

mgr inż. Edyta Saran

**FITOCENOTYCZNE I PRZESTRZENNE KRYTERIA
KSZTAŁTOWANIA LEŚNYCH I ZADRZEWIONYCH
WYSP ŚRODOWISKOWYCH W MŁODOGLACJALNYM
KRAJOBRAZIE ROLNICZYM**

**PHYTOCENOTIC AND SPATIAL CRITERIA FORMATING
SMALL FOREST PATCHES IN THE YOUNG GLACIAL
AGRICULTURAL LANDSCAPE**

Rozprawa doktorska

wykonana pod kierunkiem

Promotora dr hab. Renaty Gamrat, prof. ZUT

Promotora pomocniczego dr inż. Elżbiety Duszy-Zwolińskiej

Katedra Kształtowania Środowiska

Szczecin 2022

*Składam serdeczne podziękowania Promotorowi
Pani dr Renacie Gamrat, prof. ZUT
za zaangażowanie, poświęcony czas i cenne rady.*

*Wyrazy wdzięczności dla Promotora pomocniczego
Pani dr inż. Elżbiety Duszy-Zwolińskiej
za wsparcie i ciągłą motywację.*

*Serdeczne podziękowania dla **Pracowników Katedry**
za pomoc i życzliwość w toku studiów doktoranckich.*

Dla Łukasza i Michała

SPIS TREŚCI

STRESZCZENIE	6
SUMMARY	8
1. WSTĘP	11
2. PRZEGLĄD LITERATURY	13
2.1. Krajobraz młodoglacjalny	13
2.2. Krajobraz rolniczy jako typ krajobrazu kulturowego	14
2.3. Leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe – pojęcia i próby określania parametrów kształtujących ich różnorodność fitocenotyczną	17
2.4. Usługi ekosystemowe	27
2.5. Funkcje leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych w aspekcie świadczonych usług ekosystemowych w krajobrazie rolniczym	29
3. CHARAKTERYSTYKA OBSZARU BADAŃ	31
3.1. Ukształtowanie i budowa geomorfologiczna badanych mezoregionów	31
3.2. Uwarunkowania przyrodnicze badanych mezoregionów	35
4. MATERIAŁ I METODYKA BADAŃ.....	41
4.1. Zmiany pokrycia terenu płatami leśnymi i zadrzewionymi.....	41
4.2. Trwałość badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych w krajobrazie	42
4.3. Geneza badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych	43
4.4. Badania terenowe	44
4.5. Fitocenotyczne cechy badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych.....	46
4.6. Przestrzenne cechy płatów leśnych i zadrzewionych oraz badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych	47
4.7. Potencjał badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych do świadczenia usług ekosystemowych.....	50
4.8. Analizy statystyczne.....	54
5. WYNIKI.....	55
5.1. Zmiany pokrycia terenu płatami leśnymi i zadrzewionymi.....	55
5.2. Trwałość badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych	62

5.3. Geneza badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych	62
5.4. Charakterystyka flory badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych	66
5.5. Fitocenotyczne cechy badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych.....	69
5.6. Charakterystyki przestrzenne badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych	77
5.7. Wpływ charakterystyk przestrzennych na parametry fitocenotyczne badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych.....	81
5.7.1. Związek pomiędzy charakterystykami przestrzennymi, a fitocenotycznymi badanych SFP – analiza korelacji.....	81
5.7.2. Związek pomiędzy charakterystykami przestrzennymi, a fitocenotycznymi badanych SFP – analiza regresji krokowej postępującej	85
5.7.3. Geneza i trwałość badanych SFP w krajobrazie, a charakterystyki fitocenotyczne.	90
5.8. Potencjał badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych do świadczenia usług ekosystemowych	95
6. DYSKUSJA	102
6.1. Kształtowanie się obszarów leśnych i zadrzewionych – związek pomiędzy wiekiem SFP, a bogactwem gatunkowym	105
6.2. Geneza badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych jako czynnik kształtowania bogactwa gatunkowego.....	106
6.3. Wpływ charakterystyk przestrzennych badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych na bogactwo gatunkowe.....	108
6.4. Potencjał świadczenia usług ekosystemowych przez badane leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe.....	111
6.5. Potencjał badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych do świadczenia usług ekosystemowych w ujęciu aplikacyjnym.....	120
7. WNIOSKI.....	123
8. BIBLIOGRAFIA	126
8.1. Artykuły i inne opracowania	126
8.2. Akty prawne.....	145
8.3. Mapy analogowe i numeryczne bazy danych	145
9. SPIS RYSUNKÓW	146
10. SPIS TABEL	147
11. SPIS SKRÓTÓW	148

Streszczenie

Długotrwała fragmentacja wielkoobszarowych płątów leśnych, spowodowana głównie intensywnym użytkowaniem gruntów na cele rolne, spowodowała, że w krajobrazie kulturowym przeważają małe leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe (tzw. *small forest patches* – SFP) będące często jedynymi ostojami bioróżnorodności na tych obszarach. Pomimo powierzchni często sięgającej kilku hektarów, funkcjonują w krajobrazie jako bank nasion, w tym dla gatunków leśnych i gatunków wskaźnikowych starych lasów. Obecność tych drugich może świadczyć o długim i nieprzerwanym istnieniu w danym miejscu siedliska leśnego oraz może wskazywać na pierwotne pochodzenie SFP.

Zgodnie z biogeograficzną teorią wysp, na bogactwo gatunkowe roślin SFP mają wpływ dwie charakterystyki przestrzenne – powierzchnia i ich izolacja w krajobrazie. Analizuje się również inne cechy wysp, które mogłyby świadczyć o ich różnorodności gatunkowej, m.in. ich kształt, trwałość w krajobrazie oraz pochodzenie (geneza). Te niewielkie obiekty osadzone w krajobrazie rolniczym stanowią źródło wielu usług ekosystemowych (ES), będących zbiorem dóbr i materiałów użytecznych społecznie.

Głównym celem pracy było określenie parametrów fitocenotycznych i przestrzennych 200 leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych usytuowanych w młodoglacjalnym krajobrazie rolniczym dwóch mezoregionów Pomorza Zachodniego: Równiny Pyrzycko-Stargardzkiej (RP-S) i Równiny Nowogardzkiej (RN). Przeanalizowano także wpływ wskaźników przestrzennych (powierzchnia, izolacja, kształt) na różnorodność gatunkową roślin. Na podstawie analizy map historycznych, określono zmiany lesistości na RP-S i RN pomiędzy XIX w. a XXI w., co umożliwiło dodatkowo wyznaczenie trwałości badanych SFP w krajobrazie rolniczym. Analiza dostępnych materiałów kartograficznych, pozwoliła na wytypowanie czynników naturalnych determinujących obecność badanych SFP w krajobrazie RP-S i RN. Kolejnym celem pracy była ocena występowania gatunków wskaźnikowych starych lasów badanych leśnych i wysp środowiskowych, której dokonano na podstawie przeprowadzonych badań terenowych (florystyczno-fitosocjologicznych) w latach 2016-2019. Kończącym etapem prac była ocena potencjału świadczenia usług ekosystemowych przez badane SFP, w oparciu o dziewięć świadczeń ekosystemowych, których wartość wyliczono lub oszacowano na podstawie dziewięciu wskaźników.

Przeprowadzone badania wykazały, że w okresie pomiędzy XIX w., a XXI w. nastąpił wzrost lesistości na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej i Równinie Nowogardzkiej

o ok. 10% i 4%, odpowiednio. Podczas gdy liczba płatów leśnych i zadrzewionych wzrosły (o 506 i 3 469, odpowiednio), ich średnia powierzchnia zmniejszyła się (z 19,78 ha do 9,87 ha i z 32,55 ha do 7,77 ha, odpowiednio). Wykazano, że badane leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe o dużej trwałości w krajobrazie (> 66 lat) są siedliskiem dla większej liczby gatunków roślin. Jednak na RP-S przeważały wyspy środowiskowe o małej trwałości (< 32 lat; 67 SFP), zaś na RN – o średniej trwałości (33-66 lat; 61 SFP). Badane leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe, których geneza związana była z niekorzystnym ukształtowaniem terenu (H) oraz występowaniem słabych gleb (S) charakteryzowały się nieco wyższym ogólnym bogactwem gatunkowym roślin (27, 27, odpowiednio) w odniesieniu do SFP powstałych na skutek nadmiernego uwilgotnienia terenu (W – 24).

Ustalono, że wraz ze wzrostem powierzchni badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych wzrasta ogólne bogactwo gatunkowe roślin ($R = 0,4433^{***}$). Im mniejsza izolacja SFP w krajobrazie (I) tym większa liczba gatunków w wyspie ($R = -0,4375^{***}$). Wyniki te potwierdzają jedno z głównych założeń biogeograficznej teorii wysp. Nie stwierdzono jednoznacznie, iż kształt SFP ma istotny wpływ na analizowane parametry fitocenotyczne badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych, co może wynikać z ich małego zróżnicowania. Jednak jeden z analizowanych wskaźników kształtu (CIRCLE) wykazał, że bardziej wydłużony kształt SFP ogranicza występowanie gatunków leśnych ($R = -0,1613^*$) i wskaźnikowych starych lasów ($R = -0,1460^*$) we wnętrzu badanych wysp środowiskowych. Wykonane analizy wskazały również, że strefa wnętrza (interior, I) badanych SFP różniła się istotnie od strefy zewnętrznej (ekotonu, E) większą liczbą gatunków wskaźnikowych starych lasów ($p < 0,0001^*$). Podobną zależność ustalono także między interiorami na badanych równinach ($p < 0,0001^*$), z przewagą tych gatunków na RN.

W oparciu o dokonaną ocenę potencjału do świadczenia usług ekosystemowych przez SFP stwierdzono, że wzrasta on wraz z powierzchnią ($R = 0,3654$), wiekiem ($R = 0,3463$) oraz zmniejszeniem stopnia izolacji ($R = -0,4902$) wyspy. Najwyższy potencjał miały wyspy o powierzchni powyżej 1 ha, w wieku 33-66 lat oraz usytuowane w niedalekiej odległości od innych wysp tego samego typu.

Zrealizowane badania wskazują, że zachowanie leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych podyktowane jest koniecznością utrzymania bioróżnorodności w monotonnym krajobrazie rolniczym, a ich funkcjonowanie powinno być regulowane w dokumentach strategicznych gmin. Wydaje się zatem koniecznym kontynuowanie

badań nad SFP, ze względu na pełnione przez nie funkcje oraz ich potencjał do świadczenia usług ekosystemowych (ES).

słowa kluczowe: krajobraz rolniczy, wyspy środowiskowe, SFP, różnorodność gatunkowa roślin, biogeograficzna teoria wysp, usługi ekosystemowe

Summary

Long-term fragmentation of large-scale forest patches, caused mainly by intensive use of land for agricultural purposes, resulted in the fact that the cultural landscape is dominated by small forested and wooded environmental islands (the so-called small forest patches – SFP), which are often the only refuges for biodiversity conservation in these areas. Despite of the fact, that their area often reach several hectares, they operate in the landscape as a seed bank, including for forest species and indicator species of old forests. The presence of the latter may indicate a long and uninterrupted existence of a forest habitat in a given place and can point the primary origin of SFP.

According to the theory of island biogeography, plant species richness of SFP is affected by two spatial characteristics – their area and degree of isolation in the landscape. Other features of the SFP that could influence their species diversity are also analyzed, including their shape, continuity in the landscape and origin. These small objects embedded in the agricultural landscape are the source of many ecosystem services (ES), which are a set of goods and materials useful for society.

The aim of the study was to determine the phytocoenotic and spatial parameters of 200 forest and wooded environmental islands embedded in the young-glacial agricultural landscape of two mesoregions of Western Pomerania: the Pyrzycko-Stargard Plain (RP-S) and the Nowogard Plain (RN). The influence of spatial characteristics (area, isolation, shape) on plant species diversity was also analyzed. Based on the analysis of historical maps, the changes in forest cover on the RP-S and RN between the 19th and 21st centuries were determined, which additionally made it possible to mark out the continuity of the studied SFPs in the agricultural landscape. The analysis of the available cartographic materials enabled the selection of natural factors determining the presence of the studied SFPs in the landscape of the RP-S and RN. Another purpose of the study was to assess the occurrence of indicator species of old forests in the studied SFPs, which was carried out

on the basis of field studies (floristic and phytosociological) carried out in 2016-2019. The final stage of the work was the assessment of the potential for the provision of ecosystem services by the given SFPs, based on nine ecosystem services, the value of which was calculated or estimated on the basis of nine indicators.

The conducted research showed that in the period between the 19th and 21st centuries there was an increase in forest cover in the Pyrzycko-Stargardzka Plain and the Nowogard Plain by approx. 10% and 4%, respectively. While the number of forest and wooded patches increased (by 506 and 3 469, respectively), their average area decreased (from 19,78 ha to 9,87 ha and from 32,55 ha to 7,77 ha, respectively). It was shown that the studied SFPs with high continuity in the landscape (> 66 years) are a habitat for a greater number of plant species. However, in RP-S environmental islands of low persistence (<32 years; 67 SFP) prevailed, and in RN – of medium persistence (33-66 years; 61 SFP). The studied forest and wooded environmental islands, the genesis of which was related to the unfavorable topography (H) and the presence of poor soils (S), were characterized by a slightly higher overall species richness of plants (27, 27, respectively) compared to SFP resulting from excessive land moisture (W – 24).

It was found that with the increase in the area of the studied forest and wooded environmental islands, the overall richness of plant species increases ($R = 0.4433$ ***). The lower the isolation of SFP in the landscape (I), the greater the number of species in the island ($R = -0.4375$ ***). These results confirm one of the main tenets of the biogeographic theory of islands. It has not been unequivocally stated that the shape of the SFP has a significant impact on the analyzed phytocoenotic parameters of the studied environmental forest and wooded islands, which may result from their low diversity. However, one of the analyzed shape indices (*CIRCLE*) showed that the more elongated shape of the SFP limits the occurrence of forest species ($R = -0.1613$ *) and old forest indicator species ($R = -0.1460$ *) in the interior of the studied SFPs. The analyses also showed that the inner zone (I) of the studied SFP differed significantly from the outer zone (ecotone, E) by a greater number of indicator species of old forests ($p < 0.0001$ *). A similar relationship was also established between the interiors in the studied mesoregions ($p < 0.0001$ *), with the predominance of these species in the RN.

Based on the assessment of the potential for the provision of ecosystem services by SFP, it was found that it increases with the area ($R = 0,3654$), age ($R = 0,3463$) and the decrease in the degree of isolation ($R = -0.4902$) of the island. The SFPs with an area of more than

1 ha, aged 33-66 years, and located in the vicinity of other islands of the same type had the greatest potential.

The conducted research shows that the preservation of forest and wooded environmental islands is dictated by the need to maintain biodiversity in a monotonous agricultural landscape, and their functioning should be regulated in strategic documents of communes. Therefore, it seems necessary to continue research on SFP, due to their functions and their potential to provide ecosystem services (ES).

key words: agricultural landscape, environmental islands, SFP, plant species diversity, The Theory of Island Biogeography, ecosystem services

1. Wstęp

Ukształtowane i wykorzystywane przez człowieka krajobrazy rolnicze wyróżniają się na tle innych typów krajobrazów pod względem struktury przestrzennej oraz specyfiki flory. Zwiększające się areale upraw i chemizacja rolnictwa przyczyniają się do zmniejszenia różnorodności gatunkowej roślin, a niszczenie śródpolnych enklaw bioróżnorodności skutkuje zaburzeniami w sieci powiązań ekologicznych (Marks i Markowski, 2012; Lavrov i in., 2021; Pungar i in., 2021; Tiang i in., 2021). W utrzymaniu różnorodności fitocenotycznej obszarów rolnych ważną rolę odgrywają środowiska marginalne, czyli zbiorowiska roślinności o różnym charakterze (łąkowym, zaroślowym, leśnym), wykształcające się często w formie małych obiektów przestrzennych (Olaczek, 1990; Kucharski 1994; Orłowski, 2004; Kucharski i Chmielecki, 2021). Zgodnie z biogeograficzną teorią wysp, definiowane są one jako izolowane i otoczone przez odmienne ekosystemy płaty środowiska, które często przyjmują formę leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych (MacArthur i Wilson, 1967; Richling, 2004; Takkis i in., 2018). Ich różnorodność gatunkowa, w postaci drzew, krzewów oraz roślin zielnych, w tym gatunków wskaźnikowych starych lasów, sprawia, że są to trwałe i cenne obiekty w monotonnym krajobrazie rolniczym (Dzwonko, 2015).

W ramach badań nad leśnymi i zadrzewionymi wyspami środowiskowymi używa się często pojęcia „small forest patches” (SFP), które może być tłumaczone jako mała wyspa środowiskowa powstała na skutek fragmentacji krajobrazu (Wulf i Kolk, 2014; Fahrig, 2020). Wyspy te obejmowane są licznymi badaniami, których celem jest określenie odpowiednich parametrów kształtujących ich różnorodność fitocenotyczną (Jacquemyn i in., 2001; Lindenmayer, 2019). W literaturze przedmiotu spotyka się także podejście do SFP w oparciu o możliwości świadczenia przez nie usług ekosystemowych (ES), głównie jako źródeł dóbr i materiałów użytecznych społecznie. Umożliwia to ocenę ich roli i funkcji w krajobrazie rolniczym (Mitchell i in., 2014; Valdés i in., 2019; Affek i in., 2021; Kowalska i in., 2021).

W dysertacji badaniami objęto leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe (SFP) stanowiące ważny element kształtujący różnorodność fitocenotyczną młodogłacjalnego krajobrazu rolniczego Równiny Pyrzycko-Stargardzkiej i Równiny Nowogardzkiej. W pracy postawiono następujące hipotezy badawcze:

1. Żyzne gleby, a tym samym intensywna gospodarka rolna na terenach Równiny Pyrzycko-Stargardzkiej (RP-S) spowoduje, że lesistość oraz ogólna liczba płatów

leśnych i zadrzewionych będzie znacznie mniejsza niż na Równinie Nowogardzkiej (RN).

2. Trwałość badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych (tzw. SFP) w krajobrazie RP-S i RN, będzie sprzyjać różnorodności gatunkowej roślin.
3. Czynniki naturalne, takie jak słaba jakość gleby, nadmierne uwilgotnienie i niekorzystna hipsometria terenu, będą miały zróżnicowany wpływ na bogactwo gatunkowe SFP.
4. Wzrost powierzchni badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych oraz ich mniejsza izolacja będzie sprzyjała różnorodności gatunkowej roślin.
5. Ogólne bogactwo gatunkowe roślin leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych będzie zróżnicowane w zależności od kształtu SFP.
6. Strefa wewnętrzna (interior) SFP będzie charakteryzowała się większą liczbą gatunków wskaźnikowych starych lasów niż strefa zewnętrzna (ekoton).
7. Leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe będą świadczyć szereg usług ekosystemowych, zależnych od bogactwa gatunkowego roślin i ich charakterystyk przestrzennych.

Głównym celem pracy jest określenie parametrów fitocenotycznych i przestrzennych badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych usytuowanych w młodogłacjalnym krajobrazie rolniczym Równiny Pырzycko-Stargardzkiej (RP-S) i Równiny Nowogardzkiej (RN). Przeanalizowano także wpływ wskaźników przestrzennych (powierzchnia, izolacja, kształt) na różnorodność gatunkową roślin.

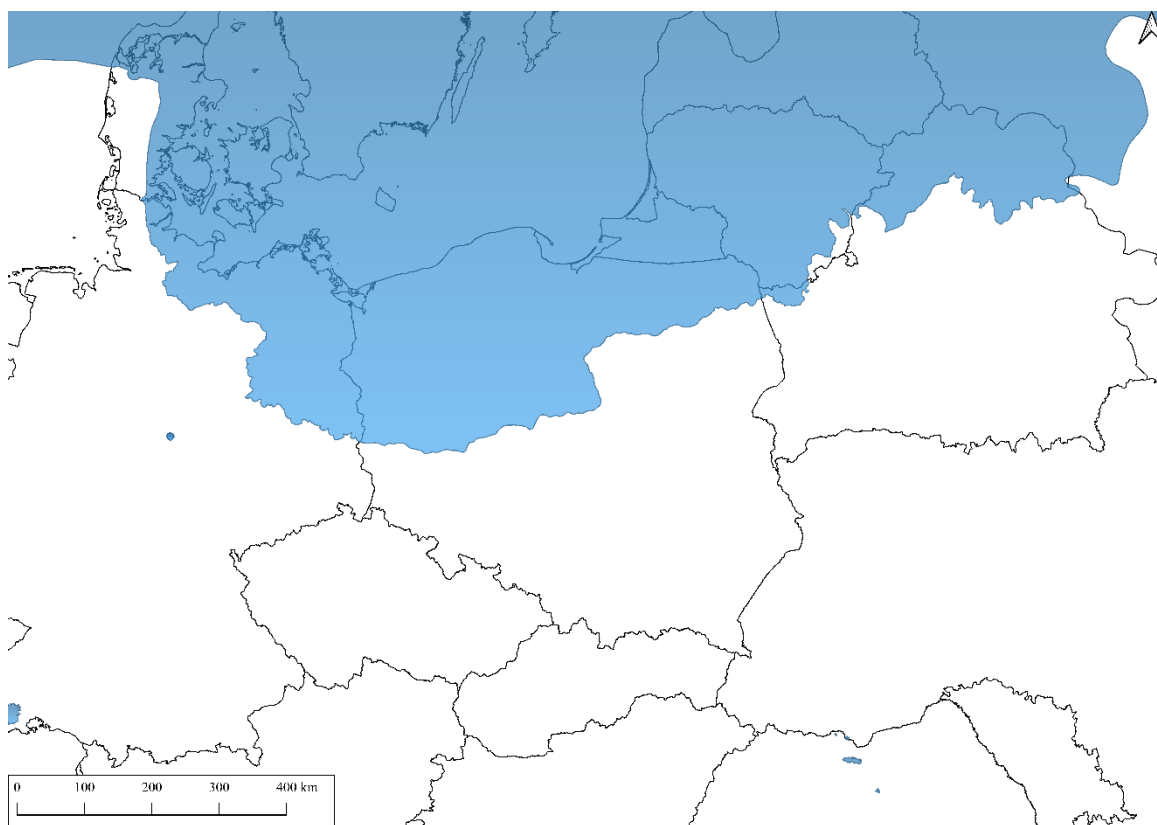
Szczegółowymi celami niniejszego opracowania są:

- określenie i ocena lesistości na RP-S i RN pomiędzy XIX w. a XXI w;
- określenie trwałości badanych SFP w młodogłacjalnym krajobrazie rolniczym;
- określenie genezy badanych SFP;
- ocena występowania gatunków wskaźnikowych starych lasów badanych SFP;
- ocena możliwości świadczenia usług ekosystemowych przez badane SFP.

2. Przegląd literatury

2.1. Krajobraz młodoglacjalny

Krajobraz polodowcowy charakterystyczny dla państw półkuli północnej, w tym Polski, jest morfogenetycznie związany z wystąpieniem ostatniego zlodowacenia, jakie miało miejsce na tym obszarze (rys. 1). Ukształtowanie tego terenu jest wynikiem obecności pokrywy lodowej skandynawskiego zlodowacenia północnopolskiego (*Weichselian glaciation*), zwanym również w Polsce zlodowaceniem Wisły. Szacuje się, że ruch (posuwanie się i cofanie) ostatniego lądolodu miało miejsce w Europie 25-10 tys. lat temu. W Polsce ostatni okres lodowcowy występował około 20 tys. lat temu (Kleiber i in., 2000; Svendsen i in., 2004; Becker i in., 2015; Affek i in., 2019).



Rysunek 1. Zasięg ostatniego zlodowacenia obejmujący północną część Polski (opracowanie własne na podstawie Becker i in., 2015)

Konsekwencją procesów morfogenetycznych, które wpłynęły na krajobraz polodowcowy, jest ukształtowanie terenu, stanowiące obecną rzeźbę o specyficznych cechach litologicznych. Teren młodoglacjalny zbudowany jest głównie ze skał osadowych pochodzenia glacialnego i wodnolodowcowego (gliny zwałowe, piaski wodnolodowcowe,

ły), które z litologicznego punktu widzenia tworzą swoistą mozaikę przestrzenną (Kostrzewski i in., 2008a; Affek i in., 2019).

Dominującymi typami krajobrazu naturalnego strefy młodogłacialnej są tereny nizinne: równinne, faliste, pagórkowate i wzgórzowe rozdzielane dolinami i obniżeniami. Do podstawowych typów krajobrazów, w ujęciu genetycznym, zalicza się: pojezierza, wysoczyzny morenowe i równiny sandrowe. Obszar młodogłacialny charakteryzuje się pasowością rozmieszczenia form krajobrazowych, osadów i współczesnych procesów morfogenetycznych. Granice między nimi związane są z przebiegiem kolejnych faz zlodowacenia Wisły (Kostrzewski i in., 2008a; Niewiarowski i Kot, 2010).

Ze względu na krótki okres oddziaływania procesów egzogenicznych (wietrzenia, erozji i denudacji) formy terenu w krajobrazie młodogłacialnym są dobrze zachowane morfologicznie w układzie przestrzennym, tworząc zróżnicowaną mozaikę elementów zarówno erozyjnych, jak i akumulacyjnych. Pod względem topografii krajobraz polodowcowy zaliczany jest do nizinnych, choć fragmenty, zwłaszcza moreny czołowe ostatnich faz zlodowacenia, przekraczają wysokość od 200 do 300 m n.p.m. Cechami odróżniającymi strefę młodogłacialną od starogłacialnej są: różnorodność hipsometryczna, złożona sieć dolin oraz rynien poglacialnych i zagłębień bezodpływowych. Charakterystycznymi strukturami przestrzennymi dla młodogłacialu są pagórki i pasy moreny czołowej ze znacznymi deniwelacjami. Krajobraz ten cechują również rozległe pofałdowane obszary wysoczyzn moren dennych, równiny sandrowe, wzgórz kemowe, ozy, bębny i głęboko wcięte kanały subglacialne i wypełnione wodą zagłębienia tworzące gęstą sieć jezior (Kostrzewski i in., 2008b; Affek i in., 2019; Pieńkowski i in., 2019).

Współczesna rzeźba terenu obszaru młodogłacialnego kształtowana jest przede wszystkim denudacją chemiczną, erozją i akumulacją wód spływających po powierzchniach równinnych i stokowych. Istotne znaczenie ma też intensywna erozja wgłębna w górnych biegach rzek, procesy nadbudowywania równin zalewowych, erozja boczna w dolnych biegach rzek oraz procesy wywołane przez działalność człowieka (Kostrzewski i in., 2008a).

2.2. Krajobraz rolniczy jako typ krajobrazu kulturowego

W literaturze funkcjonuje wiele definicji krajobrazu podlegające ciągłej dyskusji (Degórski, 2005). Ma to wpływ na powstawanie innych podejść w kontekście zarówno przedmiotowym krajobrazu jak i jego różnorodności i typologii. Jedną z funkcjonujących

definicji jest przedstawienie krajobrazu w ujęciu wizualnym, którą przedstawiła Europejska Konwencja Krajobrazowa (2000), tj.: „obszar, postrzegany przez ludzi, którego charakter jest wynikiem działania i interakcji czynników przyrodniczych i/lub ludzkich”. Istotnym zapisem tej Konwencji jest odniesienie się do krajobrazu jako ważnego składnika jakości życia ludzi: na obszarach miejskich, rolniczych, o wysokim stopniu degradacji (Chmielewski i in., 2015; Myga-Piątek i Nita, 2015; Degórski, 2016a). Krajobraz jest zatem zewnętrznym wyrazem stanu środowiska przyrodniczego, który poddawany jest ciągłym przemianom (Marks i Markowski, 2012).

W naukach przyrodniczych krajobraz definiowany jest jako część epigeosfery, stanowiący złożony przestrzennie geokompleks lub jako heterogenny fragment terenu, złożony z powiązanych wzajemnie ekosystemów (Forman i Godron, 1986; Koreleski, 2009; Symonides, 2010; Talento i in., 2019).

Krajobraz w rozumieniu geograficznym jest elementem środowiska składającym się z płątów, korytarzy oraz tła krajobrazowego. Korytarze to pas terenu różniący się od otaczającego go tła, łączący ze sobą poszczególne płyty zmniejszając dzięki temu ich stopień izolacji oraz ułatwiający rozprzestrzenianie się nasion (Symonides, 2010; Kiryluk, 2017; Tiang i in., 2021). Funkcjonowanie i kształt krajobrazu (jego biotycznej części), zależy zatem od liczby korytarzy – im więcej połączeń, tym większa możliwość migracji organizmów. Korytarze stanowią także siedliska dla specyficznych gatunków roślin oraz urozmaicają krajobraz pod względem wizualnym (Richling, 2004; Solon, 2004; Lee i in., 2014; Zhang i Song, 2020).

Tło krajobrazowe może stanowić siedlisko dla niektórych rodzimych gatunków roślin i umożliwiać im zasiedlanie płątów istniejącymi korytarzami (Ricketts, 2001; Fisher i Lindenmayer, 2007; Supuka i in., 2013; Buffa i in., 2018). Matrix definiuje się również jako zbiór obszarów niesiedliskowych lub takich, gdzie pierwotne siedlisko zostało już zmodyfikowane, tracąc jakość lub zdolność do bytowania określonych gatunków. Warunki panujące w matrycy determinują zakres czynników środowiskowych, które z kolei modelują strukturę oraz procesy zachodzące w danym płacie. Rodzaj i jakość tła krajobrazowego ma zasadnicze znaczenie w określaniu ilościowości i składu gatunkowego roślin wysp środowiskowych (Ewers i Didham, 2006; Tavares i in., 2019).

Definicja prawna wskazuje natomiast, że krajobraz to „postrzegana przez ludzi przestrzeń, zawierająca elementy przyrodnicze lub wytwory cywilizacji, ukształtowana w wyniku działania czynników naturalnych lub działalności człowieka” (Dz.U., 2015). Można zatem stwierdzić, że krajobraz stanowią trzy płaszczyzny przestrzenne: abiotyczna,

biotyczna i społeczna (Richling i Solon 2011; Chmielewski i in., 2015; Degórski, 2016b; Solon i in., 2017) obejmujące:

- zbiór obiektów fizycznych oraz ich powiązań i konfiguracji (abiotycznych, biotycznych, antropogenicznych), o danej jakości (składzie fizycznym, chemicznym i biologicznym) i formie (rzeźbie i teksturze);
- system powiązanych ze sobą procesów: ekologicznych, eolicznych, geomorfologicznych, hydrologicznych, biogeochemicznych, ekonomicznych, społecznych i innych;
- zestaw bodźców wpływających na zmysły człowieka (wzrok, słuch, węch), w szczególności widoki i panoramy o określonych wartościach i walorach estetycznych;
- zbiór potencjałów (wartości) przyrodniczych, społecznych, ekonomicznych, materialnych, duchowych, historycznych, fizjonomicznych, estetycznych i symbolicznych;
- system świadczący usługi ekosystemowe dla szeregu grup użytkowników.

Aktualnie obowiązująca klasyfikacja krajobrazów wyróżnia 3 grupy krajobrazów różniące się stopniem przekształceń antropogenicznych (Chmielewski in., 2015):

- krajobrazy przyrodnicze, bardzo często ekstensywnie kulturowo użytkowane przez człowieka; ich funkcjonowanie oparte jest na działaniach procesów naturalnych, jedynie w różnym stopniu modyfikowanych przez działalność człowieka;
- krajobrazy przyrodniczo-kulturowe będące wynikiem współdziałania procesów naturalnych oraz celowych zmian form pokrycia terenu i struktury przestrzennej w wyniku działalności człowieka;
- krajobrazy kulturowe, w których struktura i funkcja są w pełni ukształtowane przez działalność ludzką.

Krajobraz rolniczy, będący jednym z typów krajobrazu kulturowego, to system przyrodniczy, ukształtowany i użytkowany przez człowieka, którego równowaga wewnętrzna podtrzymywana jest przez celowe zabiegi antropogeniczne (Richling i Solon, 2011; Tryjanowski i in., 2011; Lavrov i in., 2021).

Według aktualnej typologii krajobrazów Polski, obszary rolnicze należą do grupy krajobrazów kulturowych, które ukształtowane zostały w wyniku wspólnego działania procesów naturalnych oraz świadomej modyfikacji form pokrycia terenu i struktury przestrzennej przez człowieka (Chmielewski i in., 2015). Krajobraz rolniczy będący

rezultatem trwających od wieków przekształceń środowiska naturalnego, prezentuje współzależności między procesami zachodzącymi w przyrodzie, a jego materialnymi elementami – naturalnymi i antropogenicznymi. Powiązania te zachodzą w danej przestrzeni geograficznej, która pod ich wpływem nabiera kształtu, wymiaru i charakteru (Kizos i Vlahos, 2012; Marks i Markowski, 2012; Tavares i in., 2019).

Krajobraz rolniczy dominuje na terenie Polski oraz w większości krajów europejskich (Ryszkowski, 2004; Rosin in., 2011; Tryjanowski i in., 2011; van der Zanden, 2016; Slámová i in., 2021). Użytki rolne stanowią ok. 47% powierzchni Polski (GUS, 2020). Jest to najintensywniej przekształcany obszar, w konsekwencji czego, krajobraz tworzony jest przez mozaikę ekosystemów zróżnicowanych pod względem: wielkości, rodzaju upraw i czasu ich trwania, składu gatunkowego zbiorowisk roślinnych, sposobu zagospodarowania i użytkowania plonu oraz ich przestrzennym rozmieszczeniem (Stoate i in., 2001; Landis, 2017). W krajobrazie rolniczym występują obszary intensywnie użytkowane, jak i te niezwiązane z produkcją rolniczą, często stanowiące płyty zbiorowisk seminarialnych (Symonides, 2010; Kiryłuk, 2017). Różnorodność struktury przestrzennej terenów rolniczych sprawia, iż coraz częściej są one postrzegane nie tylko jako miejsce produkcji żywności, ale także jako obszary o dużym znaczeniu przyrodniczym, będącym ostoją wielu gatunków roślin i ekosystemowej różnorodności (Fisher i Lindenmayer, 2007; Supuka i in., 2013; Kowalska i in., 2021).

W krajobrazie rolniczym występują, poza polami uprawnymi, płyty leśne, trwałe użytki zielone, oczka wodne oraz różnego typu zadrzewienia. Elementy te często stanowią małopowierzchniowe obiekty przyrodnicze, mające istotny wpływ na bioróżnorodność oraz powiązania ekologiczne w krajobrazie, poprzez zwiększenie jego atrakcyjności, stabilności i produktywności. Są to obszary wyłączone spod produkcji rolnej, odgrywające istotną rolę dla zachowania bogactwa gatunkowego tych obszarów (Symonides, 2010; Sobieraj-Betlińska i Banaszak, 2017; Gamrat i in., 2017; Kucharski i Chmielecki, 2021).

2.3. Leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe – pojęcia i próby określania parametrów kształtujących ich różnorodność fitocenotyczną

Termin „wyspa środowiskowa” określa izolowany i otoczony przez odmienne ekosystemy płat środowiska (Symonides, 2010; Pieńkowski i Podlasiński, 2017; Sobieraj-Betlińska i Banaszak, 2017). Definicja ta powstała w oparciu o tzw. „biogeograficzną

teorię wysp” (MacArthur i Wilson, 1967). Koncepcja ta odnosi się do czynników kształtujących faunę wysp oceanicznych, której bogactwo gatunkowe uwarunkowane jest zanikaniem starych i wnikaniem nowych taksonów. Zgodnie z tą teorią liczba gatunków zasiedlających wyspę jest wypadkową tempa jej kolonizacji i szybkości ekstynkcji gatunków, którym nie udało się utrzymać w nowym środowisku. Pierwsze z nich zależy od odległości wyspy od źródeł gatunków kolonizujących (tj. od bliskości innej zasiedlonej wyspy – izolacja), a drugie przede wszystkim od wielkości wyspy (Głowaciński, 2004; Chmielewski i Chmielewski, 2015). Autorzy ci założyli, że wraz ze spadkiem powierzchni siedlisk maleć będzie bioróżnorodność, natomiast wzrośnie ich izolacja mająca negatywny wpływ na rozprzestrzenianie się roślin. Zgodnie z biogeograficzną teorią wysp, powierzchnia jest podstawowym parametrem fizycznym pozytywnie wpływającym na bioróżnorodność danego obiektu. Jednakże nadal nie stwierdzono jednoznacznie w jakim stopniu wzrost powierzchni płata lub liczby siedlisk w płacie ma wpływ na liczebność i różnorodność występujących w nim gatunków roślin (Kattan i Murcia, 2003; Saran i in., 2019).

Poszukuje się także innych, poza wielkością i izolacją, parametrów wysp środowiskowych, które mogłyby decydować o ich ekologicznych właściwościach, zwracając uwagę na ich zewnętrzne uwarunkowania. W ramach analiz krajobrazowo-przyrodniczych bada się, czy kształt płata (Honnay i in., 1999a; Petit i in., 2004; de Sanctis i in., 2010; Buffa i in., 2018), jego wiek (Jacquemyn i in., 2001a; Verheyen i in., 2004; Hérault i Honnay, 2005), właściwości ekotonu (Vallet i in., 2010) oraz uwarunkowania siedliskowe (Dumortier i in., 2002; Kolb i Diekmann, 2004) mogą mieć istotny wpływ na różnorodność biologiczną danego obiektu. Obecnie nadal uważa się stale malejącą powierzchnię oraz izolację za główne czynniki kształtowania bioróżnorodności wysp środowiskowych (Hill i Curran, 2003; Haddad i in., 2015; Singh i in., 2021).

Izolacja obejmuje wszystkie formy odległości i miary łączności między płatami siedlisk leśnych (Prugh i in., 2008), od prostych euklidesowych miar, po wskaźniki złożone, które uwzględniają bliskość i powierzchnię otaczających je płatów (Humphrey i in., 2014). W celu określenia wskaźnika izolacji stosuje się szereg miar, które uwzględniają wielkość danej wyspy środowiskowej oraz odległość płata od najbliższego położonego obiektu tego samego typu. Do najczęściej wykorzystywanych miar izolacji zalicza się takie wskaźniki jak: *proximity index (PROX)* (Gustafson i Parker, 1994; Wang i in., 2014; Roman i Gafta, 2013; Carrié i in., 2017), *connectivity* (Hérault i Honnay, 2005; Kolb i Diekman, 2004; Linnell i Lesmeister, 2019; Spanowicz i Jaeger, 2019), odległość

do najbliższego sąsiada (*ENN, Euclidian Nearest Neighbour*) (Magle i in., 2009; Wang i in., 2014; Palmero-Iniesta i in., 2020) i wskaźnik uwzględniający dodatkowo dominujące tło krajobrazowe w sąsiedztwie badanych obiektów (Pieńkowski i Podlasiński, 2017).

Wyspy środowiskowe mogą przyjmować różne formy, głównie są to lasy i zadrzewienia lub trwałe użytki zielone położone wśród pól, a także jeziora i oczka wodne w obrębie kompleksów leśnych czy pól (Honnay i in., 1999a; Bratli i in., 2006; Zulka i in., 2014). W krajobrazie rolniczym wyspy środowiskowe znajdują się często na terenach podmokłych lub stromych zboczach, których uprawa jest utrudniona. Z przyrodniczego punktu widzenia stanowią one punkty przystankowe (tzw. „stepping stones”), które poprawiają łączność, są źródłem zasobów i umożliwiają bezpieczne przemieszczanie się organizmom w krajobrazie rolniczym (Celka, 2002; Krasicka-Korczyńska i Borzych, 2002; Bennet, 2003; Pieńkowski i in., 2019).

Spośród cennych obiektów występujących w monotonnym krajobrazie rolniczym zadrzewienia śródpolne oraz płyty leśne wyróżniają się w strukturze przestrzennej terenu ze względu na rozbudowany układ pionowy roślinności, tworząc odrębne ekosystemy.

Istnieje wiele określeń dla leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych w krajobrazie rolniczym, które opierają się na różnych podejściach badawczych (strukturalnych, przestrzennych lub funkcjonalnych): pasy zadrzewień, wiatrochrony, drzewa krajobrazowe, strefy buforowe, wyspy siedliskowe, czy lasy śródpolne. Do zbioru leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych zalicza się również grupy drzew polnych lub małe lasy odizolowane w krajobrazie rolniczym, niewielkie zadrzewienia (kępy drzew), aleje przydrożne, parki wiejskie oraz lasy gospodarcze (głównie monokultury). Obiekty te otoczone są polami uprawnymi i niejednokrotnie odgrywają kluczową rolę w ochronie bioróżnorodności na gruntach rolnych (Zajączkowski i in., 2001; Kujawa, 2009; Zajączkowski i Zajączkowski, 2009; Dzwonko, 2019; Müller i in., 2020).

Leśne lub zadrzewione wyspy środowiskowe w krajobrazie rolniczym określane są również mianem zadrzewień śródpolnych. Zajączkowski (1982) w całościowym ujęciu tematyki zadrzewień, zwrócił szczególną uwagę na ich aspekt ekologiczno-krajobrazowy. Zdefiniował je jako „drzewa i krzewy rozproszone w krajobrazie rolniczym, rosnące w grupach, rzędach, pasach lub jako pojedyncze osobniki, nie tworzące zbiorowisk leśnych, z gruntem, który pokrywają oraz innymi składnikami roślinności”. Zadrzewienia stanowią wielofunkcyjny czynnik kształtowania krajobrazu oraz pełnią szereg funkcji, m. in.: przeciwwietrzną, oczyszczania wód powierzchniowych czy biocenotyczną (Karg i Karlik, 1993; Zajączkowski i in., 2001; Kujawa i in., 2018; Borek i Gamrat, 2021).

Zgodnie z ustawą z dnia 16 kwietnia 2004 roku o ochronie przyrody (Dz. U., 2004) zadrzewienie definiuje się jako „pojedyncze drzewa, krzewy albo ich skupiska, niebędące lasem w rozumieniu ustawy z dnia 28 września 1991 r. o lasach (Dz. U., 2015, poz. 422, 586, 903, 1020 i 1948) lub plantacją, wraz z terenem, na którym występują, i pozostałymi składnikami szaty roślinnej tego terenu”.

Lasem, w myśl ustawy z dnia 28 września 1991 roku o lasach (Dz. U., 1991) jest:

- „grunt o zwartej powierzchni co najmniej 0,10 ha, pokryty roślinnością leśną (uprawami leśnymi) – drzewami i krzewami oraz runem leśnym – lub przejściowo jej pozbawiony przeznaczony do produkcji leśnej, lub stanowiący rezerwat przyrody lub wchodzący w skład parku narodowego albo wpisany do rejestru zabytków”,
- „grunt związany z gospodarką leśną, zajęty pod wykorzystywane dla potrzeb gospodarki leśnej: budynki i budowle, urządzenia melioracji wodnych, linie podziału przestrzennego lasu, drogi leśne, tereny pod liniami energetycznymi, szkółki leśne, miejsca składowania drewna, a także wykorzystywany na parkingi leśne i urządzenia turystyczne”.

Z ekologicznego punktu widzenia, zakłada się, że płaty leśne nie wykształcają się na powierzchni mniejszej niż 0,5-1,0 ha, gdyż podlegają one silnym wpływom zewnętrznym powodowanym przez: wiatr, światło, mrozy, składniki odżywcze lub czynniki biotyczne (Dąbrowska-Prot, 1998; Zajączkowski i Zajączkowski, 2015; Sobieraj-Betlińska i Banaszak, 2017).

W ramach badań nad leśnymi i zadrzewionymi wyspami coraz częściej używa się pojęcia „small forest patches” (SFP), które może być tłumaczone jako mały płat leśny powstały na skutek fragmentacji krajobrazu (Klein i in., 2014; Decocq i in., 2016; Fahrig, 2020). Jednakże definicje SFP w literaturze nie wskazują na konkretną wielkość tych płatów uniemożliwiając ich jednoznaczną klasyfikację (tabela 1).

Tabela 1. Zakres powierzchni SFP (ha) odnotowany w dostępnej literaturze

Lp.	Powierzchnia	Autor/autorzy	Lp.	Powierzchnia	Autor/autorzy
1.	0,008 – 2,16	Dzwonko i Loster, 1988a; 1989	10.	≤ 15,00	Fudali i in., 2015
2.	0,70 – 117,80	Dumortier, 2002	11.	< 1,00 – 50,00	Decocq i in., 2016
3.	2,00 – 123,00	Godefroid i Koedam, 2003	12.	0,08 – 44,12	de Smedt i in., 2018
4.	0,02 – 15,00	Orłowski, 2004	13.	0,02 – 11,38	Takkis i in., 2018
5.	≥ 5,00	Arroyo-Rodríguez i in., 2009	14.	0,24 – 22,00	Varela i in., 2018
6.	0,30 – 3,00	Lomba i in., 2011	15.	0,30 – 28,10	Proesmans i in., 2019
7.	1,00 – 10,00	Liira i in., 2014	16.	< 0,07 – 2,50	Valdés i in., 2019
8.	1,00 – 20,00	Mendenhall i in., 2014	17.	0,01 – 4,73	Müller i in., 2020
9.	0,10 – 12,70	Wulf i Kolk, 2014	18.	0,15 – 1,00	Cadavid-Florez i in., 2020

Geneza leśnych lub zadrzewionych wysp środowiskowych jest zróżnicowana. Andrzejewski (2002) zaproponował ich podział na grupy i podgrupy, zaznaczając, iż pochodzenie wyspy rzutuje na jej cechy wewnętrzne i pełnią rolę ekologiczną w krajobrazie:

- 1) Wyspy, których środowisko abiotyczne różni się od otoczenia zostały ukształtowane:
 - w sposób naturalny (otoczenie jest zbliżone do naturalnego);
 - na skutek innego zagospodarowania (otoczenie antropogeniczne);
 - w środowisku antropogenicznym (o specyficznych cechach w stosunku do otoczenia);
- 2) Wyspy, których środowisko abiotyczne nie różni się od otoczenia zostały utworzone:
 - w wyniku odpowiedniego zagospodarowania terenu;
 - spontanicznie w wyniku zaniechania użytkowania na określonym terenie.

Pieńkowski i in. (2019) przedstawili odmienną metodę określenia genezy leśnych wysp środowiskowych (SFP) w krajobrazie rolniczym. Autorzy ci stwierdzili, że obecność SFP w krajobrazie jest związana z występowaniem szeregu wzajemnie oddziałujących na siebie warunków przyrodniczych, które pogrupowano w kategorie obejmujące czynniki wynikające z:

- obecności gleb ubogich (S) – mało przydatnych dla rolnictwa,
- hipsometrii (H) – znacznego nachylenia ograniczającego użytkowanie rolnicze (niekorzystane ukształtowanie terenu),
- podmokłości terenu (W) – nadmiernego uwilgotnienia stwarzającego niekorzystne warunki do rolniczego użytkowania.

Płaty leśne i zadrzewione stanowią ostoję różnorodności biologicznej, dlatego istotne jest, aby poświęcać tym ekosystemom szczególną uwagę. Rolnictwo, wylesienia, czy urbanizacja to aspekty działalności człowieka, które często powodują niekorzystne zmiany w środowisku przyrodniczym, gdzie skutkiem może być degradacja naturalnych i półnaturalnych zbiorowisk leśnych (Brockerhoff i in., 2008; Müller i in., 2020). Negatywny wpływ rolnictwa na bogactwo gatunkowe roślin wynika głównie z intensyfikacji ukierunkowanej na powstawanie wielkoobszarowych, monokulturowych

upraw oraz stosowania środków ochrony roślin i nawozów sztucznych (Tryjanowski i in., 2011; Markuszewska, 2015).

Fragmentacja krajobrazu, szczególnie obszarów wiejskich, uważana jest za jedną z głównych przyczyn spadku różnorodności gatunkowej roślin, która może, w perspektywie czasu, prowadzić do wyginięcia wielu cennych i przydatnych społeczeństwu gatunków (Quine i Watts, 2009; de Montis i in., 2017; Qi i in., 2017; Maciantowicz, 2018). Podział środowiska prowadzi do powstawania małych i izolowanych obiektów w krajobrazie, rozproszonych w przekształconej przez człowieka matrycy – głównie gruntów ornych, pastwisk i osiedli ludzkich (Heinken i Weber, 2013; Lindborg i in., 2014). Utrata powierzchni, zwiększona izolacja i większe narażenie na zakłócenia powodowane przez człowieka wzdłuż krawędzi lasów i zadrzewień są główną przyczyną utraty bioróżnorodności obszarów (Kupfer i in., 2006; Ibáñez i in., 2014; Haddad i in., 2015; Valdés i in., 2019).

Małe leśne lub zadrzewione wyspy środowiskowe w krajobrazie rolniczym zróżnicowane są również pod względem wieku, gdyż wiele z nich powstało na terenach, na których zaprzestano ich użytkowania lub zostały one porzucone w różnych okresach (Flinn i Vellend, 2005; Gellrich i in., 2007; Frei i in., 2020). W konsekwencji obiekty te różnią się nie tylko wielkością i stopniem izolacji, ale także wiekiem, który zazwyczaj określany jest ilościowo jako czas od powstania danego obiektu do momentu oceny. Biorąc pod uwagę tę kwalifikację wyróżnia się płaty bardzo stare (kilkaset lat lub starsze) do nowszych (Valdés i in., 2019).

Z ekologicznego punktu widzenia znaczenie leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych polega m.in. na różnicowaniu środowiska pod względem przestrzennym wytwarzając w nim liczne nisze ekologiczne, pozwalające na rozwój wielu gatunków roślin. Występujące tam gatunki drzew, krzewów i roślin zielnych stanowią pożywienie i schronienie dla zwierząt i ludzi, a nektar kwiatów jest pożytkiem dla wielu owadów (Zajączkowski, 1982; Sobieraj-Betlińska i Banaszak, 2017; Proesmans i in., 2019).

Przekształcanie krajobrazu rolniczego wynika głównie ze zmian w użytkowaniu terenu i jest jedną z przyczyn zmniejszania się różnorodności gatunkowej naturalnych i półnaturalnych siedlisk. Szata roślinna i bogactwo gatunkowe w skali światowej i regionalnej ulegają ciągłym zmianom, jednakże nigdy nie były tak intensywne jak w XXI w., gdzie znacząco zwiększyła się populacja ludzi, a tempo przemian środowiskowych zostało zwielokrotnione. W średniowieczu lasy ukształtowane były głównie w wyniku naturalnych procesów i zależności przyrodniczych oraz pokrywały one znaczne obszary

na nizinnych i podgórskich terenach Polski. Obecnie ich występowanie ograniczone jest najczęściej do niewielkich i izolowanych płatów. Istniejące do dziś stare lasy rzadko tworzą duże, nieprzerwane kompleksy leśne, co w efekcie prowadzi do zmniejszenia się liczby i wielkości populacji wielu gatunków roślin leśnych. Gatunki te, wraz ze zbiorowiskami, wymierają na terenach najbardziej przekształconych, co w konsekwencji jest przyczyną coraz szybszego zmniejszania się lokalnej i regionalnej bioróżnorodności (Aguilar-Santelises i del Catillo, 2013; Dzwonko, 2015; Orczewska, 2015; Fazan i in., 2020).

Wycinka lasów na potrzeby rolnictwa i ich ponowne zalesienie na obszarach już nieużytkowanych, przyczyniła się do niejednolitego pokrycia terenu drobnymi zadrzewionymi wyspami środowiskowymi charakteryzującymi się różną powierzchnią, kształtem, wiekiem, czy stopniem izolacji (Bennet i Saunders, 2011; Mitchell i in., 2015; Decocq i in., 2016), ale często wykazującymi homogeniczną strukturę pod względem drzewostanu. Fragmentacja obszarów leśnych przyczynia się również do zmian mikroklimatycznych wewnątrz pozostałości lasu (powstałej małej leśnej wyspy środowiskowej), gdyż wzrasta w niej udział krawędzi w stosunku do całej powierzchni płatu zbiorowiska. Brzegi leśnych wysp środowiskowych (strefy ekotonowe) charakteryzują się niższą wilgotnością w stosunku do wnętrza, a jednocześnie wyższą temperaturą i nasłonecznieniem, co ułatwia wnikanie światłolubnych gatunków nieleśnych do wnętrza wysp leśnych (Fudali i in., 2015).

Peterken (1974) zwrócił uwagę, że ciągłość ekologiczna siedlisk leśnych uzależniona jest od obecności w nich gatunków runa leśnego, które nie występują poza lasami lub ich występowanie jest silnie ograniczone. Gatunki te określił jako wskaźnikowe starych lasów. Stary las może być pozostałością lasu pierwotnego lub może być lasem wtórnym, trwającym nieprzerwanie od przynajmniej 200 lat w krajobrazie. Koncepcja ta nie oznacza występowania starego drzewostanu w danym płacie, lecz skupia się na zachowaniu ciągłości ekologicznej siedliska leśnego (Peterken, 1974; Dzwonko, 2015).

Płaty określane mianem starych lasów mogą stanowić również małe wyspy, których powierzchnia kształtuje się na poziomie od 0,008 do 2,16 ha (Dzwonko, 2015). Lasy wtórne powstają zazwyczaj na gruntach porolnych, w których warstwa runa jest uboższa w gatunki leśne. Dominują tam rośliny nieleśne, bardzo ekspansywne oraz inwazyjne. Powstanie lub odtworzenie się typowego składu gatunkowego dla siedlisk leśnych jest długotrwałym procesem, często niemożliwym. Wiek i pochodzenie lasów określa się w oparciu o dostępne źródła historyczne, obrazujące ich rozmieszczenie

w krajobrazie, co pozwala na wyznaczenie mechanizmów odpowiedzialnych za kształtowanie się bioróżnorodności całych obszarów (Hermy i in., 1999; Verheyen i in., 2003; Dzwonko, 2001a; Orczewska, 2010; Orczewska i Ferens, 2011; Fornal-Pieniak, 2021).

Badania roślin starych lasów, czyli tych występujących wyłącznie lub prawie wyłącznie w ekosystemach leśnych, wskazują, iż sporadycznie tworzą one trwałe bank nasion, przy mało efektywnym mechanizmie dyspersji oraz są bardziej wrażliwe na izolację (Bierzychudek, 1982; Jankowska-Błaszczuk i Grubb, 1997; Grashof-Bokdam i Geertsema, 1998; Honnay i in., 1999b; Dzwonko i Loster, 2001; Stefańska-Krzaczek i in., 2016). Gatunki te nie wykazują również zdolności do konkurencji o zasoby z ekspansywnymi roślinami nieleśnymi. Czynniki te mogą powodować, że teren SFP, stanowiący pozostałość dawnych zwartych kompleksów leśnych, może być pozbawiony gatunków dla nich typowych (Peterken i Game, 1984; Wulf, 2003; Fudali i in., 2015). Roślinność leśna ma pozytywny wpływ na odtwarzanie się warstwy runa, a także odgrywa istotną rolę w zachowaniu korytarzy ekologicznych w pofragmentowanym krajobrazie rolniczym (Closset-Kopp i in., 2016; Fornal-Pieniak i in., 2021).

Rozmieszczenie gatunków typowo leśnych w krajobrazie rolniczym, możliwości ich migracji (zdolność dyspersji) oraz kolonizacji innych płatów o podobnej strukturze, kształtuje szereg czynników. W skali regionalnej są to: struktura przestrzenna lasów (ich areal, stopień izolacji i ciągłości) oraz warunki klimatyczne. W skali lokalnej uwzględnia się dodatkowo: heterogeniczność przestrzeni, warunki siedliskowe (trofia i odczyn gleby) oraz oddziaływania konkurencyjne gatunków roślin nieleśnych (Honnay i in., 2002; Kolb i Diekmann, 2004; Hérault i Honnay, 2005; Orczewska, 2015).

Uważa się, że liczba wszystkich gatunków roślin zielnych, w tym gatunków typowo leśnych, zależy od powierzchni SFP, ich kształtu, zróżnicowania siedliska oraz stopnia izolacji. Bogactwo gatunkowe jest wyższe w płatach o większej powierzchni, wydłużonym kształcie, o zróżnicowanych glebach i niedalekim sąsiedztwie innych wysp o takim samym lub podobnym charakterze (mała izolacja) (Dzwonko i Loster, 1988a; 1988b; Honnay i in., 1999a, 1999b; Økland i in., 2006; Jamoneau i in., 2011; Lomba i in., 2011; Buffa i in., 2018). Wyspy izolowane przez dłuższy okres są uboższe w gatunki roślin, w tym także w gatunki typowo leśne. Gatunki leśne bardzo wolno kolonizujące (lub do tego niezdolne) izolowane w SFP, mogą być uznane za wskaźnikowe dla starych lasów. Ich obecność świadczy o długim i nieprzerwanym istnieniu w danym miejscu siedliska

leśnego oraz może wskazywać na pierwotne pochodzenie płatu leśnego lub zadrzewionego (Peterken, 1974; Dzwonko i Loster, 2001; Dzwonko, 2015).

Istotny wpływ na różnorodność fitocenotyczną leśnych lub zadrzewionych wysp środowiskowych ma również ich wiek i pochodzenie (Grashof-Bokdam i Geertsema, 1998; Jacquemyn i in., 2001b; Dzwonko, 2015; Orczewska, 2015). Uważa się, że lasy, których trwałość jest nieprzerwana od czasów historycznych (tzw. stare lasy) są bogatsze w gatunki leśne od tych, które powstały stosunkowo niedawno na terenach porolnych. Co ważne, podkreśla się wagę ciągłości siedliska leśnego w czasie (trwałości w krajobrazie), a nie wiek drzewostanu (Dzwonko i Loster, 2001; Orczewska, 2009a, 2011; Stefańska-Krzaczek i in., 2016). Dostępność materiałów teledetekcyjnych i kartograficznych, a także opracowanie nowych metod analitycznych i specjalistycznego oprogramowania komputerowego, pozwala na bardziej obiektywną ocenę historii pokrywy leśnej wybranych obszarów (Orczewska, 2009a; Matuszkiewicz i in., 2017).

Różnorodność gatunkowa (*species diversity*, *SD*) jest jednym z najbardziej podstawowych aspektów bioróżnorodności. W celu określenia różnorodności gatunkowej wysp środowiskowych stosuje się wiele miar, które oparte są na badaniach fitosocjologicznych. Podstawową ich ideą jest bogactwo gatunkowe (*species richness*, *SR*) stanowiące ogólną liczbę gatunków roślin zasiedlających dany obszar (na określonej powierzchni), wyrażone spisem florystycznym (Spellerberg i Fedor, 2003; Kiester, 2013; Fedor i Zvaríková, 2019). Całkowita liczba gatunków nie uwzględnia jednak ich rozmieszczenia oraz ilościowości na badanym terenie. Oznacza to, że nie opisuje ona struktury zbiorowisk, gdyż każdy z gatunków na określonej powierzchni jest zazwyczaj reprezentowany przez różne liczby osobników (Sienkiewicz, 2010). Do najważniejszych miar różnorodności, uwzględniających procentowe pokrycie lub ilościowość wyrażoną stopniami w skali Braun-Blanquet'a należą: wskaźniki Shannon'a (*H*) i Simpson'a (*D*) (Wysocki i Sikorski, 2014). Zastosowanie obu wskaźników różnorodności ma pozytywny wpływ na ostateczne informacje o badanym obiekcie, które są unikalne dla każdego analizowanego płata. W ogólnym ujęciu, zarówno podkreślanie bogactwa, jak i rozmieszczenie gatunków ma dużą wartość w przedstawianiu i omawianiu informacji o różnorodności ekosystemów (Moore, 2013; Morris i in., 2014; Fedor i Zvaríková, 2019).

Wcześniejsze badania florystyczne na terenie śródpolnych zadrzewień oceniały skład gatunkowy głównie jako czynnik spełniający funkcje produkcyjne (Bury-Zaleska i in., 1960), później wielofunkcyjne (Karg i Karlik, 1993), a obecnie po usługi ekosystemowe (Takkis i in., 2018; Varela i in., 2018). Na terenie pól wykazywano ubogi

skład gatunkowy drzew z przewagą: brzozy brodawkowatej *Betula pendula* i robinii akacjowej *Robinia pseudoacacia* (Bury-Zaleska, i in. 1960) czy też buka zwyczajnego *Fagus sylvatica* i grabu pospolitego *Carpinus betulus* (Zacharias, Brandes 1990). Na Pomorzu Zachodnim w zadrzewieniach w zależności od regionu dominował: dąb szypułkowy *Quercus robur* z domieszką innych gatunków liściastych (Fudali, 1997), sosna zwyczajna *Pinus sylvestris* z towarzyszącym dębem szypułkowym *Quercus robur* i bukiem zwyczajnym *Fagus sylvatica* (Bacieczko i in., 2005; Gamrat i in., 2019; Gamrat i Gałczyńska, 2021) lub brzoza brodawkowata *Betula pendula* i topola osika *Populus tremula* z jesionem wyniosłym *Fraxinus excelsior* (Gamrat, Burczyk, 2007). Na bardziej suchych terenach odnotowywano zakrzewienia żarnowca miotlastego *Cytisus scoparius*, a na podmokłych wierzb: szarej *Salix cinerea* i pięciopręcikowej *S. pentandra* (Młynkowiak i in., 2007). W środkowej Polsce na terenie pól Kołodziejek i Sieradzki (1993) zaobserwowali także przewagę zakrzewień nad zadrzewieniami, głównie w postaci śliwy tarniny *Prunus spinosa* i szakłaku pospolitego *Rhamnus catharticus*, na przewagę którego także wskazały wcześniejsze badania Falińskiego (1976), obiekty te określano jako „czyźnie”. Gatunkami domieszkowymi w tych zakrzewieniach były: berberys zwyczajny *Berberis vulgaris*, dereń świdwa *Cornus sanguinea*, głóg jednoszyjkowy *Crataegus monogyna*, trzmielina pospolita *Euonymus europaea* i dzika róża *Rosa canina*. Nieliczne obiekty były zadrzewione, w postaci: dębu szypułkowego *Quercus robur* i modrzewia europejskiego *Larix decidua* (Zajączkowski i in., 2001; Karg, 2003), lub topoli osiki *Populus tremula* i klonu zwyczajnego *Acer platanooides* (Banaszak i Ratyńska, 1992).

Na terenie śródpólnych zadrzewień przeważały zbiorowiska segetalne. Ze względu na stosowanie wysokich dawek nawozów mineralnych i środków ochrony roślin (Bałazy i in., 1990) charakteryzował je uproszczony skład gatunkowy, dlatego określano je jako zbiorowiska kadłubowe (Bacieczko i in., 2005). W czyźniach, w sąsiedztwie Parku Krajobrazowego Puszcza Zielonka, wykazano częstą obecność zbiorowisk okrajkowych – zbiorowisko *Urtica dioica*, ruderalnych – *Balloto-Leonuretum* i odpólnych – zbiorowisko *Elymus repens*, zbiorowisko *Stellaria media* (Banaszak i Ratyńska, 1992; Banaszak i in., 1995; Ratyńska i Szwed, 1995). Loster (1991) także wskazywała na częstą obecność czyźni, gdzie stwierdzano fitocenozy: *Carpino-Prunetum spinosae*, *Ligustro-Prunetum* czy zbiorowisko *Rosa canina-Prunus spinosa*. Na terenie zadrzewień śródpólnych zlokalizowanych w Parku Krajobrazowym im. Dezyderego Chłapowskiego Karg i Karlik (1993) obserwowali głównie ziołorośla w postaci *Anthriscetum sylvestris*, podobnie jak

Gamrat i Burczyk (2007) na Równinie Wełtyńskiej. Kołodziejek i Sieradzki (1993) badając czyżnie *Pruno-Crataegetum* wskazali na dominację zbiorowisk ruderalnych przynależnych do klasy *Artemisietea vulgaris*. Większy udział terenów poronnych i podmokłych na Pojezierzu Drawskim mógł być czynnikiem licznej obecności fitocenozy *Holco mollis-Sarothamnetum scoparii* czy *Salicetum pentadro-cinereae* i czy też *Agrostio-Populetum tremulae* (Młynkowiak i in., 2007; Młynkowiak i Kutyna, 2009; 2010). Jednak jednym z najczęściej obecnych było *Sambucetum nigrae* – określane przez Balcerkiewicza (1976) na Pojezierzu Myśliborskim jako zbiorowisko *Sambucus nigra* lub jako *Urtico-Sambucetum nigri* przez Ratyńską i Szweda (1996; 2000). W śródpolnych zakrzewieniach usytuowanych na skarpach Loster i Dubiel (1983) analizowali zwarte i wysokie zbiorowiska zdominowane przez krzewy: dziką różę *Rosa canina*, śliwę tarninę *Prunus spinosa*, derenia świdwę *Cornus sanguinea*, dziki bez czarny *Sambucus nigra* z licznymi gatunkami zielnymi charakterystycznymi dla klasy *Molinio-Arrhenatheretea*.

2.4. Usługi ekosystemowe

W ostatnich dekadach nastąpiły istotne zmiany w podejściu do badań ekosystemów przyrodniczych – zaczęto traktować je jako cenne układy dostarczające szeregu dóbr, które należy chronić. Przejawem tego jest rozwój koncepcji usług ekosystemowych (*ecosystem services*, ES) (Boćkowski i Rogowski, 2018; Stępniewska, 2020).

Pojęcie i założenia koncepcji usług ekosystemowych sięgają XIX w. W 1864 roku George Perkins Marsh przedstawił pogląd, iż zasoby naturalne Ziemi są ograniczone, wskazując na zmiany żyzności gleby w rejonie Morza Śródziemnego. Pod koniec lat 40. XX w. zaczęto propagować ideę ścisłej zależności człowieka od środowiska (Osborn, 1948; Vogt, 1948; Leopold, 1949), a w roku 1956 Sears podkreślił rolę ekosystemów w obszarze gospodarki odpadami – w przetwarzaniu i recyklingu (Solon i in., 2017; Affek i in., 2019).

Po raz pierwszy termin „świadczenia ekosystemowe” został wprowadzony w 1981 roku (Ehrlich i Ehrlich, 1981) w ujęciu wymierania i zastępowania populacji i gatunków, co przyczyniało się do utraty usług ekosystemowych. W ogólnym rozumieniu termin ten oznacza zestaw wytworów oraz funkcji ekosystemu (krajobrazu), które są przydatne dla ludzi. Wytwory obejmują dobra materialne bezpośrednio wykorzystywane, np. drewno, owoce leśne, czy zwierzyna łowna. Natomiast funkcje obejmują m.in.: podtrzymywanie życia (np. funkcje oczyszczające) czy podnoszenie jego jakości (np. walory estetyczne,

dobra kulturowe, naukowe, miejsca rekreacji) (Solon, 2008; Mitchell i in., 2013; Solon i in., 2017; Assandri i in., 2018; Birkhofer i in., 2018).

Świadczenia ekosystemowe są usługami, które człowiek czerpie ze środowiska. Działalność gospodarcza oraz funkcjonowanie społeczeństw nie byłoby możliwe bez ich istnienia, gdyż zapewniają one niejednokrotnie elementarne warunki życia (Burkhard i in., 2014; Boćkowski i Rogowski, 2018). Oznacza to, że ludzkość jest silnie uzależniona od prawidłowego funkcjonowania ekosystemów i kapitału naturalnego, które są podstawą stałego przepływu ES z natury do społeczeństwa. Usługi ekosystemowe mają znaczny potencjał, aby stać się głównym narzędziem polityki i podejmowania decyzji w skali globalnej, krajowej, regionalnej i lokalnej. Możliwych zastosowań ES jest wiele: od zrównoważonego zarządzania zasobami naturalnymi, optymalizacji użytkowania gruntów, poprzez ochronę środowiska, ochronę i rekultywację przyrody, planowanie krajobrazu, rozwiązania przyrodnicze, ochronę klimatu, redukcję ryzyka katastrof do edukacji i badań ekologicznych (MEA, 2005; Burkhard i Maes, 2017; Kangas i in., 2018).

Usługi ekosystemowe omawiane są w odmiennych systemach klasyfikacyjnych, które różnią się złożonością pod względem ujmowanych w nich świadczeń. Najprostszym podziałem ES jest ich klasyfikacja według czterech podstawowych kategorii (MEA, 2005):

- 1) usługi zaopatrzeniowe, obejmujące produkcję żywności i innych surowców (drewno, paliwo) oraz zaopatrzenie w wodę,
- 2) usługi regulacyjne, do których należy regulacja składu powietrza, klimatu i zjawisk ekstremalnych (powódzie, susze, czy degradacja gruntów),
- 3) usługi wspomagające, takie jak: powstawanie gleby, krążenie pierwiastków i wody, cykl hydrologiczny, czy funkcje siedliskowe,
- 4) usługi kulturowe, m.in.: rekreacyjne, estetyczne, religijne.

Green i in. (1994) zaproponowali podział ES na dwie kategorie: zaopatrzeniowe i kulturowe, które obejmują usługi bezpośrednio przydatne dla ludzi. Costanza i in. (1997) i Costanza (2008) przedstawili natomiast rozszerzoną klasyfikację ES, obejmującą 17 kategorii związanych z funkcjonowaniem ekosystemu, pogrupowanych w pięć kategorii według ich cech przestrzennych: (1) globalne, niezależne od wskaźnika bliskości (*PROX*) (regulacja gazów, regulacja klimatu, kulturalne); (2) lokalne, zależne od wskaźnika bliskości (*PROX*) (regulacja zaburzeń, gospodarka odpadami, utylizacja, zapylenie, kontrola biologiczna, schronienie); (3) związane z przepływem masy i energii w przyrodzie (regulacja reżimu wodnego, zaopatrzenie w wodę, kontrola erozji i gromadzenie osadów, obieg składników odżywczych); (4) in situ (powstawanie gleby,

produkcja żywności, surowce); (5) powiązane z przemieszczaniem się ludności (zasoby genetyczne, rekreacja, kulturowe). Zgodnie z tym podejściem do ES funkcje ekosystemów w różny sposób odnoszą się do właściwości siedliskowych, biologicznych, systemowych lub procesów biofizycznych zachodzących w ekosystemach. Dobra ekosystemowe (takie jak żywność) i usługi (takie jak asymilacja zanieczyszczeń, w tym CO₂) reprezentują korzyści, jakie ludzie czerpią, bezpośrednio lub pośrednio, z funkcji ekosystemów oraz ich poszczególnych elementów, w tym z SFP.

Do najważniejszych i najczęściej stosowanych podziałów usług ekosystemowych należy Międzynarodowa Klasyfikacja Usług Ekosystemowych (*Common International Classification of Ecosystem Services* – CICES), która sporządzona została przez Europejską Agencję Środowiska EEA w 2010 roku. Solon i in. (2017) wykonali i przedstawili polską adaptację systemu CICES, obejmującą zmiany merytoryczne odpowiadające polskim uwarunkowaniom oraz językowi. Klasyfikacja CICES ma charakter hierarchiczny wprowadzający podział ES na cztery poziomy: sekcja, dział, grupa i klasa. Sekcje podzielone zostały na trzy kategorie: „Zaopatrzenie”, „Regulacja i utrzymanie” i „Kultura”. Świadczenia zaopatrzeniowe obejmują wszelkie wytwory organizmów żywych wykorzystywane przez ludzi (pożywienie, materiały i energia). Do usług „Regulacja i utrzymanie” zaliczono świadczenia wskazujące na istotną rolę organizmów żywych pozytywnie wpływając na społeczeństwo (np. biochemiczny rozkład w glebie, detoksykacja odpadów i materiałów toksycznych, akumulacja zanieczyszczeń w glebie i ekosystemach wodnych). Sekcja świadczeń kulturowych stanowi o niematerialnych i niekonsumpcyjnych wytworach ekosystemów, które oddziałują na kondycję człowieka. Mają one bezpośredni związek z interakcją ludzi z przyrodą, tj. sport i rekreacja, badania naukowe (terenowe), edukacja, czy doświadczenia duchowe i egzystencjonalne (Lee i Lautenbach, 2016; Burkhard i Maes, 2017).

2.5. Funkcje leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych w aspekcie świadczonych usług ekosystemowych w krajobrazie rolniczym

Leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe zapewniają społeczeństwu szeroki zakres usług ekosystemowych (ES). Pozytywne relacje między bioróżnorodnością, a tymi świadczeniami odnotowano w przypadku dużych obszarów leśnych (Gamfeldt i in., 2013; van der Plas i in., 2016), jednak brakuje jeszcze wystarczającej wiedzy na temat związku między bioróżnorodnością, a usługami ekosystemowymi świadczonymi przez małe płaty

leśne i zadrzewione (Mitchell i in., 2014; Decocq i in., 2016). W wielu europejskich krajobrazach rolniczych, SFP, w których dominuje strefa ekotonowa, są traktowane jako siedliska półnaturalne (Haddad i in., 2015; de Smedt i in., 2018) o wysokim potencjale świadczenia ES.

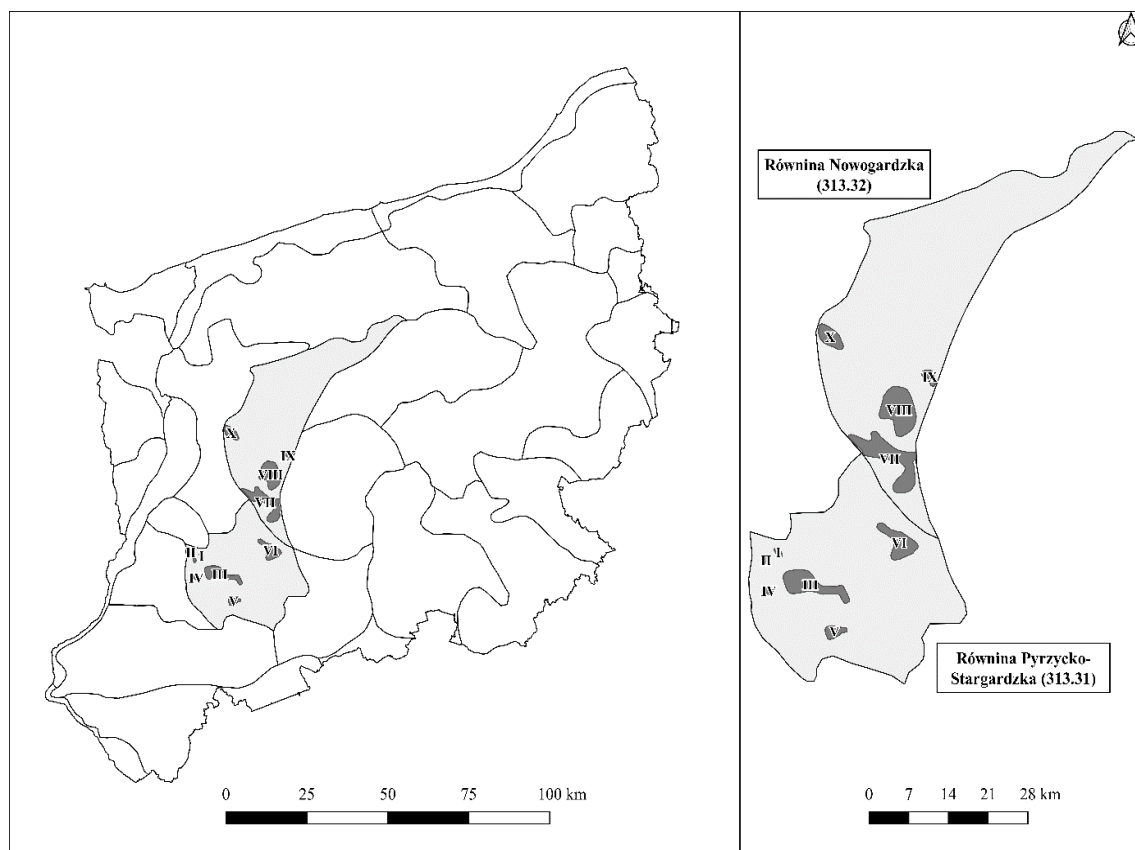
Potencjał dostarczania usług ekosystemowych przez SFP można badać, łącząc teorię biogeografii wysp (MacArthur i Wilson, 1967) z funkcjonowaniem ekosystemu (Valdés i in., 2019). Krajobrazy leśne składają się z płatów różnej jakości, wieku, wielkości i izolacji, osadzonych w mniej lub bardziej intensywnie zarządzanej matrycy rolniczej. Jako potencjalne wyspy bioróżnorodności, małe płaty leśne (SFP) mogą zapewniać społeczeństwu kilka kluczowych usług ekosystemowych, ale poświęca się im o wiele mniej uwagi w porównaniu z dużymi, stosunkowo nienaruszonymi płatami leśnymi (Valdés i in., 2015; Decocq i in., 2016; Takkis i in., 2018; Kujawa i in., 2018).

Poza ich rolą jako rezerwuaru bioróżnorodności, SFP świadczą ważne usługi *in situ*, takie jak produkcja drewna i dzikiej żywności (dziczyzny, roślin jadalnych i grzybów). W skali krajobrazu SFP mogą zwiększać produkcję roślinną poprzez regulację fizyczną (wiatrochronną i przeciwpowodziową) i biologiczną (źródła zapylaczy i naturalnych wrogów szkodników upraw), ale z drugiej strony mogą również brać udział w rozprzestrzenianiu się chorób zakaźnych lub ułatwiać gradację szkodników. W zależności od położenia geograficznego, SFP mogą również znacząco wpływać na obieg wody i przyczyniać się do dostarczania wysokiej jakości wody dla rolnictwa i ludzi. W skali globalnej SFP są ważnymi pochłaniaczami dwutlenku węgla i biorą udział w cyklach składników odżywczych, dzięki czemu odgrywają rolę w łagodzeniu zmian klimatu. Usługi kulturalne świadczone przez SFP mogą przyczyniać się do budowy lub wzrostu tożsamości lokalnych (Power, 2010; Lindgren, 2017; Solon i in., 2017; Varela i in., 2018; Evans, 2019; Vári i in., 2020).

Uważa się, że SFP jako lokalne ostoje bioróżnorodności w zdegradowanych krajobrazach (lub krajobrazach antropogenicznych), mają potencjał do świadczenia szerokiego zakresu ES, a nawet mogą mieć kluczowe znaczenie dla ekologicznej intensyfikacji agroekosystemów. Istnieje zatem pilna potrzeba poszerzenia wiedzy na temat związków między różnorodnością biologiczną, a usługami ekosystemowymi dostarczonymi przez SFP w krajobrazach rolniczych (Decocq i in., 2016; Varela i in., 2018; Valdés i in., 2019).

3. Charakterystyka obszaru badań

Badaniami objęto dwa zróżnicowane pod względem geomorfologicznym, młodoglacjalne obszary Pomorza Zachodniego. W podziale fizyczno-geograficznym określone są one jako Równina Pyrzycko-Stargardzka (RP-S) oraz Równina Nowogardzka (RN), które stanowią jedne z mezoregionów Pobrzeża Szczecińskiego (Kondracki, 2000). Do badań wytypowano 6 poligonów badawczych na RP-S oraz 4 na RN (rys. 2).



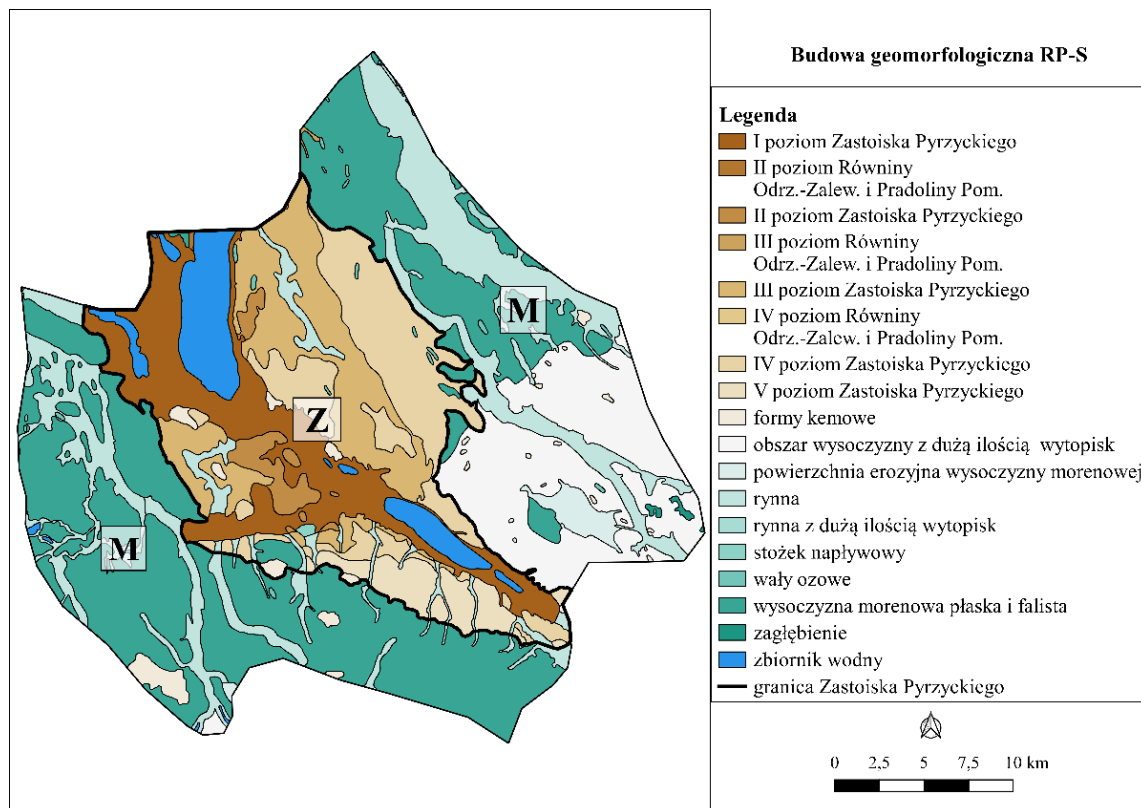
Rysunek 2. Położenie poligonów badawczych (I-X) w obrębie RP-S i RN na tle innych mezoregionów województwa zachodniopomorskiego (opracowanie własne na podstawie Kondrackiego, 2000)

3.1. Ukształtowanie i budowa geomorfologiczna badanych mezoregionów

Powierzchnia Równiny Pyrzycko-Stargardzkiej (313.31) wynosi ok. 881,13 km². Stanowi ona obniżenie terenowe, której dnem płyną równoległe rzeki: Ina, Mała Ina i Płonia, przy czym ta ostatnia przepływa przez jeziora Płoń i Miedwie. Powierzchnię terenu pokrywają w znacznej części: ły, mułki i piaski drobnoziarniste przyłodowcowego jeziora, na których wytworzyły się urodzajne czarne ziemie. Na obrzeżu równiny występuje glina morenowa. Ze względu na bardzo dobre warunki glebowe, charakteryzuje

się ona dominacją intensywnego użytkowania rolniczego (głównie uprawy pszenicy i buraków cukrowych), przy bardzo małym udziale lasów (Kondracki, 2000; Borówka, 2004; Bacieczko i in., 2005).

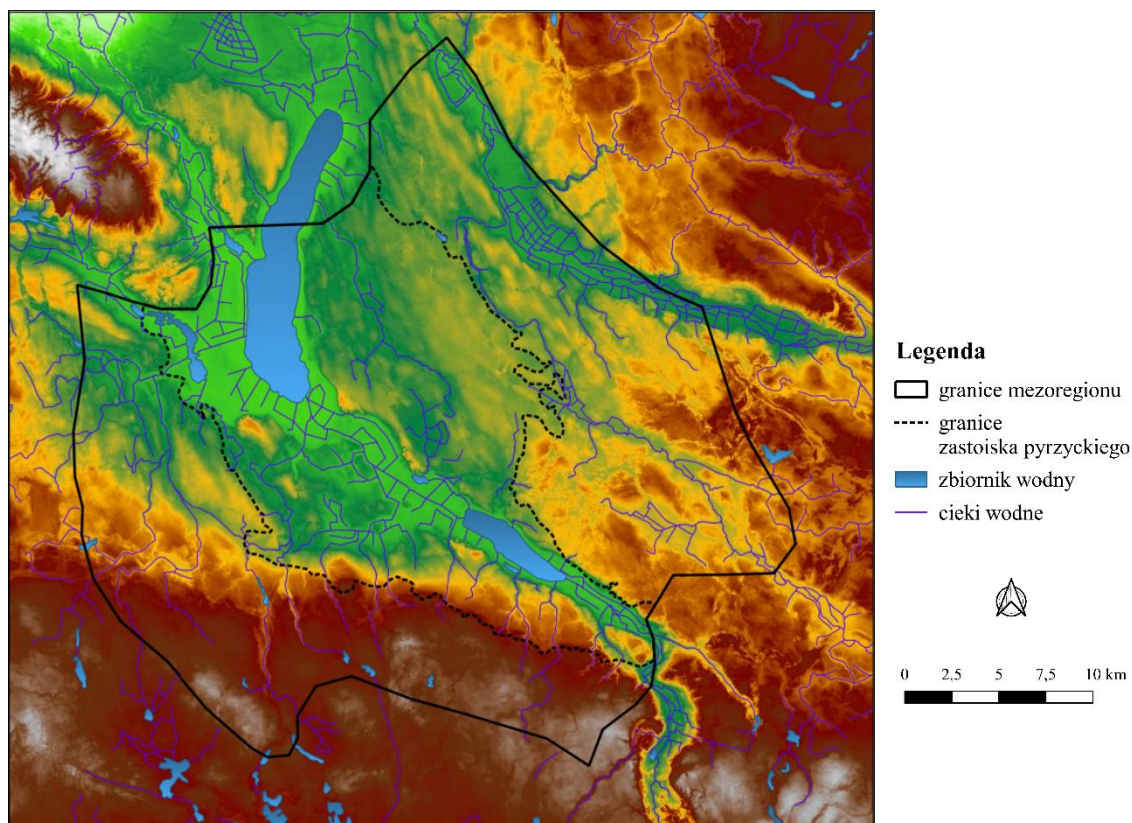
Ze względu na charakter i genezę, RP-S składa się z dwóch różnych jednostek geomorfologicznych – obszaru zastoiskowego (Z) o powierzchni 342,3 km² i moreny dennej (M) – 538,83 km² (rys. 3).



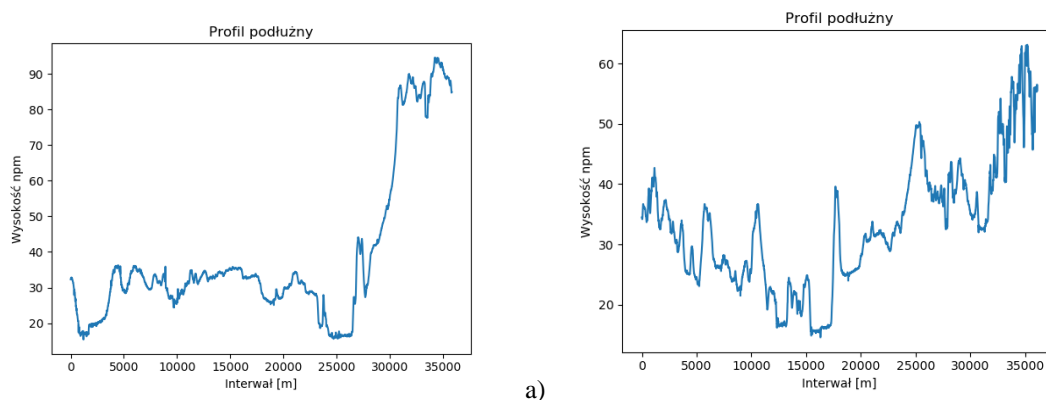
Rysunek 3. Budowa geomorfologiczna RP-S z podziałem na Zastoisko Pyrzyckie (Z) oraz morenę denną (M) (opracowanie własne na podstawie Karczewskiego, 1968)

Zgodnie z podziałem strefy młodoglacjalnej na pasy morfogenetyczne, RP-S znajduje się w pasie nadmorskim (IV), w podprowincji Pobrzeża Południowobałtyckie (Kostrzewski i in., 2008a).

W centralnej części mezoregionu występują liczne zbiorniki wodne oraz gęsta sieć cieków wodnych. Charakterystyczną dla tego obszaru jest Dolina Strumienia Stróżewskiego będącego fragmentem środkowego odcinka doliny Płoni. Obszar ten stanowi nakredowe torfowisko o powierzchni ok. 215 ha, odwadniane siecią kanałów melioracyjnych (Bacieczko i in., 2010). Część morenowa równiny leży maksymalnie na wysokości ok. 100 m n.p.m., zastoiskowa zaś przy południowej granicy – 40 m n.p.m. Należy jednak zaznaczyć, iż I Poziom Zastoiska Pyrzyckiego położony jest na wysokości od 14 do 17 m n.p.m. (rys. 4, 5).

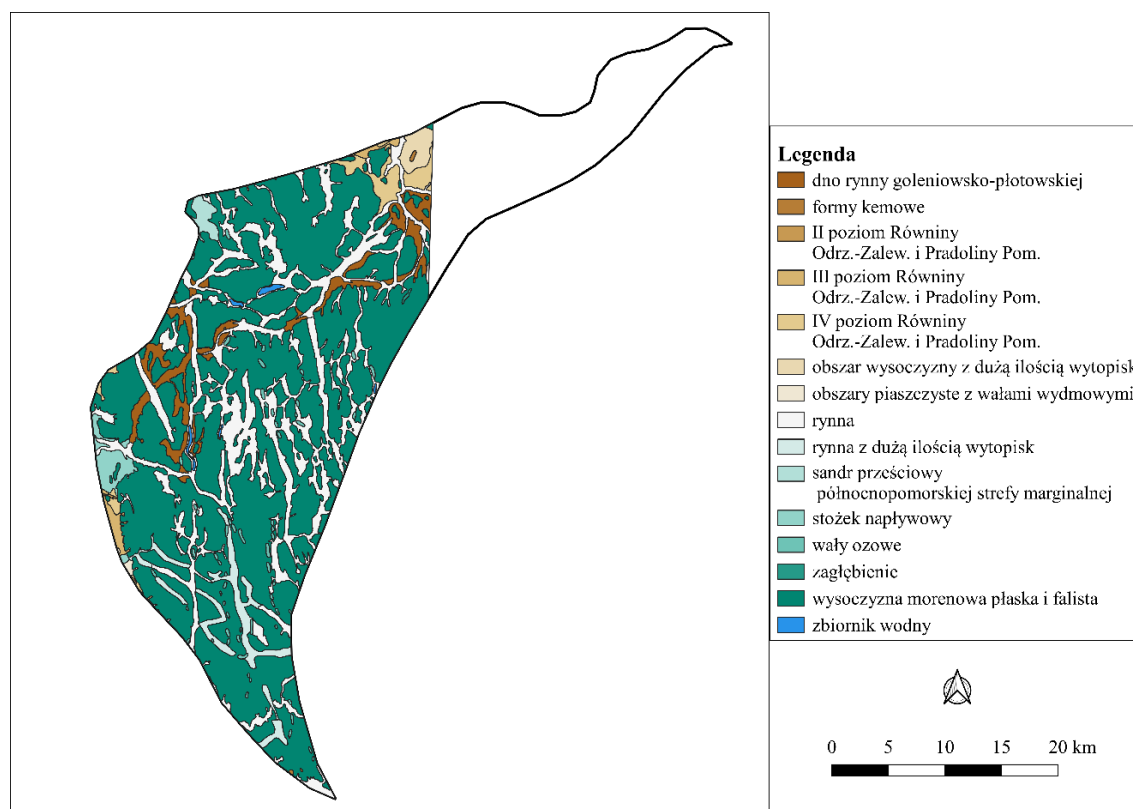


Rysunek 4. Rzeźba terenu RP-S (opracowanie własne na podstawie GUGiK NMT, 2022)



Rysunek 5. Profil podłużny rzeźby terenu RP-S (a – kierunek południkowy; b – kierunek równoleżnikowy) (źródło: GUGiK NMT, 2022)

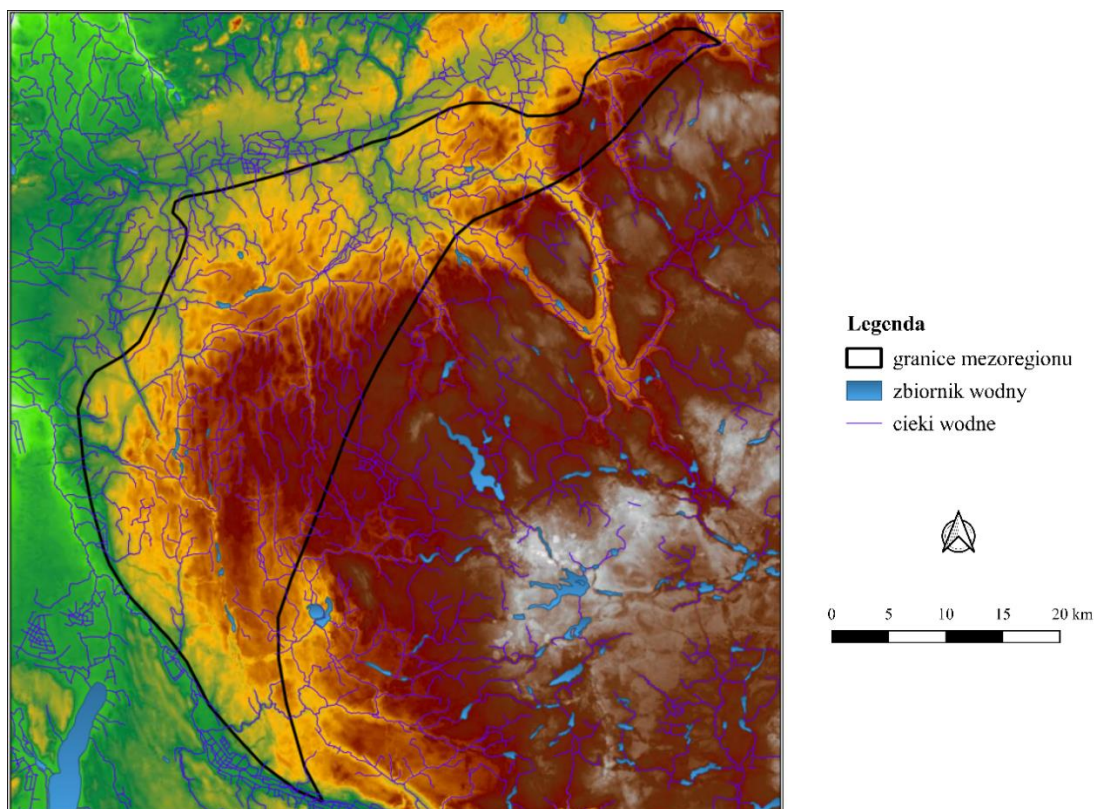
Równina Nowogardzka o powierzchni 1119,7 km² (313.32) jest mezoregiem o największym na Pomorzu Zachodnim wpływie gospodarki rolnej, w tym głównie melioracji odwadniających, na zmiany użytkowania terenu. W latach 1949–1995 w ogólnej powierzchni mezoregionu udział obszarów zmeliorowanych wyniósł 26,3% (Bosiacka i Pieńkowski, 2004). W płaską i falistą powierzchnię morenową z wałami drumlinów i ozów RN wcięte są małe, zabagnione obniżenia o kierunku południkowym. Występowanie równoległych wałów i obniżeń jest cechą charakterystyczną tego mezoregionu (rys. 6).



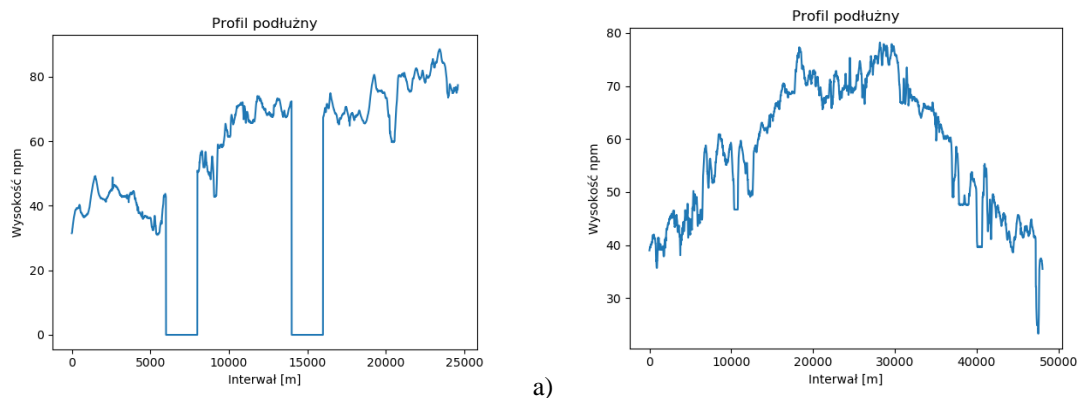
Rysunek 6. Budowa geomorfologiczna RN (brak dostępnych zdigitalizowanych danych dla północno-zachodniej części mezoregionu; opracowanie własne na podstawie Karczewskiego, 1968)

Zgodnie z podziałem strefy młodoglacjalnej na pasy morfogenetyczne, RN znajduje się w pasie nadmorskim (IV), w podprowincji Pobrzeża Południowobałtyckie (Kostrzewski i in., 2008a).

Mezoregion ten, pod względem ukształtowania terenu, jest zróżnicowany. Wschodnia część obszaru, zgodnie z profilem podłużnym, położona jest maksymalnie na wysokości 90-95 m n.p.m., zachodnia zaś – 15-20 m n.p.m. (rys. 7, 8).



Rysunek 7. Rzeźba terenu RN (opracowanie własne na podstawie GUGiK NMT, 2022)



b)

Rysunek 8. Profil podłużny rzeźby terenu RN (a – kierunek południkowy; b – kierunek równoleżnikowy) (źródło: GUGiK NMT, 2022)

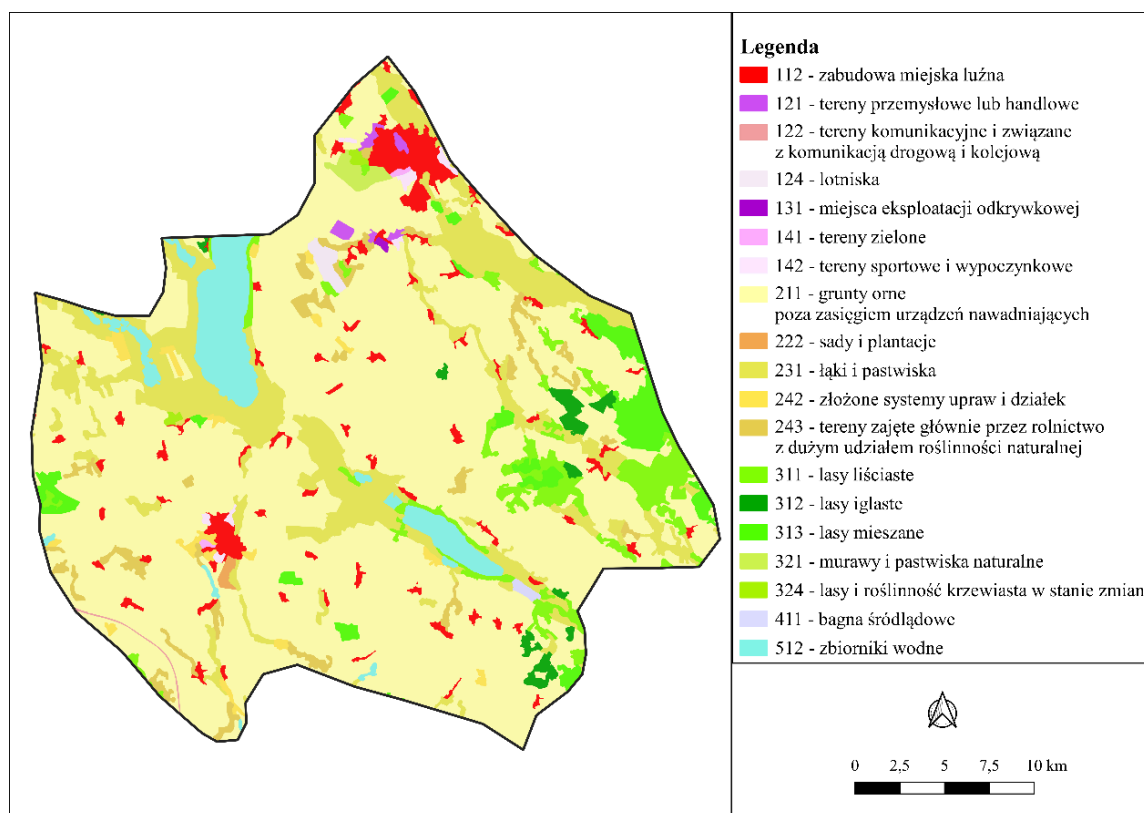
3.2. Uwarunkowania przyrodnicze badanych mezoregionów

Równina Pyrzycko-Stargardzka przynależy do krainy klimatycznej Pyrzycko-Goleniowskiej, a RN do Nowogardzko-Gryfickiej (tabela 2). Warunki klimatyczne w obu mezoregionach są zbliżone, za wyjątkiem częściej występujących opadów na RN.

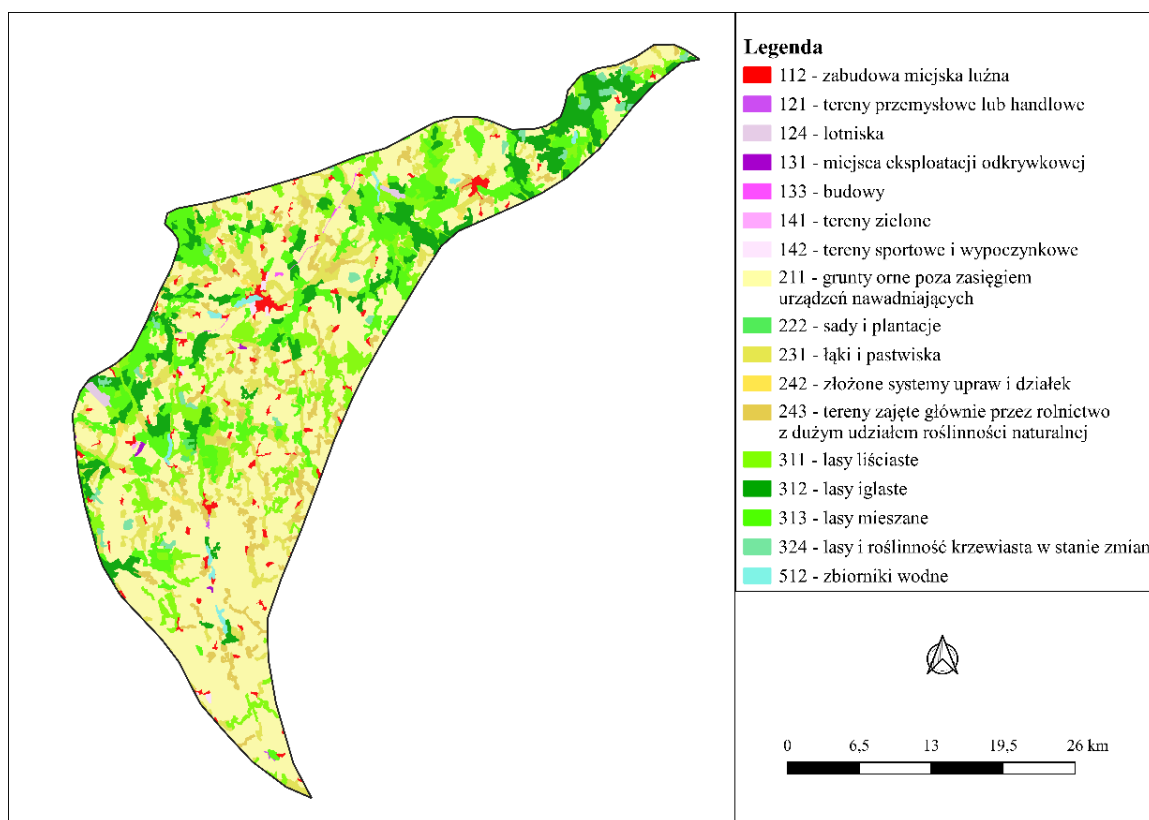
Tabela 2. Charakterystyka krain klimatycznych w granicach badanych mezoregionów (źródło: Koźmiński i in., 2012)

Elementy klimatyczne	Badane mezoregiony	
	RP-S	RN
	Krainy klimatyczne	
	Pyrzycko-Goleniowska	Nowogardzko-Gryficka
Średnia suma opadów atmosferycznych w roku (mm)	490-610	580-720
Średnia suma opadów atmosferycznych V-VII (mm)	160-180	180-190
Średnia liczba dni z pokrywą śniegową	36-50	46-55
Średnia temperatura roczna (°C)	8,0-8,5	7,9-8,4
Średnia temperatura roczna z okresu V-VII (°C)	15,0-15,6	14,0-15,0
Średnia liczba dni gorących w roku ($t_{\max} > 25^{\circ}\text{C}$)	15-27	15-20N/20-25S
Średnia długość zimy (dni)	50-55W/55-60E	15-20N/20-25S
Średnia liczba dni z przymrozkami w roku ($t_{\max} < 0^{\circ}\text{C}$)	> 100	95-100
Średnia długość okresu wegetacji	215-220	210-217

Zgodnie z klasyfikacją pokrycia terenu Corine Land Cover (CLC, 2018), będącym projektem realizowanym w ramach europejskiego programu monitorowania Ziemi – Copernicus Land Monitoring, w obu mezoregionach dominują tereny rolne (rys. 9, 10).



Rysunek 9. Pokrycie terenu RP-S (opracowanie własne na podstawie CLC, 2018)



Rysunek 10. Pokrycie terenu RN (opracowanie własne na podstawie CLC, 2018)

Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej tereny rolne stanowią ponad 80% całej powierzchni, z czego grunty orne zajmują ponad 80% tego arealu. Podobnie pokrycie terenu kształtuje się na RN, gdzie niemalże 67% zajmują tereny rolne, na które w głównej mierze również składają się grunty orne (ponad 81%) (tabela 3).

Tabela 3. Pokrycie terenu RP-S i RN (źródło: CLC, 2018)

Rodzaj pokrycia terenu	RP-S		RN	
	ha	%	ha	%
1 – tereny antropogeniczne	5 107,73	5,80	4 295,34	3,85
2 – tereny rolne	72 435,09	82,24	74 306,07	66,53
3 – lasy i ekosystemy seminaturalne	6 839,30	7,76	31 664,58	28,35
4 – obszary podmokłe	80,27	0,09	0,00	0,00
5 – obszary wodne	3 619,34	4,11	446,77	0,40
SUMA	88 081,73	100,00	111 683,90	100,00

Lasy i ekosystemy leśne seminaturalne na RP-S stanowią jedynie 7,76% powierzchni mezoregionu, na co składają się: lasy liściaste (48,7%), lasy mieszane (34,3%), lasy iglaste (10,6%), murawy i pastwiska naturalne (4,9%) oraz lasy i roślinność krzewiasta w stanie zmian (1,5%). W przypadku RN lasy zajmują ponad 28% całego mezoregionu, gdzie ekosystemy mieszane, iglaste i liściaste stanowią łącznie

> 30,0% obszaru (odpowiednio: 35,4, 30,9 i 30,8%), a lasy i roślinność krzewiasta znajdująca się w stanie zmian zajmują jedynie 2,9% terenu.

Obszary wodne w obrębie RP-S (zlokalizowane w centralnej części mezoregionu, na obszarze Zastoiska Pyrzyckiego) zajmują 4,1% terenu. Równina Nowogardzka jest uboga w obszary wodne, które stanowią tu zaledwie 0,4%. Obszarów podmokłych w obrębie RP-S jest najmniej. Stanowią one jedynie 0,09% powierzchni całego mezoregionu. Składają się na nie głównie bagna śródlądowe zlokalizowane w południowo-wschodniej części obszaru, w okolicach Jeziora Płoń. Na Równinie Nowogardzkiej, zgodnie z Corine Land Cover (2018) nie występują obszary podmokłe. Tereny antropogeniczne w przypadku obu badanych mezoregionów zajmują niewielką część obszarów (5,8% na RP-S oraz 3,9% na RN) i są rozmieszczone równomiernie.

Równina Pyrzycko-Stargardzka charakteryzuje się dużym udziałem gleb o wysokiej przydatności rolniczej, w tym gleb pszennych bardzo dobrych i dobrych oraz żytnich bardzo dobrych (ok. 49%). Na Równinie Nowogardzkiej przeważają gleby żytnie dobre i słabe (ok. 36%) (tabela 4).

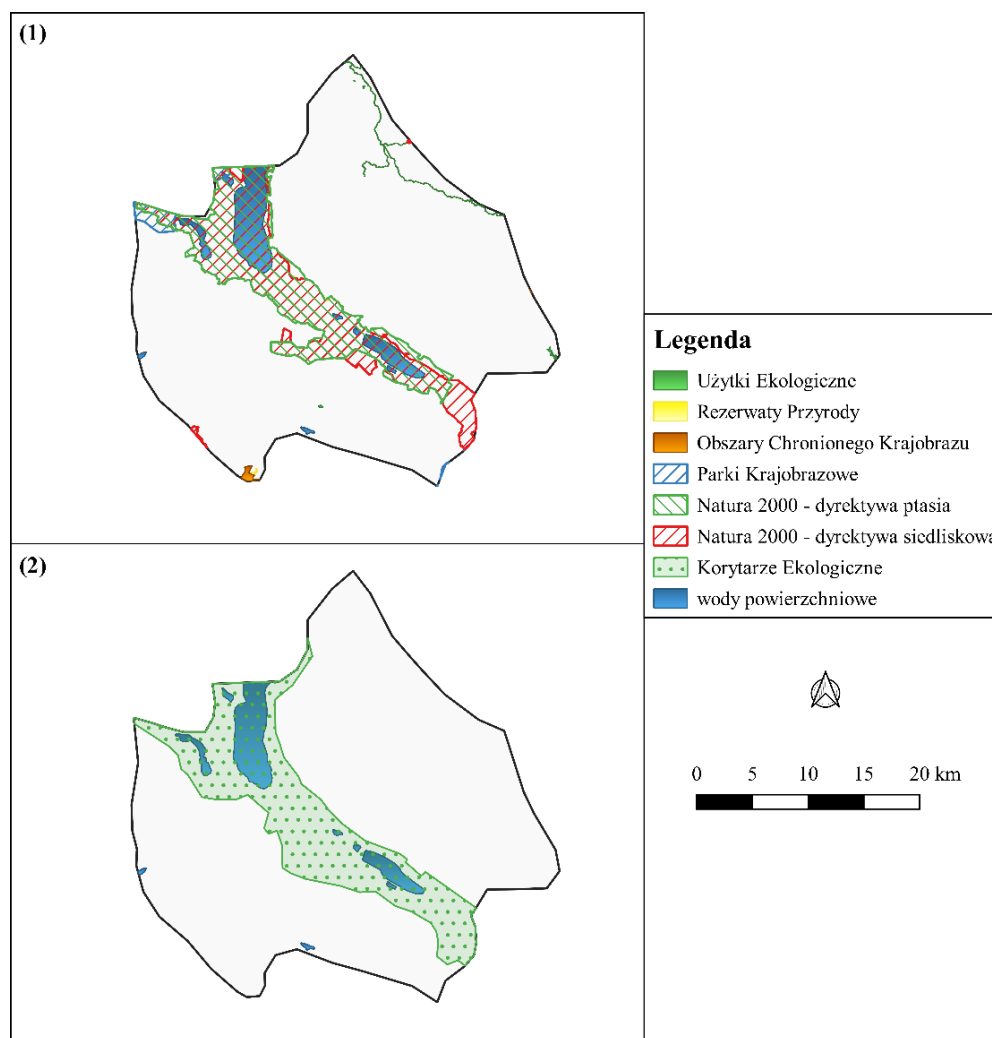
Tabela 4. Udział kompleksów przydatności rolniczej gleb badanych mezoregionów (wg mapy glebowo-rolniczej w skali 1:5000, Witek, 1981)

Kompleksy rolniczej przydatności gleb	RP-S		RN	
	km ²	%	km ²	%
1	98,34	11,16	0,00	0,00
2	203,66	23,11	5,20	0,47
3	10,56	1,20	0,73	0,07
4	128,81	14,62	73,43	6,59
5	70,83	8,04	340,91	30,57
6	27,10	3,08	169,39	15,19
7	3,89	0,44	31,79	2,85
8	22,93	2,60	4,40	0,39
9	4,10	0,47	22,40	2,01
14	0,01	0,01	0,02	0,01
1z	3,38	0,38	0,00	0,00
2z	116,49	13,22	111,51	10,00
3z	22,03	2,50	30,83	2,76
Inne	168,92	19,17	324,42	29,10

Objaśnienia: pszenne: 1 – bardzo dobry, 2 – dobry, 3 – wadliwy; żytni: 4 – bardzo dobry, 5 – dobry, 6 – słaby, 7 – bardzo słaby; zbożowo-pastewny: 8 – mocny, 9 – słaby; 14 – gleby orne przeznaczone pod użytki zielone; na użytkach zielonych: 1z – bardzo dobry i dobry, 2z – średni, 3z – słaby i bardzo słaby; inne: tereny zabudowane, wody, nieużytki, lasy

W obrębie obu badanych mezoregionów występują formy ochrony przyrody (Dz. U., 2004) oraz korytarze ekologiczne. Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej obszary objęte ochroną (obszary Natura 2000, użytki ekologiczne, rezerваты przyrody, obszary chronionego krajobrazu, parki krajobrazowe) i korytarze ekologiczne znajdują się w centralnej części mezoregionu – w obrębie zastoiskowym, pokrywając wody powierzchniowe oraz związane z nimi ekosystemy. Są to przede wszystkim obszary

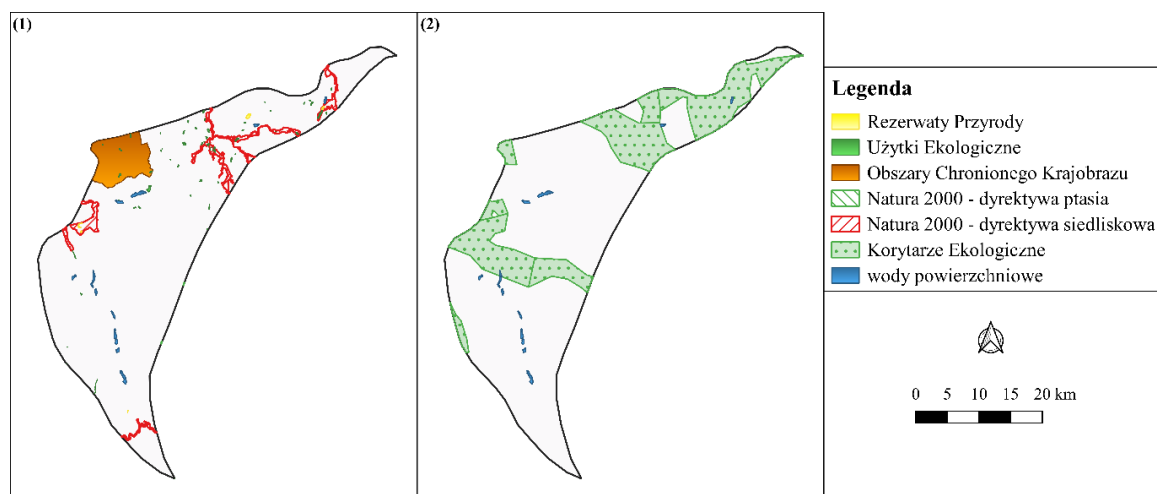
Natura 2000: Obszary Specjalnej Ochrony Ptaków Jezioro Miedwie i okolice (PLB320005) i Specjalne Obszary Ochrony Siedlisk Dolina Płoni i Jezioro Miedwie (PLB320006), które są przy zbiornikach wodnych (jezioro: Miedwie, Płonia, Będgoszcz). Występujący w obrębie RP-S korytarz ekologiczny Dolina Płoni i Miedwie (KPn-29BW) jest w sąsiedztwie głównych zbiorników wodnych (rys. 11)



Rysunek 11. Formy ochrony przyrody (1) oraz korytarze ekologiczne (2) w obrębie RP-S (opracowanie własne na podstawie RDOŚ, 2021)

Na Równinie Nowogardzkiej, spośród występujących form ochrony przyrody (Natura 2000, rezerваты przyrody, użytki ekologiczne, obszary chronionego krajobrazu) największy udział powierzchniowy ma Obszar Chronionego Krajobrazu „Las Cermnicki”, znajdujący się przy północnej granicy mezoregionu oraz obszar Natura 2000 Specjalne Obszary Ochrony Siedlisk Dorzecze Regi (PLH320049). Na tym terenie występują także trzy korytarze ekologiczne: Puszcza Bukowa (KPn-30), Puszcza

**Goleniowska-Puszcza Drawska (KPn-26C) i Puszcza Goleniowska-Puszcza Koszalińska
(GKPn-21A) (rys. 12).**



Rysunek 12. Formy ochrony przyrody (1) oraz korytarze ekologiczne (2) w obrębie RN (opracowanie własne na podstawie RDOS, 2021)

4. Materiał i metodyka badań

Badaniami objęto dwa sąsiadujące ze sobą mezoregiony zlokalizowane w młodogłacjalnym krajobrazie rolniczym: Równiny Pyrzycko-Stargardzkiej (RP-S) oraz Równiny Nowogardzkiej (RN), oba położone są na Pomorzu Zachodnim. Przyjęto, iż obiektem badań będzie wyodrębniona w krajobrazie leśna lub zadrzewiona wyspa środowiskowa o powierzchni powyżej 0,01 ha, określana w pracy także jako SFP („small forest patch”), wyspa środowiskowa, wyspa lub obiekt. Przy określaniu lesistości badanych mezoregionów na przestrzeni lat 1833-2018/2019 posłużono się terminem „płat leśny i zadrzewiony”.

Za kryteria kształtowania badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych uznano ich charakterystyki fitocenotyczne i przestrzenne, oraz zależności między nimi, mające wpływ na ich potencjał do świadczenia usług ekosystemowych (ES). W ramach poszerzonej analizy badań nad wyspami włączono dodatkowo dwie zmienne, tj. ich trwałość i genezę jako aspekt kształtowania krajobrazu rolniczego.

Do czynników determinujących wybór leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych na badanym obszarze należały: (1) położenie wśród pól uprawnych; (2) potencjalny zróżnicowany stopień izolacji oraz (3) powierzchnia obiektu powyżej 0,01 do 22,0 ha. Przyjęte kryteria pozwoliły na wyodrębnienie 200 SFP (100 obiektów na RP-S i 100 na RN).

Badania zostały podzielone na trzy kategorie: (1) analiza zmian pokrycia terenu RP-S i RN płatami leśnymi i zadrzewionymi w latach 1833-2019; (2) badania terenowe, których celem było wykonanie zdjęć fitosocjologicznych i spisów florystycznych; oraz (3) badania kameralne, obejmujące określenie charakterystyk fitocenotycznych i przestrzennych oraz ich trwałości i genezy, także wyznaczenie potencjału do świadczenia usług ekosystemowych (ES) przez badane SFP. Wyniki opracowano statystycznie (rozdz. 4.9).

4.1. Zmiany pokrycia terenu płatami leśnymi i zadrzewionymi

W oparciu o: arkusze map historycznych z lat 1833, 1893, 1923, 1952 oraz mapy współczesne (*Web Map Service, WMS*) z roku 1986 (mapa topograficzna) i lat 2018/2019 (ortofotomapa) dokonano analizy zmian pokrycia terenu badanych mezoregionów (RP-S i RN) płatami leśnymi i zadrzewionymi (tabela 5).

Tabela 5. Warstwy rastrowe wykorzystywane do analiz historycznych oraz ich charakterystyka

Wykorzystane źródło analogowe	Skala	Lata
ur-messtischblatt (Hartnack, 1934)	1:25 000	około 1833
messtischblatt (<i>Karte des Deutschen Reiches</i> ; Hartnack, 1934)	1:100 000	około 1893, 1923
mapa topograficzna	1:25 000	1952
	1:10 000	1986, WMS
ortofotomapa	1:10 000	2018/2019
Bank Danych o Lasach (BDL)	1:10 000	2018/2019

Określenie pokrycia terenu posłużyło do wyznaczenia wskaźnika lesistości badanych mezoregionów w ww. latach. Oparto się na powszechnie stosowanym wzorze:

$$L = \frac{PPLZ (ha)}{PM (ha)} * 100\%$$

gdzie:

L – wskaźnik lesistości (%);

PPLZ – powierzchnia płatów leśnych i zadrzewionych (ha);

PM – powierzchnia mezoregionu (ha).

Podstawowym narzędziem wykorzystywanym do przeprowadzenia analiz przestrzennych w obrębie dwóch badanych mezoregionów był program Quantum GIS 3.16 (QGIS). Historyczne mapy topograficzne zostały skalibrowane do oryginalnych układów współrzędnych (Gauss – Kruger strefa 5). Na ich podstawie wykonano wektorowe mapy pokrycia terenu płatami leśnymi i zadrzewionymi. Po dokonaniu rasteryzacji utworzonych warstw wektorowych, w programie Fragstats v4.2.1., wyznaczono następujące charakterystyki przestrzenne płatów: powierzchnia (*AREA*), wskaźniki kształtu (*CIRCLE*, *SHAPE*, *FRAC*), wskaźniki izolacji (*PROX* i *ENN*), które opisano w podrozdziale 4.5.2. Wszystkie rekordy (zbiór informacji) wykorzystane i utworzone na potrzeby przeprowadzenia analiz w ujęciu historycznym stanowią bazę danych (o rozmiarze 152 GB) dostępną w Katedrze Kształtowania Środowiska (ZUT w Szczecinie). W wynikach badań przedstawiono mapy lesistość Równiny Pyrzycko-Stargardzkiej i Równiny Nowogardzkiej wraz ze szczegółową analizą danych.

4.2. Trwałość badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych w krajobrazie

Na podstawie przeprowadzonej rejestracji map archiwalnych oraz digitalizacji płatów leśnych i zadrzewionych na przestrzeni lat 1833-2019 na podstawie utworzonej bazy danych (rozd. 4.1), określono trwałość badanych SFP w krajobrazie.

Przeprowadzone analizy pozwoliły na utworzenie trzystopniowej skali uwzględniającej wiek badanych wysp na RP-S i RN (tabela 6).

Tabela 6. Skala trwałości badanych SFP na terenie RP-S i RN

Stopień trwałości	Wiek SFP
1 – mała	≤ 32
2 – średnia	33-66
3 – duża	> 66

W wynikach badań przedstawiono (w formie tabelarycznej) podział leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych wg przyjętej skali trwałości.

4.3. Geneza badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych

W celu określenia genezy badanych SFP dokonano analizy map topograficznych, rolniczo-glebowych (skala: 1:5 000) i Numerycznego Modelu Terenu (*NMT*, skala: 1:10 000), co pozwoliło na wytypowanie czynników naturalnych determinujących obecność badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych w krajobrazie RP-S i RN. W tym celu wykorzystano oprogramowanie Quantum GIS 3.16, gdzie określono dominację danego czynnika mającego wpływ na występowanie SFP w krajobrazie rolniczym (Pieńkowski i in., 2019):

- 1. obecność słabych gleb (S)** – mało przydatnych do użytkowania rolniczego o niskich klasach bonitacyjnych: IVa, IVb, V, VI i nieużytki;
- 2. hipsometria terenu (H)** – duże nachylenie terenu ograniczające działalność rolniczą;
- 3. podmokłość (W)** – nadmierne uwilgotnienie terenu niekorzystnie kształtujące warunki do rolniczego wykorzystania gruntów.

Dobór czynnika glebowego (S) dotyczył wysp położonych na terenach o nieodróżnionej hipsometrii i słabej jakości gleby. Natomiast w przypadku SFP położonych na obszarach o zróżnicowanej hipsometrii (znacznym nachyleniu, spadku terenu), a jednocześnie złych warunkach glebowych, czynnikiem decydującym była hipsometria (H). Badane leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe występujące na terenach podmokłych, zostały zaklasyfikowane do grupy obiektów związanych ze wskaźnikiem nadmiernego uwilgotnienia gruntów (W). Wyżej wymienione czynniki posłużyły do wyróżnienia 10 poligonów badawczych w obrębie dwóch mezoregionów,

gdzie wytypowano i scharakteryzowano 200 SFP (poligony zostały zobrazowane i opisane w rozdziale 3: Charakterystyka obszaru badań).

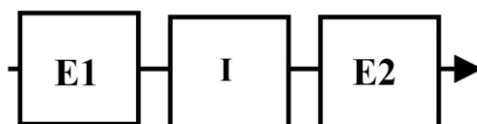
Wszystkie rekordy (zbiór informacji) wykorzystane i utworzone na potrzeby przeprowadzenia w/w analiz stanowią bazę danych (o rozmiarze 1,02 GB) dostępną w Katedrze Kształtowania Środowiska (ZUT w Szczecinie). W wynikach badań przedstawiono w formie rycin: zróżnicowanie czynników naturalnych warunkujących liczbę badanych SFP oraz ich rozmieszczenie w obrębie RP-S i RN.

4.4. Badania terenowe

Badaniami terenowymi (florystyczno-fitosocjologicznymi) objęto 200 wytypowanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych (SFP) usytuowanych w młodogłacjalnym krajobrazie rolniczym Pomorza Zachodniego na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej (RP-S) i Równinie Nowogardzkiej (RN).

Badania przeprowadzono w okresie wegetacyjnym (maj-wrzesień): na RP-S w latach 2016-2018 oraz na RN w latach 2018-2020. Posługując się metodą marszrutową, w określonych transektach, wykonano zdjęcia fitosocjologiczne na powierzchniach badawczych (Wysocki i Sikorski, 2014), oraz spisy gatunków roślin wg klasycznej metody Braun-Blanquet'a (Dzwonko, 2007). Długość transektu oraz liczba zdjęć fitosocjologicznych uzależniona była od powierzchni SFP.

Wyspy badano wykonując zdjęcia fitosocjologiczne w postaci transektu. Transekt składał się z powierzchni badawczych, określanych jako strefa zewnętrzna – ekoton (E) i strefa wewnętrzna – interior (I). Na rys. 13 przedstawiono schematyczny przebieg transektu.



Rysunek 13. Schemat wykonania zdjęć fitosocjologicznych w transekcje (E – ekoton, I – interior)

Zdjęcia fitosocjologiczne wykonane na danej powierzchni badawczej zawierało następujące informacje: (1) skład gatunkowy w podziale na ekoton (E) i interior (I); (2) pokrycie – udział procentowy poszczególnych gatunków roślin; (3) struktura warstwowa (drzewa – A, krzewy – B, roślinność zielna – C). Ilościowość gatunków (pokrycie) oszacowano w 7 stopniowej skali, gdzie oznaczenie: r i $+$ to 1% pokrycia

terenu, a 1, 2, 3, 4, 5 oznaczają: 5%, 17,5%, 37,5%, 62,5%, 87,5%, odpowiednio (Affek i in., 2021). Nazwy gatunków roślin naczyniowych podano za Mirkiem i in. (2002).

Wykonane zdjęcia fitosocjologiczne posłużyły do wyróżnienia zbiorowisk roślinnych (Matuszkiewicz, 2007). Zbiorowiska te zakwalifikowano do wyższych jednostek fitosocjologicznych, np. klasy lub rzędu, na co wpływ miała niewielka powierzchnia badanych SFP oraz mało zróżnicowany skład florystyczny; niejednokrotnie były to tzw. zbiorowiska kadłubowe (Matuszkiewicz, 2007).

W pracach kameralnych skład gatunkowy roślin stwierdzonych na terenie RP-S i RN scharakteryzowano pod względem wybranych cech. Informacje te zestawiono w tabeli analitycznej (załącznik nr 1), która uwzględnia gatunki:

- 1) przynależne do poszczególnych form życiowych (Rutkowski 2008);
- 2) przynależne do poszczególnych grup geograficzno-historycznej (Żukowski i Jackowiak, 1995);
- 3) wskaźnikowe starych lasów (Dzwonko i Loster, 2001);
- 4) związane z siedliskiem leśnym (Witkowska-Żuk, 2013);
- 5) niezwiązane z siedliskiem leśnym;
- 6) miododajne (Affek, 2018; Pogorzelec, 2019);
- 7) jadalne (Stryamets i in., 2015; Fijołek, 2017; Vári i in., 2020);
- 8) lecznicze i zielarskie (Strzelecka, Kowalski, 2000; Vári i in., 2020);
- 9) przeciwerozojne (Zajączkowski i in., 2001; Jończyk, 2003; Głazewski i Piechowicz, 2009; Olszewski, 2009; Borek i in., 2018; Scotton, 2021).

Informacje te były podstawą do scharakteryzowania badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych pod kątem florystycznym, w tym określeniu gatunków wskaźnikowych starych lasów i typowo leśnych, oraz oceny ich potencjału do świadczenia usług ekosystemowych (ES) przez SFP.

Pozyskane informacje z wykonanych zdjęć fitosocjologicznych na powierzchniach badawczych posłużyły do utworzenia bazy danych (o rozmiarze 51,7 MB) dostępnej w Katedrze Kształtowania Środowiska (ZUT w Szczecinie). W wynikach badań dane te przedstawiono w formie opisowej i tabelarycznej, jako charakterystyki fitocenotyczne badanych SFP (wskaźniki różnorodności) oraz zbiorowiska roślinne.

4.5. Fitocenotyczne cechy badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych

Za fitocenotyczne charakterystyki badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych uznano: wskaźniki różnorodności (Simpson'a – D i Shannon'a – H) oraz liczbę gatunków roślin (ogólną – SR, wskaźnikowych starych lasów – GWSL, typowo leśnych – GL, pozostałych – GP). Charakterystyki te zostały wyznaczone oddzielnie dla całej wyspy (ALL) oraz jej poszczególnych części, tj. strefy zewnętrznej (E) i wewnętrznej (I).

Do wyznaczenia wskaźników różnorodności Simpson'a oraz Shannon'a wykorzystano oprogramowanie MultiVariate Statistical Package (MVSP 3.21). W celu wykonania analiz dokonano transformacji danych fitosocjologicznych wg metody Braun-Blanquet'a na skalę porządkową van der Mareel'a (1979). Charakterystykę zastosowanych wskaźników przedstawiono poniżej:

- **wskaźnik różnorodności Simpson'a (D)** wyraża prawdopodobieństwo wylosowania w zbiorowisku dwóch osobników należących do różnych gatunków. Wskaźnik ten uzyskuje tym większe wartości, im mniejsza jest dominacja jednego lub kilku gatunków w zbiorowisku. Gdy każdy osobnik w zbiorowisku należy do innego gatunku, zbiorowisko osiąga największą możliwą różnorodność przy danej liczebności. Wskaźnik Simpson'a waha się w przedziale 0 - 1; im wyższa wartość, tym różnorodność jest większa (Simpson, 1949; Wanic i in., 2005; Wysocki i Sikorski, 2014). Wyraża go wzór:

$$D = 1 - \sum_{i=1}^s p_i^2$$

gdzie:

p_i – proporcja gatunków i w zbiorowisku,

s – liczba gatunków w zdjęciu.

- **wskaźnik różnorodności Shannon'a (H)** mierzy dominację zbiorowisk wielogatunkowych oraz szacuje średnią niepewność, do jakiego gatunku należy każdy losowo wybrany osobnik. Jest miarą zawartości informacyjnej zbiorowiska, a nie konkretnego gatunku (Shannon, 1948; Moore, 2013). Wskaźnik wzrasta wraz z liczbą gatunków w zbiorowisku i stopniem wyrównania ich liczebności; waha się w przedziale od 1,5 do 3,5 (rzadko kiedy osiąga wartość 4,5). Im wyższa wartość, tym większa jest różnorodność (Gaines i in., 1999; Wanic, 2005). Wyraża go wzór:

$$H = - \sum_{i=1}^S (p_i \ln_2 p_i)$$

gdzie:

p_i – udział % i-tego gatunku rośliny;

S – liczba gatunków w zdjęciu.

Wszystkie w/w informacje dotyczące charakterystyk fitocenotycznych badanych SFP pozwoliły na utworzenie bazy danych (o rozmiarze 3,26 MB) dostępnej w Katedrze Kształtowania Środowiska (ZUT w Szczecinie). W wynikach badań przedstawiono w formie opisowej i tabelarycznej statystyki opisowe analizowanych wskaźników różnorodności.

4.6. Przestrzenne cechy płatów leśnych i zadrzewionych oraz badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych

Za przestrzenne cechy płatów leśnych i zadrzewionych oraz badanych SFP uznano: powierzchnię (*AREA*), wskaźniki izolacji (*ENN*, *PROX*) i kształtu (*CIRCLE*, *SHAPE*, *FRAC*). Dodatkowo, dla badanych wysp wyznaczono parametr izolacji *I*, uwzględniający specyfikę ła krajobrazowego. W celu określenia przestrzennego rozmieszczenia badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych wyznaczono wskaźnik *NNI* (*Nearest Neighbour Index*).

Wybrane charakterystyki przestrzenne płatów na przestrzeni lat 1833-2019 oraz badanych leśnych lub zadrzewionych wysp środowiskowych zostały wyznaczone w programie Fragstats v4.2.1 oraz Quantum GIS 3.16. (dla wskaźnika izolacji *I*). Charakterystykę zastosowanych wskaźników przedstawiono poniżej:

- **powierzchnia płata (*AREA*)** – powierzchnia wyspy (m²),

$$AREA = a_{ij} \left(\frac{1}{10\ 000} \right)$$

gdzie:

a_{ij} – powierzchnia płata (m²),

- **wskaźnik izolacji *ENN* (*Euclidean Nearest-Neighbor Distance*)** – współczynnik najbliższego sąsiedztwa, określający średnią odległość pomiędzy brzegami płatów (m).

$$ENN = h_{ij}$$

gdzie:

h_{ij} – odległość (m) od pola ij do najbliższego sąsiedniego obszaru tego samego typu (klasy), w oparciu o odległość od krawędzi obszaru do krawędzi, obliczoną od środka komórki do środka komórki,

- **wskaźnik izolacji PROX (Proximity Index)** – wskaźnik bierze pod uwagę rozmiar i odległość wszystkich płatów znajdujących się w określonym promieniu poszukiwania. Określa ilościowo kontekst przestrzenny płatu siedliska w stosunku do jego sąsiadów. Odróżnia rzadkie rozmieszczenie małych płatów od dużych. Indeks ten najlepiej nadaje się do oceny krajobrazów o „dużym kontraście”, w których badane obiekty różnią się od otaczającej matrycy. Wartości *PROX* są wysokie, gdy płat otoczony jest większymi i/lub bliższymi obiektami tego samego typu i zmniejsza się, gdy płaty stają się mniejsze i/lub występują rzadziej (Gustafson i Parker, 1994). W obrębie analizowanego wskaźnika przyjęto sześć promieni poszukiwań: 100 m, 200 m, 500 m, 1000 m, 2000 m i 4000 m.

$$PROX = \sum_{g=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$$

gdzie:

a_{ij} – powierzchnia (m^2) pola ijs w określonym sąsiedztwie (m) pola ij ,

h_{ijs} – odległość (m) między płatem ijs , a polem ijs , na podstawie odległości od krawędzi do krawędzi, obliczonej od środka komórki do środka komórki.

- **wskaźnik izolacji wyspy (I)** wynika z dominacji tła krajobrazowego w miejscu jej usytuowania. Wskaźnik ma wartość od > 0 do 10, gdzie wynik zbliżony do zera oznacza znikomą izolację, natomiast liczba 10 określa całkowicie odizolowaną wyspę (Pieńkowski i Podlasiński, 2017). Wskaźnik wyliczono dla sześciu promieni poszukiwań: 100 m, 200 m, 500 m, 1000 m, 2000 m i 4000 m.

$$I = (10 - D)$$

gdzie:

D – wskaźnik dominacji tła krajobrazowego.

- **wskaźnik kształtu (Related Circumscribing Circle, CIRCLE)** – wskaźnik kształtu płatów, opisujący stopień ich skomplikowania; niezależny od wielkości płata:

$$CIRCLE = 1 - \left[\frac{a_{ij}}{a_{ij}^s} \right]$$

gdzie:

a_{ij} – powierzchnia płata (m^2),

a_{ij}^s – powierzchnia najmniejszego opisanego okręgu wokół płata (m^2).

CIRCLE = 0 – okrągły płat,

CIRCLE = 1 – wydłużony płat,

- **wskaźnik kształtu (Shape Index, *SHAPE*)** – kształt płata,

$$SHAPE = \frac{p_{ij}}{\min p_{ij}}$$

gdzie:

p_{ij} – obwód płata uwzględniający powierzchnię wszystkich komórek (rastrów),
 $\min p_{ij}$ – minimalny obwód płata ij pod względem liczby powierzchni komórek,
 $SHAPE \geq 1$ – płat posiada kształt nieregularny (wydłużony),
 $SHAPE = 1$ – płat posiada kształt koła (okrągły lub prawie okrągły płat),

- **wskaźnik kształtu (Fractal Dimension Index, *FRAC*)** odzwierciedla złożoność kształtu w różnych skalach przestrzennych uwzględniając wielkość płata:

$$FRAC = \frac{2 \ln (25 p_{ij})}{\ln a_{ij}}$$

gdzie:

p_{ij} – obwód płata (m),
 a_{ij} – powierzchnia płata (m²).

$$1 \leq FRAC \leq 2$$

$FRAC = 1$ – kształty o bardzo prostych obwodach (np. kwadrat),
 $FRAC = 2$ – kształty o bardzo zawiłych obwodach.

Wskaźnik *NNI* jest jedną z miar rozproszenia przestrzennego, określanym jako stosunek średniej odległości między najbliższymi punktami w danym zbiorze danych, a ich oczekiwaną losową odległością. Jest to metoda oceny stopnia, w jakim przestrzenny wzorzec punktowy odbiega od losowości w kierunku skupienia lub regularności. *NNI* waha się od 0,00 (całkowite zgrupowanie) do 2,15 (kompletna regularność). Wartość 1,00 oznaczana idealne losowe rozmieszczenie punktów badawczych (Clark i Evans, 1954; Grzegorzczak, 2009; Philo i Philo, 2021). Określa go wzór:

$$R_n = \frac{D (Obs)}{0 * 5 \sqrt{\frac{a}{n}}}$$

gdzie:

R_n – wielkość wskaźnika *NNI*,
 $D (Obs)$ – średnia zaobserwowana odległość do najbliższego płata,
 a – badana powierzchnia,
 n – liczba punktów badawczych.

Wszystkie w/w informacje dotyczące charakterystyk przestrzennych badanych SFP pozwoliły na utworzenie bazy danych (o rozmiarze 1,54 GB) dostępnej w Katedrze Kształtowania Środowiska (ZUT w Szczecinie). W wynikach badań przedstawiono w formie opisowej i tabelarycznej statystyki opisowe analizowanych wskaźników przestrzennych.

4.7. Potencjał badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych do świadczenia usług ekosystemowych

Potencjał do świadczenia usług ekosystemowych (ES) przez badane leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe określono poprzez identyfikację poszczególnych wskaźników za Solonem i in. (2017). Łącznie wybrano do analizy dziewięć świadczeń ekosystemowych, których wartość wyliczono lub oszacowano na podstawie dziewięciu wskaźników (tabela 7). Usługi i ich wskaźniki podzielono według sekcji świadczeń zgodnie z klasyfikacją CICES V5.1. – zaopatrzenie, regulacja i utrzymanie oraz kultura (Haines-Young i Potschin, 2018).

Tabela 7. Wybrane świadczenia ekosystemowe analizowane w oparciu o stwierdzone gatunki roślin na terenie badanych mezoregionów

Lp.	Kod CICES V5.1.	Usługa ekosystemowa	Wskaźnik	Jednostka/miara	Akronim
<i>Zaopatrzenie</i>					
1	1.1.3.1.	miód	potencjał do produkcji miodu	kg*ha ⁻¹	MIÓD
2	1.1.5.1.	rośliny jadalne	obfitość gatunków roślin jadalnych oraz gatunków wytwarzających jadalne owoce	-	OW_JAD
3	1.1.5.1.	rośliny lecznicze	liczba gatunków leczniczych	-	ROŚ_LEC Z
<i>Regulacja i utrzymanie</i>					
4	2.2.1.1.	przeciwdziałanie erozji gleby	odporność SFP na erozję	-	EROZJA
5	2.2.2.2.	dyspersja nasion	zdolność do rozprzestrzeniania się wskaźnikowych gatunków starych lasów	m·rok ⁻¹	NASIONA
6	2.2.3.2.	kontrola chorób	wydajność emisji fitoerozoli, w tym fitoncydów	-	FITOAERO
7	2.2.6.2.	regulacja składu atmosfery	wydajność emisji tlenu	t·ha ⁻¹ ·rok ⁻¹	TLEN
<i>Kultura</i>					
8	3.1.1.1.	przydatność rekreacyjna	odporność na użytkowanie rekreacyjne	osoba·ha ⁻¹ ·doba ⁻¹	REKR
9	3.1.2.4.	podnoszenie walorów estetycznych	gatunki drzew i krzewów	-	ESTET

W celu oszacowania potencjału badanych wysp środowiskowych do dostarczania wybranych usług ekosystemowych przeanalizowano łącznie skład gatunkowy 754 zdjęć fitosocjologicznych (RP-S: 324 zdjęcia, RN: 430 zdjęć) wykonanych w obrębie 200 wytypowanych SFP. Metodą fitosocjologiczną oszacowano pokrycie gatunkiem roślin

w danej warstwie. W przypadku analiz ilościowych przeklasyfikowano skalę ilościowości Brauna-Blanquet'a, stosowaną w badaniach terenowych, do średniej procentowej skali pokrywy roślinnej (r/+ – 1%; 1 – 5%; 2 – 17,5%; 3 – 37,5%; 4 – 62,5%; 5 – 87,5%) (Affek i in., 2021). Podejście do oceny poszczególnych usług ekosystemowych było zróżnicowane i obejmowało dodatkowo, poza w/w wytycznymi, indywidualne podejście wynikające ze specyfiki danego świadczenia (w załączniku nr 7 przedstawiono skalę potencjału ES dla poszczególnych wskaźników):

- „miód” – wykorzystano: (1) dane o pokryciu roślin miododajnych w runie oraz w warstwie drzew i krzewów; (2) informacje o potencjale produkcyjnym miodu poszczególnych gatunków roślin ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) (Affek, 2018; Pogorzelec, 2019). Potencjał do świadczenia usługi MIÓD wyznaczono poprzez sumę wszystkich ilorazów pokrycia roślin miododajnych w zdjęciu fitosocjologicznym i potencjału produkcyjnego w odniesieniu do miodu dla danej rośliny.
- „rośliny jadalne” – wykorzystano: (1) spisy gatunkowe wykonane w ramach badań terenowych; (2) informacje o możliwości wykorzystania roślin do celów spożywczych (Stryamets i in., 2015; Fijołek, 2017; Vári i in., 2020). Do oceny potencjału świadczenia usługi OW_JAD wykorzystano proporcję występujących w obrębie badanej SFP gatunków roślin jadalnych do całkowitej liczby gatunków roślin w wyspie (Kowalska i in., 2021);
- „rośliny lecznicze” – wykorzystano: (1) spisy gatunkowe wykonane w ramach badań terenowych; (2) informacje o możliwości wykorzystania roślin do celów leczniczych (Strzelecka i Kowalski, 2000; Witkowska-Żuk, 2013; Vári i in., 2020). Do oceny potencjału świadczenia usługi ROŚ_LECZ wykorzystano proporcję występujących w obrębie badanej SFP gatunków roślin leczniczych do całkowitej liczby gatunków w wyspie (Kowalska i in., 2021);
- „przeciwdziałanie erozji gleby” – wykorzystano: (1) dane o pokryciu roślin o cechach przeciwoerozyjnych; (2) informacje o roślinach o cechach przeciwoerozyjnych (Zajączkowski i in., 2001; Jończyk, 2003; Głazewski i Piechowicz, 2009; Olszewski, 2009; Borek i in., 2018; Scotton, 2021). Potencjał do świadczenia usługi EROZJA wyznaczono poprzez sumę wszystkich ilorazów pokrycia gatunków roślin o cechach przeciwoerozyjnych w danym zdjęciu fitosocjologicznym i skali punktowej opracowanej na podstawie dostępnej wskazanej literatury przedmiotu;

- „dyspersja nasion” – wykorzystano: (1) dane o pokryciu gatunków wskaźnikowych starych lasów w runie oraz w warstwie krzewów; (2) informacje o mechanizmach dyspersji roślin wskaźnikowych starych lasów, tj. typy rozprzestrzeniania diaspor roślin oraz zdolności migracyjne nasion ($m \cdot y^{-1}$) (Brunet i Oheimb, 1998; Dzwonko i Loster, 2001; Dzwonko, 2001a; 2001b; Petersen i Philipp, 2001; Heinken, 2004; Vittoz i Engler, 2007; Orczewska, 2009b; 2011; Fokuhl i in., 2019). Potencjał do świadczenia usługi NASIONA wyznaczono poprzez sumę wszystkich ilorazów pokrycia gatunków roślin wskaźnikowych starych lasów w danym zdjęciu fitosocjologicznym i zdolności migracyjnych nasion (załącznik nr 2).
- „kontrola chorób” – potencjał do świadczenia usługi FITOAERO wyznaczono w oparciu o informacje o właściwościach danego zbiorowiska roślinnego do produkcji fitoerozoli, w tym fitoncydów (Krzymowska-Kostrowicka, 1997);
- „regulacja składu atmosfery” – potencjał do świadczenia usługi TLEN wyznaczono w oparciu o informacje dotyczące możliwości danego zbiorowiska roślinnego do produkcji tlenu (Krzymowska-Kostrowicka, 1997; Solon i in., 2017);
- „przydatność rekreacyjna” – potencjał do świadczenia usługi REKR wyznaczono w oparciu o informacje dotyczące przydatności rekreacyjnej danego zbiorowiska roślinnego (Krzymowska-Kostrowicka, 1997);
- „podnoszenie walorów estetycznych” – wykorzystano: (1) informacje o możliwości zastosowania drzew i krzewów w zależności od ich funkcji estetycznych (Zajączkowski i in., 2001), (2) dane o pokryciu roślin w warstwie drzew i krzewów. Potencjał do świadczenia usługi ESTET wyznaczono poprzez sumę wszystkich ilorazów pokrycia roślin o funkcjach estetycznych w zdjęciu fitosocjologicznym i ich oceny za Zajączkowskim i in. (2001).

Ocena potencjału usług ekosystemowych została opracowana na podstawie dwóch skali rangowych opracowanych (oddzielnie dla każdego wytypowanego wskaźnika), które uzależnione były od specyfiki danej usługi oraz od dostępnych danych literaturowych (załącznik nr 6). Podział na dwie skale nie miał wpływu na ostateczny wynik wskazujący na ogólny potencjał danej SFP do świadczenia ES (MESLI – *Multiple Ecosystem Services Landscape Index*).

W przypadku wskaźników FITOAERO, TLEN i REKR przyjęto skalę od 1 do 3 (mały, średni, duży potencjał, odpowiednio), gdyż o ich potencjale świadczyło zbiorowisko roślinne danej wyspy środowiskowej, którego wartość (ocena oszacowana) określono na podstawie wskazanej literatury (Krzymowska-Kostrowicka, 1997). W odniesieniu do pozostałych usług, uzyskane wartości (ocena wyliczona) pojedynczych wskaźników potencjału SFP do świadczenia usług ekosystemowych przekształcono do skali rangowej od 0 do 5, gdzie 0 oznacza brak potencjału, 1 – bardzo mały, 2 – mały, 3 – średni, 4 – duży, 5 – bardzo duży potencjał.

Wybrane wskaźniki potencjału usług ekosystemowych wykorzystują różne miary, takie jak: ilościowość danego gatunku wyrażona w procentach, tony na hektar czy metr na rok, oraz ocenę szacunkową, tj. mała, średnia, duża. Są to wskaźniki proste wyrażone w skali od 1 do 3 oraz od 0 do 5. W celu interpretacji uzyskanych danych oraz porównania badanych obiektów dokonano ich normalizacji do wskaźników złożonych, będących matematyczną kombinacją wskaźników cząstkowych (Solon i in., 2017). Normalizację, zwaną MESLI (Rodríguez-Loinaz i in., 2015), przeprowadzono oddzielnie dla wszystkich dziewięciu wybranych usług ekosystemowych, uzyskując wartość od 0 do 1. Wybrany sposób normalizacji określa wzór:

$$ES_{norm} = \frac{X_{ES} - X_{min}}{X_{max} - X_{min}}$$

gdzie:

ES_{norm} – znormalizowana wartość usługi ekosystemowej,
 X_{ES} – przypisana zgodnie z przyjętą skalą wartość usługi ekosystemowej,
 X_{min} – najniższa wartość usługi ekosystemowej w przyjętej skali,
 X_{max} – najwyższa wartość usługi ekosystemowej w przyjętej skali.

Znaczenie wartości X_{max} i X_{min} zależy od teoretycznego modelu danych i celu analizy. Podejście to jest przydatne, gdyż w pracy przyjęto różne wskaźniki wyrażane w odmiennych skalach wielkościowych i różnych jednostkach, a wymagały one wzajemnego porównania i/lub wchodziły one łącznie w skład wskaźników złożonych (Solon i in., 2017).

Na podstawie uzyskanych wartości *MESLI* dla wszystkich leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych oraz ich uśrednieniu, utworzono ostateczną skalę rangową, na podstawie której dokonano klasyfikacji każdego z obiektów. Skala przyjęła zakres od 0 do 5, gdzie 0 to brak potencjału, 1 – bardzo mały potencjał, 2 – mały potencjał, 3 – średni potencjał, 4 – duży potencjał, a 5 wyraża potencjał najwyższy do świadczenia usług ekosystemowych.

Wszystkie w/w informacje dotyczące oceny potencjału do świadczenia usług ekosystemowych badanych SFP pozwoliły na utworzenie bazy danych (o rozmiarze 127 MB) dostępnej w Katedrze Kształtowania Środowiska (ZUT w Szczecinie). W wynikach badań przedstawiono w formie tabelarycznej syntetyczną matrycę potencjału usług ekosystemowych, a w załączniku nr 7 pełną matrycę potencjału ES (z podziałem na wszystkie badane SFP).

4.8. Analizy statystyczne

Do analiz statystycznych wykorzystano program Statistica w wersji 13. Testowanie różnic pomiędzy średnimi wykonano przy użyciu jednoczynnikowej analizy wariancji (ANOVA). Analizy te objęły: zmiany powierzchni płatów leśnych i zadrzewionych na przestrzeni lat 1833-2019 oraz charakterystyki fitocenotyczne i przestrzenne badanych SFP. Grupy jednorodne wyznaczano przy zastosowaniu testu Duncan'a, przy poziomie istotności równym $\alpha = 0,05$ (trwałość i geneza SFP). Zależności między charakterystykami fitocenotycznymi, a przestrzennymi badanych wysp środowiskowych określono przy pomocy modelu regresji wielorakiej, gdzie do wyznaczania najbardziej dostosowanego do danych modelu wykorzystano analizę regresji krokowej postępującej.

W celu określenia ogólnego wzorca zróżnicowania przestrzennego gatunków roślin wskaźnikowych starych lasów przeprowadzono analizę ordynacji przy wykorzystaniu oprogramowania CANOCO 4.5.. Jako technikę ordynacji pośredniej posłużono się nietendycyjną analizą zgodności (DCA), zaś jako metodę usuwania trendu wybrano metodę segmentacji.

5. Wyniki

5.1. Zmiany pokrycia terenu płatami leśnymi i zadrzewionymi

Analizy historyczne pokrycia terenu badanych mezoregionów objęły szereg zmiennych przestrzennych: lesistość; wskaźniki kształtu *CIRCLE*, *SHAPE* i *FRAC*; oraz wskaźniki izolacji *ENN* i *PROX*. Dobór wskaźników pozwolił na przedstawienie procesu kształtowania się terenów leśnych i zadrzewionych na RP-S i RN na przestrzeni lat 1833-2019. Analizami objęto wszystkie płaty leśne i zadrzewione występujące w danym roku (tabela 9).

Lesistość. Analiza historycznej ewolucji lesistości obu regionów wykazała, że badane obszary charakteryzowały się dynamiczną i rozdrobnioną strukturą leśną (tabela 8). Do końca XIX w. następowało spontaniczne jak i celowe zalesianie badanych obszarów, co skutkowało stopniowym wzrostem zarówno całkowitej powierzchni leśnej, jak i liczby płatów leśnych i zadrzewionych. Do pierwszej połowy XX wieku połączenie zalesiania i wylesiania doprowadziło do zwiększenia fragmentacji lasów, co przyczyniło się do spadku lesistości na RP-S i RN. Podczas gdy całkowita powierzchnia lasu i liczba płatów leśnych i zadrzewionych wzrosły, ich średnia powierzchnia zmniejszyła się. Po drugiej połowie XX wieku zauważalny był szybki przyrost obszarów leśnych i zadrzewionych na obu obszarach.

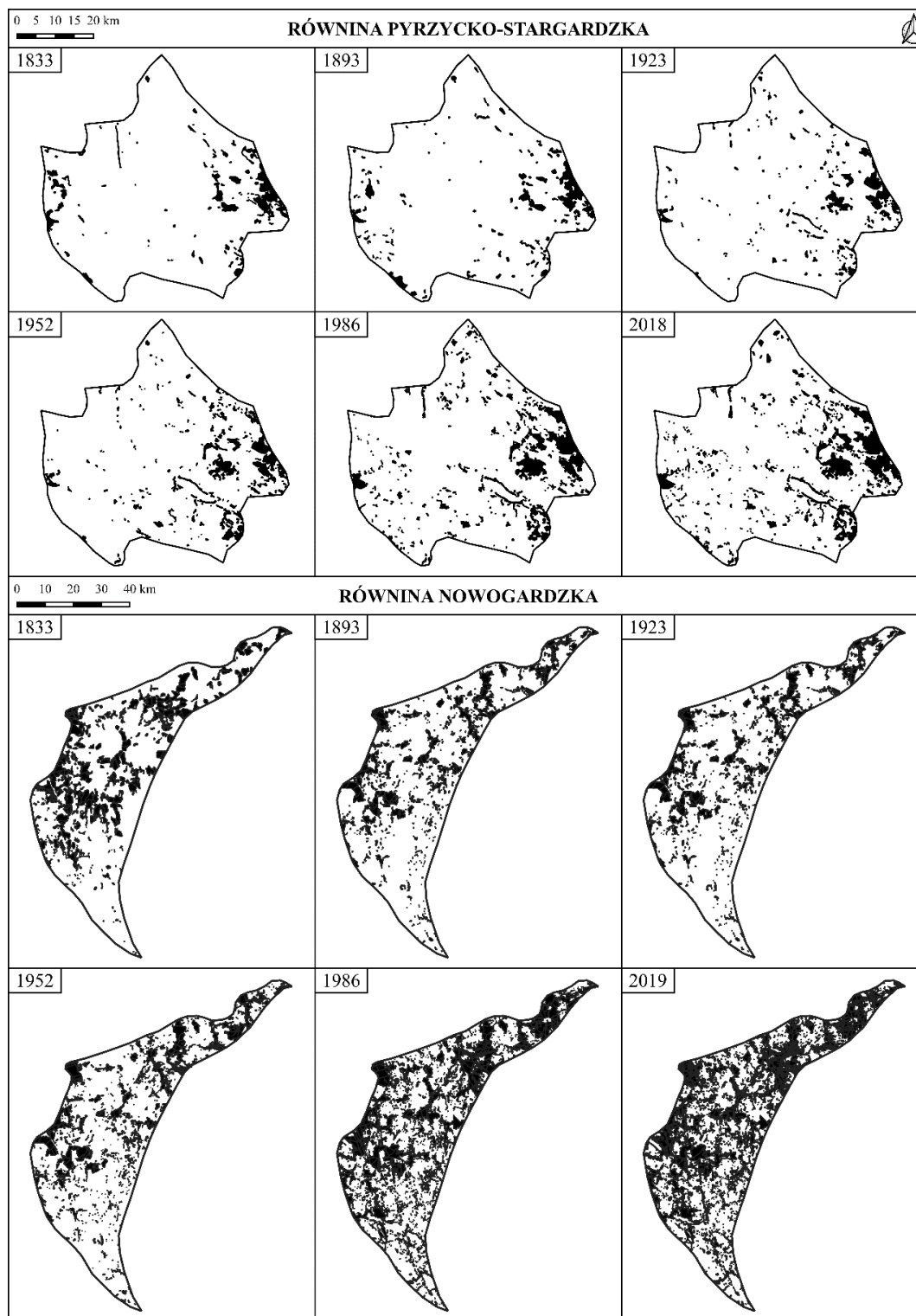
Tabela 8. Zmiany lesistości w obrębie RP-S i RN w latach 1833-2019 (opracowanie na podstawie badań własnych)

Mezoregion	Rok					
	1833	1893	1923	1952	1986	2018/2019
	Lesistość (%)					
RP-S	3,61	3,76	3,44	4,56	6,80	7,49
RN	18,75	19,70	14,11	14,67	26,01	28,35

Ogólna powierzchnia lasów na RP-S w latach 1833 – 2018 wzrosła o 3 405 ha (ok. 52%). Na terenie Równiny Nowogardzkiej również zaobserwowano wzrost lesistości na przestrzeni badanych lat o ok. 34% (10 750 ha).

W 1833 roku lesistość na RP-S wynosiła zaledwie 3,61%, natomiast w obrębie RN – 18,75%. Najwyższy stopień pokrycia powierzchni lasem na obu analizowanych obszarach stwierdzono w ostatnim z badanych okresów (2018/2019). Zaobserwowano jednocześnie stały wzrost lesistości zarówno w przypadku RP-S jak i RN (rys. 14). Największy przyrost zanotowano w okresie 1952-1986, gdzie na obszarze RP-S zalesiono

1 974 ha gruntów ornych, natomiast na RN 12 694 ha. Wyjątkiem był okres 1893-1923, kiedy to w obrębie obu analizowanych mezoregionów nastąpił spadek lesistości, związany z fragmentacją większych płatów leśnych i pojawianiem się małych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych (SFP).



Rysunek 14. Zmiany pokrycia terenu płatami leśnymi i zadrzewionymi RP-S i RN w latach 1833-2018-2019 (opracowanie na podstawie badań własnych)

W analizowanych latach na obu obszarach liczba płątów leśnych i zadrzewionych sukcesywnie rosła. Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej zwiększyła się ze 162 (1833 r.) do 668 w 2018 roku, natomiast na RN z 645 (1833 r.) do aż 4 114 płątów (2019 r.) (tabela 9).

Tabela 9. Liczba płątów leśnych i zadrzewionych w obrębie badanych mezoregionów w latach 1833-2018/2019

Mezoregion	Lata					
	1833	1893	1923	1952	1986	2018/2019
RP-S	162	181	219	346	579	668
RN	645	745	816	2294	3318	4114

W obrębie badanych mezoregionów stwierdzono stały wzrost liczby leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych o powierzchni od 0,01 do 22,00 ha, co oznaczało, że większość występujących płątów w analizowanych latach, na obu równinach, można było określić mianem SFP. Ich udział w ogólnej liczbie płątów leśnych i zadrzewionych wahał się na RP-S od ok. 77% w 1833 roku do ok. 91% w 2018 r., a na RN w 1833 roku te obiekty stanowiły ok. 68%, a w 2019 roku już 91% (tabela 10).

Tabela 10. Udział (%) SFP w ogólnej liczbie płątów leśnych i zadrzewionych w obrębie badanych RP-S i RN w latach 1833-2018/2019

Mezoregion	Lata					
	1833	1893	1923	1952	1986	2018/2019
RP-S	76,54	81,22	85,84	92,20	91,54	91,17
RN	67,60	70,34	82,35	92,81	91,89	91,35

Istotnym zjawiskiem w analizowanym okresie był wzrost liczby płątów leśnych przy jednoczesnym spadku ich średniej powierzchni. W przypadku RP-S średnia powierzchnia płąta wynosiła od ok. 20 ha w 1833 r., do ok. 10 ha w roku 2018. Analogiczną zależność stwierdzono na obszarze RN, gdzie w 1833 r. średnia powierzchnia płąta leśnego kształtowała się na poziomie ok. 33 ha, a w 2019 r. – 8 ha. Powierzchnie płątów leśnych w badanym przedziale czasowym różniły się od siebie statystycznie w obrębie obu mezoregionów w latach 1833, 1893 i 1952 (tabela 11).

Tabela 11. Zmiany powierzchni (ha) płątów leśnych i zadrzewionych w obrębie RP-S i RN w latach 1833-2018/2019

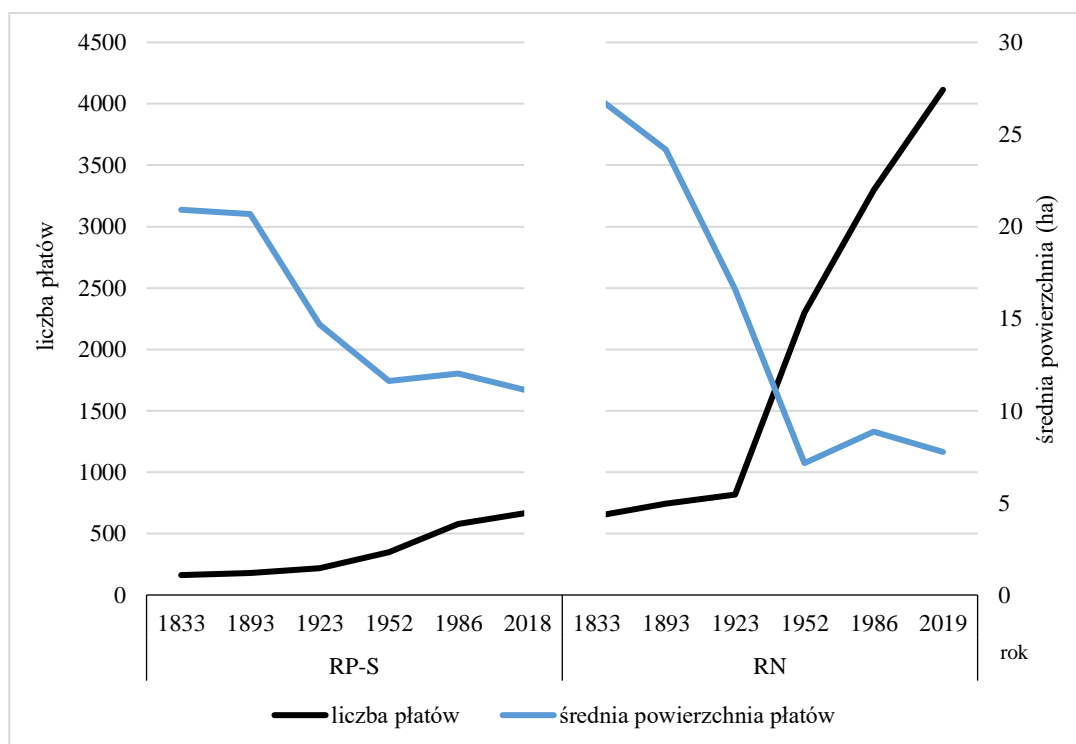
Lata	RP-S					RN					P
	X	SD	Me	zakres	V _s	X	SD	Me	zakres	V _s	
1833	19,78	35,43	5,18	0,09-214,55	179,10	32,55	57,82	8,51	0,06-401,33	177,61	0,0075*
1893	18,33	33,08	6,56	0,28-244,04	180,49	29,61	54,14	8,40	0,33-401,70	182,88	0,0074*
1923	13,83	31,00	3,19	0,45-282,36	224,20	19,36	44,44	3,36	0,19-367,78	229,58	0,0837
1952	11,61	39,24	2,37	0,04-434,57	337,96	7,16	26,01	0,62	0,04-439,85	363,09	0,0061*
1986	10,35	41,52	1,75	0,02-602,08	401,21	8,78	32,32	0,55	0,03-584,21	368,17	0,3027

2018/ 2019	9,87	36,42	1,22	0,01-589,90	369,17	7,77	27,24	0,84	0,01-728,81	350,39	0,0807
---------------	------	-------	------	-------------	--------	------	-------	------	-------------	--------	--------

* różnice statystycznie istotne przy poziomie istotności $\alpha=0,05$; X – średnia, SD – odchylenie standardowe, Me – mediana, zakres – wartość minimalna i maksymalna, V_s – współczynnik zmienności

Na przestrzeni analizowanych lat, w obrębie RP-S zauważono wzrost minimalnej powierzchni pojedynczego płąta do roku 1923, zaś na RN do roku 1893. W następnych latach, powierzchnia obiektów systematycznie malała aż do ok. 0,01 ha w 2018/2019 roku. W odniesieniu do maksymalnej powierzchni płąta, zauważalny był wzrost tej wartości na przestrzeni badanych lat na terenie obu mezoregionów. Wyjątkiem były lata 1893-1923 na RN, gdzie zaobserwowano spadek maksymalnej powierzchni płąta o ok. 8% (do 33,92 ha).

Istotnym zjawiskiem w przypadku obu badanych mezoregionów był wzrost ogólnej liczby płątów przy średniej malejącej ich powierzchni. Wzrost lesistości na obu obszarach wiązał się głównie z powstaniem wielu nowych płątów leśnych o małej powierzchni. Z tego względu, pomimo zwiększającej się latami sumarycznej powierzchni lasów, średnia wielkość leśnych i zadrzewionych płątów na tych obszarach malała (rys. 15).



Rysunek 15. Zróżnicowanie liczby i wielkości płątów leśnych i zadrzewionych na RP-S i RN w latach 1833-2018/2019 (opracowanie na podstawie badań własnych)

Wskaźnik kształtu CIRCLE wyznaczony dla wszystkich płatów leśnych i zadrzewionych na przestrzeni lat, na obu równinach, kształtował się na podobnym poziomie. Leśne i zadrzewione płaty miały kształt nieregularny. Różnica statystycznie istotna pomiędzy RP-S, a RN wystąpiła tylko w 1833 roku (tabela 12).

Tabela 12. Zmiany wskaźnika kształtu *CIRCLE* płatów leśnych i zadrzewionych w obrębie RP-S i RN w latach 1833-2019

Lata	RP-S					RN					P
	X	SD	Me	zakres	V _s	X	SD	Me	zakres	V _s	
1833	0,63	0,19	0,65	0,20-0,99	29,68	0,60	0,17	0,60	0,12-0,95	28,54	0,0470*
1893	0,58	0,18	0,61	0,16-0,91	30,87	0,57	0,17	0,59	0,11-0,93	29,24	0,3305
1923	0,56	0,17	0,55	0,18-0,95	29,93	0,57	0,16	0,58	0,17-0,96	27,44	0,4596
1952	0,61	0,16	0,61	0,19-0,95	27,22	0,61	0,16	0,62	0,17-0,97	26,28	0,4030
1986	0,60	0,16	0,61	0,18-0,96	26,14	0,61	0,17	0,61	0,16-0,99	26,93	0,1600
2018, 2019	0,61	0,18	0,62	0,12-0,98	29,16	0,62	0,16	0,63	0,14-0,97	26,52	0,0993

* różnice statystycznie istotne przy poziomie istotności $\alpha=0,05$; X – średnia, SD – odchylenie standardowe, Me – mediana, zakres – wartość minimalna i maksymalna, V_s – współczynnik zmienności

Wskaźnik kształtu SHAPE wykazał, iż w odniesieniu do obu mezoregionów średnie jego wartości oscylowały na poziomie od 1,50 do 1,70, co oznaczało, że płaty nie miały kształtu koła. Wartości maksymalne w przypadku RP-S i RN oznaczały, że płaty te miały kształt nieregularny (częściej zbliżony do nieregularnego). W latach 1833, 1952 i 2018/ 2019 zanotowano różnice statystycznie istotne pomiędzy płatami leśnymi i zadrzewionymi na RP-S i RN w odniesieniu do wskaźnika *SHAPE* (tabela 13).

Tabela 13. Zmiany wskaźnika kształtu *SHAPE* płatów leśnych i zadrzewionych w obrębie RP-S i RN w latach 1833-2019

Lata	RP-S					RN					P
	X	SD	Me	zakres	V _s	X	SD	Me	zakres	V _s	
1833	1,72	0,62	1,51	1,11-5,68	36,25	1,86	0,42	1,50	1,08-3,61	26,32	0,0010*
1893	1,53	0,34	1,45	1,12-3,04	22,03	1,53	0,36	1,43	1,09-3,61	23,39	0,8024
1923	1,53	0,40	1,40	1,07-3,78	26,25	1,50	0,36	1,40	1,07-3,79	24,23	0,4008
1952	1,63	0,45	1,49	1,07-3,89	27,84	1,55	0,42	1,49	1,00-4,61	27,15	0,0035*
1986	1,61	0,46	1,48	1,08-4,29	28,29	1,64	0,53	1,47	1,00-6,07	32,48	0,3177
2018/ 2019	1,64	0,56	1,48	1,06-6,08	33,82	1,71	0,58	1,55	1,00-5,15	34,00	0,0023*

* różnice statystycznie istotne przy poziomie istotności $\alpha=0,05$; X – średnia, SD – odchylenie standardowe, Me – mediana, zakres – wartość minimalna i maksymalna, V_s – współczynnik zmienności

Wskaźnik kształtu FRAC wykazał, że obwody płatów leśnych na obu mezoregionach cechowały się niewielkim stopniem skomplikowania – średnia wartość osiągnęła maksymalnie 1,10. Na przestrzeni badanych lat, w obrębie RP-S i RN, wskaźnik *FRAC* nie osiągnął wartości 2, co oznaczało, że dane obiekty nie miały bardzo nieregularnych, tj. skomplikowanych kształtów. W latach 1833, 1986 i 2018/2019

wystąpiły różnice statystycznie istotne pomiędzy poszczególnymi płatami na RP-S i RN w odniesieniu do wskaźnika *FRAC* (tabela 14).

Tabela 14. Zmiany wskaźnika kształtu *FRAC* płatów leśnych i zadrzewionych w obrębie RP-S i RN w latach 1833-2019

Lata	RP-S					RN					p
	X	SD	Me	zakres	V _s	X	SD	Me	zakres	V _s	
1833	1,09	0,05	1,08	1,02-1,29	4,42	1,08	0,04	1,07	1,02-1,27	3,63	0,0004*
1893	1,07	0,03	1,07	1,03-1,18	3,05	1,07	0,03	1,06	1,02-1,19	2,97	0,1445
1923	1,07	0,03	1,07	1,02-1,21	3,26	1,07	0,03	1,06	1,02-1,22	3,03	0,3017
1952	1,09	0,04	1,08	1,02-1,23	3,80	1,09	0,05	1,08	1,00-1,32	4,26	0,1780
1986	1,10	0,05	1,08	1,02-1,28	3,91	1,10	0,05	1,09	1,01-1,33	4,70	<0,0001*
2018, 2019	1,10	0,05	1,08	1,02-1,30	4,53	1,11	0,05	1,10	1,00-1,32	4,88	<0,0001*

* różnice statystycznie istotne przy poziomie istotności $\alpha=0,05$; X – średnia, SD – odchylenie standardowe, Me – mediana, zakres – wartość minimalna i maksymalna, V_s – współczynnik zmienności

Badania krajobrazowe dotyczące wskaźnika izolacji ENN wykazały tendencję malejącą na przestrzeni badanych lat w obrębie obu mezoregionów. Najniższe wartości wskaźnik ten osiągnął w ostatnim badanym okresie, na co miał wpływ wzrost liczby płatów oraz zmniejszenie odległości między obiektami. Różnice statystycznie istotne pomiędzy RP-S, a RN wystąpiły na przestrzeni wszystkich badanych lat (tabela 15).

Tabela 15. Zmiany wskaźnika izolacji *ENN* płatów leśnych i zadrzewionych na RP-S i RN w latach 1833-2019

Lata	RP-S					RN					p
	X	SD	Me	zakres	V _s	X	SD	Me	zakres	V _s	
1833	398,50	660,65	105,34	6,71-3520,87	165,78	123,71	83,61	45,61	8,00-2780,07	186,01	<0,0001*
1893	508,52	846,62	189,00	13,42-5492,68	166,49	145,30	100,09	66,57	8,94-3710,24	170,22	<0,0001*
1923	457,24	640,15	181,12	12,00-4352,48	140,00	179,95	145,04	91,33	9,00-1604,78	130,36	<0,0001*
1952	288,30	508,54	93,97	5,00-4914,71	176,39	81,46	234,59	31,24	8,00-1487,85	178,04	<0,0001*
1986	199,57	310,24	69,78	6,71-2421,22	155,45	38,09	247,33	38,09	7,40-1681,95	131,84	<0,0001*
2018, 2019	167,36	260,49	61,15	6,00-2120,97	155,65	18,00	230,12	18,00	9,00-966,03	159,97	<0,0001*

* różnice statystycznie istotne przy poziomie istotności $\alpha=0,05$; X – średnia, SD – odchylenie standardowe, Me – mediana, zakres – wartość minimalna i maksymalna, V_s – współczynnik zmienności

Drugim z badanych wskaźników izolacji wysp środowiskowych przeanalizowanych w latach 1833-2019 była miara PROXIMITY (PROX). Analizy przestrzenne wykonane dla sześciu buforów (100 m, 200 m, 500 m, 1000 m, 2000 m, 4000 m) wykazały zróżnicowane wartości izolacji na obu mezoregionach. Najwyższą wartość *PROX* na RP-S i RN wskaźnik osiągnął w 1986 roku. Co oznaczało, że w tym okresie pojawiło się dużo małych płatów i/lub znajdowały się one w niewielkiej odległości od siebie. Spadek wartości *PROX* w 2018/2019 roku na obu obszarach wskazywał na powstawanie mniejszych obiektów, rozproszonych w krajobrazie. Różnice statystycznie istotne pomiędzy RP-S i RN wystąpiły w latach 1833, 1923, 1956 i 2018/2019 przy

wszystkich promieniach poszukiwań. Nie stwierdzono natomiast istotnych różnic statystycznie w odniesieniu do promieni poszukiwań (tabela 16).

Tabela 16. Zmiany wskaźnika izolacji PROX płatów leśnych i zadrzewionych na RP-S i RN w latach 1833-2018/2019

Lata	RP-S					RN					p
	X	SD	Me	zakres	V _s	X	SD	Me	zakres	V _s	
PROX_100											
1833	630,928	272,67	0,00	0,00-13561,58	272,67	1213,84	3183,63	50,89	0,00-23071,07	262,28	0,0252*
1893	254,177	863,86	0,00	0,00-6132,32	339,87	377,72	1290,70	22,30	0,00-24081,00	341,71	0,2218
1923	290,833	1140,60	0,00	0,00-10178,06	392,18	695,24	2574,81	1,39	0,00-40876,74	370,35	0,0237*
1952	275,993	1655,41	0,61	0,00-27347,20	599,80	1038,27	3522,44	15,27	0,00-51995,50	339,26	0,0001*
1986	1309,18	6596,86	3,30	0,00-83622,25	503,03	1849,74	6162,95	9,48	0,00-74387,19	333,18	0,0551
2018, 2019	568,96	2345,22	2,79	0,00-25654,26	412,20	2263,40	5933,64	94,61	0,00-79281,12	262,16	<0,0001*
PROX_200											
1833	638,02	1720,82	2,50	0,00-13561,58	269,71	1277,90	3381,14	73,66	0,00-29075,43	264,58	0,0202*
1893	260,54	866,96	0,44	0,00-6132,32	332,75	414,77	1495,90	48,45	0,00-30479,60	360,66	0,1827
1923	293,77	1141,65	0,29	0,00-10178,50	388,63	704,35	2575,40	10,63	0,00-40882,96	365,64	0,0217*
1952	283,11	1550,86	3,49	0,00-24611,58	547,79	1064,77	3618,35	23,62	0,00-46185,76	339,82	0,0001*
1986	1320,22	6598,51	7,83	0,00-83664,99	499,81	1858,72	6164,08	16,91	0,00-74387,19	331,63	0,0551
2018, 2019	574,18	2347,88	5,44	0,00-25654,36	408,91	2273,51	5934,92	110,55	0,00-79281,17	261,05	<0,0001*
PROX_500											
1833	641,41	1721,74	7,16	0,00-13573,47	268,43	1285,32	3381,11	75,46	0,00-29077,80	263,06	0,0195*
1893	263,10	868,33	2,38	0,00-6136,79	330,04	422,30	1496,94	56,84	0,00-30479,60	354,47	0,1693
1923	295,57	1142,45	1,24	0,00-10185,83	386,52	708,99	2575,54	19,57	0,00-40882,96	363,27	0,0208*
1952	283,76	1656,22	6,30	0,00-27363,35	583,67	1068,20	3619,13	27,86	0,00-46187,03	338,81	0,0001*
1986	1323,37	6598,39	10,95	0,00-83664,99	498,60	1863,93	6165,32	24,90	0,00-74404,94	330,77	0,0542
2018, 2019	577,12	2348,39	8,70	0,00-25655,35	406,92	2279,57	5935,86	117,07	0,00-79285,18	260,39	<0,0001*
PROX_1000											
1833	642,64	1722,29	10,76	0,00-13574,00	268,00	1287,69	3381,50	77,97	0,00-29084,44	3381,50	0,0193*
1893	263,66	868,89	2,71	0,00-6139,22	329,55	424,61	1497,02	59,55	0,00-30479,60	1497,02	0,1648
1923	296,30	1142,81	1,74	0,00-10187,31	385,69	710,55	2575,77	21,43	0,00-40886,80	2575,77	0,0206*
1952	284,69	1656,30	8,08	0,00-27364,78	581,78	1069,61	3619,48	29,21	0,00-46188,23	3619,48	0,0001*
1986	1324,58	6598,40	12,82	0,00-83665,15	498,15	1866,17	6165,78	27,49	0,00-74409,60	6165,78	0,0537
2018, 2019	578,18	2348,57	10,42	0,00-25655,55	406,20	2282,22	5936,38	120,24	0,01-79288,56	5936,38	<0,0001*
PROX_2000											
1833	643,35	1722,64	11,62	0,00-13575,99	267,76	1289,32	3381,82	79,90	0,07-29088,01	262,29	0,0191*
1893	264,17	869,23	3,00	0,00-6140,99	329,04	426,23	1497,22	61,49	0,01-30481,05	351,27	0,1620
1923	296,77	1143,03	2,12	0,00-10188,24	385,16	711,51	2575,92	22,45	0,02-40888,04	362,04	0,0205*
1952	287,40	1551,50	8,70	0,00-24630,68	539,85	1070,53	3619,61	30,42	0,02-46188,63	338,11	0,0001*
1986	1325,47	6598,57	13,80	0,00-83667,74	497,83	1867,70	6166,13	29,16	0,06-74412,86	330,15	0,0535
2018, 2019	579,00	2348,76	11,16	0,00-25657,34	405,66	2283,98	5936,65	121,00	0,00-79291,74	259,93	<0,0001*
PROX_4000											
1833	643,8	1717,32	11,62	0,01-13576,45	266,77	1290,48	3379,37	81,29	0,004-29089,68	261,87	0,0190*
1893	264,46	866,93	3,14	0,00-866,93	327,82	427,92	1497,16	81,41	0,17-30481,52	349,87	0,1598
1923	297,01	1140,49	2,38	0,00-10188,7	383,99	712,19	2574,37	23,06	0,00-40889,29	361,47	0,0203*
1952	287,70	1549,26	9,09	0,00-24630,8	538,50	1071,22	3618,86	31,07	0,07-46189,11	337,83	<0,0001*
1986	1325,97	6592,96	13,83	0,01-83668,57	497,22	1868,82	74414,52	30,28	0,121-74414,52	329,91	0,0532
2018, 2019	579,46	2347,19	11,79	0,03-25659,21	405,07	2285,29	5936,06	122,76	0,198-79294,69	259,75	<0,0001*

* różnice statystycznie istotne przy poziomie istotności $\alpha=0,05$; X – średnia, SD – odchylenie standardowe, Me – mediana, zakres – wartość minimalna i maksymalna, V_s – współczynnik zmienności

5.2. Trwałość badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych

Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej i Równinie Nowogardzkiej zauważono zróżnicowanie stopnia trwałości w krajobrazie badanych 200 leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych. Nie stwierdzono jednak różnic statystycznie istotnych w odniesieniu do powierzchni wysp środowiskowych przy poszczególnych stopniach trwałości (tabela 17).

Tabela 17. Trwałość badanych SFP wraz z ich powierzchnią (ha)

Stopień trwałości	Wiek	N		Powierzchnia						p
				RP-S			RN			
		RP-S	RN	X	SD	zakres	X	SD	zakres	
1 – mała	< 32	67	14	0,36	0,50	0,01-2,58	0,30	0,23	0,01-0,72	0,6443
2 – średnia	33-66	24	61	0,65	1,57	0,02-7,86	1,48	2,88	0,03-21,09	0,1882
3 – duża	> 66	9	25	1,25	0,66	0,05-2,23	2,46	1,59	0,18-6,43	0,1908

* różnice statystycznie istotne przy poziomie istotności $\alpha=0,05$; N – liczba przypadków; X – średnia, SD – odchylenie standardowe, Me – mediana, zakres – wartość minimalna i maksymalna, V_s – współczynnik zmienności

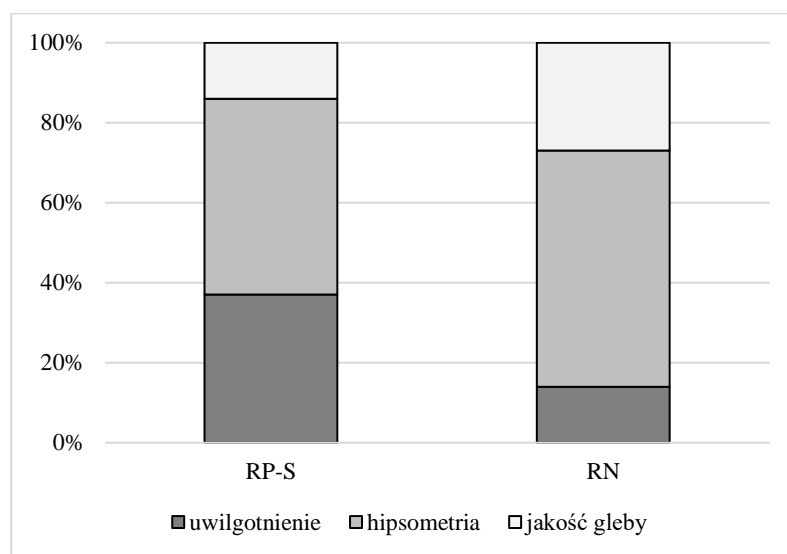
Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej, najwięcej leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych cechowało się brakiem trwałości w krajobrazie (67 SFP) – ich wiek osiągał maksymalnie 32 lata (tabela 17). Średnia powierzchnia tych obiektów wynosiła 0,36 ha. Do grupy o średniej trwałości (33-66 lat) na RP-S zaliczono 24% badanych wysp (przy średniej ich powierzchni 0,65 ha). Duży stopień trwałości stwierdzono dla dziewięciu obiektów, o średniej powierzchni 1,25 ha.

Na Równinie Nowogardzkiej stwierdzono 14stu badanych obiektom, przypisano najniższy stopień trwałości w krajobrazie (tabela 17). Średnią trwałością (wiek 33-66 lat) charakteryzowała się największa liczba wysp (61), których średnia powierzchnia wyniosła 1,48 ha. Na tej równinie określono występowanie 25 SFP cechujących się dużą trwałością w krajobrazie, przy czym trzem z nich przypisano nieprzerwane istnienie od 1893 i trzem od 1833 roku.

5.3. Geneza badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych

Uwarunkowania terenowe obu badanych mezoregionów były zróżnicowane, a gęsta sieć cieków oraz występowanie zbiorników wodnych powstałych na skutek ostatniego zlodowacenia, wpływała na rolniczą dostępność terenu. Głównym czynnikiem determinującym występowanie analizowanych SFP w obrębie obu mezoregionów była

„hipsometria” (rys. 16). Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej 49 badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych związana była z dużym nachyleniem terenu, które uniemożliwiało rolnicze wykorzystanie tego obszaru. Podobną zależność określono na RN, gdzie większość badanych SFP (59 wysp) usytuowana była na niesprzyjającym terenie (pod względem ukształtowania terenu) dla wykonywania zabiegów agrotechnicznych.

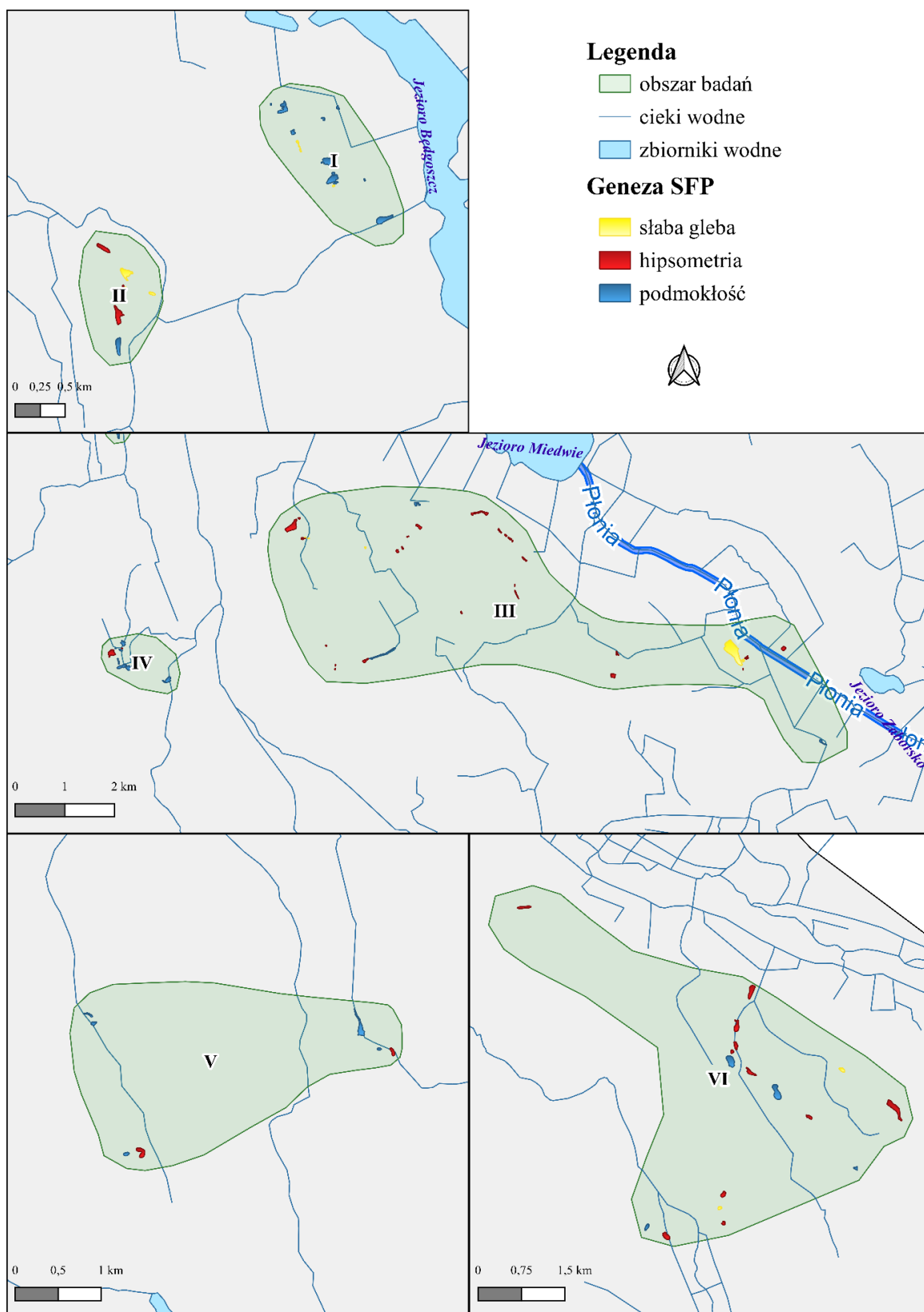


Rysunek 16. Czynniki naturalne warunkujące powstanie badanych SFP w obrębie RP-S i RN (opracowanie na podstawie badań własnych)

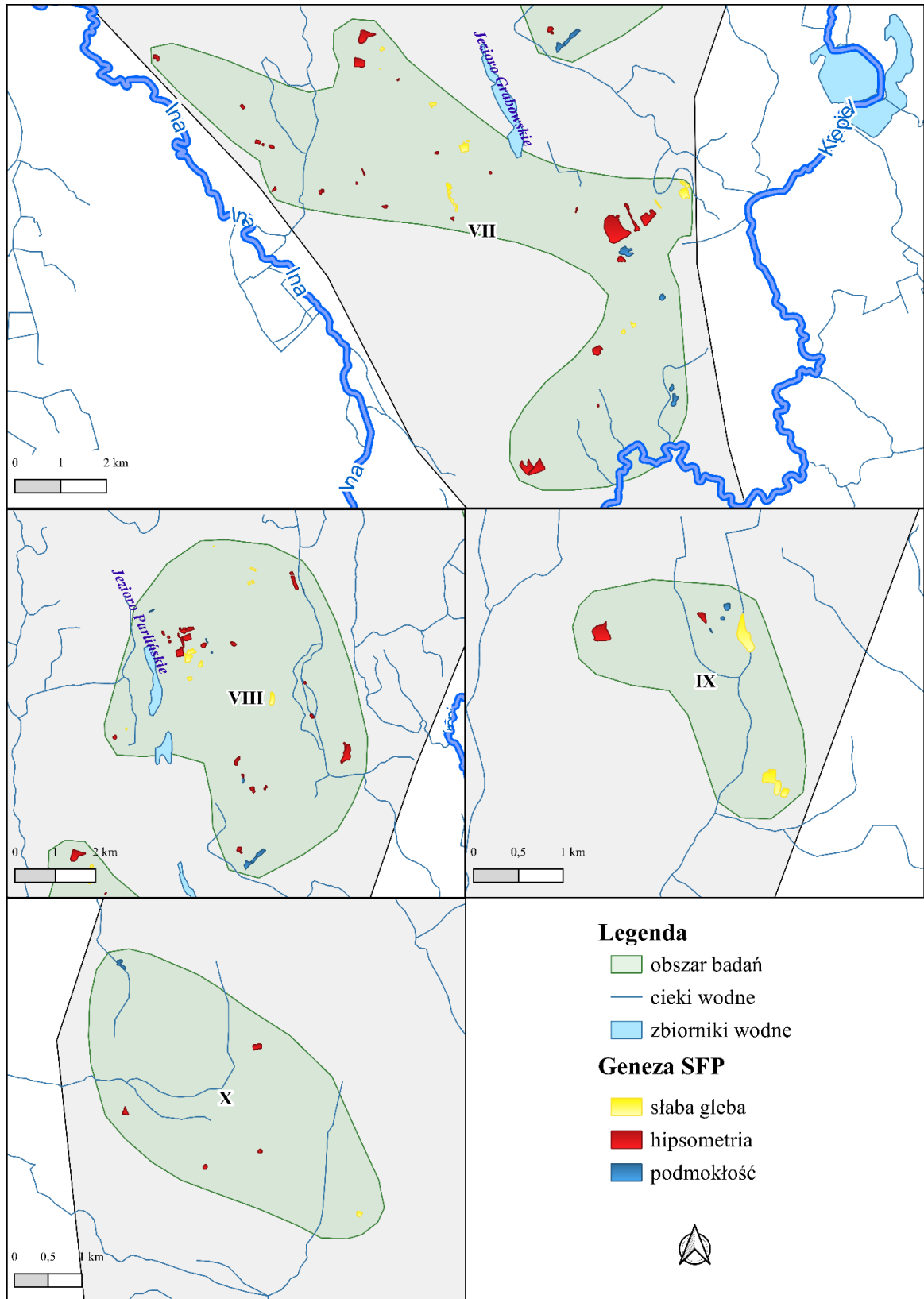
Na obu równinach występowały gleby o wysokiej przydatności rolniczej, co warunkowało ich rolnicze wykorzystywanie. Miało to wpływ na intensyfikację upraw rolnych, utrudniając przy tym powstawanie i rozwój SFP. Lokalizacja w rolniczym krajobrazie RP-S badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych w 14 przypadkach uwarunkowana była obecnością mało przydatnych rolniczo gleb. Na Równinie Nowogardzkiej jakość gleby uwarunkowała powstanie 27 badanych SFP.

Gleby hydrogeniczne stanowiły na obszarach obu mezoregionów niewielki udział. Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej zajmowały one ok. 7% powierzchni całego terenu, a na RN – ok. 5%. Użytkowanie rolne na tego typu glebach było utrudnione ze względu na nadmierne uwilgotnienie terenu. Czynnikiem ten przyczynił się do powstania 37 badanych SFP na RP-S, zaś na RN – 14.

Przestrzenne rozmieszczenie czynników determinujących występowanie badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych na RP-S i RN przedstawiono odpowiednio na rys. 17 i 18.



Rysunek 17. Rozmieszczenie przestrzenne czynników determinujących występowanie badanych SFP w obrębie poligonów badawczych (I-VI) na RP-S (opracowanie na podstawie badań własnych)



Rysunek 18. Rozmieszczenie przestrzenne czynników determinujących występowanie badanych SFP w obrębie poligonów badawczych (VII-X) na RN (opracowanie na podstawie badań własnych)

5.4. Charakterystyka flory badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych

Na terenie badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych stwierdzono ogółem 350 gatunków roślin, w tym 266 na RP-S i 283 na RN (załącznik nr 1). Spośród stwierdzonych roślin wykazano 64 gatunki drzew i krzewów oraz 286 roślin zielnych.

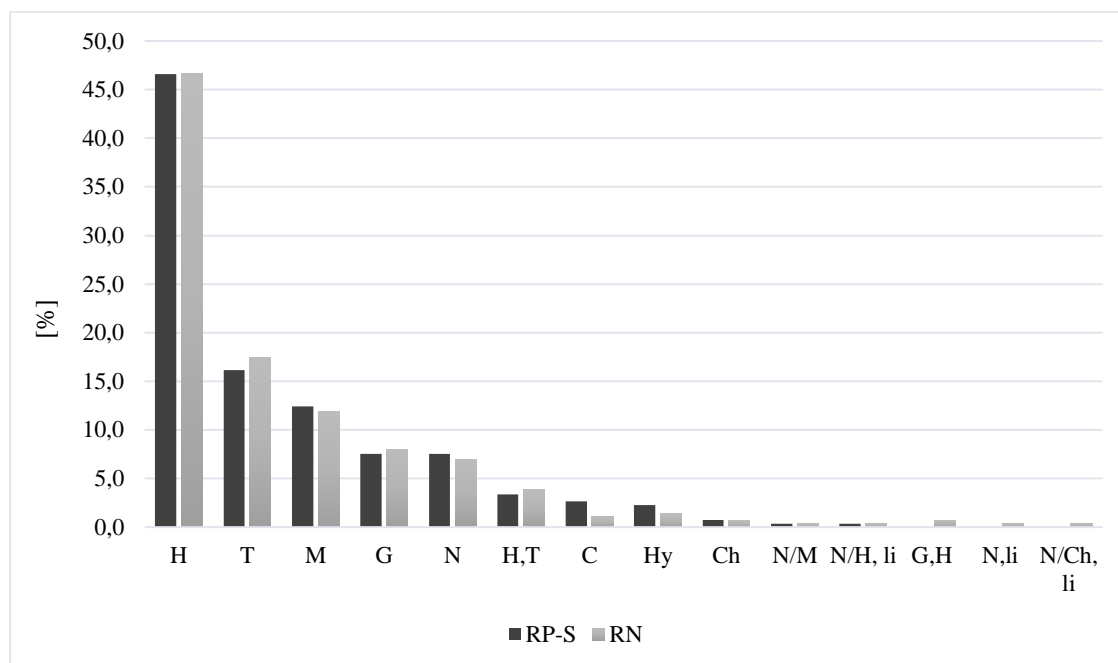
Flora. Badane mezoregiony różniły się znacznie pod względem dominacji głównego drzewostanu stwierdzanego w obrębie analizowanych SFP. Na terenie RP-S przeważały: zakrzewienia zdominowane przez *Sambucus nigra* i *Prunus domestica* (22 i 17 wysp środowiskowych) oraz *Salix alba* i *Populus x canadensis* (12 i 10 obiektów), rzadziej obecne były zadrzewienia i zakrzewienia z *Alnus glutinosa*, *Crataegus monogyna*, *Fraxinus excelsior* i *Robinia pseudoacacia* (po 7 wysp środowiskowych). Inne dominujące gatunki w SFP (*Acer pseudoplatanus*, *Acer platanoides*, *Pinus sylvestris*, *Salix aurita*, *Salix cinerea*, *Ulmus minor*, *Ulmus laevis*, *Quercus robur*) występowały sporadycznie (od 1 do 3 obiektów) (załącznik nr 1).

Na terenie RN wykazano przewagę zadrzewień zdominowanych przez: *Quercus robur* i *Betula pendula* (35 i 20 obiektów) oraz przez *Acer platanoides*, *Populus tremula*, *Alnus glutinosa*, *Fraxinus excelsior* (od 6 do 10 wysp), a kilka stwierdzonych gatunków (*Acer pseudoplatanus*, *Carpinus betulus*, *Picea excelsa*, *Pinus sylvestris*, *Populus x canadensis*, *Salix alba*, *Salix aurita*, *Ulmus laevis*) dominowało sporadycznie (od 1 do 3 obiektów).

Flora na terenie RN charakteryzowała się większą liczbą gatunków zielnych w stosunku do RP-S (231, 205, odpowiednio). Liczba gatunków drzew i krzewów była taka sama na obu równinach (po 54 gatunki).

Wskaźniki ekologiczne – formy życiowe Raunkiaer'a. Klasyfikacja form życiowych roślin badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych wskazała, że na terenie RP-S i RN dominowały hemikryptofity, czyli rośliny naziemnopączkowe: 46,6 i 46,7%, odpowiednio (załącznik nr 1; rys. 19). Wśród nich do najczęściej spotykanych na SFP na obu równinach należały: *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Geum urbanum* i *Urtica dioica*. Mniej liczną grupę stanowiły terofity (RP-S: 16,0%, RN: 17,4%), reprezentowane m.in. przez: *Bromus tectorum*, *Chenopodium album*, *Polygonum aviculare ulare*. Geofity stwierdzone na badanych obszarach stanowiły na RP-S 7,5% ogółu roślin naczyniowych, a na RN – 8,0%. Do grupy geofitów najczęściej występujących w obrębie badanych wysp środowiskowych należały takie gatunki jak:

Elymus repens, *Cirsium arvense* czy *Calamagrostis epigejos*. W obrębie badanych wysp środowiskowych, na siedliskach bardziej wilgotnych, na RP-S i RN nieznacznie występowały hydrofity (2,2 i 1,4%, odpowiednio) reprezentowane głównie przez *Phalaris arundinacea* i *Phragmites australis*.

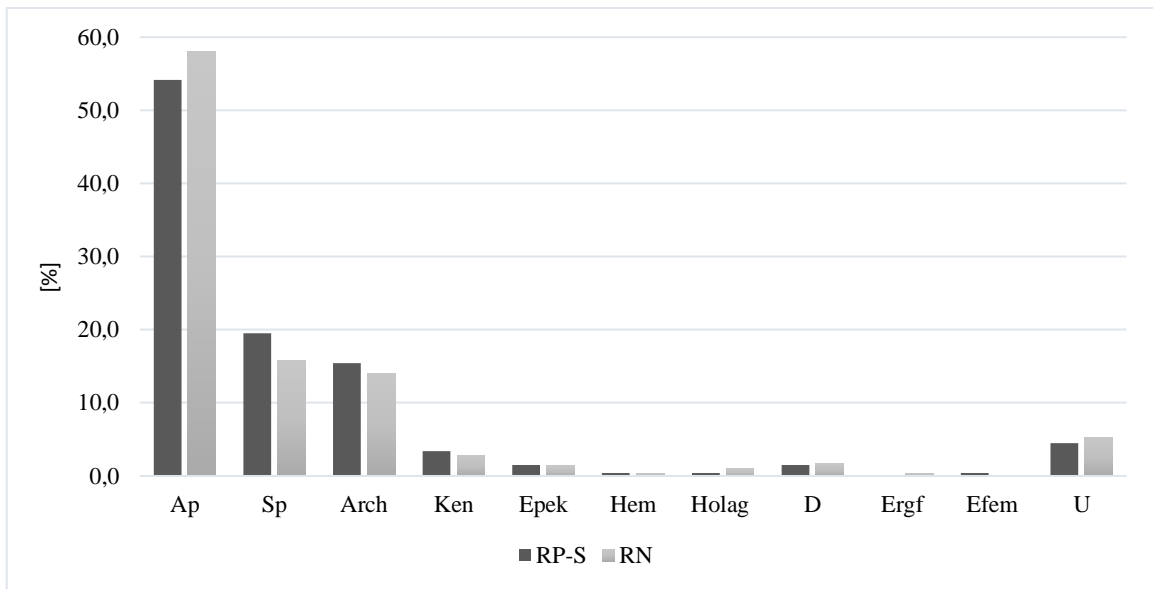


Rysunek 19. Udział (%) form życiowych Raunkiaer'a we florze SFP na RP-S i RN (C – chamefit niezdrzewniały, Ch – chamefit zdrzewniały, G – geofit, H – hemikryptofit, Hy – hydrofit, M – megafanerofit, N – nanofanerofit, T – terofit, li – liana)

Spośród roślin o pędach zdrzewniałych przeważają megafanerofity. Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej stanowiły one 12,3% ogółu roślin, a na RN – 11,8%. Do najczęściej występujących drzew na RP-S należały: *Salix alba*, *Fraxinus excelsior* i *Populus x canadensis*, a na RN: *Quercus robur*, *Betula pendula*, czy *Populus tremula*. Na SFP w obrębie RP-S odnotowano 20 gatunków nanofanerofitów, stanowiących 7,5% ogólnej liczby roślin. Tak samo kształtowała się liczba nanofanerofitów na wyspach środowiskowych na RN - 20 gatunków roślin (7,0% ogółu flory). Do przedstawicieli krzewów na SFP obu równin należały *Sambucus nigra* i *Crataegus monogyna*. Najmniej liczną grupę w omawianym spektrum stanowiły chamefity. Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej odnotowano ich dziewięć (3,3% ogółu flory), a na RN pięć gatunków (1,7% ogółu flory).

Wskaźniki ekologiczne – formy geograficzno-historyczne. Na podstawie klasyfikacji geograficzno-historycznej stwierdzono dominację gatunków rodzimego pochodzenia we florze badanych SFP na obu równinach: RP-S – 72,9%; RN – 73,3%) (załącznik nr 1, rys. 20). Wśród tej grupy, na RP-S, wyróżniono 52 gatunki spontaneofitów

niesynantropijnych (Sp), a na RN – 45 gatunki. W grupie tej na obu równinach występowały: *Crataegus monogyna*, *Rubus idaeus*, *Salix cinerea*. Do spontaneofitów synantropijnych (apofitów) na RP-S zaklasyfikowano 144 gatunki (53,5%), zaś na RN stwierdzono 166 gatunków roślin (57,6%) przynależnych do tej grupy. Do najczęściej występujących apofitów na RP-S i RN należały: *Elymus repens*, *Sambucus nigra* i *Urtica dioica*.



Rysunek 20. Udział (%) grup geograficzno-historycznych we florze SFP na RP-S i RN (gatunki rodzimego pochodzenia: Ap – apofit, Sp – spontaneofit; gatunki obcego pochodzenia: Arch – archeofit, Ken – kenofit, Epek – epekofit; Hem – hemiagriofit, Holag – holoagriofit, D – diafit, Ergf – ergazjofit, Efem – efemerofit; gatunki o różnym pochodzeniu: U – uprawiane)

Antropofity (gatunki obcego pochodzenia) reprezentowane były na RP-S przez 61 gatunków roślin naczyniowych, co stanowiło 22,7% ogółu flory. Podobnie kształtował się udział antropofitów na RN, gdzie stwierdzono występowanie 62 gatunki obcego pochodzenia (21,5%). Wśród nich przeważały archeofity (RP-S 15,4%; RN – 14,0%). Zarówno na RP-S jak i RN, grupa ta reprezentowana była przez gatunki segetalne: *Bromus tectorum* i *Lamium purpureum*. Gatunki o różnym pochodzeniu (uprawiane) na RP-S stanowiły 4,5% ogółu flory, a na RN – 5,2%.

5.5. Fitocenotyczne cechy badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych

Niewielkie powierzchnie badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych osadzonych w młodogłacjalnym krajobrazie rolniczym Pomorza Zachodniego spowodowały, że były to zbiorowiska bardzo proste, ubogie florystycznie.

Charakterystyka zbiorowisk. Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej wykonane 324 zdjęcia fitosocjologiczne posłużyły do wyróżnienia 42 zbiorowisk, a w obrębie RN w oparciu o 430 zdjęć określono 41 zbiorowisk. Zbiorowiska te przynależały do 7 klas, 16 rzędów, 10 związków.

Struktura i udział poszczególnych syntaksonów nie różniły się znacząco pomiędzy RP-S a RN. Dominowały zbiorowiska przynależne do nitrofilnych zbiorowisk zrębów, terenów wydeptywanych i ruderalnych z klasy *Epilobietea angustifolii* i *Artemisietea vulgaris* (13 i 15 zbiorowisk, odpowiednio) oraz zbiorowiska leśne i zadrzewione z klas *Salicetea purpureae* i *Querco-Fagetea* (8 i 10, odpowiednio).

Syntetyczny wykaz zbiorowisk występujących w obrębie RP-S i RN przedstawiono poniżej:

Antropogeniczne i nitrofilne zbiorowiska pól uprawnych

- Cl. *STELLARIETEA MEDIAE* Tx., Lohm. et Prsg. 1950
Zb. *Sinapis arvensis* (RP-S)
O. *Centauretalia cyani* R. Tx., Lohm. et Prsg. 1950
Zb. *Tripleurospermum maritimum* (RP-S)
All. *Aperion spicae-venti* R. Tx. et J. Tx. 1960
Zb. *Apera spica-venti* (RN)
O. *Polygono-Chenopodietalia* (R. Tx. et Lohm. 1950) J. Tx. 1961
Zb. *Chenopodium album* (RP-S, RN)
Zb. *Geranium pusillum* (RP-S)
All. *Polygono-Chenopodion* Siss. 1946
Zb. *Echinochloa crus-gali* (RP-S)
Zb. *Lamium purpureum* (RP-S, RN)
O. *Sisymbrietalia* J. Tx. 1691
Zb. *Bromus tectorum* (RP-S, RN)

Nitrofilne zbiorowiska zrębów, terenów wydeptywanych i ruderalnych

- Cl. *EPILOBIETEA ANGUSTIFOLII* R. Tx. et Prsg. 1950
O. *Atropetalia* Vlieg. 1937
Zb. *Calamagrostis epigejos* (RP-S, RN)
Zb. *Rubus idaeus* (RN)
Cl. *ARTEMISIETEA VULGARIS* Lohm., Prsg. et R. Tx. in R. Tx. 1950
Zb. *Artemisia vulgaris* (RP-S, RN)
Zb. *Cirsium arvense* (RP-S, RN)

- Zb. *Urtica dioica* (RP-S, RN)
- Zb. *Silene latifolia* (RP-S)
- SCI. *Artemisienea vulgaris* Th. Müller 1981 in Oberd. 1983
 - Zb. *Cirsium vulgare* (RN)
- O. *Artemisietalia vulgaris* Lohm. in R.Tx. 1947
 - Zb. *Armoracia rusticana* (RP-S)
 - Zb. *Arctium lappa* (RN)
 - Zb. *Conium maculatum* (RN)
- O. *Onopordetalia acanthii* Br.-Bl. et R.Tx. 1943 em. Görs 1966
 - Zb. *Convolvulus arvensis* (RP-S)
 - Zb. *Melilotus albus* (RP-S)
 - Zb. *Medicago sativa* (RN)
- SCI. *Galio-Urticenea* (Pass. 1967) Th. Müller in Oberd. 1983
 - Zb. *Galium aparine* (RP-S, RN)
 - Zb. *Erigeron annuus* (RP-S)
- O. *Convolvuletalia sepium* R.Tx. 1950
 - Zb. *Epilobium hirsutum* (RP-S)
 - Zb. *Epilobium parviflorum* (RP-S)
- All. *Senecion fluviatilis* R. Tx. (1947) 1950 em. R.Tx. 1967
 - Zb. *Solidago canadensis* (RN)
- O. *Glechometalia hederaceae* R.Tx. in R.Tx. et Brun-Hool 1975
 - Zb. *Anthriscus sylvestris* (RP-S, RN)
 - Zb. *Impatiens parviflora* (RP-S, RN)
 - Zb. *Glechoma hederacea* (RN)
 - Zb. *Chelidonium majus* (RN)

Zbiorowiska szuwarów

- Cl. *PHRAGMITETEA* R. Tx. et Prsg. 1942
 - O. *Phragmitetalia* Koch 1926
 - All. *Phragmition* Koch 1926
 - Zb. *Phragmites australis* (RP-S)

Pierwotne i wtórne trawiaste zbiorowiska łąk i muraw na podłożu mineralnym

- Cl. *MOLINIO-ARRHENATHERETEA* R.Tx. 1937
 - Zb. *Festuca rubra* (RP-S, RN)
 - Zb. *Holcus lanatus* (RN)
 - Zb. *Poa pratensis* (RN)
 - Zb. *Poa trivialis* (RN)
- O. *Arrhenatheretalia* Paw. 1928
 - Zb. *Dactylis glomerata* (RP-S, RN)
 - All. *Arrhenatherion elatioris* (Br.-Bl. 1925) Koch 1926
 - Zb. *Arrhenatherum elatius* (RP-S, RN)
 - All. *Cynosurion* R. Tx. 1947
 - Zb. *Trifolium repens* (RP-S)
- O. *Plantaginetalia majoris* R. Tx. (1943) 1950
 - All. *Polygonon avicularis* Br.-Bl. 1931 ex Aich. 1933
 - Zb. *Agrostis capillaris* (RP-S, RN)
 - Zb. *Geum urbanum* (RP-S, RN)
 - Zb. *Matricaria chamomilla* (RP-S)
 - Zb. *Lolium perenne* (RN)
- O. *Trifolio fragiferae-Agrostietalia stoloniferae* R. Tx. 1970
 - All. *Agropyro-Rumicion crispi* Nordh. 1940 em. R. Tx. 1950

- Zb. *Agrostis stolonifera* (RP-S)
- Zb. *Elymus repens* (RP-S, RN)
- Zb. *Potentilla anserina* (RP-S)
- O. *Molinietalia caeruleae* W. Koch 1926
 - Zb. *Deschampsia caespitosa* (RN)
- All. *Calthion palustris* R.Tx. 1936 em. Oberd. 1957
 - Zb. *Epilobium palustre* (RP-S)
 - Zb. *Scirpus sylvaticus* (RP-S)
- All. *Filipendulion ulmariale* Segal 1966
 - Zb. *Lysimachia vulgaris* (RN)

Zbiorowiska leśne i zaroślowe

- Cl. *SALICETEA PURPUREAE* Moor 1958
 - O. *Salicetalia purpureae* Moor 1958
 - Zb. *Calystegia sepium* (RP-S)
 - Zb. *Phalaris arundinacea* (RP-S, RN)
 - Zb. *Rubus caesius* (RP-S, RN)
- Cl. *QUERCO-FAGETEA* Br.-Bl. et R. Tx. 1943
 - Zb. *Aegopodium podagraria* (RP-S, RN)
 - Zb. *Brachypodium sylvaticum* (RN)
 - Zb. *Hedera helix* (RN)
 - O. *Quercetalia pubescenti-petraeae* Klika 1933 corr. Moravec in Beg. et Theurill 1984
 - Zb. *Calamagrostis arundinacea* (RP-S, RN)
 - Zb. *Poa nemoralis* (RP-S, RN)
 - O. *Fagetalia sylvaticae* Pawł. in Pawł., Sokoł. et Wall. 1928
 - Zb. *Galium odoratum* (RP-S)
 - Zb. *Vinca minor* (RP-S)
 - Zb. *Dryopteris filix-mas* (RN)
 - Zb. *Stachys sylvatica* (RN)
 - All. *Fagion sylvaticae* R. Tx. et Diem. 1936
 - Zb. *Festuca altissima* (RN)

Wskaźniki różnorodności – bogactwo gatunkowe roślin naczyniowych (SR).

Charakterystyki fitocenotyczne w obrębie badanych SFP przedstawiono za pomocą wybranych wskaźników różnorodności (tabela 18). Ogólne bogactwo gatunkowe roślin naczyniowych (SR ALL) na badanych leśnych i zadrzewionych wyspach środowiskowych, wyrażone liczbą gatunków, było zróżnicowane na obu równinach. Analiza wykazała występowanie istotnych różnic statystycznie pomiędzy RP-S, a RN w odniesieniu do danego wskaźnika. Średnia wartość SR ALL na RP-S wyniosła ok. 21, a na RN odnotowano średnio o 10 gatunków więcej na każdej z wysp. Co więcej, mediana na badanych SFP RN wynosiła o 11 gatunków więcej niż na RP-S. Analiza wykazała również, że wskaźnik SR w obrębie badanych wysp na RP-S był bardziej zróżnicowany niż na RN (V_s).

Ogólna liczba gatunków w strefie ekotonowej (SR E) była wyższa niż we wnętrzu, tj. interiorze badanych wysp (SR I) na RP-S, zaś w przypadku RN wartości te były

zbliżone. Pomiedzy wskaźnikami SR I oraz SR E na obu równinach występowały różnice istotnie statystycznie.

Wskaźniki różnorodności – wskaźnik Shannon’a (SHANNON). Na podstawie analizy wskaźnika Shannon’a (SHANNON ALL) można wnioskować, że średnia różnorodność gatunkowa była wyższa w obrębie SFP na RN w porównaniu do RP-S, osiągając maksymalnie wartość 4,07. Większa wartość różnorodności wynikała z bardziej równomiernego udziału gatunków na RN. Wyspy środowiskowe na RP-S były bardziej zróżnicowane pod względem wskaźnika Shannon’a, o czym świadczyła wartość współczynnika zmienności (V_s).

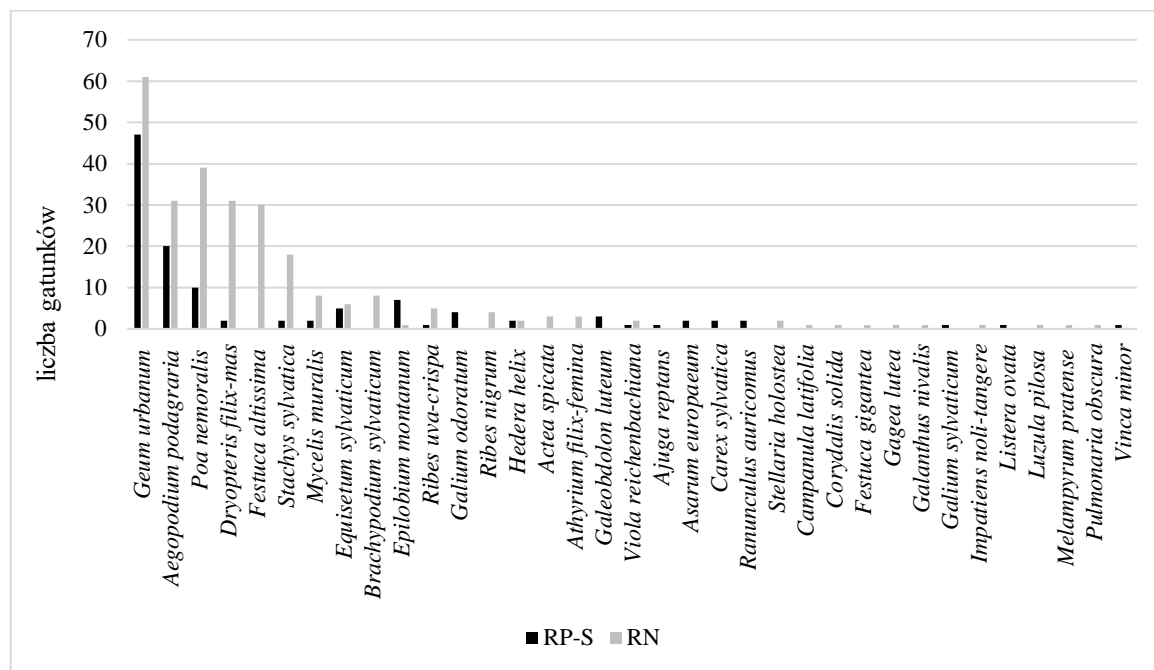
W przypadku różnorodności gatunkowej we wnętrzu wysp, omawiany wskaźnik osiągnął zbliżone maksymalne wartości na SFP obu równin. Co ważne, analiza wykazała, iż interioiry badanych leśnych i zadrzewionych wyspy środowiskowych charakteryzowały się wyższą wartością wskaźnika Shannon’a w porównaniu do strefy ekotonowej. Pomiedzy SFP na RP-S i RN wystąpiły różnice istotne statystyczne w odniesieniu do danego wskaźnika (cała powierzchnia SFP, interior i ekoton).

Wskaźniki różnorodności – wskaźnik Simpson’a (SIMPSON). Różnorodność gatunkowa flory wyznaczona wskaźnikiem Simpson’a różniła się istotnie statystycznie między badanymi obszarami. Przeprowadzona analiza wykazała, że na RN występowała średnio mniejsza dominacja jednego lub kilku gatunków na SFP, w porównaniu do RP-S. Podobnie jak w przypadku analizy wskaźnika Shannon’a, SFP na RP-S charakteryzowały się większym zróżnicowaniem pod względem różnorodności Simpson’a. Wartości wskaźnika dla strefy interioru i ekotonu (SIMPSON I, E) wysp środowiskowych na RN były wyższe niż na RP-S. Wartości maksymalne SIMPSON I i E dla obu obszarów badawczych wynosiły powyżej 0,90.

Gatunki wskaźnikowe starych lasów (GWSL). Jedną z istotnych miar określających fitocenotyczną wartość leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych była liczba gatunków wskaźnikowych starych lasów. Analiza wykazała, iż pomiedzy badanymi SFP na RP-S i RN wystąpiły różnice istotne statystycznie ($p < 0,0001^*$) w odniesieniu do udziału gatunków wskaźnikowych dla całej wyspy. Dodatkowo, interior SFP różnił się istotnie od strefy ekotonowej i charakteryzuje się on większym bogactwem gatunków wskaźnikowych starych lasów ($p < 0,0001^*$).

Badania terenowe pozwoliły na wyznaczenie w obrębie RP-S i RN 35 gatunków wskaźnikowych starych lasów, odpowiednio: 20 i 26 gatunków (załącznik nr 2). Do najczęściej występujących roślin na obu równinach należały: *Geum urbanum* (RP-S – 47;

RN – 61) i *Aegopodium podagraria* (RP-S – 20; RN – 31) (rys. 21). Spośród ogólnej stwierdzonej liczby gatunków wskaźnikowych starych lasów dwa objęte są ochroną częściową w Polsce *Listera ovata* i *Galanthus nivalis* (Dz.U. 2014 poz. 1409). Spośród wszystkich tych gatunków hemikryptofity stanowiły 60%, geofity ok. 17%, a chamefity, nanofanerofity i terofity, odpowiednio: 11%, 6% i 6%.



Rysunek 21. Gatunki wskaźnikowe starych lasów stwierdzone na terenie badanych SFP na RP-S i RN

Gatunki wskaźnikowe starych lasów nie stwierdzono we florze 37 wysp środowiskowych RP-S i 16 na RN. W obrębie SFP ze stwierdzonymi gatunkami starych lasów na RP-S i RN ich liczba wahała się od 1 do 7. Procentowy udział tych gatunków oscylował w zakresie 1,4-20,0%; 2,6-31,6%, odpowiednio.

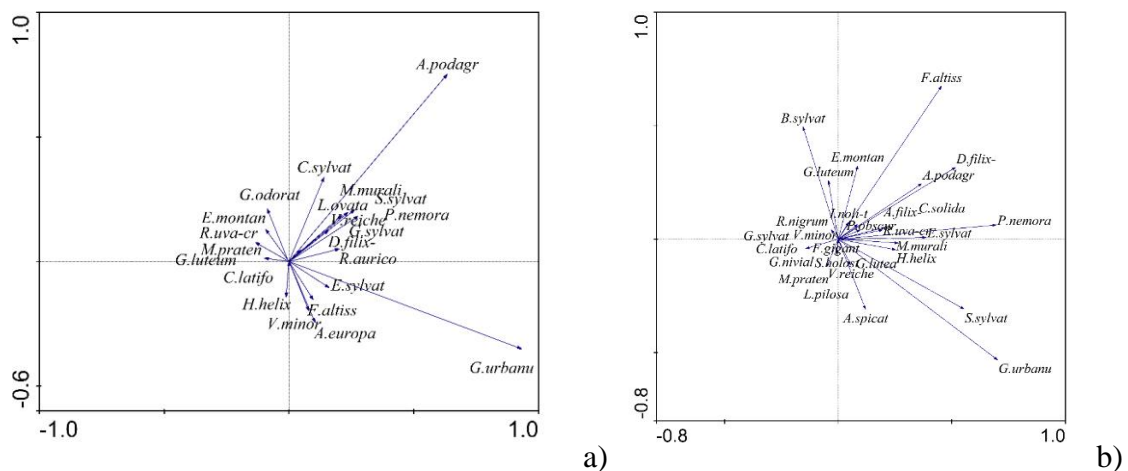
Gatunki wskaźnikowe starych lasów występowały średnio częściej we wnętrzu badanych SFP (w strefie interioru) niż na zewnątrz wyspy (w strefie ekotonowej) na obu równinach. Analiza wykazała występowanie różnic istotnych statystycznie pomiędzy SFP na RP-S i RN w odniesieniu do centrum wysp ($p < 0,0001^*$), zaś w przypadku ekotonu – wyniki te nie różniły się statystycznie.

Wykonana analiza DCA pozwoliła na określenie zmienności stwierdzonych gatunków roślin wskaźnikowych starych lasów. Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej i Równinie Nowogardzkiej wystąpił wyraźny podział wysp środowiskowych na cztery grupy. Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej pierwsza grupa powstała, dzięki gradientowi i silnej korelacji z *Equisetum sylvatica* i *Geum urbanum*, druga z *Aegopodium podagraria* i *Carex sylvatica*, trzecia z *Galium odoratum* i *Epilobium montanum*, oraz czwarta

z *Hedera helix* (rys. 22a). Na Równinie Nowogardzkiej pierwszą grupę tworzyły wyspy z *Geum urbanum* i *Stachys sylvatica*, drugą ze *Stelaria holostea* i *Campanula latifolia*, trzecią z *Galium odoratum* oraz czwartą z *Aegopodium podagraria* i *Carex sylvatica* (rys. 22b).

W przypadku obu analizowanych mezoregionów pierwsza oś ordynacji wykazała największą istotność, tłumacząc 20% i 17% zmienności roślinności, odpowiednio. Druga oś ordynacyjna w przypadku RP-S wykazała, tylko 10% zmienności. Większą istotność odczytano dla drugiej osi ordynacyjnej na RN - wynoszącą aż 16%.

Na rycinie 22 przedstawiono uporządkowanie gatunków wskaźnikowych starych lasów w obrębie badanych wysp środowiskowych na RRP-S i RN. Punkty położone na diagramie w pobliżu siebie odpowiadają gatunkom zwykle występującym razem. Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej, są to takie gatunki jak: *Geum urbanum*, *Equisetum sylvaticum*, *Festuca altissima* i *Vinca minor*, pojawiają się najczęściej na tych samych wyspach, z kolei *Aegopodium podagraria*, *Carex sylvatica* i *Stachys sylvatica* również razem, lecz w zupełnie innych SFP. Obie grupy sytuowały się na przeciwległych końcach osi Y, czyli w najbardziej różniących się wyspach pod względem występowania gatunków wskaźnikowych starych lasów.



Rysunek 22. Rozrzut gatunków wskaźnikowych starych lasów w układzie osi I i II nietendycyjnej analizy korespondencji (DCA); a) RP-S, b) RN.

Gatunki typowo leśne (GL). Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej stwierdzono występowanie większej liczby gatunków typowo leśnych (157), niż na RN (147). Na obu równinach dominowały takie gatunki leśne jak: *Aegopodium podagraria*, *Anthriscus sylvestris* i *Geum urbanum*. Jednakże w ujęciu pojedynczej wyspy środowiskowej, określono więcej gatunków typowo leśnych (GL) w obrębie SFP na RN, gdzie średnio obecnych było 21 gatunków. W przypadku RP-S średnia liczba gatunków leśnych na obiekt wyniosła 14 gatunków. Omawiana zmienna była bardziej zróżnicowana na RP-S.

Analiza wykazała występowanie istotnych różnic statystycznych pomiędzy liczbą gatunków leśnych na badanych wyspach środowiskowych na RP-S i RN. Największą liczbę GL na SFP stwierdzono na RP-S (47 gatunków).

Na Równinie Nowogardzkiej część centralna wysp (tzw. interior) charakteryzowała się większym bogactwem gatunków typowo leśnych niż strefa ekotonowa. Na RP-S średnia liczba GL w ekotonie i w interiorze SFP była taka sama (9 gatunków). Pomiedzy SFP na RP-S i RN wystąpiły różnice istotne statystyczne w odniesieniu do danego wskaźnika w obu wydzielonych strefach wysp (tj. ekotonie i interiorze).

W przypadku gatunków pozostałych (inne niż gatunki leśne), należy stwierdzić, iż średnio występowały one częściej we florze wysp środowiskowych RN (10 gatunków), niż RP-S (8 gatunków). Omawiana zmienna była bardziej zróżnicowana na RP-S. Występowały różnice istotne statystycznie pomiędzy liczbą gatunków nieleśnych na badanych wyspach środowiskowych na RP-S i RN.

Większa liczebność gatunków nieleśnych została stwierdzona w strefach ekotonowych badanych SFP w obrębie obu równin, w porównaniu do interioru wysp. Wartości współczynnika zmienności wskazywały, że na leśnych i zadrzewionych wyspach środowiskowych obu mezoregionów, występowanie gatunków pozostałych charakteryzowało się dużym zróżnicowaniem. Pomiedzy SFP na RP-S i RN wystąpiły różnice istotne statystyczne w odniesieniu do danego wskaźnika w obu wydzielonych strefach wysp.

Tabela 18. Statystyki opisowe charakterystyk fitocenotycznych badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych (SR – ogólne bogactwo gatunkowe; SHANNON – wskaźnik Shannon’a; SIMPSON – wskaźnik Simpson’a; GWSL – gatunki wskaźnikowe starych lasów; GL – gatunki leśne; GP – gatunki pozostałe, niezwiązane z siedliskiem leśnym; ALL – cała wyspa środowiska; I – interior, strefa interioru, wnętrze wyspy; E – ekoton, strefa ekotonowa)

Wskaźnik	RP-S					RN					p
	X	SD	Me	zakres	V _s	X	SD	Me	zakres	V _s	
SR ALL	21,26	11,08	19,00	7,00-72,00	52,09	31,63	10,61	30,00	13,00-64,00	33,53	< 0,0001*
SR I	11,94	6,91	11,00	3,00-47,00	57,85	18,67	7,83	17,00	5,00-41,00	41,91	0,0002*
SR E	13,83	7,87	13,00	0,00-49,00	56,93	18,06	8,08	17,00	5,00-44,00	44,74	< 0,0001*
SHANNON ALL	2,75	0,54	2,77	0,92-4,00	19,72	3,18	0,38	3,22	2,23-4,07	11,85	< 0,0001*
SHANNON I	2,87	0,64	2,90	0,92-4,46	22,37	3,09	0,55	3,14	1,34-4,44	17,77	0,0109*
SHANNON E	2,66	0,70	2,74	0,00-3,85	26,19	2,26	1,19	2,89	0,82-4,39	52,82	0,0053*
SIMPSON ALL	0,81	0,07	0,81	0,53-0,92	8,81	0,93	0,04	0,94	0,78-0,97	3,31	< 0,0001*
SIMPSON I	0,83	0,08	0,85	0,47-0,96	9,79	0,92	0,05	0,94	0,65-0,97	5,55	< 0,0001*
SIMPSON E	0,79	0,11	0,81	0,00-0,92	14,58	0,93	0,05	0,94	0,63-0,98	5,02	< 0,0001*
GWSL ALL	1,17	1,32	1,00	0,00-7,00	122,78	2,65	1,94	2,00	0,00-7,00	73,18	< 0,0001*
GWSL I	1,02	1,23	1,00	0,00-6,00	120,85	2,33	1,84	2,00	0,00-7,00	78,88	< 0,0001*
GWSL E	0,64	0,93	0,00	0,00-4,00	145,77	0,63	0,98	0,00	0,00-5,00	157,68	0,9404
GL ALL	13,82	7,02	13,00	3,00-47,00	50,83	21,29	7,15	20,00	7,00-42,00	33,60	< 0,0001*
GL I	8,62	5,35	8,00	1,00-36,00	62,01	14,90	6,32	14,00	4,00-31,00	42,42	< 0,0001*
GL E	8,65	4,96	8,00	0,00-36,00	57,37	10,21	4,78	9,00	2,00-29,00	46,82	0,0212*
GP ALL	7,51	7,00	13,00	0,00-30,00	67,35	9,79	5,01	9,00	1,00-25,00	51,18	0,0024*
GP I	2,88	2,07	3,00	0,00-10,00	71,71	3,57	2,55	3,00	0,00-13,00	71,45	0,0357*
GP E	5,25	3,94	4,00	0,00-22,00	75,06	7,84	4,91	7,00	1,00-23,00	62,57	< 0,0001*

* różnice statystycznie istotne przy poziomie istotności $\alpha = 0,05$

X – średnia, SD – odchylenie standardowe, Me – mediana, zakres – wartość minimalna i maksymalna, V_s – współczynnik zmienności

5.6. Charakterystyki przestrzenne badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych

Do badań wytypowano trzy charakterystyki przestrzenne przedstawione za pomocą siedmiu wskaźników opisujących leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe, tj.: powierzchnia (*AREA*), izolacja (*ENN*, *PROX*, *I*) oraz kształt SFP (*CIRCLE*, *SHAPE*, *FRAC*). W celu przedstawienia rozmieszczenia badanych wysp środowiskowych w krajobrazie wyznaczono wskaźnik *NNI* (*Nearest Neighbor Index*).

Wskaźnik *NNI*. Analiza wskaźnika *NNI* wykazała, że rozkład wszystkich leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych na RP-S i RN miał charakter klastrowy z tendencją do rozmieszczenia losowego. Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej wyróżniono cztery, a na Równinie Nowogardzkiej – pięć grup SFP pokrewnych względem siebie w stosunku do odległości.

Oba analizowane obszary różniły się przestrzennym rozmieszczeniem badanych SFP. Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej średnia odległość do najbliższego sąsiada wyniosła 2288,5 m, natomiast na RN – 3248,8 m. Porównując wartości wskaźników odległości do najbliższego sąsiada *NNI*, należy stwierdzić, że na RN badane leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe były rozmieszczone bardziej równomiernie ($NNI = 0,37$) niż na RP-S ($NNI = 0,26$).

Powierzchnia (*AREA*). Średnia powierzchnia badanych SFP na RP-S i RN była zróżnicowana (tabela 19). Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej wyspy środowiskowe osiągały średnio powierzchnię 0,47 ha, natomiast na RN trzy razy mniejszą – 1,42 ha. Jednakże wartość przeciętna (mediana) areału SFP na obu obszarach nie charakteryzowała się znacznymi różnicami. Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej wyniosła ona 0,20 ha, zaś na Równinie Nowogardzkiej – 0,59 ha. Najmniejsza powierzchniowo przebadana wyspa na RP-S wyniosła 0,02 ha, a na RN – 0,01. Na Równinie Nowogardzkiej największa z badanych SFP miała powierzchnię 21,10 ha, a na RP-S – 7,87 ha. Pomiędzy badanymi wyspami środowiskowymi na obu równinach występowały różnice statystycznie istotne pod względem omawianej zmiennej ($p = 0,0004^*$).

Wskaźniki kształtu. W celu określenia kształtu leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych wyznaczono trzy wskaźniki opisujące tę cechę: *CIRCLE*, *SHAPE* i *FRAC* (tabela 19). Wskaźnik *CIRCLE* na obu równinach, kształtował się na podobnym poziomie. Średnie wartości wynosiły 0,60 na RP-S i 0,51 na RN, co oznaczało, że wyspy te posiadały

kształt nieregularny. Wykazano różnice statystycznie istotne dla wskaźnika *CIRCLE* badanych SFP na obu mezoregionach ($p = 0,0004^*$).

Drugą miarą opisującą kształt SFP był wskaźnik *SHAPE*. Analiza wykazała, iż w odniesieniu do obydwu mezoregionów średnie wartości wskaźnika oscylowały na poziomie 1,44 na RP-S i 1,39 na RN, co oznaczało, że obiekty nie miały kształtu koła. Nie wykazano różnic statystycznie istotnych dla wskaźnika *SHAPE* dla badanych wysp na RP-S i RN ($p = 0,2637$).

Analiza przestrzenna obejmująca wskaźnik kształtu *FRAC* wykazała, że obwody wysp środowiskowych na obu mezoregionach cechowały się niewielkim stopniem skomplikowania – średnia wartość na RP-S osiągnęła maksymalnie 1,24, a na RN – 1,21. Pomiedzy wskaźnikiem *FRAC* badanych SFP na RP-S i RN wystąpiły różnice statystycznie istotne ($p = 0,0006^*$).

Wskaźniki izolacji. W celu określenia izolacji leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych wyznaczono trzy wskaźniki opisujące tę cechę: *ENN*, *PROX*, *I*. Badania krajobrazowe dotyczące wskaźnika izolacji *ENN* wykazały brak różnic istotnych statystycznie pomiędzy wyspami na obu obszarach badawczych ($p = 0,8777$). Omawiana miara izolacji osiągnęła najniższe wartości na analizowanych równinach na tym samym poziomie (6,00 m), maksymalna zaś, była większa na RP-S (1128,25 m) niż na RN (767,33 m).

Drugim z badanych wskaźników izolacji leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych była miara *PROXIMITY (PROX)*. Analizy przestrzenne wykonane zostały dla sześciu buforów (100 m, 200 m, 500 m, 1000 m, 2000 m, 4000 m). Wykazały one zróżnicowane wartości izolacji na obu mezoregionach, nie stwierdzono natomiast różnic statystycznie istotnych w odniesieniu do omawianego wskaźnika pomiędzy nimi (tabela 19).

Wskaźnik *PROX* nie ulegał istotnym zmianom wraz ze wzrostem promienia poszukiwań (tabela 19). Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej średnie wartości oscylowały w granicach od 23,41 do 26,95. Tak niskie wartości *PROX* oznaczały, że wokół badanych SFP występowała mała liczba niewielkich powierzchniowo płatów tego samego typu. Dodatkowo, przy każdym z promieni poszukiwań najniższa wartość *PROX* wyniosła 0 lub wartość zbliżoną do zera, co świadczyło o braku występowania w obrębie 100 m, 200 m, 500 m, 1000 m, 2000 m, 4000 m od badanego SFP, innych leśnych lub zadrzewionych płatów. Minimalna wartość *PROX* dla wszystkich buforów na RP-S kształtowała się na poziomie od 0,00 do 0,06 m. Maksymalny stwierdzony wskaźnik izolacji *PROX* na RP-S,

dla sześciu buforów, wyniósł ok. 465, co wskazywało na większe zgrupowanie obiektów tego samego typu wokół danego SFP.

Analiza *PROX* na RN wykazała, że średnia wartość wskaźnika dla badanych SFP kształtowała się na poziomie od 127,42 do 132,86, w odniesieniu do sześciu buforów. Były to wartości wyższe niż na RP-S, co wskazywało na średnie większe zagęszczenie płatów leśnych i zadrzewionych wokół SFP na omawianym mezoregionie, jednakże analiza nie wykazała, aby różniły się one istotnie. Podobnie jak w przypadku RP-S, wskaźnik ten rósł wraz ze wzrostem promienia poszukiwań. Minimalna wartość *PROX* kształtowała się na poziomie od 0,00 do 0,79, maksymalna zaś osiągnęła wartości od 5540,15 do 5567,63.

Wyznaczony wskaźnik izolacji *I* wykazał, że badane SFP w obrębie obu mezoregionów charakteryzowały się wysokim stopniem izolacji dla każdego z przyjętych promieni poszukiwań (tabela 19). Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej średnia izolacja wysp środowiskowych była wyższa (od 9,0 do 9,6) w stosunku do RN (od 7,8 do 9,0). W przypadku obu obszarów badań, maksymalna izolacja SFP uzyskała najwyższą możliwą wartość – 10,0 (RP-S: 100 m, 200 m, 500 m, 1000 m; RN: 100 m, 200 m, 500 m), co oznaczało, że dana wyspa była całkowicie odizolowana przy określonym promieniu poszukiwań. Analiza nie wykazała występowania leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych na obu równinach charakteryzujących się znikomą lub całkowitym brakiem izolacji ($I = 0$). Pomiedzy wskaźnikiem izolacji *I* badanych wysp środowiskowych na RP-S i RN wystąpiły różnice statystycznie istotne ($p < 0,0001^*$).

Tabela 19. Statystyki opisowe charakterystyk przestrzennych badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych (nazwa wskaźnika zgodnie ze skrótem przyjętym w metodyce)

Wskaźnik	RP-S					RN					P
	X	SD	Me	zakres	V _s	X	SD	Me	zakres	V _s	
AREA	0,47	0,90	0,20	0,02-7,87	192,58	1,42	2,45	0,59	0,01**-21,10	173,06	0,0004*
CIRCLE	0,60	0,17	0,62	0,24-0,92	27,47	0,51	0,18	0,49	0,21-0,92	35,31	0,0004*
SHAPE	1,44	0,34	1,34	1,10-2,56	23,34	1,39	0,32	1,23	1,00-2,90	23,02	0,2637
FRAC	1,10	0,05	1,08	1,03-1,24	4,20	1,07	0,04	1,06	1,00-1,21	4,14	0,0006*
ENN	106,01	179,39	42,69	6,00-1128,25	169,22	109,54	142,49	48,04	6,00-767,33	130,08	0,8777
PROX_100	23,41	60,14	1,60	0,00-465,44	256,97	127,42	587,89	3,69	0,00-5540,15	461,39	0,0799
PROX_200	25,33	60,20	4,73	0,00-465,44	237,67	128,75	588,48	5,76	0,00-5549,48	457,22	0,0821
PROX_500	26,05	60,14	5,49	0,00-465,48	230,85	130,66	589,08	7,00	0,00-5556,55	450,85	0,0788
PROX_1000	26,43	60,09	5,86	0,00-465,53	227,34	138,48	592,19	8,69	0,10-5562,89	427,64	0,0613
PROX_2000	26,78	60,09	6,12	0,03-465,66	224,42	132,20	589,72	10,17	0,41-5565,32	446,07	0,0769
PROX_4000	26,95	60,08	6,38	0,06-465,74	222,96	132,86	589,91	10,44	0,79-5567,63	444,02	0,0756
I_100	9,00	1,20	9,30	3,9-10,00	13,16	7,80	1,90	8,0	2,10-10,00	2,50	< 0,0001*
I_200	9,30	0,70	9,50	5,1-10,00	7,83	8,60	1,30	9,0	4,00-10,00	1,50	< 0,0001*
I_500	9,50	0,60	9,60	7,0-10,00	5,88	8,90	7,20	9,0	5,80-10,00	0,80	< 0,0001*
I_1000	9,60	0,40	9,70	8,6-10,00	3,80	9,00	0,60	9,0	7,10-9,80	0,70	< 0,0001*
I_2000	9,60	0,20	9,60	9,0-9,90	2,46	8,90	0,50	9,0	6,90-9,70	0,60	< 0,0001*
I_4000	9,50	0,30	9,70	8,5-9,80	2,95	8,70	0,70	8,9	6,10-9,30	0,80	< 0,0001*

* różnice statystycznie istotne przy poziomie istotności $\alpha = 0,05$

** minimalna powierzchnia SFP wyniosła 0,01327 ha na RN

X – średnia, SD – odchylenie standardowe, Me – mediana, zakres – wartość minimalna i maksymalna, V_s – współczynnik zmienności

5.7. Wpływ charakterystyk przestrzennych na parametry fitocenotyczne badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych

W celu określenia wpływu charakterystyk przestrzennych na parametry fitocenotyczne badanych SFP w obrębie Równiny Pyrzycko-Stargardzkiej i Równiny Nowogardzkiej wykonano analizy statystyczne. Poszukując najlepszego zestawu wskaźników przestrzennych opisujących bogactwo gatunkowe SFP (wyrażone różnymi parametrami) przeprowadzono analizę regresji skokowej postępującej.

5.7.1. Związek pomiędzy charakterystykami przestrzennymi, a fitocenotycznymi badanych SFP – analiza korelacji

Analiza korelacji obejmująca 200 leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych osadzonych w krajobrazie rolniczym RP-S i RN wykazała istotnie statystyczną korelację pomiędzy różnorodnością wyrażoną wskaźnikami SHANNON (ALL, I, E), SIMPSON (ALL, I, E), liczbą wszystkich gatunków roślin (SR ALL, I, E), liczbą gatunków wskaźnikowych starych lasów (GWSL ALL, I), liczbą gatunków leśnych (GL ALL, I, E) oraz liczbą gatunków pozostałych (GP ALL, I, E), a powierzchnią SFP (tabela 20). Wyniki wykazały dodatnie korelacje, co oznaczało, że wraz ze wzrostem powierzchni SFP wzrastają ww. parametry.

Na poziomie mezoregionów, analiza wykazała, że powierzchnia SFP na RN była skorelowana z większą liczbą wskaźników fitocenotycznych niż na RP-S (załącznik nr 3, tabela 1 i 2). Na Równinie Nowogardzkiej istotnie statystyczną korelację dodatnią z wielkością SFP (AREA) stwierdzono z następującymi wskaźnikami fitocenotycznymi: SHANNON (I, E), SIMPSON (ALL, E), SR (ALL, I, E), GL (ALL, I, E) i GP (ALL, E), zaś na RP-S: SR (ALL, I, E), GL (ALL, I, E) i GP (ALL, I, E).

Statystycznie istotną korelację dodatnią dla 200 SFP stwierdzono również pomiędzy parametrem kształtu *SHAPE*, a wskaźnikami różnorodności Shannon'a (I), liczby gatunków w obrębie ekotonu (SR E), gatunków wskaźnikowych starych lasów także w ekotonie (GWSL E) oraz gatunków leśnych (GL E). Można zatem stwierdzić, że wraz ze wzrostem stopnia nieregularności SFP (kształt wydłużony) wzrasta różnorodność wyrażona ww. wskaźnikami. Dla pozostałych wskaźników różnorodności nie określono istotnych korelacji ze wskaźnikiem kształtu *SHAPE*.

W ujęciu jednostek fizycznogeograficznych, analiza wykazała, iż wskaźnik *SHAPE* na RP-S był skorelowany z mniejszą liczbą parametrów fitocenotycznych niż na RN (załącznik nr 3). Na RP-S istotnie statystyczną korelację dodatnią stwierdzono dla następujących wskaźników różnorodności: SHANNON (ALL, E) i SIMPSON (ALL, I), a na RN były to: SHANNON (I), SIMPSON (ALL, E), SR (E), GL (ALL, E).

W odniesieniu do 200 badanych SFP, na podstawie analizy korelacji wykazano dodatni związek parametru *FRAC* (wskaźnik kształtu) z liczbą gatunków leśnych w strefie interioru i ekotonowej wysp środowiskowych (GL I, E). Co oznaczało, że wraz ze stopniem skomplikowania kształtu SFP wzrastała liczba gatunków leśnych na obrzeżach badanych SFP. Dla pozostałych wskaźników różnorodności nie określono istotnych korelacji ze wskaźnikiem kształtu *FRAC*.

Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej wskaźnik *FRAC* był dodatnio skorelowany z parametrami różnorodności SHANNON (ALL) i SIMPSON (ALL, I, E), a na RN tylko z jednym wskaźnikiem – GL (E), tj. liczbą gatunków leśnych w ekotonie.

Wyniki analizy w obrębie 200 badanych SFP wykazały ujemny związek między zmienną zależną *CIRCLE* (wskaźnik kształtu), a wskaźnikami różnorodności roślin GWSL I i GL I. Oznacza to, że we wnętrzu, tj. interiorze badanych SFP o wydłużonym kształcie występowało mniej gatunków leśnych ($R = -0,1613^*$) i wskaźnikowych starych lasów ($R = -0,1460^*$).

Natomiast w przypadku liczby gatunków wskaźnikowych starych lasów i liczby gatunków leśnych w ekotonie (GWSL E, GL E) – wskaźnik kształtu *CIRCLE* cechował się istotnie statystyczną korelacją dodatnią z ww. parametrami różnorodności ($R = 0,1444^*$, $R = 0,1402^*$, odpowiednio). Dla pozostałych wskaźników różnorodności nie określono istotnych korelacji ze wskaźnikiem kształtu *CIRCLE*.

Dla charakterystyk fitocenotycznych SFP na RN nie stwierdzono istotnych korelacji ze wskaźnikiem kształtu *CIRCLE* (załącznik nr 3, tabela 1). Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej wykazano istotnie statystyczną korelację dodatnią wyłącznie dla jednego parametru różnorodności ze wskaźnikiem *CIRCLE* – SIMPSON E, tj. wskaźnikiem różnorodności w ekotonie ($R = 0,2132^*$).

W odniesieniu do wskaźnika izolacji *ENN*, analiza wykazała statystycznie istotną korelację dodatnią z liczbą gatunków starych lasów w strefie ekotonowej (GWSL E) w ujęciu 200 badanych wysp środowiskowych. Oznacza to, że wzrost izolacji wyrażonej wskaźnikiem *ENN* wpływał negatywnie na różnorodność GWSL E w obrębie badanych SFP ($R = -0,1786^*$). Dla pozostałych wskaźników różnorodności nie określono istotnych

korelacji ze wskaźnikiem izolacji *ENN*. Takie same wyniki uzyskano w obrębie wysp środowiskowych na RN, gdzie stwierdzono ujemny związek izolacji *ENN* z liczbą gatunków wskaźnikowych starych lasów w strefie ekotonowej ($R = -0,2583^{**}$). Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej nie wykazano korelacji ww. parametru z żadną z badanych charakterystyk fitocenotycznych.

Wykonana analiza wykazała brak korelacji statystycznie istotnej pomiędzy wskaźnikiem izolacji *I* przy promieniu poszukiwań 100 i 200 m, a tylko jednym parametrem różnorodności: liczbą gatunków wskaźnikowych starych lasów w strefie ekotonowej (GWSL E). Dla pozostałych miar różnorodności korelacja ta była ujemna, co oznaczało, że wraz ze wzrostem stopnia izolacji (*I*₁₀₀, *I*₂₀₀) zmniejszały się ww. wskaźniki fitocenotyczne. W przypadku izolacji *I*₅₀₀, ujemną korelację stwierdzono ze wskaźnikami różnorodności SIMPSON (ALL, I, E), liczbą wszystkich gatunków (ALL, I, E), liczbą gatunków wskaźnikowych starych lasów (ALL, I), liczbą gatunków leśnych (ALL, I) oraz liczbą gatunków pozostałych (GP E). Brak istotnych statystycznie korelacji wykazano pomiędzy izolacją *I*₁₀₀₀, a parametrami: SHANNON (I, E), SR (E), GWSL (E), GL (E) oraz GP (I). Dla pozostałych miar różnorodności korelacja ta była ujemna, tj. wzrost stopnia izolacji (*I*₁₀₀₀) powodował spadek liczebności gatunków roślin na SFP. Izolacja przy promieniu poszukiwań 2 i 4 km miała ujemny związek z 13 parametrami różnorodności, wskazując, że wraz ze wzrostem danej izolacji, maleje dana zmienna objaśniająca. Jednakże, stwierdzono jeden dodatni związek izolacji *I*₄₀₀₀: izolacja w promieniu 4000 m wpływała pozytywnie na wzrost różnorodności wskaźnika Shannon'a w strefie ekotonowej SFP.

Statystycznie istotną negatywną korelację izolacji *I* na RP-S zaobserwowano dla promieni poszukiwań 100 m i 200 m, dla następujących wskaźników fitocenotycznych: SR (ALL, I, E), GL (ALL, I, E) i GP (ALL). W odniesieniu do SFP na RN, ujemną korelację izolacji *I* stwierdzono dla większej liczby parametrów różnorodności: SHANNON (E), SIMPSON (E), SR (ALL, I, E), GWSL (ALL, I), GL (ALL, I, E). Wskaźnik *I*₁₀₀ i *I*₂₀₀ charakteryzował się wpływem na największą liczbę charakterystyk fitocenotycznych (załącznik nr 3, tabela 1).

Wyniki analizy nie wykazały korelacji statystycznie istotnych pomiędzy zmiennymi niezależnymi *PROX* (wskaźnik izolacji), a charakterystykami fitocenotycznymi (parametrami różnorodności) w odniesieniu do 200 badanych SFP oraz w oddzielnym ujęciu wysp środowiskowych na obu mezoregionach.

*Fitocenotyczne i przestrzenne kryteria kształtowania leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych
w młodogłacjalnym krajobrazie rolniczym*

Tabela 20. Współczynniki korelacji między parametrami fitocenotycznymi, a wybranymi charakterystykami przestrzennymi badanych SFP (RP-S i RN)

Charakterystyki przestrzenne	Parametry fitocenotyczne																	
	SHANNON			SIMPSON			SR			GWSL			GL			GP		
	ALL	I	E	ALL	I	E	ALL	I	E	ALL	I	E	ALL	I	E	ALL	I	E
AREA	0,1720**	0,1935**	0,2548***	0,2557***	0,2043**	0,2945***	0,4433***	0,3889***	0,3624***	0,2205**	0,2181**	0,0116	0,4451***	0,4222***	0,2621***	0,3194***	0,1799*	0,3075***
SHAPE	0,1260	0,1887**	0,1188	0,0614	0,1284	0,0574	0,0950	0,0135	0,1437*	0,0014	-0,0301	0,1619*	0,1230	0,0044	0,2591***	0,0209	0,0056	0,0011
FRAC	0,0175	0,1082	0,0361	-0,0736	0,0167	-0,0818	-0,0595	-0,1240	0,0469	-0,1209	-0,1355	0,1243	-0,0297	-0,1487*	0,1833**	-0,0896	-0,0574	-0,0746
CIRCLE	-0,0255	0,0286	0,0541	-0,0971	-0,0381	-0,0817	-0,0861	-0,1334	0,0223	-0,1216	-0,1460*	0,1444*	-0,0604	-0,1613*	0,1402*	-0,1037	-0,0669	-0,0802
ENN	0,0353	0,0780	-0,1130	-0,0063	0,0683	-0,0784	-0,0183	-0,0210	-0,0174	-0,0309	0,0111	-0,1786*	-0,0518	-0,0568	-0,0554	0,0490	0,0242	0,0294
PROX_100	0,0499	0,0890	0,0265	0,1009	0,0762	0,1293	0,0741	0,0678	0,1139	-0,0276	-0,0247	-0,0412	0,1174	0,0819	0,0997	-0,0029	0,0477	0,0685
PROX_200	0,0487	0,0887	0,0264	0,0998	0,0759	0,1281	0,0727	0,0670	0,1127	-0,0287	-0,0259	-0,0419	0,1164	0,0814	0,0988	-0,0040	0,0465	0,0674
PROX_500	0,0489	0,0884	0,0262	0,1007	0,0764	0,1291	0,0727	0,0670	0,1123	-0,0287	-0,0257	-0,0427	0,1163	0,0816	0,0982	-0,0039	0,0466	0,0675
PROX_1000	0,0545	0,0873	0,0137	0,1070	0,0803	0,1352	0,0749	0,0666	0,1136	-0,0321	-0,0283	-0,0480	0,1183	0,0802	0,0949	-0,0018	0,0496	0,0733
PROX_2000	0,0491	0,0881	0,0262	0,1012	0,0764	0,1297	0,0731	0,0672	0,1124	-0,0281	-0,0252	-0,0427	0,1166	0,0818	0,0980	-0,0037	0,0466	0,0679
PROX_4000	0,0493	0,0881	0,0261	0,1016	0,0766	0,1300	0,0733	0,0675	0,1125	-0,0279	-0,0250	-0,0428	0,1168	0,0821	0,0979	-0,0035	0,0468	0,0681
I_100	-0,2401**	-0,2193**	-0,3145***	-0,3365***	-0,2640***	-0,3897***	-0,4375***	-0,4491***	-0,2855***	-0,3361***	-0,3043***	-0,1281	-0,4810***	-0,5088***	-0,2425**	-0,2445**	-0,1460*	-0,2074**
I_200	-0,1827**	-0,1831*	-0,2893***	-0,2876***	-0,2092**	-0,3555***	-0,3811***	-0,4116***	-0,2562***	-0,2865***	-0,2546***	-0,1226	-0,4203***	-0,4616***	-0,2076**	-0,2273**	-0,1564*	-0,1963**
I_500	-0,1110	-0,0696	-0,1332	-0,2396**	-0,1429**	-0,3068***	-0,2364**	-0,2937***	-0,1409*	-0,1861**	-0,1851**	0,0199	-0,2854***	-0,3473***	-0,0523	-0,1347	-0,0924	-0,1619*
I_1000	-0,1567*	-0,0372	-0,0390	-0,3363***	-0,2082**	-0,3828***	-0,2407**	-0,2561***	-0,1264	-0,1978**	-0,2013**	0,0597	-0,2686***	-0,2939***	-0,0176	-0,1456*	-0,0943	-0,1797*
I_2000	-0,2493***	-0,0860	0,0832	-0,4671***	-0,3173***	-0,4714***	-0,2866***	-0,2196**	-0,1473*	-0,3018***	-0,3032***	0,0212	-0,2879***	-0,2537***	-0,0345	-0,1919**	-0,0569	-0,2078**
I_4000	-0,2596***	-0,0632	0,1809*	-0,4673***	-0,3168***	-0,4517***	-0,2816***	-0,2080**	-0,1555*	-0,3030***	-0,3091***	0,0461	-0,2751***	-0,2302**	-0,0365	-0,2083**	-0,0586	-0,2256**

* - $p < 0,05$, ** - $p < 0,01$, *** $p < 0,001$

SHANNON – wskaźnik różnorodności Shannon'a; SIMPSON – wskaźnik różnorodności Simpson'a; SR – ogólne bogactwo gatunkowe roślin (liczba gatunków); GWSL – gatunki wskaźnikowe starych lasów;

GL – gatunki leśne; GP – gatunki pozostałe

ALL – cała wyspa; I – strefa wewnętrzna SFP (interior); E – strefa zewnętrzna SFP (ekoton)

powierzchnia – AREA, wskaźniki kształtu – CIRCLE, SHAPE, FRAC, wskaźniki izolacji – ENN, PROX, I, PROX/I... – strefy buforowe

5.7.2. Związek pomiędzy charakterystykami przestrzennymi, a fitocenotycznymi badanych SFP – analiza regresji krokowej postępującej

W celu dokonania oceny, który z parametrów opisujących badane leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe, po uwzględnieniu wpływu wszystkich pozostałych zmiennych niezależnych, charakteryzował się najwyższą korelacją z poszczególnymi parametrami różnorodności, wykonano analizę regresji krokowej postępującej. Do modeli regresji wprowadzone zostały wyłącznie te zmienne (predyktory, charakterystyki przestrzenne), które istotnie przewidują zmienną zależną (charakterystyka fitocenotyczna, wskaźnik bogactwa gatunkowego).

Wskaźnik różnorodności Shannon'a (SHANNON). Analiza wyników estymacji parametrów modelu dla 200 SFP na RP-S i RN wykazała, że trzy z rozpatrywanych zmiennych objaśniających miały statystycznie istotny wpływ na wskaźnik różnorodności Shannon'a w obrębie całej wyspy (SHANNON ALL), przy uwzględnieniu wszystkich zmiennych niezależnych (tabela 21). Były to wskaźnik izolacji I_{4000} oraz wskaźniki kształtu $SHAPE$ i $FRAC$. Wykazano ujemny związek parametru SHANNON ALL ze wskaźnikiem izolacji I_{4000} oraz kształtu $FRAC$ oraz dodatni związek ze wskaźnikiem kształtu $SHAPE$. Wskazywało to na fakt, że jeżeli dana wyspa charakteryzowała się wyższą wartością $SHAPE$ i niższymi wskaźnikami izolacji I_{4000} i $FRAC$, tym wykazywała wyższą różnorodność Shannon'a. Model ten był jednak słabo dopasowany do danych ($adjR^2 = 10,7\%$), tj. modelem tym można wyjaśnić 9,9% przypadków.

W przypadku analizy parametru SHANNON I, również wykazano dodatnią zależność z parametrem kształtu $SHAPE$ oraz ujemny z izolacją I_{100} oraz kształtem $CIRCLE$ (tabela 21). Im SFP charakteryzowało się większą wartością wskaźnika $SHAPE$ oraz mniejszym stopniem izolacji I_{100} i zmienną $CIRCLE$, tym wyspa posiadała wyższą różnorodnością Shannon'a we wnętrzu, tj. interiorze. Model ten był jednak również słabo dopasowany do danych ($adjR^2 = 8,7\%$). Analiza regresji dla strefy ekotonowej wykazała, że współczynnik SHANNON E zależał jedynie od wartości stopnia izolacji I_{100} , przy czym im mniejsza była izolacja danej wyspy, tym większą różnorodność dla niej wykazywano. Model ten był jednak również w niewielkim stopniu dopasowany do danych ($adjR^2 = 9,9\%$).

Tabela 21. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla wskaźnika Shannon

Charakterystyki przestrzenne	Parametry fitocenotyczne								
	SHANNON ALL <i>adjR</i> ² = 10,7%			SHANNON I <i>adjR</i> ² = 8,7%			SHANNON E <i>adjR</i> ² = 9,9%		
	<i>β</i>	<i>p</i>	<i>η</i> ²	<i>β</i>	<i>p</i>	<i>η</i> ²	<i>β</i>	<i>p</i>	<i>η</i> ²
<i>I</i> ₁₀₀		NS		-0,1658	0,0218	0,02	-0,3145	<0,0001	0,10
<i>I</i> ₄₀₀₀	-0,2144	0,0030	0,04		NS			NS	
<i>SHAPE</i>	0,5811	0,0014	0,05	0,3825	0,0013	0,05		NS	
<i>FRAC</i>	-0,4736	0,0100	0,03		NS			NS	
<i>CIRCLE</i>		NS		-0,2516	0,0354	0,02		NS	

Pozostałe zmienne z tabeli 21 zostały wykluczone podczas budowy modeli, ponieważ były nieistotne statystycznie.

ALL – cała wyspa, I – interior (wnętrze wyspy), E – strefa ekotonowa (zewnątrzna) wyspy

*adjR*² – skorygowany współczynnik determinacji, *β* – standaryzowany współczynnik regresji, *p* – poziom istotności, *η*² – współczynnik determinacji cząstkowej, NS – nieistotne statystycznie

Wskaźnik różnorodności Simpson’a (SIMPSON). Wyniki analizy dla 200 SFP wykazały, iż statystycznie istotnymi predyktorami wskaźnika różnorodności Simpson’a (ALL – liczby gatunków dla całej wyspy) były trzy zmienne objaśniające: *AREA* (powierzchnia) i wskaźnik izolacji *I*₄₀₀₀ (tabela 22). Powierzchnia miała dodatni związek ze wskaźnikiem różnorodności SIMPSON ALL, co oznaczało, że wraz ze wzrostem zmiennej *AREA*, wartość w/w wskaźnika różnorodności wzrosła, przy założeniu, że pozostałe zmienne objaśniające pozostaną na tym samym poziomie. Izolacja (*I*₄₀₀₀) miała ujemny związek z parametrem Simpson’a (ALL) – wzrost tych zmiennych wpływał na spadek różnorodności. Modelem tym można wyjaśnić 26,6% przypadków i stanowi on jeden z trzech najlepiej dopasowanych modeli spośród wszystkich w badaniu.

W uzyskanym modelu trzy zmienne okazały się być istotnymi statystycznie predyktorami różnorodności Simpson’a wyznaczonego dla wnętrza, tj. interioru SFP (SIMPSON I). Były to wskaźniki izolacji *I*₁₀₀ oraz wskaźniki kształtu *SHAPE* i *FRAC*, przy czym *SHAPE* miał dodatni związek z omawianym parametrem, zaś dwa pozostałe – ujemny. Model ten był jednak słabo dopasowany do danych, wyjaśniając 13,4% przypadków.

Drugim z najlepiej dopasowanych modeli okazał się model opisujący 27,5% przypadków różnorodności Simpson’a w strefie ekotonowej, gdzie istotnymi statystycznie predyktorami były powierzchnia (*AREA*) i izolacja (*I*₂₀₀₀). Analiza wykazała dodatni związek pomiędzy zmienną *AREA*, a różnorodnością Simpson’a (E). Ujemny związek miała izolacja *I* (2000) wskazując, że wraz ze wzrostem tej zmiennej niezależnej zmalała różnorodność Simpson’a w strefie ekotonowej SFP.

Tabela 22. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla wskaźnika Simpson'a

Charakterystyki przestrzenne	Parametry fitocenotyczne								
	SIMPSON ALL <i>adjR</i> ² = 26,6%			SIMPSON I <i>adjR</i> ² = 13,4%			SIMPSON E <i>adjR</i> ² = 27,5%		
	<i>β</i>	<i>p</i>	<i>η</i> ²	<i>β</i>	<i>p</i>	<i>η</i> ²	<i>β</i>	<i>p</i>	<i>η</i> ²
AREA	0,1892	0,0026	0,03	NS			0,2032	0,0013	0,04
I_2000	NS			-0,2688	0,0002	0,06	-0,3831	<0,0001	0,13
I_4000	-0,3946	<0,0001	0,14	NS			NS		
SHAPE	NS			0,5417	0,0027	0,04	NS		
FRAC	NS			-0,4310	0,0183	0,03	NS		

Objaśnienia jak w tab. 21

Ogólne bogactwo gatunkowe (SR). Na podstawie analizy regresji wykonanej dla 200 SFP wykazano ujemny związek parametru SR I (interior) ze wskaźnikiem izolacji I_4000 oraz dodatni związek z powierzchnią (AREA) SFP (tabela 23). Wskazuje to na fakt, że jeżeli dana wyspa charakteryzowała się większą powierzchnią oraz niższym stopniem izolacji, tym wykazywała większą różnorodność wyrażaną ogólną liczbą gatunków w wyspie (SR ALL). Model ten był jednak słabo dopasowany do danych (*adjR*² = 25,8%).

W przypadku analizy parametru SR w interiorze wykazano również dodatnią zależność z parametrem AREA oraz ujemny ze wskaźnikiem izolacji I_100. Im większa powierzchnia oraz mniejszy stopień izolacji, tym większa liczba gatunków (SR I). Model ten był jednak słabo dopasowany do danych (*adjR*² = 23,3%).

Analiza regresji dla strefy ekotonowej wykazała, że współczynnik SR E zależał jedynie od powierzchni (AREA), przy czym im większa była wyspa, tym większą różnorodność dla niej wykazywano. Model ten był jednak również w niewielkim stopniu dopasowany do danych (*adjR*² = 12,7%).

Tabela 23. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla liczby wszystkich gatunków

Charakterystyki przestrzenne	Parametry fitocenotyczne								
	SR ALL <i>adjR</i> ² = 25,8%			SR I <i>adjR</i> ² = 23,3%			SR E <i>adjR</i> ² = 12,7%		
	<i>β</i>	<i>p</i>	<i>η</i> ²	<i>β</i>	<i>p</i>	<i>η</i> ²	<i>β</i>	<i>p</i>	<i>η</i> ²
AREA	0,4018	<0,0001	0,16	0,1782	0,0408	0,05	0,3624	<0,0001	0,13
I_100	NS			-0,2711	0,0029	0,02	NS		
I_4000	-0,1819	0,0062	0,03	NS			NS		

Objaśnienia jak w tab. 21

Liczba gatunków wskaźnikowych starych lasów (GWSL). Analiza wyników estymacji parametrów modelu dla 200 SFP wykazała, że tylko jedna z rozpatrywanych zmiennych objaśniających miała statystycznie istotny wpływ na liczbę gatunków wskaźnikowych starych lasów w obrębie całej wyspy (GWSL ALL), przy uwzględnieniu wszystkich zmiennych niezależnych (tabela 24). Czynnikiem mającym ujemny związek z omawianym parametrem

różnorodności był wskaźnik izolacji I_{100} , gdzie wraz ze wzrostem danej zmiennej objaśniającej, GWSL ALL zmniejszał się. Model ten był jednak słabo dopasowany do danych. Wyniki przeprowadzonej analizy wskazały, że przyjęte zmienne niezależne pozwoliły na wyjaśnienie zaledwie 10,8% przypadków.

W odniesieniu do liczby gatunków wskaźnikowych starych lasów w strefie interioru SFP (GWSL I), statystycznie istotnymi predyktorami były powierzchnia wyspy ($AREA$) oraz wskaźniki izolacji I_{4000} . Izolacja I miała ujemny związek z liczbą gatunków wskaźnikowych starych lasów, czyli wraz ze wzrostem zmiennej objaśniającej, malała różnorodność, przy założeniu, że pozostałe zmienne objaśniające pozostaną na tym samym poziomie. W przypadku powierzchni ($AREA$) SFP, związek z parametrem różnorodności był dodatni. Model ten był jednak słabo dopasowany do danych, ponieważ wyjaśniał on zaledwie 12% przypadków.

Istotnymi statystycznie predyktorami liczby gatunków wskaźnikowych starych lasów w strefie ekotonowej (GWSL E) były wskaźnik kształtu $SHAPE$ i wskaźnik izolacji ENN . Ujemny związek izolacji z omawianym parametrem różnorodności świadczył o spadku GWSL E wraz ze wzrostem zmiennej niezależnej. Dodatni związek GWSL E stwierdzono z powierzchnią SFP, przy czym im większa była wyspa środowiskowa tym większą różnorodność dla niej wykazywano. Model ten był słabo dopasowany do danych i wyjaśniał on tylko 4,8% przypadków.

Tabela 24. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla liczby gatunków wskaźnikowych starych lasów

Charakterystyki przestrzenne	Parametry fitocenotyczne								
	GWSL ALL <i>adjR² = 10,8%</i>			GWSL I <i>adjR² = 12,0%</i>			GWSL E <i>adjR² = 4,8%</i>		
	β	p	η^2	β	p	η^2	β	p	η^2
$AREA$		NS		0,1836	0,0071	0,03		NS	
I_{100}	-0,3361	<0,0001	0,11		NS			NS	
I_{4000}		NS		-0,2870	<0,0001	0,08		NS	
$SHAPE$		NS			NS		0,1614	0,0216	0,03
ENN		NS			NS		-0,1782	0,0113	0,03

Objaśnienia jak w tab. 21

Liczba gatunków leśnych (GL). W uzyskanym modelu dla 200 SFP trzy zmienne okazały się być istotnymi statystycznie predyktorami liczby gatunków leśnych w obrębie całego SFP (GL ALL) (tabela 25). Były to wskaźniki $AREA$, dla którego wyznaczony został związek dodatni oraz izolacja (I_{100}), gdzie związek ten był ujemny. Zgodnie z analizą, wraz ze wzrostem powierzchni danej wyspy środowiskowej, wzrastała różnorodność gatunków leśnych (GL ALL), zaś wzrost izolacji I_{100} wpływał na jej spadek. Modelem tym można

wyjaśnić 26,2% przypadków i stanowił on jeden z trzech najlepiej dopasowanych modeli spośród wszystkich w badaniu.

Wyniki analizy wykazały, że istotnym statystycznie predyktorem liczby gatunków pozostałych występujących w strefie ekotonowej wyspy środowiskowej (GP E) była powierzchnia (*AREA*) SFP. W otrzymanym modelu czynnik ten miał pozytywy wpływ na zmienną objaśnianą. Wraz ze wzrostem powierzchni, liczba gatunków nieleśnych wzrastała, przy założeniu, że pozostałe zmienne objaśniające pozostawały na tym samym poziomie. Model ten był jednak słabo dopasowany do danych, gdyż zaledwie 4,6% przypadków można wyjaśnić tą zależnością.

Wyniki badań wskazały, iż istotnymi statystycznie predyktorami liczby gatunków leśnych w strefie ekotonowej (GL E) były *AREA* i wskaźnik kształtu *SHAPE*. Oba wskaźniki miały dodatni związek z omawianą zmienną zależną, wskazując, iż ich wzrost spowoduje wzrost wartości GL E, przy założeniu, że zmienne objaśniające pozostawały na tym samym poziomie. Uzyskany model pozwalał wyjaśnić 10,9% zmienności modelowanej zmiennej zależnej.

Tabela 25. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla liczby gatunków leśnych

Charakterystyki przestrzenne	Parametry fitocenotyczne								
	GL ALL <i>adjR</i> ² = 26,2%			GL I <i>adjR</i> ² = 25,5%			GL E <i>adjR</i> ² = 10,9%		
	<i>β</i>	<i>p</i>	<i>η</i> ²	<i>β</i>	<i>p</i>	<i>η</i> ²	<i>β</i>	<i>p</i>	<i>η</i> ²
<i>AREA</i>	0,2362	0,0059	0,03	NS			0,2280	0,0010	0,05
<i>I_100</i>	-0,2779	0,0019	0,01	-0,5088	<0,0001	0,26	NS		
<i>SHAPE</i>	NS			NS			0,2245	0,0012	0,05

Objaśnienia jak w tab. 21

Liczba gatunków pozostałych (GP). W uzyskanym modelu dla 200 SFP jedna zmienna była istotnym statystycznie predyktorem liczby gatunków pozostałych w obrębie całego SFP oraz wnętrza (GP ALL, I) (tabela 26). Był to wskaźniki *AREA* (tabela 27), który miał dodatni związek z omawianą zmienną zależną. Zgodnie z analizą, wraz ze wzrostem powierzchni, różnorodność wzrastała. Model ten był jednak słabo dopasowany do danych (*adjR*² = 12,4%).

Na podstawie badań można stwierdzić, iż wystąpił istotny statystycznie związek liczby gatunków pozostałych w strefie ekotonowej (GP E) z powierzchnią (*AREA*) SFP oraz wskaźnikiem izolacji (*I_4000*). Powierzchnia wyspy miała dodatni związek z omawianą zmienną, natomiast izolacja – ujemny. Z analizy wynika, iż wzrost powierzchni SFP powodował wzrost GP E, a wyższy stopień izolacji – jej spadek. Model ten był jednak słabo dopasowany do danych (*adjR*² = 12,2%).

Tabela 26. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla liczby pozostałych gatunków

Charakterystyki przestrzenne	Parametry fitocenotyczne								
	GP ALL <i>adjR</i> ² = 12,4%			GP I <i>adjR</i> ² = 5,3%			GP E <i>adjR</i> ² = 12,2%		
	<i>β</i>	<i>p</i>	<i>η</i> ²	<i>β</i>	<i>p</i>	<i>η</i> ²	<i>β</i>	<i>p</i>	<i>η</i> ²
AREA	0,2960	<0,0001	0,09	0,1571	0,0263	0,02	0,2845	<0,0001	0,08
I_4000	NS			NS			-0,1915	0,0050	0,04

Objaśnienia jak w tab. 21

Na podstawie osobno przeprowadzonej analizy regresji skokowej postępującej dla RP-S i RN stwierdzono, że uzyskane modele są słabo dopasowane do danych. Ich szczegółowy opis i zestawienie tabelaryczne przedstawiono w załączniku nr 4.

5.7.3. Geneza i trwałość badanych SFP w krajobrazie, a charakterystyki fitocenotyczne

Geneza SFP ogółem. Nie wykazano statystycznie istotnych różnic pomiędzy leśnymi i zadrzewionymi wyspami środowiskowymi na RP-S i RN o zróżnicowanej genezie pod względem wskaźników różnorodności: SHANNON (ALL, I, E), SIMPSON (I, E), SR (ALL, E) oraz GL (ALL, E) (tabela 27). Wyspy, które powstały ze względu na słabą glebę charakteryzowały się istotnie wyższą wartością wskaźnika różnorodności Simpson'a (ALL) niż wyspy powstałe ze względu na zbyt wysoką wilgotność terenu (W). Ponadto SFP, których geneza wskazywała na słabą glebę (S) wykazywały istotnie większą liczbę gatunków w ujęciu ogólnym (SR ALL), niż trzeci typ wysp (W). Natomiast w przypadku gatunków wskaźnikowych starych lasów w strefie ekotonowej (GWSL E), stwierdzona została istotnie wyższa wartość różnorodności dla wysp powstałych na obszarach o nadmiernym uwilgotnieniu.

Leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe utworzone na słabych glebach (S) oraz w miejscu niekorzystnego ukształtowania terenu (H), charakteryzowały się wyższą liczbą gatunków pozostałych (GP) w ujęciu całego SFP w porównaniu do wysp powstałych ze względu na podmokłość terenu (W). Dodatkowo, dla wysp, których geneza wskazywała na obecność słabych gleb, wykazano istotnie wyższą liczbę gatunków pozostałych w strefie ekotonowej i interiorze w porównaniu z wyspami powstałymi na skutek nadmiernego uwilgotnienia terenu (W).

Tabela 27. Bogactwo gatunkowe badanych SFP o różnej genezie na RP-S i RN (N = 200)

Parametry fitocenotyczne		Geneza*		
		1	2	3
SHANNON	ALL	3,051 a	2,975 a	2,884 a
	I	2,963 a	2,967 a	3,034 a
	E	2,436 a	2,443 a	2,498 a
SIMPSON	ALL	0,892 a	0,875 ab	0,853 b
	I	0,879 a	0,877 a	0,875 a
	E	0,890 a	0,866 a	0,837 a
SR	ALL	27,884 a	27,404 a	24,000 a
	I	17,349 a	15,154 ab	14,041 b
	E	16,674 a	16,538 a	14,939 a
GWSL	ALL	1,814 a	1,962 a	1,857 a
	I	1,558 a	1,740 a	1,551 a
	E	0,605 b	0,452 b	1,000 a
GL	ALL	18,302 a	17,952 a	16,653 a
	I	12,977 a	11,654 a	11,327 a
	E	9,512 a	9,663 a	9,449 a
GP	ALL	9,209 a	9,221 a	7,143 b
	I	3,814 a	3,260 ab	2,571 b
	E	7,279 a	6,981 a	5,265 b

Tymi samymi literami oznaczono średnie nie różniące się od siebie istotnie w poszczególnych wierszach.

*Geneza: wyspy, które powstały ze względu na: słabą glebę (1), niekorzystne ukształtowanie terenu (2) i podmokłość (3)

Geneza SFP na RP-S. Nie wykazano statystycznie istotnych różnic pomiędzy leśnymi i zadrzewionymi wyspami środowiskowymi na RP-S o zróżnicowanej genezie pod względem wskaźników różnorodności: SHANNON (ALL, I, E), SIMPSON (ALL, E), SR (ALL, I, E), liczby gatunków leśnych (GL ALL, E) oraz liczby pozostałych gatunków (GP ALL, E) (tabela 28). Wyspy, które powstały ze względu na zbyt wysoką wilgotność terenu charakteryzowały się istotnie wyższą wartością różnorodności Shannon'a w interiorze niż wyspy powstałe ze względu na słabą glebę. Ponadto SFP, których geneza wskazywała na nadmierne uwilgotnienie terenu (W) cechowały się istotnie większą liczbą gatunków starych lasów, niż oba typy pozostałych wysp – zarówno w ujęciu ogólnym jak i w strefie wewnętrznej i zewnętrznej. Dla tej samej grupy wysp (powstałych ze względu na nadmierne uwilgotnienie terenu, W) wykazano również istotnie wyższą liczbą gatunków leśnych w strefie ekotonowej (GL E) w porównaniu z wyspami powstałymi na skutek niekorzystnego ukształtowania terenu (H). Natomiast wyspy powstałe ze względu na słabą glebę (S) charakteryzowały się istotnie wyższą liczbą pozostałych gatunków w interiorze (GP I) niż obie pozostałe grupy SFP.

Tabela 28. Bogactwo gatunkowe badanych SFP o różnej genezie na RP-S (N = 100)

Parametry fitocenotyczne	Geneza*						
	1		2		3		
SHANNON	ALL	2,727	a	2,731	a	2,783	a
	I	2,727	a	2,847	a	2,965	a
	E	2,573	a	2,689	a	2,647	a
SIMPSON	ALL	0,802	a	0,818	a	0,803	a
	I	0,801	b	0,825	ab	0,851	a
	E	0,801	a	0,794	a	0,800	a
SR	ALL	21,786	a	20,854	a	21,794	a
	I	13,143	a	10,333	a	13,324	a
	E	14,643	a	14,438	a	13,500	a
GWSL	ALL	0,429	b	0,896	b	1,647	a
	I	0,286	b	0,729	b	1,471	a
	E	0,214	b	0,458	b	1,000	a
GL	ALL	13,571	a	13,042	a	15,118	a
	I	8,000	ab	7,375	b	10,588	a
	E	9,143	a	8,729	a	8,941	a
GP	ALL	8,214	a	7,813	a	6,853	a
	I	4,357	a	2,688	b	2,382	b
	E	5,857	a	5,875	a	4,324	a

Tymi samymi literami oznaczono średnie nie różniące się od siebie istotnie w poszczególnych wierszach.

*Geneza: wyspy, które powstały ze względu na słabą glebę (1), niekorzystne ukształtowanie terenu (2) i zbyt wysoką wilgotność (3)

Geneza SFP na RN. Nie wykazano istotnych różnic pomiędzy leśnymi i zadrzewionymi wyspami środowiskowymi na RN o zróżnicowanej genezie pod względem wszystkich wskaźników różnorodności (załącznik nr 5).

Trwałość (wiek) SFP ogółem. Leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe, których wiek określono od 33 do 66 lat oraz powyżej 66 lat charakteryzowały się istotnie wyższym wskaźnikiem Shannon'a od wysp najmłodszych, w ujęciu całej wyspy środowiskowej oraz interioru (tabela 29). W przypadku strefy ekotonowej SFP, istotnie wyższą różnorodnością wskaźnika Shannon'a cechowały się najstarsze wyspy, w porównaniu do dwóch pozostałych grup wysp środowiskowych (1 i 2 – tabela 29). Wyniki wykazały również istotnie wyższą różnorodność wskaźnika SIMPSON (ALL, I) wysp w wieku od 33 do 66 lat oraz powyżej 66 lat od najmłodszych SFP.

Analogiczną zależność jak w przypadku wskaźnika różnorodności SHANNON, wykazano w przypadku parametru SIMPSON, gdzie wyspy w wieku poniżej 32 lat cechowały się najniższą miarą różnorodności (ALL, I, E). W przypadku ogólnego bogactwa gatunkowego wyznaczonego dla całej wyspy oraz wnętrza (SR ALL, I), wyższą różnorodność posiadały SFP w wieku powyżej 66 lat. Różnorodność w interiorze różniła się statystycznie od dwóch pozostałych typów wysp (1 i 2 – tabela 29). Natomiast w strefie ekotonowej najwyższą wartość SR stwierdzono u wysp drugiego typu (33-66 lat), których różnorodność zarazem różniła się statystycznie od wysp najmłodszych i najstarszych.

Analiza wykazała, że wyspy w wieku powyżej 66 lat cechowały się najwyższą liczbą gatunków wskaźnikowych starych lasów w ujęciu całej wyspy środowiskowej oraz jej wnętrza (GWSL ALL, I). Grupa wysp najstarszych, których wiek określono na co najmniej 66 lat, stanowiła siedlisko dla istotnie większej liczby gatunków leśnych (GL ALL, I) w stosunku do wysp charakteryzujących się brakiem trwałości w krajobrazie. Wartości te różniły się statystycznie od wysp w wieku do 32 lat. Liczba gatunków pozostałych (GP ALL, E) była najwyższa na wyspach w wieku od 33 do 66 lat i różniła się ona istotnie statystycznie od najmłodszych SFP. W strefie wewnętrznej badanych SFP w odniesieniu do liczby gatunków pozostałych (GP I), najwyższą różnorodność stwierdzono na wyspach powyżej 66 lat, gdzie stwierdzono istotną statystycznie różnicę z wyspami najmłodszymi.

Tabela 29. Bogactwo gatunkowe badanych SFP o różnym wieku ogółem (N = 200)

Parametry fitocenotyczne		Wiek SFP		
		(1) do 32 lat	(2) od 33 do 66 lat	(3) powyżej 66 lat
SHANNON	ALL	2,747 b	3,154 a	3,036 a
	I	2,846 b	3,117 a	2,994 ab
	E	2,343 b	2,382 b	2,937 a
SIMPSON	ALL	0,827 b	0,908 a	0,897 a
	I	0,842 b	0,905 a	0,890 a
	E	0,815 b	0,896 a	0,899 a
SR	ALL	20,734 b	30,588 a	31,030 a
	I	11,392 c	17,000 b	20,848 a
	E	13,532 b	18,953 a	15,424 b
GWSL	ALL	1,038 b	2,471 a	2,545 a
	I	0,886 b	2,129 a	2,303 a
	E	0,544 a	0,659 a	0,788 a
GL	ALL	13,646 b	20,353 a	20,818 a
	I	8,380 c	13,271 b	16,697 a
	E	8,291 b	11,153 a	8,697 b
GP	ALL	7,025 b	9,929 a	9,636 a
	I	2,684 b	3,388 ab	4,061 a
	E	5,468 b	7,682 a	6,697 ab

Tymi samymi literami oznaczono średnie nie różniące się od siebie istotnie w poszczególnych wierszach.

Przeprowadzona analiza wykazała, że przy każdym z badanych parametrów różnorodności, wyspy najmłodsze (do 32 lat) charakteryzowały się najniższymi wartościami bogactwa gatunkowego.

Trwałość (wiek) SFP na RP-S. Analiza wykazała, że nie występowały istotne różnice pomiędzy badanymi SFP na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej o różnym wieku pod względem wskaźników różnorodności: SHANNON (ALL, I, E), SIMPSON (ALL, I), SR (ALL, I, E), liczba gatunków starych lasów (GWSL ALL), liczba gatunków leśnych (GL ALL, I) oraz liczba gatunków pozostałych (GP ALL, E) (tabela 30). Leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe, których wiek określono pomiędzy 33 a 66 lat charakteryzowały się istotnie wyższą

różnorodnością Simpson'a w strefie ekotonowej w stosunku do wysp powyżej 66 lat. Wyniki wykazały istotnie wyższą liczbę gatunków wskaźnikowych starych lasów w obrębie interioru oraz ekotonu SFP (GWSL I, E) dla wysp najstarszych (powyżej 66 lat). W przypadku liczby gatunków leśnych w ekotonie, istotnie wyższą różnorodnością cechowały się wyspy w wieku od 33 do 66 lat. Dla tej samej grupy badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych, wykazano istotnie wyższą liczbę gatunków pozostałych (nieleśnych, tj. GP) we wnętrzu (interiorze) SFP. Przeprowadzona analiza wykazała, że przy każdym z badanych parametrów różnorodności, wyspy najmłodsze (do 32 lat) charakteryzowały się w większości najniższymi wartościami bogactwa gatunkowego.

Tabela 30. Bogactwo gatunkowe badanych SFP o różnym wieku na RP-S (N = 100)

Parametry fitocenotyczne	Wiek SFP						
		do 32 lat		od 33 do 66 lat		powyżej 66 lat	
SHANNON	ALL	2,706	a	2,928	a	2,644	a
	I	2,843	a	2,972	a	2,932	a
	E	2,595	a	2,919	a	2,444	a
SIMPSON	ALL	0,805	a	0,825	a	0,788	a
	I	0,825	a	0,849	a	0,830	a
	E	0,797	ab	0,816	a	0,754	b
SR	ALL	20,369	a	24,708	a	20,875	a
	I	11,323	a	13,208	a	12,875	a
	E	13,323	a	17,083	a	12,625	a
GWSL	ALL	0,985	a	1,208	a	1,875	a
	I	0,846	b	0,917	b	1,875	a
	E	0,569	b	0,625	b	1,250	a
GL	ALL	13,369	a	15,708	a	13,625	a
	I	8,092	a	9,542	a	10,875	a
	E	8,308	ab	11,083	a	7,250	b
GP	ALL	6,969	a	9,333	a	7,250	a
	I	2,800	ab	3,375	a	1,625	b
	E	5,262	a	5,708	a	5,125	a

Tymi samymi literami oznaczono średnie nie różniące się od siebie istotnie w poszczególnych wierszach.

Trwałość (wiek) SFP na RN. Analiza wykazała brak istotnych różnic pomiędzy badanymi SFP na Równinie Nowogardzkiej o różnym wieku pod względem wskaźników różnorodności: SHANNON I, SIMPSON (ALL, I), liczba gatunków wskaźnikowych starych lasów w strefie ekotonowej (GWSL E), liczba gatunków leśnych w obrębie całej wyspy (GL ALL) oraz liczba gatunków pozostałych w strefie ekotonowej (GP E) (tabela 31).

Leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe, których wiek określono do 32 lat charakteryzowały się istotnie wyższą różnorodnością wskaźnika Shannon'a w ujęciu całej wyspy środowiskowej. Natomiast w przypadku strefy ekotonowej SFP, istotnie wyższą różnorodnością Shannon'a cechowały się najstarsze wyspy, których wiek określono powyżej 66 lat. Wyniki wykazały również istotnie wyższą różnorodność wskaźnika Simpson'a

w obrębie ekotonu dla wysp najstarszych (powyżej 66 lat). W przypadku ogólnego bogactwa gatunkowego wyznaczonego dla całej wyspy oraz interioru (SR ALL, I), istotnie wyższą różnorodność posiadały wyspy w wieku powyżej 66 lat. Natomiast w odniesieniu do strefy ekotonowej, istotnie wyższą liczbą gatunków wykazano dla SFP w wieku od 33 do 66 lat. Analiza wykazała, że wyspy w wieku od 33 do 66 lat cechowały się istotnie wyższą liczbą gatunków wskaźnikowych starych lasów w ujęciu całej wyspy środowiskowej oraz jej wnętrza (GWSL ALL, I). Grupa wysp najstarszych, których wiek określono na co najmniej 66 lat, stanowiła siedlisko dla istotnie większej liczby gatunków leśnych (GL E, I). Wyspy te charakteryzowały się dodatkowo istotnie wyższą różnorodnością gatunków pozostałych (GP) w ujęciu całej powierzchni oraz interioru.

Tabela 31. Bogactwo gatunkowe badanych SFP o różnym wieku na RN (N = 100)

Parametry fitocenotyczne		Wiek SFP		
		do 32 lat	od 33 do 66 lat	powyżej 66 lat
SHANNON	ALL	2,940 b	3,243 a	3,162 a
	I	2,863 a	3,174 a	3,014 a
	E	1,174 c	2,170 b	3,095 a
SIMPSON	ALL	0,927 a	0,940 a	0,932 a
	I	0,919 a	0,928 a	0,910 a
	E	0,899 b	0,928 a	0,945 a
SR	ALL	22,429 b	32,902 a	34,280 a
	I	11,714 c	18,492 b	23,400 a
	E	14,500 b	19,689 a	16,320 ab
GWSL	ALL	1,286 b	2,967 a	2,760 a
	I	1,071 b	2,607 a	2,440 a
	E	0,429 a	0,672 a	0,640 a
GL	ALL	14,929 a	22,180 a	23,120 a
	I	9,714 c	14,738 b	18,560 a
	E	8,214 b	9,160 ab	11,180 a
GP	ALL	7,286 b	10,164 ab	10,400 a
	I	2,143 b	3,393 b	4,840 a
	E	6,429 a	8,459 a	7,200 a

Tymi samymi literami oznaczono średnie nie różniące się od siebie istotnie w poszczególnych wierszach

5.8. Potencjał badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych do świadczenia usług ekosystemowych

Przeprowadzona ocena potencjału leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych do świadczenia usług ekosystemowych (ES) objęła trzy sekcje: usługi zaopatrzeniowe, regulacja i utrzymanie oraz kultura, w tym łącznie dziewięć wybranych wskaźników ES.

Sekcja zaopatrzenie – miód. Na badanych SFP zlokalizowanych na RP-S i RN dominowały gatunki roślin miododajnych cechujące się stosunkowo niewielkim potencjałem produkcyjnym, takie jak: *Galeopsis speciosa*, *Crataegus monogyna*, *Salix alba*, czy *Malus*

domestica, których średnia zdolność produkcji miodu wynosiła ok. 18 kg*ha⁻¹. Występowały tu również gatunki o wyższym potencjale produkcji miodu, jak *Solidago canadensis*, czy *Impatiens parviflora* (800 kg*ha⁻¹; 300 kg*ha⁻¹, odpowiednio). Jednak ich występowanie na RP-S było ograniczone do dwóch SFP w przypadku *S. canadensis* oraz do siedmiu dla *I. parviflora*. Na Równinie Nowogardzkiej wyspy środowiskowe było nieco bogatsze w te gatunki miododajne: na 11 SFP z *S. canadensis* oraz na 20 *I. parviflora*. Średni poziom zdolności produkcji miodu na wyspę na RP-S wyniósł 72 kg*ha⁻¹ (Me: 57 kg*ha⁻¹; Max: 377 kg*ha⁻¹), a na RN był nieco wyższy 97 kg*ha⁻¹ (Me: 65 kg*ha⁻¹; Max: 351 kg*ha⁻¹) (załącznik nr 6).

Sekcja zaopatrzenie – rośliny jadalne. Łącznie na obu równinach występowało 97 gatunków jadalnych (RP-S: 91; RN: 83), spośród których przeważały: *Urtica dioica* (83 i 85 SFP, odpowiednio) i *Sambucus nigra* (62 i 68 SFP, odpowiednio).

Sekcja zaopatrzenie – rośliny lecznicze. W obrębie badanych SFP objętych badaniami stwierdzono występowanie 97 gatunków roślin leczniczych (RP-S: 80, RN: 74), w tym największym udziałem charakteryzowała się *Urtica dioica* (83 i 85 SFP, odpowiednio), *Sambucus nigra* (62 i 68 SFP, odpowiednio) i *Geum urbanum* (47 i 61 SFP, odpowiednio).

Sekcja regulacja i utrzymanie – nasiona. W ramach badań własnych zidentyfikowano łącznie 35 gatunków wskaźnikowych starych lasów (RP-S: 20, RN: 26). Spośród tych gatunków znaczący udział miały te, których zdolności do rozprzestrzeniania określono jako mało efektywne, tj. myrmekochory, autochory i barochory (40%). Gatunki o bardziej efektywnych zdolnościach rozprzestrzeniania, tj. anemochory, w tym anemochory szybujące stanowiły 29%. Pozostałe gatunki przynależały do endozoochorów (11%) i epizoochorów (20%).

Sekcja regulacja i utrzymanie – erozja. Na badanym terenie stwierdzono 75 gatunków o cechach przeciwozyjnych (RP-S: 67, RN: 66), spośród których przeważały gatunki drzew i krzewów. Były to m.in.: *Acer platanoides* (4 i 24 obiektów, odpowiednio), *Betula pendula* (6 i 52 SFP, odpowiednio), *Crataegus monogyna* (35 i 45 obiektów, odpowiednio), *Populus tremula* (3 i 32 SFP, odpowiednio).

Sekcja regulacja i utrzymanie – regulacja składu atmosfery i produkcja fitoarezoli. Do najczęściej występujących zbiorowisk badanych SFP na RP-S i RN należały te przynależne do klasy *Molinio-Arrhenatheretea* (38 i 43 obiektów, odpowiednio) oraz *Artemisietea vulgaris* (35 i 27 obiektów, odpowiednio). Zbiorowiska te charakteryzowały się małym i średnim potencjałem do produkcji tlenu oraz średnim potencjałem do produkcji fitoarezoli. Zbiorowiska o wysokich możliwościach produkcyjnych (tlen), tj. przynależnych do klasy

Salicetea purpureae i *Quercio-Fagetea*, stanowiły odpowiednio: na RP-S 8 i 10 SFP, a na RN 2 i 12 SFP. Najwyższym potencjałem do emisji fitoaerozoli, spośród wyróżnionych, charakteryzowało się zbiorowisko z klasy *Quercio-Fagetea*.

Sekcja kultura – przydatność rekreacyjna. Najlepszym pod względem odporności na użytkowanie rekreacyjne były zbiorowiska charakterystyczne dla klasy *Artemisietea vulgaris* i *Stellarietea mediae*. Dominowały zbiorowiska ruderalne, roślin wieloletnich (z klasy *Artemisietea vulgaris*) (RP-S: 35 obiektów, RN: 27 obiektów).

Sekcja kultura – podnoszenie walorów estetycznych. W ramach badań własnych stwierdzono występowanie 37 gatunków drzew i krzewów w obrębie wytypowanych SFP na RP-S i RN, których obecność podnosiła wartość fitocenotyczną oraz estetyczną badanej wyspy środowiskowej. Dominowały takie gatunki jak: *Crataegus monogyna* (35 i 45 obiektów, odpowiednio), *Quercus robur* (11 i 67 obiektów, odpowiednio), *Betula pendula* (6 i 52 obiektów, odpowiednio), *Salix alba* (26 i 9 obiektów, odpowiednio) i *Rosa canina* (22 i 9 obiektów, odpowiednio).

Analiza wykazała, że pomiędzy badanymi SFP pod względem sumarycznego wskaźnika świadczeń ekosystemowych (*MESLI*) występowała różnica istotnie statystyczna ($p < 0,0001^*$) w obrębie RP-S i RN.

Wyspy środowiskowe na obszarze RP-S stanowiły obiekty o średnio niższych wartościach wskaźnika *MESLI* w porównaniu do SFP na RN. Przyjęta skala, pozwoliła na zaklasyfikowanie dwóch obiektów do grupy o bardzo niskim potencjale oraz 59 SFP do grupy wysp mających niski potencjał do świadczenia usług ekosystemowych w obrębie RP-S (tabela 32). Nie wyznaczono obiektów, którym przypisano brak potencjału do świadczenia ES. W odniesieniu do RN, nie stwierdzono wysp charakteryzujących się brakiem lub bardzo niskim potencjałem do świadczenia ES, zaś do klasy 2 (o niskim potencjale) zaliczono 27 obiektów. Ocena wykazała, że spośród wszystkich badanych SFP na RP-S, 36 cechowało się średnim potencjałem, a jedynie 3 – wysokim. Nie stwierdzono występowania wysp środowiskowych charakteryzującym się bardzo wysokim potencjałem świadczenia ES. W przeciwieństwie do SFP na RP-S, na RN występowało najwięcej wysp o średnim potencjale dostarczania usług ekosystemowych (67). Na RN wyznaczono 11 obiektów cechujących się wysokim i jeden bardzo wysokim potencjałem świadczenia ES.

Tabela 32 Macierz potencjału do świadczenia usług ekosystemowych badanych SFP na RP-S i RN (skala 0-5, gdzie 0 – brak potencjału, 1 – bardzo niski, 2 – niski, 3 – średni, 4 – wysoki, 5 – bardzo wysoki potencjał)

MEZOREGION	SKALA	Usługi ekosystemowe									Σ
		Zaopatrzenie			Regulacja i utrzymanie				Kulturowe		
		MIÓD	OW_JAD	ROŚ_LECZ	NASIONA	EROZJA	FITOAERO	TLEN	REKR	ESTET	
RP-S	0	0	0	0	37	0	0	0	0	5	0
	1	13	4	11	21	25	1	43	50	33	2
	2	39	20	34	21	47	89	39	8	37	59
	3	36	47	36	13	22	10	18	42	18	36
	4	10	21	14	7	4	0	0	0	6	3
	5	2	8	5	1	2	0	0	0	1	0
RN	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0
	1	9	2	4	45	5	0	43	55	6	0
	2	36	14	28	21	16	88	43	2	33	27
	3	27	57	47	14	43	12	14	43	38	61
	4	21	27	16	3	27	0	0	0	20	11
	5	7	0	5	1	9	0	0	0	3	1

Wyspy środowiskowe na RP-S, których potencjał świadczenia usług ekosystemowych został określony jako wysoki (nr 39, 70, 73 zgodnie z załącznikiem nr 7), najwyższe wartości uzyskały w sekcji świadczeń „regulacja i utrzymanie”. Obiekty te były zróżnicowane pod względem powierzchni, stopnia izolacji oraz ogólnego bogactwa gatunkowego roślin. Najwyższe wartości stwierdzono dla wyspy środowiskowej o powierzchni 1,26 ha, której zbiorowisko przynależało do klasy *Quercus-Fagetum* (SFP nr 73 – fot. 1a). Obiekt ten stanowił silnie izolowaną wyspę środowiskową, której wiek określono na 33-66 lat. Stwierdzono w nim 54 gatunki roślin naczyniowych, w tym 5 gatunków wskaźnikowych starych lasów i 35 gatunków leśnych.

Wyspa o najwyższej uzyskanej wartości wskaźnika *MESLI* na RN była obiektem o mniejszej powierzchni – 0,94 ha (SFP nr 191 – fot. 1b), której zbiorowisko także przynależało do klasy *Quercus-Fagetum*. Wyspa ta również stanowiła silnie izolowany obiekt w krajobrazie. W obrębie tej SFP stwierdzono występowanie 51 gatunków roślin naczyniowych, w tym sześć gatunków wskaźnikowych starych lasów i 36 gatunków leśnych.

Najbardziej wartościowa wyspa środowiskowa pod względem możliwości dostarczania usług ekosystemowych na RP-S (SFP nr 73), jako „bank nasion”, wykazała średni potencjał dyspersyjny dla gatunków wskaźnikowych starych lasów, co było bezpośrednio związane z ich liczbą i ilościowością oraz zdolnościami dyspersyjnymi poszczególnych gatunków roślin.

Natomiast SFP na RN (SFP nr 191) osiągnęła najwyższą wartość spośród wszystkich badanych wysp środowiskowych, świadcząc jako jedyna bardzo duży potencjał do dyspersji nasion gatunków wskaźnikowych starych lasów (GWSL). W odniesieniu do usługi EROZJA w sekcji „regulacja i utrzymanie”, potencjał obiektu nr 73 na RP-S będącego siedliskiem dla 13 gatunków charakteryzujących się działaniem przeciwerozyjnym, określono jako duży. W przypadku SFP nr 191 na RN, gdzie stwierdzono 29 gatunków o takich cechach, wyspa świadczyła bardzo wysoki potencjał do zapobiegania erozji. Potencjał usług ekosystemowych FITOAREZ i TLEN, w przypadku SFP nr 73 na RP-S i nr 191 na RN, gdzie podstawą do oceny było zbiorowisko wyspy (w obu przypadkach było to zbiorowisko z klasy *Quercus-Fagetea*), wyznaczono na wysokim poziomie.

Sekcja „zaopatrzenie” objęła trzy wskaźniki usług ekosystemowych (MIÓD, OW_JAD, ROŚ_LECZ). Ocena wykazała, że wyspa nr 73 na RP-S cechowała się średnim poziomem świadczenia ES w przypadku każdego z wytypowanych wskaźników z tej sekcji, zaś na RN (SFP nr 191) – potencjał był zróżnicowany (odpowiednio: bardzo wysoki, wysoki i średni potencjał). W obrębie SFP na RP-S stwierdzono występowanie 31 gatunków roślin miododajnych, co pozwoliło na określenie jej potencjału do produkcji miodu na poziomie $99 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, a na RN – 36 (ok. $327 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$). Co więcej, analiza składu gatunkowego wykazała obecność aż 24 gatunków roślin jadalnych (OW_JAD) w obrębie wyspy na RP-S o nr 73, zaś w przypadku SFP nr 191 na RN – 27. Oznacza to, że były to obiekty cechujące się najwyższą liczbą roślin jadalnych spośród wszystkich badanych na poszczególnych równinach. Podobną zależność można zauważyć w przypadku gatunków roślin leczniczych (ROŚ_LECZ) dla wyspy nr 73 na RP-S, gdzie najlepsza wyspa pod względem potencjału do świadczenia ES, stanowiła siedlisko dla największej liczby tych gatunków w ujęciu całego mezoregionu (20 gatunków). W przypadku SFP nr 191 na RN stwierdzono występowanie 19 gatunków leczniczych.

Uśredniony potencjał do dostarczania „usług kulturowych” (*MESLI*) uwzględniał dwa wybrane wskaźniki: RES i AES. Przeprowadzona ocena dla wskaźnika RES (odporność na użytkowanie rekreacyjne) wykazała, że obie opisywane wyspy posiadały bardzo mały potencjał do świadczenia tej usługi. Obiekty te uzyskały wyższą ocenę w odniesieniu do walorów estetycznych (ESTET), wskazującą na duży potencjał wysp do świadczenia ES w tym zakresie. Związane było to z występowaniem w ich obrębie znacznej liczby drzew i krzewów pełniących funkcje estetyczne w krajobrazie. W obrębie SFP nr 73 na RP-S łącznie wyznaczono osiem gatunków (*Betula pendula*, *Cornus sanguinea*, *Quercus robur* i *Salix alba*). Natomiast w przypadku wyspy nr 191 na RN było to 11 gatunków drzew i krzewów, spośród których,

w ujęciu liczbowym, przeważały: *Quercus robur*, *Populus tremula*, *Sambucus nigra* i *Sorbus aucuparia*.



Fot. 1. Widok na badane SFP o najwyższym wskaźniku *MESLI*: a) RP-S (SPF nr 73), b) RN (SFP nr 191)
(fot. E. Saran)

W ramach określenia związku pomiędzy parametrami biogeograficznej teorii wysp rozszerzonej o wybrane charakterystyki przestrzenne, bogactwem gatunkowym roślin a potencjałem do świadczenia usług ekosystemowych (ES) przez badane SFP w krajobrazie rolniczym dokonano analizy współczynników korelacji (tabela 33).

Analiza pomiędzy wskaźnikiem różnorodności SHANNON (ALL, I) i SIMPOSN (ALL, I), a potencjałem do dostarczenia ES wykazała istotnie statystyczną korelację dodatnią. Wraz ze wzrostem parametru SHANNON i SIMPSON w obrębie całej wyspy (ALL) oraz interioru (I) zauważalny był wzrost potencjału ES. Taką samą zależność stwierdzono pomiędzy ogólnym bogactwem gatunkowym SR (ALL, I, E), GWSL (ALL, I, E), GL (ALL, I, E), GP (ALL, I, E).

Dla pozostałych analizowanych wskaźników różnorodności nie wykazano istotnych korelacji z potencjałem ES.

Tabela 33. Współczynniki korelacji między parametrami fitocenotycznymi, a potencjałem świadczenia usług ekosystemowych badanych SFP (poziom istotności $p < 0,05$)

SFP	SHANNON	SIMPSON	SR	GWSL	GL	GP
ALL	0,5072	0,4927	0,5963	0,5958	0,6388	0,3534
I	0,4291	0,4783	0,5625	0,5927	0,6279	0,1531
E	NS	NS	0,4445	0,3176	0,3946	0,3316

Statystycznie istotną korelację dodatnią stwierdzono również pomiędzy powierzchnią (AREA) SFP, a potencjałem danej wyspy do dostarczania usług ekosystemowych (tabela 34).

Można zatem stwierdzić, iż wraz ze wzrostem powierzchni wyspy środowiskowej rośnie potencjał ES. Wyniki analizy wykazały dodatkowo istotnie statystyczną korelację dodatnią z wiekiem wyspy wskazując, że im starsza wyspa tym większy potencjał ES. Ujemną korelację wyznaczono dla wskaźnika izolacji *I* dla wszystkich promieni poszukiwań, wskazując, że im wyższy stopień *I* tym niższy potencjał do świadczenia ES przez wyspy.

Analiza nie wykazała istotnych statystycznie korelacji pomiędzy pozostałymi charakterystykami przestrzennymi (*CIRCLE*, *SHAPE*, *FRAC*, *PROX*, *ENN*) oraz genezą SFP, a potencjałem do świadczenia usług ekosystemowych przez badane leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe na obu analizowanych mezoregionach.

Tabela 34. Współczynniki korelacji między charakterystykami przestrzennymi i wiekiem badanych SFP, a potencjałem świadczenia usług ekosystemowych badanych SFP (poziom istotności $p < 0,05$)

Charakterystyki przestrzenne							
<i>AREA</i>	<i>I</i>						<i>WIEK</i>
	100	200	500	1000	2000	4000	
0,3654	-0,4902	-0,4267	-0,2972	-0,2941	-0,3187	-0,2728	0,3463

6. Dyskusja

Przeprowadzone badania w obrębie dwóch mezoregionów Pomorza Zachodniego (Równina Pyrzycko-Stargardzka i Równina Nowogardzka) podyktowane były postępującą presją antropogeniczną na obszarach rolniczych oraz potrzebą zachowania cennych pod względem przyrodniczym i krajobrazowym leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych.

Badaniami objęto 200 leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych (SFP) osadzonych w polodowcowym krajobrazie rolniczym. Łącznie stwierdzonych zostało 350 gatunków roślin (RP-S: 266; RN: 283), z czego 188 to gatunki typowo leśne (odpowiednio: 157, 147) oraz 35 to gatunki wskaźnikowe starych lasów (odpowiednio: 20, 26). Dotychczasowe badania SFP wykazały zróżnicowany udział gatunków leśnych i wskaźnikowych w ich obrębie. Na terenie 234 małych śródpolnych wysp środowiskowych usytuowanych w rolniczym krajobrazie zachodniej Belgii, Honnay i in. (1999a) stwierdzili występowanie 203 gatunków roślin, spośród których 40 stanowiły gatunki wskaźnikowe, a 80 – typowo leśne. W regionie Dolnego Śląska badaniami objęto 23 izolowane leśne wyspy środowiskowe, w obrębie których określono 366 gatunków roślin (91 – gatunki leśne, a 56 – gatunki wskaźnikowe starych lasów) (Fudali i in., 2015). Dzwonko i Loster (1988a) w obrębie 66 SFP na Pogórzu Karpat Zachodnich określili występowanie 272 gatunki roślin, nie wskazując liczby gatunków leśnych, a podkreślając ich istotną rolę w kształtowaniu i utrzymywaniu trwałości zbiorowisk leśnych.

Badania SFP terenu Równiny Pyrzycko-Stargardzkiej wykazały przewagę zakrzewień owocowych (46%) z dominacją *Sambucus nigra* i *Prunus domestica* oraz mniejszym już udziałem *Crataegus monogyna*. Według Balcerkiewicza (1976) są to pospolite w całym kraju zbiorowiska rozsiewane przez ptaki.

Zarośla bzu czarnego *Sambucus nigra* stanowią nitrofilne zbiorowiska porębowe składające się głównie z terofitów, bylin i krzewów przynależnych do klasy *Epilobietea angustifolii* (Matuszkiewicz i in., 2012). Na badanym terenie występowały w sąsiedztwie przydroży, słupów telegraficznych, stert kamieni polnych czy rozdroży dróg. Są to bardzo ubogie florystycznie zbiorowiska (średnia liczba gatunków 7), głównie z *Urtica dioica*, wśród których współdominującymi były trawy *Dactylis glomerata* oraz *Elymus repens*, a miejscami *Lamium purpureum*. Młynkowiak i in. (2007) analizując na Pojezierzu Drawskim skład florystyczny zarośli z *Sambucus nigra* spotykanych w pobliżu oczek śródpolnych i na miedzach, także wskazali na obecność zbiorowisk *Urtica dioica*, jednak tam współdominującymi były inne gatunki – *Anthriscus sylvestris* i *Artemisia vulgaris*, *Galium*

aparine. Zbiorowiska te związane są z siedliskami bardzo użyźnionymi (Wysocki i Sikorski, 2014), a teren RP-S cechuje się bardzo urodzajnymi glebami. Według Września i Denisowa (2007) są to cenne zbiorowiska pomimo ich ubożego składu gatunkowego, ze względu na silne zwarcie runi (80-100%), co umożliwia stabilność florystyczną, nawet po wycięciu krzewów *Sambucus nigra* nadal pozostawały zbiorowiska ziołorośli *Agropyron repens-Urtica dioica* (Banaszak i Ratyńska, 2014).

Na terenie Równiny Pyrzycko-Stargardzkiej często obecnymi były zakrzewienia z *Prunus domestica* i *Rubus caesius*, w swojej budowie pionowej i składzie gatunkowym bardzo podobne do *Sambucetum nigrae*, tj. niskim zwarcie krzewów, a wysokim runa oraz dominacją zbiorowisk *Urtica dioica* i/lub *Elymus repens*.

Zarośla *Rubus fruticosus-Prunetum spinosae*, w zachodniej części Pojezierza Drawskiego, występowały przede wszystkim na miedzach śródpolnych (Młynkowiak i in., 2007). Jednak na badanym terenie oprócz krzewów *Crataegus monogyna* nie wykazano *Prunus spinosa*, a inne gatunki współwystępujące (*Euonymus europaea*, *Rosa canina*, *Rubus idaeus* oraz *R. plicatus*) były nieobecne lub występowały sporadycznie. Ponadto według Wojterskiej (1992) winny licznie w tych zaroślach występować gatunki z klasy *Trifolio-Geranietea sanquinei* (*Agrimonia eupatoria*, *Galium mollugo*, *Trifolium medium*), a na badanym terenie SFP nie były liczne. Badania Ratyńskiej i Szweda (1995) na terenie zachodniej Wielkopolski wskazały na przewagę zbiorowisk *Pruno-Crataegetum*, gdzie przeważały zbiorowiska ruderalne, takie jak: zbiorowisko *Urtica dioica*, *Elymus repens* oraz rzadziej *Alliarietum officinalis* i *Anthriscetum sylvestris*. Według Łuczaja (2007) *Crataegus monogyna* to jeden z najpospolitszych gatunków terenów śródpolnych Wysp Brytyjskich w formie żywopłotów. Jednak na badanym terenie zarośla te nie były zróżnicowane gatunkowo za wyjątkiem *Rubus caesius*. Zbiorowiska, takie jak *Pruno-Crataegetum* nie zajmują dużej powierzchni, głównie tworzyły wyspy z *Urtica dioica*, *Alliarietum officinalis*, *Alliario-Chaerophylletum*, *Galio-Veronicetum*, *Balloto-Leonuretum*, *Leonuro-Arctietum*, *Elymus repens* i *Stellaria media* (Ratyńska i Szwed, 1995), jednak za wyjątkiem *Urtica dioica* i *Elymus repens* nie stwierdzono charakterystycznych gatunków dla w/w zbiorowisk.

W przypadku Równiny Nowogardzkiej, przeważały zadrzewienia z *Quercus robur* (stanowiące 35%), kolejno *Betula pendula* (20%) i *Acer platanoides* (10%).

Zadrzewienia śródpolne z udziałem dębu szypułkowego *Quercus robur* licznie stwierdzono w okolicach Turwi (Bugala, 2006), ich częste nasadzania wynikają z ich znacznej roli w funkcjach przyrodniczych i produkcyjnych na terenach wiejskich (Zajączkowski i in. 2001). Na badanym terenie warstwa drzew i krzewów była luźna, dlatego też zwarcie

roślinności było wysokie (70%). Nasłonecznione płaty zdominowały zbiorowiska *Urtica dioica*, a części zacienione (przez *Padus avium*) zbiorowiska *Impatiens parviflora*. Młynkowiak i Kutyna (2010) na Pojezierzu Drawskim scharakteryzowali śródpolne zadrzewienia zdominowane przez zwarty drzewostan *Quercus robur* (70%). Wraz z nim współwystępowały *Betula pendula*, *Sorbus aucuparia* oraz *Sambucus nigra*. Na badanym terenie zadrzewienie nie było tak zwartym jak te opisywane (40%). Z przynależnymi do klasy *Querco-Fagetea* obecnymi były *Dryopteris filix-mas*, a sporadycznie *Poa nemoralis* oraz liczne siewki *Quercus robur*. O synantropizacji takich zadrzewień świadczy liczna obecność krzewów *Sambucus nigra*.

Zadrzewienia z *Betula pendula* są tworzone głównie w wyniku spontanicznej sukcesji z samosiewów na ugorowanych gruntach rolnych. Według Matuszkiewicza (2007) są one bardzo popularne, gdyż zastępują zakrzewienia *Sambucus nigra* na uboższych i suchszych glebach. Na Pojezierzu Drawskim Młynkowiak i Kutyna (2009) wyróżnili w/w zadrzewieniu zbiorowisko *Agrostio-Populetum tremulae*. Niezbyt duże zwarcie drzewostanu (wartość średnia 60%) oraz małe krzewów sprzyjało intensywnemu rozwojowi gatunków runa leśnego, głównie przynależnego do klasy *Molinio-Arrhenatheretea* i *Artemisietea vulgaris*. Według Wójcik (1991) suchość podłoża sprzyja inwazji gatunkom synantropijnym. Na badanym terenie gatunkiem dominującym w zadrzewieniach brzozowych nie był *Agrostis capillaris*, ale *Arrhenatherum elatius* i *Elymus repens*, a towarzyszyły im gatunki głównie z siedlisk ruderalnych (przynależne do klasy *Artemisietea vulgaris*): *Anthriscus sylvestris*, *Galium aparine*, *Geum urbanum*, *Impatiens parviflora*. Topola osika *Populus tremula* występowała w nielicznych zdjęciach, ale w znacznej ilościowości. Na Równinie Weltyńskiej zadrzewienia brzozowe były jednymi z najliczniej stwierdzonych (Gamrat i Burczyk, 2007), jednak tam przeważały zbiorowiska łąkowe: *Arrhenatheretum elatioris*, zbiorowisko z *Festuca pratensis*, zbiorowisko z *Poa pratensis-Festuca rubra* (przynależne do klasy *Molinio-Arrhenatheretea*).

Klon zwyczajny *Acer platanoides* według Borek i Gamrat (2021) to jeden z gatunków wspierających bioróżnorodność w systemach rolno-leśnych, szczególnie jeśli współwystępował z drzewami owocowymi: *Malus p.*, *Pyrus communis*, *Sorbus aucuparia* czy też *Crataegus sp.* (Olszowska, 2013). Częściej jednak występują w formie zadrzewień pasowych ze względu na silne systemy korzeniowe oraz gęsto ugałęzione i ulistnione korony (Wroniecka, 2020). Na badanym obszarze w zadrzewieniach z *Acer platanoides* gatunki owocowe występowały w formie pojedynczych okazów wśród luźnego pokrycia (A i B = 30% - wartość średnia). Zazwyczaj współtowarzyszącym w tych zadrzewieniach był *Quercus robur* oraz bardzo liczne krzewy *Sambucus nigra*. W runie stwierdzono zbiorowiska łąkowe

(*Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Elymus repens*) jak i ruderalne (*Anthriscus sylvestris*, *Urtica dioica*).

Chmura (2014) w zbiorowiskach z *Quercus rubra* uzyskał wartości wskaźnika Shannon'a 3,0, a dla zbiorowisk z *Pinus sylvestris* 3,2. Podobne wartości pozyskano w badaniach własnych, gdzie określono średni wskaźnik Shannon'a na poziomie 3,03 i 3,39, odpowiednio dla *Q. robur* i *P. sylvestris*. W badaniach Kujawy (2012) wskaźnik różnorodności Shannon'a dla zadrzewień robiniowych *Robinia pseudoacacia* wyniósł 3,07, zaś w przypadku badań własnych średnio 2,76. W zadrzewieniach analizowanych przez Warota i in. (2001), najmniejsze wartości wskaźnika Shannon'a uzyskała flora zbiorowiska *Sambucus nigra* (2,58), co znajduje odzwierciedlenie w badaniach własnych, gdzie wartość ta osiągnęła 2,45. Inne zbiorowiska zaroślowe wskazywały na wartości powyżej 4,00: zbiorowisko z *Salix alba* (4,06), zbiorowisko z *Salix fragilis* (4,04), zbiorowisko *Robinia pseudoacacia* (4,37), zbiorowisko z *Populus x canadensis* (4,98) (Warota i in., 2001). Przeprowadzone badania w obrębie 200 SFP wykazały niższe wartości tego wskaźnika dla ww. zbiorowisk, odpowiednio: 2,85, 2,55, 2,76, 2,79. Ziobro (2020) w swoich badaniach obejmujących drzewostany z *Quercus robur* określił, iż wartości wskaźnika Shannona wskazywały na niskie zróżnicowanie gatunkowe (od 1,97 do 2,46), zaś w odniesieniu do badań własnych zbiorowiska z *Quercus robur* zaliczono do grupy o przeciętym zróżnicowaniu gatunkowym (średnio 3,03).

Onaindia i in. (2014), którzy badaniami objęli małe wyspy leśne w Hiszpani stwierdzili, iż wskaźnik Simpson'a jest zróżnicowany ze względu na czas od ostatniego cięcia oraz obecności lub braku wypasania zwierząt. Wyznaczyli cztery grupy wysp, gdzie dominowały: (1) *Ulmus* sp., (2, 3) *Quercus robur*, (4) *Alnus glutinos* i *Fraxinus excelsior*. Wskaźnik Simpson'a określono na poziomie od 0,63 do 0,71, gdzie najwyższy poziom uzyskały zadrzewienia z *Ulmus* sp. i *Q. robur*. Wyniki uzyskane na podstawie badań własnych wskazywały, iż SFP, gdzie dominował *Q. robur* średnio osiągały poziom wskaźnika Simpson'a na poziomie 0,91, a dla *Ulmus* sp. – 0,81. W przypadku *A. glutinosa* i *F. excelsior*, wartości te również były wyższe – 0,86, 0,85, odpowiednio.

6.1. Kształtowanie się obszarów leśnych i zadrzewionych – związek pomiędzy wiekiem SFP, a bogactwem gatunkowym

Obie równiny charakteryzują się przewagą upraw rolnych nad pozostałymi formami użytkowania terenu, przy czym RP-S stanowił obszar bardziej przekształcony, o czym świadczy aktualna lesistość tego mezoregionu (7,49%). Pomimo znacznych arealów pól

uprawnych na obu obszarach badawczych (RP-S: 82 %; RN: 67%), stwierdzono wzrost pokrycia terenu obszarami leśnymi i zadrzewionymi w latach 1833 – 2018/2019. W literaturze przedstawiana jest odmienna zależność, wskazująca na zmniejszenie się lesistości na przestrzeni lat dla wybranych regionów państw europejskich (Jacquemyn i in., 2001a; 2001b; Butaye i in., 2001; Honnay i in., 2005; Mazgajski i in., 2010; Pieńkowski, 2015) oraz na całym świecie na skutek postępującej fragmentacji (Klein i in., 2014; Wolf i in., 2021). Analizy te wskazują na wzrost liczby płatów leśnych, co podobnie jak w przypadku badań własnych, sugeruje przyrost małych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych, określanych w literaturze jako „small forest patches (SFP)”.

Wyniki wielu badań wykazują na pozytywny związek pomiędzy bogactwem gatunkowym, a wiekiem leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych. Badania te dostarczają dowodów, że starsze płaty stanowią siedlisko dla większej liczby gatunków (Grashof-Bokdam i Geertsema, 1998; Hermy i in., 1999; Jacquemyn, 2001a; Deckers i in., 2005; de Sanctis i in., 2010; Moszkowicz, 2014; Valdés i in., 2015; Valdés i in., 2019). Zależność tę potwierdziły badania własne, które również wykazały pozytywny związek między ogólnym bogactwem gatunkowym roślin, a wiekiem SFP w obrębie obu mezoregionów. Oznacza to, że im starsze SFP tym większa różnorodność fitocenotyczna oraz wyższa wartość przyrodniczo-krajobrazowa tych obiektów.

6.2. Geneza badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych jako czynnik kształtowania bogactwa gatunkowego

Wzbogacanie monotonnego krajobrazu rolniczego małymi leśnymi i zadrzewionymi wyspami środowiskowymi uważane jest za jeden z elementów zarządzania krajobrazem (Valdés i in., 2015). Wiedza na temat możliwości rozmieszczenia SFP w krajobrazie polodowcowym lub wytypowanie potencjalnych obszarów pojawienia się nowych SFP, może być przydatna w analizach trendów przeobrażeń krajobrazu pod wpływem zmian klimatycznych, zmian warunków gospodarczych i postępu technologicznego (Pieńkowski i Podlasiński, 2019). Badania przeprowadzone w obrębie dwóch równin Pomorza Zachodniego wykazały, że większość małych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych powstała ze względu na duże deniwelacje terenu (H), związane z obecnością moren czołowych (RP-S: 49%, RN: 59%). Małe powierzchniowo obiekty najczęściej występują na terenach nieodpowiednich do rolniczego wykorzystania. Niesprzyjające ukształtowanie terenu, tj. zbocza w dolinach biegnących lub wyschniętych cieków wodnych i zbyt strome zbocza do uprawy warunkują

powstawanie nowych SFP. Podkreśla się również, że rzadziej można spotkać zbiorowiska leśne, które wykształciły się w miejscach dawniej użytkowanych rolniczo (Dzwonko i Loster, 1988b; Dzwonko, 2019).

Udział pozostałych czynników był zróżnicowany na obu równinach. Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej ze względu na nadmierne uwilgotnienie terenu (W) pojawiło się o 13% więcej SFP niż na RN. Natomiast występowanie słabych gleb (S) przyczyniło się w większym stopniu do powstania SFP na RN (27%) niż na RP-S (14%). Jak zauważają Pieńkowski i in. (2019), udział czynników determinujących genezę SFP w poszczególnych formach terenu jest inny. Autorzy ci wykazali, że na płaskich i pofałdowanych wysoczyznach morenowych najczęstszą przyczyną występowania SFP jest uwilgotnienie terenu, natomiast na pofałdowanych wysoczyznach morenowych przeważały płaty związane ze skarpami.

Przeprowadzona analiza statystyczna w ramach badań własnych, wykazała, że wyspy środowiskowe na RP-S powstałe ze względu na podmokłość terenu (W) charakteryzowały się wyższą różnorodnością gatunkową wyrażoną wskaźnikiem SHANNON w interiorze (I) w porównaniu do dwóch pozostałych typów wysp, tj. istniejących ze względu na słabą glebę i niekorzystane uwarunkowania hipsometryczne. Dodatkowo, wyspy te stanowią siedlisko dla większej liczby gatunków roślin wskaźnikowych starych lasów (GWSL ALL, I, E) oraz gatunków leśnych (GL I). Wulf i Kolk (2014) również wskazują na pozytywny związek pomiędzy wysokim uwilgotnieniem, a różnorodnością fitocenotyczną małych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych.

Analizy statystyczne, w ujęciu wszystkich badanych SFP w obrębie RP-S i RN, wskazały na istotnie wyższą różnorodność określoną wskaźnikami SIMPSON ALL i SR ALL dla wysp powstałych ze względu na występowanie w danym obszarze słabej gleby (S). Badania własne nie wykazały, aby SFP, których genezę przypisano uwarunkowaniom hipsometrycznym (H), cechowały się wyższą różnorodnością w porównaniu do dwóch pozostałych typów wysp (S i W). Pomimo ich najliczniejszego występowania na obu równinach, nie stanowiły one siedliska dla istotnie większej liczby gatunków roślin. Scervino i Torezan (2015) podkreślali, że strome zbocza mogą wpływać na inicjację lesistych płatów ze względu na niedostateczny dostęp do tych obszarów, ale jednocześnie mogą ograniczać ich dalszy rozwój, w tym wzrost różnorodności gatunkowej ze względu na zmniejszone możliwości ekspansji na przyległe obszary.

6.3. Wpływ charakterystyk przestrzennych badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych na bogactwo gatunkowe

Podstawowymi parametrami wpływającymi na bogactwo gatunkowe, zgodnie z biogeograficzną teorią wysp, są powierzchnia wyspy i stopień izolacji (MacArthur i Wilson, 1967). W odniesieniu do tej koncepcji, wraz ze wzrostem wielkości wyspy rośnie liczba gatunków w jej obrębie, natomiast izolacja ogranicza możliwość rozprzestrzeniania się roślin poprzez wzrost odległości pomiędzy siedliskami (Brunet i Oheimb, 1998; Lienert i in., 2002). Analizy w obrębie SFP ogółem (RP-S i RN) potwierdziły powyższą teorię w odniesieniu do powierzchni SFP, dla wszystkich gatunków roślin (SR), liczby gatunków leśnych (GL ALL, E) oraz liczby gatunków pozostałych (niezwiązanych z siedliskiem leśnym, GP ALL, I, E) (tabela 35). Co ważne, analiza regresji skokowej postępującej wykazała, że powierzchnia SFP pozytywnie wpływa na liczbę gatunków wskaźnikowych starych lasów w interiorze ($p = 0,0071$). Wyniki te znajdują potwierdzenie w innych badaniach krajobrazowych obejmujących analizy pomiędzy powierzchnią SFP, a ogólnym bogactwem gatunkowym oraz liczbą gatunków leśnych (Grashof-Bokdam, 1997; Jacquemyn, 2001a; Kolb i Diekmann, 2004; Petit i in., 2004; Liira i in., 2008; de Sanctis, 2010; Decocq i in., 2016; Buffa i in., 2018; Takkis i in., 2018).

*Fitocenotyczne i przestrzenne kryteria kształtowania leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych
w młodogłacjalnym krajobrazie rolniczym*

Tabela 35. Istotne predyktory różnorodności fitocenotycznej badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych na RP-S, RN oraz ogółem w oparciu o modele regresji („+” – dodatnia korelacja; „-” – ujemna korelacja)

Charakterystyki przestrzenne	Parametry fitocenotyczne																		
	SHANNON			SIMPSON			SR			GWSL			GL			GP			
	ALL	I	E	ALL	I	E	ALL	I	E	ALL	I	E	ALL	I	E	ALL	I	E	
RP-S																			
AREA							+	+	+				+		+		+	+	+
SHAPE	+					+													
FRAC						+													
I_100																			
I_1000																			+
I_4000						+													+
RN																			
AREA		+				+	+		+		+				+			+	+
SHAPE																			+
FRAC																			-
ENN																			+
I_100																			-
I_500																			+
OGÓLEM																			
AREA						+			+	+	+			+		+		+	+
SHAPE	+	+																	+
FRAC	+																		-
CIRCLE																			-
ENN																			-
I_100																			-
I_2000																			-
I_4000																			-

Objaśnienia jak w tabeli 20.

Izolacja leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych często uważana jest za jeden z najważniejszych determinantów bogactwa gatunkowego, co znajduje potwierdzenie w licznych opracowaniach. Europejskie i światowe badania wskazują przeważnie na jego negatywne oddziaływanie (Kolb i Diekmann, 2004; Petit i in., 2004; Humphrey i in., 2014; Arellano-Rivas i in., 2016), a część z nich wykazuje, że charakteryzuje się ona małym lub całkowitym brakiem wpływu na bogactwo gatunkowe (Honnay i in., 1999a; Deckers i in., 2005; Takkis i in., 2018). W ramach badań własnych w obrębie 200 SFP wykorzystano trzy miary izolacji (*PROX*, *ENN* i *I*), spośród których tylko jeden okazał się mieć istotny wpływ na bogactwo gatunkowe wysp środowiskowych. Izolacja wyrażona wskaźnikiem *I* charakteryzowała się istotnym negatywnym wpływem na niektóre wskaźniki różnorodności fitocenotycznej, w tym na liczbę gatunków typowo leśnych (GL ALL, I) i liczbę gatunków wskaźnikowych starych lasów (GWSL E).

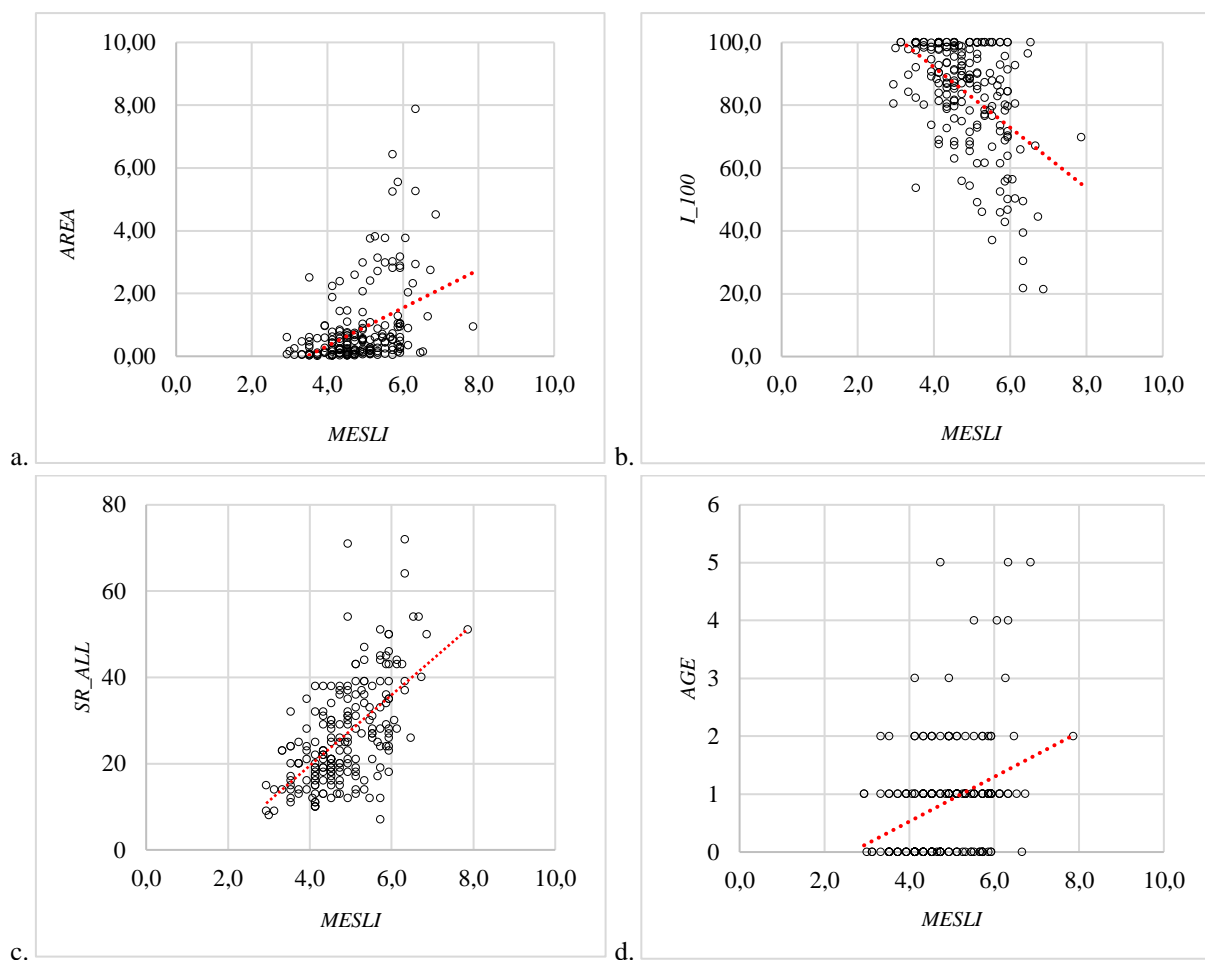
De Sanctis i in. (2010) oraz Aguirre-Gutiérrez (2014), stwierdzili że czynnikiem mającym wpływ na kształtowanie się bogactwa gatunkowego roślin leśnych była izolacja wyrażona wskaźnikiem *PROXIMITY* (*PROX*), który w badaniach własnych był nieistotny na obu równinach. Wskaźnik izolacji *Euclidian Nearest Neighbour Index* (*ENN*) okazał się być odpowiednim w badaniach Deckers i in. (2005) oraz Petrášová-Šibíková i in. (2017), którzy wnioskowali, iż wraz ze wzrostem izolacji spada liczba gatunków leśnych. Brak korelacji pomiędzy charakterystykami fitocenotycznymi, a wskaźnikami izolacji *PROX* i *ENN* w badaniach własnych jest odmienny, gdyż najczęściej to właśnie te zmienne wykazują istotne powiązanie z bogactwem gatunkowym w innych regionach. Istnieje możliwość, iż uzyskane wyniki izolacji *PROX* i *ENN* badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych charakteryzują się nieodpowiednim zakresem, aby wykazać ich istotny wpływ na różnorodność fitocenotyczną. Do takich samych wniosków doszli Wulf i Kolk (2014), którzy przebadali 183 SFP nie wykazując wpływu izolacji na bogactwo gatunkowe.

Poszukując innych parametrów mogących kształtować bogactwo gatunkowe leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych, do badań włączono między innymi charakterystyki opisujące kształt SFP – wskaźniki *SHAPE*, *FRAC*, *CIRCLE*. Ogólnoświatowe badania są niejednoznaczne, co do ich wpływu na zbiorowiska roślinne. Honnay i in. (1999a) przebadali 234 SFP w zachodniej części Belgii oraz północnej Francji wykazując pozytywną korelację wskaźnika *SHAPE* z liczbą gatunków leśnych, liczbą gatunków roślin w ekotonie oraz liczbą gatunków drzew. Oznacza to, że wyspy o kształcie zbliżonym do koła stanowią siedlisko dla większej liczby gatunków roślin. Jednakże, autorzy ci nie stwierdzili związku pomiędzy kształtem wysp, a liczbą gatunków wskaźnikowych starych lasów. Podobne wyniki uzyskali

Honnay i in. (1999b), którzy badając 55 SFP wykorzystali wskaźnik *FRAC* i dowiedli jego pozytywnego wpływu na ogólne bogactwo gatunkowe roślin. Związek ten potwierdzili także de Sanctis i in. (2010) opisując korelację bogactwa gatunkowego ze wskaźnikiem *FRAC*, oraz Lomba i in. (2011) ze wskaźnikiem *SHAPE*. Odmienne wyniki uzyskali natomiast Takkis i in. (2018) wykazując brak powiązania pomiędzy wskaźnikiem *SHAPE* i *CIRCLE*, a różnorodnością fitocenotyczną. Badania własne w obrębie 200 SFP na RP-S i RN również nie stanowią jednoznacznego potwierdzenia tezy, iż kształt SFP ma wpływ na bogactwo gatunkowe roślin, co może wynikać z niewielkiego zróżnicowania tego wskaźnika. Najlepszym predyktorem bogactwa gatunkowego SFP ogółem dla wskaźników SHANNON (ALL, I) i SIMPSON (I) oraz gatunków wskaźnikowych starych lasów (GWSL E) i gatunków leśnych (GL E) okazał się być parametr kształtu *SHAPE*. Oznacza to, że bardziej wydłużone wyspy środowiskowe charakteryzują się większymi ww. wskaźnikami różnorodności. Jak zauważa Dzwonko i Loster (1988a, 1988b) wydłużone SFP są zlokalizowane w miejscach mniej odpowiednich dla rolnictwa. Autorzy ci wskazują również, że wyspy te najczęściej istnieją dłużej niż obiekty o bardziej regularnym kształcie, stąd może się w nich znajdować więcej gatunków roślin.

6.4. Potencjał świadczenia usług ekosystemowych przez badane leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe

Badania własne wykazały, że małe leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe posiadają wysoki potencjał do świadczenia wielu usług ekosystemowych. Możliwość ich dostarczenia przez SFP może być analizowana poprzez zestawienie ich z parametrami biogeograficznej teorii wysp, czego jako jedni z nielicznych dokonali Valdés i in. (2019). Uzyskane wyniki badań własnych wskazały, że większe, słabiej izolowane oraz starsze wyspy środowiskowe stanowią siedlisko dla większej liczby gatunków, w tym gatunków wskaźnikowych starych lasów, co pozytywnie wpływało na potencjał do świadczenia ES. Stwierdzono pozytywną korelację pomiędzy ogólnym bogactwem gatunkowym, wielkością i wiekiem SFP, a potencjałem do świadczenia ES (tabela 33, rys. 23). Zgodnie z założeniami biogeograficznej teorii wysp – izolacja mająca negatywny wpływ na bogactwo gatunkowe, okazała się mieć również negatywny wpływ na liczbę i jakość świadczonych usług ekosystemowych.



Rysunek 23. Powiązanie biogeograficznej teorii wysp z potencjałem świadczenia usług ekosystemowych (ES) przez badane leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe (SFP) (a – korelacja pomiędzy AREA a ES; b – korelacja pomiędzy I_100 a ES; c – korelacja pomiędzy SR ALL a ES; d – korelacja pomiędzy wiekiem a ES)

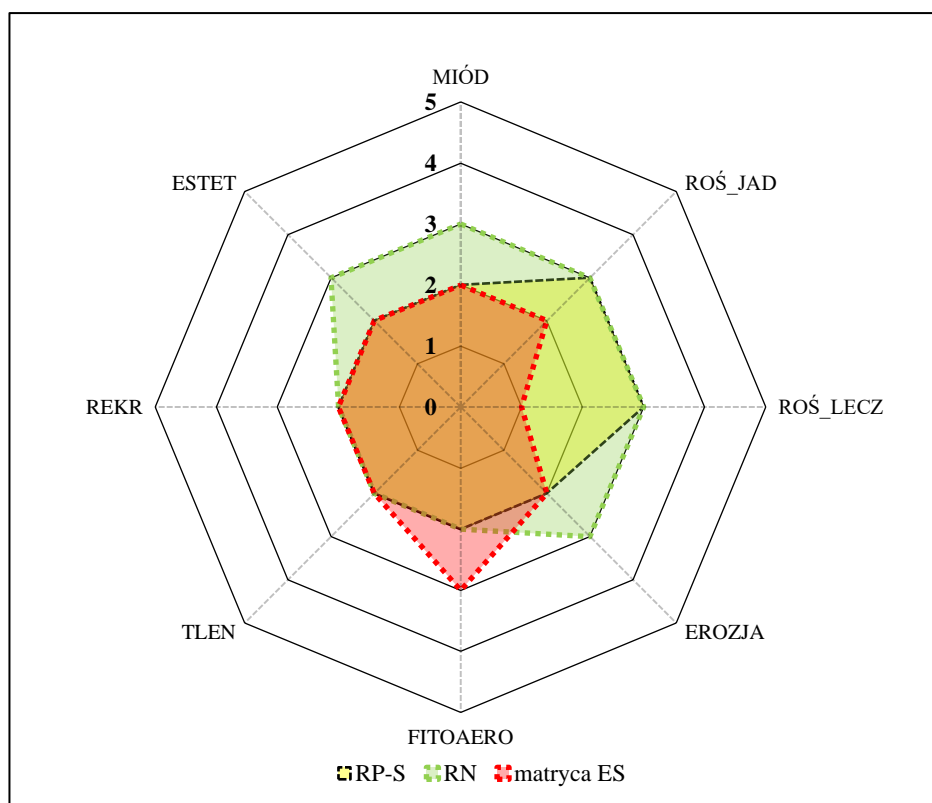
Valdés i in. (2019) w badaniach nad potencjałem świadczenia usług ekosystemowych przez wyspy leśne, dokonali analizy porównawczej zestawiając ze sobą małe oraz duże płyty. Uzyskane wyniki badań wskazały, że to właśnie mniejsze wyspy środowiskowe potencjalnie zapewniały więcej usług na wyższym poziomie niż większe SFP w podobnym wieku. Autorzy ci zaznaczyli jednak, że wyniki te nie powinny być interpretowane jako antagonistyczne zestawienie dużych i małych wysp leśnych, lecz jako obserwacje wskazujące na bardzo duży potencjał SFP do dostarczania ES w stosunku do ich wielkości.

Istotny potencjał do świadczenia ES przez SFP można wyjaśnić pozytywnym efektem brzegowym potencjału dostarczania niektórych usług ekosystemowych (Bodin i in., 2006; Mitchell i in., 2014), głównie tych związanych z bogactwem gatunkowym. Małe leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe mają zazwyczaj wysoki stosunek strefy ekotonowej do wnętrza (interioru) (Ewers i Banks-Leite, 2013; Weathers i in., 2001). Konsekwencją tego jest większe narażenie na wpływy zewnętrzne – wyspy otrzymują proporcjonalnie więcej światła

przenikającego przez obrzeża, mają cieplejszy i bardziej suchy mikroklimat oraz dociera do nich więcej składników odżywczych z okolicznych gruntów rolnych w porównaniu z dużymi lasami. Warunki te sprzyjają m.in. większej heterogeniczności mikroklimatu, a także gęstszej szacie roślinnej i zwiększonej produkcji biomasy na obrzeżach SFP (Frey i in., 2016; Valdés i in., 2019).

Izolacja, będąca skutkiem fragmentacji krajobrazu, wpływa na przepływ usług ekosystemowych, ograniczając ruch organizmów, materii i energii w krajobrazie rolniczym. Ostateczny wpływ izolacji (a także dokładnej formy i stopnia fragmentacji krajobrazu) na świadczenie usług ekosystemowych w dużej mierze zależy od tych procesów, funkcji ekosystemów, przepływów biofizycznych i działalności człowieka. To one, które leżą u podstaw każdej usługi, a także od dokładnej formy i stopnia fragmentacji krajobrazu (Mitchell i in., 2015). W przypadku usług powiązanych z organizmami żywymi izolacja również może negatywnie wpłynąć na ich przepływ w przyrodzie. Ujemną korelację z izolacją obserwuje się m.in. w przypadku rozprzestrzeniania dyspersji nasion, które która jest bardzo wrażliwe wrażliwa na wzrost izolacji, zwłaszcza pomiędzy małymi wyspami leśnymi, które utrzymują łączność w krajobrazie rolniczym (Bodin i in., 2006).

W celu dalszej oceny badanych SFP w zakresie świadczenia wybranych usług ekosystemowych, uzyskane wyniki zestawiono z macierzą zaproponowaną przez Burkharda i in. (2014) dla tzw. normalnego krajobrazu europejskiego (rys. 24). Zestawienie te nie obejmuje jednej z wyznaczonych usług ekosystemowych w ramach badań własnych, tj. NASIONA, ze względu na brak możliwości poprawnego dostosowania jej do macierzy potencjału ES. Burkhard i in. (2014) opracowali macierz potencjału usług ekosystemowych obejmujących 44 typy pokrycia terenu i użytkowania ziemi, w tym obszarów rolniczych, w skali od 1 (brak istotnego potencjału) do 5 (bardzo wysokiego potencjału). Obszary zdominowane przez rolnictwo, zgodnie z założeniami Burkharda i in. (2014), stanowią źródło wielu usług ekosystemowych, jednakże ich średnia ocena waha się pomiędzy 2 a 3. Analogiczne wyniki stwierdzono w ramach badań własnych, gdzie średnia ocena potencjału dostarczania ES przed badane SFP na RP-S i RN dla poszczególnych usług nie przekroczyła wartości 3. Macierz usług ekosystemowych (Burkhard i in., 2014) potraktowano jako tło (punkt odniesienia) dla oceny ES świadczonych przez leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe (rys. 24).



Rysunek 24. Uśredniony potencjał świadczenia ES przez badane SFP na RP-S i RN względem 5-stopniowej macierzy potencjału usług ekosystemowych wg. Burkhard i in., 2014

Potencjał do świadczenia ES MIÓD (sekcja zaopatrzenie) jest większy na RN niż na RP-S oraz w zestawieniu z macierzą ES. Średnio SFP na Równinie Nowogardzkiej stanowiły siedlisko dla większej liczby gatunków roślin miododajnych niż na RP-S, oraz gatunki te cechowały się wyższym potencjałem do produkcji miodu (załącznik nr 7). Kowalska i in. (2021) badając 50 wysp leśnych (lasy łęgowe) o powierzchni 0,4 – 4,0 ha, określili, że ich zdolność produkcyjna miodu oscyluje w okolicach $25 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Nieco niższe wartości przedstawił Affek (2018) wskazując, że zdolność produkcyjna miodu lasów łęgowych nie przekracza $20 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Badania własne wykazały zdecydowanie niższą wartość, która na RN wyniosła ok. $10 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, a na RP-S ok. $7 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Różnice te wynikają przede wszystkim z odrębnego składu gatunkowego badanych wysp środowiskowych oraz ilościowości poszczególnych gatunków miododajnych w danym płacie.

Affek i in. (2021) w badaniach nad wyspami leśnymi (lasy łęgowe) wykazali, że potencjał jednego obiektu wynosi ok. $200 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Autorzy ci wskazują, że bardzo ważnym gatunkiem warunkującym tak wysoką wartość był gatunek inwazyjny *Solidago gigantea*, którego potencjał do produkcji miodu był bardzo wysoki ($700 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$). Nawet niewielkie pokrycie *S. gigantea* znacząco podnosiło wynik końcowy, jednakże nie jest jasne, czy faktycznie gatunek ten stanowi źródło tak dużej ilości nektaru. Tak jak w badaniach własnych,

potencjał produkcyjny miodu zaczerpnięty został z bazy literaturowej, a określony był dla optymalnych warunków rośliny. Na Równinie Pyrzycko-Stargardzkiej i Równinie Nowogardzkiej na potencjał świadczenia ES miał wpływ gatunek *Solidago canadensis*, którego wartość miododajna wynosi $800 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Pogorzelec, 2019).

Drugą usługą ekosystemową, którą wyznaczono na wyższym poziomie na RP-S i RN w porównaniu z matrycą potencjału ES, była ROŚ_JAD (sekcja: zaopatrzenie). Schulp i in. (2014) w ramach przeprowadzonej metaanalizy dotyczącej obecnej wiedzy w zakresie pozyskiwania żywności ze środowiska oraz ich potencjału do świadczenia ES, wskazali 81 gatunków roślin będących najczęstszym przedmiotem badań w tym zakresie. Do najczęściej omawianych należały: *Cirsium arvense* oraz *Urtica dioica*. Gatunki te w badaniach własnych powszechnie występowały w obrębie badanych SFP. W grupie gatunków mających wysoki potencjał do świadczenia usługi ROŚ_JAD stwierdzono także *Humulus lupulus*, *Rubus idaeus* i *Rubus* sp. (Schulp i in., 2014), które zostały zidentyfikowane również w badaniach własnych, jednakże ich występowanie w obrębie SFP było bardzo rzadkie lub jak w przypadku *H. lupulus* – określone wyłącznie na jednej równinie (RP-S). Obszar Pomorza Zachodniego, w tym RP-S i RN, w przeprowadzonej przez Schulp i in. (2014) metaanalizie, stanowiły tereny, gdzie średnie bogactwo gatunkowe roślin jadalnych wahało się od < 12 gatunków, do 13-16. Badania własne wykazały, że średnio w obrębie SFP na RP-S występowało dziewięć gatunków jadalnych, a na RN – 14, co stanowi potwierdzenie przeprowadzonej metaanalizy.

Schulp i in. (2014) stwierdzili, że obszary rolnicze charakteryzują się niskim bogactwem gatunkowym roślin jadalnych w porównaniu do pozostałych typów pokrycia i użytkowania terenu. Autorzy ci wskazują, że poza zapewnianiem żywności i dochodów żywność pozyskiwana bezpośrednio ze środowiska ma również wartość kulturową. W wielu krajach, w tym w Polsce żywność ta jest ważna w tradycyjnej kuchni. Valdés i in. (2019) w obrębie analizowanych przez siebie 224 SFP stwierdzili występowanie większej liczby gatunków roślin jadalnych niż w przypadku badanych w pracy 200 SFP, bo aż 141 roślin. Wyniki badań własnych jak i innych autorów, wskazywały jednak na bardzo duży potencjał wysp leśnych i zadrzewionych do świadczenia tej usługi ekosystemowej.

Do badań nad świadczoneymi usługami ekosystemowymi przez SFP w obrębie RP-S i RN, włączono aspekt związany z potencjałem wykorzystania roślin na cele lecznicze. Produkty pozyskiwane bezpośrednio ze środowiska stają się popularne w wielu krajach europejskich o gospodarce rynkowej, stanowiąc nadal ważne źródło lokalnego utrzymania. Rośnie również zainteresowanie tradycyjną medycyną w różnych częściach Europy, nawet tam, gdzie zbieranie roślin do celów leczniczych nie jest już powszechną praktyką (Łuczaj i in.,

2012; Stryamets i in., 2015; Decocq i in., 2016). W obrębie SFP na RP-S i RN objętych badaniami stwierdzono występowanie 97 gatunków leczniczych, spośród których przeważały: *Urtica dioica*, *Sambucus nigra* i *Geum urbanum*. Valdés i in. (2015) w trakcie badań określili zbliżoną liczbę gatunków leczniczych w obrębie badanych przez nich SFP– 82 rośliny. Inne badania dotyczące wykorzystania roślinności na cele lecznicze wykazały, że w Szwecji zaledwie 11 gatunków roślin było wykorzystywanych jako żywność, ale żaden z nich w celach leczniczych, natomiast na mniej rozwiniętych gospodarczo obszarach wiejskich Ukrainy i Rosji rośliny stosowane były w celach medycznych znacznie częściej, odpowiednio 60 i 44 gatunki. W Ukrainie do najczęściej wykorzystywanych gatunków roślin zielarskich należały: *Rubus idaeus*, *Viburnum opulus* i *Sorbus aucuparia*, a w Rosji były to: *Hypericum perforatum* i *Plantago major* (Stryamets i in., 2015).

Kolejną z analizowanych usług ekosystemowych była EROZJA (sekcja: regulacja i utrzymanie). W ramach badań własnych nad SFP na RP-S i RN łącznie stwierdzono występowanie 75 gatunków przeciwoerozyjnych, spośród których przeważały gatunki drzew i krzewów. Były to m.in.: *Acer platanooides*, *Betula pendula*, *Crataegus monogyna*, *Populus tremula*, czy *Prunus* sp. Wysoka wartość stwierdzonych na badanych obszarach gatunków w zakresie przeciwdziałania erozji w obrębie SFP znajduje potwierdzenie w przeprowadzonych badaniach przez Balková i in. (2021), którzy w 2019 roku wprowadzili do czeskiego krajobrazu rolniczego (północna Moravia) nowe elementy przestrzenne, tzw. *bosk* (pl. *gaik*). Autorzy definiują je jako część otwartego krajobrazu składającego się z drzew, krzewów oraz roślin zielnych, mogącego mieć kształt podłużny lub nieregularny. Celem badań była ocena potencjału świadczenia ekosystemowego jakim jest przeciwdziałanie erozji gleb poprzez sztuczne nasadzenia takich gatunków jak: *Acer campestre*, *Acer pseudoplatanus*, *Alnus glutinosa*, *Betula pendula*, *Crataegus monogyna*, *Cornus sanguinea*, *Fagus sylvatica*, *Ligustrum vulgare*, *Populus tremula*, *Prunus avium* i *Quercus petraea*. Zgodnie z założeniami Balková i in. (2021), nieprzerwane funkcjonowanie tych obiektów w krajobrazie rolniczym przez 30 lat, może spowodować wzrost całkowitej wartości siedliska o 97 tys. €. Zdecydowana większość SFP objętych badaniami własnymi na RP-S i RN była stosunkowo młodymi obiektami w krajobrazie rolniczym. Ich wiek rzadko przekraczał 66 lat (8 i 25 SFP, odpowiednio). Wyniki Balkova i in. (2021) wskazują, na wymierny efekt celowych nasadzeń roślinności w sąsiedztwie terenów użytkowanych rolniczo. Prowadzi to z kolei do konkluzji, iż te obecnie istniejące obiekty (nawet bardzo młode, o niskim stopniu trwałości w krajobrazie) są nie tylko cenne pod względem fitocenotycznym, lecz także w ujęciu ekonomicznym.

Badane leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe funkcjonują w krajobrazie również jako glebowy bank nasion, umożliwiając przetrwanie oraz dalsze rozprzestrzenianie się wielu cennych gatunków roślin, w tym gatunków wskaźnikowych starych lasów (usługa ES: NASIONA, sekcja: regulacja i utrzymanie) (Dzwonko, 2017). Dzwonko i Loster (2001) zauważyli jednak, że rośliny leśne tworzą krótkotrwały bank nasion, a ich nasiona są w stanie przetrwać w glebie nie więcej niż jeden rok. Co ważne, stosunkowo młode SFP występujące w sąsiedztwie starych lasów mogą być kolonizowane przez gatunki leśne wyłącznie, gdy przeważają w nich gatunki drzew liściastych lub stanowią one przestrzenną kontynuację starych lasów (Orczewska, 2009a; Dzwonko, 2015). W ramach badań własnych w obrębie SFP na RP-S i RN określono łącznie 35 gatunków wskaźnikowych starych lasów. Spośród tych gatunków znaczący udział mają gatunki o mało efektywnych zdolnościach do rozprzestrzeniania (myrmekochory, autochory i barochory). Uzyskane wyniki znajdują potwierdzenie w literaturze, gdzie wskazuje się, iż większość SFP znajduje się we wczesnym stadium sukcesji, co powoduje, że stanowią one siedlisko dla niewielu gatunków wskaźnikowych. Wrażliwość poszczególnych elementów tworzących SFP na wielkość siedliska i jego jakość strukturalną jest bardzo zróżnicowana. Gatunki roślin o mniejszej zdolności do rozprzestrzeniania się są bardziej narażone na degradację siedliska, w porównaniu z gatunkami o dobrej dyspersji, co stanowi istotne zagrożenie dla ich trwałości (van Calster i in., 2004; Decocq i in., 2016). Co więcej, wyniki dotychczasowych badań opisujących mechanizmy odpowiedzialne za rozmieszczenie gatunków wskaźnikowych starych lasów w SFP (wtórnego pochodzenia) wskazują, że odpowiedzialnym za ich niewielką liczebność w nowopowstałych obiektach w krajobrazie rolniczym (grunty porolne, tereny opuszczone) jest sposób rozsiewania ich diaspor (Dzwonko i Loster, 1990; Dzwonko, 2001a; Orczewska, 2010).

Istotnym aspektem występowania SFP w krajobrazie rolniczym jest produkcja tlenu (TLEN, sekcja: regulacja i utrzymanie). Kruczkowska i in. (2017) określają tę usługę ekosystemową jako jedną z najważniejszych, szczególnie w odniesieniu do obszarów zadrzewionych. Uważa się, że w trakcie trwania jednego sezonu wegetacyjnego z powierzchni 1 m² drzew i krzewów do powietrza dostaje się ok. 1 kg czystego tlenu. Do drzew, które dostarczają największe ilości tlenu należą: *Acer platanoides*, *Fagus sylvatica*, *Robinia pseudoacacia* (1,1 kg), *Quercus robur* i *Salix fragilis* (0,8 kg) oraz *Fraxinus excelsior* i *Tilia cordata* (0,7 kg) (Kruczkowska i in., 2017; Solon i in., 2017). Do jedynych z najczęściej występujących drzew na badanych leśnych i zadrzewionych wyspach środowiskowych należały: *Quercus robur* (RP-S: 11, RN: 67) oraz *Fraxinus excelsior* (RP-S: 16, RN: 19), których średni stopień pokrycia wahał się w granicach 20% – 40%.

W badaniach własnych w ramach oceny wydajności emisji tlenu przez SFP wykorzystano ocenę pośrednią opartą o wydzielone zbiorowiska (8 jednostek). Do najliczniej występujących na obu równinach należały zbiorowiska przynależne do klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, *Artemisietea vulgaris* i *Quercu-Fagetea*, których zdolność do produkcji tlenu wynosi odpowiednio: 9-13 t·ha⁻¹·rok, < 5 t·ha⁻¹·rok, 20-25 t·ha⁻¹·rok (Krzymowska-Kostrowicka, 1997). Zbiorowiska te stanowią również bardzo dobre źródło fitoerozoli (FITOAERO, sekcja: regulacja i utrzymanie), charakteryzujących się silnym działaniem bakteriobójczym (np. olejki eteryczne). Jak zauważa Krzymowska-Kostrowicka (1997) stężenie fitoerozoli zależy zarówno od czynników zewnętrznych (warunki pogodowe) jak i wewnętrznych (gatunków roślin). Istotny wpływ na jakość i ilość wydzielanych substancji ma dodatkowo żyzność zbiorowiska, a także stan zdrowotny roślin. Uważa się, że zbyt mała ilość dostarczanych biogenów do danego zbiorowiska zmniejsza ilość wytwarzanych fitoerozoli (Krzymowska-Kostrowicka, 1997).

Według Wilczek i in. (2014) istotne znaczenie dla lokalnych warunków bioklimatycznych ma także charakterystyka roślinności i jej wpływ na zdrowie i samopoczucie człowieka. Zbiorowisko przynależne do klasy *Molinio-Arrhenatheretea* charakteryzuje się niską chłonnością naturalną, której wielkość kształtuje się na poziomie 5 osób·ha⁻¹·dzień. Znaczenie rekreacyjne (REKR, sekcja: kultura) tego zbiorowiska polega przede wszystkim na wzbogacaniu walorów estetycznych krajobrazu. Zbiorowiska polne i ruderalne (przynależne do klasy *Artemisietea vulgaris*) cechuje zdecydowanie wyższa chłonność naturalna (ok. 100 osób·ha⁻¹·dzień) ze względu na bardzo dużą odporność roślin na wydeptywanie. W przypadku zbiorowisk charakterystycznych dla świetlistych dąbrów (klasa *Quercu-Fagetea*), odporność na użytkowanie rekreacyjne jest na ogół niskie i waha się w granicach 4-8 osób·ha⁻¹·dzień (Krzymowska-Kostrowicka, 1997).

W wielu europejskich krajobrazach rolniczych estetyka i rekreacja zyskują coraz większe znaczenie jako siła napędowa polityki krajobrazowej (Power, 2010; van Zanten i in., 2016). Doświadczenia estetyczne związane z małymi leśnymi i zadrzewionymi wyspami środowiskowymi, mogą znacznie różnić się od tych świadczonych przez duże lasy, w których nacisk kładziony jest głównie na wnętrze obiektów. Z kolei SFP osadzone w krajobrazie rolniczym mogą być równie cenne, jednak w innym ujęciu. Często odbierane są one jako relikty dzikiej przyrody lub ostoje naturalności w krajobrazie zdominowanym przez rolnictwo, co zwiększa ich wartość rekreacyjną i estetyczną (Dramstad i in., 2006; Decocq i in., 2016).

Drugą z usług ekosystemowych z sekcji *kultura* była usługa ESTET, która bazowała na pokryciu SFP przez gatunki drzew i krzewów. Posłużono się wskaźnikiem opartym o funkcje

estetyczne zadrzewień w oparciu o skalę przedstawioną przez Zajączkowskiego i in. (2001), która obejmowała m. in. „pokrój i strukturę korony”, „jesienne przebarwienie liści” oraz „kwiaty”. Najczęściej, zarówno w ujęciu jednostkowym jak i pokrycia terenu, występującymi gatunkami drzew i krzewów w obrębie danych SFP były okazy, które zgodnie z przyjętą metodyką, uzyskały najwyższą wartość estetyczną. Mu i in. (2022) przeanalizowali zarówno skład gatunkowy drzew, jak i zmiany koloru dla każdego gatunku drzewa w dziewięciu obszarach leśnych, które wykazywały doskonałą wizualną jakość estetyczną. Wyniki wykazały, że płaty o najwyższej wizualnej jakości estetycznej tworzyły gatunki bardziej zielone, czerwone i żółte: *Quercus* sp., *Acer* sp., *Salix* sp., *Betula* sp.. Podobne wyniki uzyskano w badaniach własnych, gdzie najwyżej oceniane SFP pod względem usługi ekosystemowej ETET, posiadały na wysokim poziomie ilościowości w swoim składzie gatunkowym takie gatunki jak: *Betula pendula*, *Crataegus monogyna*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur* i *Salix alba*.

Decocq i in. (2016) przypisują leśnym i zadrzewionym wyspom środowiskowym szereg usług ekosystemowych, z których część przebadano w ramach badań własnych. Były to m. in.: produkcja owoców leśnych, ograniczanie negatywnego wpływu erozji, czy wartości estetyczne SFP. Autorzy ci podkreślają, że obecnie niewiele wiadomo o roli i znaczeniu SFP w dostarczaniu usług ekosystemowych na obszarach zdominowanych przez rolnictwo, mimo że stanowią one 40% pokrycia terenu na całym świecie. Wytypowane do badań mezoregiony stanowią tereny o przeważającym udziale obszarów rolniczych, zwłaszcza RP-S, gdzie ich udział wynosi ponad 80%, a obszary leśne i zadrzewione zajmują niecałe 8%. Występowanie oraz utrzymywanie w rolniczym krajobrazie małych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych powinna być obligatoryjna, ze względu na pełnione przez nie funkcje.

Funkcje ochronne zadrzewień śródpolnych, a szczególnie ograniczanie negatywnego wpływu erozji, na terenach rolniczych jest ważnym elementem ze względu na coraz częściej obserwowane negatywne zmiany klimatyczne. Chociaż na terenie województwa zachodniopomorskiego nasilenie erozji (wodnej, wąwozowej czy też wietrznej) było określone jako słabe (12, 13, 17%, odpowiednio) (Nowocień, 2008), to zmiany na terenie Europy są już bardziej zauważalne. Badania Wibig (2021) z okresu 1951-2005 wykazały, że do wysokości 10 m nad poziomem gruntu nastąpił wzrost prędkości wiatru oraz liczby dni z silnymi wiatrami, co dla wysokości plonów stanowi ważny czynnik ekonomiczny. Chociaż pod względem liczby opadów wykazano pozytywne tendencje dla Polski północno-zachodniej (Łupikasza i Małarzewski, 2021), to nie do przecenienia jest ochronna rola systemu korzeniowego drzew SFP, zabezpieczające uprawy przed podtopieniem, jak i przesuszeniem.

6.5. Potencjał badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych do świadczenia usług ekosystemowych w ujęciu aplikacyjnym

Uzyskane wyniki w ramach przeprowadzonych badań obejmujących 200 leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych zlokalizowanych w południowym krajobrazie rolniczym w obrębie dwóch mezoregionów Pomorza Zachodniego (RP-S i RN) jednoznacznie wskazują na potrzebę zachowania tych obiektów w przestrzeni. Bez względu na ich wielkość, każda z badanych SFP stanowiło źródło usług ekosystemowych. Jak wykazały badania własne, wzrost izolacji negatywnie wpływa na bogactwo gatunkowe roślin, dlatego też ważnym jest, aby umożliwić powstawanie nowych SFP w krajobrazie rolniczym, co zwiększy ich łączność i umożliwi rozprzestrzenianie się cennych gatunków roślin. Obiekty te, stanowiąc niejednokrotnie siedlisko dla wielu gatunków roślin typowo leśnych i wskaźnikowych, pełnią funkcję banku nasion. Rola SFP będących refugiami flory leśnej jest szczególnie ważna na obszarach, gdzie nie zachowały się większe płaty leśne lub jest ich niewiele (Dzwonko, 2019), czego przykładem w szczególności jest Równina Pyrzycko-Stargardzka.

Rola leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych w ochronie i kształtowaniu środowiska i krajobrazu jest niepodważalna, a jej tematyka często jest poruszana w artykułach polskich jak i zagranicznych. Orłowski (2004) wskazuje na trzy zasadnicze funkcje środowisk nieużytkowanych rolniczo w agroekosystemach: (1) stanowią siedlisko dla wielu gatunków roślin; (2) wraz z sąsiadującymi polami uprawnymi uznawane są za tzw. środowiska uzupełniające, będąc miejscem bytowania zwierząt; (3) są częścią korytarzy umożliwiających przemieszczanie się gatunków.

Wartość SFP wyrażona potencjałem świadczenia usług ekosystemowych potwierdza zasadność i potrzebę ujmowania ich w dokumentach strategicznych na szczeblu krajowym jak i ogólnoeuropejskim. W „Programie ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej wraz z planem działań na lata 2015-2020” jednym z celów strategicznych było „utrzymanie i odbudowa funkcji ekosystemów będących źródłem usług dla człowieka” (M.P. 2015 poz. 1207). Realizacja tego celu oparta była o nadawanie ekosystemom wartości społeczno-ekonomicznej oraz poprzez wdrażanie koncepcji tzw. zielonej infrastruktury (ang. *green infrastructure*, GI) będącej narzędziem pozwalającym na utrzymanie i wzmocnienie istniejących ekosystemów oraz świadczonych przez nie usług. Termin „zielona infrastruktura”, wprowadzony przez Komisję Europejską (2013), wskazuje, iż jest to strategicznie zaplanowana i wprowadzona sieć połączeń terenów zielonych i pozostałych elementów środowiska zdolnych do świadczenia wielu usług ekosystemowych.

Ze względu na wciąż rozwijającą się tematykę zielonej infrastruktury, która w przeszłości odnosiła się głównie do obszarów miejskich, warto rozszerzać jej zakres o inne obszary, w tym tereny wiejskie oraz o poszczególne elementy kształtujące dany krajobraz. Jak zauważa Goździewicz-Biechońska (2017) naturalne cechy krajobrazu, w tym leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe, są potencjalnymi elementami zielonej infrastruktury stanowiąc część korytarzy ekologicznych i będąc ostoją bioróżnorodności. Istotnym jest również, że nie każdy teren zielony może być uznawany za element zielonej infrastruktury. Ważnym jest, aby wykazać potencjał do wielofunkcyjności, tj. świadczenia szeregu usług ekosystemowych. Wydaje się zatem właściwym włączanie SFP do sieci zielonej infrastruktury na obszarach rolniczych w dokumentach strategicznych, ze względu na pełnione przez nie funkcje oraz ich potencjał do świadczenia różnego rodzaju ES.

W światowej literaturze zauważalna jest przewaga badań dotyczących zaopatrzeniowych oraz regulacyjnych usług ekosystemowych, jednakże SFP przyczyniają się również do podnoszenia walorów estetycznych i rekreacyjnych obszarów rolniczych (Dramstad i in., 2006). Zdaniem Solona i in. (2017) przyczyną problemów w określaniu świadczeń kulturowych jest niemożność wykorzystania wielu wskaźników literatury zagranicznej ze względu na brak powszechnie dostępnych danych i jednolitych metod oceny. Autorzy ci wskazują jednocześnie na konieczność prowadzenia szczegółowych badań terenowych poszerzających wiedzę w tym zakresie. W celu ochrony kulturowych usług ekosystemowych w krajobrazach rolniczych, zainicjowano Europejską Konwencję Krajobrazową (2000) oraz kompleksowe zarządzanie krajobrazem opartym na usługach ekosystemowych w ramach Europejskiej Wspólnej Polityki Rolnej (van Zanten i in., 2016).

Zdaniem Mizgajskiego (2010) celowość ciągłego rozwoju badań nad potencjałem świadczenia usług ekosystemowych jest rezultatem potrzeby kompleksowego uwzględniania zagadnień z zakresu ochrony i kształtowania środowiska przy podejmowaniu decyzji gospodarczych. Wykazywanie interakcji i powiązań pomiędzy wieloma usługami ekosystemowymi, a procesami społeczno-ekonomicznymi stanowi podstawę do podejmowania zrównoważonych decyzji na etapie tworzenia dokumentów strategicznych. Ocena i wycena usług ekosystemowych może stanowić również istotne narzędzie w rozstrzyganiu konfliktów przestrzennych (inwestycyjnych) i środowiskowych (Hewelke i Graczyk, 2016). Jak zauważa Stępniewska (2020) pomimo ciągłego rozwoju badań nad usługami ekosystemowymi, nadal obserwuje się zbyt małą liczbę danych pochodzących z bezpośrednich obserwacji i badań terenowych.

Wykonana analiza potencjału leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych do świadczenia usług ekosystemowych oparta została o zmodyfikowane wytyczne Solon i in. (2017). Autorzy ci podkreślili, iż uzyskane wyniki na podstawie opracowanej autorskiej metodyki mają zastosowanie do celów aplikacyjnych, wykorzystując je do wyceny ekonomicznej ES (kapitału naturalnego). Ważnym jest również, iż uzyskane wyniki mogą stanowić istotną informację przy przygotowywaniu dokumentów strategicznych i planistycznych (w szczególności na poziomie gminy). Leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe stanowią jeden z wielu elementów krajobrazu rolniczego, wzbogacając go nie tylko na poziomie zaopatrzeniowym i regulacyjnym, lecz także kulturowym. Aby móc kompleksowo ocenić ich wartość przyrodniczą i ekonomiczną, należy objąć je dalszymi badaniami ujmującymi nie tylko florę, lecz również występującą tam faunę. Co więcej, poszerzenie analiz należałoby również rozpatrywać na poziomie ilościowym, włączając do badań większą liczbę leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych.

7. Wnioski

1. W młodogłacjalnym krajobrazie rolniczym Równiny Pyrzycko-Stargardzkiej (RP-S) i Równiny Nowogardzkiej (RN) w okresie pomiędzy XIX w., a XXI w. nastąpił wzrost lesistości o ok. 10% i 4%, odpowiednio. Podczas gdy liczba płątów leśnych i zadrzewionych wzrosły (o 506 i 3 469, odpowiednio), ich średnia powierzchnia zmniejszyła się (z 19,78 ha do 9,87 ha i z 32,55 ha do 7,77 ha, odpowiednio).
2. Badane leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe (tzw. SFP) o dużej trwałości w krajobrazie (> 66 lat) są siedliskiem dla większej liczby gatunków roślin. Jednak na RP-S przeważały wyspy środowiskowe o małej trwałości (< 32 lat; 67 SFP), zaś na RN – o średniej trwałości (33-66 lat; 61 SFP).
3. Badane leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe na RP-S i RN, których geneza związana jest z niekorzystnym ukształtowaniem terenu (H) oraz występowaniem słabych gleb (S) charakteryzują się średnio nieco wyższym ogólnym bogactwem gatunkowym roślin (27, 27, odpowiednio) w odniesieniu do SFP powstałych na skutek nadmiernego uwilgotnienia terenu (W – 24).
4. Wraz ze wzrostem powierzchni badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych wzrasta ogólne bogactwo gatunkowe roślin ($R = 0,4433^{***}$). Im mniejsza izolacja SFP w krajobrazie (I) tym większa liczba gatunków w wyspie ($R = -0,4375^{***}$). Wyniki te potwierdzają jedno z głównych założeń biogeograficznej teorii wysp.
5. Nie stwierdzono jednoznacznie, iż kształt SFP wyrażony wskaźnikami *SHAPE*, *FRAC*, *CIRCLE* ma istotny wpływ na analizowane parametry fitocenotyczne badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych, co może wynikać z ich małego zróżnicowania. Jednak wskaźnik *CIRCLE* wykazał, że bardziej wydłużony kształt SFP ogranicza występowanie gatunków leśnych ($R = -0,1613^*$) i wskaźnikowych starych lasów ($R = -0,1460^*$) we wnętrzu badanych wysp środowiskowych.
6. Strefa wnętrza (interior) SFP różni się istotnie od strefy zewnętrznej (ekotonu) większą liczbą gatunków wskaźnikowych starych lasów ($p < 0,0001^*$). Podobną zależność ustalono także między interiorami na badanych równinach ($p < 0,0001^*$), z przewagą tych gatunków na RN.
7. Zachowanie leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych podyktowane jest koniecznością utrzymania bioróżnorodności w monotonnym krajobrazie rolniczym, a ich funkcjonowanie powinno być regulowane w dokumentach strategicznych gmin.

Wydaje się zatem właściwym włączanie SFP do sieci zielonej infrastruktury na obszarach rolniczych, ze względu na pełnione przez nie funkcje oraz ich potencjał do świadczenia usług ekosystemowych (ES).

7a) Wszystkie SFP na obszarze badanych mezoregionów świadczą usługi ekosystemowe. Ich potencjał do świadczenia ES wzrasta wraz z powierzchnią ($R = 0,3654$), wiekiem ($R = 0,3463$) oraz zmniejszeniem stopnia izolacji ($R = -0,4902$). Najwyższy potencjał mają SFP o powierzchni powyżej 1 ha, w wieku 33-66 lat oraz usytuowane w niedalekiej odległości od innych wysp tego samego typu. Leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe na RN posiadają większy potencjał do świadczenia usług ekosystemowych ($p < 0,0001^*$).

7b) Najwyżej oceniony potencjał ES świadczyły leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe, gdzie w drzewostanie dominował *Quercus robur*, a w runie *Festuca altissima* i *Aegopodium podagraria* (przynależne do klasy *Querco-Fagetea*), cechujące się wysoką odpornością na użytkowanie rekreacyjne (do 8 osób/ha/dobę), produkcją tlenu (powyżej 25 t/ha/rok) i fitoerozoli. Ponadto obecność gatunków miododajnych (powyżej 30), leczniczych (powyżej 20), jadalnych (powyżej 20) oraz o cechach przeciwerozyjnych (powyżej 20 gatunków) zwiększa możliwość świadczenia ES na wyższym poziomie. Dodatkowo potencjał do świadczenia ES może być wzmocniony poprzez obecność w SFP gatunków drzew i krzewów o wysokich walorach estetycznych, np. *Acer platanoides*, *Quercus robur*, *Sorbus aucuparia*.

Uzyskane wyniki pomimo wielu wykorzystanych wskaźników opisujących cechy badanych wysp środowiskowych nie okazały się jednoznaczne i wystarczające do określenia wpływu parametrów przestrzennych na charakterystyki fitocenotyczne SFP. Sugeruje się kontynuowanie badań nad SFP w krajobrazach rolniczych w zmodyfikowanym zakresie. Dobór wysp należałoby oprzeć o analizę dostępnych materiałów kartograficznych ukierunkowanych na następujące wytyczne: (1) SFP o powierzchni powyżej 0,01 ha do 5,0 ha; (2) potencjalnie bardziej zróżnicowany poziom izolacji SFP, (3) potencjalnie większe zróżnicowanie kształtu SFP oraz (4) potencjalnie większe zróżnicowanie trwałości SFP w krajobrazie.

Należy dobrać odpowiednie parametry przestrzennej charakterystyki leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych oparte dodatkowo o inne wskaźniki izolacji (np. zamieniając wskaźniki *ENN* i *PROX* na *CONNECTIVITY*), które mogą wykazać istotne zależności z parametrami fitocenotycznymi.

W odniesieniu do potencjału świadczenia usług ekosystemowych przez leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe należy wziąć pod uwagę występujące w nich zbiorowiska roślinne, dominujące gatunki drzew i krzewów oraz roślin zielnych, a także ich cechy (np. miododajność). Dobór odpowiednich wskaźników fitocenotycznych charakteryzujących różnorodność gatunkową wspomaga określanie potencjału SFP do świadczenia usług ekosystemowych.

8. Bibliografia

8.1. Artykuły i inne opracowania

- 1) Affek A. (2018). Indicators of ecosystem potential for pollination and honey production. *Ecological Indicators*, 94(2), 33-45.
- 2) Affek A., Degórski M., Wolski J., Solon J., Kowalska A., Roo-Zielińska E., Grabińska B., Kruczkowska B. (2019). Ecosystem service potentials and their indicators in postglacial landscapes: assessment and mapping. Elsevier, 379.
- 3) Affek A., Regulska E., Kołaczowska E., Kowalska A., Affek K. (2021). Pollination potential of riparian hardwood forests – a multifaceted field-based assessment in the Vistula Valley, Poland. *Forests*, 12, 1-21.
- 4) Aguilar-Santelises R., del Catillo R. F. (2013). Factors affecting woody plant species diversity of fragmented seasonally dry oak forests in the Mixteca Alta, Oaxaca, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84, 575-590.
- 5) Aguirre-Gutiérrez J. (2014). Are plant species richness and diversity influenced by fragmentation at a microscale? *International Journal of Biodiversity*, 1-9.
- 6) Andrzejewski R. (2002). Wyspy środowiskowe – kilka pojęć i zagadnień. [W]: Wyspy środowiskowe. Bioróżnorodność i próby typologii, J. Banaszak. Wydawnictwo Akademii Bydgoskiej im. Kazimierza Wielkiego, Bydgoszcz, 292-302.
- 7) Arellano-Rivas A., de-Nova J. A., Munguía-Rosas M. A. (2016). Patch isolation and shape predict plant functional diversity in a naturally fragmented forest. *Journal of Plant Ecology*, 11(1), 136-146.
- 8) Arroyo-Rodríguez V., Pineda E., Escobar F., Benítez-Malvido J. (2009). Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragmented rainforest. *Conservation Biology*, 23(3), 729-739.
- 9) Assandri G., Bogliani G., Pedrini P., Brambilla M. (2018). Beautiful agricultural landscapes promote cultural ecosystem services and biodiversity conservation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 256, 200-210.
- 10) Bacieczko W., Jurzyk S., Klera M., Zieliński J. (2005). Różnorodność florystyczna wysp leśnych w krajobrazie rolniczym powiatu pyrzyckiego. *Folia Universitatis Agriculturae Stetinensis*, 244(99), 7-22.
- 11) Bacieczko W., Klera M., Kochanek-Felusiak A. (2010). Zróżnicowanie flory naczyniowej Doliny Strumienia Stróżewskiego w mezoregionie Równiny Pyrzycko-Stargardzkiej. *Folia Pomeranae Universitatis Technologiae Stetinensis, Agricultura, Alimentaria, Piscaria et Zootechnica*, 278(14), 5-38.
- 12) Balcerkiewicz S. (1976). Roślinność obszaru źródłiskowego Tetyńskiej Strugi na Pojezierzu Myśliborskim. *Poznańskie Towarzystwo Przyjaciół Nauk, Wydział Matematyczno-Przyrodniczy. Prace Komisji Biologicznej*, 45, 1-85.

- 13) Balková M., Kubalíková L., Prokopová M., Sedlák P., Bajer A. (2021). Ecosystem services of vegetation features as the multifunction anti-erosion measures in the Czech Republic in 2019 and its 30 year prediction. *Agriculture*, 11, 105, 1-16.
- 14) Bałazy S., Ratyńska H., Szwed W. (1990). Struktura przestrzenna lasów i zadrzewień śródpolnych okolic Turwi na tle roślinności rzeczywistej. Rozdział 5. [W]: Obieg wody i bariery biogeochemiczne w krajobrazie rolniczym, L. Ryszkowski, J. Marcinek, A. Kędziora. Wydawnictwo Zakład Badań Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN, Poznań, 37-45.
- 15) Banaszak J., Ratyńska H. (1992). Zadrzewienia śródpolne – ostojami życia i miejscami badań ekologicznych. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą*, 6, 87-92.
- 16) Banaszak J., Ratyńska H. (2014). Local changes in communities of wild bees (*Hymenoptera: Apoidea, Apiformes*): 30 years later. *Polish Journal of Entomology*, 83, 4, 325-351.
- 17) Banaszak J., Ratyńska H., Szwed W. (1995). Wyspy leśne jako ważny składnik krajobrazu. *Kosmos*, 44 (1), 63-70.
- 18) Becker D., Verheul J., Zickel M., Willmes C. (2015). LGM paleoenvironment of Europe – map. CRC806-Database.
- 19) Bennet A. F., Saunders D. (2011). Habitat fragmentation and landscape change. Chapter 5. [In]: Conservation biology for all, N. S. Sodhi, P. R. Ehrlich. Oxford University Press, 88-106.
- 20) Bennet A.F. (2003). Linkages in the landscape. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. International Union for Conservation of Nature's – The World Conservation Union, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 262.
- 21) Bierzychudek P. (1982). Life histories and demography of shade-tolerant temperate forest herbs: a review. *The New Phytologist*, 90, 757-776.
- 22) Birkhofer K., Rusch A., Andersson G. K. S., Bommarco R., Dänhardt J., Ekbom B., Jönsson A., Lindborg R., Olsson O., Rader R., Stjernman M., Williams A., Hedlund K., Smith H. G. (2018). A framework to identify indicator species for ecosystem services in agricultural landscapes. *Ecological Indicators*, 91, 278-286.
- 23) Boćkowski M., Rogowski W. (2018). Wycena usług ekosystemowych oraz ich zastosowanie w rachunku ekonomicznym – praktyczne przykłady w zarządzaniu zasobami przyrodniczymi. *Studia i Prace Kolegium Zarządzania i Finansów*, 167, 37-64.
- 24) Bodin Ö., Tengö M., Norman A., Lundberg J., Elmqvist Th. (2006). The value of small size: loss of forest patches and ecological thresholds in southern Madagascar. *Ecological Applications*, 16(2), 440-451.
- 25) Borek R., Gamrat R. (2021). Nasadzenia śródpolne, miedze – techniki, dobór gatunków – skuteczność w zatrzymaniu wody. *Baza Wiedzy. Fundacja Aeris Futuro*.
- 26) Borek R., Józefczuk J., Krukowska-Szopa I., Kujawa A., Kujawa K., Śliwa P., Tyszko-Chmielowiec P., Witkoś-Gnach K., Zajączkowski J. (2018). Zadrzewienia na obszarach wiejskich – dobre praktyki i rekomendacje. *Fundacja EkoRozwoju. Kujawsko-Pomorski Ośrodek Doradztwa Rolniczego w Minikowie, Wrocław*, 42.
- 27) Borówka R. K. (2004). Środowisko geograficzne. [W]: *Przyroda Pomorza Zachodniego*, R. K. Borówka, S. Friedrich, T. Heese, J. Jankowska, R. Kochanowska, M. Opęchowski, E. Stanecka, W. Zyska. *Oficyna Inplus, Szczecin*, 6-105.

- 28) Bosiacka B., Pieńkowski P. (2004). Analiza przekształceń oczek wodnych oraz ocena walorów przyrodniczych śródpolnych zbiorników w centralnej części Równiny Nowogardzkiej. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 4, 2a(11), 335-349.
- 29) Bratli H., Økland T., Økland R. H., Dramstad W. E., Elven R., Engan G., Fjellstad W., Heegaard E., Pedersen O., Solstad H. (2006). Patterns of variation in vascular plant species richness and composition in SE Norwegian agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114, 207-286.
- 30) Brockerhoff E. G., Jactel H., Parrotta J. A., Quine Ch. P., Sayer J. (2008). Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity Conservation*, 17, 925-951.
- 31) Brunet J., von Oheimb G. (1998). Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden. *Journal of Ecology*, 86, 429-438.
- 32) Buffa G., del Vecchio S., Fantinato E., Milano V. (2018). Local versus landscape-scale effects of anthropogenic land-use on forest species richness. *Acta Oecologica*, 86, 49-56.
- 33) Bugała W. (2006). Dęby w zadrzewieniach. *Ekologia*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań-Kórnik, Polska Akademia Nauk, Instytut Dendrologii, 578-590.
- 34) Burkhard B., Kandziora M., Hou Y., Möller F. (2014). Ecosystem service potentials, flows and demands – concepts for spatial localisation, indication and quantification. *Landscape Online*, 34, 1-32.
- 35) Burkhard B., Maes J. (2017). *Mapping ecosystem services*. Pensoft Publishers, Sofia, 374.
- 36) Bury-Zaleska J., Dutkiewicz J., Piotrowski F. (1960). Zadrzewienia rolnicze ze szczególnym uwzględnieniem terenów lessowych i rędzinowych. Zalecenia dla praktyków. Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa, 120, 64.
- 37) Butaye J., Jacquemyn H., Henry M. (2001). Differential colonization causing non-random forest plant community structure in a fragmented agricultural landscape. *Ecography*, 24, 369-380.
- 38) Cadavid-Florez L., Laborde J., McIean D. J. (2020). Isolated trees and small woody patches greatly contribute to connectivity in highly fragmented tropical landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 196, 1-16.
- 39) Carrié R., Andrieu E., Cunningham S. A., Lentini P. E., Loreau M., Ouin A. (2017). Relationships among ecological traits of wild bee communities along gradients of habitat amount and fragmentation. *Ecography*, 40, 85-97.
- 40) Celka Z. (2002). Grodziska jako wyspy środowiskowe w krajobrazie rolniczym Wielkopolski i ich waloryzacja florystyczna. [W]: *Wyspy środowiskowe. Bioróżnorodność i próby typologii*, J. Banaszak. Wydawnictwo Akademii Bydgoskiej im. Kazimierza Wielkiego, Bydgoszcz, 64-77.
- 41) Chmielewski T. J., Chmielewski Sz. (2015). Podstawowe przyrodnicze jednostki przestrzenne, a spójność i stabilność ekologiczna systemów krajobrazowych. *Problemy Ekologii Krajobrazu*, 40, 145-160.
- 42) Chmielewski T. J., Myga-Piątek U., Solon J. (2015). Typologia aktualnych krajobrazów Polski. *Przegląd Geograficzny*, 87(3), 377-408.
- 43) Chmura D. (2014). Charakterystyka fitocenotyczna leśnych zbiorowisk zastępczych z udziałem *Quercus rubra* L. na Wyżynie Śląskiej. *Acta Botanica Silesiaca*, 10, 17-40.
- 44) Clark P. J., Evans F. C. (1954). Distance to nearest neighbour as a measure of spatial relationships in populations. *Ecology*, 35, 445-453.

- 45) Closset-Kopp D., Wasof S., Decocq W. (2016). Using process-based indicator species to evaluate ecological corridors in fragmented landscapes. *Biological Conservation*, 201, 152-159.
- 46) Costanza R. (2008). Ecosystem services: multiple classification systems are needed. *Biological Conservation*, 141, 350-352.
- 47) Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso S., Hannon B., Limburg K., Naeem Sh., O'Neill R., Paruelo J., Raskin R. G., Sutton P., van den Belt M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
- 48) Dąbrowska-Prot E. (1998). Ekologiczne problemy wysp środowiskowych w krajobrazie ze szczególnym uwzględnieniem wysp leśnych. [W]: *Ekologia wysp leśnych*, J. Banaszak. Wydawnictwo Wyższej Szkoły Pedagogicznej w Bydgoszczy, Bydgoszcz, 177-192.
- 49) de Smedt P., Baeten L., Proesmans W., Berg M. P., Brunet J., Cousins S. A. O., Decocq G., Deconchat M., Diekmann M., Gallet-Moron E., Giffard B., Liira J., Martin L., Ooms A., Valdés A., Wulf M., Hermy M., Bonte D., Verheyen K. (2018). Linking macrodetritivore distribution to desiccation resistance in small forest fragments embedded in agricultural landscapes in Europe. *Landscape Ecology*, 33, 407-421.
- 50) de Montis A., Martín B., Ortega E., Ledda A., Serra V. (2017). Landscape fragmentation in Mediterranean Europe: a comparative approach. *Land Use Policy*, 64, 83-94.
- 51) de Sanctis M., Alfo M., Attorre F., Francesconi F., Bruno F. (2010). Effects of habitat configuration and quality on species richness and distribution in fragmented forest patches near Rome. *Journal of Vegetation Science*, 21, 55-65.
- 52) Deckers B., de Becker P., Honnay O., Hermy M., Muys B. (2005). Sunken roads as habitats for forest plant species in a dynamic agricultural landscape: effects of age and isolation. *Journal of Biogeography*, 32, 99-109.
- 53) Decocq G., Andrieu E., Brunet J., Chabrierie O., de Frenne P., de Smedt P., Deconchat M., Diekmann M., Ehrmann S., Giffard B., Gorriz Mifsud E., Hansen K., Hermy M., Kolb A., Lenoir J., Liira J., Moldan F., Prokofieva I., Rosenqvist L., Varela E., Valdés A., Verheyen K., Wulf M. (2016). Ecosystem services from small forest patches in agricultural landscapes. *Current Forestry Reports*, 2, 30-44.
- 54) Degórski M. (2005). Krajobraz jako obiektywna wizualizacja zjawisk i procesów zachodzących w megasysemie środowiska geograficznego. *Prace Komisji Krajobrazu Kulturowego*, 4, 13-25.
- 55) Degórski M. (2016a). Identyfikacja problemów w polityce krajobrazowej Polski w kontekście ochrony krajobrazu i zagospodarowania przestrzennego kraju. *Biuletyn Komitetu Przestrzennego Zagospodarowania Kraju, PAN*, 261, 9-33.
- 56) Degórski M. (2016b). Istota poznania procesów zachodzących w systemie środowiska glebowego dla interpretacji przemian krajobrazu. *Problemy Ekologii Krajobrazu*, 41, 7-19.
- 57) Dramstad W. E., Tveit M. S., Fjellstad W. J., Fry G. L. A. (2006). Relationships between visual landscape preferences and map-based indicators of landscape structure. *Landscape and Urban Planning*, 78, 465-474.
- 58) Dumortier M., Butaye J., Jacquemyn H., van Camp N., Lust N., Hermy M. (2002). Predicting vascular plant species richness of fragmented forests in agricultural landscapes in central Belgium. *Forest Ecology and Management*, 158, 85-86.

- 59) Dzwonko Z. (2001a). Migration of vascular plant species to a recent wood adjoining ancient woodland. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 70(1), 71-77.
- 60) Dzwonko Z. (2001b). Effect of proximity to ancient deciduous woodland on restoration of the field layer vegetation in a pine plantation. *Ecography*, 24, 198-204.
- 61) Dzwonko Z. (2007). Przewodnik do badań fitosocjologicznych. Wydawnictwo Sorus, 304.
- 62) Dzwonko Z. (2015). Rośliny runa wskaźnikami pochodzenia i przemian lasów. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*, 17, 1(42), 27-37.
- 63) Dzwonko Z. (2017). Znaczenie starych lasów dla ochrony różnorodności biologicznej – potrzeba ich badań i inwentaryzacji. *Roczniki Bieszczadzkie*, 25, 239-253.
- 64) Dzwonko Z. (2019). Znaczenie małych wysp siedliskowych dla ochrony bogactwa gatunkowego we współczesnym krajobrazie. *Roczniki Bieszczadzkie*, 27, 151-166.
- 65) Dzwonko Z., Loster S. (1988a). Species richness of small woodlands on the Western Carpathian Foothills. *Vegetation*, 76, 15-27.
- 66) Dzwonko Z., Loster S. (1988b). The number and distribution of vascular plant species in island forest communities in the northern part of the West Carpathian Foothills. *Folia Geobotanica and Phytotaxonomica*, 22(4), 337-448.
- 67) Dzwonko Z., Loster S. (1989). Distribution of vascular plant species in small woodlands on the Western Carpathian Foothills. *Oficyna Wydawnicza OIKOS*, 56, 77-86.
- 68) Dzwonko Z., Loster S. (1990). Vegetation differentiation and secondary succession on a limestone hill in southern Poland. *Journal of Vegetation Science*, 1, 615-622.
- 69) Dzwonko Z., Loster S. (2001). Wskaźnikowe gatunki roślin starych lasów i ich znaczenie dla ochrony przyrody i kartografii roślinności. [W]: *Typologia zbiorowiska i kartografia roślinności w Polsce – rozważania nad stanem współczesnym*, E. Roo-Zielińska, J. Solon. Polska Akademia Nauk, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. Stanisława Leszczyckiego, *Prace Geograficzne*, Warszawa, 119-132.
- 70) Ehrlich P. R., Ehrlich A. H. (1981). *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species*. Random House, New York, 305.
- 71) Evans N. M. (2019). Ecosystem services: on idealization and understanding complexity. *Ecological Economics*, 156, 427-430.
- 72) Ewers R. M., Banks-Leite C. (2013). Fragmentation impairs the microclimate buffering effect of tropical forests. *PLOS ONE*, 8(3), 1-7.
- 73) Ewers R. M., Didham R. K. (2006). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81, 117-142.
- 74) Fahrig L. (2020). Why do several small patches hold more species than few large patches? *Global Ecology and Biogeography*, 29(4), 615-628.
- 75) Faliński J. B. (1976). Trwałość reliktyw lasu w krajobrazie rolniczym w świetle obserwacji na stałych powierzchniach. *Phytocenosis Biuletyn Fitosocjologiczny*, 5 3/4, Warszawa-Białowieża, 190-213.
- 76) Fazan L., Song Y., Kozłowski G. (2020). The woody planet: from past triumph to manmade decline. *Plants*, 9(11), 1-14.

- 77) Fedor P., Zvaríková M. (2019). Biodiversity indices. [In]: Encyclopedia of ecology, B. Fath. Elsevier, Oxford, 1, 337-346.
- 78) Fijołek M. (2017). Atlas dzikich roślin jadalnych. Wydawnictwo SBM, Warszawa, 192.
- 79) Fisher J., Lindenmayer D. B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 265-280.
- 80) Flinn K. M., Vellend M. (2005). Recovery of forest plant communities in post-agricultural landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(5), 243-250.
- 81) Fokuhl G., Heinze J., Poschlod P. (2019). An ant-plant mesocosm experiment reveals dispersal patterns of myrmecochorous plants. *Forests*, 10(12), 1-12.
- 82) Forman R. T. T., Godron M. (1986). *Landscape ecology*. John Wiley and Sons, New York, 324.
- 83) Fornal-Pieniak B., Ollik M., Schwerk A. (2021). Do adjacent forests affect the regeneration of oak-hornbeam and ancient forest plant species in manor parks in Poland? *Forests*, 12(5), 1-13.
- 84) Frei Th., Derks J., Fernández-Blanco C. R., Winkel G. (2020). Narrating abandoned land: perceptions of natural forest regrowth in southwestern Europe. *Land Use Policy*, 99, 1-11.
- 85) Frey S. J. K., Hadley A. S., Johnson Sh. J., Schulze M., Jones J. A., Betts M. G. (2016). Spatial models reveal the microclimatic buffering capacity of old-growth forests. *Science Advances*, 2(4), 1-9.
- 86) Fudali E. (1997). Bioflora terenów porolnych miasta Szczecina. *Przegląd Przyrodniczy* 8, 1/2: 135-140.
- 87) Fudali E., Koszelnik-Leszek A., Tomaszewska K., Podlaska M., Pruchniewicz D. (2015). Gatunki roślin wskaźnikowych starych lasów we florze wysp leśnych na terenach rolniczych południowo-zachodniej Polski. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu*, 610, 15-33.
- 88) Gaines W. L., Harrod J. R., Lehmkuhl J. F. (1999). *Monitoring biodiversity: quantification and interpretation*. General Technical Report PNW-GTR-443, USDA Forest Service, Pacific NorthWest Research Station, 36, 1-27.
- 89) Gamfeldt L., Snäll T., Bagchi R., Jonsson M., Gustafsson L., Kjellander P., Ruiz-Jaen M. C., Fröberg M., Stendhal J., Philipson Ch. D., Mikusiński G., Andersson E., Westerlund B., Andrén H., Moberg F., Moen J., Bengtsson J. (2013). Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications*, 1340, 1-8.
- 90) Gamrat R., Burczyk P. (2007). Skład gatunkowy śródpolnych zadrzewień grupowych na Równinie Wełyńskiej. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 7, 1(19), 45-59.
- 91) Gamrat R., Gałczyńska M. (2021). Flora diversity of field forest patches in landscapes with varied geomorphological units and land use in Poland. *Applied Ecology and Environmental Research*, 19(2), 1473-1489.
- 92) Gamrat R., Gałczyńska M., Kupiec M. (2017). Różnorodność wysp krajobrazowych w krajobrazie rolniczym Równiny Nowogardzkiej i Goleniowskiej. *Prace Komisji Krajobrazu Kulturowego*, 35, 29-41.
- 93) Gamrat R., Gałczyńska M., Sotek Z., Stasińska M. (2019). The impact of neighbouring ecosystems on species composition in the ecotone of small forest plots: case study in Choszczno Forest Inspectorate in NW Poland. *Russian Journal of Ecology*, 50, 465-473.
- 94) Gellrich M., Baur P., Zimmermann N. E. (2007). Natural forest regrowth as a proxy variable for agricultural land abandonment in the Swiss mountains: a spatial statistical model based on geophysical and socio-economic variables. *Environmental Modeling Assessment*, 12, 269-278.

- 95) Głazewski M., Piechowicz K. (2009). Budowa i umocnienie przeciwoerozyjne skarp drogowych. Drogi i Mosty, 2, 5-31.
- 96) Głowaciński Z. (2004). Teoria biogeografii wysp, jej założenia i zastosowania w ochronie przyrody. Roczniki Bieszczadzkie, 12, 199-212.
- 97) Godefroid S., Koedam N. (2003). How important are large vs. small forest remnants for the conservation of the woodland flora in an urban context? Global Ecology and Biogeography, 12, 287-298.
- 98) Goździewicz-Biechońska J. (2017). Zielona infrastruktura na obszarach wiejskich jako instrument polityki ochrony środowiska UE. Studia Iuridica Lublinensia, 26, 1, 2011-226.
- 99) Grashof-Bokdam C. J. (1997). Forest species in an agricultural landscape in The Netherlands: effect of habitat fragmentation. Journal of Vegetation Science, 8(1), 21-28.
- 100) Grashof-Bokdam C. J., Geertsema W. (1998). The effect of isolation and history on colonization patterns of plant species in secondary woodland. Journal of Biogeography, 25, 837-846.
- 101) Green I.-M., Folke C., Turner R. K., Bateman I. (1994). Primary and secondary values of wetland ecosystems. Environmental and Resource Economics, 4(1), 55-74.
- 102) Grzegorzczak A. (2009). Wykorzystanie zdjęć LANDSAT w badaniu struktury sieci osadniczej w wybranych krajach pozaeuropejskich. Teledetekcja Środowiska, 41, 37-50.
- 103) GUS (2020). Główny Urząd Statystyczny, Rocznik Statystyczny Rolnictwa.
- 104) Gustafson E. J., Parker G. R. (1994). Using an index of habitat patch proximity for landscape design. Landscape and Urban Planning, 29, 117-130.
- 105) Haddad N. M., Brudvig L. A., Clobert J., Davies K. F., Gonzalez A., Holt R. D., Lovejoy T. E., Sexton J. O., Austin M. P., Collins C. D., Cook W. M., Damschen E. I., Ewers R. M., Foster B. L., Jenkins C. N., King A. J., Laurence W. F., Levey D. J., Margules C. R., Melbourne B. A., Nicholls A. O., Orrock J. L., Song D. X., Townshend J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. Science Advances, 1(2), 1-9.
- 106) Haines-Young R. H., Potschin M. (2018). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and guidance on the application of the revised structure. Fabis Consulting Ltd. Nottingham, UK, 53.
- 107) Heinken T. (2004). Migration of an annual myrmecochore: a four year experiment with *Melampyrum pratense* L.. Plant Ecology, 170, 55-72.
- 108) Heinken T., Weber E. (2013). Consequences of habitat fragmentation for plant species: do we know enough? Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 15, 205-216.
- 109) Hérault B., Honnay O. (2005). The relative importance of local, regional and historical factors determining the distribution of plants in fragmented riverine forests: an emergent group approach. Journal of Biogeography, 32, 2069-2081.
- 110) Hermy M., Honnay O., Firbank L., Grashof-Bokdam C., Lawesson J. E. (1999). An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. Biological Conservation, 91, 9-22.
- 111) Hewelke E. A., Graczyk M. (2016). Usługi ekosystemów jako instrument wspierania decyzji w gospodarce przestrzennej i ochronie środowiska. Inżynieria Ekologiczna, 49, 33-40.

- 112) Hill J. L., Curran P. J. (2003). Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography*, 30, 1391-1403.
- 113) Honnay O., Endels P., Vereecken H., Hermy M. (1999a). The role of patch area and habitat diversity in explaining native plant species richness in disturbed suburban forest patches in northern Belgium. *Diversity and Distributions*, 5, 129-141.
- 114) Honnay O., Hermy M., Coppin P. (1999b). Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biological Conservation*, 87, 73-84.
- 115) Honnay O., Jacquemyn H., Bossuyt B., Hermy M. (2005). Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species. *New Phytologist*, 166, 723-736.
- 116) Honnay O., Verheyen K., Butaye J., Jacquemyn H., Bossuyt B., Hermy M. (2002). Possible effects of habitat fragmentation and climate change on the range of forest plant species. *Ecology Letters*, 5, 525-530.
- 117) Humphrey J. W., Watts K., Fuentes-Montemayor E., Macgregor N. A., Peace A. J., Park K. J. (2014). What can studies of woodland fragmentation and creation tell us about ecological networks? A literature review and synthesis. *Landscape Ecology*, 30, 21-50.
- 118) Ibáñez I., Katz D. S., Peltier D., Wolf S. M., Connor Barrie B. T. (2014). Assessing the integrated effects of landscape fragmentation on plants and plant communities: the challenge of multiprocess–multiresponse dynamics. *Journal of Ecology*, 102, 882-895.
- 119) Jacquemyn H., Butaye J., Dumortier M., Hermy M., Lust N. (2001a). Effects of age and distance on the composition of mixed deciduous forest fragments in an agricultural landscape. *Journal of Vegetation Science*, 12, 635-642.
- 120) Jacquemyn H., Butaye J., Hermy M. (2001b). Forest plant species richness in small, fragmented mixed deciduous forest patches: the role of area, time and dispersal limitation. *Journal of Biogeography*, 28, 801-812.
- 121) Jamoneau A., Sonnier G., Chabrierie O., Closset-Kopp D., Saguez R., Gallet-Moron E., Decocq G. (2011). Drivers of plant species assemblages in forest patches among contrasted dynamic agricultural landscapes. *Journal of Ecology*, 99, 1152-1161.
- 122) Jankowska-Błaszczuk M., Grubb P. J. (1997). Soil seed banks in primary and secondary deciduous forest in Białowieża, Poland. *Seed Science Research*, 7(3), 281-292.
- 123) Jończyk K. (2003). Ochrona gruntów przed erozją. Biblioteczka Krajowego Programu Rolnośrodowiskowego, Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Warszawa, 24.
- 124) Kangas A., Korhonen K. T., Packalen T., Vauhkonen J. (2018). Sources and types of uncertainties in the information on forest-related ecosystem services. *Forest Ecology and Management*, 427, 7-16.
- 125) Karczewski A. (1968). Mapa. Geomorfologia Pojezierza Myśliborskiego i Niziny Szczecińskiej. Wpływ recesji lobu Odry na powstanie i rozwój sieci dolinnej Pojezierza Myśliborskiego i Niziny Szczecińskiej. *Prace Komisji Geograficzno-Geologicznej, Poznańskie Towarzystwo Przyjaciół Nauk, Poznań*, 8(3), 105.
- 126) Karg J. (2003). Zadrzewienia śródpolne, strefy buforowe i miedze. Biblioteczka Krajowego Programu Rolnośrodowiskowego. Wydawnictwo Agencja Reklamowo-Wydawnicza „Skigraf”, Warszawa, 28.

- 127) Karg J., Karlik B. (1993). Zadrzewienia na obszarach wiejskich. Zakład Badań Środowiska Rolniczego i Leśnego, PAN, Poznań, 1-43.
- 128) Kattan G. H., Murcia C. (2003). A review and synthesis of conceptual frameworks for the study of forest fragmentation. *Ecological Studies*, 162, 183-200.
- 129) Kiester R. (2013). Species diversity, overview. [In]: *Encyclopedia of biodiversity*, S. A. Levin. Elsevier Inc. All, 6, 706-714.
- 130) Kiryluk A. (2017). Retardacja przekształcania zasobów krajobrazu rolniczego i różnorodności biologicznej na przykładzie województwa podlaskiego. *Inżynieria Ekologiczna*, 18(3), 159-163.
- 131) Kizos T., Vlahos G. (2012). The evolution of the agricultural landscape. [In]: *Reclaiming the Greek landscape*, P. Thimios, P. Howard. Nafplion, Greece, 133-143.
- 132) Kleiber H. P., Knies J., Niessen F. (2000). The Late Weichselian glaciation of the Franz Victoria Trough, northern Barents Sea: ice sheet extent and timing. *Marine Geology*, 168(1-4), 25-44.
- 133) Klein A. M., Boreux V., Bauhus J., Chappell M. J., Fischer J., Philpott S. M. (2014). Forest islands in agricultural sea. [In]: *Global forest fragmentation*, C. J. Kettle, L. P. Koh. CABI, Environmental Impact, Zurich, Switzerland, 79-96.
- 134) Kolb A., Diekmann M. (2004). Effects of environment, habitat configuration and forest continuity on the distribution of forest plant species. *Journal of Vegetation Science*, 15, 199-208.
- 135) Kołodziejek J., Sieradzki J. (1993). Zarośla śródpolne okolic Olsztyna w północnej części Wyżyny Częstochowskiej. *Acta Universitatis Lodzianensis, Folia Botanica*, 10, 33-68.
- 136) Kondracki J. (2000). *Geografia regionalna Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Wydanie 2, Warszawa, 441.
- 137) Koreleski K. (2009). Ochrona i kształtowanie terenów rolniczych w systemie kreowania krajobrazu wiejskiego. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 4, 5-20.
- 138) Kostrzewski A., Zwoliński Z., Andrzejewski L., Florek W., Mazurek M., Niewiarowski W., Podgórski Z., Rachlewicz G., Smolska E., Stach A., Szmańda J., Szpikowski J. (2008a). Współczesna ewolucja rzeźby młodoglacjalnej Niżu Polskiego. Rozdział 8. [W]: *Współczesne przemiany rzeźby Polski*, L. Starkl, A. Kostrzewski, A. Kotarby, K. Krzemień. Wydawnictwo Stowarzyszenie Geomorfologów Polskich, Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej Uniwersytetu Jagiellońskiego, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania Polskiej Akademii Nauk, Kraków, 271-326.
- 139) Kostrzewski A., Zwoliński Z., Andrzejewski L., Florek W., Mazurek M., Niewiarowski W., Podgórski Z., Rachlewicz G., Smolska E., Stach A., Szmańda J., Szpikowski J. (2008b). Współczesny morfosystem strefy młodoglacjalnej. *Landform Analysis*, 7, 7-11.
- 140) Kowalska A., Affek A., Wolski J., Regulaska E., Kruczkowska B., Zawiska I., Kołaczowska E., Baranowski J. (2021). Assessment of regulating ES potential of lowland riparian hardwood forests in Poland. *Ecological Indicators*, 120, 1-11.
- 141) Koźmiński C., Michalska B., Czarnecka M. (2012). *Klimat województwa zachodniopomorskiego*. Wydawnictwo AR w Szczecinie, Szczecin, 194.
- 142) Krasicka-Korczyńska E., Borzych W. (2002). Rośliny lecznicze wysp środowiskowych w krajobrazie rolniczym na przykładzie gminy Kcynia. [W]: *Wyspy środowiskowe. Bioróżnorodność i próby typologii*, J. Banaszak. Wydawnictwo Akademii Bydgoskiej im. Kazimierza Wielkiego, Bydgoszcz, 25-34.

- 143) Kruczkowska B., Solon J., Wolski J. (2017). Mapping ecosystem services – a new regional-scale approach. *Geographia Polonica*, 90(4), 503-520.
- 144) Krzymowska-Kostrowicka A. (1997). *Geoekologia turystyki i wypoczynku*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 238.
- 145) Kucharski L. (1994). Roślinność siedlisk marginalnych w krajobrazie rolniczym południowych Kujaw i jej znaczenie dla zachowania różnorodności biologicznej. *Chrońmy Przyrodę Ojczyzn*, 1, 98-104.
- 146) Kucharski L., Chmielecki B. (2021). Znaczenie wysp środowiskowych w ochronie szaty roślinnej gminy Uniejów. *Biuletyn Uniejowski*, 10, 149-179.
- 147) Kujawa A. (2009). Macrofungi of wooded patches in the agricultural landscape. Part I. Species diversity. *Acta Mycologica*, 44(1), 49-75.
- 148) Kujawa A., Kujawa K., Zajączkowski J., Borek R., Tyszko-Chmielowiec P., Chmielowiec-Tyszko D., Józefczuk J., Krukowska-Szopa I., Śliwa P., Witkoś-Gnach K. (2018). Zadrzewienia na obszarach wiejskich. Dobre praktyki i rekomendacje. Fundacja EkoRozwoju, Wrocław, 1-44.
- 149) Kujawa K. (2012). Znaczenie obecności robinii *Robinia pseudoacacia* w drzewostanie zadrzewień śródpolnych dla różnorodności i zagęszczenia populacji ptaków lęgowych. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie, Rogów*, 63(33/4), 62-73.
- 150) Kupfer J. A., Malanson G. P., Franklin S. B. (2006). Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*, 15, 8-20.
- 151) Landis D. A. (2017). Designing agricultural landscapes for biodiversity – based ecosystem services. *Basic and Applied Ecology*, 18, 1-12.
- 152) Lavrov V., Miroshnyk N., Grabovska T., Shupova T. (2021). Forest shelter belts in organic agricultural landscape: structure of biodiversity and their ecological role. *Folia Forestalia Polonica, Series A, Forestry*, 63(1), 48-64.
- 153) Lee H., Lautenbach S. (2016). A quantitative review of relationships between ecosystem services. *Ecological Indicators*, 66, 340-351.
- 154) Lee J. A., Chon J., Ahn Ch. (2014). Planning landscape corridors in ecological infrastructure using least-cost path methods based on the value of ecosystem services. *Sustainability* 6, 7464-7585.
- 155) Leopold A. (1949). *A sand County Almanac and sketches from here and there*. Oxford University Press, New York, Oxford, 48.
- 156) Lienert J., Diemer M., Schmid B. (2002). Effects of habitat fragmentation on population structure and fitness components of the wetland specialist *Swertia perennis* L. (*Gentianaceae*). *Basic and Applied Ecology*, 3, 101-114.
- 157) Liira J., Jürjendal I., Paal J. (2014). Do forest plants conform to the theory of island biogeography: the case study of bog islands. *Biodiversity Conservation*, 23, 1019-1039.
- 158) Liira J., Schmidt T., Aavik T., Arsen P., Augenstein I., Bailey D., Billeter R., Bukáček R., Burel F., de Blust G., de Cock R., Dirksen J., Edwards P. J., Hanerský R., Herzog F., Klotz S., Kühn I., Le Coeur D., Miklová P., Roubalova M., Schweiger O., Smulders M. J. M., van Wingerden W. K. R. E., Bugter R., Zobel M. (2008). Plant functional group composition and large-scale species richness in European agricultural landscapes. *Journal of Vegetation Science*, 19, 3-14.

- 159) Lindborg R., Plue J., Andersson K., Cousins S. A. O. (2014). Function of small habitat elements for enhancing plant diversity in different agricultural landscapes. *Biological Conservation*, 169, 206-213.
- 160) Lindenmayer D. (2019). Small patches make critical contributions to biodiversity conservation. *The Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(3), 717-719.
- 161) Lindgren J. (2017). Small remnant habitats. Important structures in fragmented landscapes. Printed in Sweden by Universitetsservice US-AB, Stockholm University, 1-50.
- 162) Linnell M. A., Lesmeister D. B. (2019). Landscape connectivity and conservation prioritization for and old forest species with limited vagility. *Animal Conservation*, 22(6), 568-578.
- 163) Lomba A., Vicente J., Moreira F., Honrado J. (2011). Effects of multiple factors on plant diversity of forest fragments in intensive farmland of northern Portugal. *Forest Ecology and Management*, 262, 2219-2228.
- 164) Loster S. (1991). Różnorodność florystyczna w krajobrazie rolniczym. *Fragmenta Floristica et Geobotanica*, 36(2), 427-455.
- 165) Loster S., Dubiel E. (1983). Dolina Wierzbakówki. Część 9. Zbiorowiska zaroślowe miedz i skarp śródpolnych. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Jagiellońskiego, Prace Botaniczne*, 13, 77-85.
- 166) Łuczaj Ł. (2007). Śródpolne żywopłoty Wysp Brytyjskich. *Rocznik Dendrologiczny*, 55, 87-93.
- 167) Łuczaj Ł., Pieroni A., Tardío J., Pardo-de-Santayana M., Sökand R., Svanberg I., Kalle R. (2012). Wild food plant use in 21st century Europe: the disappearance of old traditions and the search for new cuisines involving wild edibles. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 81(4), 1-11.
- 168) Łupikasza E., Małarzewski Ł. (2021). Precipitation change. Chapter 13. [In]: *Climate change in Poland*, M. Falarz (ed.), Springer Climate, Switzerland, 349-373.
- 169) MacArthur R.H., Wilson E.O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 203.
- 170) Maciantowicz M. (2018). Fragmentacja kompleksów leśnych jako istotne zagrożenie cywilizacyjne. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*, 4(54), 40-48.
- 171) Magle S. B., Theobald D. M., Crooks K. R. (2009). A comparison of metrics predicting landscape connectivity for a highly interactive species along an urban gradient in Colorado, USA. *Landscape Ecology*, 24, 267-280.
- 172) Marks M., Markowski M. (2012). Postęp w produkcji roślinnej i jego wpływ na krajobraz rolniczy. *Acta Scientiarum Polonorum. Administratio Locorum*, 11(2), 145-154.
- 173) Markuszewska I. (2015). Intensyfikacja czy ekstensyfikacja polskiego rolnictwa? – W poszukiwaniu kierunków zmian. Studium przypadku: region północno-zachodni. *Journal of Agribusiness and Rural Development*, University of Life Sciences, 35, 1-6.
- 174) Matuszkiewicz J. M., Solon J., Kowalska A., Wolski J., Affek A., Degórski M., Grabińska B., Kozłowska A., Plit J., Pawlicko R. W. (2017). Historyczne zmiany pokrywy leśnej na pograniczu mazursko-kurpiowskim w aspekcie zrównoważonego krajobrazu. *Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. S. Leszczyckiego, Polska Akademia Nauk, Warszawa*, 259, 1-397.
- 175) Matuszkiewicz W. (2007). *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 537.

- 176) Matuszkiewicz W., Sikorski P., Szwed W., Wierzba M. (2012). Zbiorowiska roślinne Polski. Lasy i zarośla. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 518.
- 177) Mazgajski T. D., Żmihorski M., Abramowicz K. (2010). Forest habitat loss and fragmentation in central Poland during the last 100 years. *Silva Fennica*, 44(4), 715-723.
- 178) MEA (2005). Ecosystems and human well-being: current state and trends. Findings of the condition and trends. [In]: Millennium Ecosystem Assessment, Hassan R., Scholes R., Neville A. Island Press, Washington, Covelo, London, 1, 47.
- 179) Mendenhall C. D., Karp D. S., Meyer C. F. J., Hadly E. A., Daily G. C. (2014). Predicting biodiversity change and averting collapse in agricultural landscapes. *Nature*, 509, 213-217.
- 180) Mirek Z., Piękoś-Mirek H., Zając A., Zając M., Bernacki L., Cieslak E., Głowacki Z., Leda M., Mitka J., Paśnik A., Paul W., Ronikier M., Rostański K., Szelaż Z., Wójcicki J. J., Zalewska-Gałosz J., Zieliński J., Żukowski W. (2002). Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist. Wydawnictwo Szafer Institute of Botany. Polish Academy of Science, Cracow, 442.
- 181) Mitchell M. G. E., Bennet E. M., Gonzalez A. (2013). Linking landscape connectivity and ecosystem service provision: current knowledge and research gaps. *Ecosystems*, 16, 894-908.
- 182) Mitchell M. G. E., Bennet E. M., Gonzalez A. (2014). Forest fragments modulate the provision of multiple ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*, 51, 909-918.
- 183) Mitchell M. G. E., Suarez-Castro A. F., Martinez-Harms M., Maron M., McAlpine C., Gaston K. J., Johansen K., Rhodes J. R. (2015). Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution*, 30(4), 190-198.
- 184) Mizgajski A. (2010). Świadczenia ekosystemów jako rozwijające się pole badawcze i aplikacyjne. *Ekonomia i Środowisko*, 1(37), 11-19.
- 185) Młynkowiak E., Kutyna I. (2009). Zbiorowisko z *Betula pendula* i *Populus tremula* w zadrzewieniach śródpolnych zachodniej części Pojezierza Drawieńskiego. *Folia Universitatis Agriculturae Stetinensis, Agricultura*, 271(10), 113-126.
- 186) Młynkowiak E., Kutyna I. (2010). Zbiorowiska leśne w obrębie śródpolnych zadrzewień w zachodniej części Pojezierza Drawskiego. *Badania Fizjograficzne Polski Zachodniej, Seria B, Botanica*, 59, 45-74.
- 187) Młynkowiak E., Kutyna I., Nowak A. (2007). Zbiorowiska zaroślowe w krajobrazie rolniczym zachodniej części Pojezierza Drawieńskiego. *Folia Universitatis Agriculturae Stetinensis, Agricultura*, 257(3), 103-120.
- 188) Moore J. C. (2013). Diversity, taxonomic versus functional. *Encyclopedia of biodiversity*. Colorado State University, Fort Collins, CO, USA, Second Edition, 648-656.
- 189) Morris E. K., Caruso T., Buscot F., Fischer M., Hancock Ch., Maier T. S., Meineser T., Müller C., Obermaier E., Prati D., Socher S. A., Sonnemann I., Wäschke T., Wurst T., Rilling M. C. (2014). Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications from the German biodiversity exploratories. *Ecology and Evolution*, 4(180), 3514-3524.
- 190) Moszkowicz Ł. (2014). Relationship between plant species richness and age of woodland patches (Ojców National Park, Poland). *Polish Journal of Ecology*, 62, 649-664.

- 191) Mu Y., Lin W., Diao X., Zhang Z., Wang J., Lu Z., Guo W., Wang Y., Hu Ch., Zhao Ch. (2022). Implementation of the visual aesthetic quality of slope forest autumn color change into the configuration of tree species. *Scientific Reports*, 12, 1-19.
- 192) Müller S., Shaw T., Güntert D., Helmbold L., Schütz N., Thomas L., Scherer-Lorenzen M. (2020). Ecoacoustics of small forest patches in agricultural landscapes: acoustic diversity and bird richness increase with patch size. *Biodiversity*, 21(1), 48-60.
- 193) Myga-Piątek U., Nita J. (2015). Polityka krajobrazowa Polski – u progu wdrożeń. *Przegląd Geograficzny*, 87(1), 5-25.
- 194) Niewiarowski W., Kot R. (2010). Delimitacja i charakterystyka gatunków i odmian krajobrazu naturalnego Pojezierza Chełmińsko-Dobrzyńskiego, Równiny Urszulewskiej oraz przyległych dolin Wisły i Drwęcy. *Przegląd Geograficzny*, 82(3), 335-365.
- 195) Nowocień E. (2008). Wybrane zagadnienia erozji gleb w Polsce. Ocena zagrożenia gleb erozją. *Studia i Raporty Instytutu Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa Państwowy Instytut Badawczy*, 10, 9-38.
- 196) Olaczek R. (1990). Siedliska marginalne w systemie klasyfikacji gruntów i problemów ekologicznych [W]: *Użytki ekologiczne w krajobrazie rolniczym*, A. Andrzejewski (red.). Wydawnictwo SGGW, 39, Warszawa, 7-24.
- 197) Økland R. H., Bratli H., Dramstad W. E., Edvardsen A., Engan G., Fjellstad W., Heegaard E., Pedersen O., Solstad H. (2006). Scale-dependent importance of environment, land use and landscape structure for species richness and composition of SE Norwegian modern agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, 21, 969-987.
- 198) Olszewski P. (2009). Funkcje użytkowe szaty roślinnej na terenach likwidowanych kopalń węgla kamiennego w Zagłębiu Dąbrowskim i ich wykorzystanie w procesie rekultywacji. *Prace Naukowe GIG, Górnictwo i Środowisko, Kwartalnik*, 3, 89-112.
- 199) Olszowska M. (2013). Skarby Mazur, wspomnienia z podróży. *Wszechświat*, 114, 10-12, 403-408.
- 200) Onaindia M., Dominguez I., Albizu I., Garbisu C., Amezaga I. (2004). Vegetation diversity and vertical structure as indicators of forest disturbance. *Forest Ecology and Management*, 195, 341-354.
- 201) Orczewska A. (2009a). Wykorzystanie historycznych źródeł kartograficznych we współczesnych badaniach z zakresu ekologii lasu. *Problemy Ekologii Krajobrazu*, 23, 155-160.
- 202) Orczewska A. (2009b). Migration of herbaceous woodland flora into post-agricultural black alder woods planted on wet and fertile habitats in south-western Poland. *Plant Ecology*, 204, 83-96.
- 203) Orczewska A. (2010). Odtwarzanie się roślinności runa we wtórnych lasach olszowych powstałych na gruntach porolnych w południowo-zachodniej Polsce. *Acta Botanica Silesiaca*, 5, 5-26.
- 204) Orczewska A. (2011). Colonization of post-agricultural black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) woods by woodland flora. [In]: *Woodlands: ecology, management and conservation*, E. B. Wallace. Nova, 246.
- 205) Orczewska A. (2015). Czynniki i procesy determinujące długoterminowe zmiany rozmieszczenia gatunków leśnych w krajobrazie. *Problemy Ekologii Krajobrazu*, 39, 59-70.
- 206) Orczewska A., Ferens M. (2011). Migration of herb layer species into the poorest post-agricultural pine woods adjacent to ancient pine forests. *Polish Journal of Ecology*, 59(1), 775-85.
- 207) Orłowski G. (2004). Kształtowanie środowisk marginalnych na obszarze intensywnego rolnictwa na przykładzie Równiny Wrocławskiej. *Acta Scientiarum Polonorum, Administratio Locorum*, 3(1), 79-100.

- 208) Osborn F. (1948). *Our plundered planet*. Little, Brown and Company, Boston
- 209) Palmero-Iniesta M., Espelta J. M., Gordillo J., Pino J. (2020). Changes in forest landscape patterns resulting from recent afforestation in Europe (1990-2012): defragmentation of pre-existing forest versus new patch proliferation. *Annals of Forest Science*, 77, 1-15.
- 210) Peterken G. F. (1974). A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. *Biological Conservation*, 6, 239-245.
- 211) Peterken G. F., Game M. (1984). Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of Central Lincolnshire. *Journal of Ecology*, 72, 155-182.
- 212) Petersen P. M., Philipp M. (2001). Implantation of forest plants in a wood on former arable land: a ten year experiment. *Flora*, 196, 286-291.
- 213) Petit S., Griffiths L., Smart S. S., Smith G. M., Stuart R. C., Wright S. M. (2004). Effects of area and isolation of woodland patches on herbaceous plant species richness across Great Britain. *Landscape Ecology*, 19, 463-471.
- 214) Petrášová-Šibíková M., Bacigál T., Jarolínek I. (2017). Fragmentation of hardwood floodplain forests – how does it affect species composition? *Community Ecology*, 18(1), 97-108.
- 215) Philo Ch., Philo P. (2021). 2.15 or not 2.15? An historical-analytical inquiry into the Nearest-Neighbor statistic. *Geographical Analysis*, 1-24.
- 216) Pieńkowski P. (2015). Ocena fragmentacji lasów Pomorza Zachodniego pomiędzy XV a XX wiekiem. *Sylvan*, 159(7), 610-616.
- 217) Pieńkowski P., Podlasiński M. (2017). Określanie stopnia izolacji wysp krajobrazowych na przykładzie Pomorza. *Prace Komisji Krajobrazu Kulturowego*, 35, 19-28.
- 218) Pieńkowski P., Podlasiński M., Szpigiel M. (2019). Reasons for the occurrence of small forest patches within post-glacial areas used for agriculture in northern Poland. *Applied Ecology and Environmental Research*, 17(5), 11995-12011.
- 219) Pogorzelec M. (2019). *Atlas roślin miododajnych*. Wydawnictwo Dragon BTB, 448.
- 220) Power A. G. (2010). Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B-Biological Sciences*, 365, 2960-2964.
- 221) Proesmans W., Smaghe G., Meeus I., Decocq G., Spicher F., Kolb A., Lemke I., Diekmann M., Bruun H. H., Wulf M., van der Berge S., Verheyen K. (2019). Small forest patches as pollinator habitat: oases in an agricultural desert? *Landscape Ecology*, 34(49), 487-501.
- 222) Prugh L. R., Hodges K. E., Sinclair A. R. E., Brashares J. S. (2008). Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(52), 20770-20775.
- 223) Pungar D., Bunce R. G. H., Raet J., Kaart T., Sepp K. (2021). A survey of habitats on agricultural land in Estonia II. Detailed interpretation of the habitats' landscape ecology and how this relates to alien plant species. *Global Ecology and Conservation*, 27, 1-15.
- 224) Qi K., Fan Z., Ng C. N., Wang X., Xie Y. (2017). Functional analysis of landscape connectivity at the landscape, component, and patch levels: a case study of Minqing County, Fuzhou City, China. *Applied Geography*, 80, 64-77.

- 225) Quine C. P., Watts K. (2009). Successful de-fragmentation of woodland by planting in an agricultural landscape? An assessment based on landscape indicators. *Journal of Environmental Management*, 90(1), 251-259.
- 226) Ratyńska H., Szwed W. (1995). Zespół Przyrodniczo-Krajobrazowy „Remiz śródpolnych w rejonie wsi Wierzonka” Środkowa Wielkopolska. *Przegląd Przyrodniczy* 6, 3(4), 145-158.
- 227) Ratyńska H., Szwed W. (1996). Vegetation of forest islands in the agricultural landscape near Poznań (west-central Poland). *Thaiszia – Journal of Botany*, 5, 159-171.
- 228) Ratyńska H., Szwed W. (2000). Description of the plant cover. [In]: *Ecology of forest islands*, J. Banaszak (ed.). Bydgoszcz University Press, 41-77.
- 229) Richling A. (2004). Systemy przyrodniczego podziału przestrzeni. *Problemy Ekologii Krajobrazu*, 14, 17-22.
- 230) Richling A., Solon J. (2011). *Ekologia krajobrazu*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, Wydanie 5, Warszawa, 453.
- 231) Ricketts T. H. (2001). The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, 158(1), 87-99.
- 232) Rodríguez-Loinaz G., Alday J. G., Onaindia M. (2015). Multiple ecosystem services landscape index: a tool for multifunctional landscapes conservation. *Journal of Environmental Management*, 147, 152-163.
- 233) Roman A., Gafta D. (2013). Proximity to successional advanced vegetation patches can make all the difference to plant community assembly. *Plant Ecology and Diversity*, 6(2), 269-278.
- 234) Rosin Z. M., Takacs V., Báldi A., Banaszak-Cibicka W., Dajdok Z., Dolata P. T., Kwieciński Z., Łangowska A., Moron D., Skórka P., Tobółka M., Tryjanowski P., Wuczyński A. (2011). Koncepcja świadczeń ekosystemowych i jej znaczenie w ochronie przyrody krajobrazu rolniczego. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą*, 67(1), 3-20.
- 235) Rutkowski L. (2008). *Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Wydanie 2, Warszawa, 814.
- 236) Ryszkowski L. (2004). Krajobrazy w koncepcji trwałego i zrównoważonego rozwoju społeczeństw. Płaty i korytarze jako elementy struktury krajobrazu – możliwości i ograniczenia koncepcji. *Problemy Ekologii Krajobrazu*, 14, 26-28.
- 237) Saran E., Dusza-Zwolińska E., Gamrat R. (2019). Plant species richness in fragmented agricultural landscape – meta-analysis. *Applied Ecology and Environmental Research*, 17(1), 53-83.
- 238) Scervino R. P., Torezan J. M. D. (2015). Factors affecting the genesis of vegetation patches in anthropogenic pastures in the Atlantic forest domain in Brazil. *Plant Ecology and Diversity*, 8(4), 475-482.
- 239) Schulp C. J. E., Thuiller W., Verburg P. H. (2014). Wild food in Europe: a synthesis of knowledge and data of terrestrial wild foods as an ecosystem service. *Ecological Economics*, 105, 292-305.
- 240) Scotton M. (2021). Grassland restoration at a graded ski slope: effects of propagation material and fertilisation on plant cover and vegetation. *Agriculture*, 11(5), 381, 1-17.
- 241) Shannon C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27, 379-423.

- 242) Sienkiewicz J. (2010). Koncepcje bioróżnorodności – ich wymiary i miary w świetle literatury. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 45, 7-29.
- 243) Simpson E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163(4148), 688.
- 244) Singh V., Shukla S., Singh A. (2021). The principal factors responsible for biodiversity loss. *Open Journal of Plant Science*, 6(1), 011-014.
- 245) Slámová M., Kruse M., Belčáková I., Dreer J. (2021). Old but not old fashioned: agricultural landscapes as european heritage and basis for sustainable multifunctional farming to earn a living. *Sustainability*, 13, 1-22.
- 246) Sobieraj-Betlińska A., Banaszak J. (2017). Zadrzewienia śródpolne jako ostoje pszczół. *Wiadomości Entomologiczne*, 36(2), 111-123.
- 247) Solon J. (2004). Zastosowanie koncepcji potencjałów krajobrazowych dla oceny stopnia spójności krajobrazu. *Problemy Ekologii Krajobrazu*, 14, 29-43.
- 248) Solon J. (2008). Koncepcja „Ecosystem Services” i jej zastosowania w badaniach ekologiczno-krajobrazowych. *Problemy Ekologii Krajobrazu*, 21, 25-44.
- 249) Solon J., Roo-Zielińska E., Affek A., Kowalska A., Kruczkowska B., Wolski J., Degórski M., Grabińska B., Kołaczowska E., Regulska E., Zawiska I. (2017). Świadczenia ekosystemowe w krajobrazie młodoglacjalnym. Ocena potencjału i wykorzystania. Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania Polskiej Akademii Nauk, Wydawnictwo Akademickie SEDNO, Warszawa, 469.
- 250) Spanowicz A. G., Jaeger J. A. (2019). Measuring landscape connectivity: on the importance of within-patch connectivity. *Landscape Ecology*, 34, 2261-2278.
- 251) Spellerberg I. F., Fedor P. J. (2003). A tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the „Shannon-Wiener” Index. *Global Ecology and Biogeography*, 12, 177-179.
- 252) Stefańska-Krzaczek E., Kącki Z., Szypuła B. (2016). Coexistence of ancient forest species as an indicator of high species richness. *Forest Ecology and Management*, 365, 12-21.
- 253) Stępniewska M. (2020). Usługi ekosystemów leśnych jako przedmiot badań Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego. *Sylvan*, 164(2), 161-169.
- 254) Stoate C., Boatman N. D., Borralho R. J., Carvalho C. R., de Snoo G. R., Eden P. (2001). Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63, 337-365.
- 255) Stryamets N., Elbakidze M., Ceuterick M., Angelstam P., Axelsson R. (2015). From economic survival to recreation: contemporary uses of wild food and medicine in rural Sweden, Ukraine and NW Russia. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 11, 1-18.
- 256) Strzelecka H., Kowalski J. (2000). *Encyklopedia zielarstwa i ziołolecznictwa*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 645.
- 257) Supuka J., Šinka K., Pucherova Z., Verešová M., Feriancova L., Bihunova M., Kuczman G. (2013). Landscape structure and biodiversity of woody plants in the agricultural landscape. Mendel University in Brno, Brno, 187.
- 258) Svendsen J. I., Alexanderson H., Astakhov V. I., Demidov I., Dowdeswell J. A., Funder S., Gataullin V., Henriksen M., Hjort C., Houmark-Nielsen M., Hubberte H. W., Ingólfsson Ó., Jakobsson M., Kjær K. H., Larsen E., Lokrantz H., Lunkka J. P., Lyså A., Mangerud J., Matiouchkov A., Murray A., Möller P.,

- Niessen F., Nikolskaya O., Polyak L., Saarnisto M., Siegert C., Siegert M. J., Spielhagen R. F., Stein R. (2004). Late quaternary ice sheet history of northern Eurasia. *Quaternary Science Reviews*, 23, 1229-1271.
- 259) Symonides E. (2010). Znaczenie powiązań ekologicznych w krajobrazie rolniczym. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 4(32), 249-263.
- 260) Takkis K., Kull T., Hallikma T., Jaksi P., Kaljund K., Kauer K., Kull T., Kurina O., Kylvik M., Lanno K., Leht M., Liira J., Melts I., Pehlak H., Raet J., Sammet K., Sepp K., Väli Ü., Laanisto L. (2018). Drivers of species richness and community integrity of small forest patches in an agricultural landscape. *Journal of Vegetation Science*, 29(6), 978-988.
- 261) Talento K., Amado M., Kullberg J. C. (2019). Landscape – a review with european perspective. *Land*, 8(6), 1-28.
- 262) Tavares P. D., Uzêda M. C., Pires A. (2019). Biodiversity conservation in agricultural landscapes: the importance of the matrix. *Floresta e Ambiente*, 26(4), 1-14.
- 263) Tiang D. Ch. F., Morris A., Bell M., Gibbins Ch. N., Azhar B., Lechner A. M. (2021). Ecological connectivity in fragmented agricultural landscapes and the importance of scattered trees and small patches. *Ecological Processes*, 10(20), 1-16.
- 264) Tryjanowski P., Dajdok Z., Kujawa K., Kałuski T., Mrówczyński M. (2011). Zagrożenia różnorodności biologicznej w krajobrazie rolniczym: czy badania wykonywane w Europie Zachodniej pozwalają na poprawną diagnozę w Polsce? *Polish Journal of Agronomy*, 7, 113-119.
- 265) Valdés A., Lenoir J., de Frenne P., Andrieu E., Brunet J., Chabrierie O., Cousins S. A. O., Deconchat M., de Smedt P., Diekmann M., Ehrmann S., Gallet-Moron E., Gärtner S., Giffard B., Hansen K., Hermy M., Kolb A., Le Roux V., Liira J., Lindgren J., Martin L., Naaf T., Paal T., Proesmans W., Scherer-Lorenzen M., Wulf M., Verheyen K., Decocq G. (2019). High ecosystem service delivery potential of small woodlands in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 57(1), 4-16.
- 266) Valdés A., Lenoir J., Gallet-Moron E., Andrieu E., Brunet J., Chabrierie O., Closset-Kopp D., Cousins S. A. O., Deconchat M., de Frenne P., de Smedt P., Diekmann M., Hansen K., Hermy M., Kolb A., Liira J., Lindgren J., Naaf T., Paal T., Prokofieva I., Scherer-Lorenzen M., Wulf M., Verheyen K., Decocq G. (2015). The contribution of patch-scale conditions is greater than that of macroclimate in explaining local plant diversity in fragmented forests across Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 24, 1094-1105.
- 267) Vallet J., Beaujouan V., Pithon J., Rozé F., Daniel H. (2010). The effects of urban or rural landscape context and distance from the edge on native woodland plant communities. *Biodiversity and Conservation*, 19, 3375-3392.
- 268) van Calster H., Vandenberghe R., Ruysen M., Verheyen K., Hermy M., Decocq G. (2008). Unexpectedly high 20th century floristic losses in a rural landscape in northern France. *Journal of Ecology*, 96, 927-936.
- 269) van der Mareel E. (1979). Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Plant Ecology*, 39(2), 97-114.
- 270) van der Plas F., Manning P., Allan E., Scherer-Lorenzen M., Verheyen K., Wirth Ch., Zavala M. A., Hector A., Ampoorter E., Baeten L., Barbaro L., Bauhus J., Benavides R., Benneter A., Berthold F., Bonal D., Bouriaud O., Bruelheide H., Bussotti F., Carnol M., Castagneyrol B., Charbonnier Y., Coomes D.,

- Coppi A., Bastias C. C., Dawud S. M., de Wandeler H., Domisch T., Finér L., Gessler A., Granier A., Grossiord Ch., Guyot V., Hättenschwiler S., Jactel H., Jaroszewicz B., Joly F.-X., Jucker T., Koricheva J., Milligan H., Müller S., Muys B., Nguyen D., Pollastrini M., Raulund-Rasmussen K., Selvi F., Stenlid J., Valladares F., Vesterdal L., Zieliński D., Fischer M. (2016). Jack-of-all-trades effects drive biodiversity – ecosystem multifunctionality relationships in European forests. *Nature Communications*, 7, 1-11.
- 271) van der Zanden E. H. (2016). Agricultural landscapes in Europe: spatial structure, land management and consequences of agricultural abandonment. PhD thesis, Vrije Universiteit Amsterdam, Earth and Climate, the Netherlands, Printed by Ipskamp drukkers, Enschede, 204.
- 272) van Zanten B. T., Zasada I., Koetse M. J., Ungaro F., Häfner K., Verbung P. H. (2016). A comparative approach to assess the contribution of landscape features to aesthetic and recreational values in agricultural landscapes. *Ecosystem Services*, 17, 87-98.
- 273) Varela E., Verheyen K., Valdés A., Solino M., Jacobsen J. B., de Smedt P., Ehrmann S., Gartner S., Góriz E., Decocq G. (2018). Promoting biodiversity values of small forest patches in agricultural landscapes: ecological drivers and social demand. *Science of the Total Environment*, 619-620, 1319-1329.
- 274) Vári Á., Arany I., Kalóczkai Á., Kelemen K., Papp J., Czúcz B. (2020). Berries, greens, and medicinal herbs – mapping and assessing wild plants as an ecosystem service in Transylvania (Romania). *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 16(1), 1-14.
- 275) Verheyen K., Guntenspergen G. R., Biesbrouck B., Hermy M. (2003). An integrated analysis of the effects of past land use on forest herb colonization at the landscape scale. *Journal of Ecology*, 91, 731-742.
- 276) Verheyen K., Vellend M., von Calster H., Peterken G., Hermy M. (2004). Metapopulation dynamics in changing landscapes: a new spatially realistic model for forest plants. *Ecology*, 85(12), 3302-3312.
- 277) Vittoz P., Engler R. (2007). Seed dispersal distances: a typology based on dispersal modes and plant traits. *Botanica Helvetica*, 117, 109-124.
- 278) Vogt W. (1948). Road to survival. William Sloane Associates, New York, 16, 335.
- 279) Wang X., Blanchet F.G., Koper N. (2014). Measuring habitat fragmentation: an evaluation of landscape metrics. *Methods in Ecology and Evolution*, 5, 634-646.
- 280) Wanic M., Jastrzębska M., Kostrzevska M. K., Nowicki J. (2005). Analiza zbiorowisk chwastów za pomocą wybranych wskaźników biologicznych. *Acta Agrobotanica*, 58, 227-242.
- 281) Warot L., Załuski T., Piernik A., Nienartowicz A., Pisarek R., Grzelka J., Grabowska J., Kunz M. (2001). Różnorodność ekologiczna krajobrazu w dolinie rzeki Zgłowiączki. [W]: GIS i teledetekcja w badaniach struktury i funkcjonowania krajobrazu, A. Nienartowicz, M. Kunz (red.). Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu, Toruń, 215-230.
- 282) Weathers K. C., Cadenasso M. L., Pickett S. T. A. (2001). Forest edges as nutrient and pollutant concentrators: potential synergisms between fragmentation, forest canopies, and the atmosphere. *Conservation Biology*, 15(6), 1506-1514.
- 283) Wibig J. (2021). Change of wind. Chapter 15. [In]: Climate change in Poland, M. Falarz (ed.). Springer Climate, Switzerland, 391-420.

- 284) Wilczek Z., Zarzycki W., Kulik K., Zimnol J. (2014). Walory szaty roślinnej otoczenia w Ustroniu i jej znaczenie dla ekoturystyki. *Inżynieria Ekologiczna*, 40, 173-182.
- 285) Witek T. (1981). Waloryzacja rolniczej przestrzeni produkcyjnej Polski według gmin. Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa, Puławy, 410.
- 286) Witkowska-Żuk L. (2013). Rośliny leśne. Multico Oficyna Wydawnicza, 760.
- 287) Wojterska M. (1992). Dynamika wybranych zbiorowisk zaroślowych Wielkopolski. *Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią, Seria B – Botanika*, 41, 115-148.
- 288) Wolf Ch., Levi T., Ripple W. J., Zárrate-Charry D. A., Betts M. G. (2021). A forest loss report card for the world's protected areas. *Nature Ecology and Evolution*, 5(4), 520-529.
- 289) Wójcik Z. (1991). The vegetation of forest islands in the agricultural landscape of the Jorka river basin in the Masurian Lakeland (north-eastern part of Poland). *Ekologia Polska*, 39(4), 437-479.
- 290) Wroniecka K. (2020). Zadrzewienia w krajobrazie rolniczym. Kujawsko-Pomorski Ośrodek Doradztwa Rolniczego w Minikowie, WFOŚiGW w Toruniu, Bydgoszcz, 24.
- 291) Wrzesień M., Denisow B. (2007). The phytocoenoses of anthropogenically transformed areas with a great importance for *Apoidea*. *Acta Agrobotanica*, 60(2), 117-126.
- 292) Wulf M. (2003). Preference of plant species for woodlands with differing habitat continuities. *Flora*, 198, 444-460.
- 293) Wulf M., Kolk J. (2014). Plant species richness of very small forests related to patch configuration, quality, heterogeneity and history. *Journal of Vegetation Science*, 25(5), 1267-1277.
- 294) Wysocki Cz., Sikorski P. (2014). Fitosocjologia stosowana w ochronie i kształtowaniu środowiska. Wydawnictwo Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, Wydanie 3, Warszawa, 556.
- 295) Zacharias D., Brandes D. (1990). Species area-relationships and frequency – floristical data analysis of 44 isolated woods in northwestern Germany. *Vegetatio*, 88, 21-29.
- 296) Zajączkowski J., Zajączkowski K. (2009). Farmland afforestations: new goals and guidelines for Poland. *Folia Forestalia Polonica*, 51(1), 5-11.
- 297) Zajączkowski J., Zajączkowski K. (2015). Trees outside forest in Poland. *Papers on Global Change*, 22, 53-61.
- 298) Zajączkowski K. (1982). Zagadnienie definicji zadrzewień. *Sylvan*, 6, 13-18.
- 299) Zajączkowski K. (red.), Tałałaj Z., Węgorek T., Zajączkowska B. (2001). Dobór drzew i krzewów do zadrzewień na obszarach wiejskich. Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa, 78.
- 300) Zhang Y., Song W. (2020). Identify ecological corridors and build potential ecological networks in response to recent land cover changes in Xinjiang, China. *Sustainability*, 12, 1-23.
- 301) Ziobro J. (2020). Zróżnicowanie zbiorowisk roślinnych związanych z drzewostanami dębowymi nadleśnictw Bircza i Krasieczyn w kontekście wybranych czynników historycznych i środowiskowych. Praca doktorska, Zakład Ochrony Przyrody i Ekologii Krajobrazu, Uniwersytet Rzeszowski, Kolegium Nauk Przyrodniczych, Rzeszów, 114.
- 302) Zulka K. P., Abensperg-Traun M., Milasowszky N., Bieringer G., Gereben-Krenn B. A., Holzinger G., Rabitsch W., Reischutz A., Querner P., Sauberer N., Schmitzberger I., Willner W., Wrabka T., Zechmeister H. (2014). Species richness in dry grassland patches of eastern Austria: a multi-taxon study

on the role of local, landscape and habitat quality variables. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 182, 25-36.

- 303) Żukowski W., Jackowiak B. (1995). Lista roślin naczyniowych ginących i zagrożonych na Pomorzu Zachodnim i w Wielkopolsce. [W]: *Ginące i zagrożone rośliny naczyniowe Pomorza Zachodniego i Wielkopolski*, W. Żukowski, B. Jackowiak (red.). Prace Zakładu Taksonomii Roślin UAM w Poznaniu, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, 3, 9- 96.

8.2. Akty prawne

- 1) Uchwała nr 213 Rady Ministrów z dnia 6 listopada 2015 roku w sprawie zatwierdzenia "Programu ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej wraz z Planem działań na lata 2015-2020" (M.P. 2015 poz. 1207).
- 2) Ustawa z dnia 28 września 1991 roku o lasach (Dz.U. 1991 nr 101 poz. 444).
- 3) Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 roku o ochronie przyrody (Dz.U. 2004 nr 92 poz. 880).
- 4) Ustawa z dnia 13 lipca 2012 roku o zmianie ustawy o ochronie przyrody oraz niektórych innych ustaw (Dz.U. 2012 poz. 985).
- 5) Ustawa z dnia 24 kwietnia 2015 r. o zmianie niektórych ustaw w związku ze wzmocnieniem narzędzi ochrony krajobrazu (Dz.U. 2015 poz. 774).
- 6) Europejska Konwencja Krajobrazowa (2000), sporządzona we Florencji dnia 20 października 2000 r. (Dz.U. 2006, Nr 14, poz. 68).
- 7) Komisja Europejska (2013). Komunikat komisji do parlamentu europejskiego, rady, europejskiego komitetu ekonomiczno-społecznego i komitetu regionów. Zielona infrastruktura – zwiększanie kapitału naturalnego Europy. Bruksela.

8.3. Mapy analogowe i numeryczne bazy danych

- 1) CLC (2018). Corine Land Cover. Generalna Inspekcja Ochrony Środowiska.

„Projekt Corine Land Cover 2018 w Polsce został zrealizowany przez Instytut Geodezji i Kartografii i sfinansowany ze środków Unii Europejskiej. Wyniki porojektu zostały pozyskane ze strony internetowej Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska clc.gios.gov.pl. ”

- 2) Hartnack W. (1934). Wirtschafts- und verkehrsgeographischer Atlas von Pommern. [In] Ostsee, W. Witt (ed.). Druck und Verlag A.-G. Stettin.
- 3) GUGiK NMT (2022). Główny Urząd Geodezji i Kartografii. Numeryczny Model Terenu. Baza WMS.
- 4) Mapa Geologiczna Polski (2006). Ministerstwo Środowiska, Państwowy Instytut Geologiczny w Warszawie, skala 1:500000, Warszawa.
- 5) Mapa Gleb Polski (1972). Wydawnictwo Geologiczne, skala 1:500000, Warszawa.
- 6) Mapa Glebowo-Rolnicza (1970-1974). Wojewódzki Ośrodek Dokumentacji Geodezyjnej i Kartograficznej w Szczecinie, skala 1:5000, Szczecin.
- 7) Mapa topograficzna (1952). Mapy archiwalne Polski i Europy Środkowej. Projekt MAPSTER.
- 8) RDOŚ (2021). Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. Informacje o środowisku – dane i metadane.

- 9) Ortofotomapa (2018/2019). WMS Geoportal:
<https://mapy.geoportal.gov.pl/wss/service/PZGIK/ORTO/WMTS/HighResolution> [dostęp 25.03.2022 r.]
- 10) Mapa topograficzna (1986). WMS Geoportal:
http://mapy.geoportal.gov.pl/wss/service/img/guest/TOPO_SERIA/MapServer/WMServer
[dostęp 25.03.2022 r.]
- 11) BDL (2018/2019). Bank Danych o Lasach.

9. Spis rysunków

Rysunek 1. Zasięg ostatniego zlodowacenia obejmujący północną część Polski	13
Rysunek 2. Położenie poligonów badawczych (I-X) w obrębie RP-S i RN na tle innych mezoregionów województwa zachodniopomorskiego	31
Rysunek 3. Budowa geomorfologiczna RP-S z podziałem na Zastoisko Pyrzyckie (Z) oraz morenę denną (M). 32	
Rysunek 4. Rzeźba terenu RP-S	33
Rysunek 5. Profil podłużny rzeźby terenu RP-S	33
Rysunek 6. Budowa geomorfologiczna RN	34
Rysunek 7. Rzeźba terenu RN	35
Rysunek 8. Profil podłużny rzeźby terenu RN	35
Rysunek 9. Pokrycie terenu RP-S	36
Rysunek 10. Pokrycie terenu RN	37
Rysunek 11. Formy ochrony przyrody (1) oraz korytarze ekologiczne (2) w obrębie RP-S	39
Rysunek 12. Formy ochrony przyrody (1) oraz korytarze ekologiczne (2) w obrębie RN	40
Rysunek 13. Schemat wykonania zdjęć fitosocjologicznych w transekcje	44
Rysunek 14. Zmiany pokrycia terenu płatami leśnymi i zadrzewionymi RP-S i RN w latach 1833-2018-2019 ..	56
Rysunek 15. Zróżnicowanie liczby i wielkości płatów leśnych i zadrzewionych na RP-S i RN w latach 1833-2018/2019	58
Rysunek 16. Czynniki naturalne warunkujące powstanie badanych SFP w obrębie RP-S i RN	63
Rysunek 17. Rozmieszczenie przestrzenne czynników determinujących występowanie badanych SFP w obrębie poligonów badawczych (I-VI) na RP-S	64
Rysunek 18. Rozmieszczenie przestrzenne czynników determinujących występowanie badanych SFP w obrębie poligonów badawczych (VII-X) na RN	65
Rysunek 19. Udział (%) form życiowych Raunkiaer'a we florze SFP na RP-S i RN	67
Rysunek 20. Udział (%) grup geograficzno-historycznych we florze SFP na RP-S i RN	68
Rysunek 21. Gatunki wskaźnikowe starych lasów stwierdzone na terenie badanych SFP na RP-S i RN	73

Rysunek 22. Rozrzut gatunków wskaźnikowych starych lasów w układzie osi I i II nietendencyjnej analizy korespondencji (DCA); a) RP-S, b) RN.....	74
Rysunek 23. Powiązanie biogeograficznej teorii wysp z potencjałem świadczenia usług ekosystemowych (ES) przez leśne i zadrzewione wyspy środowiskowe (SFP).....	112
Rysunek 24. Uśredniony potencjał świadczenia ES przez badane SFP na RP-S i RN względem 5-stopniowej macierzy potencjału usług ekosystemowych wg. Burkhard i in., 2014.....	114

10. Spis tabel

Tabela 1. Zakres powierzchni SFP (ha) odnotowany w dostępnej literaturze	20
Tabela 2. Charakterystyka krain klimatycznych w granicach badanych mezoregionów	36
Tabela 3. Pokrycie terenu RP-S i RN	37
Tabela 4. Udział kompleksów przydatności rolniczej gleb badanych mezoregionów	38
Tabela 5. Warstwy rastrowe wykorzystywane do analiz historycznych oraz ich charakterystyka	42
Tabela 6. Skala trwałości badanych SFP na terenie RP-S i RN.....	43
Tabela 7. Wybrane świadczenia ekosystemowe analizowane w oparciu o stwierdzone gatunki roślin na terenie badanych mezoregionów	50
Tabela 8. Zmiany lesistości w obrębie RP-S i RN w latach 1833-2019.....	55
Tabela 9. Liczba płatów leśnych i zadrzewionych w obrębie badanych mezoregionów w latach 1833-2018/2019	57
Tabela 10. Udział (%) SFP w ogólnej liczbie płatów leśnych i zadrzewionych w obrębie badanych RP-S i RN w latach 1833-2018/2019	57
Tabela 11. Zmiany powierzchni (ha) płatów leśnych i zadrzewionych w obrębie RP-S i RN w latach 1833-2018/2019.....	57
Tabela 12. Zmiany wskaźnika kształtu <i>CIRCLE</i> płatów leśnych i zadrzewionych w obrębie RP-S i RN w latach 1833-2019.....	59
Tabela 13. Zmiany wskaźnika kształtu <i>SHAPE</i> płatów leśnych i zadrzewionych w obrębie RP-S i RN w latach 1833-2019.....	59
Tabela 14. Zmiany wskaźnika kształtu <i>FRAC</i> płatów leśnych i zadrzewionych w obrębie RP-S i RN w latach 1833-2019.....	60
Tabela 15. Zmiany wskaźnika izolacji <i>ENN</i> płatów leśnych i zadrzewionych na RP-S i RN w latach 1833-2019	60
Tabela 16. Zmiany wskaźnika izolacji <i>PROX</i> płatów leśnych i zadrzewionych na RP-S i RN w latach 1833-2018/2019.....	61
Tabela 17. Trwałość badanych SFP wraz z ich powierzchnią (ha)	62
Tabela 18. Statystyki opisowe charakterystyk fitocenotycznych badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych	76

Tabela 19. Statystyki opisowe charakterystyk przestrzennych badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych	80
Tabela 20. Współczynniki korelacji między parametrami fitocenotycznymi, a wybranymi charakterystykami przestrzennymi badanych SFP (RP-S i RN).....	84
Tabela 21. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla wskaźnika Shannon	86
Tabela 22. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla wskaźnika Simpson'a	87
Tabela 23. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla liczby wszystkich gatunków	87
Tabela 24. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla liczby gatunków wskaźnikowych starych lasów.	88
Tabela 25. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla liczby gatunków leśnych.....	89
Tabela 26. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla liczby pozostałych gatunków	90
Tabela 27. Bogactwo gatunkowe badanych SFP o różnej genezie na RP-S i RN.....	91
Tabela 28. Bogactwo gatunkowe badanych SFP o różnej genezie na RP-S	92
Tabela 29. Bogactwo gatunkowe badanych SFP o różnym wieku ogółem	93
Tabela 30. Bogactwo gatunkowe badanych SFP o różnym wieku na RP-S	94
Tabela 31. Bogactwo gatunkowe badanych SFP o różnym wieku na RN.....	95
Tabela 32. Macierz potencjału do świadczenia usług ekosystemowych badanych SFP na RP-S i RN	98
Tabela 33. Współczynniki korelacji między parametrami fitocenotycznymi, a potencjałem świadczenia usług ekosystemowych badanych SFP	100
Tabela 34. Współczynniki korelacji między charakterystykami przestrzennymi i wiekiem badanych SFP, a potencjałem świadczenia usług ekosystemowych badanych SFP	101
Tabela 35. Istotne predyktory różnorodności fitocenotycznej SFP na RP-S, RN oraz ogółem.....	109

11. Spis skrótów

1. RP-S – Równina Pyrzycko-Stargardzka;
2. RN – Równina Nowogardzka;
3. SFP (*small forest patch*) – leśna i zadrzewiona wyspa środowiskowa, wyspa środowiskowa, wyspa, obiekt;
4. ES – usługi ekosystemowe;
5. SHANNON – wskaźnik różnorodności Shannon'a'
6. SIMPOSN – wskaźnik różnorodności Simpson'a'
7. SR – ogólne bogactwo gatunkowe roślin;
8. GWSL – gatunki wskaźnikowe starych lasów;
9. GL – gatunki typowo leśne;
10. GP – gatunki pozostałe, niezwiązane z siedliskiem leśnym;

11. ALL – cały obszar SFP;
12. E – strefa zewnętrzna, ekotonowa SFP;
13. I – strefa wewnętrzna, interior SFP;
14. AREA – powierzchnia SFP;
15. CIRCLE – wskaźnik kształtu;
16. SHAPE – wskaźnik kształtu;
17. FRAC – wskaźnik kształtu;
18. ENN (*Euclidean Nearest-Neighbor Distance*) – wskaźnik izolacji;
19. PROX (*Proximity Index*) – wskaźnik izolacji;
20. I – wskaźnik izolacji;
21. CLC – CORINE Land Cover.

Załącznik nr 1. Wykaz i charakterystyka flory naczyniowej Równiny Pyrzycko-Stargardzkiej (RP-S) i Równiny Nowogardzkiej (RN) (FŻ – formy życiowe; TP – trwałość pędów; GG-H – grupa geograficzno-historyczna; GWSL – gatunki wskaźnikowe starych lasów; GL – gatunki leśne; GM – gatunki miododajne; GLe – gatunki lecznicze; GJ – gatunki jadalne; GE – gatunki o cechach przeciwożyźnych); * – liczba SFP z danym gatunkiem

Lp.	Nazwa łacińska gatunku	RP-S*	RN*	FŻ	TP	GG-H	GWSL	GL	GM	GJ	GLe	GE
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	<i>Abies alba</i> Mill.	1	-	M	D	Ap		+	+		+	
2	<i>Acer campestre</i> L.	-	1	M	D	Ap			+			+
3	<i>Acer negundo</i> L.	1	-	M	D	Ap		+	+			+
4	<i>Acer platanoides</i> L.	4	24	M	D	Ap		+	+	+		+
5	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	3	16	M	D	Ap		+	+			+
6	<i>Achillea millefolium</i> L.	20	13	H	B	Ap		+	+	+	+	
7	<i>Actaea spicata</i> L.	-	3	H	B	Ap	+				+	
8	<i>Aegopodium podagraria</i> L.	20	31	H	B	Ap	+	+	+	+	+	
9	<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	1	5	M	D	Hem			+			+
10	<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	6	4	H	B	Ap		+	+		+	
11	<i>Agrostis capillaris</i> L.	21	40	H	B	Ap		+				+
12	<i>Agrostis stolonifera</i> L.	10	9	H	B	Ap						+
13	<i>Ajuga reptans</i> L.	1	-	H	B	Sp	+	+	+	+	+	
14	<i>Alliaria petiolata</i> (M. Bieb.) Cavara & Grande	1	23	H	DL	Ap		+		+	+	
15	<i>Allium vineale</i> L.	7	4	G	B	Ap			+	+		
16	<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	6	23	M	D	Sp		+				+
17	<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	1	1	H, T	JR, B	Ap						
18	<i>Alopecurus myosuroides</i> Huds.	1	-	H	DL	Arch						
19	<i>Alopecurus pratensis</i> L.	12	7	H	B	Ap		+				
20	<i>Anagallis arvensis</i> L.	9	7	T	JR	Arch						
21	<i>Anchusa officinalis</i> L.	-	3	T	JR	Arch			+		+	
22	<i>Anemone ranunculoides</i> L.	-	2	G	B	Ap		+	+			
23	<i>Antennaria dioica</i> (L.) Gaertn.	1	-	C	B	U		+			+	
24	<i>Anthemis arvensis</i> L.	3	1	T	JR	Arch						
25	<i>Anthemis tinctoria</i> L.	-	2	H	B	Ap						
26	<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	-	1	H	B	Ap						
27	<i>Anthriscus sylvestris</i> (L.) Hoffm.	20	57	H	B	Ap		+	+	+		
28	<i>Apera spica-venti</i> (L.) P. Beauv.	6	17	T, H	JR	Arch						
29	<i>Arabidopsis thaliana</i> (L.) Heynh.	-	4	T	JR	Ap						
30	<i>Arctium lappa</i> L.	12	15	H	B	Ap		+	+	+	+	
31	<i>Arctium minus</i> (Hill) Bernh.	1	-	H	B	Ap			+			
32	<i>Arctium tomentosum</i> Mill.	13	14	H	DL	Ap		+	+			
33	<i>Armoracia rusticana</i> P. Gaertn., B. Mey. & Scherb.	3	1	G	B	Arch			+	+	+	
34	<i>Arrhenatherum elatius</i> P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl	54	47	H	B	Ap		+				+
35	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	28	43	C	B	Ap		+		+		
36	<i>Asarum europaeum</i> L.	2	-	H	B	Ap	+	+			+	
37	<i>Asparagus officinalis</i> L.	1	-	G	B	Ap		+	+	+		
38	<i>Astragalus glycyphyllos</i> L.	-	3	H	B	Ap		+	+		+	
39	<i>Athyrium filix-femina</i> (L.) Roth	-	3	H	B	Sp	+	+				
40	<i>Atriplex patula</i> L.	1	-	T	JR	Ap				+		
41	<i>Atriplex prostrata</i> Boucher ex DC.	1	-	T	JR	Ap						
42	<i>Avena sativa</i> L.	2	5	T	JR	U				+		
43	<i>Ballota nigra</i> L.	2	-	H	B	Arch		+	+			
44	<i>Barbarea vulgaris</i> R. Br.	2	2	H	B	Ap			+	+		
45	<i>Berteroa incana</i> (L.) DC.	2	10	H, T	JR, DL	Ap			+			
46	<i>Betula pendula</i> Roth	6	52	M	D	Ap		+	+	+	+	+
47	<i>Bidens tripartita</i> L.	-	2	T	JR	Ap					+	
48	<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P. Beauv.	-	8	H	B	Sp	+	+				
49	<i>Brassica napus</i> L.	9	9	T	JR	U			+	+		
50	<i>Bromus hordeaceus</i> L.	1	6	T	JR, DL	Ap						
51	<i>Bromus inermis</i> Leyss.	1	2	H	B	Ap						+
52	<i>Bromus sterilis</i> L.	1	-	T	JR	Arch						
53	<i>Bromus tectorum</i> L.	31	18	T	JR	Arch						

*Fitocenotyczne i przestrzenne kryteria kształtowania leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych
w młodogłacjalnym krajobrazie rolniczym*

Lp.	Nazwa łacińska gatunku	RP-S*	RN*	FŻ	TP	GG-H	GWSL	GL	GM	GJ	GLe	GE
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
54	<i>Bryonia alba</i> L.	-	11	H	B	Holag			+			
55	<i>Bunias orientalis</i> L.	-	3	H	B	Ken			+			
56	<i>Calamagrostis arundinacea</i> (L.) Roth.	2	4	H	B	Ap		+				
57	<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) Roth.	11	24	G	B	Ap		+				+
58	<i>Calamagrostis stricta</i> (Timm) Koeler	-	19	G	B	Ap						
59	<i>Caltha palustris</i> L.	1	-	H	B	Ap		+	+			
60	<i>Calystegia sepium</i> (L.) R. Br.	6	2	H	B	Ap		+	+			
61	<i>Campanula latifolia</i> L.	-	1	H	B	Ap	+	+	+			
62	<i>Campanula patula</i> L.	1	3	H	JR, DL	Ap		+	+			
63	<i>Campanula persicifolia</i> L.	-	5	H	B	Ap			+			
64	<i>Campanula ranunculoides</i> L.	1	-	H	B	Ap		+	+			
65	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	9	20	T	JR	Arch			+	+		
66	<i>Cardaminopsis arenosa</i> (L.) Hayek	-	1	H	B	Ap			+			
67	<i>Carduus acanthanoides</i> L.	2	8	H	B	Arch			+			
68	<i>Carduus crispus</i> L.	-	1	H	DL	Ap			+			
69	<i>Carduus nutans</i> L.	2	-	H	DL	Arch			+			
70	<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.	6	1	G	B	Sp		+				
71	<i>Carex disticha</i> Hudson	1	-	H	B	Sp						
72	<i>Carex hirta</i> L.	-	14	G	B	Ap		+				
73	<i>Carex ovalis</i> Gooden.	-	1	G	B	Ap		+				
74	<i>Carex paniculata</i> L.	1	1	H	B	Sp						
75	<i>Carex riparia</i> Curtis	1	-	Hy	B	Sp		+				
76	<i>Carex sylvatica</i> Huds.	2	-	H	B	Sp	+	+				
77	<i>Carpinus betulus</i> L.	1	8	M	D	Sp		+				+
78	<i>Centaurea cyanus</i> L.	4	12	T	JR	Arch			+	+	+	
79	<i>Centaurea scabiosa</i> L.	-	4	H	B	Ap			+			
80	<i>Cerastium arvense</i> L. s. s.	4	10	H	B	Ap			+			
81	<i>Cerastium holosteoides</i> Fr. em. Hyl.	1	-	H	B	Ap		+	+			
82	<i>Chaerophyllum temulum</i> L.	-	3	T, H	DL	Ap		+	+			
83	<i>Chamaenerion palustre</i> Scop.	1	3	H	B	Ap					+	
84	<i>Chelidonium majus</i> L.	-	16	H	B	Ap		+	+		+	
85	<i>Chenopodium album</i> L.	14	36	T	JR	Ap			+			
86	<i>Chenopodium hybridum</i> L.	-	1	T	JR	Arch						
87	<i>Cichorium intybus</i> L.	6	-	H	B	Arch		+	+	+		
88	<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	55	35	G	B	Ap			+	+		
89	<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) Scop.	4	7	H	B	Sp		+	+	+	+	
90	<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	-	3	H	DL	Sp			+			
91	<i>Cirsium rivulare</i> (Jacq.) All.	5	17	H	B	Sp		+	+			
92	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi.) Ten.	4	25	H	DL	Sp			+	+		
93	<i>Clematis vitalba</i> L.	-	1	N, li	K	D		+	+			
94	<i>Conium maculatum</i> L.	1	6	H	DL	Arch			+			
95	<i>Consolida regalis</i> Gray	3	1	T	JR	Arch						
96	<i>Convovulus arvensis</i> L.	22	13	H	B	Ap		+	+			+
97	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	-	4	T	JR	Epek						
98	<i>Cornus alba</i> L.	6	-	N	K	D			+			+
99	<i>Cornus sanguinea</i> L.	5	1	N	K	Sp		+	+	+		+
100	<i>Corydalis solida</i> (L.) Clairv.	-	1	G	B	Sp	+	+	+		+	
101	<i>Corylus avellana</i> L.	1	3	M	D	Sp		+	+	+		+
102	<i>Crataegus monogyna</i> (Poir.) DC.	35	45	N	K	Sp		+	+	+	+	+
103	<i>Dactylis glomerata</i> L.	52	73	H	B	Ap		+				+
104	<i>Daucus carota</i> L.	3	6	H	DL	Ap		+	+	+		
105	<i>Deschampsia caespitosa</i> (L.) P. Beauv.	14	35	H	B	Ap		+				
106	<i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott	2	31	H	B	Sp	+	+			+	
107	<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. Beauv.	4	12	T	JR	Arch				+		
108	<i>Echium vulgare</i> L.	-	1	H	DL	Ap			+			
109	<i>Elymus repens</i> (L.) Gould	75	81	G	B	Ap			+	+		+
110	<i>Epilobium hirsutum</i> L.	4	3	H	B	Ap			+			
111	<i>Epilobium montanum</i> L.	7	1	H	B	Ap	+	+	+			
112	<i>Epilobium palustre</i> L.	5	-	H	B	Sp		+	+			

*Fitocenotyczne i przestrzenne kryteria kształtowania leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych
w młodogłacjalnym krajobrazie rolniczym*

Lp.	Nazwa łacińska gatunku	RP-S*	RN*	FŻ	TP	GG-H	GWSL	GL	GM	GJ	GLe	GE
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
113	<i>Epilobium parviflorum</i> Schreb.	3	1	H	B	Sp			+			
114	<i>Equisetum arvense</i> L.	18	16	G	B	Ap		+		+	+	
115	<i>Equisetum palustre</i> L.	1	1	G	B	Sp		+				
116	<i>Equisetum sylvaticum</i> L.	5	6	G	B	Ap	+	+				
117	<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	10	17	H	B	Epek						
118	<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Her.	-	1	T, H	JR, DL	Ap			+			
119	<i>Erophila verna</i> (L.) Chevall.	1	1	T	JR	Ap						
120	<i>Euonymus europaea</i> L.	7	8	N	K	Sp		+	+			+
121	<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	1	-	H	B	Sp		+	+		+	
122	<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	4	-	H	B	Ap		+	+			
123	<i>Fagus sylvatica</i> L.	1	4	M	D	Ap		+	+	+	+	+
124	<i>Falcaria vulgaris</i> Bernh.	2	5	H	B	Ap						
125	<i>Fallopia convovulus</i> (L.) A. Löve	5	-	T	JR	Arch						
126	<i>Fallopia dumetorum</i> (L.) Holub	-	10	T	JR	Sp						
127	<i>Festuca altissima</i> All.	-	30	H	B	Ap	+	+				
128	<i>Festuca arundinacea</i> Schreb.	-	1	H	B	Ap						+
129	<i>Festuca gigantea</i> L. Vill.	-	1	H	B	Ap	+	+				
130	<i>Festuca pratensis</i> Huds.	1	13	H	B	Ap						+
131	<i>Festuca rubra</i> L. s. s.	24	32	H	B	Ap		+				+
132	<i>Festuca trachyphylla</i> (Hack.) Krajina	2	14	H	B	Ap						
133	<i>Ficaria verna</i> Huds.	-	5	G	B	Ap					+	
134	<i>Fragaria viridis</i> Weston	-	1	H	B	Ap			+	+		
135	<i>Frangula alnus</i> Mill.	2	2	N	K	Ap			+		+	+
136	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	16	19	M	D	Ap		+	+	+		+
137	<i>Fumaria officinalis</i> L.	-	1	H	JR	Ap					+	
138	<i>Gagea lutea</i> (L.) Ker Gawl.	-	1	G	B	U	+	+	+			
139	<i>Galanthus nivalis</i> L.	-	1	G	B	Ap	+	+	+			
140	<i>Galeobdolon luteum</i> Huds.	3	-	C	B	Sp	+	+	+		+	
141	<i>Galeopsis pubescens</i> Besser	-	3	T	JR	Ap			+			
142	<i>Galeopsis speciosa</i> Mill.	7	23	T	JR	Ap		+	+			
143	<i>Galeopsis tetrahit</i> L.	-	6	T	JR	Ap			+			
144	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	5	3	T	JR	Ken		+		+		
145	<i>Galium aparine</i> L.	48	64	T	JR	Ap		+		+		
146	<i>Galium mollugo</i> L.	13	12	H	B	Ap		+	+			
147	<i>Galium odoratum</i> (L.) Scop.	4	-	G	B	Ap	+	+	+	+	+	
148	<i>Galium palustre</i> L.	1	-	H	B	Sp		+				
149	<i>Galium sylvaticum</i> L.	1	-	G	B	Ap	+	+				
150	<i>Geranium pratense</i> L.	1	1	H	B	Ap			+			
151	<i>Geranium pusillum</i> Burm. F. ex L.	11	8	T	JR	Arch			+			
152	<i>Geranium robertianum</i> L.	7	8	T	JR	Ap		+	+			
153	<i>Geum rivale</i> L.	4	-	H	B	Sp		+	+		+	
154	<i>Geum urbanum</i> L.	47	61	H	B	Ap	+	+	+	+	+	
155	<i>Glechoma hederacea</i> L.	13	24	H	B	Ap		+	+	+	+	
156	<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	1	3	Hy	B	Ap		+				
157	<i>Gnaphalium sylvaticum</i> L.	-	3	H	B	Ap		+				
158	<i>Gratiola officinalis</i> L.	1	-	H	B	Ap						
159	<i>Gypsophila paniculata</i> L.	1	-	Ch	B	Ap			+			
160	<i>Hedera helix</i> L.	2	2	N, Ch, li	B	Ap	+	+	+		+	
161	<i>Helianthus annuus</i> L.	1	-	G	JR	Ken			+			
162	<i>Helictotrichon pratense</i> (L.) Pilg.	9	-	H	B	Ap						
163	<i>Helichrysum arenarium</i> (L.) Moench	-	3	H	B	Ap			+		+	
164	<i>Heracleum sosnowskyi</i> Manden.	1	-	H	B	D			+			
165	<i>Heracleum sphondylium</i> L.	17	21	H	B	Ap		+	+	+		
166	<i>Hesperis matronalis</i> L.	2	1	H	DL	Ap			+			
167	<i>Hieracium umbellatum</i> L.	1	1	H	B	Ap		+	+			
168	<i>Holcus lanatus</i> L.	3	36	H	B	Ap		+	+			
169	<i>Holcus mollis</i> L.	-	1	G, H	B	Ap						+
170	<i>Humulus lupulus</i> L.	2	-	H	B	Sp		+		+	+	
171	<i>Hypericum perforatum</i> L.	9	10	H	B	Ap		+	+		+	
172	<i>Impatiens noli-tangere</i> L.	-	1	T	JR	Holag	+	+				
173	<i>Impatiens parviflora</i> DC.	7	20	T	JR	Holag		+	+	+		
174	<i>Iris pseudacorus</i> L.	1	1	G	B	Sp		+			+	

*Fitocenotyczne i przestrzenne kryteria kształtowania leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych
w młodogłacjalnym krajobrazie rolniczym*

Lp.	Nazwa łacińska gatunku	RP-S*	RN*	FŻ	TP	GG-H	GWSL	GL	GM	GJ	GLe	GE
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
175	<i>Jasminum officinale</i> L.	-	1	N	K	U					+	
176	<i>Juglans regia</i> L.	1	-	M	D	Efem		+		+		+
177	<i>Juncus articulatus</i> L. Em. K. Richt.	3	3	G	B	Sp						
178	<i>Juncus bufonius</i> L.	-	2	T	JR	Ap						
179	<i>Juncus effusus</i> L.	-	11	H	B	Ap		+				
180	<i>Juncus inflexus</i> L.	-	2	H	B	Sp						
181	<i>Knautia arvensis</i> (L.) J. M. Coult.	-	6	H	B	Ap		+	+		+	
182	<i>Lactuca serriola</i> L.	5	6	H	DL	Arch				+		
183	<i>Lamium album</i> L.	3	3	H	B	Arch		+	+	+		
184	<i>Lamium amplexicaule</i> L.	2	2	H	JR	Arch			+			
185	<i>Lamium maculatum</i> L.	3	1	H	B	Ap		+	+			
186	<i>Lamium purpureum</i> L.	24	20	T, H	JR, B	Arch			+			
187	<i>Lapsana communis</i> L. s. s.	2	-	T	JR	Ap						
188	<i>Larix decidua</i> Mill.	-	1	M	D	U						+
189	<i>Lathyrus odoratus</i> L.	1	-	H	JR	Ap			+			
190	<i>Lathyrus pratensis</i> L.	3	-	H	B	Ap		+	+			
191	<i>Leontodon autumnalis</i> L.	2	3	H	B	Ap		+	+			
192	<i>Leonurus cardiaca</i> L.	-	2	H	B	Arch		+	+			
193	<i>Ligustrum vulgare</i> L.	3	2	N	K	D		+	+			+
194	<i>Linaria vulgaris</i> Mill.	6	6	G	B	Ap			+			
195	<i>Listera ovata</i> (L.) R. Br.	1	-	G	B	Sp	+	+				
196	<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	2	1	H	B, JR, DL	Ken						+
197	<i>Lolium perenne</i> L.	12	8	H	B	Ap						+
198	<i>Lotus corniculatus</i> L.	2	8	H	B	Ap			+	+		+
199	<i>Lotus uliginosus</i> Schkuhr	1	-	H	B	Ap			+			+
200	<i>Luzula pilosa</i> L.	-	1	H	B	Ap	+	+				
201	<i>Lysimachia nummularia</i> L.	4	-	C	B	Sp		+	+		+	
202	<i>Lysimachia vulgaris</i> (L.)	3	12	H	B	Sp		+	+		+	
203	<i>Lythrum salicaria</i> L.	5	2	H	B	Sp		+	+		+	
204	<i>Malus domestica</i> Borkh.	10	5	M	D	U			+	+		+
205	<i>Matricaria chamomilla</i> L.	4	5	H, T	JR, DL	Arch				+	+	
206	<i>Matricaria discoidea</i> DC.	2	11	H, T	JR	Epek				+	+	
207	<i>Medicago lupulina</i> L.	5	1	T	JR	Ap			+	+		+
208	<i>Medicago sativa</i> L.	3	1	H	B	Ken			+	+		+
209	<i>Melampyrum pratense</i> L.	-	1	PP	JR	Ap	+	+	+			
210	<i>Melica nutans</i> L.	-	1	H	B	Ken		+				
211	<i>Melilotus albus</i> Medik.	1	5	H	DL	Ap			+			+
212	<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pallas	1	3	H	JR, DL	Arch			+	+		+
213	<i>Mentha aquatica</i> L.	2	3	Hy	B	Ap		+	+	+	+	
214	<i>Milium effusum</i> L.	-	2	H	B	Ap		+		+	+	
215	<i>Morus alba</i> L.	-	1	M	D	Sp			+			+
216	<i>Muscari botryoides</i> (L.) Mill.	-	1	G	B	D			+			
217	<i>Mycelis muralis</i> (L.) Dum.	2	8	H	B	Sp	+	+		+	+	
218	<i>Myosotis arvensis</i> (L.) Hill	8	6	T, H	JR, DL	Arch		+	+			
219	<i>Myosotis palustris</i> (L.) L. em. Rchb.	2	1	H	B	Sp			+			
220	<i>Myosotis sylvatica</i> Hoffm.	1	-	H	JR, DL	Arch		+	+			
221	<i>Myosoton aquaticum</i> (L.) Moench	7	9	H	B	Ap		+	+			
222	<i>Myrrhis odorata</i> (L.) Scop.	4	-	H	B	U				+		
223	<i>Oenothera biennis</i> L. s. s.	-	5	H	DL	Ap		+	+	+	+	
224	<i>Oxalis stricta</i> L.	1	-	G	JR, B	Ken				+		
225	<i>Padus avium</i> Mill.	1	28	M	D	Sp			+	+	+	+
226	<i>Papaver argemone</i> L.	2	3	T	JR	Arch					+	
227	<i>Papaver rhoeas</i> L.	13	12	T	JR	Arch				+	+	
228	<i>Parthenocissus inserta</i> (A. Kern.) Fritsch	-	4	H, li	B	D			+		+	
229	<i>Pastinaca sativa</i> L.	3	3	H	DL	Ap			+	+	+	
230	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	20	11	Hy	B	Ap		+		+		+
231	<i>Phleum pratense</i> L.	7	7	H	B	Ap		+				+
232	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	17	4	Hy	B	Sp		+				+
233	<i>Picea abies</i> (L.) K. Harst	1	5	M	D	Ken		+	+			
234	<i>Picris hieracioides</i> L.	-	8	H	B	Ap			+			
235	<i>Pimpinella saxifraga</i> L.	-	3	H	B	Ap			+		+	

*Fitocenotyczne i przestrzenne kryteria kształtowania leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych
w młodogłacjalnym krajobrazie rolniczym*

Lp.	Nazwa łacińska gatunku	RP-S*	RN*	FŻ	TP	GG-H	GWSL	GL	GM	GJ	GLe	GE
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
236	<i>Pinus sylvestris</i> L.	3	13	M	D	Ap		+	+	+	+	+
237	<i>Plantago lanceolata</i> L.	-	4	H	B	Ap			+		+	
238	<i>Plantago major</i> L.	8	15	H	B	Ap		+	+	+	+	
239	<i>Poa annua</i> L.	7	2	T	JR	Ap		+				
240	<i>Poa nemoralis</i> L.	10	39	H	B	Ap	+	+				
241	<i>Poa pratensis</i> L.	11	25	H	B	Ap		+				+
242	<i>Poa trivialis</i> L.	10	13	H	B	Sp		+	+			
243	<i>Polygonum aviculare</i> L.	16	21	T	JR	Ap		+	+			
244	<i>Polygonum hydropiper</i> (L.) Delarbre	2	-	T	JR	Ap		+	+			
245	<i>Polygonum minus</i> (Huds.) Opiz	2	1	T	JR	Ap			+			
246	<i>Polygonum mite</i> Schrank	3	8	T	JR	Ap			+			
247	<i>Polygonum persicaria</i> L.	5	8	T	JR	Ap			+			
248	<i>Populus balsamifera</i> L.	1	2	M	D	Arch			+			
249	<i>Populus tremula</i> L.	3	32	M	D	Sp		+	+			+
250	<i>Populus xcanadensis</i> Moench	12	7	M	D	U			+			
251	<i>Potentilla anserina</i> L.	19	1	H	B	Ap		+	+	+		
252	<i>Potentilla argentea</i> L. s.s.	3	2	H	B	Ap		+				
253	<i>Potentilla fruticosa</i> L.	-	1	N	K	U						
254	<i>Potentilla reptans</i> L.	-	1	H	B	Ap						
255	<i>Prunella vulgaris</i> L.	-	2	H	B	Sp			+	+	+	
256	<i>Prunus avium</i> L.	4	10	M	D	U		+	+	+		
257	<i>Prunus cerasifera</i> Ehrh. 'Pissardi'	4	2	M	D	U			+	+		+
258	<i>Prunus domestica</i> subsp. <i>syriaca</i> L.	8	9	M	D	U			+	+		
259	<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	3	24	N, M	D	Ap			+	+		+
260	<i>Pulmonaria obscura</i> Dumort.	-	1	H	B	Sp	+	+	+		+	
261	<i>Pyrus communis</i> L.	3	6	M	D	Ap		+	+	+		+
262	<i>Quercus robur</i> L.	11	67	M	D	Ap		+	+	+		+
263	<i>Quercus rubra</i> L.	-	1	M	D	U			+			+
264	<i>Ranunculus acris</i> L. s. s.	2	3	H	B	Ap		+	+			
265	<i>Ranunculus auricomus</i> L. S. L.	2	-	H	B	Sp	+	+	+			
266	<i>Ranunculus repens</i> L.	4	9	H	B	Ap		+	+			
267	<i>Reynoutria sachalinensis</i> (F. Schmidt) Nakai	-	2	G, H	B	D						
268	<i>Ribes nigrum</i> L.	-	4	N	K	Arch	+	+	+	+	+	
269	<i>Ribes rubrum</i> L.	-	2	N	K	Ergf			+	+		
270	<i>Ribes spicatum</i> Robson	2	1	N	K	Ap		+	+	+		
271	<i>Ribes uva-crispa</i> L.	1	5	N	K	Ken	+	+	+	+		
272	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	9	12	M	D	Ken			+	+	+	+
273	<i>Rosa canina</i> L.	22	9	N	K	Ap		+	+	+	+	+
274	<i>Rubus caesius</i> L.	10	27	N	K	Ap		+	+	+	+	
275	<i>Rubus idaeus</i> L.	3	21	N	K	Sp		+	+	+	+	
276	<i>Rubus plicatus</i> W. et N.	2	-	N	K	Ap		+	+	+	+	
277	<i>Rumex acetosa</i> L.	8	13	H	B	Ap		+	+	+	+	
278	<i>Rumex acetosella</i> L.	-	9	G	B	Ap		+	+			
279	<i>Rumex crispus</i> L.	2	6	H	B	Ap			+		+	
280	<i>Rumex hydrolapathum</i> Huds.	1	-	Hy	B	Sp		+	+		+	
281	<i>Rumex obtusifolius</i> L.	2	8	H	B	Ap		+	+		+	
282	<i>Rumex thyrsiflorus</i> Fingerh.	5	4	H	B	Ap		+	+		+	
283	<i>Sagina nodosa</i> L.	-	4	C	B	Ap						
284	<i>Sagina procumbens</i> L.	1	1	C	B	Ap						
285	<i>Salix alba</i> L. spp. <i>alba</i>	26	9	M	D	Ap		+	+		+	+
286	<i>Salix aurita</i> L.	5	8	N	K	Ap		+	+			+
287	<i>Salix caprea</i> L.	2	4	M	K	Ap		+	+			+
288	<i>Salix cinerea</i> L.	10	13	N	K	Sp		+	+			+
289	<i>Salix fragilis</i> L.	5	3	M	D	Sp		+	+		+	+
290	<i>Salix pentandra</i> L.	1	-	M	K	Sp			+		+	+
291	<i>Salix purpurea</i> L.	1	-	N	K	Ap		+	+		+	+
292	<i>Sambucus nigra</i> L.	62	68	N	K	Ap		+	+	+	+	+
293	<i>Sambucus racemosa</i> L.	-	1	N	K	Ap			+			+
294	<i>Saponaria officinalis</i> L.	2	-	H	B	Ap		+	+	+	+	
295	<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	2	2	G	B	Sp		+				
296	<i>Secale cereale</i> L.	-	4	T	JR	U						
297	<i>Senecio jacobea</i> L.	1	2	H	B	Ap			+			
298	<i>Senecio vulgaris</i> L.	3	4	H, T	JR, B	Arch		+	+			
299	<i>Setaria viridis</i> (L.) P. Beauv.	2	1	T	JR	Arch						

*Fitocenotyczne i przestrzenne kryteria kształtowania leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych
w młodogłacjalnym krajobrazie rolniczym*

Lp.	Nazwa łacińska gatunku	RP-S*	RN*	FŻ	TP	GG-H	GWSL	GL	GM	GJ	GLe	GE
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
300	<i>Silene alba</i> (Mill.) E. H. L. Krause	18	30	T, H	JR, DL	Ap		+	+			
301	<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	6	9	H	B	Ap			+			
302	<i>Sinapis arvensis</i> L.	3	5	T	JR	Arch			+	+		
303	<i>Sisymbrium officinale</i> (L.) Scop.	2	19	T	JR	Arch			+		+	
304	<i>Solanum dulcamara</i> L.	3	1	Ch	B	Ap		+	+		+	
305	<i>Solanum nigrum</i> L. em. Mill.	1	2	T	JR	Arch			+			
306	<i>Solidago canadensis</i> L.	2	10	H	B	Epek		+	+	+	+	
307	<i>Sonchus arvensis</i> L.	13	5	H	B	ap			+			
308	<i>Sonchus palustris</i> L.	6	-	H	B	Sp			+			
309	<i>Sorbus aucuparia</i> L. Em. Hedl.	7	24	M	D	Sp		+	+	+	+	+
310	<i>Stachys sylvatica</i> L.	2	18	H	B	Sp	+	+	+	+	+	
311	<i>Stellaria graminea</i> L.	-	3	H	B	Ap			+			
312	<i>Stellaria holostea</i> L.	-	2	Ch	B	Sp	+	+	+			
313	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	8	23	T	JR	Ap		+	+	+	+	
314	<i>Symphoricarpos albus</i> (L.) S. F. Blake	2	-	N	K	D		+	+			+
315	<i>Symphytum officinale</i> L.	8	1	H	B	Sp		+	+	+		
316	<i>Syringa vulgaris</i> L.	1	2	N	K	Arch		+	+			+
317	<i>Tanacetum vulgare</i> L.	-	14	H	B	Ap			+	+	+	
318	<i>Taraxacum officinale</i> F. H. Wigg.	22	20	H	B	Ap		+	+	+	+	
319	<i>Taxus baccata</i> L.	1	-	M	D	U		+	+	+	+	
320	<i>Tilia cordata</i> Mill.	1	6	M	D	Sp		+	+	+	+	+
321	<i>Tilia platyphyllos</i> Scop.	-	2	M	D	Ap		+	+		+	+
322	<i>Torilis japonica</i> D.C.	9	12	H	JR	Arch		+				
323	<i>Tragopogon pratensis</i> L. s. s.	1	9	H	DL	Ap			+	+	+	
324	<i>Trifolium arvense</i> L.	3	-	T	JR	Ap			+		+	+
325	<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	-	3	T	JR	Ap						
326	<i>Trifolium medium</i> L.	-	2	H	B	Ap		+	+			+
327	<i>Trifolium pratense</i> L.	4	2	H	B	Ap			+	+		+
328	<i>Trifolium repens</i> L.	9	10	H	B	Ap		+	+	+	+	+
329	<i>Tripleurospermum maritimum</i> subsp. <i>inodorum</i> (L.) Appleq	8	18	H	B	Arch						
330	<i>Triticum aestivum</i> L.	14	11	T	JR	U				+		
331	<i>Tussilago farfara</i> L.	1	-	G	B	Ap		+	+	+	+	
332	<i>Ulmus laevis</i> Pall.	6	11	M	D	Sp		+	+			+
333	<i>Ulmus minor</i> Mill. var. <i>Emend.</i> Richens	7	-	M	D	Ap		+	+	+		+
334	<i>Urtica dioica</i> L.	83	85	H	B	Ap		+	+	+	+	
335	<i>Valeriana officinalis</i> L.	4	-	H	B	Sp		+	+	+	+	
336	<i>Verbascum thapsus</i> L.	1	-	H	B	Ap			+		+	
337	<i>Veronica chamaedrys</i> L.	-	13	C	B	Ap		+				
338	<i>Veronica hederifolia</i> L. s. s.	2	3	T	JR	Ap		+	+		+	
339	<i>Veronica officinalis</i>	1	-	C	B	Ap		+	+		+	
340	<i>Viburnum opulus</i> L.	6	2	N	K	Sp		+	+	+	+	+
341	<i>Vicia cracca</i> L.	6	17	H	B	Ap			+			
342	<i>Vicia hirsuta</i> (L.) S. F. Gray	5	9	T	JR	Arch			+			
343	<i>Vicia sativa</i> L.	-	3	T	JR	Arch			+			
344	<i>Vicia sepium</i> L.	4	7	H	B	Sp		+	+			
345	<i>Vicia tetrasperma</i> (L.) Schreb.	-	7	T	JR	Arch			+			
346	<i>Vicia villosa</i> Roth.	4	-	H	JR, DL	Arch			+			
347	<i>Vinca minor</i> L.	1	-	C	B	Arch	+	+			+	
348	<i>Viola arvensis</i> Murray	9	16	T	JR	Arch			+		+	
349	<i>Viola odorata</i> L.	2	-	H	B	Ap		+	+	+	+	
350	<i>Viola reichenbachiana</i> Jordan ex Bor.	1	2	H	B	Ap	+	+	+			

Objaśnienia kolumn:

Formy życiowe: Ch – chamefit zdrewniały, C – chamefit niezdrewniały, G – geofit, H – hemikryptofit, Hy – hydrofit, N – nanofanerofit, M – megafanerofit, T – terofit, PP – półpasożyt.

Trwałość pędów: D – drzewo, K – krzew, B – bylina, DL – roślina dwuletnia, JR – roślina jednoroczna.

Grupa geograficzno-historyczna: Ap – apofity, Arch – archeofity, Cham – chamefit, Efem – efemerofity, Epek – epekofity, Ergf – ergazjofity, Hem – hemiagriofity, Holag – holoagriofity, Ken – kenofity, Sp – spontaneofity.

Załącznik nr 2. Gatunki wskaźnikowe starych lasów występujące w badanych leśnych i zadrzewionych wyspach środowiskowych na terenie RP-S^x i RN^x wraz z ich charakterystyką (An1 – anemochor szybujący; An2 – anemochor lekki lub ciężki; B – barochor (rozprzestrzeniania diaspór roślin polegający na ich spadaniu na ziemię pod wpływem siły grawitacji); En – endozoochor (rozprzestrzenianie się diaspór poprzez ich przenoszenie wewnątrz organizmu zwierząt - w tym ludzi); Ep – epizoochor (rozprzestrzenianie się diaspór poprzez ich przenoszenie na powierzchni ciała zwierząt); M – myrmekochor (mrówkosiewność = roznoszenie nasion roślin przez mrówki); ^x – w ujęciu całej wyspy środowiskowej

Lp.	Gatunek	RP-S	RN	Typ rozsiewania	Dyspersja (m ² *rok ⁻¹)
1.	<i>Actea spicata</i> L.	0	3	En	0,15*
2.	<i>Aegopodium podagraria</i> L.	20	31	B	0,64**
3.	<i>Ajuga reptans</i> L.	1	0	M	1,90**
4.	<i>Asarum europaeum</i> L.	2	0	M	0,44***
5.	<i>Athyrium filix-femina</i> (L.) Roth	0	3	An1	0,25*
6.	<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P. Beauv.	0	8	Ep	0,77*
7.	<i>Campanula latifolia</i> L.	0	1	An2	0,13*
8.	<i>Carex sylvatica</i> Huds.	2	0	M	0,30*
9.	<i>Corydalis solida</i> (L.) Clairv.	0	1	M	0,70****
10.	<i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott	2	31	An1	0,18*
11.	<i>Epilobium montanum</i> L.	7	1	An2	1,60*****
12.	<i>Equisetum sylvaticum</i> L.	5	6	An1	0,14**
13.	<i>Festuca altissima</i> All.	0	30	Ep	0,51*
14.	<i>Festuca gigantea</i> L. Vill.	0	1	Ep	0,51*
15.	<i>Gagea lutea</i> (L.) Ker Gawl.	0	1	M	0,25*
16.	<i>Galeobdron luteum</i> Huds.	3	0	M	0,27*****
17.	<i>Galanthus nivalis</i> L.	0	1	M	2,00*****
18.	<i>Galium odoratum</i> (L.) Scop.	4	0	Ep	0,20*/**
19.	<i>Galium sylvaticum</i> L.	1	0	An2	0,40**
20.	<i>Geum urbanum</i> L.	47	61	Ep	1,47**
21.	<i>Hedera helix</i> L.	2	2	En	0,72*
22.	<i>Impatiens noli-tangere</i> L.	0	1	Au	1,74**
23.	<i>Listera ovata</i> (L.) R. Br.	1	0	An1	0,34*
24.	<i>Luzula pilosa</i> L.	0	1	M	0,72*****
25.	<i>Melampyrum pratense</i> L.	0	1	M	0,91°
26.	<i>Mycelis muralis</i> (L.) Dum.	2	8	An2	0,53°°
27.	<i>Poa nemoralis</i> L.	10	39	An2	0,47*
28.	<i>Pulmonaria obscura</i> Dumort.	0	1	M	0,39*
29.	<i>Ranunculus auricomus</i> L. s. L.	2	0	Ep	0,40°°°
30.	<i>Ribes nigrum</i> L.	0	4	En	0,72*****
31.	<i>Ribes uva-crispa</i> L.	1	5	En	0,72*****
32.	<i>Stachys sylvatica</i> L.	2	18	Ep	0,91**
33.	<i>Stellaria holostea</i> L.	0	2	B	0,46*
34.	<i>Vinca minor</i> L.	1	0	M	2,00*****
35.	<i>Viola reichenbachiana</i> Jordan ex Bor.	1	2	M	0,30**

* Brunet i Oheimb (1998); ** Orczevska (2009b); *** Orczevska (2011); **** Fokuhl i in. (2019);

***** Vittoz i Engler (2007); ***** Dzwonko (2001a);

° Heinken (2004); °° Dzwonko (2001b); °°° Petersen i Philipp (2001)

Załącznik nr 3. Współczynniki korelacji między badanymi parametrami fitocenotycznymi, a wybranymi charakterystykami przestrzennymi na RP-S i RN

Tabela 1. Współczynniki korelacji między badanymi parametrami fitocenotycznymi, a wybranymi charakterystykami przestrzennymi na RP-S

Charakterystyki przestrzenne	Parametry fitocenotyczne																	
	SHANNON			SIMPSON			SR			GWSL			GL			GP		
	ALL	I	E	ALL	I	E	ALL	I	E	ALL	I	E	ALL	I	E	ALL	I	E
AREA	0,0477	-0,0020	0,1491	0,0074	0,0048	0,0654	0,4449***	0,3905***	0,3983***	0,0177	0,0359	-0,0277	0,3737***	0,3834***	0,2453*	0,4524***	0,2406*	0,3972***
SHAPE	0,2373*	0,1916	0,2134*	0,2249*	0,2633**	0,1812	0,1596	0,1424	0,1349	0,1083	0,1101	0,1296	0,1750	0,1167	0,1839	0,0949	0,1483	0,0687
FRAC	0,2092*	0,1534	0,1788	0,2409*	0,2514*	0,2071*	0,0919	0,1004	0,0929	0,0728	0,0780	0,1043	0,1366	0,0600	0,1891	-0,0060	0,1240	0,0195
CIRCLE	0,1523	0,0422	0,1969	0,1890	0,1354	0,2132*	0,0702	0,0508	0,1163	0,0210	0,0305	0,0912	0,0995	0,0019	0,1784	0,0053	0,0945	0,0617
ENN	-0,0262	0,1070	-0,0459	-0,0651	0,0606	-0,1088	-0,0660	-0,0345	-0,0697	-0,1870	-0,1884	-0,1126	-0,0693	-0,0379	-0,0553	-0,0549	0,0011	-0,0688
PROX_100	0,0804	0,0372	0,0637	0,0851	0,0298	0,0683	-0,0459	0,0041	-0,0088	0,0025	0,0122	0,0467	0,0098	0,0294	0,0424	-0,1196	-0,0576	-0,0311
PROX_200	0,0712	0,0363	0,0541	0,0766	0,0318	0,0561	-0,0629	-0,0031	-0,0241	-0,0121	-0,0034	0,0323	-0,0019	0,0275	0,0307	-0,1354	-0,0770	-0,0447
PROX_500	0,0694	0,0339	0,0533	0,0747	0,0280	0,0558	-0,0656	-0,0066	-0,0270	-0,0131	-0,0045	0,0329	-0,0052	0,0239	0,0277	-0,1370	-0,0772	-0,0459
PROX_1000	0,0651	0,0292	0,0506	0,0703	0,0221	0,0530	-0,0688	-0,0105	-0,0300	-0,0151	-0,0070	0,0321	-0,0089	0,0206	0,0242	-0,1390	-0,0809	-0,0480
PROX_2000	0,0670	0,0297	0,0529	0,0718	0,0216	0,0549	-0,0662	-0,0108	-0,0262	-0,0138	-0,0063	0,0337	-0,0075	0,0208	0,0259	-0,1353	-0,0822	-0,0430
PROX_4000	0,0661	0,0287	0,0522	0,0708	0,0206	0,0540	-0,0671	-0,0119	-0,0271	-0,0145	-0,0073	0,0336	-0,0085	0,0197	0,0250	-0,1359	-0,0828	-0,0436
I_100	-0,1561	-0,1536	-0,1421	-0,0956	-0,1463	-0,0661	-0,3089**	-0,3276**	-0,2559*	-0,1517	-0,1498	-0,1032	-0,3290**	-0,4008***	-0,2021*	-0,2398*	0,0039	-0,1767
I_200	-0,0991	-0,1062	-0,0990	-0,0516	-0,0721	-0,0339	-0,2208*	-0,2691**	-0,2067*	-0,0887	-0,0777	-0,0388	-0,2509*	-0,3274**	-0,1689	-0,1589	0,0002	-0,1404
I_500	0,0461	-0,0386	0,0428	0,0825	0,0231	0,1069	0,0765	-0,0008	0,0332	0,0658	0,0711	0,0774	0,0292	-0,0821	0,0395	0,0806	0,1897	0,0728
I_1000	0,1367	0,0557	0,0869	0,1928	0,1481	0,1924	0,1204	0,1253	0,0677	0,0319	0,0876	0,0008	0,1015	0,0354	0,1284	0,0958	0,2501*	0,0574
I_2000	0,1538	0,0653	0,1434	0,1958	0,1770	0,2190*	0,0356	0,0297	0,1007	-0,0890	-0,0236	-0,1500	0,0586	-0,0275	0,1620	-0,0028	0,1401	0,0566
I_4000	0,1857	0,1578	0,1517	0,2172*	0,2026*	0,2192*	0,0190	0,0526	0,1083	-0,0475	-0,0098	-0,1066	0,0662	0,0115	0,1746	-0,0428	0,1230	0,0176

* - $p < 0,05$, ** - $p < 0,01$, *** $p < 0,001$

SHANNON – wskaźnik różnorodności Shannon'a; SIMPSON – wskaźnik różnorodności Simpson'a; SR – ogólne bogactwo gatunkowe roślin (liczba gatunków); GWSL – gatunki wskaźnikowe starych lasów; GL – gatunki leśne; GP – gatunki pozostałe
 ALL – cała wyspa; I – strefa wewnętrzna SFP (interior); E – strefa zewnętrzna SFP (ekoton)

Tabela 2. Współczynniki korelacji między parametrami fitocenotycznymi a wybranymi charakterystykami przestrzennymi na RN

Charakterystyki przestrzenne	Parametry fitocenotyczne																	
	SHANNON			SIMPSON			SR			GWSL			GL			GP		
	ALL	I	E	ALL	I	E	ALL	I	E	ALL	I	E	ALL	I	E	ALL	I	E
AREA	0,1142	0,2512*	0,3624***	0,2416*	0,1353	0,3885***	0,4213***	0,3326**	0,3333**	0,1622	0,1553	0,0280	0,4384***	0,3783***	0,2668**	0,2578**	0,1305	0,2353*
SHAPE	0,1039	0,2277*	0,0452	0,2136*	0,1685	0,2008*	0,1358	-0,0214	0,2066*	0,0006	-0,0583	0,1935	0,1985*	-0,0019	0,3701***	-0,0141	-0,0839	-0,0081
FRAC	0,0475	0,1671	-0,1291	0,1592	0,1508	0,0489	0,0174	-0,1285	0,1356	-0,0765	-0,1101	0,1487	0,0678	-0,1157	0,2674**	-0,0686	-0,1324	-0,0286
CIRCLE	0,0247	0,1125	-0,0963	0,1716	0,1554	0,0755	-0,0132	-0,0927	0,0668	-0,0368	-0,0908	0,1942	0,0408	-0,0842	0,1887	-0,1020	-0,1143	-0,0645
ENN	0,1478	0,0394	-0,1789	0,1192	0,1199	-0,1509	0,0356	-0,0145	0,0408	0,0871	0,1650	3	-0,0499	-0,0987	-0,0587	0,1804	0,0477	0,1283
PROX_100	-0,0151	0,0998	0,0571	-0,0004	0,0054	0,1283	0,0390	0,0232	0,1211	-0,1075	-0,0987	-0,0596	0,0952	0,0328	0,1144	-0,0313	0,0415	0,0496
PROX_200	-0,0153	0,0995	0,0574	-0,0005	0,0053	0,1287	0,0391	0,0231	0,1211	-0,1075	-0,0989	-0,0592	0,0953	0,0326	0,1145	-0,0310	0,0415	0,0496
PROX_500	-0,0157	0,0991	0,0575	-0,0004	0,0053	0,1290	0,0385	0,0227	0,1205	-0,1082	-0,0992	-0,0603	0,0946	0,0323	0,1137	-0,0312	0,0414	0,0493
PROX_1000	-0,0109	0,0959	0,0448	0,0007	0,0046	0,1311	0,0368	0,0175	0,1199	-0,1174	-0,1069	-0,0674	0,0923	0,0250	0,1078	-0,0305	0,0440	0,0544
PROX_2000	-0,0156	0,0989	0,0578	-0,0002	0,0053	0,1293	0,0386	0,0228	0,1203	-0,1078	-0,0989	-0,0603	0,0947	0,0324	0,1134	-0,0312	0,0416	0,0493
PROX_4000	-0,0157	0,0988	0,0578	-0,0004	0,0052	0,1292	0,0386	0,0230	0,1203	-0,1078	-0,0988	-0,0605	0,0947	0,0325	0,1133	-0,0311	0,0419	0,0494
L_100	-0,0835	-0,1959	-0,5158***	-0,1538	-0,0284	-0,4961***	-0,3749***	-0,3754***	-0,2085*	-0,2457*	-0,1993*	-0,1620	-0,4295***	-0,4280***	-0,2221*	-0,1591	-0,1460	-0,1008
L_200	-0,0264	-0,1662	-0,4739***	-0,0860	0,0081	-0,4683***	-0,3372**	-0,3546***	-0,1951	-0,2045*	-0,1615	-0,1829	-0,3766***	-0,3975***	-0,1854	-0,1854	-0,1637	-0,1115
L_500	0,0752	0,0257	-0,3529***	0,1520	0,2003*	-0,3415***	-0,2206*	-0,2668**	-0,1191	-0,0787	-0,0854	-0,0203	-0,2569**	-0,2855**	-0,0289	-0,1647	-0,1705	-0,1512
L_1000	0,0424	0,0727	-0,2592**	0,0994	0,1444	-0,3043**	-0,1157	-0,1430	-0,0416	0,0273	-0,0134	0,1047	-0,1205	-0,1160	0,0290	-0,1238	-0,1412	-0,0997
L_2000	-0,0466	0,0208	-0,1061	-0,0367	0,0454	-0,2824**	-0,0493	0,0848	-0,0299	-0,0365	-0,0733	0,0916	-0,0106	0,1065	0,0389	-0,1099	0,0296	-0,0880
L_4000	-0,0790	0,0316	0,0516	-0,0129	0,0519	-0,1464	-0,0219	0,1094	-0,0436	-0,0440	-0,0811	0,1209	0,0251	0,1514	0,0349	-0,1234	0,0365	-0,1037

* - $p < 0,05$, ** - $p < 0,01$, *** $p < 0,001$

objaśnienia jak w tabeli 1.

Załącznik nr 4. Analiza regresji skokowej postępującej dla SFP na RP-S i RN

Analiza regresji skokowej postępującej – SFP na RP-S

Wskaźnik różnorodności Shannon’a (SHANNON). Analiza wyników estymacji parametrów modelu wykazała, że tylko jedna z rozpatrywanych zmiennych objaśniających miała statystycznie istotny wpływ na wskaźnik różnorodności Shannon’a w obrębie całej wyspy oraz w strefie ekotonowej, przy uwzględnieniu wszystkich zmiennych niezależnych (tabela 1). Czynnikiem stymulującym okazał się wskaźnik kształtu *SHAPE*, gdzie wraz ze wzrostem danej zmiennej objaśniającej, wartości wskaźnika różnorodności Shannon’a zwiększyły się w obrębie całej wyspy środowiskowej (ALL) oraz w strefie ekotonowej (E). Model ten był jednak słabo dopasowany do danych. Wyniki przeprowadzonej analizy wskazały, że przyjęte zmienne niezależne pozwoliły na wyjaśnienie sporadycznych przypadków (4,6% i 3,5%, odpowiednio).

Tabela 1. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla wskaźnika różnorodności Shannon’a (SHANNON)

Charakterystyki przestrzenne	Parametry fitocenotyczne								
	SHANNON ALL <i>adjR</i> ² = 4,6%			SHANNON I <i>adjR</i> ² = --			SHANNON E <i>adjR</i> ² = 3,5%		
	<i>β</i>	<i>p</i>	<i>η</i> ²	<i>β</i>	<i>p</i>	<i>η</i> ²	<i>β</i>	<i>p</i>	<i>η</i> ²
<i>SHAPE</i>	0,2373	0,0193	0,06	NS			0,2134	0,0358	0,05

Pozostałe zmienne z tabeli 21 (doktorat) zostały wykluczone podczas budowy modeli, ponieważ były nieistotne statystycznie.

ALL – całe SFP, I – interior (wnętrze SFP), E – strefa ekotonowa SFP

*adjR*² – skorygowany współczynnik determinacji, *β* – standaryzowany współczynnik regresji, *p* – poziom istotności, *η*² – współczynnik determinacji cząstkowej, NS – nieistotne statystycznie

Wskaźnik różnorodności Simpson’a (SIMPSON). Wyniki analizy wskazały, iż istotnymi statystycznie predyktorami wskaźnika różnorodności Simpson’a (SIMPSON ALL) były dwie zmienne objaśniające: wskaźnik izolacji *I_4000* oraz wskaźnik kształtu *FRAC* (tabela 2). W otrzymanym modelu czynnikami pozytywnie oddziałującymi na zmienną objaśnianą były: wskaźnik izolacji (*I_4000*) oraz wskaźnik kształtu (*FRAC*). Wyniki wskazały, że wraz ze wzrostem wskaźnika *FRAC* oraz *I_4000*, różnorodność Simpson’a wzrosła, przy założeniu, że pozostałe zmienne objaśniające pozostaną na tym samym poziomie. Model ten był jednak słabo dopasowany do danych (*adjR*² = 10,8%).

W uzyskanym modelu jedna zmienna okazała się być istotnym statystycznie predyktorem różnorodności Simpson’a wyznaczonego dla wnętrza SFP. Był to wskaźnik kształtu *SHAPE* i miał on dodatni wpływ na omawianą zmienną. Zgodnie z analizą, wraz

ze wzrostem omawianego wskaźnika kształtu, różnorodność w interiorze wzrośnie. Model ten był jednak również słabo dopasowany do danych ($adjR^2 = 6,0\%$).

Wyniki badań wykazały, iż istotnymi statystycznie predyktorami różnorodności Simpson'a w strefie ekotonowej był wskaźnik izolacji (I_{4000}). Miał on dodatni wpływ na omawianą zmienną. Wraz ze wzrostem stopnia izolacji, przy promieniu poszukiwań 4 km, różnorodność w ekotonie wzrośnie. Zależność ta jest poprawna przy założeniu, że pozostałe zmienne objaśniające pozostaną na tym samym poziomie. Uzyskany model był słabo dopasowany do danych i pozwolił wyjaśnić ok. 6,9% zmienności modelowanej zmiennej zależnej.

Tabela 2. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla wskaźnika różnorodności Simpson'a (SIMPSON)

Charakterystyki przestrzenne	Parametry fitocenotyczne								
	SIMPSON ALL $adjR^2 = 10,8\%$			SIMPSON I $adjR^2 = 6,0\%$			SIMPSON E $adjR^2 = 6,9\%$		
	β	p	η^2	β	p	η^2	β	p	η^2
I_{4000}	0,1967	0,0486	0,04	NS			0,2347	0,0195	0,05
FRAC	0,1998	0,0447	0,04	NS			NS		
SHAPE		NS		0,2633	0,0092	0,07	NS		

objaśnienia jak w tab. 1.

Ogólne bogactwo gatunkowe roślin (SR). Wyniki analizy regresji wykazały, że istotnym statystycznie predyktorem ogólnego bogactwa gatunkowego w obrębie całego SFP (SR ALL) oraz strefy ekotonowej (SR E) była powierzchnia płata (tabela 3). W otrzymanym modelu czynnik ten miał dodatni wpływ na zmienną objaśnianą, co oznacza, że wraz ze wzrostem wskaźnika AREA, liczba gatunków na całej powierzchni wyspy i w ekotonie zwiększy się. Model ten pozwalał wyjaśnić kolejno: 18,9% i 15,0% przypadków, co wskazywało na jego słabe dopasowanie do danych.

Na podstawie analizy można stwierdzić, iż w uzyskanym modelu dwie zmienne okazały się być istotnymi statystycznie predyktorami SR wyznaczonego dla wnętrza SFP. Czynnikiem pozytywnie oddziałującym była powierzchnia wyspy środowiskowej. Wzrost tej miary powodował przyrost wskaźnika SR, przy czym model ten wyjaśniał 20,1% wariacji zmiennej objaśnianej.

Tabela 3. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla liczby wszystkich gatunków (SR)

Charakterystyki przestrzenne	Parametry fitocenotyczne								
	SR ALL $adjR^2 = 18,9\%$			SR I $adjR^2 = 20,1\%$			SR E $adjR^2 = 15,0\%$		
	β	p	η^2	β	p	η^2	β	p	η^2
AREA	0,4449	< 0,001	0,20	0,3335	0,0006	0,11	0,3983	0,0001	0,16

objaśnienia jak w tab. 21

Liczba gatunków leśnych (GL). Analiza wyników estymacji parametrów modelu wykazała, że tylko jedna z rozpatrywanych zmiennych objaśniających miała statystycznie istotny wpływ na liczbę gatunków leśnych w ujęciu całej wyspy (tabela 4). Czynnikiem stymulującym była powierzchnia SFP (*AREA*), gdzie wraz ze wzrostem danej zmiennej objaśniającej, zwiększył się GL ALL. Wyniki przeprowadzonej analizy wskazały, że przyjęte zmienne niezależne pozwalają na wyjaśnienie 13,1% przypadków – model ten był słabo dopasowany do danych.

W uzyskanym modelu jedna zmienna okazała się być istotnym statystycznie predyktorem liczby gatunków leśnych we wnętrzu SFP (GL I) i miała ona ujemny związek z omawianą zmienną zależną. Był to wskaźnik izolacji (*I_100*). Wraz ze wzrostem stopnia izolacji, przy promieniu poszukiwań 100 m, liczba gatunków leśnych w interiorze zmaleje, przy założeniu, że pozostałe zmienne objaśniające pozostaną na tym samym poziomie. Uzyskany model pozwalał wyjaśnić ok. 18,2% zmienności modelowanej zmiennej zależnej.

Wyniki badań wskazały, iż istotnymi statystycznie predyktorami liczby gatunków leśnych w strefie ekotonowej (GL E) były powierzchnia i wskaźnik izolacji (*I_4000*) oraz miały one dodatni związek z omawianą zmienną zależną. Z analizy wynikało, iż wzrost wskaźnika *AREA* i izolacji *I_4000* miał pozytywny wpływ na wzrost wartości zmiennej zależnej przy założeniu, że zmienne objaśniające pozostaną na tym samym poziomie. Uzyskany model był słabo dopasowany do danych i pozwalał wyjaśnić ok. 8,2% zmienności modelowanej zmiennej zależnej.

Tabela 4. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla liczby gatunków leśnych (GL)

Charakterystyki przestrzenne	Parametry fitocenotyczne								
	GL ALL			GL I			GL E		
	<i>adjR</i> ² = 13,1%			<i>adjR</i> ² = 18,2%			<i>adjR</i> ² = 8,2%		
	β	<i>p</i>	η^2	β	<i>p</i>	η^2	β	<i>p</i>	η^2
<i>AREA</i>	0,3737	0,0002	0,14	NS			0,2677	0,0077	0,07
<i>I_100</i>				-0,3371	0,0008	0,10	NS		
<i>I_4000</i>				NS			0,2040	0,0408	0,04

objaśnienia jak w tab. 1

Liczba gatunków pozostałych roślin (GP). W uzyskanym modelu jedna zmienna okazała się być istotnym statystycznie predyktorem liczby gatunków nieleśnych w obrębie całego SFP (GP ALL) (tabela 5). Był to wskaźnik *AREA* i miał on dodatni związek z omawianą zmienną zależną. Zgodnie z analizą, wraz ze wzrostem powierzchni,

różnorodność wzrosła. Model ten był jednak słabo dopasowany do danych ($adjR^2 = 19,6\%$).

Wyniki analizy wskazały, iż istotnymi statystycznie predyktorami liczby gatunków leśnych występujących we wnętrzu wyspy (GP I) były dwie zmienne objaśniające: powierzchnia (*AREA*) i wskaźnik izolacji *I_1000*. W otrzymanym modelu czynnikami pozytywnie oddziałującymi na zmienną objaśnianą były *AREA* i wskaźnik izolacji *I_1000*. Wraz ze wzrostem izolacji i powierzchni, różnorodność wzrosła, przy założeniu, że pozostałe zmienne objaśniające pozostaną na tym samym poziomie. Model ten był jednak słabo dopasowany do danych, gdyż zaledwie ok. 14,1% przypadków można wyjaśnić tą zależnością.

Na podstawie badań można stwierdzić, że istotnym statystycznie predyktorem liczby gatunków pozostałych w strefie ekotonowej (GP E) była powierzchnia *SFP*. Czynnikiem ten miał dodatni związek z omawianą zmienną. Z analizy wynikało, iż wzrost tej miary spowoduje wzrost wartości zmiennej zależnej, przy założeniu, że pozostałe zmienne objaśniające pozostaną na tym samym poziomie. Model ten był jednak słabo dopasowany do danych ($adjR^2 = 14,9\%$).

Tabela 5. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla liczby pozostałych gatunków

Charakterystyki przestrzenne	Parametry fitocenotyczne								
	GP ALL $adjR^2 = 19,6\%$			GP I $adjR^2 = 14,1\%$			GP E $adjR^2 = 14,9\%$		
	β	<i>p</i>	η^2	β	<i>p</i>	η^2	β	<i>p</i>	η^2
<i>AREA</i>	0,4524	< 0,0001	0,20	0,2044	0,0379	0,04	0,3972	0,0001	0,16
<i>I_1000</i>	NS			0,2538	0,0087	0,06	NS		

objaśnienia jak w tab. 1

Liczba gatunków wskaźnikowych starych lasów (GWSL). Analiza regresji krokowej postępującej wykazała, że dla gatunków starych lasów brak było istotnych predyktorów.

Analiza regresji skokowej postępującej – SFP na RN

Wskaźnik różnorodności Shannon'a (SHANNON). Analiza wyników estymacji parametrów modelu wykazała, że tylko jedna z rozpatrywanych zmiennych objaśniających miała statystycznie istotny wpływ na wskaźnik różnorodności Shannon'a w interiorze (tabela 6). Czynnikiem mającym pozytywny związek ze zmienną zależną była powierzchnia *SFP* (*AREA*). Wraz ze wzrostem danej zmiennej objaśniającej, różnorodność Shannon'a zwiększała się. Model ten był jednak słabo dopasowany do danych. Wyniki tej

analizy wskazują, że przyjęte zmienne niezależne pozwalają na wyjaśnienie zaledwie 5,4% przypadków.

W uzyskanym modelu jedna zmienna okazała się być istotnym statystycznie predyktorem różnorodności Shannon'a wyznaczonego dla strefy ekotonowej SFP. Był to wskaźnik izolacji (I_{100}) mający ujemny związek z omawianym parametrem. Zgodnie z analizą, wraz ze wzrostem zmiennej objaśniającej, różnorodność w ekotonie zmaleje. Model ten był jednak słabo dopasowany do danych ($adjR^2 = 25,9\%$).

Tabela 6. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla wskaźnika Shannon

Charakterystyki przestrzenne	Parametry fitocenotyczne								
	SHANNON ALL $adjR^2 = --$			SHANNON I $adjR^2 = 5,4\%$			SHANNON E $adjR^2 = 25,9\%$		
	β	p	η^2	β	p	η^2	β	p	η^2
AREA		NS		0,2512	0,0117	0,06			NS
I_{100}		NS			NS		-0,5158	< 0,0001	0,27

objaśnienia jak w tab. 1

Wskaźnik różnorodności Simpson'a (SIMPSON). Wyniki analizy wskazały, iż istotnymi statystycznie predyktorami wskaźnika różnorodności Simpson'a (ALL, I) były dwie zmienne objaśniające: AREA i wskaźnik izolacji I_{500} (tabela 7). Czynniki te miały dodatni związek ze różnorodnością Simpson'a wyznaczoną dla całego SFP. Wyniki wskazały, że wraz ze wzrostem powierzchni oraz I_{500} , różnorodność Simpson'a (ALL, I) wzrośnie, przy założeniu, że pozostałe zmienne objaśniające pozostaną na tym samym poziomie. Model ten był jednak słabo dopasowany do danych, odpowiednio: 9,5% i 6,3%.

W uzyskanym modelu jedna zmienna okazała się być istotnym statystycznie predyktorem różnorodności Simpson'a wyznaczonego dla strefy ekotonowej SFP. Był to wskaźnik izolacji I_{100} i miał on ujemny związek z omawianą zmienną. Zgodnie z analizą, wraz ze wzrostem wskaźnika izolacji, różnorodność Simpson'a w ekotonie zmaleje. Model ten był jednak również słabo dopasowany do danych ($adjR^2 = 23,8\%$).

Tabela 7. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla wskaźnika Simpson

Charakterystyki przestrzenne	Parametry fitocenotyczne								
	SIMPSON ALL $adjR^2 = 9,5\%$			SIMPSON I $adjR^2 = 6,3\%$			SIMPSON E $adjR^2 = 23,8\%$		
	β	p	η^2	β	p	η^2	β	p	η^2
AREA	0,3138	0,0023	0,09	0,2130	0,0391	0,04			NS
I_{100}		NS			NS		-0,4961	< 0,001	0,25
I_{500}	0,2447	0,0163	0,05	0,2632	0,0112	0,06			NS

objaśnienia jak w tab. 21

Ogólne bogactwo gatunkowe (SR). Wyniki analizy regresji wykazały, że istotnym statystycznie predyktorem ogólnego bogactwa gatunkowego w obrębie całego SFP (SR ALL) oraz strefy ekotonowej (SR E) była powierzchnia płata (*AREA*) (tabela 8). W otrzymanym modelu czynnik ten miał dodatni związek ze zmienną objaśnianą, co oznaczało, że wraz ze wzrostem wskaźnika *AREA*, liczba gatunków na całej powierzchni wyspy i w ekotonie zwiększała się. Model ten pozwala wyjaśnić kolejno: 16,9% i 10,2% przypadków.

W uzyskanym modelu jedna zmienna okazała się być istotnym statystycznie predyktorem SR wyznaczonego dla wnętrza SFP (SR I). Czynnikiem negatywnie oddziałującym był wskaźnik izolacji *I_100*. Wzrost tego wskaźnika powodował spadek SR I, przy czym model ten wyjaśniał jedynie 13,2% wariacji zmiennej objaśnianej.

Tabela 8. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla liczby wszystkich gatunków

Charakterystyki przestrzenne	Parametry fitocenotyczne								
	SR ALL <i>adjR</i> ² = 16,9%			SR I <i>adjR</i> ² = 13,2%			SR E <i>adjR</i> ² = 10,2%		
	β	<i>p</i>	η^2	β	<i>p</i>	η^2	β	<i>p</i>	η^2
<i>AREA</i>	0,4213	< 0,0001	0,18	NS			0,3333	0,0007	0,11
<i>I_100</i>		NS		-0,3754	0,0001	0,14		NS	

objaśnienia jak w tab. 1

Liczba gatunków wskaźnikowych starych lasów (GWSL). Analiza wyników estymacji parametrów modelu wykazała, że tylko jedna z rozpatrywanych zmiennych objaśniających miała statystycznie istotny wpływ na liczbę gatunków wskaźnikowych starych lasów w obrębie całej wyspy (GWSL ALL), przy uwzględnieniu wszystkich zmiennych niezależnych (tabela 9). Czynnikiem mającym ujemny związek z omawianym parametrem różnorodności był wskaźnik izolacji *I_100*, gdzie wraz ze wzrostem danej zmiennej objaśniającej, GWSL ALL zmniejszał się. Model ten był jednak słabo dopasowany do danych - wyjaśniały zaledwie 5,1% przypadków.

W odniesieniu do liczby gatunków wskaźnikowych starych lasów w strefie wewnętrznej SFP (GWSL_I), statystycznie istotnymi predyktorami były wskaźniki izolacji: *I_100* oraz *ENN*. Izolacja *I* miała ujemny związek z liczbą gatunków wskaźnikowych starych lasów, co oznaczało, że wraz ze wzrostem zmiennej objaśniającej, malała różnorodność, przy założeniu, że pozostałe zmienne objaśniające pozostawały na tym samym poziomie. W przypadku wskaźnika izolacji *ENN*, związek między

parametrem różnorodności był dodatni. Model ten był jednak słabo dopasowany do danych - wyjaśniał zaledwie 6,4% przypadków.

Istotnym statystycznie predyktorem liczby gatunków wskaźnikowych starych lasów (GWSL E) był wskaźnik izolacji *ENN*. Ujemny związek z omawianym parametrem różnorodności świadczył o spadku GWSL E wraz ze wzrostem stopnia izolacji *ENN*. Model ten był słabo dopasowany do danych i wyjaśniał on tylko 5,7% przypadków.

Tabela 9. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla liczby gatunków wskaźnikowych starych lasów (GWSL)

Charakterystyki przestrzenne	Parametry fitocenotyczne								
	GWSL ALL <i>adjR</i> ² = 5,1%			GWSL I <i>adjR</i> ² = 6,4%			GWSL E <i>adjR</i> ² = 5,7%		
	β	<i>p</i>	η^2	β	<i>p</i>	η^2	β	<i>p</i>	η^2
<i>I_100</i>	-0,2457	0,0138	0,06	-0,2411	0,0169	0,06	NS		
<i>ENN</i>	NS			0,2124	0,0347	0,04	-0,2583	0,0095	0,07

Objaśnienia jak w tab. 1

Liczba gatunków leśnych (GL). Na podstawie analizy wyników estymacji parametrów modelu można stwierdzić, że dwie z rozpatrywanych zmiennych objaśniających miały statystycznie istotny wpływ na liczbę gatunków leśnych w ujęciu całej wyspy (GL ALL) (tabela 10). Czynnikiem dodatnio związanym z GL ALL była powierzchnia SFP (*AREA*), co oznaczało, że wraz ze wzrostem danej zmiennej objaśniającej, zwiększy się liczba gatunków leśnych. Wyniki wykazały ujemny związek z wskaźnika izolacji (*I_100*) z GL ALL, wskazując, że wraz ze wzrostem stopnia izolacji zmaleje liczba gatunków leśnych w obrębie całego płata. Wyniki przeprowadzonej analizy wskazały, że przyjęte zmienne niezależne pozwalały na wyjaśnienie 20,9% przypadków – model ten był słabo dopasowany do danych.

W uzyskanym modelu jedna zmienna okazała się być istotnym statystycznie predyktorem liczby gatunków leśnych we wnętrzu SFP (GL I) i miała ona ujemny związek z omawianą zmienną zależną. Był to wskaźnik izolacji (*I_100*). Wraz ze wzrostem stopnia izolacji, przy promieniu poszukiwań 100 m, liczba gatunków leśnych w interiorze malała, przy założeniu, że pozostałe zmienne objaśniające pozostawały na tym samym poziomie. Uzyskany model pozwalał wyjaśnić ok. 17,5% zmienności modelowanej zmiennej zależnej.

Wyniki badań wskazały, iż istotnymi statystycznie predyktorami liczby gatunków leśnych w strefie ekotonowej (GL_E) były wskaźniki kształtu *SHAPE* i *FRAC*. Wskaźnik *SHAPE* miał dodatni związek z omawianą zmienną zależną, wskazując, iż wzrost tej

zmiennej objaśniającej powodował wzrost wartości GL_E , przy założeniu, że zmienne objaśniające pozostawały na tym samym poziomie. Ujemny związek z liczbą gatunków leśnych w strefie ekotonowej stwierdzono ze wskaźnikiem kształtu $FRAC$, gdzie wraz ze wzrostem tej zmiennej malała różnorodność gatunków leśnych na obrzeżach SFP. Uzyskany model pozwalał wyjaśnić 17% zmienności modelowanej zmiennej zależnej.

Tabela 10. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla liczby gatunków leśnych (GL)

Charakterystyki przestrzenne	Parametry fitocenotyczne								
	GL ALL $adjR^2 = 20,9\%$			GL I $adjR^2 = 17,5\%$			GL E $adjR^2 = 17,0\%$		
	β	p	η^2	β	p	η^2	β	p	η^2
<i>AREA</i>	0,2725	0,0274	0,04		NS			NS	
<i>I_100</i>	-0,2448	0,0470	0,03	-0,4280	< 0,0001	0,18		NS	
<i>SHAPE</i>		NS			NS		0,9618	0,0003	0,12
<i>FRAC</i>		NS			NS		-0,6324	0,0165	0,05

objaśnienia jak w tab. 1

Liczba gatunków pozostałych (GP). W uzyskanym modelu jedna zmienna okazała się być istotnym statystycznie predyktorem liczby gatunków pozostałych w obrębie całego SFP (GP ALL) (tabela 11). Był to wskaźniki *AREA* i miał on dodatni związek z omawianą zmienną zależną. Zgodnie z analizą, wraz ze wzrostem powierzchni danego płata, wzrasta różnorodność gatunków pozostałych. Model ten był jednak słabo dopasowany do danych ($adjR^2 = 9,0\%$).

Istotnym statystycznie predyktorem liczby gatunków pozostałych występujących w strefie ekotonowej wyspy środowiskowej (GP E) była powierzchnia (*AREA*) płata. W otrzymanym modelu czynnik ten miał pozytywy wpływ na zmienną objaśnianą. Wraz ze wzrostem powierzchni, liczba gatunków nieleśnych wzrosła, przy założeniu, że pozostałe zmienne objaśniające pozostawały na tym samym poziomie. Model ten był jednak słabo dopasowany do danych, gdyż zaledwie 4,6% przypadków można wyjaśnić tą zależnością.

Tabela 11. Wyniki analizy regresji krokowej postępującej dla liczby pozostałych gatunków (GP)

Charakterystyki przestrzenne	Parametry fitocenotyczne								
	GP ALL $adjR^2 = 9,0\%$			GP I $adjR^2 = --$			GP E $adjR^2 = 4,6\%$		
	β	p	η^2	β	p	η^2	β	p	η^2
<i>AREA</i>	0,2564	0,0088	0,07		NS		0,2353	0,0185	0,06
<i>I_4000</i>		NS			NS			NS	

objaśnienia jak w tab. 1

Załącznik nr 5. Grupy jednorodne – geneza SFP na RN

Tabela 1. Bogactwo gatunkowe wysp o różnej genezie na RN (N = 100)

Wskaźnik różnorodności	Geneza*						
		1		2		3	
SHANNON	ALL	3,208	a	3,184	a	3,113	a
	I	3,077	a	3,071	a	3,191	a
	E	2,371	a	2,232	a	2,161	a
SIMPSON	ALL	0,935	a	0,937	a	0,934	a
	I	0,917	a	0,923	a	0,929	a
	E	0,932	a	0,928	a	0,921	a
SR	ALL	30,828	a	33,018	a	29,000	a
	I	19,379	a	19,286	a	15,667	a
	E	17,655	a	18,339	a	18,200	a
GWSL	ALL	2,483	a	2,875	a	2,333	a
	I	2,172	a	2,607	a	1,733	a
	E	0,793	a	0,446	a	1,000	a
GL	ALL	20,586	a	22,161	a	20,133	a
	I	15,379	a	15,321	a	13,000	a
	E	9,690	a	10,464	a	10,600	a
GP	ALL	9,690	a	10,429	a	7,800	a
	I	3,552	a	3,750	a	3,000	a
	E	7,966	a	7,929	a	7,400	a

Tymi samymi literami oznaczono średnie nie różniące się od siebie istotnie w poszczególnych wierszach.

* Geneza: wyspy, które powstały ze względu na słabą glebę (1), niekorzystne ukształtowanie terenu (2) i zbyt wysoką wilgotność (3)

Załącznik nr 6. Wartości liczbowe i opisowe poszczególnych wskaźników usług ekosystemowych wyznaczone dla badanych leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych

Mezoregion	Nr SFP	USŁUGI EKOSYSTEMOWE								
		Zaopatrzenie			Regulacja i utrzymanie				Kultura	
		MIÓD ¹⁾	ROŚ_JAD ²⁾	ROŚ_LECZ ³⁾	EROZJA ⁴⁾	NASIONA ⁵⁾	FITOAERO ⁶⁾	TLEN ⁷⁾	REKR ⁸⁾	ESTET ⁹⁾
RÓWNINA PYRZYCKO-STARGARDZKA	1	116,43	0,571	0,571	1,600	1,286	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,925		
	2	51,48	0,214	0,286	2,475	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,450		
	3	33,68	0,524	0,333	1,310	0,270	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,750		
	4	46,95	0,533	0,400	1,125	0,000	<i>Salicetea purpureae</i>	0,100		
	5	236,84	0,667	0,286	0,725	0,036	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,250		
	6	85,45	0,435	0,391	1,525	0,257	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,975		
	7	13,17	0,440	0,280	0,495	0,074	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,110		
	8	24,51	0,500	0,444	0,410	0,628	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,525		
	9	39,83	0,412	0,353	1,145	0,179	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,445		
	10	28,76	0,611	0,333	0,710	0,145	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,300		
	11	43,23	0,231	0,231	2,645	0,280	<i>Salicetea purpureae</i>	0,875		
	12	147,15	0,357	0,357	1,575	0,999	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,150		
	13	35,25	0,368	0,368	1,070	0,082	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,150		
	14	34,06	0,462	0,385	0,130	0,074	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,050		
	15	25,46	0,444	0,278	1,185	0,518	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,850		
	16	87,05	0,406	0,250	2,125	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,550		
	17	91,70	0,450	0,250	1,185	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,000		
	18	86,36	0,467	0,200	0,475	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,050		
	19	74,36	0,450	0,150	0,260	0,257	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,050		
	20	82,60	0,424	0,273	2,710	0,281	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	2,275		
	21	47,65	0,391	0,348	2,000	0,106	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,350		
	22	62,24	0,615	0,308	1,800	0,942	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,700		
	23	89,50	0,474	0,421	1,125	0,919	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,100		
	24	218,80	0,435	0,478	2,875	0,257	<i>Artemisietea vulgaris</i>	2,150		
	25	93,48	0,389	0,444	2,225	0,257	<i>Salicetea purpureae</i>	1,550		
	26	13,38	0,500	0,500	1,250	0,000	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,000		
	27	66,03	0,250	0,150	0,825	0,016	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,150		
	28	124,53	0,349	0,279	2,475	0,074	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,100		
	29	27,06	0,400	0,200	0,925	0,082	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,000		
	30	44,81	0,455	0,303	4,490	0,074	<i>Epilobietea angustifolii</i>	2,450		
	31	24,05	0,500	0,300	2,350	0,074	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,250		
	32	34,10	0,563	0,313	1,725	0,257	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,800		
	33	94,09	0,526	0,368	1,775	0,007	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,350		
	34	77,87	0,316	0,158	1,375	0,551	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,100		
	35	98,54	0,381	0,286	1,780	0,257	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,525		
	36	100,69	0,440	0,240	0,950	0,282	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,800		

*Fitocenotyczne i przestrzenne kryteria kształtowania leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych
w młodogłacjalnym krajobrazie rolniczym*

37	10,90	0,250	0,250	0,725	0,000	<i>Stellarietea mediae</i>	0,625
38	19,55	0,438	0,250	3,150	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	2,225
39	194,92	0,250	0,208	5,085	0,024	<i>Artemisietea vulgaris</i>	3,725
40	13,08	0,435	0,261	1,795	0,074	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,000
41	10,53	0,533	0,333	1,100	0,000	<i>Epilobietea angustifolii</i>	0,000
42	77,08	0,348	0,261	0,375	0,551	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,000
43	58,43	0,292	0,167	1,425	0,000	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,150
44	30,38	0,556	0,389	1,100	0,074	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,050
45	41,71	0,357	0,357	1,040	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,380
46	14,90	0,273	0,273	1,650	0,000	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,700
47	18,85	0,333	0,222	1,150	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,050
48	55,03	0,300	0,400	3,100	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,900
49	23,85	0,455	0,364	2,745	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,295
50	102,66	0,400	0,320	0,970	0,000	<i>Stellarietea mediae</i>	0,010
51	22,58	0,400	0,300	1,750	0,015	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,725
52	43,85	0,333	0,238	1,700	0,000	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,675
53	371,70	0,476	0,238	0,725	0,026	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,700
54	81,04	0,333	0,500	2,325	1,010	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,275
55	111,04	0,211	0,239	2,270	0,512	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,765
56	39,51	0,385	0,308	2,275	0,259	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,875
57	50,25	0,278	0,306	2,910	0,943	<i>Quercu-Fagetea</i>	1,950
58	78,18	0,400	0,200	1,010	0,000	<i>Salicetea purpureae</i>	0,525
59	35,09	0,474	0,421	2,100	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,525
60	17,35	0,375	0,375	1,850	0,000	<i>Phragmitetea</i>	0,400
61	92,75	0,400	0,400	0,975	0,097	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,875
62	55,93	0,444	0,278	0,700	0,920	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,375
63	10,55	0,400	0,200	1,650	0,000	<i>Salicetea purpureae</i>	0,625
64	73,33	0,395	0,326	2,550	0,648	<i>Quercu-Fagetea</i>	1,225
65	69,46	0,452	0,387	1,370	0,323	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,325
66	90,27	0,270	0,324	1,750	0,195	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,525
67	39,08	0,450	0,500	2,175	0,127	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,075
68	79,00	0,400	0,400	1,910	0,400	<i>Quercu-Fagetea</i>	1,525
69	6,95	0,417	0,333	0,635	0,560	<i>Quercu-Fagetea</i>	0,450
70	70,19	0,577	0,423	2,950	0,634	<i>Quercu-Fagetea</i>	2,725
71	42,59	0,261	0,174	1,050	0,127	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,850
72	377,15	0,385	0,346	2,475	0,497	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,350
73	98,89	0,426	0,370	3,645	0,427	<i>Quercu-Fagetea</i>	2,825
74	97,65	0,364	0,273	1,575	0,000	<i>Stellarietea mediae</i>	0,575
75	12,50	0,111	0,111	1,650	0,000	<i>Stellarietea mediae</i>	1,250
76	21,28	0,357	0,214	2,400	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,400
77	83,80	0,500	0,333	2,500	0,000	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,875
78	140,23	0,250	0,000	1,250	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,750
79	48,35	0,292	0,167	3,200	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	2,050
80	19,60	0,357	0,286	1,450	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,775

Fitocenotyczne i przestrzenne kryteria kształtowania leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych
w młodogłajalnym krajobrazie rolniczym

RÓWNINA NOWOGARDZKA	81	180,00	0,593	0,407	1,350	0,474	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,725
	82	32,75	0,318	0,273	2,300	0,000	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,000
	83	66,63	0,345	0,276	1,875	0,000	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,350
	84	57,75	0,235	0,176	1,475	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,750
	85	124,36	0,421	0,158	1,150	0,000	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,875
	86	48,02	0,405	0,324	0,150	0,840	<i>Quercu-Fagetea</i>	0,030
	87	47,46	0,588	0,471	0,835	0,598	<i>Quercu-Fagetea</i>	0,725
	88	37,50	0,364	0,303	2,015	0,369	<i>Quercu-Fagetea</i>	1,670
	89	26,56	0,583	0,500	0,060	0,634	<i>Quercu-Fagetea</i>	0,020
	90	67,55	0,313	0,250	1,135	0,000	<i>Salicetea purpureae</i>	1,285
	91	66,25	0,353	0,176	0,985	0,000	<i>Salicetea purpureae</i>	0,185
	92	41,88	0,533	0,400	0,435	0,259	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,385
	93	75,98	0,455	0,318	1,260	0,259	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,385
	94	53,18	0,643	0,429	1,150	0,186	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,450
	95	192,99	0,250	0,300	2,940	0,026	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,290
	96	80,03	0,500	0,350	1,125	0,283	<i>Stellarietea mediae</i>	0,100
	97	113,16	0,563	0,250	2,400	0,359	<i>Stellarietea mediae</i>	1,875
	98	149,25	0,421	0,368	1,550	0,000	<i>Salicetea purpureae</i>	0,825
	99	80,85	0,467	0,333	0,925	0,000	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,375
	100	35,14	0,588	0,235	1,800	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,575
	101	144,78	0,417	0,361	2,550	0,000	<i>Epilobietea angustifolii</i>	1,250
	102	20,31	0,500	0,467	1,760	0,000	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,825
	103	137,74	0,313	0,297	3,825	0,588	<i>Artemisietea vulgaris</i>	2,595
	104	114,11	0,462	0,256	2,525	0,074	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,500
105	138,43	0,378	0,333	1,560	0,395	<i>Quercu-Fagetea</i>	1,575	
106	174,91	0,306	0,333	3,325	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	2,075	
107	112,33	0,481	0,370	2,900	0,293	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,700	
108	50,20	0,458	0,417	2,200	0,503	<i>Quercu-Fagetea</i>	1,600	
109	146,53	0,464	0,464	2,960	0,318	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,975	
110	59,51	0,500	0,308	1,185	0,097	<i>Stellarietea mediae</i>	0,925	
111	86,95	0,378	0,378	4,500	0,657	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,475	
112	60,05	0,385	0,231	1,575	0,000	<i>Salicetea purpureae</i>	1,100	
113	304,09	0,410	0,410	3,495	0,034	<i>Artemisietea vulgaris</i>	2,125	
114	279,30	0,300	0,360	3,255	0,498	<i>Quercu-Fagetea</i>	2,350	
115	108,55	0,318	0,318	2,940	0,315	<i>Artemisietea vulgaris</i>	2,000	
116	92,81	0,419	0,302	3,265	0,135	<i>Quercu-Fagetea</i>	3,900	
117	231,82	0,452	0,290	2,545	0,000	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,405	
118	108,73	0,407	0,333	0,895	0,465	<i>Quercu-Fagetea</i>	0,575	
119	83,98	0,536	0,393	3,470	0,346	<i>Artemisietea vulgaris</i>	2,025	
120	47,10	0,304	0,391	2,250	0,033	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,610	
121	10,27	0,350	0,200	2,150	0,007	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,175	
122	69,02	0,386	0,432	3,570	0,139	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,380	
123	57,63	0,370	0,370	2,980	0,132	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,550	
124	88,87	0,387	0,290	1,105	0,070	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,825	

*Fitocenotyczne i przestrzenne kryteria kształtowania leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych
w młodoglacjalnym krajobrazie rolniczym*

125	81,83	0,323	0,387	3,425	0,269	<i>Epilobietea angustifolii</i>	1,150
126	75,36	0,459	0,432	3,085	0,040	<i>Salicetea purpureae</i>	2,345
127	37,78	0,471	0,529	2,325	0,082	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,175
128	15,42	0,526	0,579	1,250	0,070	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,950
129	23,20	0,219	0,219	1,670	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,600
130	136,14	0,519	0,370	2,435	0,054	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,275
131	25,76	0,368	0,316	2,170	0,047	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,875
132	48,73	0,480	0,320	1,855	0,000	<i>Epilobietea angustifolii</i>	1,550
133	181,98	0,429	0,393	3,670	0,156	<i>Artemisietea vulgaris</i>	3,300
134	106,21	0,351	0,270	1,570	0,016	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,385
135	184,80	0,409	0,364	3,170	0,441	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	3,145
136	75,22	0,333	0,194	4,925	0,033	<i>Epilobietea angustifolii</i>	2,575
137	81,82	0,343	0,314	2,095	0,390	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,125
138	58,32	0,370	0,261	4,055	0,347	<i>Artemisietea vulgaris</i>	2,235
139	62,56	0,345	0,345	2,720	0,025	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,510
140	122,00	0,333	0,233	2,980	0,005	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,750
141	57,28	0,500	0,324	3,580	0,155	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,985
142	320,04	0,407	0,389	5,120	0,412	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	2,970
143	21,84	0,467	0,400	2,780	0,032	<i>Quercu-Fagetea</i>	0,935
144	42,41	0,250	0,179	2,670	0,342	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,170
145	239,44	0,316	0,263	2,835	0,112	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,110
146	60,59	0,423	0,346	2,585	0,074	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,300
147	201,95	0,387	0,258	2,620	0,009	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,350
148	158,67	0,414	0,276	2,850	0,013	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,400
149	132,81	0,344	0,219	3,150	0,010	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,910
150	100,01	0,368	0,289	3,845	0,007	<i>Artemisietea vulgaris</i>	2,295
151	239,20	0,333	0,275	4,395	0,274	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	2,125
152	28,46	0,536	0,286	2,170	0,156	<i>Stellarietea mediae</i>	1,675
153	17,94	0,421	0,342	3,965	0,074	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	2,000
154	13,23	0,375	0,281	3,270	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,910
155	77,08	0,500	0,308	2,455	0,558	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,225
156	68,39	0,441	0,294	2,720	0,822	<i>Quercu-Fagetea</i>	1,175
157	32,81	0,326	0,349	3,415	0,315	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	2,850
158	49,16	0,381	0,238	3,065	0,703	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,350
159	34,09	0,382	0,206	3,530	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,275
160	275,54	0,410	0,179	3,885	0,015	<i>Artemisietea vulgaris</i>	2,350
161	200,71	0,381	0,381	2,345	0,074	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,200
162	34,60	0,433	0,500	2,320	0,638	<i>Quercu-Fagetea</i>	1,125
163	23,37	0,345	0,241	4,000	0,012	<i>Epilobietea angustifolii</i>	1,550
164	65,96	0,571	0,476	3,310	0,369	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,275
165	63,58	0,538	0,308	0,535	0,058	<i>Quercu-Fagetea</i>	0,050
166	53,70	0,214	0,286	2,625	0,000	<i>Epilobietea angustifolii</i>	0,975
167	102,52	0,500	0,417	3,270	0,449	<i>Epilobietea angustifolii</i>	0,675
168	62,45	0,436	0,359	2,410	0,520	<i>Artemisietea vulgaris</i>	2,320

*Fitocenotyczne i przestrzenne kryteria kształtowania leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych
w młodogłacjalnym krajobrazie rolniczym*

169	128,71	0,395	0,289	2,255	0,049	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,745
170	35,61	0,400	0,367	3,165	0,541	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,200
171	28,03	0,375	0,250	1,945	0,000	<i>Stellarietea mediae</i>	0,700
172	17,66	0,556	0,278	2,615	0,186	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,125
173	50,35	0,448	0,379	3,970	0,305	<i>Quercu-Fagetea</i>	2,185
174	51,08	0,520	0,440	1,920	0,086	<i>Quercu-Fagetea</i>	0,900
175	23,91	0,429	0,429	2,700	0,029	<i>Stellarietea mediae</i>	2,145
176	15,01	0,423	0,308	3,620	0,000	<i>Stellarietea mediae</i>	2,495
177	41,29	0,429	0,371	3,585	0,732	<i>Artemisietea vulgaris</i>	2,050
178	1,54	0,308	0,308	0,985	0,002	<i>Stellarietea mediae</i>	0,700
179	104,80	0,556	0,444	2,435	0,289	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,975
180	205,66	0,359	0,410	2,775	0,146	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,525
181	33,20	0,385	0,308	2,650	0,074	<i>Epilobietea angustifolii</i>	1,445
182	39,65	0,571	0,333	1,995	0,111	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,375
183	34,32	0,532	0,404	2,300	0,115	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,075
184	28,11	0,395	0,342	2,670	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,200
185	189,15	0,360	0,360	3,060	0,030	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	2,050
186	141,86	0,435	0,304	1,305	0,000	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,950
187	299,34	0,460	0,420	2,835	0,444	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,050
188	63,91	0,465	0,395	4,515	0,024	<i>Artemisietea vulgaris</i>	2,645
189	91,80	0,500	0,500	4,580	0,351	<i>Epilobietea angustifolii</i>	2,200
190	76,66	0,464	0,321	2,450	0,106	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,275
191	326,98	0,510	0,373	4,700	1,964	<i>Quercu-Fagetea</i>	2,775
192	42,00	0,292	0,125	0,545	0,000	<i>Stellarietea mediae</i>	0,700
193	213,74	0,480	0,380	2,785	0,444	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	1,400
194	64,51	0,442	0,372	4,545	0,024	<i>Artemisietea vulgaris</i>	2,645
195	46,06	0,522	0,435	2,050	0,257	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,950
196	9,63	0,375	0,250	0,995	0,005	<i>Artemisietea vulgaris</i>	0,875
197	45,72	0,368	0,316	1,065	0,112	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	0,975
198	350,52	0,343	0,314	2,280	0,337	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,635
199	54,87	0,455	0,273	1,960	0,000	<i>Artemisietea vulgaris</i>	1,375
200	45,55	0,375	0,500	3,260	0,074	<i>Artemisietea vulgaris</i>	2,925

¹⁾ **MIÓD** – wartość wskaźnika wyrażona jako wydajność miodowa ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$); przyjęta skala rangowa oceny potencjału ES:

- 0 – brak potencjału: $0,00 - 0,99 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$
- 1 – bardzo mały: $1,00-20,99 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$
- 2 – mały: $21,00-60,99 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$
- 3 – średni: $61,00-120,99 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$
- 4 – duży: $121,00-240,99 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$
- 5 – bardzo duży potencjał: $> 241,00 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$

²⁾ **ROŚ JAD** – wartość wskaźnika wyrażona jako proporcja liczby gatunków jadalnych do ogólnej liczby gatunków w całej wyspie; przyjęta skala oceny potencjału ES:

- 0 – brak potencjału: $0,00-0,100$
- 1 – bardzo mały: $0,101-0,220$
- 2 – mały: $0,221-0,340$
- 3 – średni: $0,341-0,460$

*Fitocenotyczne i przestrzenne kryteria kształtowania leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych
w młodoglacjalnym krajobrazie rolniczym*

- 4 – duży: 0,461-0,580
- 5 – bardzo duży potencjał: > 0,581

3) **ROŚ_LECZ** – wartość wskaźnika wyrażona jako proporcja liczby gatunków leczniczych do ogólnej liczby gatunków w całej wyspie; przyjęta skala rangowa oceny potencjału ES:

- 0 – brak potencjału: 0,00-0,099
- 1 – bardzo mały: 0,100-0,199
- 2 – mały: 0,200-0,299
- 3 – średni: 0,300-0,399
- 4 – duży: 0,400-0,499
- 5 – bardzo duży potencjał: > 0,500

4) **EROZJA** – wartość wskaźnika wyrażona jako suma wszystkich ilorazów pokrycia gatunków roślin o cechach przeciwerozojnych w danym zdjęciu fitosocjologicznym i skali punktowej opracowanej na podstawie dostępnej literatury przedmiotu; przyjęta skala oceny potencjału ES:

- 0 – brak potencjału: 0,00-0,059
- 1 – bardzo mały: 0,060-1,060
- 2 – mały: 1,061-2,060
- 3 – średni: 2,061-3,060
- 4 – duży: 3,061-4,060
- 5 – bardzo duży potencjał: > 4,061

5) **NASIONA** – wartość wskaźnika wyrażona jako suma wszystkich ilorazów pokrycia gatunków roślin wskaźnikowych starych lasów w danym zdjęciu fitosocjologicznym i zdolności migracyjnych nasion; przyjęta skala oceny potencjału ES:

- 0 – brak potencjału: 0,00
- 1 – bardzo mały: 0,001-0,150
- 2 – mały: 0,151-0,400
- 3 – średni: 0,401-0,700
- 4 – duży: 0,701-1,050
- 5 – bardzo duży potencjał: > 1,051

6) **FITOAERO** – wartość wskaźnika wyrażona w oparciu o informacje o właściwościach danego zbiorowiska roślinnego do produkcji fitoaerozoli, w tym fitoncycdów za Krzymowską-Kostrowicką (1997); przyjęta skala oceny potencjału ES:

- 1 – mały potencjał: *Phragmitetea*
- 2 – średni potencjał: *Artemisietea vulgaris*, *Epilobietea angustifolii*, *Molinio-Arrhenatheretea*, *Salicetea purpureae*, *Stellarietea mediae*
- 3 – duży potencjał: *Quercu-Fagetea*

7) **TLEN** – wartość wskaźnika wyrażona w oparciu o informacje o właściwościach danego zbiorowiska roślinnego do produkcji tlenu za Krzymowską-Kostrowicką (1997); przyjęta skala oceny potencjału ES:

- 1 – mały potencjał: < 5,0 t·ha⁻¹ (*Artemisietea vulgaris*, *Stellarietea mediae*)
- 2 – średni potencjał: 6,0 – 14 t·ha⁻¹ (*Epilobietea angustifolii*, *Molinio-Arrhenatheretea*, *Phragmitetea*)
- 3 – duży potencjał: 15,0-30,0 t·ha⁻¹ (*Quercu-Fagetea*, *Salicetea purpureae*)

8) **REKR** – wartość wskaźnika wyrażona w oparciu o informacje dot. przydatności rekreacyjnej danego zbiorowiska roślinnego za Krzymowską-Kostrowicką (1997); przyjęta skala oceny potencjału ES:

- 1 – mały potencjał: *Molinio-Arrhenatheretea*, *Phragmitetea*, *Quercu-Fagetea*
- 2 – średni potencjał: *Epilobietea angustifolii*, *Salicetea purpureae*
- 3 – duży potencjał: *Artemisietea vulgaris*, *Stellarietea mediae*

9) **ESTET** – wartość wskaźnika wyrażona jako suma wszystkich ilorazów pokrycia roślin o funkcjach estetycznych w zdjęciu fitosocjologicznym i ich oceny za Zajączkowskim i in. (2001); przyjęta skala oceny potencjału ES:

- 0 – brak potencjału: 0,00-0,09
- 1 – bardzo mały: 0,010-0,550
- 2 – mały: 0,551-1,250
- 3 – średni: 1,251-2,100
- 4 – duży: 2,101-3,000
- 5 – bardzo duży potencjał: > 3,001

Załącznik nr 7. Macierz potencjału do świadczenia usług ekosystemowych badanych SFP na RP-S i RN (skala 0-5, gdzie 0 - brak potencjału, 1 - bardzo niski, 2 - niski, 3 - średni, 4 - wysoki, 5 - bardzo wysoki potencjał)

MEZOREGION	NR SFP	USŁUGI EKOSYSTEMOWE									Σ
		ZAOPATRZENIE			REGULACJA I UTRZYMANIE				KULTUROWE		
		MIÓD	ROŚ_JAD	ROŚ_LECZ	NASIONA	EROZJA	CHOROBY	TLEN	REKR	ESTET	
RÓWNINA PYRZYCKO-STARGARDZKA	1.	3	4	5	5	2	2	2	1	3	3
	2.	2	1	2	0	3	2	2	1	1	2
	3.	2	4	3	2	2	2	2	1	2	2
	4.	2	4	4	0	2	2	3	2	1	3
	5.	4	5	2	1	1	2	1	3	2	3
	6.	3	3	3	2	2	2	1	3	2	3
	7.	1	3	2	1	1	2	1	3	1	2
	8.	2	4	4	3	1	2	1	3	1	3
	9.	2	3	3	2	2	2	1	3	1	2
	10.	2	5	3	1	1	2	1	3	1	2
	11.	2	2	2	2	3	2	3	2	2	3
	12.	4	3	3	4	2	2	1	3	2	3
	13.	2	3	3	1	2	2	2	1	2	2
	14.	2	4	3	1	1	2	1	3	1	2
	15.	2	3	2	3	2	2	1	3	2	3
	16.	3	3	2	0	3	2	2	1	1	2
	17.	3	3	2	0	2	2	2	1	0	2
	18.	3	4	2	0	1	2	2	1	1	2
	19.	3	3	1	2	1	2	2	1	1	2
	20.	3	3	2	2	3	2	2	1	4	3
	21.	2	3	3	1	2	2	2	1	1	2
	22.	3	5	3	4	2	2	2	1	2	3
	23.	3	4	4	4	2	2	1	3	2	3
	24.	4	3	4	2	3	2	1	3	4	3
	25.	3	4	4	2	3	2	3	2	2	3
	26.	1	4	5	0	2	2	1	3	2	2
	27.	3	2	1	1	1	2	1	3	1	2
	28.	4	3	2	1	3	2	1	3	2	3
	29.	2	3	2	1	1	2	1	3	0	2
	30.	2	3	3	1	5	2	1	3	4	3
	31.	2	3	3	1	3	2	2	1	2	2
	32.	2	4	3	2	2	2	2	1	2	2
	33.	3	4	3	1	2	2	2	1	1	2
	34.	3	2	1	3	2	2	2	1	1	2
	35.	3	3	2	2	2	2	1	3	1	2

*Fitocenotyczne i przestrzenne kryteria kształtowania leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych
w młodoglacjalnym krajobrazie rolniczym*

36.	3	3	2	2	1	2	1	3	2	2
37.	1	2	2	0	1	2	1	3	2	2
38.	1	3	2	0	4	2	2	1	4	2
39.	4	2	2	1	5	2	1	3	5	4
40.	1	3	2	1	2	2	2	1	0	2
41.	1	4	3	0	2	2	1	1	0	1
42.	3	3	2	3	1	2	1	3	0	2
43.	2	2	1	0	2	2	1	3	1	2
44.	2	4	3	1	2	2	2	1	1	2
45.	2	3	3	0	2	2	2	1	1	2
46.	1	2	2	0	2	2	1	3	2	2
47.	1	2	2	0	2	2	2	1	1	1
48.	2	2	4	0	4	2	2	1	3	2
49.	2	3	3	0	3	2	2	1	3	2
50.	3	3	3	0	1	2	1	3	1	2
51.	2	3	3	1	2	2	2	1	2	2
52.	2	2	2	0	2	2	1	3	2	2
53.	5	4	2	1	1	2	2	1	2	2
54.	3	2	5	4	3	2	1	3	3	3
55.	3	1	2	3	3	2	2	1	2	3
56.	2	3	3	2	3	2	2	1	2	2
57.	2	2	3	4	3	3	3	1	3	3
58.	3	3	2	0	1	2	3	2	1	2
59.	2	4	4	0	2	2	2	1	3	2
60.	1	3	3	0	2	1	2	1	1	2
61.	3	3	4	1	1	2	2	1	2	2
62.	2	3	2	4	1	2	1	3	1	2
63.	1	3	2	0	2	2	3	2	2	2
64.	3	3	3	3	3	3	3	1	2	3
65.	3	3	3	2	2	2	1	3	1	3
66.	3	2	3	2	2	2	1	3	1	3
67.	2	3	5	1	3	2	2	1	2	3
68.	3	3	4	2	2	3	3	1	3	3
69.	1	1	3	3	1	3	3	1	1	2
70.	3	4	4	3	3	3	3	1	4	4
71.	2	2	1	1	1	2	2	1	2	2
72.	5	3	3	3	3	2	1	3	3	3
73.	3	3	3	3	4	3	3	1	4	4
74.	3	3	2	0	2	2	1	3	2	2
75.	1	1	1	0	2	2	1	3	2	2
76.	2	3	2	0	3	2	2	1	3	2
77.	3	4	3	0	3	2	1	3	3	3
78.	4	2	1	0	2	2	2	1	2	2
79.	2	2	1	0	4	2	2	1	3	2

*Fitocenotyczne i przestrzenne kryteria kształtowania leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych
w młodoglacialnym krajobrazie rolniczym*

	80.	1	3	2	0	2	2	2	1	2	2
	81.	4	5	4	3	2	2	1	3	2	3
	82.	2	2	2	0	3	2	1	3	2	2
	83.	3	3	2	0	2	2	1	3	3	2
	84.	2	2	1	0	2	2	2	1	3	2
	85.	4	3	1	0	2	2	1	3	2	2
	86.	2	3	3	4	1	3	3	1	1	3
	87.	2	5	4	3	1	3	3	1	2	3
	88.	2	3	3	2	2	3	3	1	3	3
	89.	2	5	5	3	1	3	3	1	1	3
	90.	3	2	2	0	2	2	3	2	3	3
	91.	3	3	1	0	1	2	3	2	1	2
	92.	2	4	4	2	1	2	1	3	1	2
	93.	3	3	3	2	2	2	2	1	1	2
	94.	2	5	4	2	2	2	1	3	3	3
	95.	4	2	3	1	3	2	2	1	3	3
	96.	3	4	3	2	2	2	1	3	1	3
	97.	3	4	2	2	3	2	1	3	3	3
	98.	4	3	3	0	2	2	3	2	2	3
	99.	3	4	3	0	1	2	1	3	1	2
	100.	2	5	2	0	2	2	2	1	2	2
RÓWNINA NOWOGARDZKA	101.	4	3	3	0	3	2	1	3	2	3
	102.	1	4	4	0	2	2	1	3	2	2
	103.	4	2	2	3	4	2	1	3	4	4
	104.	3	4	2	1	3	2	1	3	3	3
	105.	4	3	3	2	2	3	3	1	3	3
	106.	4	2	3	0	3	2	2	1	3	3
	107.	3	4	3	2	3	2	1	3	3	3
	108.	2	3	4	3	3	3	3	1	3	3
	109.	4	4	4	2	3	2	1	3	3	3
	110.	2	4	3	1	2	2	1	3	2	3
	111.	3	3	3	3	5	2	2	1	3	3
	112.	2	3	2	0	2	2	3	2	2	2
	113.	5	3	4	1	4	2	1	3	4	4
	114.	5	2	3	3	4	3	3	1	4	4
	115.	3	2	3	2	3	2	1	3	3	3
	116.	3	3	3	1	4	3	3	1	5	4
	117.	4	3	2	0	3	2	1	3	3	3
	118.	3	3	3	3	1	3	3	1	2	3
	119.	3	4	3	2	4	2	1	3	3	3
	120.	2	2	3	1	3	2	2	1	3	2
	121.	1	3	2	1	3	2	2	1	1	2
	122.	3	3	4	1	4	2	1	3	3	3
	123.	2	3	3	1	3	2	2	1	3	3
	124.	3	3	2	1	2	2	2	1	2	2

*Fitocenotyczne i przestrzenne kryteria kształtowania leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych
w młodogłacjalnym krajobrazie rolniczym*

125.	3	3	3	2	4	2	1	3	2	3
126.	3	3	4	1	4	2	3	2	4	4
127.	2	4	5	1	3	2	2	1	3	3
128.	1	4	5	1	2	2	2	1	2	2
129.	2	1	2	0	2	2	2	1	2	2
130.	4	4	3	1	3	2	1	3	3	3
131.	2	3	3	1	3	2	1	3	2	3
132.	2	4	3	0	2	2	1	3	3	3
133.	4	3	3	2	4	2	1	3	5	4
134.	3	3	2	1	2	2	1	3	3	3
135.	4	3	3	3	4	2	2	1	5	4
136.	3	2	1	1	5	2	1	3	4	3
137.	3	3	3	2	3	2	2	1	2	3
138.	2	3	2	2	5	2	1	3	4	3
139.	3	3	3	1	3	2	2	1	1	2
140.	4	2	2	1	3	2	2	1	3	2
141.	2	4	3	2	4	2	2	1	3	3
142.	5	3	3	3	5	2	2	1	4	4
143.	2	4	4	1	3	3	3	1	2	3
144.	2	2	1	2	3	2	2	1	2	2
145.	4	2	2	1	3	2	2	1	2	2
146.	2	3	3	1	3	2	2	1	3	2
147.	4	3	2	1	3	2	2	1	3	3
148.	4	3	2	1	3	2	2	1	3	3
149.	4	3	2	1	4	2	2	1	2	3
150.	3	3	2	1	4	2	1	3	4	3
151.	4	2	2	2	5	2	2	1	4	3
152.	2	4	2	2	3	2	1	3	3	3
153.	1	3	3	1	4	2	2	1	3	3
154.	1	3	2	0	4	2	2	1	3	2
155.	3	4	3	3	3	2	1	3	2	3
156.	3	3	2	4	3	3	3	1	2	3
157.	2	2	3	2	4	2	2	1	4	3
158.	2	3	2	4	4	2	2	1	3	3
159.	2	3	2	0	4	2	2	1	3	2
160.	5	3	1	1	4	2	1	3	4	3
161.	4	3	3	1	3	2	2	1	1	2
162.	2	3	5	3	3	3	3	1	3	4
163.	2	3	2	1	4	2	1	3	3	3
164.	3	4	4	2	4	2	2	1	3	3
165.	3	4	3	1	1	3	3	1	1	3
166.	2	1	2	0	3	2	1	3	2	2
167.	3	4	4	3	4	2	1	3	2	3
168.	3	3	3	3	3	2	1	3	4	3
169.	4	3	2	1	3	2	2	1	3	3
170.	2	3	3	3	4	2	2	1	2	3

*Fitocenotyczne i przestrzenne kryteria kształtowania leśnych i zadrzewionych wysp środowiskowych
w młodogłacjalnym krajobrazie rolniczym*

171.	2	3	2	0	2	2	1	3	2	2
172.	1	4	2	2	3	2	2	1	2	2
173.	2	3	3	2	4	3	3	1	4	3
174.	2	2	4	1	2	3	3	1	2	3
175.	2	3	4	1	3	2	1	3	4	3
176.	1	3	3	0	4	2	1	3	4	3
177.	2	3	3	4	4	2	1	3	3	3
178.	1	2	3	1	1	2	1	3	2	2
179.	3	4	4	2	3	2	2	1	2	3
180.	4	3	4	1	3	2	2	1	3	3
181.	2	3	3	1	3	2	1	3	3	3
182.	2	4	3	1	3	2	2	1	1	2
183.	2	4	4	1	2	2	1	3	2	3
184.	2	3	3	0	3	2	2	1	2	2
185.	4	3	3	1	3	2	2	1	3	3
186.	4	3	3	0	2	2	2	1	2	2
187.	5	3	4	3	3	2	2	1	2	3
188.	3	4	3	1	5	2	1	3	4	4
189.	3	4	5	2	5	2	1	3	4	4
190.	3	4	3	1	3	2	2	1	1	2
191.	5	4	3	5	5	3	3	1	4	5
192.	2	2	1	0	1	2	1	3	2	2
193.	4	4	3	3	3	2	2	1	3	3
194.	3	3	3	1	5	2	1	3	4	3
195.	2	4	4	2	2	2	2	1	2	3
196.	1	3	2	1	1	2	1	3	2	2
197.	2	3	3	1	2	2	2	1	2	2
198.	5	3	3	2	3	2	1	3	3	3
199.	2	3	2	0	2	2	1	3	3	2
200.	2	3	5	1	4	2	1	3	4	3