Flora Nordica. Stockholm: The Bergius Foundation, 117-188.
5. Fijałkowski D. 1958. Study on the distribution and ecology of swamp willow (*Salix myrtilloides*) in the Łęczna-Włodawa Lakeland. Acta Soc. B vol. XXVII
6. Fijałkowski D. 1958a. Studium Upon Distribution and Ecology of Downy Willow (*Salix lapponum*) in Łęczyńsko-Włodawskie Lakeland. Fragmenta Floristica et Geobotanica, 3(2): 89-103
7. Fijałkowski D. 1959. The vegetation cover of lakes in the Łęczna and Włodawa area and of peat bogs adjacent to these lakes. Ann. UMCS, Sectio B, vol. XIV
8. Fijałkowski D., Izdebski K. 2008. Szata roślinna. [w:] S. Uziak, J. Turski (red.), Środowisko przyrodnicze Lubelszczyzny. Lubelskie Towarzystwo Naukowe, Lublin, 317-419.
9. Godefroid S., Vanderborcht T. 2011. Plant reintroductions: the need for a global database. Biodiversity and conservation, 20(14): 3683-3688.

10. Godefroid S., Piazza C., Rossi G., Buord S., Stevens A. D., Agurauja R., ... & Johnson I. 2011. How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation*, 144(2): 672-682.
11. Gostyńska-Jakuszczyńska M., Kruszelnicki J., Rutkowski L. 2001. *Salix myrtilloides* L. Polska czerwona księga roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Kraków: Instytut Botaniki im. Władysława Szafera, Polska Akademia Nauk.
12. Grandcolas P., Nattier R., Trewick S. 2014. Relict species: a relict concept?. *Trends in ecology & evolution*, 29(12): 655-663.
13. Guerrant Jr E. O., Kaye T. N. 2007. Reintroduction of rare and endangered plants: common factors, questions and approaches. *Australian Journal of Botany*, 55(3): 362-370.
14. Harenda K. M., Lamentowicz M., Samson M., Chojnicki B. H. 2018. The Role of Peatlands and Their Carbon Storage Function in the Context of Climate Change. In *Interdisciplinary Approaches for Sustainable Development Goals* (pp. 169-187). Springer, Cham.
15. Hroneš M., Hrachová S., Dančák M., & Vašut R. J. 2011. Vrba laponská (*Salix lapponum* L.) v Krkonoších. *Opera Corcontica*, 48.
16. Hroneš M., Macurová S. H., Hradílek Z., Hekera P., Duchoslav M. 2018. Habitat conditions, stage structure and vegetation associations of geographically isolated subalpine populations of *Salix lapponum* L. (Salicaceae) in the Krkonoše Mts (Czech Republic). *Biologia*, 73(4), 319-332.
17. Jasiewicz A. 1992. *Flora Polski. Rośliny Naczyniowe*. Kraków: Instytut Botaniki im. Władysława Szafera, Polska Akademia Nauk.
18. Kaye T. N. 2008. Vital steps toward success of endangered plant reintroductions. *Native Plants Journal*, 9(3): 313-322.
19. Kaźmierczakowa R., Bloch-Orłowska J., Celka Z., Cwener A., Dajdok Z., Michalska-Hejduk D., Pawlikowski P., Szczęśniak E., Ziarnik K. 2016 *Polska czerwona lista paprotników i roślin kwiatowych. Polish red list of pteridophytes and flowering plants*. Kraków: Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk.
20. Kaźmierczakowa R., Zarzycki K. 2001. *Polska Czerwona Księga Roślin. Polish Red Book of Plants. Pteridophytes and Flowering Plants*. 2nd ed. Cracow, Poland: Botany Institute PAN.
21. Kołos A., Wołkowycki D., Banaszuk P., Kamocki A. 2015. Protection of relic plant species at the limit of their geographical range: response of *Salix lapponum* to competitor removal. *Annales Botanici Fennici* 52 (5-6): 303-315.
22. Kruszelnicki J., Gostyńska-Jakuszczyńska M., Rutkowski L. (2001). *Salix lapponum* L. (wierzba lapońska). Polska czerwona księga roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Cracow: W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, 73-75.
23. Mirek Z. 2006. Red list of plants and fungi in Poland: czerwona lista roślin i grzybów Polski. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences.
24. Ouborg N.J., Vergeer P., Mix C. 2006. The rough edges of the conservation genetics paradigm for plants. *Journal of Ecology*, 94(6): 1233-1248.
25. Piękoś-Mirkowa H. 2003. *Flora Polski: Atlas Roslin Chronionych*. Multico Oficyna Wyd.
26. Pogorzelec M. 2008. Influence of chosen environmental abiotic factors on *Salix lapponum* L. populations functioning in Polesie Lubelskie Region. *Polish J. of Environ. Stud.* 17(4): 139-144
27. Pogorzelec M., Bronowicka-Mielniczuk U., Banach B., Szczurowska A., Serafin A. 2014. Relict boreal willows (*Salix lapponum* and *Salix myrtilloides*) as an element of phytocoenoses overgrowing the water bodies in Eastern Poland. *Applied Ecology and Environmental Research* 12(2): 441-456.
28. Pogorzelec M., Banach-Albińska B., Serafin A., Szczurowska A. 2014a. Population resources of an endangered species *Salix lapponum* L. in Polesie Lubelskie Region (Eastern Poland). *Acta Agrobotanica*, 67(4): 81-86.
29. Pogorzelec M., Głębocka K., Hawrylak-Nowak B., Bronowicka-Mielniczuk U. 2015. Assessment of chosen reproductive cycle processes and genetic diversity of *Salix myrtilloides* L. in wetlands of Polesie Lubelskie: the prospects of its survival in the region. *Polish Journal of Ecology* 63: 291-303.
30. Prach K., Walker L. R. 2011. Four opportunities for studies of ecological succession. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(3): 119-123.
31. Ren H., Jian S., Liu H., Zhang Q., Lu H. 2014. Advances in the reintroduction of rare and endangered wild plant species. *Science China Life Sciences*, 57(6): 603-609.
32. Rutkowski L. 2004. Przewodnik do oznaczania roślin Polski niżowej. *Państwowe Wydawnictwo Naukowe. Warszawa*, 345.
33. Scottish Montane Willow Research Group. 2005. Biodiversity: taxonomy, genetics and ecology of sub-arctic willow scrub. Royal Botanic Garden Edinburgh.
34. Serafin A., Pogorzelec M., Banach B., Mielniczuk J. 2015a. Habitat conditions of the endangered species *Salix myrtilloides* in Eastern Poland. *Dendrobiology* 73, 55-64.

35. Serafin A., Pogorzelec M., Banach B., Szczurowska A., Mielniczuk J. 2015. Physico-chemical groundwater conditions at *Salix lapponum* stands in Eastern Poland. *Dendrobiology* 73, 65–74.
36. Stamati K., Hollingsworth P.M., Russell J. 2007. Patterns of clonal diversity in three species of sub-arctic willow (*Salix lanata*, *Salix lapponum* and *Salix herbacea*). *Plant Systematics and Evolution* 269: 75–88.
37. Tennant DJ. 2004. A re-assessment of montane willow (*Salix* L., Salicaceae) hybrids in Scotland. *Watsonia*, 25(1): 65-82.
38. Urban D., Wawer M. 2001. *Salix lapponum* L. i *S. myrtilloides* L. in the area of Sobibór in the Łęczyńsko-Włodawskie Lake District. *Ann. UMCS* 56(11): 83-93.
39. Zarzycki K., Trzcńska-Tacik H., Różański W., Szelaż Z., Wołek J., Korzeniak, U. 2003. Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski Instytut Botaniki PAN.
40. Zarzycki K., Kaźmierczakowa R., Mirek Z. 2014. *Polska Czerwona Księga Roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Wyd. III. uaktualnione i rozszerzone*. Kraków: Instytut Ochrony Przyrody PAN.
41. Zasada JC., Douglas DA., Buechler W. 2008. *Salix* L. [In:] Bonner FT., Karrfalt RP. (red.) The woody plant seed manual. Agric. Handbook No. 727. Washington, DC. US Department of Agriculture, Forest Service. 1000 p.

V. OMÓWIENIE POZOSTAŁYCH OSIĄGNIĘĆ NAUKOWO - BADAWCZYCH

Działalność naukową rozpoczęłam w 2000 roku wraz z podjęciem studiów doktoranckich na Wydziale Ogrodniczym (obecnie Wydział Ogrodnictwa i Architektury Krajobrazu) Akademii Rolniczej w Lublinie (obecnie Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie). Zostałam wówczas włączona w prace zespołu Katedry Ekologii Ogólnej, kierowanego przez prof. dr hab. Iwo Wojciechowskiego, zajmującego się m.in. **fykoflorą i florą naczyniową torfowisk oraz funkcjonowaniem ekosystemów torfowiskowych i jeziornych Lubelszczyzny**. Częściowo stanowiły one kontynuację problematyki badawczej, podjętej przeze mnie w pracy magisterskiej pt. *Populacje gatunków roślin „szczególnej troski” na torfowiskach Poleskiego Parku Narodowego*.

Badania, które wykonałam w ramach pracy doktorskiej pt. *Salix lapponum* L. (*wierzba lapońska*) na Polesiu Lubelskim, w latach 2000-2004, dotyczyły waloryzacji stanowisk populacji *S. lapponum* na badanym terenie, określenia liczebności i kondycji populacji tego gatunku w jego naturalnych stanowiskach. W pracy przedstawiłam również pierwsze badania dotyczące warunków siedliskowych (biocenotycznych i abiotycznych) w stanowiskach niżowych gatunku. Podjęłam także próbę ustalenia międzypopulacyjnego zróżnicowania genetycznego *S. lapponum* i określenia zależności między dystansem genetycznym i geograficznym dzielącym badane populacje. Wyniki badań przedstawione w mojej rozprawie doktorskiej jak również w publikacjach naukowych (Pogorzelec 2003; Pogorzelec i Nowosielski 2006; Pogorzelec 2008; Pogorzelec 2008a; Pogorzelec 2009; Pogorzelec 2010; zał. 4) stały się podstawą rozpoczęcia dalszych, bardziej zaawansowanych prac, które zaowocowały stworzeniem zespołu badawczego i realizowaniem kolejnych projektów badawczych i wdrożeniowych.

Po uzyskaniu stopnia doktora, moją główną problematykę badawczą rozszerzyłam o kolejne zagadnienia związane z biologią i ekologią rzadkich gatunków flory Polesia Zachodniego. W 2010 roku rozpoczęłam realizację projektu badawczego własnego, finansowanego przez Narodowe Centrum Nauki pt. *Ekologia populacji i czynna ochrona reliktyw borealnych z rodziny Salicaceae (Salix lapponum i Salix myrtilloides) na Polesiu Lubelskim*. Mając na uwadze potrzebę prowadzenia badań, które miały doprowadzić do stworzenia naukowych podstaw ochrony gatunków, w ramach działań podejmowanych w projekcie, w latach 2010-2014 kierowałam ośmioosobowym, interdyscyplinarnym zespołem specjalistów.

Wyniki badań uzyskane w ramach projektu badawczego (wszystkie prace wchodzące w skład osiągnięcia naukowego oraz Pogorzelec i in. 2014; Serafin i in 2015; Serafin i in. 2015a, zał. 4) stały się podstawą do stworzenia planu ochrony czynnej reliktowych gatunków wierzb, który realizowany jest od 2017 r. na terenie Poleskiego Parku Narodowego oraz na terenie rezerwatów przyrody znajdujących się w Puszczy Knyszyńskiej. Działania ochrony czynnej oraz dalsze badania biologii i ekologii *S. lapponum* i *S. myrtilloides* są realizowane dzięki uzyskaniu przeze mnie finansowania kolejnego projektu *Ochrona czynna szczególnie zagrożonych gatunków roślin reliktowych z rodziny Salicaceae w siedliskach torfowiskowych*. Projekt jest współfinansowany przez Unię Europejską w ramach Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko, działanie 2.4 Ochrona przyrody i edukacja ekologiczna, typ projektu 2.4.1 Ochrona *in situ* i *ex situ* zagrożonych gatunków i siedlisk przyrodniczych. Prace prowadzone w ramach projektu podzieliłam na kilka etapów. Poszczególne zadania dotyczą kolejno: prowadzenia kultur tkankowych roślin (wraz z monitoringiem genetycznym), adaptacji i aklimatyzacji roślin oraz ich wysiedlania na stanowiska naturalne (reintrodukcja i zasilanie populacji); monitoringu siedlisk oraz populacji i poszczególnych osobników reintrodukowanych roślin. Prowadzone są badania szczegółowe i doświadczenia mające na celu poszerzenie wiedzy na temat metod i uwarunkowań sukcesu prowadzonych działań ochrony czynnej na każdym jej etapie.

Równolegle z głównym nurtem moich aktywności, przedstawionym jako „osiągnięcie naukowe” angażowałam się również w inne badania naukowe, związane z problematyką: 1) wpływu zmian zachodzących w siedliskach naturalnych na funkcjonowanie gatunków roślin rzadkich oraz gatunków o właściwościach leczniczych w odniesieniu do ich walencji ekologicznej, 2) naturalnych fitocenoz terenów chronionych i ich zagrożeń, 3) warunków uprawy *ex situ* roślin użytkowych oraz rzadkich, a także 4) żywienia mineralnego roślin.

1. Wpływ zmian zachodzących w siedliskach na stan i perspektywy przetrwania populacji gatunków roślin torfowiskowych.

1.1. Gatunki rzadkie i chronione flory naczyniowej torfowisk

Od roku 2010 prowadziłam wraz z zespołem (w ramach projektu własnego *Ekologia populacji i czynna ochrona reliktyw borealnych z rodziny Salicaceae (Salix lapponum i Salix myrtilloides) na Polesiu Lubelskim; 2010-2014*) badania, które miały na celu określenie warunków habitatowych występowania populacji *Salix lapponum* i *Salix myrtilloides* na podstawie analiz czynników fizyczno-chemicznych wód gruntowych w stanowiskach gdzie fitocenozy znajdowały w różnych stadiach sukcesji. Dane zgromadzone podczas kilku sezonów badań terenowych i laboratoryjnych zaowocowały pracami, w których szczegółowo przeanalizowano monitorowane czynniki w odniesieniu do kondycji i liczebności populacji poszczególnych gatunków. Podjęto również próbę określenia zakresu tolerancji ekologicznej badanych gatunków na wybrane czynniki fizyczno-chemiczne środowiska w warunkach torfowisk wschodniej Polski (prace: Serafin i in. 2015; Serafin i in. 2015a, zał. 4). Analiza syntaksonomiczna składu gatunkowego fitocenz, których komponentami były *S. lapponum* i *S. myrtilloides* wykazała, że najliczniejszą grupę stanowiły gatunki charakterystyczne dla klas *Phragmitetea*, *Oxycocco-Sphagnetetea* oraz *Scheuchzerio-Caricetea*. Zaobserwowano wzrost (w okresie 10 lat) udziału gatunków ze związku *Magnocaricion* oraz *Alno-Ulmion*, co świadczyło o postępującym procesie sukcesji ekologicznej w badanych siedliskach. Biorąc pod uwagę skład gatunkowy oraz udział poszczególnych gatunków, w kolejnych latach badań (w tym danych historycznych Fijałkowski 1959 r.), ustalono że najwięcej reprezentantów miały w badanych fitocenzach spontaneofity (gatunki, które pojawiły się na tym obszarze w wyniku procesów naturalnych, bez ingerencji człowieka; od 77% do 100% udziału). Incydentalnie notowano kenofity, czyli gatunki obcego pochodzenia klasyfikowane jako antropofity co wskazywało na znikomym postępie procesu synantropizacji flory w badanych stanowiskach. Analiza porównawcza fitocenz w stanowiskach reliktywnych gatunków wierzb, uwzględniająca dane historyczne (Fijałkowski 1958) oraz dane zgromadzone w roku 2002 i 2012 ujawniła podział ich stanowisk na cztery grupy. W grupie I znalazły się fitocenozy badane i opisane w 1958 r. Pozostałe grupy wskazują na podobieństwo fitocenz związane z ich lokalizacją w terenie badań, blisko siebie grupują się stanowiska znajdujące w bliskim sąsiedztwie. Wyniki badań pokazały wyraźne zmiany jakie zaszły zarówno w składzie gatunkowym jak i udziale poszczególnych gatunków w fitocenzach od lat 50. XX wieku. W okresie 10 lat zmiany te były najbardziej widoczne w stanowisku na torfowisku Blizionki (gdzie od 2002 roku nie odnotowano już występowania *S. lapponum*) oraz nad jeziorem Bikcze

(gdzie obserwowano największy spadek liczebności populacji *S. lapponum*). Szczególnie w stanowisku, gdzie populacja podległa ekstynkcji uwidoczniły się zmiany proporcji występowania gatunków reprezentujących poszczególne grupy ekologiczne roślin naczyniowych, w przypadku wszystkich analizowanych czynników (na podstawie Zarzycki i in. 2003). W pozostałych stanowiskach, we wszystkich przedziałach czasowych, widoczne były minimalne różnice w udziale różnych grup ekologicznych roślin, co nie wykluczało możliwości prześledzenia zachodzących tam zmian warunków siedliskowych (praca Pogorzelec i in. 2014, zał. 4).

Wyniki badań przedstawione w kolejnych publikacjach Serafin i in. (2015) oraz Serafin i in (2015a; zał. 4) potwierdziły tendencję zmniejszania się liczby stanowisk i liczebności populacji *Salix lapponum* i *S. myrtilloides* wraz z nasileniem tempa sukcesji ekologicznej i stopnia jej zaawansowania, przy jednocześnie dużym zakresie tolerancji ekologicznej gatunków w stosunku do wielu badanych czynników środowiska abiotycznego. Wśród branych pod uwagę parametrów wód gruntowych, niska zawartość azotu ogólnego, badanych frakcji fosforu, DOC oraz wysokie stężenie Ca, wyższe wartości odczynu i przewodności elektrolitycznej zostały uznane za zespół czynników sprzyjających prawidłowemu funkcjonowaniu populacji *Salix lapponum*. Natomiast w przypadku *S. myrtilloides* na prawidłową kondycję populacji mogły mieć wpływ: niższe stężenia badanych frakcji azotu, frakcji fosforu, kationów wybranych pierwiastków (K, Mg, Ca, Na) i DOC. **Dzięki przedstawionym powyżej wynikom badań możliwe stało się przeprowadzenie selekcji siedlisk i wytypowanie tych, o optymalnych warunkach dla wzrostu i rozwoju populacji badanych gatunków w kontekście tworzenia nowych populacji metodą reintrodukcji.**

1.2. Gatunki roślin o właściwościach leczniczych

W kręgu moich zainteresowań znalazły się również gatunki roślin wykorzystywanych w ziołolecznictwie, pozyskiwanych głównie z siedlisk naturalnych, a których zasoby są ograniczone ze względu na kurczące się arealy ich siedlisk. Wyniki badań przeanalizowane i przedstawione w publikacjach Serafin i in. (2017; 2018; zał. 4) dotyczyły określania preferencji siedliskowych gatunków roślin związanych z ekosystemami torfowiskowymi: *Menyanthes trifoliata* (bobrek trójlistkowy), *Oxycoccus palustris* (żurawina błotna) i *Comarum palustre* (siedmiopalecznik błotny, praca w recenzji). W pracach wskazano, na podstawie wyników badań terenowych i laboratoryjnych, wartości wybranych czynników siedliskowych, istotnych dla prawidłowego funkcjonowania badanych gatunków na torfowiskach centralnej części Polski Wschodniej, w aspekcie stwarzania właściwych warunków w uprawach

ekologicznych tych roślin. Analiza statystyczna wyników badań wybranych czynników fizyczno-chemicznych badanych w siedliskach skonfrontowana została zarówno z liczebnością populacji badanych gatunków jak i ze stanem fitocenozy, których składnikiem były badane taksony. **Prace te tworzą cykl, który ma przedstawiać problematykę hierarchizacji abiotycznych czynników środowiska w badaniach siedlisk gatunków roślin torfowiskowych** (Serafin i in. 2019, zał. 4).

2. Badania florystyczne i fitosocjologiczne na Polesiu Zachodnim i Roztoczu

W związku z potrzebą aktualizowania danych dotyczących składu gatunkowego flory oraz struktury jakościowej i ilościowej fitocenozy terenów szczególnie cennych przyrodniczo, a podlegających ciągłej antropopresji, prowadziłam obserwacje oraz badania florystyczne i fitosocjologiczne na terenie Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego i Roztocza. W moich pracach przedstawiałam aktualny stan jakościowy i ilościowy flory wraz z analizą ekologiczną i zmiany zachodzące w zbiorowiskach roślinnych ekosystemów torfowiskowych (Pogorzelec i Czernaś 2009; Pogorzelec 2010; Banach i in. 2014; zał. 4), w zbiorowiskach związanych z ciekami zarówno naturalnymi jak i przekształconymi przez przebudowy hydrotechniczne (Banach i in. 2006; Pogorzelec i in. 2009; Pogorzelec 2010; Pogorzelec i Serafin 2010; zał. 4) oraz naturalnymi zbiornikami wodnymi, w szczególności ich pobrzeżami (Serafin i Pogorzelec 2011, zał. 4). Prowadziłam również badania populacji gatunków rzadkich i objętych ochroną prawną na tle warunków siedliskowych (Pogorzelec i Banach 2008; Pogorzelec i Wojciechowska 2011, zał. 4).

Swoje doświadczenie w terenowych badaniach flory wykorzystywałam również będąc głównym wykonawcą zadania pt. *Ocena wpływu przywrócenia użytkowania łąk na ich strukturę fitosocjologiczną* w projekcie pt. *Ochrona rzadkich ptaków strefowych w wybranych obszarach Natura 2000 na Lubelszczyźnie*, współfinansowanym przez Unię Europejską w ramach Instrumentu Finansowego LIFE+ oraz przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w latach 2016-2018. Moje zaangażowanie w projekt polegało na ustaleniu, na podstawie badań fitosocjologicznych, celowości oraz ewentualnych zaleceń co do prawidłowego użytkowania ekosystemów łąkowych, które mogły być potencjalnym arealem żerowania orlika krzykliwego (*Clanga pomarina*) na terenie Roztocza.

Badania dotyczące flory ekosystemów wodnych i torfowiskowych kontynuuję również jako kierownik zadania w realizowanym od 2019 roku projekcie pt. *Ochrona czynna aldrowandy pęcherzykowatej (Aldrovanda vesiculosa) na terenie Lubelszczyzny*,

współfinansowanym przez Unię Europejską w ramach Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko, działanie 2.4 Ochrona przyrody i edukacja ekologiczna, typ projektu 2.4.1 Ochrona *in situ* i *ex situ* zagrożonych gatunków i siedlisk przyrodniczych.

Aldrowanda pęcherzykowata jest hydrofitem mięsożernym, odżywiającym się głównie zooplanktonem, którego siedliskiem są zwykle zbiorniki o charakterze eutroficznym. Jest to gatunek wymieniony w Załączniku II Dyrektywy Siedliskowej jako będący przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, którego ochrona wymaga wyznaczenia Specjalnych Obszarów Ochrony. Moje zadanie w projekcie polega na wytypowaniu (na podstawie badań szaty roślinnej oraz abiotycznych czynników środowiska) oraz monitorowaniu siedlisk przeznaczonych do reintrodukcji tego gatunku zagrożonego ekstynkcją.

3. *Wzrost i rozwój roślin w warunkach ex situ*

Ten wątek moich zainteresowań naukowych po raz pierwszy podjęłam prowadząc badania nad aklimatyzacją roślin z rodzaju *Drosera* (które przedstawiłam w pracy Sagan i Pogorzelec 2011, zał. 4). Celem pracy było określenie optymalnych warunków podłoża w hodowli *ex situ* roślin mięsożernych *Drosera rotundifolia* i *Drosera intermedia*. Rośliny pobrane ze stanowisk naturalnych zostały posadzone w podłożach przygotowanych z różnych substratów, a podczas rocznego okresu ich wzrostu przeprowadzano pomiary biometryczne mające dać informacje na temat kondycji poszczególnych osobników. Wyniki obserwacji z lat 2009–2010 potwierdziły możliwość prowadzenia hodowli badanych gatunków roślin w ściśle określonych warunkach stworzonych sztucznie i są wykorzystywane podczas aklimatyzacji tych gatunków roślin *ex vitro*. **Prace dotyczące udoskonalania metod hodowli *ex situ* gatunków roślin mięsożernych są przeze mnie kontynuowane w aspekcie ich wykorzystania zarówno w celach ochrony czynnej ich populacji poprzez reintrodukcję, jak i wykorzystania materiału roślinnego jako surowca zielarskiego.**

Brałam również udział w pracach badawczych, których celem było udoskonalenie metod inicjacji i rozmnażania rośliny ozdobnej - milinu (*Campsis radicans*) w kulturach tkankowych. Badano wpływ różnych metod odkażania i terminu poboru eksplantatów na czystość inicjowanych kultur oraz wpływ cytokinin zastosowanych w doświadczeniu na wzrost i rozkrzewianie pędów. Stwierdzono, że zakażenia są bardzo istotnym problemem w trakcie inicjacji kultur. Najlepsze rezultaty uprawy tego gatunku uzyskano gdy fragmenty pędów pobierane były w maju, zaraz po rozpoczęciu wegetacji. Stwierdzono też, że wierzchołki pędów lepiej sprawdzają się do założenia kultury tkankowej, w porównaniu do fragmentów węzłowych (Parzymies i in. 2014, zał. 4).

Nabyte, podczas prowadzenia opisanych wyżej badań doświadczenie, pozwoliło mi na podejmowanie kolejnych prac eksperymentalnych, testujących różnorodne metody i procedury inicjacji kultur tkankowych *S. lapponum*. Po odpowiedniej weryfikacji zostały one również wdrożone w praktyce dla *S. myrtilloides* i są stale udoskonalane. **Pierwsze tego typu badania prowadzone w celu ich wykorzystania w ochronie gatunkowej zostały opublikowane w pracy Pogorzelec i in. 2015a (zał. 4).**

4. Biofortyfikacja roślin użytkowych

W kręgu moich zainteresowań naukowych znalazły się również zagadnienia dotyczące biofortyfikacji roślin użytkowych selenem. Doświadczenie opisane w pracy, której jestem współautorem (Hawrylak-Nowak i in. 2015, zał. 4), mające na celu określenie wpływu seleninu i selenianu na *Cucumis sativus*, wykazało, że gatunek ten charakteryzuje się wysoką tolerancją na selen (szczególnie w formie selenianu). Stwierdzono korzystny wpływ niskich stężeń selenu na wzrost roślin. W badaniach tych, oprócz zróżnicowanej bioakumulacji selenu w poszczególnych organach roślinnych w obecności badanych form chemicznych selenu, po aplikacji do podłoża seleninu stwierdzono znaczny wzrost aktywności dehydrogenaz zlokalizowanych w stożkach wzrostu korzeni. Selenin wywierał również wpływ na peroksydację lipidów w tkankach korzeni. Obecność seleninu, w stężeniach przekraczających próg jego toksyczności, wpływała też niekorzystnie na poziom barwników fotosyntetycznych oraz niektóre parametry fluorescencji chlorofilu. Przy wysokich stężeniach selenu notowano także zaburzenia w poziomie makroelementów w częściach nadziemnych, szczególnie potasu, fosforu i siarki siarczanowej, natomiast całkowita zawartość azotu utrzymywała się na stałym poziomie w szerokim zakresie stężeń selenu.

W drugiej pracy (Hawrylak-Nowak i in. 2018, zał. 4) przedstawiony został problem wykorzystania wody traktowanej niskotemperaturową plazmą niskociśnieniową (GPTW) do sporządzania podłoży płynnych w celu zwiększenia skuteczności biofortyfikacji roślin selenem. Wykazano, że w obecności selenu świeża masa pędów roślin rosnących w zróżnicowanych pod względem rodzaju wody (woda niepoddana lub poddana działaniu plazmy) pożywkach nie różniła się, podczas gdy ich sucha masa i powierzchnia liści były wyższe u roślin uprawianych w podłożu sporządzonym na bazie GPTW w porównaniu do warunków kontrolnych. Zastosowanie GPTW do przygotowania pożywki wpływało na znaczne zwiększenie biodostępności jonów Se (w formie Se^{6+}) w porównaniu do standardowego podłoża opartego na wodzie nie poddanej działaniu plazmy. Pomimo wyższej

bioakumulacji selenu w roślinach rosnących w podłożu zawierającym GPTW, fitotoksyczność tego pierwiastka nie uległa zwiększeniu.

Prowadzone przeze mnie badania oraz badania podejmowane we współpracy ze specjalistami różnych dziedzin w zakresie nauk przyrodniczych, ze względu na swoją wielokierunkowość dały mi możliwość szerszego spojrzenia na problematykę biologicznych podstaw ochrony gatunkowej roślin oraz wiedzę niezbędną podczas kierowania zespołami badawczymi w dwóch realizowanych przeze mnie dotychczas projektach.

Uważam, że moja wiedza z zakresu biologii i ekologii oraz doświadczenie w prowadzeniu badań naukowych udokumentowane przedstawionym dorobkiem wraz z przedstawionym powyżej osiągnięciem naukowym upoważniają mnie do ubiegania się o stopień doktora habilitowanego nauk biologicznych w dyscyplinie biologia.

Tabelaryczne zestawienie osiągnięć i realizowanych badań w pracy naukowo-badawczej

Wyszczególnienie	przed doktoratem	po doktoracie	łącznie
Publikacje oryginalne w czasopismach z bazy Journal Citation Raport	-	16	16
Pozostałe prace oryginalne (punkty wg MNiSW)	2	19	21
Liczba abstraktów i streszczeń konferencyjnych	7	24	31
Łączna liczba publikacji	9	59	68
Udział w projektach naukowych (w tym kierowanie projektami)	-	4 (2)	4
Udział w konferencjach krajowych/międzynarodowych (w tym zagranicznych)	7	9/8 (2)	24
Suma punktów MNiSW, zgodnie z rokiem opublikowania	4	403	407
Sumaryczny wskaźnik IF publikacji, zgodnie z rokiem opublikowania	-	12,718	12,718
Sumaryczny wskaźnik IF _{5-letni}	-	14,828	14,828
Liczba cytowań (bez autocytowań) według bazy Web of Science*/ Scopus*	-	53 (40)/76	53 (40)/76
Indeks Hirscha według bazy Web of Science*/Scopus*	-	4/4	4/4

* dane na dzień 15.03.2019 r.

Magdalena Pogorzalec