

POLSKA AKADEMIA NAUK
INSTYTUT GEOGRAFII I PRZESTRZENNEGO ZAGOSPODAROWANIA
IM. STANISŁAWA LESZCZYCKIEGO

PRACE GEOGRAFICZNE NR 179

MIĘDZY GEOGRAFIĄ I BIOLOGIĄ – BADANIA NAD PRZEMIANAMI ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO

Zbiór prac pod redakcją
Ewy Roo-Zielińskiej i Jerzego Solona

Tom dedykowany
Prof. dr hab. Andrzejowi Samuelowi Kostrowickiemu
z okazji 80-lecia urodzin



WARSZAWA 2001

PRACE GEOGRAFICZNE IGiPZ PAN

157. Kostrowicki A. S., *System „człowiek-środowisko” w świetle teorii ocen*, 1992, s. 115, 7 il.
158. Babiński Z., *Współczesne procesy korytowe dolnej Wisły*, 1992, s. 171, 62 il., 20 fot.
159. Matuszkiewicz J. M., *Krajobrazy roślinne i regiony geobotaniczne Polski*, 1992, s. 107, 24 il., 2 mapy.
160. Błażejczyk K., *Wymiana ciepła pomiędzy człowiekiem a otoczeniem w różnych warunkach środowiska geograficznego*, 1993, s. 123, 46 il.
161. Krawczyk B., *Typologia i ocena bioklimatu Polski na podstawie bilansu cieplnego ciała człowieka*, 1993, s. 96, 14 il.
162. Banach M., *Morfodynamika strefy brzegowej zbiornika Włocławek*, 1994, s. 176, 54 il., 35 fot.
163. Zgliński W., *Kształtowanie się strefy żywicielskiej aglomeracji warszawskiej*, 1994, s. 164, 50 il.
164. Szulc H., *Morfogeneza osiedli wiejskich w Polsce*, 1995, s. 112, 40 il., 1 mapa.
165. Glazik R., *Obieg wody w klimacie kontynentalnym na przykładzie północnej Mongolii*, 1995, s. 190, 65 il.
166. Dąbrowska-Zielińska K., *Szacowanie ewapotranspiracji, wilgotności gleb zielonej łąk na podstawie zdjęć satelitarnych NOAA*, 1995, s. 82, 26 il.
167. Plit J., *Antropogeniczne i naturalne przeobrażenia krajobrazów roślinnych Mazowsza (od schyłku XVIII w. do 1990 r.)*, 1996, s. 135, 45 il.
168. Grzeszczak J., *Tendencje kontrurbanizacyjne w Europie Zachodniej*, 1996, s. 82, 5 il.
169. Bański J., *Przemiany rolniczego użytkowania ziemi w Polsce w latach 1975–1988*, 1997, s. 105, 45 il.
170. Gałązka A., *Sytuacja mieszkaniowa ludności aglomeracji warszawskiej w latach 1970–1988. Zróżnicowania przestrzenne i tendencje zmian*, 1998, s. 154, 26 il.
171. Rykiel Z., *Przemiany struktury społeczno-przestrzennej miast polskich a świadomość terytorialna jego mieszkańców*, 1999, s. 148, 15 il.
172. Taylor Z., *Przestrzenna dostępność miejsc zatrudnienia, kształcenia i usług a codzienna ruchliwość ludności wiejskiej*, 1999, s. 239, 71 il.
173. Bański J., *Obszary problemowe w rolnictwie Polski*, 1999, s. 128, 36 il.
174. Grzeszczak J., *Bieguny wzrostu a formy przestrzeni spolaryzowanej*, 1999, s. 91, 3 il.
175. Kotarba A., Kozłowska A. (red.), *Badania geoekologiczne w otoczeniu Kasprowego Wierchu*, 1999, s. 132, 32 il., 3 fot., 4 mapy.
176. Taylor Z., *Przekształcenia sieci handlu detalicznego i gastronomii w okresie transformacji społeczno-gospodarczej Polski*, 2000, s. 61, 16 il., 8 fot.
177. Gierszewski P., *Charakterystyka środowiska hydrochemicznego wód powierzchniowych zachodniej części Kotliny Płockiej*, 2000, s. 136, 47 il., 8 fot.
178. Roo-Zielińska E., Solon J. (red.), *Typologia zbiorowisk i kartografia roślinności w Polsce – rozważania nad stanem współczesnym*, 2001, s. 273, .. 32 tab., 6 fot., 2 zał.

POLSKA AKADEMIA NAUK
INSTYTUT GEOGRAFII I PRZESTRZENNEGO ZAGOSPODAROWANIA
IM. STANISŁAWA LESZCZYCKIEGO

PRACE GEOGRAFICZNE NR 179

GEOGRAPHICAL STUDIES

No. 179

**BETWEEN GEOGRAPHY AND BIOLOGY –
STUDIES ON ENVIRONMENTAL CHANGE**

POLSKA AKADEMIA NAUK
INSTYTUT GEOGRAFII I PRZESTRZENNEGO ZAGOSPODAROWANIA
IM. STANISŁAWA LESZCZYCKIEGO

PRACE GEOGRAFICZNE NR 179

**MIĘDZY GEOGRAFIĄ I BIOLOGIĄ
– BADANIA NAD PRZEMIANAMI
ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO**

Zbiór prac pod redakcją
Ewy Roo-Zielińskiej i Jerzego Solona

Tom dedykowany
Prof. dr hab. Andrzejowi Samuelowi Kostrowickiemu
z okazji 80-lecia urodzin



WARSZAWA 2001

<http://rcin.org.pl>

KOMITET REDAKCYJNY

REDAKTOR: Grzegorz Węclawowicz
CZŁONKOWIE: Jerzy Grzeszczak, Barbara Krawczyk,
Jan Matuszkiewicz, Jerzy Parysek

RADA REDAKCYJNA

Bolesław Domański, Adam Kotarba, Jan Łoboda,
Andrzej Richling, Jan S. Kowalski, Andrzej Lisowski,
Emmon Judge, Lydia Coudroy

Recenzent tomu:
Czesław Wysocki

Opracowanie redakcyjne i techniczne: Ewa Jankowska

© Copyright by Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN
im. Stanisława Leszczyckiego, Warszawa 2001

PL ISSN 0373-6547
ISBN 83-87954-02-0

Łamanie wykonano w Dziale Wydawnictw IGiPZ PAN, ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa
Wydrukowano w Drukarni KLIMIUK, ul. Foksal 11, 00-372 Warszawa

SPIS TREŚCI

Przedmowa	7
Od Redaktorów	9
Nota biograficzna i kartki do Sztambucha – Ludwik BIEGAŃSKI	11
Spis najważniejszych publikacji Profesora Andrzeja Samuela Kostrowickiego – Bożenna GRABIŃSKA	25

SYNANTROPIZACJA SZATY ROŚLINNEJ

Janusz Bogdan FALIŃSKI – Interpretacja współczesnych przemian roślinności na podstawach teorii synantropizacji i teorii syndynamiki	31
Andrzej NIENARTOWICZ, Wiesław CYZMAN, Mieczysław KUNZ, Miłosz DEPTUŁA – Różnorodność gatunkowa lasów naturalnych i odtworzonych na gruntach porolnych	53
Stanisław WIKA, Tadeusz SZCZYPEK, Walerian. A SNYTKO – Antropoge- niczne przeobrażenia rzeźby eolicznej i roślinności na terenach piaszczystych wschodniej Syberii	69
Jacek HERBICH – Zmiany w roślinności rezerwatu „Staniszewskie Błoto” w ciągu ostatnich trzydziestu lat	85
Kazimierz ZARZYCKI – Inwazyjne gatunki drzew i krzewów w lasach otaczających uzdrowisko Druskieniki na Litwie	95

HISTORYCZNE PRZEMIANY KRAJOBRAZU

Tadeusz J. CHMIELEWSKI – Skala i kierunki przekształceń krajobrazu Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1997: od degradacji do renaturalizacji	103
Bożena DEGÓRSKA – Przyrodnicze i społeczno-gospodarcze uwarunkowania przemian krajobrazu na Kujawach w dwustuleciu 1770-1970	117
Joanna PLIT – Zmiany rozmieszczenia lasów w okolicach Jez. Wigry w XIX i XX wieku	139
Jacek WOLSKI – Kierunki zmian krajobrazu okolic bieszczadzkiej wsi Caryńskie	149
Maciej PRZEWOŹNIAK – Przemiany środowiska przyrodniczego strefy nadmorskiej pobrzeży południowobałtyckich w Polsce	169

BIOINDYKACJA STANU ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO

Wiesław FALTYNOWICZ – Ocena stopnia zanieczyszczenia powietrza w Starogardzie Gdańskim przy wykorzystaniu porostów jako wskaźników biologicznych	187
Adam KOTARBA – Lichenometryczne oznaczanie wieku form rzeźby wysokogórskiej	197
Jerzy SOLON, Ewa ROO-ZIELIŃSKA – Bogactwo gatunkowe zbiorowisk roślinnych w okolicach Pińczowa, a ich wymagania ekologiczne	209
Marek DEGÓRSKI – Pedosfera – komponent środowiska łączący abiotyczną i biotyczną różnorodność	227

ROŚLINNOŚĆ GEOSYSTEMÓW GÓRSKICH

Anna KOZŁOWSKA – Roślinność strefy przejścia między piętrzem subalpejskim a alpejskim (na przykładzie wybranych obiektów w Dolinie Gąsienicowej) ...239

GEOGRAFICZNE ZRÓŻNICOWANIE SZATY ROŚLINNEJ POLSKI

Zdzisława WÓJCIK – Rozmieszczenie gatunków charakterystycznych zespołu *Papaveretum argemones* na terytorium Polski253
Jan Marek MATUSZKIEWICZ – Zróżnicowanie zasięgów geograficznych zespołów leśnych Polski263

ANTROPOGENICZNE PRZEMIANY FAUNY

Bożenna GRABIŃSKA – Współczesne zagrożenia herpetofauny Europy.297
Grażyna WINIARSKA – Miasto jako środowisko życia motyli (na przykładzie sówkowatych Warszawy)315

ZAŁOŻENIA EKOLOGII KRAJOBRAZU

Andrzej RICHLING – Ekologia krajobrazu – interdyscyplinarny kierunek badawczy usytuowany pomiędzy biologią i geografią323

PRZEDMOWA

Gdy dojrzały już naukowiec, wywodzący się z innej dyscypliny, podejmuje pracę w instytucie badawczym, rzadko zdoła się z nim w pełni zintegrować. Tej regule zaprzecza Profesor Andrzej Samuel Kostrowicki, który przyszedł do Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN w 1965 roku z cenionym dorobkiem naukowym, w tym gotową już pracą doktorską z zoologii, a dzięki swoim talentom badawczym i organizacyjnym, a także cechom osobowości, wywarł w następnych latach duży wpływ na działalność i wizerunek Instytutu.

Profesor Andrzej S. Kostrowicki przyczynił się wielce do poszerzenia profilu badawczego Instytutu, wnosząc swoją wiedzę i doświadczenie biologa, a jednocześnie umiejętność prowadzenia studiów wielodyscyplinarnych. Przez 20 lat (1973-1993) kierował On Zakładem Zagospodarowania Środowiska IGiPZ PAN, aktywnie uczestniczył w koordynacji badań i w ocenach prac naukowych. Przez sześć lat (1993-1998) przewodniczył Radzie Naukowej Instytutu.

Profesor Andrzej S. Kostrowicki jest nadal w Instytucie aktywny i pomocny, będąc członkiem Rady Naukowej oraz konsultantem Zakładu Geoekologii. W 1999 r. ukazała się Jego nowa książka pt.: "*Geografia Biosfery. Biogeografia dynamiczna lądów*". Oddając dzisiaj do rąk Profesora tom Prac Geograficznych życzymy Mu wielu lat zdrowia, uśmiechu, a także kolejnych nowych, ciekawych książek Jego autorstwa.

Piotr Korcelli



Fot. 1. PROFESOR ANDRZEJ SAMUEL KOSTROWICKI

OD REDAKTORÓW

Przypadła nam w udziale miła rola zredagowania tomu Prac Geograficznych wydanego z okazji 80-lecia urodzin profesora dra hab. Andrzeja Samuela Kostrowickiego. Zaprosiliśmy do współpracy i napisania artykułów wybrane grono uczniów i przyjaciół Jubilata, co spotkało się z nadspodziewanie szerokim i serdecznym odzewem. W efekcie powstała praca składająca się z 20 artykułów zgrupowanych w sześć działów odpowiadających głównym kierunkom aktywności naukowej profesora A.S. Kostrowickiego.

Sam tytuł tomu, jak i treść prac w nim zawartych odzwierciedla imponujące oraz wszechstronne zainteresowania naukowe Profesora A.S. Kostrowickiego. Z wykształcenia zoolog jest równocześnie wybitnym znawcą nauki o zbiorowiskach roślinnych (fitosocjologii), interesuje się oddziaływaniami człowieka na środowisko przyrodnicze, rozwiązuje wiele problemów z zakresu ekologii miasta.

Zrealizowanie tego opracowania było możliwe dzięki przychylności dyrektorów Instytutu Geografii i PZ PAN, profesorów Piotra Korcellego i Teresy Kozłowskiej-Szczęśnej.

Serdecznie dziękujemy Panom profesorom Adamowi Kotarbie i Januszowi Bogdanowi Falińskiemu za cenne merytoryczne uwagi, które wykorzystaliśmy przygotowując niniejszy tom do druku. Za pomoc techniczną dziękujemy naszym koleżankom z Zakładu Geoekologii IG i PZ PAN – Paniom Jolancie Więckowskiej i Zofii Nowickiej.

Ewa Roo-Zielińska
Jerzy Solon

*Tout est plus triste qu'autrefois
Tous les dieux terrestres vieillissent
L'univers se plaint par ta voix
Et des êtres nouveaux surgissent
Trois par trois
Guillaume Apollinaire "Arbre"*

NOTA BIOGRAFICZNA I KARTKI DO SZTAMBUCHA (Andrzejowi Samuelowi Kostrowickiemu w 80. rocznicę urodzin)

Andrzej Samuel Kostrowicki urodził się 16 lutego 1921 roku w Wilnie, w kresowej rodzinie ziemiańskiej. Ojciec Jan Lucjan, właściciel rodzowego Kościeniewa, już w 1925 roku przeniósł się do Wilna, gdzie podjął pracę w Urzędzie Wojewódzkim jako technoloż połowu ryb; w czasach powojennych był profesorem kontraktowym w Instytucie Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie. Andrzej Samuel i jego starszy brat Jerzy geograf, wieloletni dyrektor Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN) wychowywali się więc pod okiem matki Heleny, Sławińskiej z domu, która, jak piszą, "ukszałtowała cały nasz charakter i światopogląd". Niewątpliwie, późniejsze postawy życiowe braci, poza atmosferą domu, formowała także wielolulturowa społeczność ówczesnej Litwy, przenikanie się religii i nurtów politycznych, wysokie poczucie patriotyzmu i przywiązania do tradycji Rzeczypospolitej Obojgi Narodów.

WOJNA I PRZEZNACZENIE

Wybuch wojny oznaczał nie przeczuwane bezpowrotne odejście tamtego świata, o który : nadzieją podjęli bohaterską walkę żołnierze Ruchu Oporu. W ich szeregach obaj bncia Kostrowiccy – Andrzej Samuel, najpierw jako redaktor gazety podziemnej "Sprawy Polskie", a później do lipca 1944 roku w VII batalionie 77. pułku piechoty AK. Po wyleczeniu odniesionej kontuzji, trafia na Białoruś, gdzie uczy w szkole podstawowej w Zaleskach. Śladem całej rzeszy polskiej inteligencji z kresów trafia na "Zieme Odzyskane". Wielu towarzyszyła wiara, że nowe czasy wyzwolą grunt dla organicznej pracy u podstaw, bez względu na przeszłość i przekonania. Zostaje administratorem majątku Klasztorna Wieś k. Ciepliec, lecz już wkrótce przenosi się do Warszawy. Tu znajduje pracę jako laborant w Państwowym Muzeum Zoologicznym, w którym spędzi od grudnia 1947 ponad 6 lat.

Odwczesnej młodości prawdziwą fascynacją Andrzeja Samuela była przyroda, jakże tam właśnie, na Litwie, pierwotna i bogata. Ten podziw dla natury i zapewne przypadek sprawił, że już w dzieciństwie zaczął kolekcjonować motyle, z czasem tworząc profesjonalnie opracowany zbiór zawierający kilkaset gatunków. Jak sam mówi "właśnie pod wpływem tych młodzieńczych doświadczeń zrodziła się pasja naukowa,

umiejętność widzenia złożonej rzeczywistości w sposób pogłębiony”. Brak formalnego wykształcenia, które przerwała wojna po ukończeniu pierwszej klasy liceum, nie ułatwiało startu do zrealizowania swojej pasji w nowej rzeczywistości. Lecz podjęcie obowiązków technika preparatora w PMZ (później Instytucie Zoologii PAN) znacznie do niej przybliżyło. Po czterech latach publikuje wspólnie z J. Nastem swoją pierwszą pracę naukową, a w rok później, już samodzielnie, monografię entomologiczną wzgórz kserotermicznych nad Dolną Nidą (1953).

Praca ta, wydana jeszcze przed uzyskaniem matury (1954), otwiera pierwszy rozdział w życiorysie naukowym Profesora. Okres ten (1954-1959) wypełniają studia na kierunku zoologicznym Wydziału Biologii i Nauk o Ziemi Uniwersytetu Warszawskiego oraz studia doktoranckie, najpierw w Katedrze Geografii Fizycznej UW, a następnie (1962-1964) w Instytucie Geografii PAN. Profesor pisze o sobie: “w czasie studiów kontynuowałem rozpoczęte wcześniej badania naukowe w zakresie zoogeografii i entomologii. Wyniki tych badań zostały opublikowane w szeregu prac wydanych w latach 1952-1959. (...) Równoległe do głównego kierunku ówczesnych moich zainteresowań – zoogeografii, uczęszczałem na zajęcia i praktyki z niektórymi działami botaniki: fitogeografii, fytosocjologii, ekologii roślin i florystyki. Pozwoliło mi to na rozpoczęcie samodzielnych badań w obu dziedzinach biogeografii.”

W październiku 1964 roku, w wyniku obrony pracy “Regionalizacja zoogeograficzna Palearktyki w oparciu o faunę motyli tzw. większych (*Macrolepidoptera*)”, uzyskuje stopień doktora nauk przyrodniczych. Pracę tę, której promotorem był profesor Jerzy Kondracki, najlepiej charakteryzują cele postawione przez Autora: “1) poznanie przestrzennego zróżnicowania oraz wzajemnych związków zachodzących między faunami motyli różnych części Palearktyki, 2) wypracowanie metod badawczych, eliminujących w maksymalny sposób czynniki subiektywne (dających się stosować) zarówno w przypadku makroregionalizacji opartej o inne grupy świata żywego, jak też w mikroregionalizacji, tj. w skali krajobrazów, facji itp., 3) stworzenie obiektywnych przesłanek do szczegółowych badań chorologicznych i historyczno-biogeograficznych”. W recenzjach podkreślano znaczenie tematyki pracy – wskazując, że jest to pierwsza praca z dziedziny zoogeografii broniąca w Instytucie Geografii PAN, i że wykracza swym zasięgiem poza terytorium Polski.

Prof. Tadeusz Jaczewski pisze: “praca ma charakter pionierski w zoogeografii, gdyż stanowi jeśli nie w ogóle pierwszą, to jedną z pierwszych prób oparcia regionalizacji zoogeograficznej na kryteriach możliwie obiektywnych, uzyskanych przy zastosowaniu metod statystycznych” i dalej: Autor “uzyskał w szeregu przypadków obiektywne potwierdzenie i sprawdzenie wielu koncepcji (...), a oprócz tego dał liczne ujęcia własne, nowe, przeważnie, jak się wydaje, nader trafne.” Na zakończenie recenzji prof. Jaczewski stwierdza, że praca “daje duży i cenny wkład do nauki i wykracza daleko poza wymagania, jakie winno się stawiać rozprawom doktorskim. W recenzji prof. Kazimierza Kowalskiego czytamy: “...praca znacznie przekracza poziom przeciętnych prac doktorskich. Wybór na temat pracy tak istotnego, a zarazem trudnego zagadnienia, oryginalność zastosowanej metody, sposób przedstawienia materiału – wszystko to świadczy, że autor jest w pełni dojrzałym, samodzielnym pracownikiem naukowym. Praca – zarówno ze względu na oryginalność metody jak i ciężar gatunkowy wniosków, jest jednym z najpoważniejszych opracowań zoogeograficznych w Polsce, w dziedzinie

mało u nas uprawianej a bardzo potrzebnej. Szczególnie podkreśliłbym również rzadką w pracach autorów-zoologów piszących na tematy zoogeograficzne umiejętność podawania wniosków w formie map.” Prof. Jadwiga Kobendzina zwraca natomiast uwagę, że: “statystyczna, matematyczna metoda doprowadziła do całkowicie obiektywnych wyników i to jest jej niezaprzeczalną wartością. Metoda ta pozwoliła także na sugestie w sprawie pochodzenia fauny. (...) Praca jest niewątpliwie ogromnym krokiem naprzód w dziedzinie uporządkowania chaosu panującego w regionalizacji biogeograficznej Palearktyki.”

Uzyskanie stopnia doktorskiego wieńczy powikłane, lecz konsekwentne podążanie Andrzeja Kostrowickiego ku Nauce i jednocześnie otwiera niezwykle bogaty rozdział aktywności, który wypełniony twórczą pasją był od lat dzieciennych Jego Przeznaczeniem.

WIEDZA I AUTORYTET

W kwietniu 1965 r. dr Kostrowicki zostaje zatrudniony na stanowisku adiunkta w Instytucie Geografii PAN. W życiorysie napisanym w związku z otwarciem przewodu habilitacyjnego (maj 1968) czytamy: “prowadzę badania w trzech kierunkach: pierwszy dotyczy ogólnych zagadnień biogeografii oraz istoty i roli podstawowych kompleksów biogeograficznych (faun i flor)... do nich nawiązują zarówno praca doktorska jak i rozprawa habilitacyjne (oraz dwa artykuły w Przeglądzie Geograficznym). Drugi (...) – prace z dziedziny fitosocjologii, ze szczególnym uwzględnieniem zespołów łąkowych i stepowych (od 1960 r. na Poniidziu; tu także prace nad “Mapą roślinności potencjalnej Polski” w skali 1: 500 000 i “Mapy krajobrazów roślinnych Polski” oraz klasyfikacja użytków zielonych Europy Wschodniej i Środkowej). Trzeci (...) bioindykacja środowisk dla potrzeb różnych dziedzin planowania (...) głównie wypracowanie możliwie obiektywnych metod oceny warunków przyrodniczych dla potrzeb rekreacji i wypoczynku (np. otoczenie Jeziora Wdzydze).” Pomiedzy doktoratem a habilitacją powstaje 8 rozpraw i artykułów naukowych.

W lutym 1969 dr Kostrowicki “na podstawie oceny ogólnego dorobku naukowego i przedłożonej rozprawy habilitacyjnej pod tytułem “Geografia palearktycznych *Papilionoidea*” oraz pomyślnie zdanego kolokwium uzyskuje, nadany uchwałą Rady Naukowej IG PAN, stopień doktora habilitowanego. “Rozprawa (...) ma charakter syntetyczno-metodycznego podsumowania badań nad istotą faun jako przestrzennych kompleksów przyrodniczych. Stoi na pograniczu nauk geograficznych i biologicznych.” stwierdza komisja pod przewodnictwem prof. Jadwigi Kobendziny. Prof. Jaczewski dodaje “... nie ulega żadnej wątpliwości, że (...) rozprawę należy zaliczyć do rzędu bardzo jeszcze nielicznych w skali ogólnoswiatowej opracowań zoogeograficznych, ujętych metodami nowoczesnymi i obiektywnymi, dającymi początek zoogeografii, którą by słusznie można określić jako zoogeografię ścisłą”. “Rozprawa stanowi poważny wkład do rozwoju zoogeografii i to nie tylko dzięki wnioskowi do jakich doprowadziła, ale także przez wskazanie metody, którą powinny posługiwać się dalsze prace w tej dziedzinie” (z recenzji prof. Kowalskiego). Prof. Kondracki stwierdza natomiast, że praca stanowi “istotny wkład do biogeografii zarówno od strony merytorycznej jak i metodologicznej, a dorobek Andrzeja S. Kostrowickiego można ocenić jako poważny, wielostronny, przyczyniający się tak do rozwoju geografii zwierząt, jak również geobotaniki i biogeografii w całości.”

W początkach pracy w IG PAN należy do Zakładu Dynamiki Środowiska, a w maju 1973 zostaje jego kierownikiem pod nową nazwą: Zakład Zagospodarowania Środowiska, który prowadzi aż do przejścia na emeryturę. W początku lat siedemdziesiątych dorobek naukowy doc. Kostrowickiego rośnie imponująco. Składając, w 1976 roku, wniosek o nadanie tytułu profesora nadzwyczajnego bibliografia prac liczy już 63 pozycje. Pojawiają się prace geobotaniczno-krajobrazowe i z zakresu teorii ocen systemu "człowiek-środowisko". Rozległe pole prowadzonych badań dokumentują także opracowania o zastosowaniach praktycznych, zwłaszcza w turystyce i rekreacji. Wśród osiągnięć naukowych podkreśla się opracowanie oryginalnej teorii synantropizacji szaty roślinnej i związanego z nią wskaźnika zasobności informacyjnej fitocenozy; opracowanie metody oceny tzw. chłonności rekreacyjnej terenu oraz podstaw teoretycznych i metodycznych fitoindykacji planistycznej. Dorobek naukowy, liczne funkcje organizatorskie i koordynacyjne, praca dydaktyczna i społeczna są podstawą do nadania przez Radę Państwa we wrześniu 1978 roku tytułu profesora nadzwyczajnego nauk geograficznych.

"Produktywność naukowa Profesora Kostrowickiego nie słabnie w miarę uzyskiwania stopni i tytułów naukowych – pisze w opinii do wniosku o nadanie tytułu profesora zwyczajnego prof. Matuszkiewicz – w dorobku tym, poza okresem faunistyczno-zoogeograficznym, jest stosunkowo niewiele prac materiałowo-opisowych i faktograficznych, przeważają natomiast prace koncepcyjne w zakresie teorii i metody oraz prace podsumowujące i syntetyzujące, oparte na przetworzeniu i uogólnieniu informacji. Ta charakterystyczna dla prof. A.S. Kostrowickiego cecha przejawia się także w jego licznych pracach aplikacyjnych, często zespołowych, w których osobisty udział obejmuje najczęściej tzw. "ustawienie tematu", koncepcję i hipotezę roboczą, metodę oraz interpretację wyników i wyciągnięcie wniosków. Jeśli w poszczególnych przypadkach sam zbiór informacji był dokonany przez współpracowników, to istotną rolą prof. Kostrowickiego był instruktaż, kontrola i krytyczna weryfikacja. Taka organizacja badań wydaje się być nowoczesna, a przy tym korzystna z punktu widzenia dydaktycznego". Bibliografia Profesora osiąga w 1985 roku 110 pozycji, trzech podopiecznych uzyskuje stopnie doktorskie. Obowiązkom kierownika Zakładu, koordynatora i kierownika programów badawczych, udziałowi w radach i komitetach naukowych towarzyszy stale praca dydaktyczna na Wydziale Geografii i Studiów Regionalnych i Wydziale Biologii Uniwersytetu Warszawskiego, a także na Studium Podyplomowym przy Wydziale Architektury Politechniki Warszawskiej. W konkluzji swojej opinii prof. Matuszkiewicz stwierdza: "Żywa inteligencja, rozległa wiedza i syntetyczny typ mentalności predysponują Go do pełnienia funkcji inspiratora i koordynatora dużych zespołów badawczych, a umiejętność nawiązywania kontaktów i kształtowania poprawnych stosunków ułatwiają to zadanie".

Tytuł naukowy profesora zwyczajnego nauk przyrodniczych otrzymuje we wrześniu 1987 roku. W latach 90. Profesor publikuje dalsze 30 prac, wśród których znajdują się tak znaczące pozycje jak "System "człowiek-środowisko" w świetle teorii ocen", "Systemy przestrzenne "człowiek-gospodarka-przyroda" jako przedmiot badań geograficznych", "Studium geobotaniczno-krajobrazowe okolic Pińczowa", rozdział "Świat zwierzęcy" w Geografii Polski PWN, a zwłaszcza ostatnia publikacja książkowa "Geografia Biosfery. Biogeografia Dynamiczna Łądów". Wiele cennych opracowań ukazało się "pod redakcją" lub "w zespole" Profesora, lecz w rzeczywistości są to

prace w większości powstałe z Jego inspiracji i pod Jego kierunkiem. Warto także zaznaczyć udział Profesora w przygotowaniu "Zarysu geoeologii rekreacji", pracy Jego Małżonki, prof. Alicji Krzymowskiej-Kostrowickiej.

Umiejętność syntetycznego myślenia, porządkowania różnorodnych obserwacji w oparciu o niepospolicie rozległą wiedzę, przynosi coraz nowe i twórcze rozwiązania problemów badawczych. Te cechy budowały przez lata niepodważalny dziś w środowisku kilku dyscyplin naukowych autorytet Profesora.

PROGRAMOWANIE I KOORDYNACJA

Organizacja badań naukowych w latach siedemdziesiątych i osiemdziesiątych opierała się na hierarchicznie skonstruowanym i centralnie skategoryzowanym systemie programów badawczych. Równie ważne znaczenie jak kierowanie pracami placówek i jednostek badawczych, miało programowanie i koordynowanie prac w ramach problemów węzłowych, międzyresortowych i resortowych. Od początku obowiązywania tego systemu powierzano profesorowi Kostrowickiemu odpowiedzialne funkcje kierownicze. W latach 1970-1975 pełni funkcję zastępcy koordynatora problemu PAN-7 "Zmiany w środowisku geograficznym pod wpływem działalności człowieka" oraz uczestniczy w pracach zespołu koordynacyjnego grupy tematycznej 02 problemu węzłowego 11.2.1. Od roku 1976 kieruje grupą tematyczną 09 problemu węzłowego 10.2 "Geograficzne podstawy gospodarowania zasobami przyrody". Przez 10 lat uczestniczy w zespołach koordynacyjnych MR.II.15 i R.III.15. Od 1981 do 1985 roku kieruje grupą tematyczną 07 w problemie międzyresortowym MR.I.25 i jest członkiem dwóch innych zespołów koordynacyjnych. W 1985 roku zostaje członkiem prezydium Zespołu V ("Kształtowanie i ochrona środowiska przyrodniczego oraz racjonalne wykorzystanie zasobów naturalnych") III Kongresu Nauki Polskiej.

Od 1986 roku prowadzi grupę tematyczną 04 "Tendencja zmian środowiska o silnej antropopresji" w ramach Centralnego Programu Badań Podstawowych 03.13 oraz kieruje jednym z tematów w ramach grupy tematycznej 06 "Ochrona i kształtowanie środowiska przyrodniczego na obszarach zurbanizowanych" należącej do CPBP 04.10.

Ważne miejsce w działalności organizatorskiej i badawczej Profesora zajmowały zadania w ramach współpracy naukowej krajów RWPG. Chociaż współpraca ta miała niewątpliwie wątek propagandowy, lecz owocowała zacieśnianiem więzi pomiędzy środowiskami naukowymi tych krajów i autentyczną wymianą doświadczeń. Obszar dyskusji i formułowanych poglądów daleko wykraczały poza dyrektywne założenia ideologiczne. Dowodem na pożyteczną funkcję tej współpracy są liczne publikacje, a badania na "obszarach modelowych" mogą być pozytywnym przykładem rozwijania kooperacji międzynarodowej w nauce. Od początku zawiązania tej współpracy, to jest od 1971 roku do czasu rozpadu RWPG, profesor Kostrowicki pełni w niej szereg funkcji koordynacyjnych i organizacyjnych. Jest koordynatorem ze strony polskiej problemu 1.3 "Metodyka ekonomicznych i pozaekonomicznych ocen oddziaływania człowieka na środowisko", uczestniczy w zespołach koordynacyjnych trzech innych problemów: 1.2, 1.5 i III.2, a w tym ostatnim kieruje tematem "Metody ekologiczne w planowaniu optymalnych struktur systemów krajobrazowych".

Od początku 1987 do 1992 roku pracuje w Sekretariacie Administracyjnym PAN (obecnie Kancelaria PAN) jako zastępca sekretarza naukowego (przewodniczącego) Wydziału Nauk o Ziemi i Nauk Górniczych zajmując się przede wszystkim działalnością

komitetów i ich programem wydawniczym. Kryzysowa sytuacja, w jakiej znalazła się Polska Akademia Nauk po przełomie końca lat 80., stawiała przed wydziałami trudne problemy dostosowania aktywności części korporacyjnej akademii do nowych realiów politycznych i ekonomicznych. Działalność Profesora na tym polu znalazła duże uznanie współpracowników. Przez kilka lat będąc Jego podwładnym mogę podkreślić, że Jego takt i rozważa wielokrotnie łagodziły narastające napięcia i prowadziły do skutecznych, kompromisowych rozwiązań.

Prezentacja sylwetki Profesora byłaby niepełna, gdyby pominąć Jego zaangażowanie w badania terenowe. W nich właśnie, w bezpośrednim kontakcie z przyrodą, ujawniała się prawdziwa pasja badawcza i emocjonalny stosunek do przedmiotu studiów. Ci, którzy mieli szczęście uczestniczyć we wspólnych "wyprawach" do Pińczowa, na Wigry, do Białowieży, a nawet podmiejskiej Białotki czy Łomianek, poznawali Profesora w Jego żywiole. Tu ujawniały się rzadko spotykane umiejętności pracy w zespole; kierowanie nim poprzez inspirującą ideę konstruowania z drobnych obserwacji wniosków niekiedy fundamentalnych. Uczyło to konsekwencji i cierpliwości w gromadzeniu faktów, lokalizowaniu ich w czasie i przestrzeni, widzenia zjawisk w szerokim kontekście przestrzennym i funkcjonalnym. Było też lekcją stosowania metod kartograficznych, uprawianych przez Profesora przez wiele lat w pracach nad „Mapą Potencjalnej Roślinności Naturalnej Polski” w skali 1:100 000, w kartowaniu geokompleksów w skali 1:25 000 oraz wykonywaniu licznych zdjęć fitosocjologicznych.

WSZECHSTRONNOŚĆ I UZNANIE

Miarą uznania przez środowisko naukowe pozycji profesora Kostrowickiego w dziedzinach, które uprawiał, jest ilość i różnorodność gremiów kolegialnych, w których zasiadał. Do Rady Naukowej swej macierzystej placówki, Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN wszedł w 1969 roku, bezpośrednio po uzyskaniu habilitacji. Uczestnicząc w niej nieprzerwanie od ponad 30. lat, a w latach 1993-1998, pełniąc funkcję przewodniczącego, miał wpływ na wiele wydarzeń w historii tej placówki. Silne związki z Polską Akademią Nauk wyrażały się także obecnością w radach naukowych Instytutu Ekologii (od 1972 r.), w której był członkiem prezydium i Instytutu Zoologii, w której przez kilka lat pełnił obowiązki wiceprzewodniczącego Towarzystwa Urbanistów Polskich, działalność w Polskim Towarzystwie Botanicznym, Polskim Towarzystwie Zoologicznym i wreszcie w Polskim Towarzystwie Geograficznym, w którym organizował przez wiele lat Olimpiady Geograficzne dały bogate doświadczenie w zakresie popularyzacji i propagowania wiedzy.

Jednak nie tylko PAN, przez powołania do rad i komitetów, doceniał rangę zajmowanej przez profesora Kostrowickiego pozycji naukowej. Wydział Geografii i Studiów Regionalnych Uniwersytetu Warszawskiego powoływał Go wielokrotnie w skład rad naukowych Instytutu Nauk Fizycznogeograficznych i Instytutu Geografii Społeczno-Ekonomicznej. Przez ponad 10 lat zasiadał w Państwowej Radzie Ochrony Środowiska; był także członkiem Rady Programowej ds. Ochrony i Kształtowania Środowiska NOT. W ścisłym związku z terenami, na których prowadził badania, było uczestnictwo w radach naukowych Mazurskiego Parku Krajobrazowego i Wigierskiego Parku Krajobrazowego, a także Ośrodka Badań Naukowych w Białymstoku, ciałach doradczych przy wojewodzie kieleckim i suwalskim. Szczególną wagę przywiązywał

Profesor do działalności w Zarządzie Głównym Ligi Ochrony Przyrody, w której w latach 80. sprawował funkcję przewodniczącego Rady Naukowej.

W czasach, gdy w niektórych środowiskach naukowych pojawia się skłonność do weryfikacji karier i osiągnięć uczonych lat PRL, których pozycję miały budować spolegliwość wobec władzy i partyjna prawomyślność, należy z całą mocą podkreślić, że Andrzej S. Kostrowicki wypełniał swoje Przeznaczenie mimo licznych przeciwności, "niewłaściwego" pochodzenia, "akowskiej" przeszłości, opóźnionego wskutek wojny startu do samodzielnej kariery naukowej. Otrzymane nagrody i odznaczenia (w tym Krzyż Kawalerski Orderu Odrodzenia Polski), o ile wiem, nie były i nie są dla Profesora czymś wartym wyjątkowej uwagi – myślę, że w najwyższej cenie będzie zawsze wdzięczność uczniów i przychylność przyjaciół.

WSPÓŁPRACOWNICY I PRZYJACIELE

W Zakładzie Zagospodarowania Środowiska IGiPZ PAN przez prawie dwadzieścia lat Profesor Kostrowicki tworzy i prowadzi zespół, w którym atmosfera przychylności, wyrozumiałości i zaufania, przy równoczesnych wysokich wymaganiach wobec poziomu wykonywanych prac, są normą obowiązującą. Imponował nam autorytet budowany na wszechstronnej erudycji, pogłębionej wiedzy w uprawianych dziedzinach i oryginalności poglądów na wiele spraw. Umiejętność przekazywania adeptom nieobojętnego stosunku do otaczającego świata i wiedzy, z której powstaje jego rozumienie i jego przeżywanie. "To normalne, przyrodę, żeby prowadzić z nią dialog, trzeba najpierw poznać i umieć nazwać jej składniki" – powiedział Profesor, gdy z podziwem słuchaliśmy nieskończonej ilości nazw gatunkowych spotykanych zwierząt i roślin. Modne wówczas i lansowane przez "systemologów" podejście holistyczne w nauce jest dla Profesora nazwaniem rzeczy oczywistej, bez której każde zjawisko czy proces analizowane poza kontekstem nosiło cechy artefaktu, nie zasługującego na głębsze studiowanie.

Ta powszechna opinia o wysokich wymaganiach Profesora w stosunku do swoich podopiecznych, nieco onieśmielająca erudycja, zaważyły, jak sądzę, na mniejszej niż można by oczekiwać liczbie wypromowanych doktorów. Liczne jest natomiast bardzo grono osób, którym Profesor opiniował prace i awanse zawodowe. Myślę, że jeszcze liczniejsza jest rzesza tych, którzy zetknąwszy się z Profesorem w swojej pracy zawodowej lub społecznej, zawdzięczają Mu część swoich dokonań i chcieliby szczerzyć się mianem Jego uczniów.

Profesor **Florian Plit**, geograf, tak relacjonuje swoje kontakty z Jubilatem:

"Jestem pełen szacunku, dla osiągnięć naukowych profesora Andrzeja Samuela Kostrowickiego, lecz w ich ocenie krępuje mnie poczucie braku kompetencji, różnica pokoleniowa, szacunek ucznia wobec jednego z paru moich uniwersyteckich mistrzów. To nie pomyłka, choć poznałem Profesora w czasie, gdy pracował w Polskiej Akademii Nauk, mnie zaś właśnie zatrudniono na Uniwersytecie Warszawskim. Bowiem gdy uniwersytet jest dla kogoś, zgodnie ze średniowieczną definicją „zgrupowaniem ludzi poszukujących prawdy”, a nie instytucją zarządzaną przez biurokratów, to wtedy Profesor swych związków z uniwersytetem nigdy nie zerwał. Wielokrotnie przychodziłem do jego zakładu w Pałacu Staszica. Główny motyw tych wizyt był, oczywiście, zupełnie inny i głęboko osobisty, ale wybierałem i takie chwile, gdy Profesor

pijał kawę z pracownikami. Podejmowaliśmy na wespół żartobliwe, niekiedy zaprawione goryczą, a zawsze fascynujące dyskusje: o sensie badań naukowych, granicy poznania, prawdzie, uczciwości i cenie, którą trzeba za nią płacić, o interdyscyplinarności i zaufaniu w zespole. Niekiedy tylko były to bardziej szczegółowe zagadnienia dotyczące relacji człowiek-środowisko, ale one też przeważnie kończyły się próbami uogólnienia. Nie wiem, ile się z tych dyskusji nauczyłem, wydaje mi się, że wziąłem od Profesora bardzo dużo, choć może to przejaw megalomanii.

Ponownie miałem okazję dłużej rozmawiać, gdy Profesor opiniował moją profesurę. To też była lekcja: po pierwsze tolerancji wobec poglądów innej osoby, po drugie – że opinia zawsze musi być rzetelna, niezależnie od sympatii i antypatii. Długo nad tym myślałem, bo szybko myśleć nie umiem, ale dziś, kiedy sam pisuję podobne recenzje, staram się kierować podobnymi zasadami.”

Dr Grażyna Winiarska, zoolog, w swoich wspomnieniach sięga do początków kariery naukowej Profesora:

“Pan Profesor Andrzej Samuel Kostrowicki jest nie tylko znakomitym fitosocjologiem, ale równie doskonałym entomologiem, a ściśle mówiąc lepidopterologiem. Nic zresztą w tym dziwnego, gdyż pierwsze kroki na drodze naukowej stawiał w Państwowym Instytucie Zoologicznym (PMZ), którego tradycje dziedziczy dziś Muzeum i Instytut Zoologii PAN.

Po odbyciu kilkumiesięcznego stażu w PMZ, 1 grudnia 1954 r. Pan Profesor został w nim zatrudniony na etat preparatora w Pracowni Lepidopterologicznej należącej do Działu Owadów. Pracownią kierował wówczas dr S. F. Adamczewski. W życiorysie, który dołączył do podania o pracę, Pan Profesor napisał, że od dawna interesuje się motylami, a w 1940 r. pomagał prof. Iwanauskasowi podczas jego badań lepidopterologicznych w okolicach Powierza. Wprawdzie Pan Profesor nie miał wtedy ukończonych wyższych studiów i był zatrudniony na etacie technicznym, jednak, po podjęciu pracy w PMZ, tak naprawdę pełnił w nim obowiązki pracownika naukowego. Nie tylko bowiem zbierał i preparował motyle oraz porządkował ich bogaty zbiór będący własnością PMZ; zaczął również pisać publikacje na temat tych owadów. Wydana w 1953 roku praca „Studia nad fauną wzgórz kserotermicznych nad dolną Nidą” została oceniona jako najlepsza z opublikowanych po wojnie we „Fragmenta Faunistica Musei Zoologici Polonici”, a nie należy zapominać, że napisał ją „zwyczajny” i bardzo wtedy młody preparator. Pracę Pana Profesora w PMZ oceniano tak wysoko, że mimo braku wyższego wykształcenia, 1 stycznia 1953 roku awansowano go na stanowisko starszego preparatora. Na tym stanowisku pracował do 31 stycznia 1954 r. Po czym odszedł z PMZ.

Związki z Instytutem Zoologii PAN nie uległy jednak zerwaniu. W bardzo osobistej relacji dr Winiarskiej czytamy:

“Przez szereg kadencji Pan Profesor był członkiem Rady Naukowej Instytutu Zoologii PAN. W stosunku do naszej placówki zawsze okazywał ogromne przywiązanie, życzliwość i wspierał ją w trudnych momentach. Ponieważ przez kilka lat byłam sekretarzem Rady Naukowej naszego Instytutu, miałam okazję przysłuchiwać się wypowiedziom Pana Profesora z okazji różnych obron, nominacji itp. Był zawsze życzliwy i serdeczny, a jeżeli nawet miał jakieś krytyczne uwagi, to mówił je w taki

sposób, że nikt nie czuł się dotknięty, a wynikająca z nich konkluzja była korzystna dla „delikwenta”.

Pana Profesora znam od wielu lat. Jest człowiekiem niesłychanie ciepłym, życzliwym i zawsze uśmiechniętym choć bywa czasami złośliwy, jednak w charakterystycznej dla niego, niezwykle ujmującej formie. Nigdy nie odmówił mi pomocy, nawet wtedy, gdy jego życzliwa i twórcza uwaga potrzebna mi była wtedy, gdy chorował. W czasie pisania przeze mnie pracy doktorskiej wielokrotnie służył mi radą, umożliwiając przebrnięcie przez bardzo trudny problem, jakim niewątpliwie jest pochodzenie sówkowatych (*Lepidoptera, Noctuidae*) dużej aglomeracji miejskiej, na przykładzie Warszawy. Jego ogromna wyobraźnia i wiedza pomogły mi zrozumieć procesy kształtowania się fauny miasta – środowiska niezwykle, jednocześnie sztucznego i naturalnego. Pan Profesor jest znakomitym gawędziarzem i można z nim rozmawiać, rozmawiać i rozmawiać, nigdy się nie nudząc. Jest jedną z niewielu osób, z którymi umówiłabym się na kawę, bez względu na porę dnia i roku, choćby po to, by usłyszeć ciepłe: „Witaj Grażyno!”.

Rysunek sylwetki Profesora nie byłby kompletny bez zacytowania wypowiedzi wybitnych botaników, zarazem współpracowników i przyjaciół Jubilata. Oto, jakże szczerzy, adres profesora **Janusza B. Falińskiego**:

“Najważniejsze jest to, że mam prawo uważać Andrzeja za swego Przyjaciela, chociaż nasze więzy, zapewne z mojej winy, z czasem się rozluźniły. Lecz nadal, jak świeże, pozostają w pamięci nasze najwcześniejsze rozmowy i zdarzenia, w których uczestniczyliśmy.

Andrzej (dla niektórych Samuel) oto jeden z dwojga botaników, moich przyjaciół (druga osoba to Zdzisława Wójcik), którzy mieli szczęście osobiście poznać Józefa Paczoskiego, jakże mi bliskiego, jako wzorzec uczonego już w czasach szkolnych. Chociaż znałem jeszcze innych botaników, uczniów Paczoskiego, nikt mi tyle i z takim ciepłem nie opowiadał o nim, jak Andrzej i Zdzisława. Oboje też w poszukiwaniu własnej drogi naukowej zdają mi się być podobni do Paczoskiego.

Andrzej – krytyk niezawodny, ale życzliwy. Tego doświadczyłem w okresie gdy zakład prof. Matuszkiewicza przy ul. Al. Ujazdowskich 4 był ostoją polskiej nauki o roślinności, tam toczyły się przez kilkanaście lat z rzędu spory o kształt nauki, tam następowała ocena rezultatów naszej pracy i pierwsze swobodne dyskusje nad synantropizacją szaty roślinnej. Jedna z nich dotyczyła stylu i formy przekazywania naszych idei i zesłała na sprawę języka. I oto Andrzej wyjął odbitkę mojego niedawno opublikowanego artykułu i na głos odczytał przykład stylistycznego szkaradziejstwa. Moja obrona szybko przeistoczyła się w ogólne żarty. Choć nauczkę tą otrzymałem już ponad 30 lat temu, nigdy nie znalazłem w sobie żalu do autora krytyki. Podobnie wdzięczny jestem redaktorom moich późniejszych książek i tłumaczom moich artykułów. Z różnych źródeł wiadomo mi, że Andrzej nie szczędzi słów krytyki swoim bezpośrednim współpracownikom, a przecież niezmiennie Go kochają.

Andrzej – dobry na niepogodę. Spróbujcie znaleźć sobie Przyjaciela takiego jak Andrzej, gdy z trudem doszła do skutku jedna z wypraw botanicznych zespołu pracowników trzech zakładów naukowych z różnych ośrodków w Polsce, tym razem na słoneczne murawy pod Pińczowem, w najbardziej odpowiedniej porze roku. A tu nagle kilkudniowy deszcz. Gdy już wykupiliśmy wszystkie gumowce w Pińczowie

i okolicy, gdy skończył się czas przeznaczony na studiowanie muraw stepowych – powróciło słońce. Ale te deszczowe dni rozświetlał nam Andrzej wspaniałym humorem, swobodnie wybierał kolejny temat rozmów, w których brali udział wszyscy. Powtarzam, były to rozmowy nie mające nic wspólnego z dzisiejszym, zwykle jednostronnym, gadulstwem. Nawet osoby z natury swej poważne i godnie noszące swe tytuły naukowe, ulegali czarowi Andrzeja i uczestniczyli w owej wspólnej zabawie intelektualnej.

Andrzej – darczyńca niezwykle. On to właśnie jakiś czas temu, ogromną część swojej biblioteki naukowej przekazał Białowieskiej Stacji Geobotanicznej. Dar ten był tak hojny, że Jego Magnificencja Rektor Uniwersytetu Warszawskiego bez najmniejszego oporu uległ mojej prośbie o pilne pokrycie kosztów wykonania regałów w naszej bibliotece.”

Profesor Faliński kończy swój tekst anegdotą: “Moja żona zamyka jakiś wywód konkluzją: – Wiesz, Andrzej, życie jest bardzo skomplikowane! Na to pada natychmiast odpowiedź: – Wiesz, Krysiu, to bardzo odkrywcze stwierdzenie!” Dużo by jeszcze pisać, lecz chcę zostawić miejsce innym, którzy zawdzięczają Mu równie dużo lub jeszcze więcej niż ja. Kochamy Andrzeja!”

“Samuela Kostrowickiego poznałem blisko 40 lat temu – pisze w przesłanym redakcji wspomnieniu profesor **Władysław Matuszkiewicz** – i wkrótce zaprzyjaźniłem się z nim serdecznie. Zawsze pociągała mnie Jego głęboka kultura osobista, pozwalająca domyślać się wychowania w świecie wartości, zakorzenionych w najlepszej tradycji polskich kresów. Od Niego samego dowiedziałem się o dzieciństwie i wczesnej młodości spędzonej w nieznanym mi środowisku ziemiaństwa Wileńszczyzny. Ze zdumieniem i wielkim zainteresowaniem słuchałem opowiadań o życiu i stosunkach w tym nieistniejącym już świecie wielu kultur, wyznań i narodowości. Dla mnie, lwowianina o tradycjach plebejskich, ówczesna Wileńszczyzna wydała się rezerwatem odległej przeszłości, znanej nam tylko z romantycznej literatury, jakże różnym od naszych wschodniogalicyskich stosunków.

U Samuela Kostrowickiego imponowała mi zawsze Jego rozległa i wszechstronna wiedza. Z podziwem obserwowałem, jak zoolog-entomolog szybko stał się równocześnie fitosocjologiem, jednym z wybitniejszych w kraju, oraz twórczym i cenionym geografem. Jego podręcznik biogeografii jest podsumowaniem Jego dorobku stanowiąc przy tym jedyne w Polsce dzieło tego rodzaju, stojące na najwyższym nowoczesnym poziomie.

Zakres wiedzy Samuela nie ogranicza się jednak bynajmniej do spraw naukowych czy fachowych, lecz obejmuje chyba wszystkie dziedziny życia prywatnego i publicznego. W moim domu utarł się pogląd, że Samuel po prostu wie wszystko, co potrzeba. Nie mogę odmówić sobie przytoczenia pewnej autentycznej anegdoty. Zdarzyło się kiedyś, że otrzymaliśmy od znajomych upolowanego bażanta, o którego walorach smakowych słyszeliśmy od dawna. Moja żona, niezbyt biegła w sprawach kulinarnych, nie miała pojęcia, jak tego „ptaka” przyrządzić. Bez namysłu krzyknęła jednak: „zapytajmy Samuela!” Gdy natychmiast zatelefonowała do Warszawy, Samuel z miejsca sypanął trzema przepisami, z których jeden, najatrakcyjniejszy, a nie przerastający naszych możliwości i umiejętności, okazał się znakomity. Fakt ten wspominamy do dzisiaj przez lat kilkadziesiąt. Niech ta anegdota będzie wyrazem naszego podziwu dla frapującej, wielostronnej osobowości Samuela Kostrowickiego.”

“O tolerancji” tytułuje swoje wspomnienie profesor **Alicja Breymeyer**, ekolog i “sukcesor” Jubilata na stanowisku Kierownika Zakładu Geoeologii:

“Nastałam w Instytucie Geografii PAN w latach 70. ostatniego wieku ubiegłego tysiąclecia. Przeniosłam się tu z Instytutu Ekologii z twardym postanowieniem zajęcia się geografiami ekosystemów lądowych. W Zakładzie Zagospodarowania Środowiska IG kierowanym przez prof. Andrzeja Kostrowickiego pracował zespół geografów fizycznych i jedynych w Instytucie Geografii – przyrodników. Zespół ten podejmował tematy regionalne, prowadzone były badania na Ponidziu, w strefie podmiejskiej Warszawy, w budowanym właśnie osiedlu Białoleka Dworska. Właśnie w Białolece próbowałam przyłączyć się do moich koleżanek i kolegów i wcisnąć coś w rodzaju ekosystemów w program oceny odporności różnych fragmentów podwarszawskich lasków i łązek zniszczonych, przekształconych i czekających właśnie na zabudowę. To się oczywiście nie udało, teren podwarszawskiego – nawet dużego – osiedla nie był miejscem do badań porównawczych funkcjonowania ekosystemów. Wycofałam się z badań wspólnych Zakładu i zaczęłam szukać wyraźnych, uporządkowanych zmian geograficznych, które mogłyby warunkować zachowania ekosystemów. Widziałam, że Andrzej był bardzo niezadowolony (kto byłby zadowolony z nowego pracownika, który nie bardzo chce dołączyć do zespołu tylko uparcie lansuje pomiary funkcjonowania ekosystemów; ekosystemów w geografii wtedy nie było). Jednak po jakimś czasie, gdy zaczęłam badania w górach (wyraźna zmienność klimatu na małej przestrzeni) szef “przydzielił mi” pomocnika, znakomitego zresztą. I tak zaczęły się moje wieloletnie przygody na transektach klimatycznych, w warunkach skrajnych, na granicach zasięgów gatunków tworzących ekosystemy. Szef zakładu, któremu niewątpliwie “psułam” plany zakładowe – musiałam go denerwować swoją bardzo anglosaską “szkołą” Eugene Oduma – akceptował to. Dziś, po tak wielu latach rozumiem jak Mu to musiało być niewygodne i jaki okazał się tolerancyjny. Wzniesmy zatem toast za piękną cechę tolerancji, której nie zabrakło naszemu przyjacielowi Andrzejowi.”

Wśród wpisów do “sztambucha” nie mogło oczywiście zabraknąć refleksji najbliższych współpracowniczek Profesora, których kariery naukowe najściślej łączy się z postacią Jubilata.

“Gdyby kilkanaście lat temu powiedziano mi – pisze dr **Bożenna Grabińska** – że spotkam w Instytucie Geografii naukowca, który potrafi objąć w swoich badaniach i połączyć w syntezie prawie wszystkie elementy środowiska, to bym nie uwierzyła. Jego niesłuchanie prawdziwe i rzetelnie dokonywane oceny uzyskanych wyników dotyczą zjawisk przestrzennych zarówno w makro- jak i mikro- skali. Dzisiaj, dla wielu moich kolegów stworzenie wspólnego programu łączącego fitogeografię, zoogeografię i ekologię na użytek geografii jest bardziej hasłem niż osiągalną praktyką, a wykorzystanie specjalistów, zarówno zoologów, botaników jak i ekologów w “modnych”, globalnych badawczych projektach środowiskowych nie spotyka się ze zrozumieniem.

Człowiekiem, który to potrafi, jest niewątpliwie profesor Andrzej Samuel Kostrowicki. Mnie osobiście zdumiewa Jego zdolność całościowego postrzegania środowiska, jego elementów zarówno biotycznych jak i abiotycznych oraz wszechstronność ujęć syntetycznych. Potrafi On podzielić Palearktykę na podstawie fauny motyli, oznaczyć większość krajowych gatunków motyli i roślin, a także “przełożyć” uzyskane wyniki na dziedzinę ekonomiki środowiska. A równocześnie

można się od niego dowiedzieć, jaki warto przeczytać najnowszy kryminał oraz jak przyrządzić pstrąga z migdałami.

Wiem jedno, że nie wykorzystałam wszystkich możliwości, jakie daje obcowanie z tak wszechstronnym człowiekiem. Nauczyłam się jednak na pewno skromności i pokory wobec przyrody, oraz zwykłej rzetelności naukowej, wartości zupełnie chyba zapomnianych, a tak wyraziście reprezentowanych przez Pana Profesora.”

Ciepłe słowa podziwu i wdzięczności odnajdujemy także w adresie dr Ewy Roo-Zielińskiej:

“Wiele zawdzięczam losowi, który zetknął mnie i pozwala przez wiele lat obcować z tak wybitną osobowością jaką jest Profesor Andrzej S. Kostrowicki. O Jego osiągnięciach i wszechstronnych zainteresowaniach naukowych napisali już inni. Mnie zainteresował tematyką dotyczącą indykacji środowiska przyrodniczego na podstawie gatunków roślinnych, i to przez wiele lat stanowi przedmiot moich zmagañ naukowych. Wiem z całą pewnością, że Jego cenne rady i wskazówki, których udziela mi w czasie przygotowania artykułów do druku powoduje, że tych prac nie muszę się wstydzić! Dla mnie Profesor, niezwykle wymagający, jest jednocześnie ciepłym, serdecznym, opiekuńczym Szefem. W chwilach ciężkiej choroby, która na rok wykluczyła mnie z życia ówczesnego Zakładu Zagospodarowania Środowiska, uspokajał ciepłymi słowami – “myśl tylko o tym, żeby wyzdrowieć i jak najszybciej do nas wrócić”. Zaniepokojenie moje wynikało stąd, że wszyscy należeliśmy do zespołu, w którym każdy miał swoje “naukowe miejsce”, a szczególnie ostro zaznaczało się to w czasie wieloletnich kompleksowych badań przyrodniczych prowadzonych na Poniidziu. Tu do późnych godzin nocnych oznaczaliśmy liczne gatunki roślin i motyli, sporządzaliśmy mapy roślinności rzeczywistej i potencjalnej, szczególnie bacznie przyglądając się unikatowym w skali kraju murawom ciepłolubnym, Tu powstawały koncepcje większych prac, które w następnych latach ukazywały się drukiem. To był czas, gdy Profesor, był tylko “dla nas” i wtedy uczyliśmy się od Niego najwięcej..... Cóż, skończyły się wspólne z Profesorem badania terenowe, ale także dzisiaj Profesor nie odmawia pomocy i konsultacji naukowych, jest częstym gościem Zakładu Geoekologii, uczestniczy w seminariach, a jego trafne, niekiedy krytyczne, ale zawsze życzliwe rady bardzo nam pomagają. Pomaga także Jego serdeczność, bezpośredni sposób bycia, ogromne poczucie humoru – cechy tak charakterystyczne dla kultury Wileńszczyzny, z której się wywodzi.”

Swoje wspomnienie dr Roo-Zielińska kończy zdaniem, pod którym wszyscy współpracownicy i przyjaciele gotowi są z pewnością podpisać się “obiema rękami”:

“Życząc Panu Profesorowi wielu lat zdrowia, kolejnej, równie ciekawej książki, jak „Geografia biosfery...” dziękuję za wszystko i proszę o dalsze ”naukowe wsparcie”.

Do kalejdoskopu wspomnień i refleksji chciałbym wrzucić także moje drobne “szkiełko”, gdyż znam Profesora od blisko 40 lat. Mniej więcej dziesięć z nich spędziliśmy w hałaśliwym pokoju w Pałacu Staszica, gdzie jako krąbny doktorant przysparzałem memu Mistrzowi wiele kłopotów i rozczarowań. Później, już w latach osiemdziesiątych, uległem Jego namowom i zająłem się (znów pod Jego okiem) “administrowaniem” naukami o Ziemi i naukami górniczymi na wietrznych salonach Pałacu Kultury i Nauki. Z tego czasu datują się też ostatnie wspólne, niezapomniane

do Pińczowa i Białowieży. Miałem szczęście, że los zetknął mnie z wieloma wybitnymi osobistościami nauki. Nie umiem powiedzieć, której z nich co zawdzięczam, wiem za to z całą pewnością, że w ich szeregu Profesor wyróżniał się niezwykle darem tolerancji i życzliwości, tak charakterystycznym dla kresowiaków i tak deficytowym w dzisiejszych czasach. Choć mój definitywny rozbrat z nauką przyjął Profesor niechętnie, to zaakceptował go z wyrozumiałością, za którą jestem Mu ogromnie wdzięczny.

Czując się zaszczycony złożoną mi przez dawnych Współpracowników propozycją napisania tego życiorysu, chcę Im podziękować, że dali mi w ten sposób szansę spłacenia, przynajmniej symbolicznie, długu jaki mam wobec Profesora. Chcę ich także przeprosić, jeśli uznają, że nie wywiązałem się z tego zadania na miarę oczekiwań. Zapewniam Was, że Jubilat w swojej wielkoduszności i Wam i mnie to wybaczy!

Dziękuję dr Bożenie Grabińskiej i dr Ewie Roo-Zielińskiej za zgromadzenie i udostępnienie materiałów i dokumentów dotyczących kariery naukowej Profesora, na których został oparty tekst życiorysu*.

Ludwik Biegański

*Wypowiedzi na temat lat z czasów dzieciństwa i okresu wojny zaczerpnięto ze wspomnień Jerzego i Andrzeja Samuela Kostrowickich opublikowanych w książce *“Europa Nieprowincjonalna”*, Instytut Studiów Politycznych PAN, Oficyna Wydawnicza Rytm, Warszawa 2000.



Fot. 2. W lesie koło Młodzaw – lipiec 1984 (foto B. Solon)
In the forest near Młodzawy (south Poland) – July 1984 (photo: B. Solon)



Fot. 3. Prof. A.S. Kostrowicki ze współpracownikami (B. Grabińska i J. Plit)
w lesie koło Młodzaw – lipiec 1984 (foto B. Solon)
Professor A.S. Kostrowicki with his collaborators (B. Grabińska and J. Plit)
in the forest near Młodzawy (south Poland) – July 1984 (photo: B. Solon)



Fot. 4. Prof. A.S. Kostrowicki i E. Roo-Zielińska w okolicach Pińczowa
– lipiec 1983 (foto J. Solon)
Professor A.S. Kostrowicki with E. Roo-Zielińska in Pińczów surroundings
– July 1983 (photo: J. Solon)



Fot. 5. Okolice jeziora Wigry – lipiec 1978 (foto J. Solon)
In the forest near the Wigry Lake – July 1978 (photo: J. Solon)

SPIS NAJWAŻNIEJSZYCH PUBLIKACJI PROFESORA ANDRZEJA SAMUELA
KOSTROWICKIEGO

I. ZOOLOGIA. ENTOMOLOGIA

- 1952, Kostrowicki A.S., Nast J., *O występowaniu Cicadetta adusta (Hag.) w Polsce (Homoptera, Cicadidae)*, *Fragm. Faun. Mus. Zool. Polon.* Warszawa, 6,11, s. 193-198.
- 1953, *Rzut oka na faunę projektowanego rezerwatu w Krzyżanowicach nad Nidą*, *Chrońmy Przyr. Ojcz.*, Warszawa, 9, 5, s. 13-18.
- 1953, *Studia nad fauną motyli wzgórz kserotermicznych nad dolną Nidą*, *Fragm. Faun. Mus. Zool. Polon.*, Warszawa, VI, 16, s. 263-446.
- 1955, *Ekologizacja terenowych badań entomologicznych jako unowocześnienie badań fizjograficznych*, *Polsk. Pism. Entomol.*, Wrocław, 24, 2, 4, s. 33-47.
- 1956, *Sówki – Noctuidae. Wstęp i podrodzina Cuculiinae. Klucze do oznaczania owadów Polski*, Warszawa, 53 a, 15, 124 ss.
- 1956, *Two new European Species of the Subfamily Cuculiinae (Lepidoptera, Phalaenidae)*, *Ann. Zool.*, Warszawa, 16,7, s. 65-71.
- 1959, *Sówki - Noctuidae. Podrodziny: Agrotinae, Melicleptriinae. Klucze do oznaczania owadów Polski*, Warszawa, 53 b, 28, 145 ss.
- 1960, *Studies on the Palearctic Species of the Subfamily Plusiinae (Lepidoptera, Phalaenidae)*, *Acta Zool.Cracov.*, Kraków, 6,10, s. 367-472.
- 1963, *Studien über die Familie Phalaenidae s.l. (Lepidoptera). Beschreibungen von zwei neuen Arten, samt Angaben über Morphologie und Verbreitung von einigen weiteren Arten der Familie Phalaenidae*, *Ann. Zool.*, Warszawa, 21,4, s. 23-30.
- 1963, *Descriptions of some new Species and Subspecies of the family Noctuidae (Lepidoptera) from the South Asia*, *Tinea*, Tokyo, 9, s. 163-176.
- 1976, *Zagrożenie i Ochrona Entomofauny. Entomologia a Ochrona Orodowiska. Konferencja, Wisła, Uzdrowisko, 10-12.X.1974*, s. 19-26.
- 1991, *Świat zwierzęcy*, [w:] *Geografia Polski. Środowisko przyrodnicze*, PWN, Warszawa, s. 495-514.

II. WSPÓŁPRACA MIĘDZYNARODOWA W RAMACH RWPG

- 1973, *Wazmožnosti primienienija sistiemnogo podchoda k waprosam ispolzowanija jestiestwiennych riesursow*, *Informacjonnyj Biuletień SEW*, Brno, 2, s. 31-66.
- 1973, *Tieoreticzeskije i mietodiczeskije woprosy po ocenkie sinantropizaczi rastitielnogo pokrowa*, *Informacjonnyj Biulietień, SEW*, Brno, 3, s. 21-47.
- 1980, *Mietodika ekonomicznych i wnieekonomicznych ocenok wozdiejstwija sielskogo, lesnogo i rybnogo chazajstw na okružajuszczuju sredu*, [w:] *Metodika ekonomicznoj i wnieekonomicznoj ocenki wozdiejstwija obszczestwa na okružajuszczuju sredu*, *Zakluczitielnij otczot po tiemie SEW 1.3.*, Praha, *Izd. SEW*, s. 90-127.
- 1985, Kostrowicki A.S. (et. al.), *Ocenka wlijanija chazajstwa na prirodu. Wozdiejstwije - izmienienija – posledstwija*, T. 1, 2. *Izd. SEW*. 402 ss.
- 1988, Kostrowicki A.S. (red.), *Natural Environment of Suburban Areas as a Development Factor of Big Cities. Papers from a scientific conference of the COMECON subject „ Evaluation and prognosis concerning the management of natural resources in the development of regions”*, Jabłonna, Poland, 28.04-03.05.1986. *Conference Papers*, Warszawa, 2, 184 ss.

- 1989, *Transformation in the spatial structure of rural areas in Poniżdzie (Southern Poland)*, [w:] *Socio-Economic Problems of the Development of Rural Areas. Proceedings of the 4 th Polish – Yugoslav Geographical Seminar. Warszawa-Toruń-Stare Pole, Poland, 2-9 June, 1986*, Warszawa, 225 ss.
- 1990, *The condition of the natural environment in Poland and its associated problems*, [w:] *Nekateri vidiki proučevanja podeželja v Slovenji na Poljskem*, Geographica Slovenica. Ljubljana, 21, s. 19-31.
- 1990, Kostrowicki A.S. (red.), *Ecological management of landscape. Papers of the COMECON III.2. Conference. Jachranka, 3-8.09. 1990*, Warszawa, Akapit – DTP, 186 ss.
- 1990, *Spatial system „Man – Economy – Nature” as subject of geographical studies*, [w:] *Ecological management of landscape. Papers of the COMECON III.2. Conference. Jachranka 3-8. 09. 1990*, IGIŹ PAN i WGiSR UW, Warszawa, Akapit – DTP, s. 5-13.
- 1990, *Okružajascaja sreda kak faktor regional'nogo razvitija prigorodnoj zony Varsavy*, [w:] *Ocenka i prognoz prirodopl' zovanija v razvitii regiionov. Tema 1.3. SEV 1986-1990. Cechoslovackaja Akademija Nauk – Institut geografii; Meždunarodnaja laboratorija dlja regional'nogo issledovanija okružajuscej sredy*, Informacionnyj Bjulleten, Brno, 16, s. 113-122.
- 1990, *Social premises of environmental policy*, [w:] *Nekateri vidiki proučevanja podeželja v Slovenji i na Poljskem*, Geographica Slovenica, Ljubljana, 21, s. 7-14.

III. BIOINDYKACJA ŚRODOWISK DLA POTRZEB RÓŻNYCH DZIEDZIN PLANOWANIA. OCENA WARUNKÓW PRZYRODNICZYCH DLA POTRZEB REKREACJI I WYPOCZYNKU

- 1954, *Materiały do biogenezy wzgórz kserotermicznych w dolinie Nidy*, Przegł. Geogr., 26, 1, s. 66-88.
- 1970, *Zastosowanie metod geobotanicznych w ocenie przydatności terenu dla potrzeb rekreacji i wypoczynku*, Przegł. Geogr., 42, 4, s. 631-645.
- 1971, *Możliwości oceny środowiska przyrodniczego przy pomocy wskaźników roślinnych*, Przegł. Geogr., 43, 3, s. 335-338.
- 1971, Kostrowicki A.S., Wójcik Z., *Podstawy teoretyczne i metodyczne oceny warunków przyrodniczych przy pomocy wskaźników roślinnych*, Biul. KPZK PAN, Warszawa, 71, s. 7-63.
- 1975, *Podejście systemowe w badaniach nad rekreacją*, Przegł. Geogr., 47, 2, s. 263-278.
- 1976, Krzymowska-Kostrowicka A., Kostrowicki A.S., *Zür Frage der Erholungsressourcen und ihrer Bewertung in der Forschung über Territorialerholungssysteme*, Prace Geogr. U.J. Kraków., s. 76-89.
- 1977, *Sistiemnyj podchod k issledowanju rekreacji*, [w:] *Racjonalnaje ispolzowanije prirodnich resursow i ochrana okružajuszczej sredy*, Moskwa, s. 249-269.
- 1980, *Biologiczne problemy gospodarki przestrzennej*, [w:] *Problemy gospodarki przestrzennej*, KiW, Warszawa, s. 160-175.
- 1980, Krzymowska-Kostrowicka A., Kostrowicki A.S., *Le role de la récréation dans le système d'utilistion des espaces ruraux*, Centre de Recherches sur l'évolution de la Vie Rurale – publication VII, Caen, s. 239-252.
- 1981, *Metoda określania odporności roślin na uszkodzenia mechaniczne powstałe na skutek wydeptywania*, Prace Geogr., Wrocław, 139, s. 39-72.
- 1982, *Rola gospodarki przestrzennej w gospodarowaniu zasobami przyrody*, Biul. KPZK PAN, Warszawa, 118, s. 209-229.

- 1983, *Zmiany w ekosystemach wywołane masową rekreacją i ruchem turystycznym*, Prace AWF, Wrocław, 24, s. 77-91.
- 1985, Kostrowicki A.S. (red.), *Warunki przyrodnicze rozwoju turystycznych form rekreacji. (Materiały konferencji naukowej), Poznań, 12 listopada 1982 roku*, AWF w Poznaniu. Ser. Monografie, 209, 294 ss.
- 1987, *Nowyj pokazatel' antropizacji prirodnoj sredy. Centr po Izuceniju Regional'nogo Razvitija Vengerskoj Akademii Nauk. Pee. Gosudarstvennoje Vedomstvo po Ochrane Okruzajuscej Sredy i Prirody*, [w:]. *Stat'u po ochrane okruzajuscej sredy. Kartograficeskoje modelirovanije izmenenij prirodno – techniceskich territorialnych struktur*. Centr po Izuceniju Regional'nogo Razvitija Vengerskoj Akademii Nauk, Pee. Gosudarstvennoje Vedomstvo po Ochrane Okruzajuscej Średy i Prirody, Budapest, 5, s. 180-196.
- 1988, Kostrowicki A.S. (red.), *Studium Geoekologiczne rejonu jezior Wigierskich*, Prace Geogr., Wrocław, „Ossolineum”, 147, 134 ss.
- 1988, *Liga Ochrony Przyrody. Przeszość – terażniejszość – przyszłość*, Biul. LOP, 8, s. 11-16.
- 1991, Kostrowicki A.S. (red.), *Wigierski Park Narodowy*, Wyd. LOP., Warszawa, 111 ss.

IV. BIOGEOGRAFIA. WYKORZYSTANIE BADAN EKOLOGICZNYCH W GEOGRAFII I URBANISTYCE

- 1963, *Z biogeografii rezerwatu łąkowego w Supraślu*, Przegl. Geogr., Warszawa, 35, 3, s. 389-416.
- 1965, *Nauki przyrodnicze a urbanizacja kraju*, Mat. Tow. Urban. Polsk., Warszawa, s. 23-30.
- 1965, *Regionalizacja zoogeograficzna Palearktyki w oparciu o faunę motyli tzw. większych (Macrolepidoptera)*, Prace Geogr., Warszawa, 52, 101 ss.
- 1965, *The Relations between local Lepidoptera - faunas as the basis of the zoogeographical Regionalization of the Palearctic*, Acta Zool. Cracov., Kraków, X, 7, s. 515-583.
- 1965, *Przedmiot, zakres i podział biogeografii*, Przegl. Geogr., Warszawa, 37, 4, s. 617-635.
- 1966 *Stosunki biogeograficzne*, [w:] *Studia geograficzne w powiecie Pińczowskim*, Prace Geogr., Warszawa, 47, s. 115-163.
- 1966, *Interakcja człowieka i biosfery oraz jej społeczno-gospodarcze konsekwencje*, Mat. Tow. Urban. Polsk., Warszawa, s. 16-22.
- 1966, *Zagadnienia badań przestrzennych w biogeografii*, Przegl. Geogr., Warszawa, 38, 1, s. 3-15.
- 1967; 1969, *Geography of the Palearctic Papilionoidea (Lepidoptera)*, Zakład Zoologii Systematycznej PAN, Kraków, 380 ss.
- 1968, *Research on structure of biogeographical complexes on the example of the Palearctic Papilionoidea*, Geogr. Polon., Warszawa, 13, s. 185-194.
- 1969, Kostrowicki A.S., Jaczewski T., *Number of Species of Aquatic and Semiaquatic Heteroptera in the Fauna of Various Parts of the Holarctic in Relation to the World Fauna*, Estratto dalle Memorie della Societa Entomologica Italiana. Volume del Centenario, XLVIII, s. 153-156.
- 1971, Jaczewski T., Kostrowicki A.S., *Attempt of a Zoogeographical Regionalization of the Holarctic Based of the Distribution of Aquatic and Semiaquatic Heteroptera*, Proc. of the XIII Int. Congr. Entomol., World Group, Moscow, 2, s. 1043-1049.
- 1972, Jaczewski T., Kostrowicki A.S., *W sprawie racjonalizacji badań faunistycznych, zoogeograficznych i biocenotycznych w Polsce*, Przegl. Geogr., Warszawa., 44, 2, s. 267-272.

- 1973, *Stan obecny i perspektywy rozwoju zoogeografii w Polsce*, Przgl. Zoolog., XVII, 3, s. 299-303.
- 1978, Kostrowicki J., Kostrowicki A.S., *Środowisko Geograficzne*, [w:] *Geografia ekonomiczna Polski*, PWN, Warszawa, s. 33-136.
- 1979, *Geografia fizyczna a biogeografia*, Przgl. Geogr. IG PAN, Warszawa, LI, 4, s. 647-650.
- 1979, *Problemy ekologii okružajuszczey srody w urbanizowanych rajonach*, Geogr. Slovenica. Ljubljana, 9, s. 49-59.
- 1979, *Woprosy socjoekologii gorodow i charakter etoj discipliny w Polsce*, [w:] *Nowyje Idei w Gieografii*, t. 4. Geograficzeskije aspety ekologii czelowieka, Progress. Moskwa. s. 131-154.
- 1980, *Problems of the Ecology of the Suburban Zone (A case Study of the Model Area of Białoleka Dworska in Warsaw)*, Geogr. Slovenica, Ljubljana, s. 265-272.
- 1980, *Geograficzeskije osnovy kompleksnych issledownii gorodskich sistiem*, Studia Geogr. Brno., 71, 2, 25-38 s.
- 1983, *Dialog geografii z ekologia*, Przgl. Geogr. Instytut Geografii, PAN, Warszawa, LV, 3 - 4, s. 663-668.
- 1983, *Ecological bases of the development of rural areas*, [w:] *Geographical Transformation of Rural Areas*, Proc. of the III Yugoslav – Polish Geogr. Seminar., Ljubljana–Maribor, s. 71-79.
- 1983, *Ekologia – ekosystem – krajobraz*, Wiad. Ekol., Warszawa, 29, 3, s. 173-182.
- 1986, *Geography and ecology – chances of a dialogue and concurrent views*, [w:] A. Kuklinski (red.), *Regional studies in Poland. Experiences and prospects*, KPZK PAN, Studia Regionalia, Warszawa, PWN, 1, s. 135-141.
- 1990, Kostrowicki A.S. (red.), *Kształtowanie układów ekologicznych w strąfie podmiejskiej Warszawy*, Wyd. SGGW-AR, Warszawa, 207 ss.
- 1992, Kostrowicki A.S. (red.), *Wpływ urbanizacji na układy ekologiczne strefy podmiejskiej Warszawy*. Dokum. Geogr., Ossolineum, Wrocław, 5/6, 170 ss.
- 1999, *Geografia Biosfery. Biogeografia Dynamiczna Łądów*, Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 255 ss.

V. BADANIA GEBOTANICZNO - KRAJOBRAZOWE. KARTOGRAFIA GEBOTANICZNA

- 1971, *Możliwości zastosowania badań geobotanicznych w ocenie funkcjonalnej przydatności terenu do potrzeb rekreacji*, Studia i Materiały Rady Nauk.-Techn. przy PWRN w Kielcach, 1, s. 155-167.
- 1973, *Zagadnienia teoretyczne i metodyczne synantropizacji szaty roślinnej*, Phytocoenosis. Warszawa – Białowieża, 1, 4, s. 171-191.
- 1975, *Kształtowanie krajobrazu rolniczego Polski*, [w:] *Kształtowanie krajobrazu a ochrona przyrody*, PWRiL, Warszawa, 580-625 s.
- 1976, *The Phenomenon of the Plant – Cover Anthropization – Selected Problems of the Theory and Methodology of Mapping*, Proc. of the Congress of IGU, Moscow, 5, s. 73-79.
- 1979, *Mechanisms stabilizing the structure of Phytocoenoses subjected to an increasing Impact of Man Management*, Memorab. Zool., Warszawa, 32, s. 25-36.
- 1982, *Problems of cartographic presentation of Man – Environment Interaction*, Geogr. Polon. Warszawa, 48, s. 51-58.

- 1991, Kostrowicki A.S. (i in.), *Spatial differentiation of chory and gamy in vegetation landscape (Białowieża case study)*, [w:] *Vegetation processes as subject of geobotanical map. Proceedings of XXXIII Symposium of the International Association for Vegetation Science, April 8-12, 1990*. Phytocoenosis (N.S.), Białowieska Stacja Geobotaniczna UW. Supplementum Cartographiae Geobotanicae, Wyd. UW., Warszawa, 3, 2, s. 101-109.
- 1991, Kostrowicki A.S. (i in.), *Changes of meadow communities - phytoindicative evaluation (Nida Valley case study)*, [w:] *Vegetation processes as subject of geobotanical map. Proceedings of XXXIII Symposium of the International Association for Vegetation Science, April 8-12, 1990*. Phytocoenosis (N.S.)/ Białowieska Stacja Geobotaniczna UW. Supplementum Cartographiae Geobotanicae. Wyd. UW., Warszawa, 3, 2, s. 111-117.
- 1994, Kostrowicki A.S. (i in.), *Vegetation under the diverse anthropogenic impact as object of basis phytosociological map. Results of the international cartographical experiment organized in the Białowieża Forest*. Phytocoenosis (N.S.). Supplementum Cartographiae Geobotanicae, Wyd. UW., Warszawa, 6, 4, 134 ss.
- 1994, Kostrowicki A.S. (i in.), *Studium geobotaniczno-krajobrazowe okolic Pinczowa*, Dokum. Geogr., Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa, 1/2, 195 ss.

VI. TEORIA OCEN SYSTEMU „CZŁOWIEK – ŚRODOWISKO”. POLITYKA EKOLOGICZNA – ZAGADNIENIA SPOŁECZNE.

- 1970, *Z problematyki badawczej systemu człowiek – środowisko*, Przegł. Geogr., Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa, XLII, 1, s. 3-18.
- 1972, *Studies on the Transformation of the Natural Environment by Man*, Geogr. Polon., Warszawa, 22, s. 161-172.
- 1972, *Structural Changes of Biocoenoses Under the Influence of Human Activity*, Geogr. Polon. Warszawa, 24, s. 201-210.
- 1973, *Metoda Obliczania Odporności Środowiska Przyrodniczego*, Materiały TUP, Poznań, s. 14-20.
- 1976, *A system – based approach to research concerning the geographical environment*. Geogr. Polon., Warszawa, 33, s. 27-37.
- 1977, *Teoretyczne problemy badań interakcji „człowiek - środowisko” w kontekście potrzeb gospodarki przestrzennej*, Przegł. Geogr., Warszawa, 49, 2, s. 297-305.
- 1981, Kostrowicki A.S. (red.), *Wybrane zagadnienia teorii i metod oceny oddziaływania człowieka na środowisko*, Prace Geogr., Wrocław, Ossolineum, 139, 119 ss.
- 1982, *Synanthropization as an effect of the transformation of natural environment under the man's impact*, Memorabilia zoologica, Warszawa, 37, s. 2-9.
- 1982, *Humanistyczne przesłanki wzajemnych relacji między człowiekiem a środowiskiem fizycznym*, Pamiętnik XII Powszechnego Zjazdu Historyków Polskich, Katowice, 3, s. 69-78.
- 1983, *Straty ekonomiczne wynikające z degradacji środowiska*, [w:] *Ekonomiczne problemy ochrony środowiska*, LOP, Warszawa, s. 12-19.
- 1984, *Transformation of Natural Environment under the Human Population Impact – A historical Approach*, [w:] *Interaction of the Prehistoric Man and his Environment*, UNAM, Mexico, s. 184-198.
- 1984, *Problèmes sociaux de la politique de l'environnement*, Geogr. Polon., PWN, Warszawa, 49, s. 31-40.

- 1985, Kostrowicki A.S., Biegański L., *Stan badań w dziedzinie „człowiek – środowisko” prowadzonych w latach 1981-1985*, Nauka pol., 33, 1/2, s. 169-186.
- 1986, *Economic and non-economic estimation of losses incurred due to the degradation of natural environment*, Geogr. Polon., PWN, Warszawa, 52, s. 5-10.
- 1986, *The role of spatial economy in the management of environmental resources*, [w:] A. Kukliński (red.), *Regional studies in Poland. Experiences and prospects*, KPZK PAN, Warszawa, PWN, Studia Regionalia, 1, 123-133 s.
- 1990, *Środowisko w perspektywie geograficznej*, [w:] *Człowiek – środowisko – zdrowie*, Praca zbiorowa. Materiały konferencji w Jabłonce, 13–15.XI.1984. "Ossolineum". Wrocław, s. 59-69.
- 1991, *Conditions of anthropogenic environmental transformations in Warsaw zone*. Proceedings of IX th International Symposium on Problems of Landscape Ecological Research. Dudince, 1991, [w:] *Proceedings of IX th International Symposium on Problems of Landscape Ecological Research*. Dudince, 1991. Bratislava. Institute of Landscape Ecology. Slovak Academy of Sciences, 2, s. 319-328.
- 1991, *Okružhajúšaja sreda kak faktor regionalnogo razvitija prigorodnoj zony Varsavy*, [w:] *Ocenka i prognoz prirodopolzovanija v razvitii regionov*, Informacionnyj Bjułleten Instituta Geografii Cehoslovackoj Akademii Nauk, 16, s. 113-122.
- 1991, *Systemy przestrzenne "człowiek – gospodarka – przyroda" jako przedmiot badań geograficznych*, Sesja Naukowa IG i PZ PAN, Conference Papers. Institute of Geography and Spatial Organization Polish Academy of Sciences, Warszawa, 14, s. 7-13.
- 1992, *System "człowiek – środowisko" w świetle teorii ocen*, Prace Geogr. "Ossolineum", Wrocław, 156, 115 ss.
- 1992, *Teoretyczno-metodyczne podstawy oceny środowiska przyrodniczego*, [w:] *Funkcjonowanie i waloryzacja krajobrazu*, Ogólnopolska konferencja naukowa. Towarzystwo Wolnej Wszeczniczy Polskiej, Lublin, s. 5-8.

Janusz Bogdan Faliński

INTERPRETACJA WSPÓŁCZESNYCH PRZEMIAN ROŚLINNOŚCI NA PODSTAWACH TEORII SYNANTROPIZACJI I TEORII SYNDYNAMIKI

„Jednym z trzech podstawowych zadań, jakie przed nauką o roślinności postawiła praktyka, jest poznanie mechanizmów wpływu oddziaływań ludzkich na środowisko roślinne, oraz skutków, jakie wpływ ten wywiera na funkcjonalną przydatność fitocenozy dla różnorodnych potrzeb społecznych. (Pozostałe dwa zadania to: ocena produktywności pierwotnej ekosystemów i opracowanie metod jej zwiększenia, oraz wypracowanie zasad wykorzystywania roślinności jako wskaźników przydatności terenu i znaczenia dysfunkcji na ten teren wprowadzanych). Chodzi więc o wszechstronne rozpoznanie zjawisk synantropizacji szaty roślinnej, czyli, jak to nazywają niektórzy – jej oswojenia. Ten ostatni termin, w sposób właściwy, jak sądzę, odbija istotę zjawiska, polegającego nie na walce z przyrodą, lecz na jej przysposobieniu i kształtowaniu zgodnie z aktualnymi i przyszłymi potrzebami człowieka.

Andrzej Samuel Kostrowicki -
„Zagadnienia teoretyczne i metodyczne
oceny synantropizacji szaty roślinnej” (1972)

1. WSTĘP. CEL OPRACOWANIA

Problematyka badań nad synantropizacją obejmuje nie tylko skutki oddziaływań człowieka na szatę roślinną, ale także przyczyny, mechanizmy i przebieg. O ile skutki i bezpośrednie przyczyny zwłaszcza najnowszych przemian, są dość dobrze poznane, o tyle przebieg i mechanizmy procesu synantropizacji pozostają niewyjaśnione.

Postęp w tych badaniach nie jest zadawalający, ponieważ:

- 1) tok badań naukowych nie nadąża za rozwojem zjawisk (takich jak inwazje biologiczne, neofityzm, spontaniczna hybrydyzacja),
- 2) skupiono się na opisie struktur, a nie procesów,
- 3) niedostateczne jest połączenie wiedzy o synantropizacji szaty roślinnej zbudowanej na podstawach geobotaniki i ekologii z wiedzą o innych procesach zachodzących w biosferze, środowisku, w zachowaniach człowieka i społeczeństw,
- 4) dominuje antropocentryczna i fizjocentryczna orientacja w badaniach nad synantropizacją.

Ta ostatnia przyczyna o charakterze metodologicznym wymaga dodatkowego omówienia. Pierwsza orientacja jest w istocie redukcjonistyczna, bowiem ogranicza się do badań skutków antropogenicznych oddziaływań człowieka na przyrodę (szatę roślinną), nie analizując jej podatności (odporności) na oddziaływania. Orientacja fizjocentryczna lub lepiej fizjoprotekcjonistyczna oznacza podejmowanie badań w celu

rozpoznania zagrożeń przyrody ze strony człowieka i przyjścia jej z pomocą (np. ginącym gatunkom i biocenozom). Obie orientacje wykorzystują tylko w ograniczonym zakresie ogólne koncepcje i dorobek badań geobotaniki nad naturalną szatą roślinną. Najwłaściwsza byłaby orientacja holistyczna, która traktowałaby synantropizację jako jeden z wielu procesów zachodzących w przyrodzie i w połączeniu z innymi procesami. Postulując tą orientację, biorę pod uwagę, że w praktyce badawczej i tak „przedmiot badań” dzielony jest z konieczności na niezliczone części. Badacz jednak winien zachować świadomość, jak się ma owa część do całości.

Wyraźne ograniczenie objętości artykułu, które Redakcja temu była zmuszona wprowadzić, spowodowała, że zdecydowałem się na przedstawienie swoich poglądów na synantropizację i sposób podejścia do tego procesu w formie luźnych uwag i postulatów badawczych. Ich źródłem są głównie niektóre koncepcje środkowo-europejskiej nauki o dynamice roślinności i koncepcje synantropizacji wywodzące się z tego samego regionu, uzupełnione o wyniki własnych poszukiwań w obu dziedzinach. W szczególności pragnę zwrócić uwagę na związek problematyki synantropizacji z problematyką dynamiki roślinności, i na możliwości wykorzystania tej dziedziny nauki o roślinności do długotrwałego śledzenia zmian w zbiorowiskach, które podlegały lub podlegają presji antropogenicznej (ryc.1).

Prezentując w ten sposób swój punkt widzenia na podniesione kwestie zrezygnowałem z przywoływania szczegółowych przykładów i ograniczyłem cytowanie źródeł do minimum. Mam nadzieję, że mój artykuł nie będzie – wbrew moim zamierzeniom – traktowany jako artykuł przeglądowy i wyczerpujący, ale jako propozycja wybranych zagadnień zasługujących na dyskusję.

2. KONCEPCJE I TEORIA PROCESU SYNANTROPIZACJI

2.1. BADANIA NAD SYNANTROPIZACJĄ WOBEC BRAKU OGÓLNEJ TEORII SYNANTROPIZACJI

Oto najważniejsze koncepcje, przynoszące próbę objaśnienia interesującego nas procesu:

1) hemerobia – ogół skutków, które zachodzą w ekosystemach w wyniku zamierzonego lub niezamierzonego wkroczenia do nich człowieka. (Jalas 1955; Sukopp 1972; Jackowiak 1998),

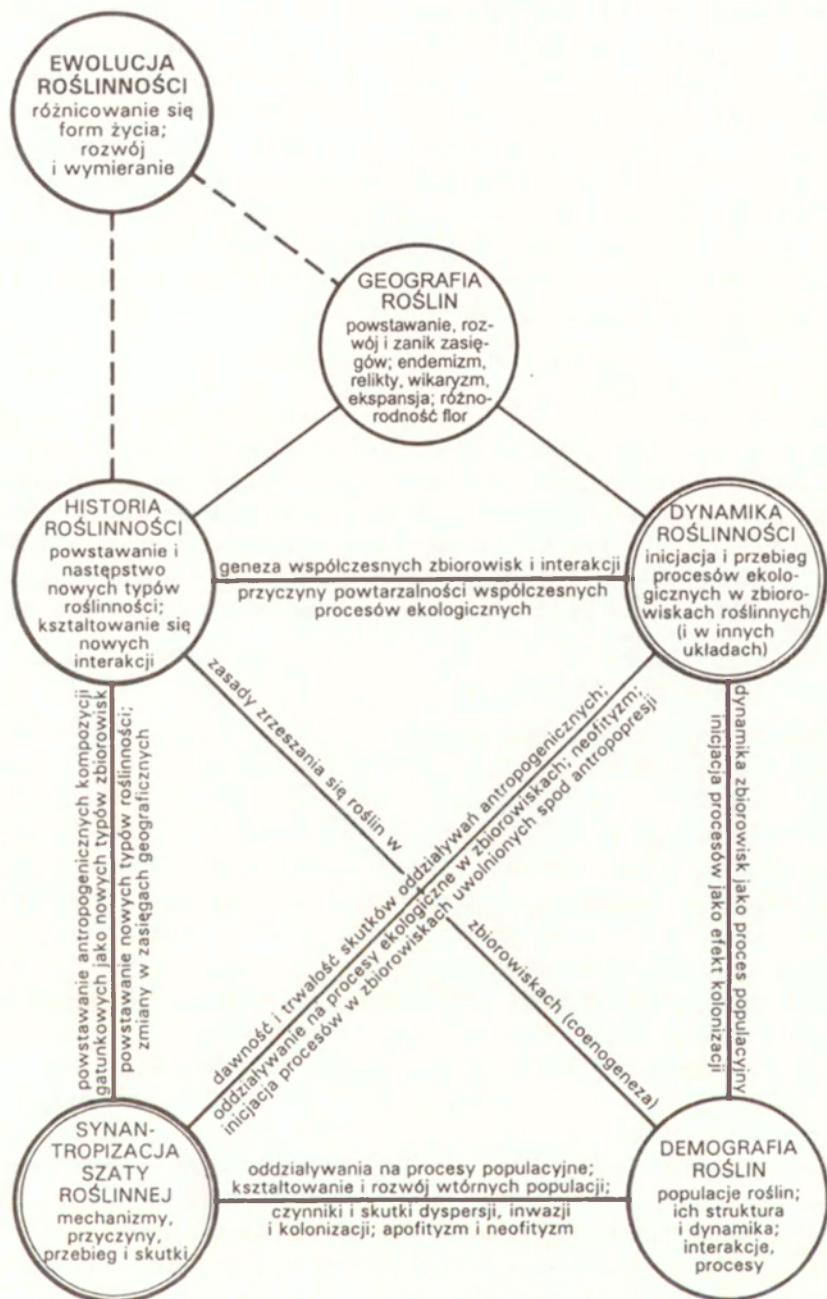
2) stopniowy zanik naturalności roślinności (liczni autorzy),

3) stopniowy wzrost „usztucznienia” roślinności (Godron i in. 1968; Emberger 1969; Long 1974),

4) „oswojenie” roślinności (Kostrowicki 1972a, 1972b; Linkola 1916-1921),

5) substytucja roślinności pierwotnej przez roślinność antropogeniczną (Faliński 1966, 1972 etc.),

6) synantropia – aktualny stan roślinności i ekosystemów odpowiada efektom, które mogła przynieść działalność człowieka różnorodna pod względem form, dawności i natężenia w danych warunkach środowiskowych (Kowarik 1988; Faliński 1966, 1972, 1975).



Rye. 1. Wzajemne relacje między dziedzinami badań podejmującymi rolę czynnika czasu w procesach biologicznych i ekologicznych

Interrelationships between fields of research taking in the role of the factor of time in biological and ecological processes

Źródło – Source: J.B. Faliński (2001)

Niezależnie od treści tych koncepcji i stosowanych pojęć oraz miar opisujących natężenie procesu (fazy, stadia, etapy) i mniej lub bardziej wyczerpujących definicji (tab. 1), nadal brakuje ogólnej jego teorii jeśli nie liczyć badań wcześniejszych odnoszących się do całego procesu (Faliński 1966, 1972; Kostrowicki 1970b, 1972b, 1979; Sukopp 1969, 1972) lub tylko wybranych zjawisk, np. neofityzmu (Faliński 1968; Sukopp 1995). Dotyczy to także ekologii anglosaskiej, w której zainicjowano bardzo obszerne badania nad inwazjami biologicznymi (Di Castri i in. 1990 i inne, Pyšek i in. 1995; Starfinger i in. 1998; Kornaś 1994; Jackowiak 1999). Pierwsze po Ch. Eltonie (1958, 1967) próby sformułowania teorii inwazji pochodzą od M. Rejmanka (1996, 1999) oraz D. Richardsona i in. (2000).

Tabela 1. Definicja pojęcia synantropizacja

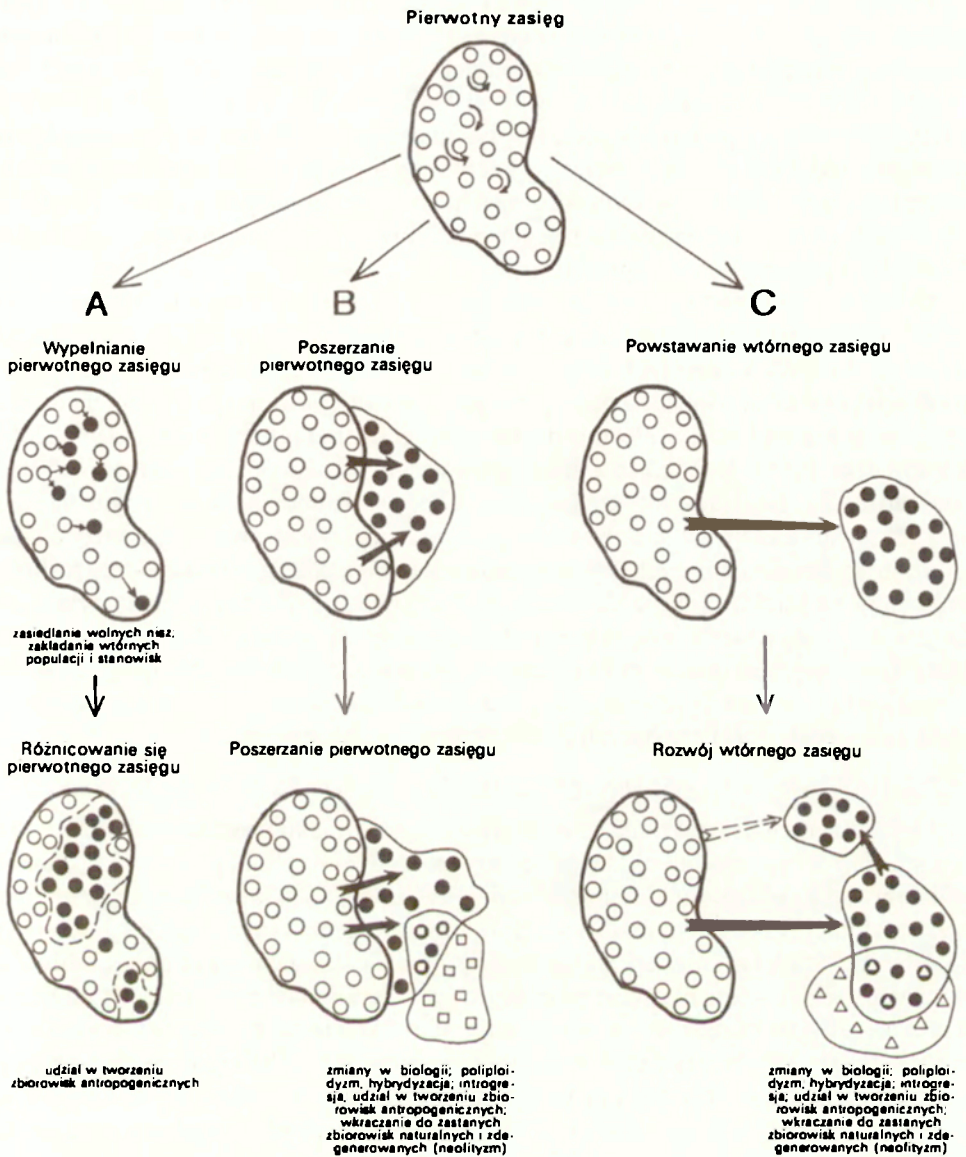
„Synantropizacja szaty roślinnej jest częścią kierunkowych zmian jakie zachodzą na kuli ziemskiej w skutek działalności człowieka, a objawiających się jako zastępowanie składników swoistych czyli endemicznych przez nieswoiste czyli kosmopolityczne, zastępowanie składników rodzimych czyli autochtonicznych przez przybyszów czyli elementy allochtoniczne, zastępowanie składników stenotopowych przez eurytopowe. W efekcie oznacza to zastąpienie układów pierwotnych uwarunkowanych współdziałaniem czynników endogenicznych i egzogenicznych przez układy wtórne, uwarunkowane działaniem czynników głównie egzogenicznych”.

Źródło: J.B. Faliński (1966, 1972, 1975)

Badania w dziedzinie tzw. ekologii miasta ujawniają wobec jak trudnego zadania staje nauka (Sukopp, Werner 1983; Sukopp 1990; Kowarik 1988; Friedrichs, Hollaender red. 1980; Cencini, Dindo 1993; Jackowiak 1998; Sudnik-Wójcikowska 1998; Landolt 1991). Stwierdzając ten podstawowy brak, mam na myśli teorię, która badaniom nad antropogenicznymi przeobrażeniami szaty roślinnej i w ogóle biotycznych komponentów środowiska nadałaby spójny i ogólniejszy kierunek. Konieczne jest bowiem osadzenie badań nad synantropizacją zarówno w łonie nauk o szacie roślinnej i środowisku, jak i w łonie nauk o kulturze, człowieku i społeczeństwie. **Niektórych form oddziaływań człowieka na szatę roślinną i środowisko nie sposób wyjaśnić bez zrozumienia ogólniejszych przyczyn i motywacji działań człowieka.** Uwzględnić bowiem należy fakt, że zaspokojenie materialnych potrzeb człowieka i postęp techniczny powołany na rzecz zdobywania środowiska i jego zasobów, nie były jedynymi przyczynami przekształcenia naszej planety. Uwaga ta odnosi się do takich zjawisk jak współczesne inwazje biologiczne (ryc. 2). Jej uczestnikami są w przewadze, nie właściwe rośliny użytkowe (dostarczające pokarmu, materiałów na odzież, budulec itd.), ale introdukowane rośliny ozdobne, obrzędowe i lecznicze.

Jako podstawę przyszłej teorii synantropizacji wymienić można pewne wspólne właściwości tego procesu podkreślane w większości wyliczonych koncepcji. Zakłada się:

- 1) globalny charakter procesu, a więc obejmujący z różnym natężeniem i w różnym czasie szatę roślinną całej Ziemi i wszystkie jej komponenty,
- 2) destrukcyjny i destabilizacyjny charakter procesu w stosunku do struktur, komponentów i zależności występujących uprzednio w środowisku i biosferze,
- 3) nieodwracalność przemian.



**EKSPANSJA
EKOLOGICZNA**

EKSPANSJA GEOGRAFICZNA

Ryc. 2. Związek problematyki ekspansji biologicznych z klasycznymi i najnowszymi problemami biogeografii, fitosocjologii, ekologii i genetyki

Links between the subject matter of biological invasions and the classic and most modern problems of biogeography, phytosociology, ecology and genetics

Źródło - Source: J.B. Faliński (2001)

Przynajmniej dwie z wymienionych koncepcji podkreślają jednak nie tylko destrukcyjny, ale także konstruktywny charakter zmian i w efekcie powstawanie nowej, względnie trwałej jakości w środowisku i krajobrazie w stosunkach człowieka z przyrodą (Kostrowicki 1972a i następne; Kowarik 1988). A.S. Kostrowicki (1972a,b, 1976, 1979, 1981, 1982) podkreśla ponadto dysfunkcyjną rolę człowieka w stosunku do zastanych układów ekologicznych i systemów geograficznych, analizuje charakter przemian szaty roślinnej w związku z typem środowiska geograficznego, poszukuje obiektywnych metod oceny zachodzących procesów, krytykuje aksjologiczne podejście do skutków procesu synantropizacji.

Opisując i interpretując proces synantropizacji podkreśla się rolę typów i form oddziaływań antropogenicznych, ale tylko w małym stopniu podnosi się znaczenie oporu środowiska wobec tych oddziaływań. W interpretacji procesu synantropizacji **środowisko** przedstawione jest najczęściej jako „arena”, na której przedmiotem działań ze strony człowieka są różne **komponenty szaty roślinnej** (Olaczek 1972, 1995, 2000; Kostrowicki 1999). Rzadko natomiast środowisko występuje jako „odbiorca” bądź „pośrednik” osłabiający lub wzmagający impet tych oddziaływań, a tym bardziej utrwalający ich efekty. Istnieje np. wielka przepaść między stanem naszej wiedzy o ilości i rodzaju skażeń docierających do środowiska a stopniem poznania reakcji szaty roślinnej i układów ekologicznych na działanie tych czynników. Należy więc zapytać: czy fragmentaryczny charakter tej odpowiedzi informuje nas o dużej zdolności buforowej szaty roślinnej i układów ekologicznych wobec czynników antropogenicznych oddziałujących na środowisko czy też o niedoskonałości założeń teoretycznych i procedury badawczej przyjętych do objaśnienia zachodzących zmian?

2.2. DAWNOŚĆ I TRWAŁOŚĆ PRZEJAWÓW I SKUTKÓW SYNANTROPIZACJI

Ograniczone w istocie podejście do synantropizacji jako procesu zachodzącego w przestrzeni pomija zagadnienie dawności i trwałości w środowisku przejawów i skutków oddziaływania na szatę roślinną epok minionych. Opisując wcześniejsze przemiany szaty roślinnej w badanym przez siebie środowisku, geobotanik chętnie odwołuje się do „obcych” źródeł informacji, a więc tych, których dostarczają: toponimia, archiwalia, stare mapy, a zwłaszcza badania archeologiczne, archeobotaniczne i paleoekologiczne. Rzadko kiedy natomiast się je weryfikuje, chociaż niektóre z bardzo wnikliwych europejskich, szwajcarskich i polskich studiów plaeoekologicznych i archeobotanicznych wręcz prowokują podjęcie odpowiednich badań geobotanicznych (Berglund i in. 1996; Burge, Perret 1998; Tobolski 1991, 1998; Latałowa 1985, 1992; Ralska-Jasiewiczowa i inni 1998; Wasylikiowa 1994).

Mówiąc o weryfikacji tych ważnych i bezcennych źródeł informacji mam na myśli formułowanie dodatkowych (własnych) hipotez. **Hipotezy** takie powinny stać się **podstawą bezpośredniej dedekcji w szacie roślinnej śladów owej wcześniejszej działalności człowieka na podstawie paradygmatów i procedur badawczych geobotaniki** (ekologii populacji, fitosocjologii, florystyki, fitogeografii). **Takie podejście wymaga przyjęcia założenia, że odwieczne związki człowieka z Ziemią, z lasem, rzeką, wydumą... zapisały się w jakiś sposób i utrwaliły nie tylko w antropogenicznych formach terenu** (np. w kurhanach, grodziskach, w przebiegu szlaków komunikacyjnych), **ale i w szacie roślinnej**. Zakładam zatem, że owe ślady

dadzą się wytropić w dzisiejszej kompozycji lokalnej flory, w strukturze populacji i zbiorowisk roślinnych, w zróżnicowaniu współczesnych zasięgów geograficznych, w podziale przestrzeni i środowiska między zbiorowiska roślinne o różnej genezie.

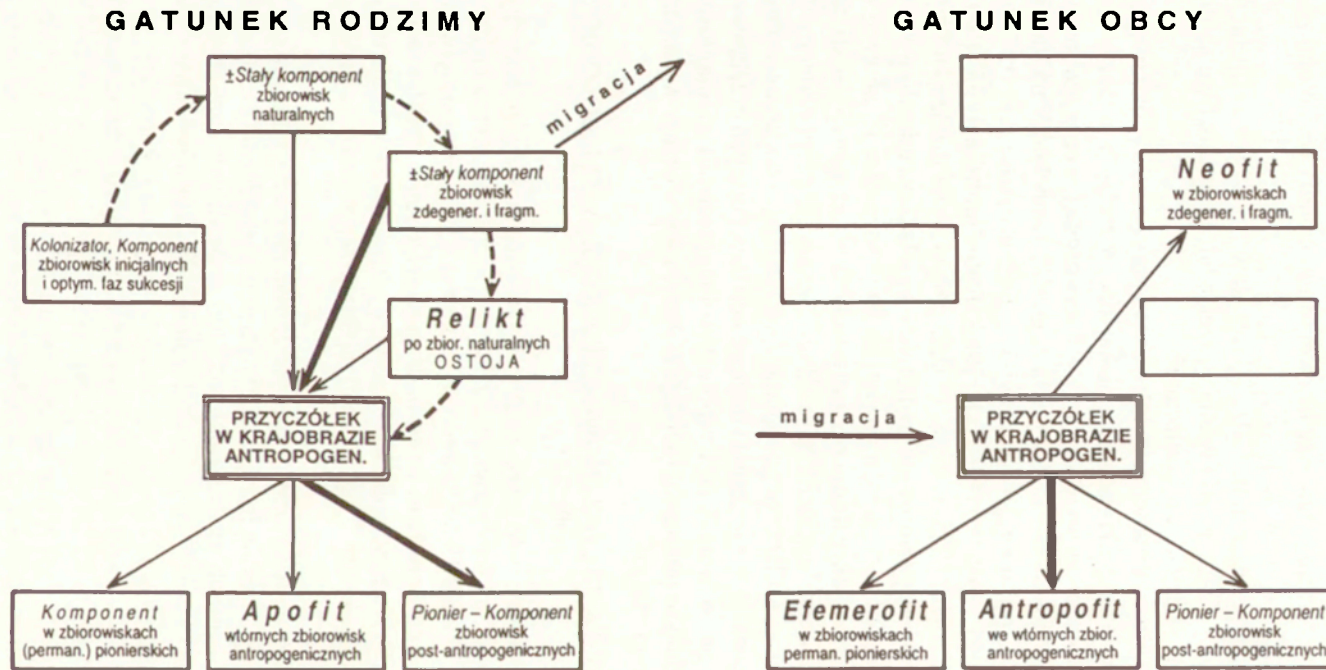
Myśl tą można wyrazić w formie pytań: czy bezpośrednio badania geobotaniczne winny prowadzić do weryfikacji wyników badań archeologicznych, archeobotanicznych i paleoekologicznych, a także: czy materialne ślady dawniejszej manipulacji komponentami szaty roślinnej (ślady użytkowania i przekształcania) możliwe są do potwierdzenia na innej drodze i czy to jest konieczne?

Do rozwinięcia takiej „poszukiwawczej” lub rewizyjnej postawy badawczej zobowiązuje przede wszystkim zwykła naukowa ciekawość, a zachęca powszechne wśród geobotaników przekonanie o wyjątkowych właściwościach szaty roślinnej. Właściwościami tymi są „zdolności” do indykacji własnego stanu i pochodzenia (także stanu niektórych innych komponentów środowiska; por. Kostrowicki 1972a; Matuszkiewicz 1974; Faliński 1990-1991; Wójcik 1983; Roo-Zielińska 1993; Roo-Zielińska, Solon 1990). Informacje tego rodzaju można pozyskać na drodze analizy struktury i kompozycji gatunkowej zbiorowisk roślinnych, a zwłaszcza udziału w nich gatunków reagujących swoją obecnością i zachowaniem na występowanie, natężenie lub niedostatek w środowisku określonych czynników lub substancji. Jeśli to przekonanie o szczególnych właściwościach szaty roślinnej opiera się na sprawdzonych przesłankach, to jest niezrozumiałe dlaczego geobotanicy tak rzadko i w tak uproszczony sposób wykorzystują ten środek do rozpoznania i interpretacji dawniejszych przejawów synantropizacji. Myślę tu np. o weryfikacji hipotezy o ciągłości lub nieciągłości (rozwoju) tego procesu w danym położeniu (ściślej: w danym środowisku, w danym obiekcie fizjograficznym, regionie itd.).

2.3. W KIERUNKU STUDIÓW PRZYCZYNOWO-HISTORYCZNYCH I BIOLOGII POPULACJI

Ciągle nieliczne, ale udane przecież próby wyjaśnienia współczesnego rozmieszczenia wybranych gatunków w związku z ich dawniejszym użytkowaniem (np. z rozwojem miasta (Jackowiak 1998; Sudnik-Wójcikowska 1998) z osadnictwem pasterskim (Kornaś 1955) z siecią grodzisk wczesnodziejowych (Celka 1999), z siecią średniowiecznych zamków (Dehnen-Schmitz 1998) powinny stanowić zachętę dla tych, których znużyła już werbalna, ale niezbędna analiza flor przeprowadzona według utartych schematów.

Przypadkowe dywagacje i utrwalone opinie na temat migracji i kolonizacji najstarszych i najnowszych składników flory, a także na temat pochodzenia niektórych typów zbiorowisk w położeniach ekstrazonalnych lub azonalnych (np. muraw kserotermicznych poza strefą stepową, śródładowych zbiorowisk halofitów) wymagają rewizji, a więc postawienia nowych hipotez. W celu ich weryfikacji konieczne jest równoczesne zastosowanie wypróbowanych metod geobotanicznych i najnowszych metod taksonomicznych, biochemicznych i genetycznych (Sukopp U., Sukopp H. 1993; Sukopp H., Sukopp U. 1994). Tylko tym sposobem umożliwi się identyfikację osobników i ustalenie pokrewieństwa np. między izolowanymi w środowisku i przestrzeni populacjami tego samego gatunku, między populacjami starszego i nowszego wieku (por. np. próby wyjaśnienia losu gatunków alpejskich podczas



Ryc. 3. Rola przyczółka w dyspersji i lokalnej migracji gatunku rodzimego i gatunku obcego

W modelu zakłada się, że podobna jest tylko sytuacja początkowa w przypadku populacji dwu gatunków. Odmienna jest natomiast dalsza droga: gatunek rodzimy po utracie większości swych dotychczasowych stanowisk, ma przed sobą ich odzyskanie i założenie nowych stanowisk, i w końcu odtworzenie części zasięgu pierwotnego. Zaś gatunek obcy może skolonizować wolne stanowiska, wkroczyć do zbiorowisk antropogenicznych i do zbiorowiska naturalnego pochodzących podległych degeneracji i w końcu stworzyć wtórny zasięg lub powiększyć zasięg pierwotny

The role of „bridgeheads” in the dispersion and local migration of native and alien species

Źródło - Source: J.B. Faliński (2001)

złodowceń czwartorzędu i genezy ich współczesnych zasięgów drogą badań molekularnych (Stehlik i in. 2000 i cyt. tam literatura). Pierwsze próby na tym polu stały się przykładami podręcznikowymi, ale nadal brak podstaw do uogólnienia ich rezultatów. Nie mają one też większego wpływu na postępowanie badawcze geobotaników.

Spodziewać się jednak należy nowego podejścia do zjawisk synantropizacji, które były dotąd rozpatrywane na poziomie flor lokalnych i zbiorowisk roślinnych. Nastąpić to może w wyniku kolejnego ożywienia badań w dziedzinie biologii populacji, zwłaszcza biologii roślin klonalnych (Kowarik 1996; Auge, Brandl 1997; Jackson i in. 1985; Callagan i in. red. 1992; Soukopová i in. red. 1994; Oborny, Podani red. 1996; De Kroon, Von Groenendael (red. 1997; Falińska 1996, 1998, 2001 – przyg. do druku).

Bez podjęcia i ugruntowania badań na wspomnianych zasadach i wspólnych podstawach nie będzie prawdopodobnie możliwe objaśnienie istoty przyczyn dwu par bardzo powszechnych zjawisk. Mam tu na myśli:

(1a) masowe i bezpowrotne ginięcie jednych gatunków, (1b) ekspansję drugich gatunków, oraz (2a) utrzymywanie się – na danych stanowiskach populacji pewnych gatunków i płatów zbiorowisk – jakby na przekór antropopresji, (2b) wielokrotnie ponawiane przez niektóre gatunki próby odzyskiwania utraconych stanowisk i odbudowy zasięgów.

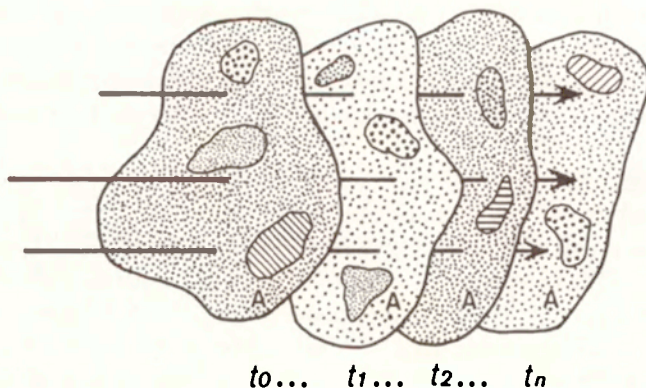
Wypada wreszcie znaleźć odpowiedź na pytania: czym jest w istocie **relikt dawniejszej flory** lub **reliktowe zbiorowisko we współczesnym środowisku**? lub: jaką rolę spełniają owe **pierwsze miejsca zatrzymania się obcego gatunku w migracji i kolonizacji**, w procesie powiększania lub wypełniania zasięgu geograficznego wchodzenia w nowe kompozycje gatunkowe przy zakładaniu nowych fitocenzoz, (ryc. 2, 3), a jaką w wielokrotnie ponawianych próbach odbudowy stanu posiadania miejscowych (rodzimych, dawniejszych, pierwotnych) składników szaty roślinnej. Czym w obu przypadkach jest owe pierwsze miejsce zasiedlenia, które – zgodnie z upodobaniami ekologii do posługiwania się terminologią wojskową (i bankową) – nazwać możemy przyczółkiem? Jeżeli ów przyczółek spełnia takie same warunki w stosunku do obcych i rodzimych gatunków (ryc. 2), czy w takim razie, takie same warunki są niezbędne do założenia bądź odtworzenia lokalnych populacji, do wykształcenia wtórnego zasięgu lub odtworzenia części pierwotnego zasięgu?

Istota i rola przyczółka wymaga rozważenia niezależnie od tego, czy przyjmujemy założenie o całkowicie losowym lub częściowo zdeterminowanym charakterze opisywanych zjawisk.

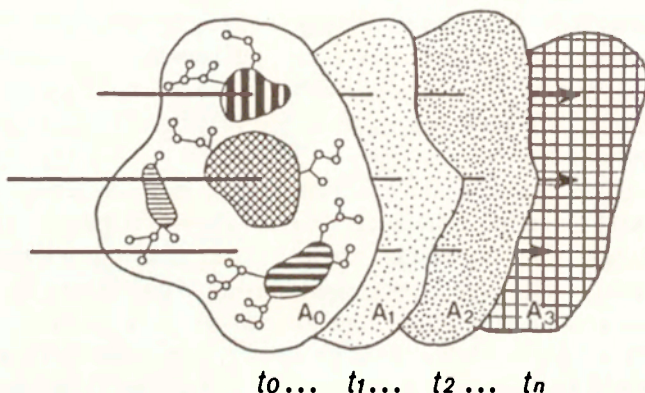
3. KONCEPCJE I TEORIA SYNDYNAMIKI (DYNAMIKI ROŚLINNOŚCI) W ZASTOSOWANIU DO BADAŃ NAD SYNANTROPIZACJĄ

Tych kilka luźnych spostrzeżeń zdaje się wskazywać, że niewystarczający stał się zespół paradygmatów, pojęć i metod, które powołano, bądź przystosowano na potrzeby interpretacji procesu synantropizacji szaty roślinnej, w tym zwłaszcza synantropizacji flory i roślinności. Niezbędne wydaje się sięgnięcie do podstaw nauki o dynamice układów ekologicznych, a ściślej do podstaw nauki o dynamice zbiorowisk roślinnych (syndynamiki w ujęciu środkowo-zachodnioeuropejskiej) szkoły ekologicznej.

A
zmienność
w czasie
tej samej
fitocenozy
(biocenozy)



B
następstwo
w czasie
fitocenozy
(biocenozy)
w obrębie
biochory



Ryc. 4. Dynamika roślinności: jako dynamika tego samego zbiorowiska (A) lub następujących po sobie zbiorowisk (B), każdorazowo w tym samym położeniu (w granicy tej samej biochory). $t_0, t_1, t_2 \dots t_n$ – kolejne stany czasowe

Vegetational dynamics as the dynamics of the same community (A) or consecutive communities (B), each time in the same location (within the boundaries of the same biochore). $t_0, t_1, t_2, t_3 \dots t_n$ – consecutive time states

Źródło – Source: A – Faliński (after an idea from Sočava) and B – Sočava (1972) [in:] Bykov (1978) [w:] J.B. Faliński 2001.

Pomimo dużego postępu w badaniach oraz w teorii dynamiki roślinności, występuje duża rozbieżność między poszczególnymi autorami co do dwu kwestii: 1) poziomu, na którym zachodzą poszczególne procesy (poziom roślinności, fitocenozy lub bliżej nie zidentyfikowanego zbiorowiska, poziom biocenozy lub populacji wybranych gatunków); 2) rozumienia istoty poszczególnych procesów. Odnosi się to zwłaszcza do szerokiego i różnego rozumienia procesu sukcesji (Knapp 1974; Van der Maarel 1989; Shugart 1984; Glenn-Levin i in. 1992; Burrows 1990; Dierschke 1994; Falińska 1996, etc.).

Dynamika roślinności w ujęciu środkowo-zachodniej europejskiej nauki o roślinności jest przede wszystkim dynamiką wewnętrzną zbiorowisk i populacji roślin. Przy

uwzględnieniu udziału i roli zespołów zwierzęcych należy mówić o dynamice biocenoz. Badania z zakresu dynamiki roślinności są próbą opisu i wyjaśnienia warunków powstawania i dalszych losów konkretnego zbiorowiska (fitocenozy) lub kolejno następujących po sobie zbiorowisk (fitocenoz), związanych tym samym położeniem w przestrzeni (czyli z tą samą biochorą; ryc. 4) i w czasie panowania tego samego klimatu.

Dynamika roślinności rozumiana jako dynamika zbiorowisk ułatwia rozgraniczenie procesów. Autor (Faliński 1991, 1998, 2001) proponuje w tym celu łączne stosowanie trzech kryteriów: 1) **charakter procesu** (kierunkowy, periodyczny lub cykliczny, powtarzalny bądź niepowtarzalny); 2) **zasięg przestrzenny** (cała biochora lub część biochory); 3) **pochodzenie propagul niezbędnych do inicjacji i przebiegu procesów** (z tego samego zbiorowiska lub z innych zbiorowisk).

Na dynamikę roślinności składają się zatem (ryc. 5):

(1) dwa wyraźne procesy kierunkowe, tj. **sukcesja** w ścisłym tego słowa znaczeniu i **regresja** jako proces odwrotny, każdy obejmujący w całości następujące po sobie zbiorowiska;

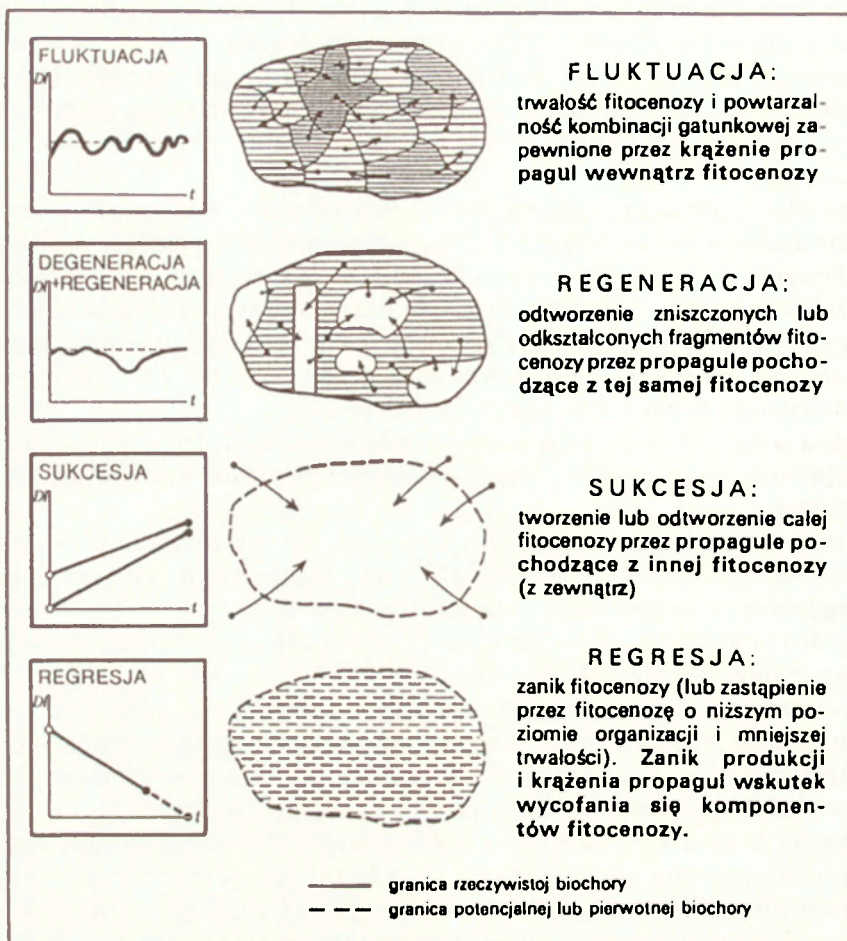
(2) trzy procesy z powtarzalnymi zjawiskami, ale o nieokreślonym rytmie ich występowania i zmiennym okresie trwania, a więc **fluktuacja w całym zbiorowisku** oraz **degeneracja i regeneracja w części zbiorowiska**;

(3) jeden proces ściśle periodyczny, czyli powtarzający się z roku na rok, a więc rytmika sezonowa w całym zbiorowisku.

Odpowiednio do statusu dynamicznego danej fitocenozy o jej powstaniu, trwaniu, rozwoju lub odtworzeniu jej uszkodzonych części decydować będzie źródło propagul: z bezpośredniego obsiewu, z banku nasion lub z migracji, albo z kombinacji tych trzech źródeł w różnych proporcjach zmieniających się z upływem czasu.

Przyjęcie założenia, że każda fitocenoza, a więc i biocenoza, zajmuje określoną powierzchnię, że ma swoje granice (biochorę) wyznaczone przez warunki środowiskowo-siedliskowe, poza którymi występują (lub mogą występować) inne fitocenozy (biocenozy), ma swoje implikacje teoretyczne i praktyczne (ryc.4). Pozwala bowiem na przyjęcie wniosku, który głosi, że każdy proces też ograniczony jest do jakichś ram przestrzennych, że w sąsiedniej fitocenozie może dany proces nie zachodzić, bądź zachodzić z inną intensywnością, być bardziej lub mniej zaawansowany, lub wreszcie może występować inny proces (np. w jednej fitocenozie sukcesja wtórna, a w sąsiedniej regeneracja, fluktuacja lub regresja). W przypadku sukcesji pierwotnej wypada mówić o potencjalnej biochorze potencjalnej (formującej się) fitocenozy (i odpowiednio: biocenozy).

Dynamika roślinności rozumiana wąsko może być rozpatrywana w stosunku do każdego typu zbiorowiska roślinnego, niezależnie od jego pochodzenia, fazy rozwojowej i stanu zachowania. Pozwala także na zgłębienie złożonej natury roślinności i na uwzględnienie przejawów i skutków synantropizacji szaty roślinnej na różnych poziomach jej organizacji. W szczególności jednak ułatwia zrozumienie roli człowieka w genezie i zaniku zbiorowisk roślinnych.



Ryc. 5. Zasięg 3 procesów ekologicznych obejmujących całą fitocenozę (fluktuacja, sukcesja, regresja), bądź jej część (regenerację) i pochodzenie propaguł

The range of 3 ecological processes taking in the whole phytocenosis (fluctuation, succession and regression) or part thereof (regeneration) and the origin of propagules

Źródło – Source: Faliński (1998)

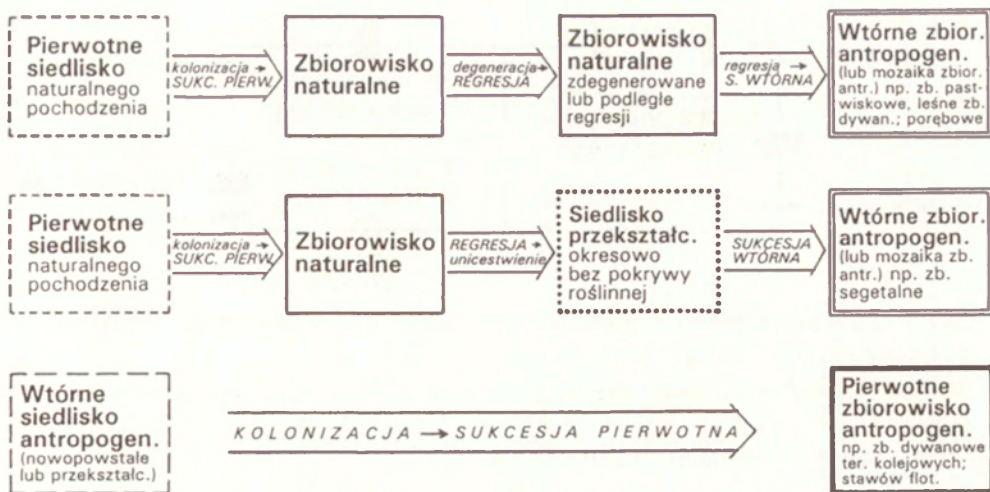
4. ROŚLINNOŚĆ ANTROPOGENICZNA I ROŚLINNOŚĆ WYZWOLONA SPOD PRESJI ANTROPOGENICZNEJ JAKO RÓŻNE EFEKTY PROCESU SYNANTROPIZACJI I SYNDYNAMIKI

4.1 ROŚLINNOŚĆ I JEJ STRUKTURA FITOCENOTYCZNA

Roślinność dowolnego terytorium scharakteryzować można jako:

- inwentarz zbiorowisk reprezentujących odrębne typy fitocenozy;
- układ zbiorowisk występujących w przestrzeni w określonym porządku (toposekwencja), a który odzwierciedla pierwotne i wtórne zróżnicowanie siedlisk

Pochodzenie zbiorowisk antropogenicznych



Ryc. 6. Pochodzenie zbiorowisk antropogenicznych i rola procesów ekologicznych w ich powstaniu

The origin of anthropogenic communities and the role of ecological processes in their emergence

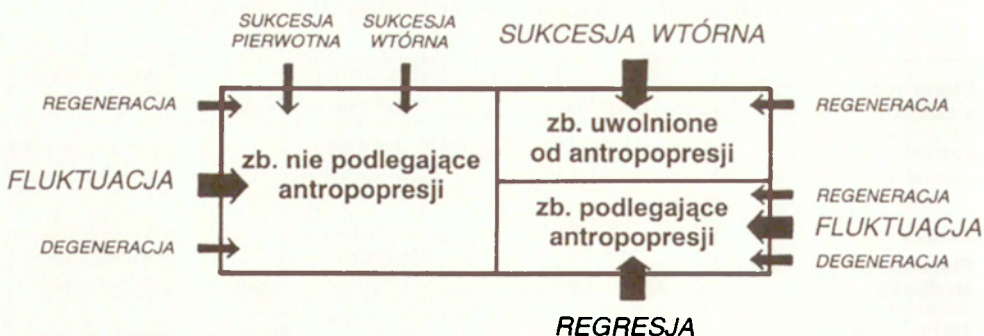
Źródło – Source: J.B. Faliński (2001)

w połączeniu z reakcją na intensywność, różnorodność, dawność i trwałość presji antropogenicznej (lub na jej zanik);

– współobecność w tym samym czasie i miejscu zbiorowisk różniących się pochodzeniem, rolą człowieka w ich powstaniu, stopniem wykształcenia, trwałością i zdolnością do zastępowania się w czasie (chronosekwencja).

Roślinność antropogeniczna jako efekt procesu synantropizacji może być przedmiotem analizy, klasyfikacji i werbalnego opisu tylko w ograniczonym zakresie. Zrozumienie i pogłębienie interpretacji właściwej roślinności antropogenicznej obejmującej tzw. zbiorowiska półnaturalne i synantropijne, wymaga uwzględnienia jej związku z roślinnością pierwotną i roślinnością wyzwoloną od presji człowieka. Badanie i interpretacja tych związków powinny być prowadzone na poziomie podstawowych składników roślinności, czyli fitocenoz, i powinny się zająć ich zróżnicowaniem, sąsiedztwem, strukturą, dynamiką, funkcją, genezą i kolejnością powstawania. Pod względem pochodzenia i wewnętrznej dynamiki można wyróżnić: zbiorowiska naturalne (pre-antropogeniczne), antropogeniczne (eu-antropogeniczne) i post-antropogeniczne (ryc. 6). Zbiorowiska antropogeniczne są bezpośrednim skutkiem synantropizacji, a zbiorowiska post-antropogeniczne pośrednim skutkiem, ściślej mówiąc skutkiem ograniczenia w działaniu tego procesu (patrz rozdz. 4.2).

W teorii i praktyce badawczej konieczne jest rozgraniczenie procesu cenogenezy (czyli kształtowania się fitocenoz - konkretnych zbiorowisk roślinnych w danych położeniach i ich układów przestrzennych) od jednokrotnego procesu tworzenia się nowych kompozycji gatunkowych czyli wzorców zbiorowisk. Pierwsze są przedmiotem



Ryc. 7. Rola poszczególnych procesów ekologicznych w zależności od charakteru oddziaływań człowieka na zbiorowiska roślinne

The role of particular ecological processes in relation to the nature of human impacts on plant communities

Źródło - Source: J.B. Faliński (2001)

nauki o dynamice roślinności (syndynamiki), a drugie należą do historii roślinności (ryc. 1).

W odniesieniu do każdej fitocenozy, także fitocenozy zbiorowiska antropogenicznego niezbędne jest wyjaśnienie warunków i okoliczności jej powstania (ryc. 6 i 7, tab. 2), a więc czy jest ona efektem:

Tabela 2. Stopniowanie natężenia czynnika antropogenicznego na przykładzie wydeptywania

Cz. 1. Dawka wydeptywania niezbędna do powstania i utrzymywania zbiorowiska dywanowego

Dawka wydeptywania (wielkość, częstotliwość, długotrwałość, itp.), która jest nie-zbędna:

1. do inicjacji (cenogenezy, ekogenezy) zbiorowiska dywanowego:

- na miejscu dotąd niepokrytym przez roślinność (w warunkach pionierskich:jako wynik kolonizacji i sukcesji pierwotnej),
- przez przekształcenie istniejącego już w danym miejscu zbiorowiska (np. murawowego, łąkowego, runa leśnego – w wyniku następujących po sobie procesów degeneracji, regresji, sukcesji,

2. do utrzymania powstałego zbiorowiska dywanowego:jako stałego składnika kompleksu zbiorowisk,

3. do wystąpienia symptomów zmian kierunkowych w zbiorowisku dywanowym.

Cz. 2. Dawka wydeptywania zagrażająca zbiorowisku dywanowemu

Dawka wydeptywania (wielkość, częstotliwość, długotrwałość, itp.), powyżej której:

- 1) widoczne są mechaniczne skutki uszkodzenia roślin (ważne np. ze względów estetycznych),
- 2) rośliny już giną,
- 3) niemożliwe jest utrzymanie się roślin (pokrywy roślinnej, nawet przeobrazonej),
- 4) niemożliwe jest ponowne skolonizowanie danego siedliska (lub regeneracja zbiorowiska), nawet po zaprzestaniu działania tego czynnika.

Źródło: oryg.

<http://rcin.org.pl>

- przekształcenia pierwotnej fitocenozy, czyli wymuszonych zmian w strukturze, kompozycji gatunkowej i w warunkach występowania istniejącej wcześniej fitocenozy (jako efekt jej degeneracji lub regresji zatrzymanej w pewnej fazie), bądź
- uformowania się fitocenozy wtórnej po uprzednim unicestwieniu fitocenozy pierwotnej (mechanicznie lub wskutek regresji, a następnie sukcesji wtórnej), bądź
- opanowania siedlisk skrajnie zmienionych lub nowopowstałych (głównie jako efekt kolonizacji i sukcesji pierwotnej w krajobrazie antropogenicznym).

4.2. ROŚLINNOŚĆ WYZWOLONA

We współczesnym krajobrazie, niewątpliwie coraz powszechniejszym zjawiskiem jest „roślinność wyzwolona spod długotrwałej presji człowieka” (tab. 3). Tym nieprecyzyjnym pojęciem nazywam roślinność, na którą składa się wiele zbiorowisk, których dalszy rozwój lub powstanie i rozwój stały się możliwe wskutek zaniechania dotychczasowych form eksploatacji środowiska bądź ujawnienia się ubocznych skutków wcześniejszej jego eksploatacji. Uwaga ta odnosi się także do spontanicznego rozwoju roślinności w warunkach, w których działalność człowieka musiała ustąpić z powodu powtarzających się klęsk żywiołowych, a których skutki owa działalność niejednokrotnie powiększa.

Pojęcie „roślinność wyzwolona” lub „roślinność uwolniona” najlepiej przystaje do roślinności na porzuconych polach i użytkach zielonych lub w opuszczonych osadach (Faliński 1986, 1998; Faliński, Pedrotti 1990). W znanych dziełach R. Pott'a i J. Huppe (1991), O. Rackhama (1990) i O. Rackhama, J. Moody (1996) chociaż nie używa się tego pojęcia, jest w istocie mowa o takiej roślinności. Pojęcie to nie ma na celu objaśnienie pewnej kategorii zjawisk występujących w środowisku, tylko uprzytomnienie zmian, które w nim odwiecznie występowały wraz z człowiekiem, ale które współcześnie, pomimo przeludnienia naszej planety wyraźnie rozwijają się zwłaszcza w obszarach o wysokoprodukcyjnym rolnictwie. Zmiany te nie prowadzą do przywrócenia pierwotnej roślinności na Ziemi. Jednak przynajmniej część jej obszarów może odzyskać spontaniczną pokrywę roślinną wskutek autonomicznego działania procesów ekologicznych. Nasilanie się cenogenezy i następnie tworzenie się nowych wzorców zbiorowisk są zapewne nowym rozdziałem w historii roślinności Ziemi.

Tabela 3. Roślinność wyzwolona spod długotrwałej presji człowieka

Roślinność zasiedlająca:

- obszary celowo wyłączone z użytkowania i objęte trwałą ochroną w parkach narodowych i rezerwatach przyrody;
- grunty zniszczone przez erozję lub klęski żywiołowe (powódź, pożar, erupcję wulkanu, trzęsienie ziemi, transgresję morza, itd.);
- grunty zdegradowane ekstensywną gospodarką, nie objęte rekultywacją (zasolone, przesuszone, zabagnione, zasypane, przemieszczone; wyrobiska, usypiska, śmietniki);
- grunty skażone radioaktywnie i chemicznie (nie objęte rekultywacją);
- opuszczone osiedla, szlaki komunikacyjne, obiekty wojskowe, ruiny budowli, stare cmentarze, kurhany i inne obiekty archeologiczne nie eksplorowane;
- nieużytki porolne (dawne pola, łąki, pastwiska) porzucone z przyczyn demograficznych, społecznych, ekonomicznych, politycznych (nie objęte rekultywacją).

4.3. CENOGENEZA I JEJ SKUTKI

Jednym ze skutków sukcesji i regeneracji jest włączenie w skład nowo powstających zbiorowisk roślinnych i biocenoz następnych obcych gatunków roślin i zwierząt, których ekspansja stała się możliwa za sprawą człowieka (Faliński 1968, 1998; Kowarik 1988, 1992). Włączenie się gatunków obcego pochodzenia w proces tworzenia nowych zbiorowisk, czyli w proces cenogenezy (ekogenezy) doprowadził już w zamierzonych czasach do powstania najstarszych zbiorowisk synantropijnych (ryc. 6 i 7). Powstały one jako efekt skojarzenia się gatunków miejscowych z gatunkami obcymi, które z racji bardzo dawnego przybycia i zadomowienia się nazywamy archeofitami. Od początku ery nowożytniej proces cenogenezy z udziałem nowoprzybywających gatunków obcych, czyli kenofitów, wyraźnie zwiększa swoje natężenie i zasięg. Następuje to odpowiednio do powiększenia się areny działań człowieka i liczby potencjalnych komponentów spośród coraz liczniejszej grupy gatunków migrujących.

Efektom wzmagającej się cenogenezy jest powstawanie nowych typów zbiorowisk synantropijnych, zwłaszcza zbiorowisk skrajnie wyspecjalizowanych, i pierwszych synantropijnych zbiorowisk leśnych (np. w Europie spontaniczne zbiorowiska z dominacją północno-amerykańskich gatunków drzew: robinii *Robinia pseudoacacia* i klonu jesionolistnego *Acer negundo*). Współcześnie daje się zaobserwować cenogenezę w ostatnich ostojach roślinności naturalnej wskutek postępującego rozczłonkowania, już nie tylko ostatnich kompleksów lasów, torfowisk i stepów, ale i wskutek fragmentacji pojedynczych zbiorowisk. Odkrywane i opisywane coraz to nowsze zbiorowiska okrajkowe są nie tylko wynikiem coraz powszechniejszych badań nad tą swoistą grupą zbiorowisk roślinnych i rozwoju „fitosocjologii mikroskopowej”. Przynajmniej w części są przejawem wtórnego, szybko postępującego różnicowania się i fragmentacji roślinności. Warto zauważyć, że proces ten następuje równocześnie choć niezależnie od siebie, z procesem degeneracji powstałych wcześniej zbiorowisk naturalnych, półnaturalnych i synantropijnych, a który prowadzi do powstania znacznej liczby tzw. **zbiorowisk kadłubowych**. O ile przekształcenie się dotychczasowych zbiorowisk w zbiorowiska kadłubowe jest wyrazem postępującej **homogenizacji** (redukcji i wyrównania kompozycji gatunkowej, uproszczenia struktury), o tyle powstawanie nowych, zwykle drobnopowierzchniowych, zbiorowisk synantropijnych wysokowyspecjalizowanych i zbiorowisk okrajkowych jest wyrazem postępującej wtórnej **dyferencjacji** pokrywy roślinnej i środowiska.

5. ZAKOŃCZENIE

Poznanie istoty związków przyczynowo-skutkowych między zbiorowiskami naturalnymi, a antropogenicznymi i post-antropogenicznymi we współczesnym środowisku i krajobrazie wymaga badań nad ich trwałością, odpornością na różne formy i intensywność oddziaływań, zmiennością w czasie, w tym zdolnością do spontanicznej regeneracji i sukcesji (po ustąpieniu danego czynnika), i w ogóle nad charakterem zależności jednych i drugich od podstawowych procesów ekologicznych (ryc. 6 i 7).

Stwierdzenie to jest równoważne z postulatem objęcia badaniami nad dynamiką roślinności możliwie jak największej liczby zbiorowisk antropogenicznych i post-antro-

pogenicznych. Mowa jest tutaj o długoterminowych badaniach na stałych powierzchniach, a więc badaniach towarzyszących narodzinom i rozwojowi zbiorowisk (Faliński 1999, 2001). Jednym z podstawowych warunków powodzenia tych badań jest możliwie dokładna i jednoznaczna ich identyfikacja syntaksonomiczna oparta na analizie pełnej kompozycji gatunkowej (już wykształconej lub dopiero kształtującej). Konstatowanie jakichkolwiek zmian bez wcześniejszej identyfikacji przedmiotu badań jest mało obiecujące.

Odniesienie podstawowych procesów ekologicznych do poznanych (zdefiniowanych) zbiorowisk roślinnych i ściśle zlokalizowanych fitocenozy ma w szerokim sensie znaczenie uniwersalne. Pozwala bowiem na jednolity i spójny opis całej spontanicznej roślinności, niezależnie od tego z jakich składników uformowała się ona i jaki ma w tym udział człowiek (tab. 4).

Tabela 4. Kierunki analizy zbiorowisk roślinnych pod względem roli człowieka i ich powstaniu i funkcjonowaniu

1. Pochodzenie zbiorowiska.
2. Stopień wykształcenia zbiorowiska (inicjalne, w kolejnych fazach rozwoju, końcowe, trwałe).
3. Stopień zachowania zbiorowiska.
4. Stopień podatności (odporności) zbiorowiska na zmiany antropogeniczne.
5. Stopień otwartości zbiorowiska na wnikanie gatunków obcych pod względem ekologicznym/geograficznym.
6. Stopień opanowania zbiorowiska przez obce gatunki (poziom neofityzmu).
7. Dawność i trwałość (utrzymywanie się skutków) oddziaływań antropogenicznych w zbiorowisku – pomimo ustąpienia czynnika sprawczego.
8. Odpowiedzi różnych typów zbiorowisk roślinnych na zróżnicowanie antropopresji pod względem czasu wystąpienia, natężenia, długotrwałości, itp.

Nie zapominając o bezpowrotnych szkodach, zmianach i zaburzeniach, które w przyrodzie, w tym i szacie roślinnej, powoduje długotrwała działalność człowieka, nie sposób nie zauważyć pewnych korzyści i ułatwień jakie odnosi z tego nauka. Mam tu na myśli możliwość spożytkowania w badaniach przyczynowych nad funkcjonowaniem przyrody jedynych w swoim rodzaju „niezamierzonych eksperymentów”, których źródłem jest działalność człowieka, a których dla potrzeb samej nauki nie byłibyśmy w stanie, ani nie mielibyśmy odwagi przeprowadzić (Faliński 1997).

Korzystanie z owoców owych „eksperymentów” będzie na pewno wzrastać w przyszłości we wszystkich dziedzinach nauk przyrodniczych, niezależnie od poszukiwania naukowych podstaw ograniczenia ich skutków.

LITERATURA

- Auge H., Brandl R., 1997, *Seedling recruitment in the invasive clonal shrub, Mahonia aquifolium Pursh (Nutt.)*, *Oecologia*, 110, s. 205-211.
- Berglund B.E., Birks H.J.B., Ralska-Jasiewiczowa M., Weright H.E. (red.), 1996, *Palaeoecological events during the last 15000 years*, Regional Synthese of Paleoecological Studies of Lakes and Mires in Europe, John Wiley, Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore.
- Burga C.A., Perret R., 1998, *Vegetation und Klima des Schweiz seit dem jügeren Eiszetaler*, Ott. Thum.
- Burrows C.J., 1990, *Processes of vegetation change*, Unwin Hyman, London-Boston-Sydney-Wellington.
- Callaghan T.V., Svensson B.M., Jónsdóttir, I.S., Carlsson, B.A., (red.), 1992, *Clonal plants and environmental change*, *Oikos*, 63, s. 339-453.
- Celka Z., 1999, *Rośliny naczyniowe Grodzisk Wielkopolski*, Prace Zakładu Taksonomii Roślin UAM w Poznaniu, 9, s. 1-159.
- Cencini C., Dindo M.L., 1993, *Ecologia in Citta. Alla scoperta dell'ambiente urbano*, Lo Scarabeo, Bologna.
- De Kroon J., Von Groenendael J., (red.), 1997, *The ecology and evolution of clonal plants*. Backhuys Publishers, Leiden.
- Dehnen-Schmutz K., 1998, *Medieval castles as centres of spread of non-native plant species*, [w:] U. Starfinger, K. Edwards, I. Kowarik, M. Williamson (red.), *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*, Backhuys Publishers, Leiden, s. 307-312.
- Di Castri F., Hansen A.J., Debussche M., (red.), 1990, *Biological Invasions in Europe and the mediterranean Basin*, Kluwer Acad. Publ., Dordrecht/Boston/London.
- Dierschke H., 1994, *Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden*, Ulmer, Stuttgart.
- Elton Ch., 1958, *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen and Co. LTD, London.S.
- 1967, *Ekologia inwazji zwierząt i roślin*, PWRiL, Warszawa.
- Emberger L., (red.), 1969, *Vademecum pour le relevé méthodique de la végétation et du milieu*, Centre d'«Études Phytosociologiques et Écologiques, Montpellier.
- Falińska K., 1996, *Ekologia roślin. Podstawy teoretyczne, populacja, zbiorowisko, procesy*, Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- 1998, *Vegetation spatial-dynamics patterns and plant life strategies*, [w:] K. Falińska (red.), *Plant population biology*, Institute of Botany Polish Academy of Sciences, Kraków, s. 266-274.
- 2001, (przyg. do druku), *Przewodnik do badań populacji roślinnych*, Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Faliński J.B., 1966, *Antropogeniczna roślinność Puszczy Białowieskiej jako wynik synantropizacji naturalnego kompleksu leśnego*, Diss. Univ. Varsoviensis 13, PWN, Warszawa, s. 1-256.
- 1968, *Stan i prognoza neofityzmu w szacie roślinnej Puszczy Białowieskiej*, Mater. Zakł. Fitosoc. Stos. UW, Warszawa-Białowieża, 25, s. 175-216.
- 1972, *Synantropizacja szaty roślinnej – próba określenia istoty procesu i głównych kierunków badań*, *Phytocoenosis*, 1.3, s. 157-170.
- 1975, *Antropogenic changes of the vegetation of Poland*, *Phytocoenosis*, 4.2, s. 97-142 + mapa.

- 1986, *Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests. Ecological studies in Białowieża Forest*, Geobotany, 8, Dr W. Junk Publishers, Dordrecht/Boston/Lancaster, s. 1-537.
- 1990-1991, *Kartografia Geobotaniczna. Cz. 1. Zagadnienia ogólne. Kartografia florystyczna i fitogeograficzna. Cz. 2. Kartografia fitosocjologiczna. Cz. 3. Kartografia geobotaniczna i ogólna*, PPWK, Warszawa.
- 1991, *Procesy ekologiczne w zbiorowiskach leśnych*, Phytocoenosis, 3 (N.S.) Semin. Geobot. 1, s. 17-42.
- 1997, *Geobotanika u progu XXI wieku*, Phytocoenosis (N.S.), 9 Semin. Geobot., 5, s. 1-64.
- 1998, *Dioecious woody pioneer species (Juniperus communis, Populus tremula, Salix sp. div.) in the secondary succession and regeneration*, Phytocoenosis (N.S.) 10 Supp. Cart. Geobot., 8, s. 1-156.
- 1999, *Długoterminowe badania ekologiczne na stałych powierzchniach. I. Istota, cele i zastosowanie. II. Podstawy i warunki realizacji*, Wiad. Ekol., 45.3, s. 207-226, 45.3. s. 227-246.
- 2001, *Przewodnik do długoterminowych badań ekologicznych*, Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Pedrotti F., 1990, *The vegetation and dynamical tendencies in the vegetation of Bosco Quarto*, Promontorio del Gargano, Italy, Braun-Blanquetia, 5, s. 1-31.
- Friedrichs J., Hollaender K., (red.), 1999, *Stadtökologische Forschung. Theorien und Anwendungen*, Band, 6, Analytica, s. 1-501.
- Glenn-Lewin D.C., Peet R.K., Veblen T.T., (red.), 1992, *Plant succession. Theory and prediction*, Hapman, Hall, London.
- Godron M. i in., 1968, *Code pour le relevé méthodique de la végétation et du milieu (principes et transcription sur cartes perforées)*, Ed. CNRS, Paris.
- Jackowiak B., 1998, *Struktura przestrzenna flory dużego miasta. Studium metodyczno-problemowe*, Pr. Zakł. Tasonom. Rośl. UAM, 8, Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- 1999, *Modele ekspansji roślin synantropijnych i transgenicznych*, Phytocoenosis, 11 (N.S.) Semin. Geobot., 6, s. 1-16.
- Jackson J.B.C., Buss L.W., Cook R.E. (red.), 1985, *Population biology and evolution of clonal organisms*, Yale University Press, New Haven.
- Jalas J., 1955, *Hemerobe and hemerochore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch*, Acta Soc. Fauna Flora Fenn., 72, 11, s. 1-15.
- Knapp R. (red.), 1974, *Vegetation Dynamics*, Dr W. Junk b.v. Publishers, The Hague.
- Kornaś J., 1955, *Charakterystyka geobotaniczna Gorców*, Monographie Botanicae, 3, s. 1-216.
- 1994, *Inwazje biologiczne: program badawczy SCOPE i jego wyniki*, Wiad. Bot., 38, 1/2, s. 31-33.
- Kostrowicki A.S., 1970b, *Z problematyki badawczej systemu człowiek-środowisko*, Przegl. Geogr., 42, 1, s. 3-18.
- 1972a, *Zagadnienia teoretyczne i metodyczne oceny synantropizacji szaty roślinnej*, Phytocoenosis, 1, 3, s. 171-191.
- 1972b, *Structural changes of biocoenoses under the influence of human activity*, Geographia Polonica, 24, s. 201-210.
- 1976, *A system-based approach to research concerning the geographical environment*, Geographia Polonica, 33, s. 27-37.
- 1979, *Mechanisms stabilizing the structure of phytocoenoses subjected to an increasing impact of man management*, Memorabilia Zool., 32, s. 25-36.
- 1981, *Wybrane zagadnienia teorii i metod oceny oddziaływania człowieka na środowisko*, Prace Geogr. 139.

- 1982, *Synanthropization as a result of environmental transformations*, *Memorabilia Zool.*, 37, s. 3-10.
- 1999, *Geografia biosfery. Biogeografia dynamiczna lądów*, Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Kowarik I., 1988, *Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West)*, *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung*, 56, s. 1-280.
- 1992, *Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg und ihre Folgen für Flora und Vegetation. Ein Modell für die Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen*, *Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg*, Beiheft, 3, s. 1-188.
- 1996, *Funktionen klonalen Wachstums von Bäumen bei der Brachfläche-Sukzession unter besonderere Beachtung von Robinia pseudoacacia*, *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, 26, s. 173-181.
- Landolt E., 1991, *Die Entstehung einer mitteleuropäischen Stadtflora am Beispiel der Stadt Zurich*, *Annali di Botanica*, 2, s. 109-147.
- Latałowa M., 1985, *Warunki przyrodnicze osadnictwa prahistorycznego w okolicach Jeziora Żarnowieckiego w świetle badań paleobotanicznych*, *Archeol. Pol.*, 30, 7, s. 261-285.
- 1992, *Man and vegetation in the pollen diagrams from Wolin Island (NW Poland)*, *Acta Paleobot.*, 32, 1, s. 123-249.
- Linkola K., 1916-1921, *Studien über den Einfluß der Kultur auf die Flora in gegend Nördlich vom Ladogasee*. I, II, *Acta Soc. Fauna Flora Fenn.*, 45, Helsinki.
- Long G., 1974, *Diagnostic phyto-écologique et aménagement du territoire. 1. Principes généraux et méthodes*, Masson et Cie, Éditeurs, Paris.
- Matuszkiewicz W., 1974, *Teoretyczno-metodyczne podstawy badań roślinności jako elementu krajobrazu i obiektu użytkowania rekreacyjnego*, *Wiad. Ekol.*, 20, 1, s. 3-13.
- Oborny B., Podani J. (red.), 1996, *Clonality in plant communities*, *Abstracta Botanica*, 19, s. 1-127.
- Olaczek R., 1972, *Formy antropogenicznej degeneracji leśnych zbiorowisk roślinnych w krajobrazie rolniczym Polski niżowej*, Łódź.
- 1995, *Prognoza zmian ekosystemów i fitocenozy Polski*, *Zeszyty Naukowe Komitetu Człowiek i Środowisko*, 10, s. 161-178.
- 2000, *Antropogeniczne czynniki przekształcania dolin rzecznych*, [w:] J. Kułtuniak (red.), *Rzeki: kultura – cywilizacja – historia*, 9, Wyd. „Śląsk”, Katowice, s. 119-142.
- Pott R., Hüppe J., 1991, *Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands*, *Westfälisches Museum für Naturkunde*, Münster.
- Pyšek P. i in., 1995, *Relating invasions success to plant traits: an analysis of the Czech alien flora*, [w:] P. Pyšek, K. Prach, M. Rejmánek, M. Wade, (red.), *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems*, SPB Academic Publishing, Amsterdam, s. 39-60.
- Ralska-Jasiewiczowa M., Goslar T., Madeyska T., Starkel L., (red.), 1998, *Lake Gościąg, central Poland. A monographic study*. Part 1, W. Szafer Institute of Botany Polish Academy of Sciences, Kraków.
- Rackham O., 1990, *Trees and Woodland in the British Landscape*, Phoenix Giant.
- Moody J., 1996, *The making of the Cretan landscape*, Manchester University Press, Manchester and New York.
- Rejmánek M., 1996, *A theory of seed plant invasiveness: the first sketch*, *Biological Conservation*, 78, s. 171-181.
- 1999, *Invasive plant species and invisable ecosystems*, [w:] T. Sandlund i in., (red.), *Invasive Species and Biodiversity Management*, Kluwer Academic Publishers, s. 79-102.

- Richardson D.M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M.G., Panetta F.D., West C.J., 2000, *Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions*, Diversity and Distribution, 6, s. 93-107.
- Roo-Zielińska E., 1993, *The current state and changes in the meadow flora in the Nida valley, southern Poland*, *Fragm. Flor. Geobot.*, 38, 2, s. 581-592.
- Roo-Zielińska E., Solon J., 1990, *Phytosociological typology and phytoindicator value of young oak and larch forest communities near Pinczów (southern Poland)*, *Vegetatio*, 88, s. 67-78.
- Shugart R.H., 1984, *A theory of forest dynamics*, Springer-Verlag, New York.
- Soukopová L., Marshall C., Hara T., Herben T. (red.), 1994, *Plant clonality: biology and diversity*, *Opulus Press, Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 29, s. 113-320.
- Starfinger U. i in. (red.), 1998, *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*, Backhuys Publishers, Leiden.
- Stehlik I., Holderegger R., Schneller J.J., Abbott R.J., Bachmann K., 2000, *Molecular biogeography and population genetics of alpine plant species*, *Bull. Geobot. Inst. ETH*, 66, s. 47-59.
- Sudnik-Wójcikowska B., 1998, *Czasowe i przestrzenne aspekty procesu synantropizacji flory. Na przykładzie wybranych miast Europy Środkowej*, Wyd. UW, Warszawa.
- Sukopp H., 1969, *Der Einfluß des Menschen auf die Vegetation*, *Vegetatio*, 17, s. 360-371.
- 1972, *Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen*. *Ber. Landw.* 50, 1, s. 112-139.
- (red.) 1990, *Stadtökologie. Das Beispiel Berlin*. Dierich Reimer Verlag, Berlin.
- 1995, *Neophytie und Neophytismus*, [w:] R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold, S. Schmidt-Fischer (red.), *Gebietsfremde Pflanzenarten*, Landsberg, s. 3-32
- Sukopp U., 1994, *Das Modell der Einführung und Einbürgerung nicht einheimischer Arten*, *Gaia*, *Ecol. Perspec. in Science, Humanities and Economics*, s. 267-288.
- Werner P., 1983, *Urban environments and vegetation*, [w:] W. Holzner, M.J.A. Werger, I. Ikusima (red.), *Man's impact on vegetation*, *Geobotany*, 5, s. 247-260.
- Sukopp U., Sukopp H., 1993, *Ecological long-term effects of cultigens becoming feral and natural of non-native species*, *Experientia*, 49, s. 210-218.
- Tobolski K., 1991, *Dotychczasowy stan badań paleobotanicznych i biostratygraficznych Lednickiego Parku Krajobrazowego*, [w:] K. Tobolski (red.), *Wstęp do paleoekologii Lednickiego Parku Krajobrazowego*, Biblioteka Studiów Lednickich s. 181-206.
- 1998, *Przyrodnicze podstawy rekonstrukcji*, [w:] A. Grygorowicz, K. Tobolski, (red.), *Podstawy rekonstrukcji wczesnodziejowej zespołu rezydencjalno-obronnego i sakralnego na Ostrowie Lednickim*, Wyd. Homini, Bydgoszcz, s. 11-96.
- Van der Maarel E. (red.), 1989, *Vegetation dynamics: patterns in time and space*, *Vegetatio*, 77, s. 7-19.
- Wasylikowa K., 1994, *Co to jest archeobotanika?* [w:] K. Wasylikowa (red.), *Warsztaty archeobotaniczne Igołomia 1990-1993*, *Polish Bot. Stud. Guidebook Series*, 11, s. 17-29.
- Wójcik Z., 1983, *Charakterystyka i ocena siedlisk polnych metodami bioindykacyjnymi*, Wyd. SGGW-AR, Warszawa.

THE INTERPRETATION OF CONTEMPORARY VEGETATIONAL TRANSFORMATIONS ON THE BASIS OF THE THEORIES OF SYNANTHROPISATION AND SYNDYNAMICS

Summary

The following are the most important concepts in seeking to account for the process of interest to us:

- 1) hemeroby – in general, the consequences for ecosystems of their intentional or unintentional encroachment by humankind;
- 2) the gradual disappearance of „naturalness” of vegetation;
- 3) the gradual increase in the „artificiality” of vegetation;
- 4) the „domestication” of vegetation;
- 5) the substitution of primeval vegetation by that of an anthropogenic nature;
- 6) synanthropy – with the current state of vegetation and ecosystems reflecting the effects which may ensue from human activity that is diverse from the points of view of form, recentness and intensity in the given environmental conditions.

As a basis for some future theory of synanthropisation it would be possible to mention certain common properties of the process mostly underlined by drawn-up concepts. Assumed are:

- 1) the global character of the process, in that it embraces the plant cover of the whole Earth and all its components (albeit at varying intensity and different times);
- 2) the destructive and destabilising nature of the process as regards the structures, components and relationships previously present in the environment and biosphere;
- 3) the irreversibility of transformations.

As the result of the synanthropisation process, anthropogenic vegetation may be subject to analysis, classification and verbal description to only a limited extent. An understanding and more profound interpretation of the proper anthropogenic vegetation encompassing the so-called semi-natural and synanthropic types of vegetation requires that account be taken of linkage with the primeval vegetation and the vegetation freed from human-imposed pressure. The study and interpretation of these links should be carried out at the level of the fundamental components of vegetation, i.e. phytocoenoses, and should be concerned with their diversification, proximity to one another, structure, dynamics, functioning, genesis and order of appearance. From the point of view of origin and internal dynamics it is possible to distinguish between communities that are: pre-anthropogenic (natural), (eu-)anthropogenic and post-anthropogenic (Fig. 6). Anthropogenic communities are a direct consequence of synanthropisation, while post-anthropogenic communities are an indirect consequence, or strictly speaking a result of limitation of the action of the process.

An acquaintanceship with the nature of the cause-and-effect linkages between natural communities and their anthropogenic and post-anthropogenic counterparts in the contemporary environment and landscape requires research into their durability, resistance to different forms and intensities of impact and variability through time (including capacity for spontaneous regeneration and succession following the disappearance of a given factor), as well as more generally into the nature of the relationships that one and the other have with ecological processes.

Adres autora:

Janusz Bogdan Faliński

Białowieża Stacja Geobotaniczna Uniwersytetu Warszawskiego

ul. Sportowa 19, 17-230 Białowieża

<http://rcin.org.pl>

Andrzej Nienartowicz, Wiesław Cyzman, Mieczysław Kunz, Miłosz Deptuła

RÓŻNORODNOŚĆ GATUNKOWA LASÓW NATURALNYCH I ODTWORZONYCH NA GRUNTACH POROLNYCH

1. WSTĘP

Znaczną część terytorium Polski zajmują lasy wtórne utworzone przez człowieka poprzez zalesienie odłogów, łąk oraz ubogich pastwisk. Takie zbiorowiska roślinne wykazują znaczne różnice struktury i kompozycji gatunkowej w stosunku do lasów pierwotnych i naturalnych, które powstały w wyniku procesów sukcesji przebiegających bez udziału czynników antropogenicznych lub przy słabym oddziaływaniu takich czynników. Lasy zagospodarowane na gruntach porolnych zawierają w swym składzie szereg gatunków nieleśnych (Dzwonko 1993) i z tego powodu różnią się też strukturą i kompozycją gatunków od lasów wtórnych, odtworzonych na glebach, które w przeszłości nie były użytkowane rolniczo. W Polsce dojrzałe lasy zagospodarowane na wyjałowionych glebach porolnych powstały przeważnie w wyniku zalesiania odłogów jednym gatunkiem drzewa i dlatego charakteryzują się znacznym uproszczeniem struktury i niskim bogactwem gatunkowym. W lasach takich rzadko występują kilkusetletnie drzewa oraz rzadkie i chronione gatunki roślin.

Parametrem, który pozwala wyrazić złożoność struktury fitocenoz w formie liczby całkowitej lub rzeczywistej jest różnorodność. Dla opisanego różnorodności szaty roślinnej na poszczególnych poziomach jej organizacji w mikro i mezoskali R. Whittaker (1977) wprowadził m.in. pojęcia różnorodności alfa, beta i gamma. Pierwszy parametr oznacza różnorodność gatunkową fitocenozy. Wyraża się go podając liczbę gatunków lub jako tzw. równomierność stosując różne wzory matematyczne, najczęściej wzór Shannona. Drugi parametr oznacza różnorodność przestrzenną w obrębie tej samej lub na styku dwóch fitocenoz, którą zazwyczaj określa się metodą transektów, analizując zmiany składu gatunkowego w kolejnych kwadratach. Gamma różnorodność oznacza bogactwo gatunków na większym obszarze obejmującym wiele typów fitocenoz i siedlisk, np. w kompleksie leśnym lub w krajobrazie (Whittaker 1977; Brockway 1998).

Różnorodność rozpatrywana na poziomie krajobrazu oznacza też liczbę i udział powierzchniowy poszczególnych siedlisk (Loehle, Wein 1994) lub też liczbę typów zbiorowisk roślinnych występujących na rozpatrywanym obszarze. Wartość obu parametrów oraz rozmieszczenie przestrzenne siedlisk i typów zbiorowisk składają się na heterogenność krajobrazu (Turner 1987).

Procesy użytkowania lasów, a zwłaszcza pozyskiwanie drewna metodą zrębów zupełnych i odtwarzanie ekosystemów leśnych poprzez zalesianie zrębów, a także zalesianie byłych terenów rolniczych, mogą doprowadzić do zmiany typu siedliska oraz do zmian liczby, powierzchni i sposobów rozmieszczenia poszczególnych typów zbiorowisk roślinnych w krajobrazie. G. Łaska (1996) podaje, że działalność gospodarcza człowieka w krajobrazie leśnym zwiększa jego heterogenność ponieważ na naturalną różnorodność zbiorowisk, wynikającą z właściwości siedlisk, nakłada się zmienność będąca efektem antropopresji. Innego zdania są M. Christensen i J. Emborg (1996), którzy podają, że na obszarach leśnych w Danii na skutek działalności gospodarczej następuje spadek heterogenności, różnorodności beta i liczby gatunków roślin w krajobrazie. Pogląd ten podziela A. Mizgajski (1988), który stwierdził, że w XIX i XX wieku w krajobrazie rolniczym Wielkopolski i północnych Niemiec procesowi intensyfikacji uprawy ziemi towarzyszył spadek liczby biotopów i typów zbiorowisk roślinnych.

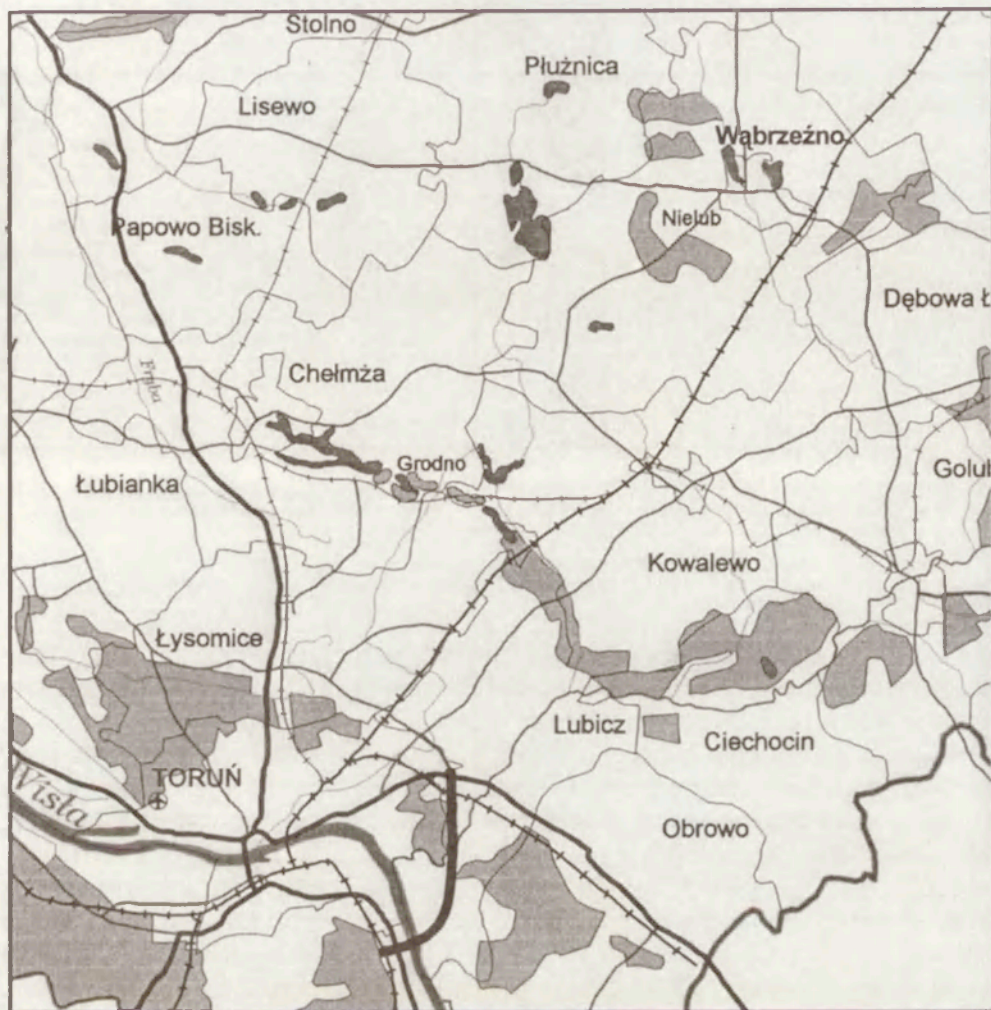
W położonym na Ziemi Chełmińskiej Nadleśnictwie Golub-Dobrzyń wtórne lasy na gruntach porolnych zajmują około 30% powierzchni leśnej. Powstały one w wyniku zalesień przeprowadzonych po pierwszej i drugiej wojnie światowej. W wielu przypadkach są to niewielkie kompleksy leśne położone wśród pól uprawnych i łąk.

Celem niniejszej pracy było porównanie dwóch obszarów leśnych Nielub i Grodno w wymienionym nadleśnictwie, z których pierwszy obejmuje głównie lasy odtworzone po zrębach i tylko częściowo lasy wtórne powstałe na gruntach porolnych. Obszar leśny Grodno powstał w całości na terenie, który w przeszłości był odlesiony i przez kilka stuleci użytkowany rolniczo. Oba obszary porównano pod względem liczby występujących siedlisk i jednostek syntaksonomicznych, różnorodności gatunkowej fitocenozy należących do poszczególnych syntaksonów oraz liczby gatunków roślin naczyniowych i mszaków występujących na całej powierzchni badań. Porównano też stopień degeneracji zbiorowisk, liczbę drzew pomnikowych oraz liczbę gatunków objętych ochroną całkowitą lub częściową na obu powierzchniach badawczych. Fitocenozy obu kompleksów leśnych należące do tych samych i odrębnych syntaksonów porównano metodami taksonomii numerycznej. Celem badań było sprawdzenie hipotezy, czy na obszarze zawsze porośniętym lasem różnorodność gatunkowa jest większa, a stopień degeneracji fitocenozy jest mniejszy niż na obszarze w którym nastąpiła transformacja krajobrazu z rolniczego na leśny.

2. TEREN BADAŃ

Badane obszary leśne leżą w centralnej Polsce na północny-wschód od miasta Toruń (ryc. 1). Według podziału fizyczno-geograficznego Polski dokonanego przez J. Kondrackiego (1978) oba obszary należą do mezoregionu Pojezierze Chełmińskie. Pod względem krajobrazowym jest to teren o rzeźbie młodogłacialnej, z licznymi zagłębieniami bezodpływowymi i jeziorami.

Oba kompleksy leśne leżą w zlewni Strugi Toruńskiej, która jest dopływem Wisły. Na przeważającym obszarze zlewni występuje płaska i falista wysoczyzna morenowa zbudowana z utworów gliniastych. Znacznie mniejszą rolę w rzeźbie odgrywają piaszczysto-żwirowe równiny sandrowe i równiny zastoiskowe zbudowane z utworów pyłowych, drobnopiaszczystych i ilastych oraz holocenijskie biogeniczne równiny



Ryc. 1. Położenie powierzchni badawczych

Locality of the study area

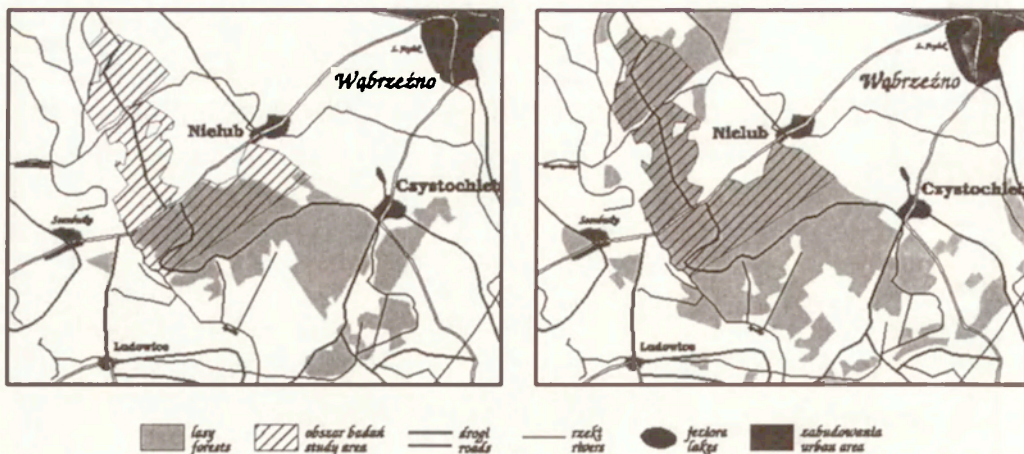
torfowe. Kompleks leśny Nielub występuje częściowo na sandrze, a częściowo na wysoczyźnie morenowej. Lasy stanowiska Grodno porastają równinę sandrową. Według R. Bednarek i H. Dziadowiec (1996) główną rolę w pokrywie glebowej dorzecza odgrywają gleby autogeniczne reprezentowane przez gleby brunatne, płowe i rdzawe.

Powierzchnia badawcza Nielub stanowi północny skraj większego obszaru leśnego otaczającego od północy rozległe torfowisko Zgniłka. Lasy Grodno porastają zbocza i dno rynny, w której zlokalizowany jest ciąg jezior. Od zachodu przylegają one do Jeziora Grodzieńskiego a od wschodu do Jeziora Kamionkowskiego. Z mapy terenu z końca XVIII wieku wynika, że w 1792 roku tylko południowa część Nielubia stanowiła teren leśny, natomiast obszar na którym dziś występuje las „Grodno” w tym czasie był całkowicie odlesiony (ryc. 2 i 3). Znaczna część obszaru Grodno od XIII wieku wchodziła w skład folwarku Kiełbasin, który wraz z innymi rozległymi terenami

1792

Nielub

1997



Ryc. 2. Zmiany zasięgu lasów na stanowisku Nielub

Changes of forest range in area Nielub

położonymi na prawym brzegu Wisły, stanowił patrymonium miasta Toruń (Czacharowski red. 1995). Według planu folwarku z połowy XVII wieku na obszarze tym występowały krzewy brzożowe, wśród których mieszkańcy wsi wypasali bydło i owce.

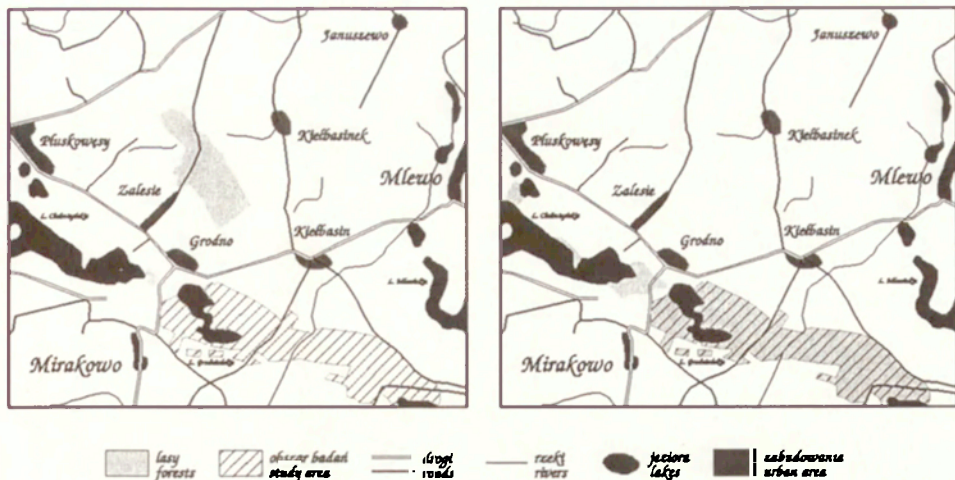
W części powierzchni badawczej Nielub, gdzie teren nie był w przeszłości odlesiony dziś największą powierzchnię zajmują stare lasy dębowo-lipowo-grabowe. Choć trwanie lasu nie było przerwane długotrwałą fazą nieleśną i użytkowaniem rolniczym, lasy zostały silnie przekształcone gospodarką leśną, szczególnie wprowadzaniem sosny na poręby lasów liściastych. W północnej części powierzchni Nielub, gdzie występują większe wyniesienia terenu niż w części południowej, dominują lasy sosnowo-dębowe wyrosłe na gruntach porolnych. Wiek najstarszych drzewostanów przekracza tu siedemdziesiąt lat. Świadczy to, że teren został zalesiony po pierwszej wojnie światowej. Jedynie północno-wschodnie skraje zaznaczone na rycinie 2 porastają młodsze drzewostany sosnowe. Potwierdza to informacje uzyskane ze starych map, że teren został zalesiony po 1945 roku. Wśród wymienionych wyżej typów lasu na niewielkich powierzchniach występują lasy olchowe. Porastają one zabagnione obniżenia terenu i zachowały strukturę oraz skład gatunkowy lasów naturalnych.

Największą część powierzchni Grodno porastają nasadzenia sosny, brzozy i topoli na siedliskach lasów olchowych ze związku *Alno-Padion* oraz lasów jesionowo-wiązowych i dębowo-lipowo-grabowych ze związku *Carpinion betuli*. Zbiorowiska leśnych o cechach naturalnych jest tu niewiele. Wiek drzewostanów jest znacznie niższy niż w kompleksie Nielub. Najstarsze drzewostany liczą około 50 lat, co świadczy, że zbiorowiska leśne zostały odtworzone po drugiej wojnie światowej. W ostatnich latach została zalesiona znaczna powierzchnia pól graniczących z lasami powierzchni Grodno. Pola te należały do niedawna do państwowych gospodarstw rolnych.

1792

Grodno

1997.



Ryc. 3. Zmiany zasięgu lasów na stanowisku Grodno

Changes of forest range in area Grodno

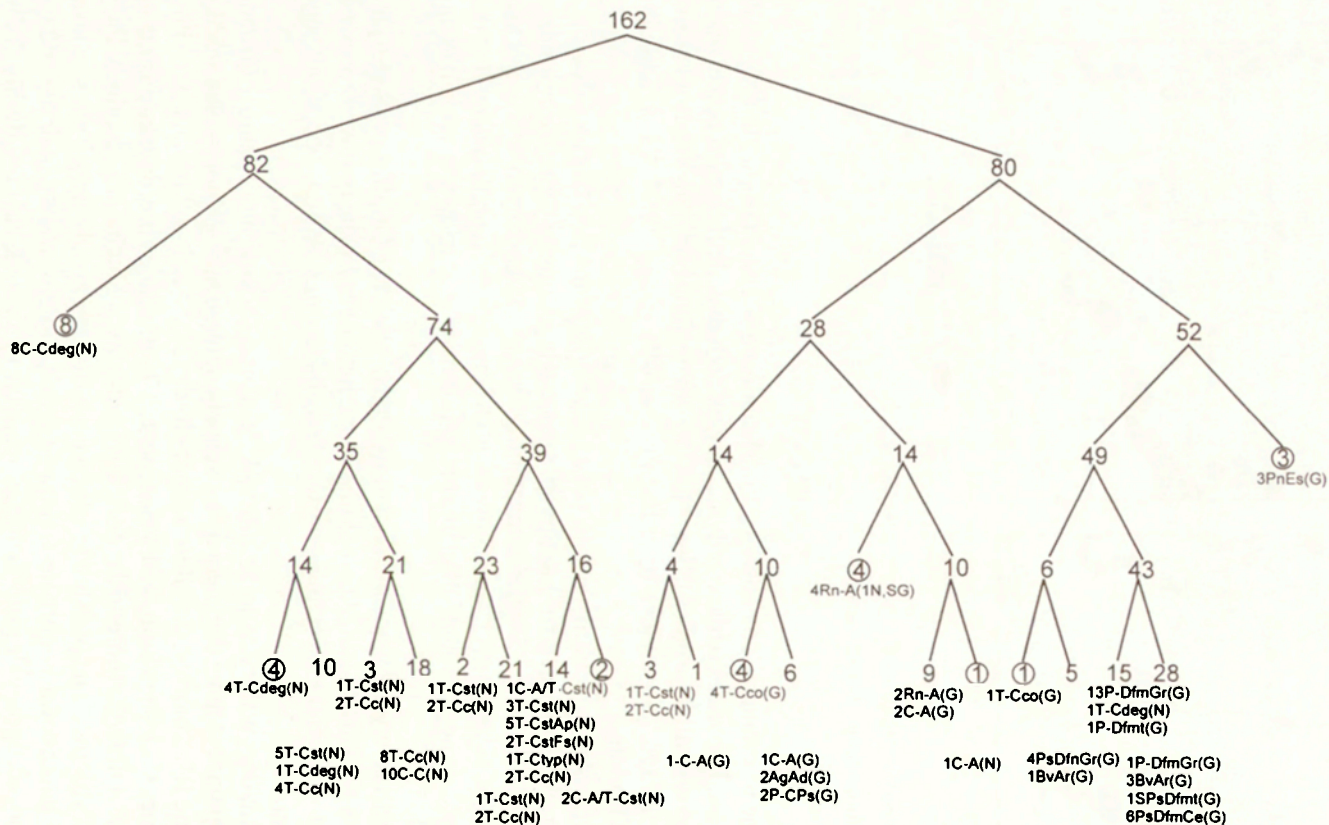
3. METODY

Zaznaczone na rycinach 2 i 3 powierzchnie badawcze Nielub i Grodno liczyły około 477,0 i 285,0 ha. Ponieważ badano jedynie lasy o drzewostanie liczącym ponad 40 lat oraz pominięto w analizie śródleśne łąki i pola uprawne, linie oddziałowe, drogi i rowy melioracyjne faktyczna powierzchnia badań wynosiła około 293,0 ha w Nielubiu i 270,5 ha w Grodnie.

Na objętym obserwacjami terenie przeprowadzono analizę fitosocjologiczną i florystyczną. Występujące na badanych obszarach jednostki syntaksonomiczne wyróżniono na podstawie 85 zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w kompleksie Nielub i 77 zdjęć wykonanych na stanowisku Grodno. Powierzchnia zdecydowanej większości zdjęć wynosiła 400 m². Badania przeprowadzono częściowo w ramach grantu KBN P04F 01313.

Liczby siedlisk występujących na stanowiskach Nielub i Grodno przyjęto jako wskaźniki różnorodności siedliskowej krajobrazu, natomiast liczbę typów zbiorowisk roślinnych, które realnie występują na terenach badań przyjęto za wskaźnik jego heterogenności.

Przeprowadzono waloryzację zbiorowisk leśnych powierzchni Nielub i Grodno stosując następujące stopnie degeneracji: I – zespoły naturalne, II – zbiorowiska średnio zdegenerowane III - zbiorowiska silnie zdegenerowane IV - zbiorowiska bardzo silnie zdegenerowane, V - leśne zbiorowiska zastępcze, VI - nieleśne zbiorowiska zastępcze (łąki, szuwały, murawy, zbiorowiska porębowe, zespoły segetalne, i ruderalne). Fazy degeneracji wyróżniono na podstawie takich cech fitocenozy jak: liczba warstw lasu, różnorodność gatunkowa w obrębie warstw, a szczególnie w warstwie drzew, udział gatunków z poszczególnych grup syngenetycznych i stosunek eufitów do allofitów, zgodność składu gatunkowego i całej fitocenozy z siedliskiem, odchylenie w kompozycji gatunkowej od wzorca, występowanie w fitocenozie form degeneracji, które wyróżnili



Ryc. 4. Klasyfikacja zdjęć wykonana programem TWINSpan. Oznaczenia: N - Nielub, G - Grodno, symbole syntaksonów jak w tabeli 1
 Classification of reeves by program TWINSpan. Notation: N - Nielub, G - Grodno, symbols of syntaxons as in Tab. 1

R. Olaczek (1972) i G. Łaska (1996) oraz ujawnianie się w jej strukturze procesów regeneracji. Szczegóły dotyczące zastosowanej skali zawiera odrębne opracowanie (Cyzman 1999).

Zmienność fitocenozy w obrębie stanowisk i różnice w składzie gatunkowym fitocenozy należących do tych samych syntaksonów, lecz występujących na obu stanowiskach określono metodą klasyfikacji numerycznej. W analizie zastosowano program TWINSpan napisany przez M. Hilla (1979). Przy przygotowywaniu zbioru danych do obliczeń dokonano transformacji wartości zwarcia lub pokrycia gatunków ze skali Braun-Blanqueta na skalę J. Jensa (1975).

Przy użyciu programu MVSP obliczono wskaźniki różnorodności Shannona dla wszystkich zdjęć fitosocjologicznych. W obliczeniach zastosowano podstawę logarytmu 2. Określono zakres i średnią wartość wskaźnika różnorodności H' dla poszczególnych syntaksonów na obu stanowiskach. Wartość wskaźnika traktowano jako różnorodność alfa. Średnie wartości wskaźnika różnorodności naniesiono na diagram wyrażający zależność H' od $\log_2 s$ (gdzie s oznacza średnią liczbę gatunków w zdjęciu fitosocjologicznym). Diagram sporządzono według metody, którą zaproponował Liu (1995).

Dla całych analizowanych powierzchni w Nielubiu i Grodnie sporządzono listy gatunków mszaków i roślin naczyniowych rosnących na glebie. Gatunki uporządkowano w tabeli według rodzin oraz określono liczbę taksonów reprezentujących każdą rodzinę. Ogólną liczbę taksonów zanotowanych na stanowisku traktowano jako różnorodność gamma. Dla każdego stanowiska obliczono też liczbę gatunków objętych ochroną całkowitą lub częściową oraz liczbę starych drzew chronionych jako pomniki przyrody.

4. WYNIKI

Na stanowisku Nielub stwierdzono występowanie 12 syntaksonów a na stanowisku Grodno 13. W obu przypadkach wyróżnione jednostki syntaksonomiczne należały do trzech klas. W Nielubiu były to *Alnetea glutinosae*, *Quercus-Fagetea* i *Quercetea robur-petraeae*. Zbiorowiska leśne z Grodna zaliczono do klas *Alnetea glutinosae*, *Quercus-Fagetea* i *Rhamno-prunetea*. W Nielubiu było sześć jednostek o statusie asocjacji, w Grodnie natomiast pięć. W lasach Grodna wyróżniono więcej postaci degeneracyjnych zespołów roślinnych i jednostek syntaksonomicznych w randze zbiorowiska. Stopień degeneracji zbiorowisk leśnych tego kompleksu był znaczny i zmieniał się w zakresie od II do V. Bardziej naturalne lasy kompleksu Nielub uzyskały oceny od I do III. Na podstawie analizy roślinności i map glebowo-siedliskowych stwierdzono, że na każdym z badanych stanowisk występują cztery siedliska leśne. Listę zbiorowisk leśnych wyróżnionych na tych siedliskach oraz wyniki oceny przekształceń strukturalnych poszczególnych jednostek syntaksonomicznych zawiera tabela 1.

W uzyskanym dendrogramie zdjęcia z obu kompleksów leśnych tworzą niemal dwa rozłączne podzbiory, co wskazuje, na znaczne różnice w kompozycji gatunkowej fitocenozy obu porównywanych obszarów. Na pierwszym poziomie podziału grupę ujemną utworzyły 82 zdjęcia z Nielubia. Do grupy dodatniej weszły wszystkie, tj. 77 zdjęć z Grodna i tylko 3 zdjęcia z Nielubia (ryc. 4). Prezentowały one trzy jednostki: *Ribo nigri-Alnetum*, *Circaeo-Alnetum* i postać degeneracyjną *Tilio-Carpinetum*. Dendrogram potwierdza też silne continuum pomiędzy poszczególnymi fitocenozami, zwłaszcza typowymi i zdegenerowanymi na siedlisku *Tilio-Carpinetum*. Mało jest

Tabela 1. Jednostki syntaksonomiczne wyróżnione na powierzchniach Nielub i Grodno i ich różnorodność gatunkowa

Lp.	Jednostka syntaksonomiczna	Symbol	Nielub					Grodno				
			st. degene-racji	liczba analizowanych zdjęć	Śr.liczba gat w zdjęciu	H' zakres	H' śred.	st. degene-racji	liczba zdjęć	śr. liczba gat w zdjęciu	H' Zakres	H' śred.
1.	<i>Ribo nigri</i> – <i>Alnetum</i>	Rn-A	I	1	33.00		4.92	II	5	26.20	4.46-4.62	4.53
2.	<i>Circae</i> – <i>Alnetum</i>	C-A	I	2	34.00	4.47-5.26	4.87	II	10	24.70	3.57-4.98	4.34
3.	<i>Circae</i> – <i>Alnetum</i> / <i>Tilio</i> - <i>Carpinetum stachyetosum</i>	C-A/T-Cst	II	3	50.67	5.43-5.58	5.51					
4.	Zbiorowisko z <i>Populus nigra</i>	Pn	III	1	43.00		5.29					
5.	Zbiorowisko z <i>Populus alba</i>	Pa						III	1	15.00		3.69
6.	Zbiorowisko z <i>Alnus glutinosa</i> , <i>Aegopodium podagraria</i>	AgAd						III	2	28.50	4.38-4.87	4.62
7.	<i>Tilio</i> – <i>Carpinetum stachyetosum</i>	T-Cst	I	11	35.45	4.43-5.33	4.99					
8.	<i>Tilio</i> – <i>Carpinetum stachyetosum</i> Z <i>Acer platanoides</i>	T-CstAp	II	8	47.00	5.12-5.72	5.39					
9.	<i>Tilio</i> – <i>Carpinetum stachyetosum</i> Z <i>Fagus sylvatica</i>	T-CstFs	II	2	23.50	4.26-4.49	4.38					
10.	Zbiorowisko <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Dryopteris filix-mas</i> , <i>Geranium robertanum</i>	PsDfm Gr						IV	18	25.83	3.64-5.15	4.44
11.	<i>Tilio</i> – <i>Carpinetum corydaletosum</i>	T-Cco						II-III	5	23.20	3.70-4.83	4.26
12.	<i>Tilio</i> – <i>Carpinetum typicum</i>	T-Ctyp	II	3	48.67	5.08-5.77	5.44	III	1	17.00		3.90
13.	<i>Tilio</i> – <i>Carpinetum</i> forma zdegradowana	T-Cdeg	III	20	29.15	3.65-5.36	4.62					
14.	Zbiorowisko <i>Betula verrucosa</i> – <i>Agropyron repens</i>	BvAr						IV	4	29.75	4.33-4.97	4.69
15.	Zbiorowisko <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Dryopteris filix-mas</i> forma typowa	PsDfmt						IV	19	22.95	3.30-4.70	4.27
16.	Zbiorowisko <i>Populus nigra</i> – <i>Equisetum sylvaticum</i>	PnEs						IV	3	28.00	4.21-4.99	4.54

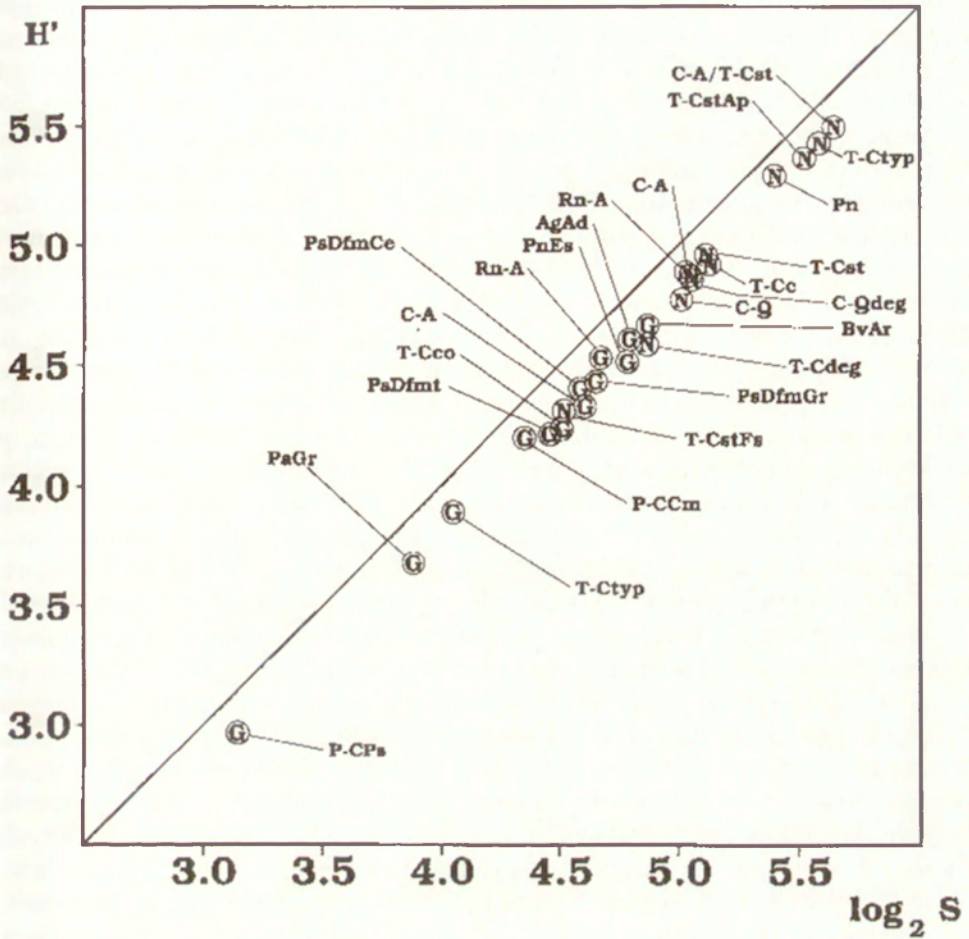
17.	<i>Tilio – Carpinetum calamagrostietosum</i>	T-Cc	II	16	35.69	4.60-5.55	4.98					
18.	Zbiorowisko <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Dryopteris filix-mas</i> , <i>Calamagrostis epigejos</i>	PsDfm Ce						IV	6	24.67	3.87-4.66	4.39
19.	<i>Calamagrosti – Quercetum</i>	C-Q	I	10	32.90	3.77-5.59	4.78					
20.	<i>Calamagrosti – Quercetum</i> forma zdegradowana	C-Qdeg	III	8	33.88	4.26-5.26	4.88					
21.	<i>Pruno – Crataegetu z Crataegus monogyna</i>	P-CCm						V	1	21.00		4.21
22.	<i>Pruno – Crataegetum z Prunus spinosa</i>	P-CPs						V	2	9.00	2.84-3.09	2.97

bowiem grup, do których należą zdjęcia zaliczone tylko do jednego syntaksonu. W uzyskanym dendrogramie jest osiem takich podzbiorów zdjęć. Na rycinie 4 zostały one oznaczone kółkami.

Z analizy podzbiorów zdjęć tworzących poszczególne skupienia wynika, że odrębność florystyczna fitocenoz naturalnych i należących do zbiorowisk zastępczych jest wyraźniejsza w przypadku stanowiska Grodno niż stanowiska Nielub. Podzbiór zawierający 80 zdjęć, głównie z Grodna, rozdziela się bowiem na niższych poziomach podziału na grupy obiektów obejmujące tylko zdjęcia fitocenoz naturalnych lub fitocenoz silnie zdegenerowanych. Te ostatnie grupują się w prawej części dendrogramu. W przypadku podzbioru zdjęć z Nielubia w wydzielonych grupach występują zazwyczaj zarówno zdjęcia fitocenoz zaliczanych do zespołów naturalnych jak i do ich leśnych zbiorowisk zastępczych.

Analizowane zbiorowiska różniły się nie tylko udziałem gatunków z poszczególnych grup syngenetycznych, ale również ogólną liczbą gatunków tworzących fitocenozę oraz wartością wskaźnika różnorodności gatunkowej Shannona. Z porównywanych na rycinie 5 syntaksonów, w zespole *Tilio-Carpinetum typicum* forma typowa z Nielubia było 48,67 gatunków, w zdjęciu postaci degeneracyjnej grądu typowego z Nielubia tylko 29,15, w zbiorowisku *Pinus sylvestris – Dryopteris filix-mas* 22,95, zaś w zbiorowisku *Populus nigra – Equisetum sylvaticum* 28,00. Różnice w liczbie gatunków wpłynęły na odmienne wartości wskaźnika różnorodności gatunkowej Shannona. Na diagramie sporządzonym zgodnie z propozycją Liu (1992) generalnie zaznacza się wyższą różnorodność gatunkową fitocenoz z Nielubia niż z Grodna. Fitocenozy z pierwszego kompleksu leśnego zajmują miejsca w górnym prawym rogu diagramu, tj. w miejscach odpowiadających wysokim wartościom H' i wyższym wartościom $\log_2 S$. Najwyższą różnorodność gatunkową osiągnęły zbiorowisko przejściowe pomiędzy *Tilio-Carpinetum stachyetosum* a *Circaeo-Alnetum*, *Tilio-Carpinetum typicum* oraz *Tilio-Carpinetum stachyetosum* postać z *Acer platanoides*. Spośród fitocenoz z Nielubia najniższą różnorodność gatunkową osiągnęła postać z *Fagus sylvatica* zespołu *Tilio-Carpinetum stachyetosum*. Natomiast wśród fitocenoz ze stanowiska Grodna najwyższą różnorodność gatunkową osiągnęło zbiorowisko *Betula verrucosa-Agrophyron repens* i zbiorowisko *Alnus glutinosa-Aegopodium podagraria*. Najniższą różnorodnością charakteryzowały się *Pruno-Crataegum* forma z *Prunus spinosa*, zbiorowisko z *Populus alba* oraz *Tilio-Carpinetum typicum*.

Na stanowisku Nielub zanotowano 305 gatunków roślin naczyniowych i mszaków należących do 62 rodzin. Na stanowisku Grodno było 215 gatunków reprezentujących 56 rodzin. Najliczniej reprezentowanymi rodzinami w lasach Nielubia były *Poaceae*, *Asteraceae* i *Labiatae*, odpowiednio 29, 28 i 17 gatunków. W lasach Grodna najwięcej taksonów należało do rodzin *Asteraceae*, *Poaceae*, *Rosaceae* (odpowiednio 27, 19, 17). Różnorodność taksonów wg rodzin obliczona wzorem Shannona wynosiła na stanowisku Nielub 5,24 a na stanowisku Grodno 5,07. Na stanowisku Nielub zanotowano 6 gatunków objętych ochroną całkowitą. Były to: *Daphne mezereum*, *Lilium martagon*, *Epipactis latifolia*, *Cimicifuga europaea*, *Platanthera bifolia* i *Aquilegia vulgaris*. W lasach Grodna nie było gatunków o takim statusie ochrony. Stwierdzono tu jedynie obecność sześciu gatunków roślin naczyniowych objętych ochroną częściową. W Nielubiu były cztery gatunki podlegające ochronie częściowej, a ponadto zanotowano



Ryc 5. Różnorodność gatunkowa syntaksonów wyróżnionych na obu powierzchniach badawczych. Oznaczenia: N – Nielub, G – Grodno, symbole syntaksonów jak w tabeli 1
 Species diversity of syntaxons distinguished in both areas. Notation: N – Nielub, G – Grodno, symbols of syntaxons as in Table 1

tu trzydrzewa pomnikowe, z których dwa należały do rodzimego taksonu *Quercus petraea* a jeden, *Thuja occidentalis* był egzotem. W lasach Grodna występuje natomiast grupa łorodnych egzemplarzy *Tilia cordata*, postulowana do ochrony jako pomnik przyrody.

5. DYSKUSJA

Na znaczne różnice w bogactwie gatunkowym i kompozycji gatunkowej fitocenozy reprezentujących te same syntaksony z Nielubia i Grodna w znacznym stopniu wpłynął sposób użytkowania terenu i eksploatacji lasu w przeszłości. M. Lindbladh i R. Bradshaw (1998) oraz P. Linder i L. Ostlund (1998) podają liczne przykłady, które wskazują, że aktualna struktura lasu jest uwarunkowana dawnymi zabiegami gospodarczymi.

W kompleksie Nielub głównym czynnikiem degeneracyjnym było wycinanie pojedynczych drzew lub wykonywanie zrębów częściowych i całkowitych i ponowne ich zalesianie, przede wszystkim sosną zwyczajną. Zwłaszcza dwa ostatnie zabiegi hodowlane obniżają bogactwo gatunkowe, chociaż nie w tak wyraźnym stopniu jak odlesienie terenu i czasowe użytkowanie rolnicze gleby. Nieco mniejszą liczbę gatunków w lasach, które były stadiami regeneracji po zrębach – w porównaniu do lasów niezaburzonych – obserwowali K. Kirkby (1988), K. Elliott i in. (1998) oraz B. Graae i V. Heskjaer (1997). Dwaj ostatni autorzy podali, że różnice różnorodności gatunkowej mierzonej wzorem Shannona w lasach dojrzałych, stanowiących stadia regeneracji lasu po zrębie i w lasach naturalnych są nieistotne. Te niewielkie różnice potwierdzają stanowisko E. Oduma (1975), który uważa, że duże bogactwo gatunkowe mogą osiągać zarówno zaburzone, jak i niezaburzone układy ekologiczne. Nie wszystkie obserwacje są zgodne z tym poglądem, bowiem m.in. G. Łaska (1996) obserwowała zmniejszanie się liczby gatunków w wyniku zalesiania sosną zrębów w lasach liściastych Puszczy Knyszyńskiej w północno-wschodniej Polsce. Według tej autorki liczba gatunków w naturalnych lasach liściastych wynosiła 42, zaś w drągowinie sosnowej na siedlisku tego lasu 29, a w starodrzewiu 25. Autorka podaje jednak, że w wyniku wprowadzenia sosny na siedliska lasów liściastych może wystąpić też apofityzacja, i wówczas w takich fazach degeneracji obserwuje się większą liczbę gatunków niż w lasach naturalnych.

Użytkowanie rolnicze terenu po wykarczowaniu lasu w znacznie większym stopniu obniża różnorodność na poziomie alfa i gamma niż wykonanie zrębu i zalesienie go sosną. G. Łaska (1996) podaje, że w uprawach sosnowych na gruntach porolnych w zdjęciu fitosocjologicznym, tj. na powierzchni 400 m² występuje średnio tylko 15 gatunków roślin naczyniowych i mszaków naziemnych. W lasach odtworzonych spontanicznie na gruntach porolnych na tej samej powierzchni występuje średnio 25 gatunków, zaś w lasach dębowo-lipowo-grabowych, po wykarczowaniu których utworzono te pola, w zdjęciu fitosocjologicznym zanotowano średnio 40 gatunków. Zapewne czasowe użytkowanie rolnicze było głównym czynnikiem, który sprawił, że różnorodność gatunkowa roślinności na stanowisku Grodno była znacznie mniejsza niż na stanowisku Nielub. Lasy te zostały bowiem odtworzone krótko po II wojnie światowej, kiedy to w polskim leśnictwie występowała silna tendencja do zalesiania odłogów jednym gatunkiem drzewa, tj. sosną. Stosowane w tym czasie intensywne systemy hodowli lasu przyczyniały się i w innych krajach do obniżania różnorodności na poziomie alfa, beta i gamma (Christensen, Emborg 1996).

Przeprowadzone w niniejszej pracy obserwacje tylko częściowo są zgodne ze stanowiskiem jakie wyraziła G. Łaska (1996), odnośnie wzrostu heterogenności szaty roślinnej w wyniku działalności człowieka w krajobrazie. Na obszarze leśnym Grodno stwierdzono zarówno obecność kilku syntaksonów, których istnienie uwarunkowane jest czynnikami antropogenicznymi, jak również zanikanie naturalnych zespołów roślinnych, np. *Fraxino-Ulmetum campestris*.

Czynnikiem, który wpływa na różnorodność i kompozycję gatunkową obszarów leśnych jest otoczenie. W przypadku odtwarzania się lasu na gruntach porolnych, czy to spontanicznego, czy sterowanego przez człowieka, formowaniu się struktury typowej dla lasu sprzyja obecność starych lasów w sąsiedztwie. Lasy występujące permanentnie na stanowisku Nielub, podobnie jak rozległe sąsiednie kompleksy leśne stanowiły obfite

źródło diaspor dla lasów odtwarzanych na gruntach porolnych w północnej części tej powierzchni badawczej. Na stanowisku Grodno cały kompleks tworzą lasy odtworzone na terenach w przeszłości użytkowanych rolniczo. W ich pobliżu nie występowały i nadal nie występują większe obszary leśne. W tym przypadku źródłem diaspor mogły być jedynie zadrzewienia i zakrzewienia istniejące w dawnym krajobrazie rolniczym i tylko częściowo zniszczone w czasie przeprowadzanych zalesień. Istotną rolę w kolonizacji założonych plantacji przez gatunki leśne mógł odegrać bank nasion tych zbiorowisk roślinnych. Obszar leśny Grodno był pozbawiony tak obfitego źródła diaspor jak Nielub, bowiem odległość do najbliższego starego lasu była w tym przypadku znaczna. Według danych Z. Dzwonko (1993), Z. Dzwonko i S. Loster (1992) oraz Z. Dzwonko i S. Gawrońskiego (1994) dotyczących odtwarzania lasów w krajobrazie rolniczym Polski południowej odległość od starego lasu wpływa istotnie na liczbę gatunków leśnych występujących w lasach wtórnych na gruntach porolnych.

Istotnym czynnikiem, który wpływa na bogactwo gatunkowe układów ekologicznych jest czas sukcesji wtórnej (Odum 1969). W przypadku stanowiska Nielub czas rozwoju lasów odtworzonych na gruntach porolnych wynosi ponad 70 lat. Czas rozwoju takich lasów, i to całej jego powierzchni Grodno był o ponad 20 lat krótszy. Według obserwacji A. Nienartowicza (1988), fitocenozy w wieku 40-50 lat odznaczają się niewielkim bogactwem gatunkowym. Wpływ czynnika czasu na różnorodność gatunkową potwierdzają też badania innych ekologów. Mniejszą różnorodność gatunkową w naturalnych młodych lasach i dojrzałych lasach w stosunku do starych drzewostanów obserwowali m.in. Ch. Halpern i T. Spies (1995). Na wyraźne różnice kompozycji i bogactwa gatunkowego fitocenoz obu kompleksów leśnych wpłynęły też czynniki lokalnosiedliskowe. Lasy Grodno występują bowiem w rynn timer jeziora Grodno i położonego dalej na wschód jeziora Kamionkowskiego. Dnem rynny płynie Struga Toruńska i inna mała rzeka łącząca jeziora. W pobliżu lasów Nielub brak jest dużego zbiornika wodnego, występuje jedynie rozległy kompleks torfowisk Zgniłka. Obecność zbiorników i cieków wodnych na pierwszym stanowisku sprawia, że znaczną powierzchnię zajmują siedliska lasów olchowych z klasy *Alnetea glutinosae* oraz lasów olchowych i jesionowo-wiązowych ze związku *Alno-Padion* klasy *Quercus-Fagetea*.

Położone w sąsiedztwie rozległych torfowisk lasy Nielub są w ostatnich latach słabiej penetrowane przez okoliczną ludność niż znajdujące się w pobliżu wsi Kiełbasin, Nowy Dwór, Kamionki, lasy Grodno. Penetracja lasu przez ludzi z jednej strony sprzyja wnikaniu do lasu gatunków obcych z okolicznych pól (Loster 1991), z drugiej jednak strony ludzie wydeptując runo i zrywając rośliny przyczyniają się do usuwania gatunków z fitocenozy.

Wpływ na kompozycję gatunkową zbiorowisk, a zwłaszcza na wnikanie obcych komponentów do fitocenozy, ma też stan rozwojowy zbiorowiska leśnego. Fitocenozy z Nielubia, jako układy ekologiczne mniej zdegradowane i bardziej zaawansowane w rozwoju starsze lasy zapewne wykazują większą stabilność i odporność w tym zakresie niż fitocenozy z Grodna. Na istnienie takiej zależności zwracała uwagę S. Loster (1991).

Różnic w bogactwie gatunkowym lasów Nielub i Grodno należy również upatrywać w niejednakowej wielkości powierzchni badawczych. Obszar leśny Nielub jest większy, a jak stwierdziła S. Loster (1991) bogactwo gatunkowe jest funkcją powierzchni. Przyczyn różnic florystycznych można też upatrywać w niejednakowym udziale

powierzchniowym nieuwzględnianych w analizie zrębów, łąk śródleśnych i pól uprawnych. Fitocenozy tego typu było więcej w Nielubiu. Występujące w nich składniki fitocenozy mogą przenikać do zbiorowisk sąsiednich zwiększając ich różnorodność. Na bogactwo gatunkowe obszarów leśnych wpływać może również ich kształt i przebieg granic (Game 1980).

Ponieważ lasy badanego obszaru Polski, podobnie jak całego kraju i lasy innych części świata są systemami silnie przekształconymi celową i niecelową działalnością człowieka, a jednocześnie w leśnictwie poszczególnych krajów występuje silna tendencja do wprowadzania zasad ekorozwoju do gospodarki, przeto występuje potrzeba oceny stopnia odchylenia struktury i funkcjonowania fitocenozy od stanu pierwotnego bądź naturalnego. Przejawia się ona podejmowaniem prób opracowania systemów oceny degradacji wielu typów fitocenozy leśnych opartych o wartości liczbowe. Ważnym elementem brany pod uwagę przy opracowywaniu takiego systemu ocen będzie zapewne różnorodność gatunkowa, określana ogólną liczbą gatunków lub analizowana jako tzw. równomierność i wyrażana wzorem Shannona, a także zasobność informacyjna fitocenozy oceniana np. według formuły zaproponowanej przez A. Kostrowickiego (1972).

LITERATURA

- Bednarek R., Dziadowiec H., 1996, Gleby, [w:] *Zintegrowany monitoring środowiska przyrodniczego. Stacja bazowa w Koniczynie*, Biblioteka monitoringu środowiska, Wyd. UMK, Toruń.
- Brockway D.G., 1998, *Forest plant diversity at local and landscape scales in the Cascade Mountains of southwestern Washington*, *Forest Ecology and Management*, 109, s. 323-341.
- Christensen M., Emborg J., 1996, *Biodiversity in natural versus managed forest in Denmark*, *Forest Ecology and Management*, 85, s. 47-51.
- Cyzman W., 1999, *Metodyka oceny degeneracji zespołów leśnych na obszarze Pradoliny Toruńsko-Eberswaldzkiej i przyległych do niej wysoczyzn*, Instytut Ekologii i Ochrony Środowiska, UMK, Toruń, 13.
- Czacharowski A., (red.), 1995, *Atlas historyczny miast polskich, t. 1 Prusy Królewskie i Warmia*, z.2, Uniwersytet Mikołaja Kopernika, Toruń, 24.
- Dzwonko Z., 1993, *Relations between the floristic composition of isolated young woods and their proximity to ancient woodland*, *J. Veg. Sci.*, 4, s. 693-698.
- Loster S., 1992, *Species richness and seed dispersal to secondary woods in southern Poland*, *J. Biogeogr.*, 19, s. 195-204.
- Gawroński S., 1994, *The role of woodlands fragments, soil types, and dominant species in secondary succession on the western Carpathian foothills*, *Vegetatio*, 111, s. 149-160.
- Elliott K.J., Boring L.R., Swank W.T., 1998, *Changes in vegetation structure and diversity after grass-to-forest succession in a South Appalachian Watershed*, *Am. Midl. Nat.*, 140, s. 219-232.
- Game M., 1980, *Best shape for nature reserves*, *Nature*, 287, s. 630-632.

- Graae B.J., Heskjaer V.S., 1997, *A comparison of understorey vegetation between untouched and managed deciduous forest in Denmark*, Forest Ecology and Management, 96, s. 111-123.
- Halpern Ch.B., Spies T.A., 1995, *Plant species diversity in natural and managed forests of the Pacific Northwest*, Ecol. Appl., 5, s. 913-934.
- Hill M.O., 1979, *TWINSPAN: a FORTRAN program for arranging Multivariate Data in order two-way table by classification of the individuals and attributes*, Cornell University, Ithaca, New York, 90 ss.
- Jenssen J.G.M., 1975, *A simple clustering procedure for preliminary classification of very large sets of phytosociological relevés*, Vegetatio, 30, s. 67-71.
- Kirkby K.J., 1988, *Changes in the ground flora under plantations on ancient woodland sites*, Forestry, 61, s. 317-338.
- Kondracki J., 1978, *Geografia fizyczna Polski*, PWN, Warszawa, 464 ss.
- Kostrowicki A.S., 1972, *Problemy teoretyczne i metodyczne oceny synantropizacji szaty roślinnej*, Phytocoenosis, 1, s. 171-191.
- Kovach W.L., 1993, *MVSP - a Multi-Variate Statistical Package for IBM-PC's, ver. 2.1.*, Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K., 127 ss.
- Lindbladh M., Bradshaw R., 1998, *The origin of present forest composition and pattern in southern Sweden*, J. Biogeogr., 25, s. 463-477.
- Linder P., Ostlund L., 1998 *Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885-1996*, Biological Conservation, 85, s. 9-19.
- Liu 1995, *A model for species diversity monitoring at community level and its applications*, Environm, Monitoring Assessment, 34, s. 271-287.
- Loehle C., Wein G., 1994, *Landscape habitat diversity: a multiscale information theory approach*, Ecol. Modelling, 73, s. 311-329.
- Loster S., 1991, *Różnorodność florystyczna w krajobrazie rolniczym i znaczenie dla niej naturalnych i półnaturalnych zbiorowisk wyspowych*, Fragmenta Floristica et Geobotanica, 36, s. 427-457.
- Łaska G., 1996, *Klasyfikacja form degeneracji zbiorowisk grądowych w Puszczy Knyszyńskiej*, Zesz. Nauk. Politechniki Białostockiej, Nauki Techniczne No 105, Inżynieria Środowiska, 8, s. 5-87.
- Mizgajski A., 1988, *Historical changes of energy input into agro-ecosystems and their landscape ecological consequences: The Lingen/Emsland County (West Germany) case study*, Agriculture, Ecosystems and Environment, 20, s. 245-258.
- Nienartowicz A., 1988, *A method for describing the state of plant communities*, Acta Soc. Bot. Pol., 57, s. 387-393.
- Odum E.P., 1969, *The strategy of ecosystem development*, Science, 164, s. 262-270.
- 1975, *Diversity as function of energy flow*, [w:] H.W. van Dobben and R.H. Lowe-McConnell (red.), *Unifying concepts in ecology*, Dr W. Junk B.V. Publishers, The Hague, 347 ss.
- Olaczek R., 1972, *Kierunki degeneracji zbiorowisk leśnych i metody ich badania*, Phytocoenosis, 3/4, s. 179-190.
- Turner M., 1987, *Landscape heterogeneity and disturbance*, Springer-Verlag, New York.
- Whittaker R.H., 1977, *Evolution of species diversity in land communities*, [w:] M.K. Hecht, W.C. Steere, B. Wallace (red.), *Evolutionary Biology*, 10, Plenum Publishing Corporation.

PLANT SPECIES DIVERSITY OF NATURAL AND RECENT FORESTS RESTORED ON FORMER AGRICULTURAL LANDS

Summary

Analyses have been made of the structure and species composition of the communities of two forest areas, Nielub and Grodno, in the Chełmno Lakeland in central Poland. The first one consisted mainly of managed forests in terrains permanently forests-covered for the last several hundred years. The other one was dominated by forests with the first generation of trees in former agricultural areas. The forest communities of both sites have been classified by the classical Braun-Blanquet method. Classification and numerical ordination have also been done of a set of 162 relevés of the two areas. Using Shannon's formula, the species diversity of the forest communities (alpha diversity sensu Whittaker 1977) has been assessed, in which the relevés were made. Using a 6-degree scale, an estimate has been made of the degeneration of the communities by comparing them with the models of corresponding natural plant associations.

As demonstrated by analyses, managed forests on former agricultural lands differ considerably in structure and species composition from secondary forests in ancient woodland areas. In the dendrogram made by means of the TWINSPLAN programme the relevés from the two sites very rarely formed common clusters.

The forests on former agricultural land show greater differences in structure compared with association models, which means that they are more degenerated than the managed forests in ancient woodland areas. Moreover, the forests on former agricultural lands show a lower species diversity. Basing on comparisons at the landscape scale, it has been found that in Nielub the number of terricolous bryophytes and vascular plants is 305 (gamma diversity). They belonged to 62 families. The respective numbers in Grodno were 215 and 56.

Adres autorów:

Andrzej Nienartowicz

Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu

Wydział Biologii i nauk o Ziemi

ul. Gagarina 9, 87-100 Toruń

e-mail: nienart@biol.uni.torun.pl

Wiesław Cyzman, Mieczysław Kunz, Miłosz Deptuła

Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu

Wydział Biologii i nauk o Ziemi

ul. Gagarina 9, 87-100 Toruń

Stanisław Wika, Tadeusz Szczypek, Walerian A. Snytko

ANTROPOGENICZNE PRZEOBRAŻENIA RZEŻBY EOLICZNEJ I ROŚLINNOŚCI NA TERENACH PIASZCZYSTYCH WSCHODNIEJ SYBERII

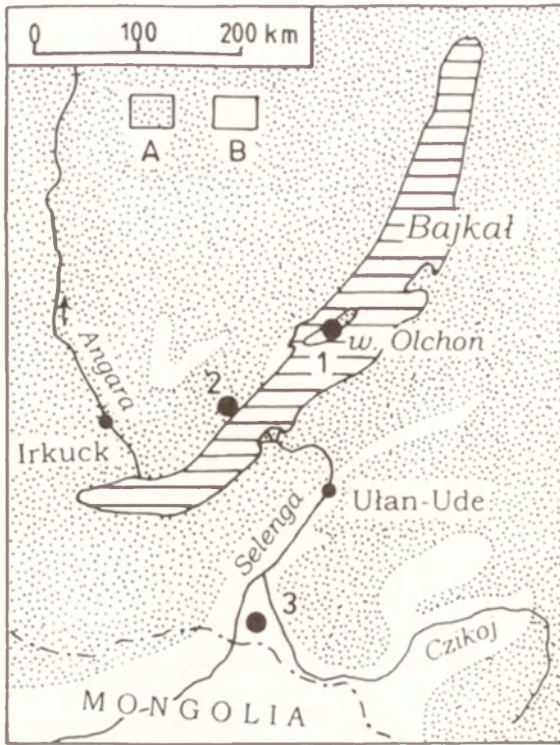
1. WSTĘP

Wschodnia Syberia cechuje się dość niską gęstością zaludnienia, a także stosunkowo rzadką siecią ośrodków przemysłowych. Mimo to obserwuje się tu istnienie wielu tzw. geoeologicznych obszarów problemowych, czyli obszarów o kompleksowym zaburzeniu i zanieczyszczeniu środowiska. Ich występowanie ma oczywiście związek z niekorzystnymi oddziaływaniami gospodarczymi, zarówno przemysłowymi, jak i rolniczymi (Snytko i in. 1997). Oprócz takich rozległych obszarów o zdegradowanych komponentach środowiska przyrodniczego istnieje tu też wiele punktowych zjawisk, świadczących o wyraźnym zachwianiu równowagi w przyrodzie. Występują one w różnych krajobrazach: od tajgowego, poprzez lasostepowy do stepowego. Celem niniejszego opracowania jest przybliżenie efektów takiego punktowego oddziaływania człowieka na środowisko na przykładzie współczesnych procesów eolicznych, które mają szeroki zasięg w omawianym regionie (Buyantuev i in. 2000).

W niniejszej pracy zwrócono uwagę na konkretne przyczyny uruchomienia piasków, a także na morfologiczne i fitosocjologiczne skutki tego procesu. Podstawą będzie analiza trzech wybranych, ale typowych dla tego obszaru punktów badawczych. Są nimi: wyspa Olchon na Bajkale, Zatoka Piaszczysta (buchtą Piesczanaja) na zachodnim wybrzeżu Bajkału oraz międzyrzeczce Selengi i Czikoja w sąsiedztwie granicy rosyjsko-mongolskiej (ryc. 1).

2. PRZEKSZTAŁCENIA RZEŻBY

Na Olchonie współczesne procesy eoliczne pod wpływem wiatrów północnych i północno-zachodnich, mają miejsce na północno-zachodnim wybrzeżu wyspy i polegają na rozwiewaniu starszej, utrwalonej dotąd rzeźby wydmowej. Przyczyną tego rozwiewania był nadmierny wyrąb tajgi sosnowo-rododendronowej, skąd czerpano surowiec do budowy osiedli wiejskich. Dzisiaj niejednokrotnie osiedla te są zasypywane przez ruchome piaski. Rezultatem morfologicznym jest wyraźna nowa rzeźba eoliczna głównie o charakterze deflacyjnym (Snytko i in. 1997; Wika i in. 1997), dająca wiele zmiennych form. Przenoszony materiał, to przede wszystkim piasek średnioziarnisty (Szczypek, Snytko 1998). Konsekwencją krajobrazową jest natomiast kontrastowe sąsiedztwo obszarów leśnych z dość ostro odcinającymi się powierzchniami słabo utrwalonych ruchomych piasków (fot. 1).



Ryc. 1. Lokalizacja punktów badawczych:

1 – wyspa Olchon, 2 – Zatoka Piaszczysta, 3 – międzyrzecze Selengi i Czikoja

Location of sites investigated:

1 – Olkhon Island, 2 – Sandy Bay, 3 – Selenga and Chikoy rivers interfluve

W granicach Zatoki Piaszczystej na zachodnim brzegu Bajkału współczesne procesy eoliczne zachodzą pod wpływem wiatrów głównie zachodnich i północno-zachodnich. Polegają na rozwiewaniu drobnoziarnistej zwietrzeliny granitoidowej, usytuowanej u podnóża wyraźnego grzbietu zbudowanego z tych skał. Natomiast materiał przemieszczany przez wiatr jest – jak na osad eoliczny – gruboziarnisty, z minimalną domieszką części pylastych. Przyczyną zintensyfikowania procesów deflacyjnych był nadmierny rozwój turystyki i rekreacji w tym jednym z piękniejszych – z estetycznego punktu widzenia – obszarów nadbajkalskich. Morfologicznym skutkiem jest natomiast pojawienie się wyraźnej wklęsłej formy deflacyjnej, na której powierzchni istnieją do dzisiaj bardzo znane „*chodulnyje dieriewja*” – drzewa kroczące, głównie modrzewie, z odsłoniętymi do 2,0–2,5 m systemami korzeniowymi (Wika i in. 1999; fot. 2). Krajobrazowo mamy tu do czynienia również z sąsiedztwem tajgi sosnowej i odsłoniętych obszarów piaszczystych.

Międzyrzecze Selengi i Czikoja jest obszarem głównie lasostepowym z gospodarczą dominacją różnie zintensyfikowanego rolnictwa i hodowli. Współczesne procesy eoliczne zachodzą tu pod wpływem wiatrów północnych, zarówno ze względu na naturalne warunki klimatyczne (surowy klimat kontynentalny z dużymi kontrastami



Fot. 1. Współczesne piaski eoliczne na Olchonie (fot. A. I. Szechowcow, A. W. Kiriczenko)

Modern aeolian sands of Olkhon island (photo by A. I. Shekhovtsov and A. V. Kirichenko).



Fot. 2. Zatoka Piaszczysta – drzewa “kroczące” na tle zagłębienia deflacyjnego (fot. T. Szczypek)

Sandy Bay – “walking” trees against a background of deflation basin (photo by T. Szczypek)



Fot. 3. Pojedynczy barchan na międzyrzeczu Selengi i Czikoja (fot. W.A. Snytko)
Single barchan in Selenga and Chikoy rivers interfluvium (photo by V.A. Snytko)



Fot. 4. Zbiorowisko z *Oxytropis lanata* – *Leymus buriaticus* (fot. S. Wika)
Community with *Oxytropis lanata* – *Leymus buriaticus* (photo by S. Wika)

termicznymi i niewielkimi opadami), jak i mają związek z ludzkim gospodarowaniem, czyli rozwojem rolnictwa i hodowli. W rezultacie wyraźnie drobnoziarniste ruchome piaski (Szczypek, Snytko 2000), tworzące rzeźbę deflacyjno-akumulacyjną, kontrastującą z obszarami zajęтыми przez dobrze rozwinięte stepy oraz lasostepy (Bujantujew i in. 1999, 2000; fot. 3).

Pojawienie się mniej lub bardziej rozległych powierzchni antropogenicznie uruchomionych świeżych piasków eolicznych ma niewątpliwy wpływ na wykształcenie się i charakter specyficznych psammofilnych zbiorowisk roślinnych.

3. ZMIANY W ROŚLINNOŚCI

Na trzech obszarach, na których stwierdzono ponowne uruchomienie procesów eolicznych, coraz dynamiczniej rozwija się roślinność psammofilna z udziałem traw i roślin dwuliściennych*. Tylko nieliczne z nich są wspólne dla wszystkich badanych przez nas muraw napiaskowych (tab. 1). Mimo pewnego florystycznego i fizjonomicznego podobieństwa reprezentują one najprawdopodobniej różne syntaksony, stąd też na tym etapie badań potraktowano je w randze zbiorowisk roślinnych. Każda z analizowanych muraw psammofilnych ma własne gatunki diagnostyczne. Część z nich występuje jednak w zbiorowiskach leśnych (w świetlistej tajdze syberyjskiej), zaroślowych oraz ruderalnych na obszarach cytowanych wyżej punktów badawczych (tab. 2 i 3).

Na podstawie szczegółowej analizy zdjęć fitosocjologicznych, wykonanych metodą Brauna-Blanqueta, wyodrębniono kilka zbiorowisk roślinnych, które układają się zazwyczaj w określony szereg sukcesyjny, prowadzący bądź do klimaksowego zbiorowiska świetlistej tajgi wschodniosyberyjskiej, bądź lasostepów lub stepów.

Powyższe zjawisko najpełniej prześledzono na obszarze Zatoki Piaszczystej. W bezpośrednim sąsiedztwie ośrodka rekreacyjnego (do którego w okresie letnim przybywa duża liczba turystów, głównie z Irkucka) rozwija się roślinność ruderalna. Jej płaty widoczne są w pobliżu zabudowań, gdzie zaznacza się wyraźna presja człowieka. Zidentyfikowano tam trzy zbiorowiska roślinności ruderalnej: z *Artemisia dracuncululus*, z *Bromopsis inermis* oraz zbiorowisko z *Urtica cannabina*, które szczegółowo omówiono w pracy S. Wiki i in. (1999).

Murawy psammofilne ze stałym udziałem kostrzewy *Festuca lenensis* i prawie zawsze obecną turzycą *Carex rupestris*, usytuowane między płatami roślinności ruderalnej a świetlistą tajgą syberyjską, mają ruń bardziej zwartą w stosunku do tych pierwszych, a zdecydowanie luźniejszą w stosunku do drugich zbiorowisk. Wprawdzie pokrycie w warstwie zielonej może się wahać od 10 do 80%, to jednak średnio wynosi nieco ponad 30%. W niektórych płatach zbiorowiska *Festuca lenensis* - *Carex rupestris* reprezentowana jest też warstwa mszysta. Liczba gatunków roślin w pojedynczym zdjęciu oscyluje w granicach od 10 do 26, zaś w całej tabeli jest ich w sumie 46. Murawy te są bardzo kolorowe. Przeważają w nich gatunki roślin o kwiatach białych,

*Obszary:

1. Międzyrzecze Selengi i Czikoja – zbiorowisko z *Oxytropis lanata* – *Dontostemon perennis*,
2. Wyspa Olchon na Bajkale – zbiorowisko z *Oxytropis lanata* – *Chamaerhodos grandiflora*
3. Zatoka Piaszczysta (zachodnia część wybrzeża Bajkału) – zbiorowisko z *Festuca ienensis* – *Carex rupestris* (Sandy Bay).

Tabela 1. Porównanie muraw psammofilnych z trzech obszarów Wschodniej Syberii

Tabela	1 ⁺	2	3
Liczba zdjęć w tabeli	40	32	10
Liczba gatunków w tabeli	50	52	47
<i>Dontostemon perennis</i>	III ^{r-2}	.	.
<i>Corispermum elongatum</i>	III ^{r-2}	.	.
<i>Artemisia scoparia</i>	III ^{r-2}	.	.
<i>Dracocephalum foetidum</i>	II ^{r-2}	.	.
<i>Vincetoxicum sibiricum</i>	II ^{r-2}	.	.
<i>Chamaerhodos grandiflora</i>	.	V ⁺²	.
<i>Carex argunensis</i>	.	IV ⁺³	.
<i>Festuca rubra</i> subsp. <i>baicalensis</i>	.	IV ⁺²	.
<i>Silene jensiseensis</i>	.	III ⁺¹	.
<i>Phlojodicarpus sibiricus</i>	.	II ⁺¹	.
<i>Artemisia gmelinii</i>	.	II ^{r-1}	.
<i>Carex obtusata</i>	.	II ¹⁻²	.
<i>Alyssum microphyllum</i>	.	II ^{r-1}	.
<i>Silene repens</i>	.	.	V ⁺¹
<i>Carex rupestris</i>	.	.	IV ⁺²
<i>Chrysanthemum zawadzki</i>	.	.	IV ⁺¹
<i>Alyssum obovata</i>	.	.	IV ⁺¹
<i>Peucedanum baicalliense</i>	.	.	IV ⁺¹
<i>Allium strictum</i>	.	.	IV ^{r-1}
<i>Aster alpinus</i>	.	.	III ⁺²
<i>Elymus sibiricus</i>	.	.	II ⁺¹
<i>Selaginella rupestris</i>	.	.	II ⁺¹
<i>Minnuartia verna</i>	.	.	II ^{r+}
<i>Oxytropis lanata</i>	IV ^{r-4}	V ^{r-3}	.
<i>Leymus buriaticus</i> et <i>L. secalinus</i> *	V ⁺⁴	II ^{+2*}	.
<i>Agropyron cristatum</i>	III ⁺³	II ⁺²	.
<i>Artemisia frigida</i>	I ⁺³	I ⁺²	.
<i>Termopsis lanceolata</i>	I ⁺¹	I ²	.
<i>Potentilla bifurca</i>	I ^r	I ^r	.
<i>Potentilla acaulis</i>	I ¹	I ¹	.
<i>Thymus baicalensis</i>	.	V ⁺³	IV ⁺²
<i>Polygonum angustifolium</i>	.	IV ^{r-2}	IV ^{r-1}
<i>Scrophularia incisa</i>	.	II ^{r-1}	IV ⁺²
<i>Sanguisorba officinalis</i>	.	II ⁺	III ⁺²
<i>Poa attenuata</i>	.	III ⁺³	I ⁺
<i>Bromopsis inermis</i>	.	III ⁺²	I ³
<i>Carex korshinskyi</i>	.	I ⁺²	I ⁺
<i>Festuca lenensis</i>	II ⁺³	.	V ⁺²
<i>Artemisia sieversiana</i>	I ⁺¹	.	V ⁺²
<i>Artemisia mongolica</i>	I ⁺	.	III ⁺¹
<i>Galium verum</i>	I ⁺	.	III ⁺²
<i>Dianthus versicolor</i>	I ⁺	.	I ⁺
<i>Chamaerhodos erecta</i>	I ^{r+}	.	I ²
<i>Linaria buriatica</i>	I ^{r+}	II ^{r+}	III ⁺
<i>Stellaria dichotoma</i>	I ^{r-2}	III ⁺¹	I ¹
<i>Astragalus inopinatus</i>	I ^r	I ⁺	III ⁺²
<i>Youngia tenuifolia</i>	I ^{r+}	I ^r	III ⁺¹
<i>Elytrigia repens</i>	I ⁺²	I ⁺	I ¹
<i>Pinus sylvestris</i> a,b,c	I ^r	I ⁺	II ⁺

Gatunki z I stopniem stałości:

Allium chamarense, *Alyssum lenense*, *Artemisia palustris*, *Astragalus asurgens*, *Caragana buriatica*, *C. pygmaea*, *Carex melanantha*, *C. reptabunda*, *Cleistogens squarrosa*, *Convolvulus fischeranus*, *Crepis bungei*, *Dracocephalum nutans*, *Hedysarum fruticosum*, *Iris humilis*, *I. sanguinea*, *Koeleria cristata*, *Lappula squarrosa*, *Poa angustifolia*, *Pulsatilla turczaninowii*, *Rumex acetosella*, *Scabiosa comosa*, *Serratula centauroides*, *Setaria viridis*, *Thalictrum minus*, *Thymus asiaticus*, *Ulmus pumila*.

niebieskich i żółtych, które na tle biało-żółtego piasku prezentują się imponująco. Zbiorowisko budują głównie psammofity. Na jego skład florystyczny pewien wpływ wywierają fitocenozy leśne, znajdujące się w bliskim sąsiedztwie, co przejawia się obecnością siewek i form juvenilnych *Pinus sylvestris*.

Większość płatów omawianego zbiorowiska porasta inicjalne gleby piaszczyste, wytworzone z piasków pochodzenia zwietrzelinowego. Stwierdzono w nich jednak różne uziarnienie piasku i odmienny skład minerałów. W miarę oddalania się od plaży w kierunku tajgi maleje też grubość warstwy drobnej zwietrzeliny oraz nawianego osadu eolicznego. Podłoże staje się bardziej zbite i na powierzchnię płatu stopniowo wyłaniają się bloki skalne. Bliżej plaży i zabudowań wyraźnie wzrasta liczba gatunków siedlisk nitrofilnych. Wszystkie te czynniki decydują o wewnętrznym zróżnicowaniu zbiorowiska *Festuca lenensis* - *Carex rupestris*. Stąd też wyróżniono w obrębie tego syntaksonu jednostki niższego rzędu – warianty i podwarianty, które dokładnie omówiono w pracy S. Wiki i in. (1999).

Zbiorowiska zaroślowe stanowią bezpośredni łącznik pomiędzy murawami psammofilnymi a właściwą tajgą, która w przeszłości dochodziła prawie do brzegu Bajkału. Świadczą o tym rosnące tu i ówdzie stare okazy sosny zwyczajnej i modrzewia syberyjskiego. Sosna jest tu karłowata, ma zaburzoną korelację wzrostową, pozbawiona jest charakterystycznego pokroju. Jej strzały są krzywe i poskręcane, rozłożysta korona dotyka prawie ziemi. Z kolei modrzewie, w związku z zasypywaniem i odsłanianiem systemu korzeniowego, rosną jak na szczudłach. Część drzew, pod wpływem zachwiania środka ciężkości i silnych wiatrów, została przewrócona lub jest wyraźnie pochylona, ale okazy te żyją nadal (fot. 2). Co jakiś czas ich pędy odbijają ku górze, przejmując rolę przewodników. Na stromym brzegu większość drzew tworzy specyficzne formy sztandarowe, które zachowują gałęzie jedynie po stronie zawietrznej.

Tam gdzie tajga jest bardziej zwarta, drzewa mają pokrój regularny. Większość drzewostanów stanowi jednak dragowinę. Poszczególne drzewa są cienkie, o średnicy od 5 do 15 cm (rzadko znajduje się grubsze okazy), a dorastają tylko do 15 m wys. Tajga w tej części Rosji często płonie. Niewykluczone więc, że w chwili obecnej znajduje się w kolejnym stadium regeneracji. W drzewostanie dominuje na ogół sosna zwyczajna. Obok brzozy liczniej reprezentowany jest w domieszce także modrzew syberyjski *Larix sibirica* (tab. 2). Zwarcie drzewostanu waha się od 40 do 60%. W płatach silniej zdegenerowanych bywa niższe, może wynosić tylko 30%. Brak tam wówczas warstwy b (podszyty i podrostu), bądź jest ona wykształcona bardzo słabo. Część krzewów i młodych drzewek jest wycinana przez turystów, którzy biwakują w tej okolicy przez kilka dni. Krzewy usuwane są z dwóch powodów: przeszkadzają wczasowiczom w znalezieniu właściwego miejsca do rozbicia namiotów, bądź są niezbędne dla pozyskania chrustu na podpałkę. Pewna część turystów nie korzysta ze stołówki i żywi się samodzielnie. Stąd surowiec energetyczny miejscowego pochodzenia ma dla nich istotne znaczenie. W takich właśnie miejscach następują największe zmiany w szacie

Tabela 2. Porównanie zbiorowisk roślinnych wyróżnionych na obszarze Zatoki Piaszczystej

Zbiorowisko	1	2	3
Liczba zdjęć	10	1	12
Średnia liczba gatunków w zdjęciu	17	1	26
Liczba gatunków w tabeli	46	18	74
1	2	3	4
<i>Festuca lenensis</i>	V ⁺²	I ⁺	II ⁺¹
<i>Artemisia sieversiana</i>	V ⁺²	I ⁺	I ⁺
<i>Silene repens</i>	V ⁺¹	I ¹	I ⁺¹
<i>Peucedanum baicalense</i>	IV ⁺¹	I ⁺	II ⁺¹
<i>Sanguisorba officinalis</i>	III ⁺²	I ⁺	III ⁻¹
<i>Galium verum</i>	III ⁺²	I ¹	I ⁺¹
<i>Campanula rotundifolia</i>	I ⁺	I ⁺	III ⁺
<i>Chrysanthemum zawadzki</i>	IV ⁺¹	.	IV ⁺²
<i>Pinus silvestris</i> a,b,c	II ⁺	.	V ⁺⁴
<i>Astragalus innopinatus</i>	III ⁺²	.	II ⁺²
<i>Aster alpinus</i>	III ⁺²	.	II ⁺
<i>Carex rupestris</i>	IV ⁺²	.	I ¹
<i>Polygonum angustifolium</i>	IV ⁻¹	.	I ¹
<i>Trifolium lupinaster</i>	I ⁺	.	III ⁺²
<i>Tymus baicaliensis</i>	IV ⁺¹	.	I ¹
<i>Allium strictum</i>	IV ⁻¹	.	II ¹⁺
<i>Linaria buriatica</i>	III ⁺	.	I ⁺
<i>Carex korshinskyi</i>	I ⁺	.	III ⁺²
<i>Minuartia verna</i>	II ⁺⁺	.	I ⁺²
<i>Selaginella rupestris</i>	II ⁺¹	.	I ¹
<i>Vicia nervata</i>	I ⁺	.	III ⁺
<i>Poa attenuata</i>	I ⁺	.	II ⁺
<i>Bupleurum scorzonerifolium</i>	I ¹⁺	.	II ⁺¹
<i>Saxifraga spinulosa</i>	I ⁺	.	I ⁺
<i>Raponticum uniflorum</i>	I ⁺	.	I ¹
<i>Polytrichum piliferum</i> d	I ⁺	.	I ¹
<i>Artemisia mongolica</i>	III ⁺¹	I ⁺	.
<i>Youngia tenuifolia</i>	III ⁺¹	I ⁺	.
<i>Elytrigia repens</i>	I ¹	I ²	.
<i>Rhododendron dauricum</i> b,c	.	I ⁴	V ¹⁻⁵
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	.	I ²	V ⁺²
<i>Rosa acicularis</i> b,c	.	I ⁺	IV ⁺²
<i>Larix sibirica</i> a,b	.	I ⁺	IV ⁺²
<i>Spiraea media</i> b,c	.	I ⁺	III ⁺
<i>Sorbus aucuparia</i> b,c	.	I ¹	III ¹⁺
<i>Majanthemum bifolium</i>	.	I ²	III ⁺²
<i>Scrophularia incisa</i>	IV ⁺²	.	.
<i>Alyssum obovata</i>	IV ⁺¹	.	.
<i>Elymus sibiricus</i>	II ⁺¹	.	.
<i>Bromus inermis</i>	I ³	.	.
<i>Chamaerhodos erecta</i>	I ²	.	.
<i>Artemisia sericea</i>	I ¹	.	.
<i>Dimorphostemon pectinatus</i>	I ¹	.	.
<i>Leymus chinensis</i>	I ²	.	.

1	2	3	4
<i>Stellaria dichotoma</i>	I ⁺¹	.	.
<i>Cladonia cervicornis</i> d	I ¹	.	.
<i>Urtica cannabina</i>	I ⁺	.	.
<i>Salsola collina</i>	I ⁺	.	.
<i>Dianthus versicolor</i>	I ⁺	.	.
<i>Geranium pratense</i>	I ⁺	.	.
<i>Isatis oblongata</i>	I ^r	.	.
<i>Chenopodium album</i>	I ⁺	.	.
<i>Eritrichum sajanense</i>	I ^{r+}	.	.
<i>Cotoneaster melanocarpus</i> b	.	I ²	.
<i>Pleurozium schreberii</i> d	.	.	V ¹⁻⁴
<i>Dicranum polysetum</i> d	.	.	V ⁺²
<i>Cladonia furcata</i> d	.	.	V ⁺²
<i>Calamagrostis epigeios</i>	.	.	V ⁺¹
<i>Pinus sibirica</i> b,c	.	.	V ^{r-1}
<i>Peltigera rufescens</i> d	.	.	IV ⁺¹
<i>Hylocomium splendens</i> d	.	.	III ¹⁻³
<i>Rhytidium rugosum</i> d	.	.	III ¹⁻²
<i>Dicranum scoparium</i> d	.	.	III ¹⁻²
<i>Cladina rangiferina</i> d	.	.	III ⁺³
<i>Cladina stellaris</i> d	.	.	III ⁺¹
<i>Alnus fruticosa</i> b	.	.	III ⁺¹
<i>Linna borealis</i>	.	.	III ⁺²
<i>Pulsatilla turczaninowii</i>	.	.	III ⁺¹
<i>Goodyera repens</i>	.	.	III ^{r+}
<i>Betula pendula</i> a,b,c	.	.	III ⁺²
<i>Iris ruthenica</i>	.	.	III ⁺
<i>Scorzonera radiata</i>	.	.	III ⁺
<i>Ptilidium ciliare</i> d	.	.	II ⁺¹
<i>Cladonia chlorophaea</i> d	.	.	II ⁺¹
<i>Pedicularis venusta</i>	.	.	II ⁺
<i>Polygonatum odoratum</i>	.	.	II ⁺
<i>Evernia prunastri</i> d	.	.	I ²
<i>Abietinella abietina</i> d	.	.	I ¹
<i>Cetraria ericetorum</i> d	.	.	I ⁺
<i>Bryoria</i> sp. d	.	.	I ⁺
<i>Usnea</i> sp. d	.	.	I ⁺
<i>Atrage sibirica</i>	.	.	I ^{r+}
<i>Chelidonium maius</i>	.	.	I ⁺
<i>Ctenidium moluscum</i> d	.	.	I ⁺
<i>Deschampsia flexuosa</i>	.	.	I ⁺
<i>Cladonia gracilis</i> d	.	.	I ⁺
<i>Cladonia pocillum</i> d	.	.	I ⁺
<i>Parmelia omphalodes</i> d	.	.	I ⁺
<i>Peltigera aphthosa</i> d	.	.	I ⁺
<i>Linum perenne</i>	.	.	I ^r
<i>Lonicera coerulea</i>	.	.	I ⁺
<i>Orostachys spinosa</i>	.	.	I ^r
<i>Pohlia nutans</i> d	.	.	I ⁺
<i>Polytrichum juniperinum</i> d	.	.	I ⁺
<i>Thalictrum minus</i>	.	.	I ⁺

Zbiorowisko z *Festuca lenensis* – *Carex rupestris*Zbiorowisko z *Rhododendron dauricum* – *Cotoneaster melanocarpus*Zbiorowisko z *Rhododendron dauricum* – *Pinus sylvestris*

Gatunki z I stopniem stałości:

Artemisia cuspidata, *A. tanacetifolia*, *Astragalus olchonensis*, *Carex subulosa*, *Ceratodon purpureus* d, *Cladonia portentosa* d, *Didymon rigidulus* d, *Equisetum arvense*, *Larix sibirica* a,b, *Melandrium album*, *Myosotis suaveolens*, *Papaver popovii*, *Patrinia sibirica*, *Physcia caesia* d, *Polygala tenuifolia*, *Potentilla tergemina*, *Pseudevernia-furfurana* d, *Reum undulatum*, *Rhododendron dauricum*, *Stellaria cherleriae*, *Stipa sibirica*, *Syntrichia ruralis* d, *Taraxacum officinale*, *Xanthoria elegans* d.

Tabela 3. Porównanie zbiorowisk zaroślowych i niewysokich lasów z obszarów piaszczystych międzyrzecza Selengi i Czikoja (Wschodnia Syberia)

Zbiorowisko	1	2	3	4	5	6
Liczba zdjęć w tabeli	1	2	3	2	4	8
Liczba gatunków w tabeli	5	6	10	19	25	27
Krzewy i niewysokie drzewa						
<i>Salix viminalis</i> b	1 ³
<i>Salix viminalis</i> c	1 ⁺	1 ¹
<i>Salix microstachya</i> b	.	2 ⁵
<i>Salix microstachya</i> c	.	2 ¹
<i>Hippophaë rhamnoides</i> c	.	.	3 ³	.	.	.
<i>Hippophaë rhamnoides</i> c	.	.	3 ⁺	.	.	.
<i>Caragana pygmaea</i> b	.	.	.	2 ³	.	.
<i>Caragana pygmaea</i> c	1 ⁺	.
<i>Caragana buriatica</i> b	4 ²⁻⁴	.
<i>Caragana buriatica</i> c	.	1 ¹	.	.	.	III ⁺⁻¹
<i>Ulmus pumila</i> a ₂	IV ³⁻⁴
<i>Ulmus pumila</i> b	.	.	1 ⁺	.	.	V ⁺⁻⁵
<i>Ulmus pumila</i> c	.	.	2 ^r	.	.	IV ⁺⁻¹
Rośliny zielne (Herbaceous plants):						
<i>Leymus buriaticus</i>	1 ⁺	2 ⁺	3 ⁺⁻²	2 ⁺⁻²	4 ⁺⁻²	IV ⁺⁻²
<i>Oxytropis lanata</i>	1 ⁺	.	2 ^{r-1}	1 ⁺	1 ¹	I ²
<i>Festuca lenensis</i>	1 ⁺	.	3 ⁺⁻²	1 ⁺	4 ⁺⁻³	II ⁺
<i>Artemisia scoparia</i>	1 ¹	.	2 ¹⁻²	.	3 ⁺⁻¹	IV ⁺⁻¹
<i>Donostemon perennis</i>	.	1 ⁺	3 ⁺⁻¹	.	3 ⁺⁻¹	IV ⁺⁻¹
<i>Corispermum elongatum</i>	.	1 ⁺	.	2 ⁺	1 ⁺	I ⁺
<i>Vincetoxicum sibiricum</i>	.	2 ¹⁻²	1 ⁺	.	3 ⁺⁻¹	.
<i>Artemisia sieversiana</i>	.	.	1 ⁺	.	1 ²	II ¹⁻²
<i>Agropyron cristatum</i>	.	.	.	1 ¹	4 ¹⁻²	IV ²⁻³
<i>Serratula centauroides</i>	.	.	.	1 ⁺	1 ⁺	III ^{r-1}
<i>Lappula squarrosa</i>	.	.	1 ^r	1 ^r	.	II ^r
<i>Artemisia frigida</i>	.	.	.	1 ¹	1 ⁺	.
<i>Thymus asiaticus</i>	.	.	.	1 ⁺	1 ¹	.
<i>Stellaria dichotoma</i>	.	.	.	2 ⁺⁻¹	.	I ⁺
<i>Salsola collina</i>	.	.	.	1 ⁺	1 ⁺	.
<i>Potentilla acaulis</i>	.	.	.	1 ⁺	1 ¹	.
<i>Thalictrum minus</i>	.	.	.	1 ²	.	I ¹
<i>Setaria viridia</i>	2 ⁺⁻¹	.
<i>Asparagus buriaticus</i>	IV ^{r-2}
<i>Artemisia tanacetifolia</i>	II ⁺⁻¹
<i>Papaver nudicaule</i>	II ^{r+-}
<i>Hedysarum fruticosum</i>	II [*]
<i>Artemisia mongolica</i>	II [*]

Gatunki z I stopniem stałości:

Artemisia sericea, *Bupleurum scorzonerifolium*, *Campanula rotundifolia*, *Chenopodium album*, *Cladonia cervicornis* d, *Dimorphostemon pectinatus*, *Eritrichum sajanense*, *Geranium pratense*, *Isatis oblongata*, *Leymus chinensis*, *Peltigera rufescens* d, *Polytrichum piliferum* d, *Raponticum uniflorum*, *Salsola collina*, *Saxifraga spinulosa*, *Trifolium lupinaster*, *Urtica cannabina*, *Vicia nervata*.

Gatunki z I wystąpieniem lub z I stopniem stałości:

Zbiorowisko z *Caragana pygmaea* (pozycja 4): *Carex melanantha*, *Dracocephalum foetidum*, *Elytrigia repens*, *Potentilla bifurca*, *Scabiosa comosa*.

Zbiorowisko z *Caragana buriatica* (pozycja 5): *Alyssum lenense*, *Crepis bungei*, *Ledebouriella divaricata*, *Linaria buriatica*, *Poa angustifolia*, *Thalictrum minus*, *Thermopsis lanceolata*, *Youngia tenuifolia*.

Zbiorowisko z *Ulmus pumila* (pozycja 6): *Aconogon ocreatum*, *Chamaerhodos erecta*, *Cleistogens squarrosa*, *Melilotus alba*, *Potentilla tanacetifolia*, *Stipa krylovii*, *Urtica cannabina*.

Zbiorowisko z: 1 – *Salix viminalis*, 2 – *Salix microstachya*, 3 – *Hippophaë rhamnoides*, 4 – *Caragana pygmaea*, 5 – *Caragana buriatica*, 6 – *Ulmus pumila*.

roślinnej. W końcowym efekcie zamiast występowania właściwych dla tego typu tajgi takich gatunków jak: *Vaccinium vitis-idaea*, *Goodyera repens*, *Campanula rotundifolia*, *Iris ruthenica*, *Majanthemum bifolium*, *Linnea borealis*, obecne są rośliny budujące wcześniej omówione zbiorowisko z *Festuca lenensis* - *Carex rupestris*. Na podkreślenie zasługują gatunki wspólne dla obu formacji roślinnych: *Peucedanum baicalense*, *Aster alpinus*, *Minuartia verna*, *Selaginella rupestris*, *Galium verum*, *Thymus baicaliensis* i inne (tab. 2).

Tabela 2 pozwala wnioskować, iż wszystkie porównywane ze sobą syntaksony należą do tego samego kręgu dynamicznego świetlistej tajgi wschodniosyberyjskiej. Prawdopodobnie proces jej degeneracji trwa na tym obszarze od dłuższego czasu, na co wskazują m. in. wyniki badań Jagodkiny (1990); jednak w ostatnich latach wyraźnie się on tu nasilił.

Murawy psammofilne na Olchonie, opisane prowizorycznie jako zbiorowisko *Astragalus olchonensis*-*Chamaerhodos grandiflora* (Snytka i in. 1997; Wika i in. 1999), rozwijają się w obrębie czynnych pól deflacyjnych. Przyczyniają się one do stopniowego utrwalania mobilnego podłoża w miejscach, gdzie w niedawnej przeszłości występowała jeszcze tajga sosnowo-rododendronowa. Dzięki takim gatunkom jak: *Oxytropis lanata*, *Leymus buriatica*, *Agropyron cristatum* nawiązują one do zbiorowiska z *Oxytropis lanata* - *Agropyron cristatum*, stwierdzonego na obszarze zlewni rzeki Chiaran goł (Bujantujew i in. 1999). Dużą rolę odgrywają tu ponadto: *Thymus baicaliensis*, *Polygonum angustifolium*, *Scrophularia incisa*, *Sanguisorba officinalis*, *Poa attenuata*, *Bromopsis inermis*, *Carex korshinskyi*. Właśnie dzięki tej grupie gatunków, murawy te upodabniają się do omówionego wcześniej zbiorowiska z Zatoki Piaszczystej. Podobnie jak tam, również i na Olchonie murawy psammofilne mają tendencję do poszerzania swego areалу, gdyż wędrujące wydmy zasypują wciąż nowe fragmenty tajgi, która od strony osiedli ludzkich stopniowo zamiera. Wpływ na to ma przerzedzanie drzewostanów, wydeptywanie runa leśnego i zwiększanie liczby "dzikich" wysypisk. W miejscach gdzie prowadzony jest wypas rozwija się bujniej *Oxytropis pilosa*, zaś na terenach mniej rozwiewanych częściej i liczniej występują *Thymus baicaliensis* oraz *Poa attenuata*. Bliżej zabudowań większą rolę w zbiorowisku odgrywają *Polygonum angustifolium* i *Scrophularia incisa*, co może wskazywać na synantropijny charakter tych ostatnich dwóch gatunków. Analogiczną sytuację odnotowano po przeciwnej stronie Bajkału – w Zatoce Piaszczystej.

Na skład florystyczny zbiorowiska *Oxytropis lanata* – *Chamaerhodos grandiflora* istotne znaczenie ma również sąsiedztwo lasów i stepów. W pobliżu tajgi spotkano m. in. w jego płatach: *Alyssum microphyllum*, *Artemisia cuspidata*, *Astragalus olchonensis* (endemit), *Carex argunensis*, *Larix sibirica*, *Patrinia sibirica*, *Pinus sylvestris*, *Poa attenuata*, *Rhododendron dauricum*, natomiast w strefie kontaktowej ze stepami ostnicowymi i ostnicowo-piołunowymi liczniej rosnęły *Agropyron cristatum*, *Linaria buriatica* lub występowały wyłącznie takie gatunki, jak: *Artemisia frigida*, *A. tanacetifolia*, *Carex obtusata*, *C. korshinskyi*, *Leymus buriaticus*, *Rheum undulatum*, *Stellaria cherleriae*, *Thermopsis lanceolata*. W porównaniu do murawy psammofilnej z Zatoki Piaszczystej omawiane zbiorowisko jest uboższe florystycznie, gdyż liczba gatunków roślin w poszczególnych zdjęciach waha się w granicach od 5 do 18. Najprawdopodobniej na zawyżoną ogólną liczbę gatunków w całej tabeli (52) wpłynęło sąsiedztwo stepów ostnicowych, których brak jest w Zatoce Piaszczystej na zachodnim brzegu Bajkału. Na Olchonie wśród roślinności ruderalnej częste są zbiorowiska z *Urtica cannabina* oraz z *Polygonum angustifolium* i *Scrophularia incisa*.

Z uwagi na dominację *Oxytropis lanata*, *Leymus buriaticus* i *Agropyron cristatum*, murawy psammofilne z międzyrzecza Selengi i Czikoja są fizjonomicznie zbliżone do opisywanych z wyspy Olchon. Mają one jednak wiele gatunków wspólnych z omówionymi dotąd psammostepami, tzn. zbiorowiskami z *Festuca lenensis* – *Carex rupestris* oraz *Oxytropis lanata* – *Chamaerhodos grandiflora*. Grupa niniejszych gatunków: *Dontostemon perennis*, *Corispermum elongatum*, *Artemisia scoparia*, *Dracocephalum foetidum*, *Vincetoxicum sibiricum* pozytywnie wyróżnia je jednak od tych ostatnich (tab. 1).

Roślinności psammofilnej towarzyszą zarośla z udziałem: wierzb – *Salix microstachya*, *S. viminalis*, rokitnika *Hippophaë rhamnoides*, karagan – *Caragana pygmaea*, *C. buriatica* i wiąz *Ulmus pumila*. Każdy z wymienionych gatunków krzewów tworzy własne ugrupowanie (tab. 3). Rola zbiorowisk zaroślowych jest tu jednak marginalna. Najczęściej tworzą one mozaikę wśród rozległych łąn roślinności zielnej (psammostepów i stepów piołunowych). Jeszcze rzadsze od nich wydają się być płaty zdominowane przez *Artemisia dracunculus*, *Urtica cannabina* i *Calamagrostis epigeios*. Spotyka się je na granicy tych dwu formacji roślinnych, chociaż w obrębie piaszczystych stepów piołunowych, gdzie prowadzi się bardziej intensywny wypas bydła, widoczne są one częściej. W runie wymienionych zbiorowisk (zaroślowych i zielnych) dominują kserofity, zasiedlające z reguły siedliska kwaśne, ubogie i piaszczyste.

Zbiorowisko z *Oxytropis lanata* – *Dontostemon perennis* występuje pospolicie na obszarze międzyrzecza Selengi i Czikoja, zwłaszcza w sąsiedztwie granicy rosyjsko-mongolskiej. Jego płaty są widoczne zarówno u podnóża wydmy jak i na wierzchołkach barchanów, a także na obrzeżach pól deflacyjnych pomiędzy wydmami. Liczba gatunków roślin w poszczególnych zdjęciach oscyluje w granicach od 2 do 14, zaś w całej tabeli jest ich w sumie 50. W kolorystyce tych psammostepów dominuje fiolet i zieleń. Na stokach dowietrznych i polach deflacyjnych rozwijają się inicjalne płaty tego zbiorowiska. Labilny piasek wiąże w tym przypadku dwa gatunki: *Oxytropis lanata* i *Leymus buriaticus* (fot. 4). Wytwarzają one bardzo sprawne systemy korzeniowe, dzięki czemu rośliny te tkwią mocno w podłożu, pomimo częstego odłaniania ich korzeni na skutek wywiewania piasku, zwłaszcza w dni wietrzne. Stanowią one też

zaporę dla drobnych ziarenek piasku. W ich cieniu tworzą się mini-kopczyki piaszczyste. W miejscach osłoniętych (np. pomiędzy wydmami), a także na stokach zawietrznych barchanów, skład florystyczny płatów tego zbiorowiska jest bogatszy. Liczniej rosną tu m.in. *Agropyron cristatum*, *Dontostemon perennis*, *Dracocephalum foetidum*, oraz bylice *Artemisia scoparia* i *A. sieversiana*. Z kolei w sąsiedztwie stepów piołunowych przenikają do omawianych fitocenzów również takie gatunki, jak: *Artemisia frigida*, *Astragalus inopinatus*, *Elytrigia repens*, *Festuca lenensis*, *Iris sanguinea*, *Pulsatilla turczaninowii*, *Stellaria dichotoma*, *Thermopsis lanceolata*. W uroczysku Chiaran goł w płatach tego zbiorowiska odnotowano ponadto *Hedysarum fruticosum*.

4. UWAGI KOŃCOWE

W wyniku naruszenia pokrywy roślinnej zostały uruchomione lotne piaski, którym towarzyszą nowe układy roślinności psammofilnej. Psammostepy powiększają swój areal występowania wszędzie tam, gdzie niszczone są światliste tajga syberyjska, lasostepy bądź stepy właściwe (ostnicowe, ostnicowo-piołunowe). Na obszarach badawczych, na których zaniechano w ostatnich latach orki, hodowli bydła i owiec, powierzchnie modelowane przez wiatr ograniczone są do niewielkich rozmiarów i mają najczęściej przebieg pasowy. Dobrze rozwinięte ruchome formy eoliczne stanowią w tych miejscach wyraźny morfologiczny akcent krajobrazowy i wnoszą spore urozmaicenie w dość monotonne stepowe otoczenie.

Tworzące się *in statu nascendi* układy roślinne wymagają dalszych badań fitosocjologicznych. Najprawdopodobniej omówionych przez nas zbiorowisk roślinności psammofilnej nie można identyfikować z zespołem *Oxytropido lanatae-Festucetum baicalensis*, jaki opisali M. Chytrý i in. (1993) z półwyspu Swiatoj Nos. Płaty tego nowego dla nauki zespołu różnią się w stosunku do muraw opisywanych przez nas uboższym składem florystycznym i nikłym pokryciem *Oxytropis lanata*. W murawach napiaskowych, zarówno na Olchonie jak i na obszarze międzyrzecza Selengi i Czikoja, gatunek ten decyduje o ich fizjonomii, zaś jego brak w Zatoce Piaszczystej można tłumaczyć innym rodzajem podłoża. Stąd też zbiorowisko z *Festuca lenensis* - *Carex rupestris*, mimo pewnych podobieństw (tab. 1), zasadniczo różni się od tych dwóch pozostałych.

Nie ulega wątpliwości, że tempo dalszej degeneracji światlistej tajgi wschodnio-syberyjskiej przybierze niepokojące rozmiary, jeśli na Olchonie nie uporządkuje się gospodarki odpadami oraz nie ograniczy się wyrębu tajgi, a w rejonie Zatoki Piaszczystej na zachodnim wybrzeżu Bajkału nie rozwiąże się problemu turystyki.

Podziękowanie: Autorzy serdecznie dziękują botanikom z Syberyjskiego Instytutu Fizjologii i Biochemii Roślin SO RAN w Irkucku – Prof. dr Ł. W. Bardunowowi oraz Dr A. A. Kisielowej za sprawdzenie materiału zielnikowego i oznaczenie niektórych trudniejszych gatunków roślin naczyniowych. Swoją wdzięczność wyrażają również Prof. dr hab. W. Fałtynowiczowi za oznaczenie porostów i Dr B. Fojcik za oznaczenie mszaków.

LITERATURA

- Bujantujew A. B., Snytko W. A., Szczypek T., Wika S., 1999, *Współczesne procesy eoliczne na tle roślinności stepowej (na przykładzie doliny Chairan goł – Zabajkale)*, [w:] A. T. Jankowski, T. Szczypek (red.), *25 lat ośrodka geograficznego w Uniwersytecie Śląskim, Pamięci Profesora Jana Trembaczowskiego*, WNoZ UŚ, Sosnowiec, s. 49-62.
- 2000, *Współczesne zmiany krajobrazów dolinnych Selengi i Czikoja (południowa Buriacja)*, [w:] K. Klimek (red.), *Transformacja dolin plejstocenijskich w holocenie, Strefowość i piętowość zjawiska*, WNoZ UŚ, Sosnowiec, s. 13-15.
- Buyantuev A. B., Martjanowa G. N., Ovchinnikov G. I., Snytko V. A., Szczypek T., Wika S., 2000, *Anthropogenically conditioned aeolian processes in Eastern Siberia*, [w:] J. Lóki, J. Szabó (red.), *Anthropogenic aspects of landscape transformations. Proceedings of Hungarian-Polish symposium*, University of Debrecen, Debrecen, s. 5-9.
- Chytry M., Pešout P., Anenonov O. A., 1993, *Syntaxonomy of vegetation of Svjatoj Nos Peninsula, Lake Baikal. 1. Non forest communities*, *Folia Geobot. Phytotax.*, 28, s. 337-383.
- Jagodkina O. A., 1990, *Opriedielienie dopustimych nagruzok w zonach massowego odycha Pribajkalskiego naejonalnego parka*, *Wiestnik MGU. Ser. Geografija*, 5, s. 68-72.
- Snytko W. A., Batujew A. R., Plastinin L. A., Bujantujew A. B., 1997, *Warunki naturalne i problemy geoekologiczne nadselengińskiego Zabajkala (Syberia)*, *Geographia, studia et dissertationes*, 21. UŚ Katowice, s. 116-131.
- Snytko W. A., Szczypek T., Wika S., 1997, *Olchon – bajkalska osobliwość*, *Wszeczeńświat*, 98, 10, s. 254-257.
- Szczypek T., Snytko V. A., 1998, *Main granulometric properties of modern aeolian sands of Olkhon island on Lake Baikal*, [w:] T. Szczypek, J. Wach (red.), *Współczesne procesy eoliczne*, WNoZ UŚ, SGP, Sosnowiec, s. 73-86.
- 2000, *Aeolian sands of steppe zone in the area of the Selenga-Chikoy interfluvium (Eastern Siberia)*, [w:] R. Dulias, J. Pełka-Gościński (red.), *Aeolian processes in different landscape zones*, WNoZ UŚ, ASP, Sosnowiec (w druku).
- Wika S., Martjanowa G. N., Snytko W. A., Szczypek T., 1999, *Buchta Piesczanaja na Bajkale – razwiewajemyje pieski i ich okrużenije*, IG SO RAN, Irkutsk, 60 ss.
- Wika S., Ovchinnikov G. I., Trzcinskiy J. B., Tyc A., Szczypek T., 2000, *Razwitije prirodnich processow na bieriegach Bratskogo wodochraniliszcza*, IZK SO RAN, Irkutsk, 72 ss.
- Wika S., Snytko W. A., Szczypek T., 1997, *Łandszafty podwiżnych pieskow ostrowa Olchon na Bajkale*. IG SO RAN Irkutsk, 63 ss.
- 1999, *Rastitijelnost' podwiżnych pieskow ostrowa Olchon na Bajkale*, [w:] *Gienezis flory i rastitijelnosti Bajkalskoj Sibiri*, SO RAN, Irkutsk, s. 31-34.

ANTHROPOGENIC TRANSFORMATIONS OF AEOLIAN RELIEF AND VEGETATION ON SANDY AREAS IN EASTERN SIBERIA

Summary

Eastern Siberia is characterised by numerous occurrence of contemporary blown out aeolian sands. The reasons which start sands activity are usually of anthropogenic origin e.g.: overcutting of taiga, too much developed tourism, intensively developed agriculture and animal husbandry. In the paper the attention is paid to morphological and phytosociological consequences of contemporary aeolian processes on the example of 3 research locations: the Olkhon Island on the Baikal Lake, the Sandy Bay on western coast of the Baikal and the Selenga-Chikoy interfluve (fig. 1). Here these processes take place, in taiga landscape (phot. 1, 2) and in steppe landscape (phot. 3). They consist in creation of a new aeolian relief of deflation character. Against a background of contemporary moving sands here occur a new arrangements of psammophilous vegetation. The comparison of psammophilous grasslands from the discussed locations has been done (tab. 1) and particular attention was paid on the presence of *Oxytropis lanata* and *Leymus buriaticus* (phot. 4), different plant communities, which develop on the Sandy Bay have been compared (tab. 2), moreover shrub and forest-steppe communities on the Selenga-Chikoy interfluve have been characterised (tab. 3). It has been ascertained that contemporary development of aeolian processes on the discussed area influences the landscape in case of the taiga and the steppe vegetation.

Adresy autorów:

Stanisław Wika

Katedra Geobotaniki i Ochrony Przyrody

Wydział Biologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Śląskiego

ul. Jagiellońska 28, 40-032 Katowice

Tadeusz Szczypek

Katedra Geografii Fizycznej

Wydział Nauk o Ziemi Uniwersytetu Śląskiego

ul. Będzińska 60, 41-200 Sosnowiec

Walerian A. Snytka

Instytut Geografii

Syberyjski Oddział Rosyjskiej Akademii Nauk

ul. Ulanbatorska 1, 664033 Irkuck, Rosja

Jacek Herbich

ZMIANY W ROŚLINNOŚCI REZERWATU “STANISZEWSKIE BŁOTO” W CIĄGU OSTATNICH TRZYDZIESTU LAT

1. WSTĘP

Torfowisko Staniszewskie Błoto leży na Wysoczyźnie Staniszewskiej, w centralnej części Pojezierza Kaszubskiego. Zajmuje ono rozległe zagłębienie wytopiskowe w morenie dennej. Od wielu lat jest obiektem zainteresowania przyrodników (Wodziczko 1926; Wodziczko, Thomashewski 1932; Krawiec 1936; Lubliner-Mianowska 1956-57; Grus 1969; Herbich 1982; Herbich i in. 1987, 1991, 1996, 1998 i in.). Publikacje te, poparte analizą dawnych map topograficznych (Herbich 1982) dowodzą, że pierwotna przyroda Staniszewskiego Błota uległa zasadniczym zmianom.

Celem badań opisanych w niniejszym artykule jest określenie zmian, jakie nastąpiły w ciągu ostatniego trzydziestolecia w zbiorowiskach naturalnych na Staniszewskim Błocie. Materiałem są zdjęcia fitosocjologiczne, wykonane na przełomie lat 60. i 70. (Herbich 1976, 1982) i powtórzone w tych samych miejscach w 1999 r. (Ksieniewicz i in. 2000). Analiza zmian dotyczy trzech naturalnych zbiorowisk: mszaru sosnowego *Sphagnetum magellanici pinetosum* oraz boru bagiennego *Vaccinio uliginosi-Pinetum* i brzeziny bagiennego *Betuletum pubescentis*.

2. ZMIANY ROŚLINNOŚCI REZERWATU W LATACH 1830-1990

Przed rozpoczęciem odwodnień torfowisko było najprawdopodobniej prawie w całości bezleśne. Jedyne zbrocza kopuły miejscami mogły być porośnięte przez las typu boru bagiennego *Vaccinio uliginosi-Pinetum*, a na silnie uwodnionym okraju mogły być zarówno fitocenozy nieleśne, jak i typu łożowiska *Salicetum pentandrocineriae*, a być może także inne zbiorowiska, nawiązujące do bliżej nieokreślonej brzeziny. W wyniku sieci odwodnień, zaplanowanej w 1835 r. “w celu eksploatacji użytecznego torfu” (jednak nie zrealizowanej), doszło do spontanicznego, stopniowego opanowania otwartego torfowiska przez las (Wodziczko 1926; Herbich 1982 i lit. tam zawarta). Na szczytowej części kopuły stosunkowo najdłużej utrzymywał się bezleśny mszar wysokotorfowiskowy, budowany głównie przez *Sphagnum magellanicum*, *S. rubellum*, *S. nemoreum* i *Calluna vulgaris*, z udziałem takich gatunków jak *Andromeda polifolia*, *Oxycoccus palustris*, *Baeothryon caespitosum*, *Erica tetralix* i *Empetrum nigrum*; na podstawie tego opisu zbiorowisko można zidentyfikować jako *Sphagnetum magellanici typicum*. A. Wodziczko (1926) ponadto zwraca w opisie uwagę na “...rzadko rozrzucone karłowate sosenki”, które są również widoczne na fotografii wykonanej przez F. Krawca (1936). Podkreśla także, że obszar otwartego torfowiska

o powierzchni ok. 50 ha "...jeszcze przed pół wiekiem był blisko dwukrotnie większy", a także, że opanowywanie otwartego torfowiska przez las "jest wynikiem postępującego odwodnienia" (op. cit.). Staniszewskie Błoto było także biotopem głuszca, który miał tu jedno z dwu największych tokowisk na Pojezierzu Kaszubskim (Grus 1969; Gromadzki i in. 1985, w druku). W wyniku stopniowej inwazji drzew, cała powierzchnia pierwotnie otwartego torfowiska wysokiego przekształciła się w bór bagienny *Vaccinio uliginosi-Pinetum*, a na obrzeżach, na płytkich pokładach torfu rozwinęła się brzezina bagienna *Betuletum pubescentis*. Ostatnia pozostałość mszaru kępowego *Sphagnetum magellanici typicum* przekształciła się w mszar sosnowy *Sphagnetum magellanici pinetosum*.

Wprawdzie fitocenozy leśne powstały pod wpływem działania czynnika antropogenicznego, jakim było odwodnienie, to stwarzały wrażenie całkowicie naturalnych i odznaczały się wyjątkowymi walorami przyrodniczymi. Jednak pod wpływem postępującej zmiany stosunków wodnych ulegały narastającej degeneracji. Początkowo stwierdzano ją zwłaszcza w pobliżu rowów odwadniających (regularnie konserwowanych do 1985 r. pomimo ochrony rezerwatowej), a także na znacznych powierzchniach w południowej części rezerwatu pociętej najgęstszą siecią rowów (Herbich 1982). Powierzchnia torfowiska obniżała się w wyniku decesji torfu, w ostatnich latach tak szybkiej, że ok. 15 lat temu w pobliżu głównego rowu sosny obumarły w wyniku porozrywania systemów korzeniowych. Na obszarze dawnego okrajka powierzchnia torfu obniżyła się przynajmniej o około 50–70 cm.

Niekorzystny wpływ odwodnień na przyrodę rezerwatu był stwierdzony po raz pierwszy już w 1926 r. (Wodziczko 1926); wtedy też Dyrekcja Lasów Państwowych dla ochrony torfowiska, chronionego jako rezerwat od 1916 r., zgodziła się zasypać główny rów odwadniający (op.cit.). Następnie we wszystkich publikacjach i opracowaniach niepublikowanych temat powstrzymania odwodnienia był bezskutecznie poruszany i dopiero ok. 10 lat temu w kilku punktach przegrodzono główne rowy w związku z programem renaturalizacji torfowiska, rozpoczętej od częściowego odtwarzania dawnych warunków wodnych (Herbich i in. 1987, 1991, 1996, 1998).

3. ZMIANY ROŚLINNOŚCI W CIĄGU OSTATNICH 30 LAT

Jedyna fitocenoza *Sphagnetum magellanici* (tab. 1), położona w północnej części rezerwatu, jest ostatnią pozostałością dawnego otwartego mszaru, który zajmował całą powierzchnię kopuły torfowiska na początku stulecia (Wodziczko 1926; Herbich 1982). Obecnie, podobnie jak trzydzieści lat temu, jest ona klasyfikowana do podzespołu z sosną *S. m. pinetosum*. Analiza zdjęć fitosocjologicznych, podobnie jak własne obserwacje regularnie prowadzone w ciągu ostatniego trzydziestolecia, prowadzą do wniosku, że obecnie następuje proces regeneracji zbiorowiska. We florze zaznacza się ona przede wszystkim radykalnym zmniejszeniem roli wrzosu i porostów przy jednoczesnym zwiększeniu pokrywania żurawiny. Przyczyną tego pozytywnego zjawiska jest najprawdopodobniej całkowite zarośnięcie torfowcami starego rowu, położonego w odległości ok. 50 m, który po raz ostatni był odświeżany przynajmniej 30 lat temu i przestał odwadniać tę część torfowiska.

Tabela 1. Zmiany *Sphagnetum magellanicum*

Rok	1969	1999	
Numer kolejny	1	1'	
Numer roboczy	1	Vt1	
Data dzień	12	12	
miesiąc	8	7	
rok	69	99	
Numer oddziału	209j	209j	
Zwarcie w. krzewów b %	25	10	
Pokrywanie w. zielnej c %	80	40	
Pokrywanie w. mszystej d %	90	90	
Powierzchnia zdjęcia m ²	100	60	
Liczba gat. naczyn.	14	8	
Liczba gat. zarodn.	12	4	
			Dyn.
Ch. Ass., <i>Sphagnion magellanicum</i> , <i>Sphagnetalia magellanicum</i>			
<i>Sphagnum magellanicum</i>	3	2	
<i>Eriophorum vaginatum</i>	3	3	
<i>Sphagnum rubellum</i>	1	.	
<i>Sphagnum fuscum</i>	+	.	↑
Ch. <i>Oxycocco-Sphagnetea</i>			
<i>Sphagnum nemoreum</i>	2	3	
<i>Oxycoccus palustris</i>	+	2	
<i>Drosera rotundifolia</i>	+	+	
<i>Andromeda polifolia</i>	+	+	↑
<i>Baeothryon caespitosum</i>	+	.	
<i>Sphagnum molluscum</i>	+	.	
<i>Aulacomnium palustre</i>	.	1	
Towarzyszające			↓
<i>Pinus sylvestris</i> b	2	2	
c	1	+	
<i>Calluna vulgaris</i>	4	1	↓
<i>Sphagnum fallax</i>	1	2	↓
<i>Empetrum nigrum</i>	+	1	↓
<i>Cladonia sylvatica</i>	2	.	↓
<i>Cladonia rangiferina</i>	2	.	
<i>Cladonia impexa</i>	1	.	
<i>Betula pubescens</i> b/c	+/+	.	
<i>Betula pendula</i>	+	.	
<i>Picea abies</i>	+	.	
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	+	.	
<i>Cladonia tenuis</i>	+	.	
<i>Cladonia cornutoradiata</i>	+	.	
<i>Dicranum sp.</i>	+ ↓	.	

Dyn. – kierunek zmian: – ↑ – wzrost; ↓ – spadek

Zmiany w fitocenozach boru bagiennego *Vaccinio uliginosi-Pinetum* (tab. 2) są zróżnicowane zależnie od stanu fitocenozy wyjściowych i ich lokalizacji. Bór bagienny na Staniszewskim Błocie odznaczał się kilkoma swoistymi cechami, m.in. wyjątkowo wysokim udziałem gatunków wysokotorfowiskowych (w tym szczególnie zarodnikowych) oraz obecnością gatunków wyróżniających zarówno regionalną postać pomorską (*Empetrum nigrum*, *Deschampsia flexuosa*), jak i nadmorską (*Dicranum scoparium*, *Erica tetralix*, *Goodyera repens*) (Herbich 1982; Matuszkiewicz W.,

Tabela 2. Zmiany *Vaccinio uliginosi*-*Pinetum*

Rok	1970-71										1999										Sred	Dyn
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Sred	1'	2'	3'	4'	5'	6'	7'	8'	9'	Sred		
Numer kolejny	102	245	96	91	93	100	44	43	42		102'	245'	96'	91'	93'	100'	44'	43'	42'			
Numer roboczy																						
Data: dzień	2	31	31	30	31	1	21	21	21		12	28	15	15	15	19	19	19	28			
miesiąc	8	8	7	7	7	8	8	8	8		7	7	7	7	7	7	7	7	7			
rok	71	71	71	71	71	71	70	70	70		99	99	99	99	99	99	99	99	99			
Numer oddziału	208	210	190	189	209	208	210	210	210		208	210	190	189	209	208	210	210	210			
i	h	f	j	a	h	g	g	h			i	h	f	j	a	h	g	g	h			
Wysokość drzew -a ₁ m	13	8	11	15	21	19	18	18	14	15,2	17	13	21	9	10	17	19	19	22	16,1	↑	
Wysokość drzew a ₂ m	-	-	-	10	14	15	13	10	-	12,4	7	12	7	-	8	8	13	9	11	9,4	↓	
Zwarcie drzew -a ₁ %	70	30	50	60	40	50	70	50	60	53	50	60	50	30	20	60	30	40	50	43	↓	
Zwarcie drzew -a ₂ %	-	-	-	10	20	20	10	10	-	8	20	-	50	-	60	30	20	<5	10	22	↑	
Zwarcie krzewów - b %	5	10	30	30	50	10	15	15	20	19	30	10	30	50	20	20	50	20	28		↑	
Pokrywanie ziół - c %	70	60	80	80	90	90	80	80	79	30	70	20	60	70	70	70	70	60	58		↓	
Pokryw. mszaków - d %	70	80	60	80	50	20	70	40	50	58	50	80	70	80	50	80	80	70	70		↑	
Powierzchnia zdjęcia m ²	150	200	150	150	150	200	150	150	150		150	150	150	150	150	150	150	150	150		↑	
Liczba gatunków naczyniowych	11	12	13	17	15	3	18	12	12	13,7	12	12	10	15	15	13	15	14	10	12,9		
Liczba gatunków zarodnikowych	20	23	19	14	19	10	13	10	8	15,1	11	10	10	12	8	9	7	8	10	9,4	↓	
mL (naczyniowe)	6,8	6,5	6,1	5,5	5,6	5,7	5,9	6,0	5,8	6	6,2	6,3	5,9	5,9	5,8	5,6	5,8	6,9	5,9	6	↓	
mF (naczyniowe)	8,4	8,1	7,8	6,8	7,3	7,4	7,3	7,4	7,1	7,5	7,0	7,6	6,4	7,0	6,6	7,0	7,5	7,6	6,8	7	↓	
mR (naczyniowe)	1,9	1,8	1,9	2,3	2,4	2,3	2,1	1,9	1,9	2	1,8	1,9	1,9	1,8	2,7	2,5	2,2	2,3	2,1	2,1	↓	
mN (naczyniowe)	1,9	1,9	2,2	2,7	2,8	2,4	2,3	2,2	2,2	2,3	2,2	1,9	2,3	2,2	2,6	2,4	2,1	2,7	2,1	2,3	↓	
										K										K		
I	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	
Drzewa i krzewy										V										V	↓	
<i>Pinus sylvestris</i> Ch. D-P a ₁	4	3	3	4	3	4	4	3	3	V	3	3	3	3	2	4	3	3	3	V	↓	
a ₂	2	.	.	.	I	I		
b	.	2	I	I		
c	.	r	r ^o	.	.	.	r	.	r	III	.	+	.	+	II		
<i>Betula pubescens</i> Ch. V-P a ₁	2	2	2	.	.	2	2	2	2	IV	.	2	2	1	1	III	↓	
a ₂	.	.	.	2	2	2	2	2	.	III	2	.	.	.	2	3	2	.	.	III		
b	2	2	2	2	4	2	2	2	2	V	2	2	2	3	2	2	2	3	2	V		
c	1	1	2	2	2	2	+	2	1	V	+	1	+	1	+	1	1	+	2	V	↓	
<i>Picea abies</i>	.	.	.	1	I	2	.	3	.	.	1	2	+	2	IV	↑	
b	.	.	3	1	2	.	+	+	+	IV	2	+	3	1	+	2	2	1	2	V	↑	
c	+	r ^o	2	+	+	.	.	r	+	IV	+	+	+	+	+	+	.	.	.	IV	↑	
<i>Sorbus aucuparia</i>	r	+	.	.	II	+	I		
b	r	+	.	.	II	+	I		
c	.	.	.	+	r	+	.	.	r	III	+	+	.	.	.	II		
<i>Fagus sylvatica</i>	r	.	.	.	I	+	I		
b	r	.	.	.	I	+	I		
c	.	.	.	+	r	II	II		
<i>Frangula alnus</i>	+	1	.	.	.	II	+	2	.	.	.	II		
b	+	1	.	.	.	II	+	2	.	.	.	II		
c	+	+	.	.	.	II	+	2	.	.	.	II		
Ch., <i>Vaccinio uliginosi</i> - <i>Pinetum</i>																						
<i>Ledum palustre</i>	3	3	2	2	2	4	2	2	2	V	.	2	1	+	+	2	2	2	1	V	↓	
<i>Vaccinium uliginosum</i>	+	.	2	2	2	2	2	2	2	V	+	.	1	2	.	.	2	1	.	III	↓	
D. S-ass, var.																						
<i>Sphagnum magellanicum</i> D. S-ass	2	.	+	1	1	+	.	.	.	III	.	.	+	+	+	2	.	+	.	III	↓	
<i>Sphagnum fallax</i>	3	3	3	3	3	III	.	2	.	+	.	2	.	.	.	II	↓	
<i>Polytrichum strictum</i> D. S-ass	.	+	r	.	+	II	.	.	.	+	IV	↓	
<i>Aula comnium palustre</i>	2	2	2	+	III	+	1	+	+	+	+	.	+	.	IV	↓	
<i>Oxycoccus palustris</i>	+	1	+	.	.	+	.	.	.	III	.	+	+	.	.	II	↓	
<i>Andromeda polifolia</i>	1	1	+	II	+	+	I	↓	
<i>Cladonia portentosa</i>	1	2	+	II	.	+	I	↓	
<i>Polytrichum formosum</i> Ch. V-P	.	.	.	1	+	+	1	+	+	IV	+	.	+	1	+	2	1	+	+	V	↑	
<i>Dryopteris carthusiana</i>	.	.	.	+	+	.	+	.	.	II	.	.	.	+	+	+	.	+	.	III	↓	
<i>Dryopteris dilatata</i> Ch. Bp	.	.	.	+	+	II	+	III	↓	
<i>Lycopodium annotinum</i> Ch. Bp	.	.	.	+	1	2	+	.	.	III	+	II	↓	
<i>Triantalis europaea</i> Ch. V-P	.	.	.	+	+	+	+	.	.	III	+	2	+	.	.	I	↓	
<i>Sphagnum rubellum</i> D. S-ass.	2	III	↓	

c	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	
D. postać lokalną																						
<i>Dicranum scoparium</i> Ch. V-P	+	.	+	+	+	+	+	1	+	V	+	1	2	+	+	.	+	+	1	V	↑	
<i>Deschampsia flexuosa</i>	.	.	2	2	3	2	+	+	+	IV	+	.	2	+	3	2	1	2	+	V	↑	
<i>Erica tetralix</i>	.	+	+	1	II	.	+	V	↑	
<i>Empetrum nigrum</i> Ch. V-P	.	1	I	.	1	I	↓	
<i>Goodyrea repens</i> Ch. V-P	+	.	I	I	↓	
<i>Baeothryon caespitosum</i>	+	.	I	I	↓	
Ch. Dicrano-Pinion, Vaccinio-Piceetalia, Vaccinio-Piceetea																						
<i>Vaccinium myrtillius</i>	4	3	4	4	4	4	4	4	4	V	3	4	2	3	2	4	3	3	3	V	↓	
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	+	1	2	2	1	2	2	2	2	V	+	2	2	2	2	2	2	1	2	V	↓	
<i>Pleurozium schreberi</i>	2	2	2	2	2	2	2	3	3	V	2	2	2	2	2	2	3	3	3	V	↓	
<i>Dicranum polysetum</i>	2	2	2	2	.	1	2	2	2	V	+	2	2	2	1	2	1	2	2	V	±	
<i>Hylocomium splendens</i>	+	1	1	+	+	.	+	1	1	V	+	3	2	+	III	±	
<i>Melampyrum pratense</i>	+	+	+	II	1	.	+	+	+	III	±	
<i>Leucobryum glaucum</i>	+	+	.	II	.	+	+	II	±	
<i>Cladonia coniocraea</i>	+	I	I	±	
<i>Bazzania trilobata</i>	.	1	I	I	±	
<i>Cladonia stellaris</i>	.	+	I	I	±	
<i>Dicranum majus</i>	1	.	I	1	I	±	
Towarzyszające																						
<i>Sphagnum nemo-reum</i>	2	2	1	2	2	2	3	2	+	V	1	2	3	2	+	2	2	2	2	V	↓	
<i>Calluna vulgaris</i>	+ ^o	1	+ ^o	r ^o	+ ^o	r ^o	+	+	+ ^o	V	+	+	1	2	+	.	1	+	+	V	↓	
<i>Eriophorum vaginatum</i>	3	2	2	+	.	.	1	+	2	IV	1	2	.	2	.	1	2	+	+	IV	↓	
<i>Pohlia nutans</i>	+	.	+	+	.	+	+	.	.	III	.	+	+	II	↓	
<i>Orthodicranum montanum</i>	+	+	.	+	.	+	.	.	.	III	.	.	+	I	↓	
<i>Tetrapis pellucida</i>	+	+	.	.	.	+	.	.	.	II	I	↓	
<i>Cladonia chlorophaea</i>	.	+	+	+	II	I	↓	
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	+	+	+	.	II	+	+	.	.	II	↓	
<i>Cladonia fimbriata</i>	+	+	+	II	.	.	+	.	.	.	+	.	.	II	↓	
<i>Calypogeia neesiana</i>	+	.	+	II	I	↓	
<i>Odontoschisma sphagni</i>	.	1	+	II	I	↓	
<i>Lophocolea heterophylla</i>	.	.	.	+	.	+	.	.	.	II	II	↓	
<i>Cladonia digitata</i>	+	+	II	.	+	.	+	II	↓	
<i>Cladonia arbuscula</i>	+	2	+	.	.	II	I	↓	
<i>Cladonia rangiferina</i>	.	2	+	.	.	II	I	↓	
<i>Cephalozia convivens</i>	+	I	I	↑	
<i>Odontoschisma denudata</i>	+	I	I	↑	
<i>Mylia anomala</i>	.	1	I	I	↑	
<i>Cephalozia media</i>	.	+	I	I	↑	
<i>Lepidozia reptans</i>	.	.	+	I	I	↑	
<i>Lophocolea bidentata</i>	+	I	I	↑	
<i>Sphagnum russowi</i>	2	.	2	II	↑	
<i>Quercus petraea</i>	+	+	.	.	.	II	↑	
<i>Hepaticae ind.</i>	+	+	.	II	↑	
<i>Sphagnum palustre</i>	2	I	↑	
<i>Sphagnum flexuosum</i>	2	I	↑	
<i>Sphagnum agustifolium</i>	1	I	↑	
<i>Molinia caerulea</i>	1	I	↑	
<i>Maianthemum bifolium</i>	+	I	↑	
<i>Plagiothecium laetum</i>	+	I	↑	

Sred. – średnia; Dyn. – kierunek zmian: ↑ – wzrost; ↓ – spadek, ± – wzrost w części płatów, spadek w innych

Tabela 3. Zmiany w *Betuletum pubescentis*

Rok	1969-1972						1999						Dyn.
	1	2	3	4	5	Śred.	1'	2'	3'	4'	5'	Śred.	
Numer kolejny	1	2	3	4	5	Śred.	1'	2'	3'	4'	5'	Śred.	Dyn.
Numer roboczy	103	232	92	III	95		103'	232'	92'	III'	95'		
Data: dzień	22	29	30	12	31		19	19	15	14	15		
miesiąc	8	8	7	8	7		7	7	7	7	7		
rok	71	72	71	69	71		99	99	99	99	99		
Numer oddziału	208g	228	189j	210g	209c		208g	228	189j	210g	209c		
Wysokość drzew a ₁ m	20	22	24	22	23	22,2	23	23	24	22	23	23	↑
Wysokość drzew a ₂ m	12	10	14	?	17	13,2	20	15	16	13	18	16,4	↑
Zwarcie drzew a ₁ %	30	30	40	25	30	31	40	30	20	20	30	28	
Zwarcie drzew a ₂ %	30	10	30	50	15	27	60	30	40	60	30	44	↑
Zwarcie krzewów b %	70	40	50	30	60	50	20	20	5	20	20	18	↓
Pokrywanie w. zielnej c %	70	90	80	90	90	84	30	40	60	60	80	54	↓
Pokrywanie w. mszystej d %	10	10	15	5	5	9	30	30	30	60	30	36	↑
Powierzchnia zdjęcia m ²	150	150	150	120	150		150	150	150	120	150		
Liczba gat. naczyn.	16	14	15	14	16	15	14	15	17	14	15	17,8	↑
Liczba zarodn.	10	9	11	6	8	8,8	7	9	5	9	8	7,6	↓
mL (naczyńniowe)	4,3	4,5	4,7	4,8	4,7	4,6	4,9	5,1	4,5	5,0	4,2	4,7	
mF (naczyńniowe)	6,3	6,2	6,2	6,2	6,4	6,3	6,0	6,2	5,6	5,9	5,8	5,9	↓
mR (naczyńniowe)	3,1	2,9	2,9	2,7	3,0	2,9	2,8	2,6	3,2	2,9	3,8	3	
mN (naczyńniowe)	3,8	3,2	3,5	2,9	3,3	3,3	3,1	2,9	3,9	2,9	3,5	3,3	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
						K						K	
Drzewa i krzewy													
<i>Betula pubescens</i> Ch. Ass. a ₂	3	2	3	3	2	V	2	2	3	3	3	V	
b	3	3	3	1	4	V	1	2	+	.	1	IV	↓
c	1	1	1	+	2	V	+	+	+	+	+	IV	↓
<i>Pinus sylvestris</i> Ch. D-P	3	3	3	2	3	V	3	3	2	2	3	V	
<i>Picea abies</i>													
a ₂	2	.	2	1	.	III	3	.	2	3	.	III	↑
b	2	2	2	+	1	V	+	2	+	2	1	V	
c	.	.	+	.	.	I	+	+	+	+	+	V	↑
<i>Sorbus aucuparia</i>													
a ₂	2	I	1	II	
b	2	+	r	+	.	IV	2	.	.	+	.	II	
c	.	+	+	+	+	IV	+	+	+	1	+	V	
<i>Fagus sylvatica</i>													
b	r	I	.	1	.	1	II	
c	r	+	+	.	.	+	III	
<i>Frangula alnus</i> D. Ass.													
b	3	.	2	2	3	IV	+	+	+	1	1	V	↓
c	2	1	1	+	2	V	+	+	+	+	1	V	↓
<i>Quercus petraea</i>													
a ₂ /b	.	.	.4°	.	.r	II	.	.	1/.	.	.	I	
c	.	.	+°	.	.	I	.	.	+	.	.	I	
Ch., D*. <i>Betuletum pubescentis</i>													
<i>Dryopteris dilatata</i>	4	2	3	1	3	V	1	1	2	+	1	V	↓
<i>Lycopodium annotinum</i>	4	5	4	5	5	V	1	2	2	+	3	V	↓
* <i>Trientalis europaea</i> Ch. V-P	1	1	+	2	2	V	1	1	1	+	1	V	↓
* <i>Dryopteris carthusiana</i>	+	1	1	1	2	V	+	1	1	+	1	V	
* <i>Maianthemum bifolium</i>	r	2	.	.	.	II	+	I	
* <i>Oxalis acetosella</i>	1	I	.	.	1	.	2	II	
Ch. Dicrano-Pinion (D-P), Vaccinio-Piceetalia													
<i>Vaccinium myrtillus</i>	2	3	3	5	2	V	2	3	3	3	3	V	
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	1	1	1	+	1	V	+	2	1	2	+	V	
<i>Pleurozium schreberi</i>	2	2	2	+	1	V	2	2	.	3	2	IV	
<i>Dicranum polysetum</i>	1	+	1	+	1	V	1	2	.	2	+	IV	
<i>Polytrichum formosum</i>	+	+	+	+	r	V	1	+	+	+	+	V	
<i>Ledum palustre</i>	r	+	r	.	.	IV	I	
<i>Vaccinium uliginosum</i>	.	.	.	+	+	II	.	+	.	.	.	I	
<i>Hylocomnium splendens</i>	+	r	.	.	.	II	.	.	.	+	.	I	
<i>Dicranum scoparium</i>	.	.	+	.	.	I	+	.	1	+	1	IV	
<i>Melampyrum pratense</i>	+	.	I	
<i>Dicranum majus</i>	1	.	.	.	I	↑

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Towarzyszące													
<i>Deschampsia flexuosa</i>	1	1	1	+	1	V	2	2	2	2	1	V	↑
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	.	+	+	.	.	II	.	1	1	+	1	IV	↑
<i>Sphagnum nemoreum</i>	.	.	.	+	r	II	2	+	.	+	.	III	↓
<i>Brachythecium curtum</i>	+	+	1	.	.	III	↑
<i>Sphagnum fallax</i>	1	+	2	.	.	III	↓
<i>Lophocolea heterophylla</i>	+	+	.	.	+	III	↓
<i>Luzula pilosa</i>	+	.	+	.	+	III	.	.	+	+	+	III	
<i>Orthodicranum montanum</i>	.	.	+	.	+	II	+	+	.	.	.	II	
<i>Pohlia nutans</i>	.	+	.	.	.	I	.	.	.	+	.	I	
<i>Tetraphis pellucida</i>	.	.	+	.	.	I	.	+	.	.	.	I	
<i>Plagiothecium laetum</i>	.	.	+	.	.	I	+	I	
<i>Cephaloziella sp.</i>	+	I	
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	2	1	.	+	III	
<i>Eurhynchium striatum</i>	+	+	1	III	↑
<i>Moehringia trinervia</i>	r	.	.	I	↑
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	+	.	I	

Sred. – średnia; Dyn. – kierunek zmian: ↑ – wzrost; ↓ – spadek, ± – wzrost w części płatów, spadek w innych

Matuszkiewicz J. 1973). Zgodnie z ujęciem W. Matuszkiewicza i J. Matuszkiewicza (1973) większość płatów boru bagiennego zaliczono do podzespołu typowego ze względu na znaczną rolę gatunków wysokotorfowiskowych; fakt ten wynikał niewątpliwie z młodego wieku fitocenzor borowych. Składniki otwartych torfowisk nie występowały lub były znacznie słabiej reprezentowane w płatach wykazujących cechy degeneracyjne i położonych w przesuszonych partiach torfowiska; w północnej części torfowiska znajdowały się one w pobliżu kanałów, natomiast południowej, silniej odwodnionej i z większym zagęszczeniem rowów – na całej powierzchni (Herbich 1982). Część postaci degeneracyjnych odznaczała się pewnymi cechami typowymi dla brzeziny bagiennnej, w tym przede wszystkim znaczącym udziałem gatunków charakterystycznych tego zespołu, tzn. *Lycopodium annotinum* i *Dryopteris dilatata*.

Zmiany w składzie fitocenzor podzespołu typowego, zaszły w ciągu ostatniego trzydziestolecia, polegają na zaniku generalnych oraz specyficznych, lokalnych cech fitocenzor boru bagiennego. W szczególności znacznie zmniejszył się: 1) ilościowy udział gatunków charakterystycznych dla zespołu, 2) udział składników wysokotorfowiskowych wyróżniających podzespół typowy, 3) bogactwo jakościowe gatunków wysokotorfowiskowych wyróżniających fitocenozy ze Staniszewskiego Błota w stosunku do pozostałych, 4) udział cennych roślin wyróżniających specyficzną postać lokalną, w tym *Goodyera repens*, która całkowicie wymarła na torfowisku. W niektórych płatach, obok wyraźnych strat dotyczących części gatunków torfowiskowych, odnotowano jednak pewien wzrost znaczenia innych (zdzj. 1 i 3 w tab. 2). Wydaje się, że tę ostatnią zmianę można interpretować zwiększeniem uwodnienia powierzchni torfowiska spowodowanym zarastaniem nie konserwowanych rowów odwadniających.

W dawniejszych postaciach degeneracyjnych i przejściowych boru bagiennego wyraźnie ustępują składniki, które 30 lat temu sugerowały możliwość przekształcania go w brzezinę; dotyczy to zwłaszcza *Lycopodium annotinum*, a także innych gatunków związanych z podłożem torfowym. Zmiany te są nie tylko efektem bezpośredniego wpływu osuszenia, ale także bardzo szybko postępującej inwazji świerka, będącej jedną z konsekwencji odwodnienia. Gatunek ten, który trzydzieści lat temu występował tylko w najsilniej zmienionych fitocenzorach boru bagiennego i uczestniczył tam tylko w runie

i podszybie, teraz jest stałym składnikiem we wszystkich warstwach. Powoduje on zasadnicze zmiany w runie, widoczne zarówno w spadku pokrywania warstwy zielnej, jak i ustępowaniu światłołóżnych roślin wysokotorfowiskowych z runa zielnego i mszystego. Także przypuszczalnie tylko wpływem świerka należy tłumaczyć powszechne zmniejszenie roli *Vaccinium myrtillus*, która wcześniej była wybitnie ekspansywnym składnikiem w przesuszonych płatach. Niewielkie spadki zwarcia drzewostanu w kilku płatach włączonych w 1989 do rezerwatu (zdj. 4'-7') są wynikiem zabiegów hodowlano-leśnych (Ksieniewicz i in. 2000). Podsumowując zmiany zaszły w dawniejszych postaciach degeneracyjnych można stwierdzić, że nasilają się one i prowadzą do całkowitego zaniku cech boru bagiennego. Proces ten w części płatów z drzewostanem opanowanym całkowicie przez świerka posunął się tak daleko, że niektóre fitocenozy chojniaków na siedlisku boru bagiennego obecnie florystycznie i fizjonomicznie nie dają się odróżnić od analogicznych powstałych na siedlisku brzeziny bagiennej.

Kierunek zmian w *Betuletum pubescentis* (tab. 3) polega przede wszystkim na: 1) drastycznym zmniejszeniu udziału gatunków charakterystycznych zespołu w runie, w tym szczególnie *Lycopodium annotinum*, 2) inwazji świerka, który wyrósł z podszytu i obecnie w wielu płatach stał się dominantem w niższej warstwie drzewostanu, 3) radykalnym zmniejszeniu roli kruszyny oraz odnowienia sosny i brzozy omszonej, zaciemnianych przez świerki, 4) zwiększeniu pokrywania warstwy mszystej, zdominowanej obecnie przez pospolite mchy borowe. Wyrazem wymienionych zmian są zasadnicze różnice ilościowe pokrywania poszczególnych warstw lasu, a ich efektem jest, podobnie jak w przypadku boru bagiennego, utrata cech swoistych zbiorowiska. W płatach opanowanych przez świerka z czasem może dojść do całkowitego zaniku runa, podobnie jak w dawniejszych nasadzeniach tego drzewa, w których obecne dno lasu jest w całości zasłane nierozłożonymi szpilkami (Herbich 1982).

4. UWAGI KOŃCOWE

Przeprowadzona szczegółowa analiza przekształceń obejmuje jedynie zmiany zaszły wewnątrz fitocenozy w ciągu trzydziestolecia, natomiast wobec braku map roślinności współczesnej i historycznej nie uwzględnia relacji przestrzennych. Tym niemniej na podstawie własnych obserwacji, prowadzonych w czasie licznych wizyt w rezerwacie, można stwierdzić, że: 1) powierzchnia naturalnych fitocenozy boru bagiennego, odznaczających się znacznym udziałem gatunków wysokotorfowiskowych, uległa zasadniczemu zmniejszeniu na rzecz rozmaitych postaci degeneracyjnych w typie siedliskowym boru wilgotnego, z runem zdominowanym przez *Vaccinium myrtillus*, 2) fitocenozy dawniejszych postaci degeneracyjnych, zarówno borówczystych, jak i nawiązujących do brzeziny bagiennej, w znacznej części zostały opanowane przez bardzo obficie obsiewającego się świerka, który coraz liczniej wchodzi do drzewostanu, 3) rozległe fitocenozy brzeziny bagiennej z łanami *Lycopodium annotinum* w runie, które stanowiły 30 lat temu przypuszczalnie największe populacje tego gatunku na Pomorzu, uległy drastycznemu zmniejszeniu i zatraciły przez to swoje unikatowe walory, 4) stosunkowo najmniejsze zmiany zaszły na niewielkiej, najwyżej położonej części kopuły, która zachowała liczne cechy mszaru torfowcowego.

LITERATURA

- Gromadzki, M., Herbich J., Herbich, P., 1985 rkps., *Ocena wpływu planowanych melioracji użytków leśnych obiektów Mirachowo i Cieszenie na stan rezerwatów przyrody w Lasach Mirachowskich (Kaszubski Park Krajobrazowy)*, Dla OZLP w Gdańsku, 41 ss.
- Gromadzki M., Bartel R., Sikora A., 2000, *Fauna i jej ochrona*, [w:] M. Przewoźniak (red.), *Kaszubski Park Krajobrazowy – walory, zagrożenia, ochrona*, Marpress, Gdańsk, s.124-141.
- Grus W., 1969, *Głuszczyzna w lasach gdańskich*, *Łowiec Polski*, 1345, s. 5+10-11.
- Herbich J., 1976, rkps., *Roślinność Wysoczyzny Staniszewskiej i jej antropogeniczne przemiany*, Praca doktorska wyk. w Zakładzie Ekologii Roślin UG, 187 ss.
- 1982, *Zróżnicowanie i antropogeniczne przemiany roślinności Wysoczyzny Staniszewskiej na Pojezierzu Kaszubskim*, *Monogr. Bot.*, 63, s.1-162.
- Herbich J., Herbichowa M., Herbich P., 1987 rkps., *Charakterystyka przyrodnicza rezerwatu "Staniszewskie Błoto" (części zatwierdzonej oraz projektowanej do objęcia ochroną)*, Dla Woj. Konserwatora Przyrody w Gdańsku, 23 ss.
- 1991, *Problemy i program czynnej ochrony zbiorowisk leśnych na podłożu torfowym (na przykładzie wybranych rezerwatów Pojezierza Kaszubskiego)*, *Prądnik. Prace Muz. Szafera*, 4, s.193-199.
- 1996, *Koncepcje renaturyzacji szaty roślinnej torfowisk na przykładzie wybranych rezerwatów regionu gdańskiego*, *Przegl. Przyrodn.*, 7, 3-4, s.95-107.
- 1998, *Staniszewskie Błoto – antropogeniczne zmiany i koncepcja ochrony*, [w:] J. Herbich, M. Herbichowa (red.), *Szata roślinna Pomorza – zróżnicowanie, dynamika, zagrożenia, ochrona*, Przewodnik sesji terenowych 51, Zjazdu PTB 15-19 IX 1998, Wyd. Uniw. Gdańskiego, s. 197-191.
- Krawiec F., 1936, *Szata roślinna Wysoczyzny Staniszewskiej na Kaszubszczyźnie*, *Ochr. Przyr.*, 16, s.102-113.
- Ksieniewicz M., Sobieszek M., Zaremba K., 2000 rkps., *Szata roślinna rezerwatów Staniszewskie Błoto, Leśne Oczko, Kurze Grzędy, Jezioro Turzycowe na Pojezierzu Kaszubskim*, Praca magisterska wykonana w Katedrze Taksonomii Roślin i Ochrony Przyrody UG, Gdańsk, 75 ss.
- Lubliner-Mianowska K., 1956-57, *Kilka rezerwatów torfowiskowych w woj. Gdańskim*, *Przyr. Pol. zach.*, 5, s. 25-40.
- Matuszkiewicz W., Matuszkiewicz J., 1973, *Przegląd fitosocjologiczny zbiorowisk Polski. Cz. 2. Bory sosnowe*, *Phytocoenosis*, 2, 4, s. 273-356.
- Wodziczko A., 1926, *Ochrona pierwotnej szaty roślinnej na Pomorzu*, *Ochr. Przyr.*, 6, s. 35-50.
- Wodziczko A., Thomashewski M., 1932, *Staniszewskie Błoto na Kaszubszczyźnie*, *Acta Soc. Bot. Pol.*, 9 (suppl.), s.1-11.

CHANGES IN VEGETATION IN THE "STANISZEWSKIE BŁOTO" (STANISZEWSKIE PEAT-BOG") NATURE RESERVE WITHIN LAST 30 YEARS

Summary

The raised-bog "Staniszeskie Błoto" is located in the central part of the Kashubian Lakeland (northern Poland). It occupies the large and in some places deep dead-ice depression within ground moraine area. Primary it was a treeless raised bog but after drainage works which started in 1835 it underwent a spontaneous invasion of trees. As a result pine bog forest *Vaccinio uliginosi-Pinetum* developed on the almost whole cupola part of this bog, as well pine-birch bog forest *Betuletum pubescentis* – in the place of previous lagg and in extensive part with shallow peat layer. Hummock moss community *Sphagnetum magellanicum* survived only in a very small area of the highest part of cupola. Mentioned plant associations still undergo further changes in the result of drainage duration. The paper presents these changes using as materials phytosociological releves from years 1969-1972 and 1999.

In the single phytocoenose of *Sphagnetum magellanicum* (tab.1) the changes depend first of all on the decrease of heather and lichens share and simultaneous increase of cranberry cover. The most probable reason of it is a local rise of water level caused by total overgrowing by *Sphagnum* mosses of the located nearby drainage ditch.

In the *Vaccinio uliginosi-Pinetum* patches (tab. 2) first of all the share of association characteristic species and raised bog species has been reduced to great extent. Moreover all species connected to peat substrate gradually disappear from the previous degenerative forms of the pine bog forest. These changes are result of drainage but also the fast invasion of spruce which is also a consequence of water level lowering.

Transformation in *Betuletum pubescentis* phytocoenoses (tab. 3) deals with: 1) severe decrease of characteristic species, esp. *Lycopodium annotinum* in the herb layer, 2) invasion of spruce which in many patches became a dominant species in a lower treestand layer, 3) radical diminishing of alder buckthorn as well pine and birch young trees which are shadowed by spruce. As a result basic differences in density and cover of particular forest layers can be observed.

Adres autora:

Jacek Herbich

Pracownia Geobotaniki i Ochrony Przyrody

Katedra Taksonomii Roślin i Ochrony Przyrody, Uniwersytet Gdański

Al. Legionów 9, 80-441 Gdańsk

e-mail: biojh@univ.gda.pl

Kazimierz Zarzycki

INWAZYJNE GATUNKI DRZEW I KRZEWÓW W LASACH OTACZAJĄCYCH UZDROWISKO DRUSKIENIKI NA LITWIE.

1. WSTĘP, CEL I ZAKRES BADAŃ

Książę Władysław Massalski (1859-1932), polski botanik i geograf, lato 1883 r. spędził w Druskienikach prowadząc przy tym obserwacje przyrodnicze. Owocem jego trudów jest publikacja „*Szkic klimatu i jawnokwiatowej flory Druskienik*” (Massalski 1885). Główną florystyczną część rozprawy poprzedza charakterystyka topografii, geologii i klimatu okolic Druskienik. Autor podaje w pracy 437 gatunków roślin kwiatowych, dzikorosnących i uprawianych w Druskienikach i ich sąsiedztwie, w tym 46 gatunków drzewiastych.

Na przełomie sierpnia i września 1998 roku przebywałem przez 2 tygodnie w sanatorium „Lietuva” usytuowanym w centrum Druskienik. Uderzyło mnie nie tylko to, że uzdrowisko bardzo się rozrosło (ryc. 1, 2, 3), ale że na każdym kroku w jego obrębie i w otaczających lasach spotyka się drzewa, krzewy i rośliny zielne, których W. Massalski (1885), skrupulatny badacz, w swoim spisie w ogóle nie wymienia (*Acer negundo*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Impatiens parviflora*), a więc najpewniej nie było ich tam w jego czasach, pod koniec XIX w.

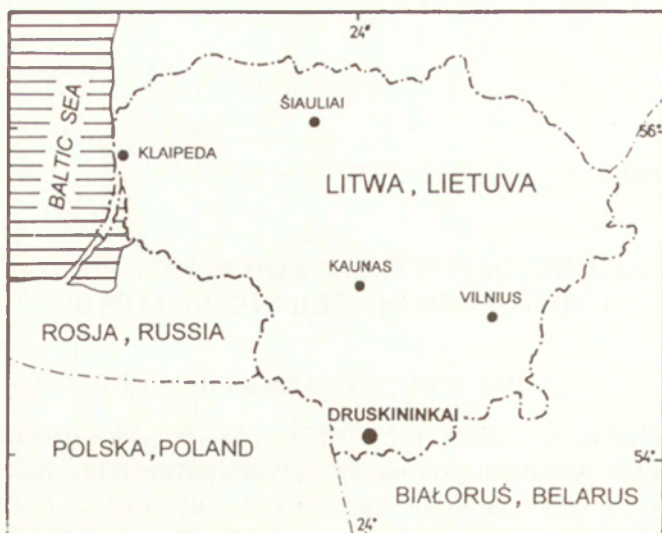
Nasunęły mi się następujące pytania:

- jaki jest aktualny skład dendroflory Druskienik ?
- które obce gatunki drzew i krzewów rosną obecnie w lasach otaczających Druskieniki, a więc rozprzestrzeniły się spontanicznie poza uzdrowisko ?

Już pobieżna obserwacja wykazała, iż dendroflora Druskienik jest obecnie znacznie bogatsza niż była z końcem XIX w. Porównanie dendroflory Druskienik i okolicy z końca stulecia XIX i XX będzie tematem odrębnego opracowania (Zarzycki i Leda, w przygotowaniu). W niniejszym artykule zajmę się jedynie obcymi gatunkami drzewiastymi, które rozprzestrzeniły się, głównie spontanicznie, w lasach graniczących z uzdrowiskiem. Staram się też skonfrontować wyniki moich obserwacji z wynikami badań prowadzonych w 100 km od Druskienik odległej Puszczy Białowieskiej (Adamowski i in. 1998).

2. TEREN I METODY BADAŃ

Druskieniki (ryc. 1, 2, 3) położone są w obrębie rozległych borów sosnowych. Uzdrowisko zajmuje dolną terasę nad Niemnem (ok. 90 m npm). Klimat ma tu charakter przejściowy, morsko-kontynentalny (Anonim 2000). Jak można sądzić z zachowanych fragmentów lasów terasę tę porastało zbiorowisko zbliżone do niskich grądów, z lipą



Ryc. 1. Położenie Druskienik

Location of Druskienikai

drobnolistną, klonem zwyczajnym, wiązami i jesionem wyniosłym. Wąski pas lasów otaczających uzdrowisko, zniekształconych przez wprowadzenie przed kilkudziesięciu laty sosny, uległ wyraźnej synantropizacji; przecinają go liczne drogi i ścieżki.

Badania roślinności leśnej przeprowadzono późnym latem w r. 1999 i 2000. Zdjęcia fitosocjologiczne wykonano metodą Braun-Blanqueta, z reguły na powierzchniach 100 m². Na czterech losowo wybranych powierzchniach (100 m² każda) określono liczbę okazów drzew i krzewów. Zrezygnowano z publikowania pełnych tabel fitosocjologicznych, ponieważ listy są bardzo długie, ale nie kompletne – brak w nich wielu ważnych wiosennych składników runa. Uwagę skoncentrowano na warstwach drzew i krzewów. W runie stałym składnikiem jest niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*); nieliczne są gatunki charakterystyczne dla lasów liściastych (*Querc-Fagetea*): *Moehringia trinervia*^{*}, *Mycelis muralis*, *Viola reichenbachiana*, *Geranium robertianum*; liczne są rośliny synantropijne (*Stellaria media*, *Urtica dioica*) i łąkowe (*Agrostis capillaris*, *Dactylis glomerata*); spotyka się też gatunki borowe (*Vaccinium myrtillus*).

3. WYNIKI BADAŃ

Główne wyniki zestawiono w tabelach 1 i 2. Można je zwięźle sformułować następująco:

W lasach otaczających uzdrowisko w Druskienikach zadomowiły się następujące obce dla regionu gatunki drzewiaste: klon jesionolistny (*Acer negundo*), który jest częstym składnikiem warstwy krzewów, a niekiedy również warstwy drzew; masowo wychodzi też na pozostawione odłogiem grunty rolne i obrzeża lasów. Rozprzestrzeniła się z uzdrowiska lipa szerokolistna (*Tilia platyphyllos*), a dąb czerwony (*Quercus rubra*)

^{*} Nazewnictwo gatunków wg. Mirek i in. (1995).

Tabela.1. Występowanie drzew i krzewów w lasach graniczących z uzdrowiskiem Druskieniki od północy (N), wschodu (E) i południa (S). Stan: 1999-2000. Skala pokrycia wg. Braun-Blanquet'a. Wyfuszczono gatunki obce w regionie

Nr zdjęcia	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	Lp. wystąpień	%
Polożenie	N	N	N	N	N	N	E	E	E	E	N	N	S	E	E		
Wyższa warstwa drzew (a ₁)																	
<i>Pinus sylvestris</i>	3	+	+		2	2	3	2	2	3	2	2	4	2	3	15	100
Niższa warstwa drzew (a ₂)																	
<i>Acer platanoides</i>	+	+		4			2	3	2	1	3	1	2	4	2	12	79
<i>Betula pendula</i>	+					+			+	1	+			+		6	40
<i>Acer negundo</i>		+									+	+				3	20
<i>Quercus rubra</i>								+	2					+		3	20
<i>Tilia platyphyllos</i>	2					+					+					3	20
<i>Tilia cordata</i>	1					+										2	13
<i>Prunus padus</i>												+		+		2	13
<i>Salix caprea</i>						1					+					2	13
<i>Cerasus avium</i>									+							1	7
<i>Populus tremula</i>											+					1	7
Warstwa krzewów																	
<i>Prunus padus</i>	+	2		2		+	+	2	1	2	2	2	1	2	3	13	86
<i>Sorbus aucuparia</i>	1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	13	86
<i>Acer negundo</i>	1	1		+	+	1	+	1	+	+	+	+	2	1	+	12	79
<i>Rubus idaeus</i>		+	2	+	2	1	2	2	2	2	2	2	2	1	+	12	79
<i>Acer platanoides</i>	2	2	1	2	2	2	2	1	+	1	2	+				11	73
<i>Malus domestica</i>		+	+	1	1	+				+	+		+			9	59
<i>Amelanchier spicata</i>		+		1	+	+	+	1		+	+		+	1	+	8	53
<i>Cerasus avium</i>	1	2	1	2	1	+	+			2	+					8	53
<i>Populus tremula</i>	1	+							1	+	+			+	+	8	53
<i>Juniperus communis</i>					+	+		1	1	1	+		+	+	+	7	46
<i>Quercus rubra</i>		+					+			+	+			+	1	7	46
<i>Rhamnus cathartica</i>		+					1	+		+	+		+	+	+	7	46
<i>Tilia cordata</i>	1		+			+	+	+	+	+			+	+	+	7	46
<i>Euonymus verrucosus</i>					+	2	+	+		+		+		+	+	6	40
<i>Lonicera xylosteum</i>					+	+	+	+	+	+		+				6	40
<i>Prunus serotina</i>					+	1			+	+			1		+	6	40
<i>Quercus robur</i>		+			+	+	+							+	+	6	40
<i>Betula pendula</i>					+	+	+			+				+	+	5	33
<i>Cornus alba</i>								+	+	+			+		+	5	33
<i>Crataegus monogyna</i>							2	+	+	+					+	5	33
<i>Fraxinus excelsior</i>	+						+	+	+	+					+	5	33
<i>Salix caprea</i>					+				1	+				+	+	5	33
<i>Tilia platyphyllos</i>	2	+				+			+			+				5	33
<i>Berberis vulgaris</i>						+	+			+					+	4	26
<i>Malus sylvestris</i>									+		+			+	+	4	26
<i>Pyrus communis</i>			+			+	+							+		4	26
<i>Ulmus laevis</i>	1		+				1	+								4	26
<i>Physocarpus opulifolius</i>					+				1				+			3	20
<i>Prunus insititia</i>								+	+	+						3	20

1 lub 2 razy wystąpiły w warstwie krzewów: *Caragana arborescens* (13), *Cotoneaster divaricatus* (5, 11), *Prunus cerasifera* (4), *P. spinosa* (12), *Ribes spicatum* (7, 12), *R. alpinum* (13), *R. nigrum* (13), *Sambucus nigra* (6, 8), *S. racemosa* (15), *Ulmus glabra* (1, 2).

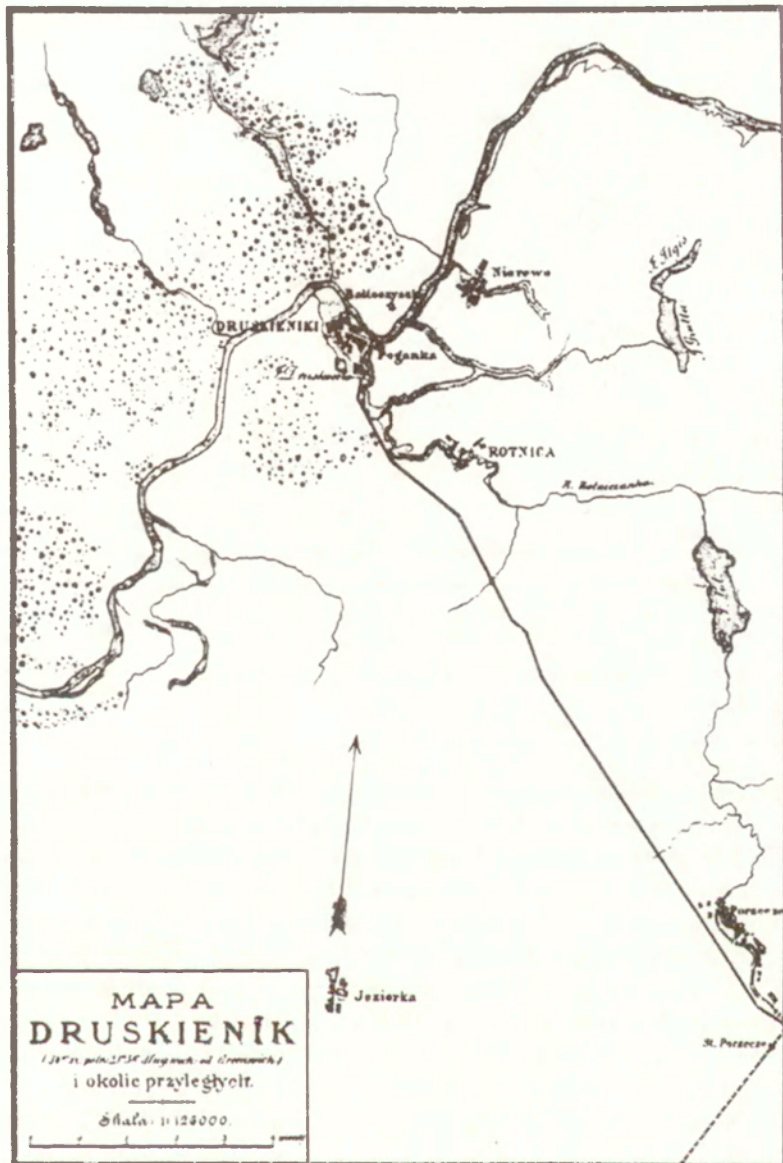
Tabela. 2. Średnia liczba okazów (pędów) drzew i krzewów (> 1 m wysokości) na losowo wyznaczonych powierzchniach (4x100 m²) w lasach graniczących od północy i wschodu z uzdrowskiem Druskieniki. Gatunki obce w regionie wytłuszczono.

Gatunek	$\bar{X} \pm SD$
Warstwa drzew	
<i>Acer platanoides</i>	2,8±3,60
<i>Pinus sylvestris</i> (sadzona)	2,0±1,41
<i>Quercus rubra</i>	1,0±1,15
<i>Betula pendula</i>	1,0±0,82
<i>Prunus padus</i>	0,8±0,50
<i>Salix caprea</i>	0,5±0,58
<i>Tilia platyphyllos</i>	0,5±0,58
<i>Acer negundo</i>	0,2±0,50
<i>Cerasus avium</i>	0,2±0,50
<i>Populus tremula</i>	0,2±0,50
<i>Sorbus aucuparia</i>	0,2±0,50
Warstwa krzewów	
<i>Prunus padus</i>	24,0±8,29
<i>Acer platanoides</i>	6,5±12,34
<i>Amelanchier spicata</i>	6,5±8,96
<i>Cerasus avium</i>	4,2±8,50
<i>Crataegus monogyna</i> et sp.	4,2±4,92
<i>Acer negundo</i>	2,8±2,75
<i>Juniperus communis</i> (suchy)	2,0±3,37
<i>Juniperus communis</i>	1,5±1,91
<i>Malus sylvestris</i> et <i>domestica</i>	1,0±0,82
<i>Cotoneaster</i> cfr. <i>divaricatus</i>	0,8±1,50
<i>Berberis vulgaris</i>	0,8±1,50
<i>Tilia cordata</i>	0,5±1,00
<i>Quercus robur</i>	0,2±0,50
<i>Quercus rubra</i>	0,2±0,50
<i>Lonicera xylosteum</i>	0,2±0,50
<i>Euonymus verrucosus</i>	0,2±0,50

był często wysadzany. Jabłoń domowa (*Malus domestica*), świdośliwa kłosowa (*Amelanchier spicata*) i czeremcha amerykańska (*Prunus serotina*) należą do najbardziej inwazyjnych krzewów; rzadko przechodzą do lasów takie krzewy jak: dereń biały (*Cornus alba*), karagana syberyjska (*Caragana arborescens*), tawułowiec kalinolistny (*Physocarpus opulifolius*), wyjątkowo nawet wiciowiec przewiercień (*Lonicera caprifolium*).

Obce gatunki drzewiaste wniknęły na siedliska zbliżone do grądów, które uległy synantropizacji na skutek wysadzenia przed kilkudziesięciu laty sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris*.

W borach sosnowych obserwowano *Quercus rubra* i *Prunus serotina*.



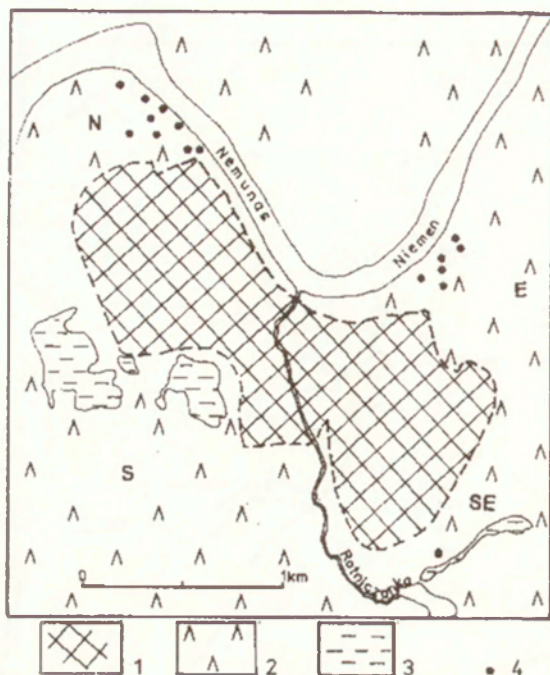
« Lit. W. Olszewski, w Warszawie »

Ryc. 2. Druskieniki w XIX w.

Druskinikiai in the 19thc.

4. Dyskusja Wyników

Przeprowadzone obserwacje wykazały, iż w lasach liściastych zmienianych na skutek wprowadzenia sosny i poddanych stale silnej antropopresji, w związku z sąsiedztwem dużego uzdrowiska Druskieniki, obok rodzimych gatunków drzew i krzewów ważną rolę spełniają zaczynają gatunki obce. W regenerujących się lasach obok klonu



Ryc. 3. Okolice Druskiemik: 1 – uzdrowisko, 2 – lasy, 3 – jeziora, 4 – badane powierzchnie

Druskinikiai surroundings: 1 – health resort, 2 – forests, 3 – lakes, 4 – the study plots

zwyczajnego *Acer platanoides*, lipy drobnolistnej *Tilia cordata*, jesionu wyniosłego *Fraxinus excelsior*, wiązu górskiego *Ulmus glabra* występują: *Acer negundo*, *Quercus rubra*, *Tilia platyphyllos*. Uderza lokalny brak graba, chociaż obszar leży jeszcze w granicach arealu tego drzewa (Hryniewiecki 1933). Wśród krzewów do inwazyjnych obcych gatunków należą przede wszystkim *Malus domestica*, *Amelanchier spicata*, *Prunus serotina*; sporadycznie spotyka się *Cornus alba*, *Physocarpus opulifolius*. *Caragana arborescens* i robinie akacjową (*Robinia pseudacacia*), które w okolicach Druskiemik zaczęły dziczeć już w wieku XIX (Massalski 1985) i nie należą do gatunków inwazyjnych. W stosunku do Puszczy Białowieskiej (ok. 100 km na południe od Druskiemik) uwidacznia się pewne podobieństwo (inwazyjne są tam też *Acer negundo* i *Quercus rubra*), ale i wyraźne różnice (w okolicach Druskiemik brak w lasach *Acer pseudoplatanus*, nie jest też inwazyjny *Sambucus racemosa*). Należy się liczyć, że wkrótce normalnym składnikiem drzewostanów w wielu regionach Polski i Europy będą *Acer negundo* i *Quercus rubra*, ten ostatni jest już obecnie m.in. składnikiem drzewostanów grądowych Wielkopolskiego Parku Narodowego (obserwacje własne w r. 2000).

Podziękowania: Mgr M. Leda oznaczył krytyczne gatunkunki krzewów i drzew, a dr U. Korzeniak, mgr A. Sidor i mgr J. Smykla pomogli przygotować artykuł do druku – wszystkim im bardzo za pomoc dziękuję.

LITERATURA

- Adamowski W., Mędrzycki P., Luczaj L., 1998, *The penetration of alien woody species into the plant communities of the Białowieża Forest: the role of biological properties and human activities*, Phytocoenosis 10 (N.S.), 9, s. 211-228.
- Anonim, 2000, *Kwiecia Druskininkai*, Druskininkai Tourism Information Agency.
- Hryniewski B., 1933, *Zarys flory Litwy*, Warszawskie Towarzystwo Naukowe, Warszawa.
- Massalski W. 1885. *Szkic klimatu i jawnokwiatowej flory Druskiniek*, Pamiętnik Fizjograficzny, T.V., Druk. E. Skiwińskiego, Warszawa.
- Mirek Z., Piekoś-Mirkowa H., Zajac A., Zajac M., 1995, *Vascular plants of Poland, A checklist*, W. Szafer Inst. of Botany PAS, Kraków.

THE ALIEN WOODY PLANTS IN THE FORESTS SURROUNDING THE
DRUSKININKAI RESORT IN LITUANIA

Summary

In 1999-2000 about 50 tree and shrub species, including some ten alien ones, were found in the forests surrounding Druskininkai (fig. 1,2) from the north, east and the south-east (to about 1 km from the resort). *Acer negundo*, *Quercus rubra* and *Tilia platyphyllos* spontaneously penetrated into the degraded deciduous forests with the pine planted years ago (tab. 1, 2). In the future they become typical elements of stands in this area. Frequent shrub components are: *Acer negundo*, *Malus domestica*, *Amelanchier spicata*, *Cornus alba*, *Prunus serotina*, *Physocarpus opulifolius*. *Caragana arborescens* and *Robinia pseudacacia*, which grew in Druskininkai at the end of the ninetieth century and even turn wild (Massalski 1985), do not belong to invasive species now. The process of spontaneous expansion of alien woody plants in the surveyed forests goes on as in other regions of Europe; a comparison with the thoroughly examined Białowieża Forest, situated about 100 km to the south of Druskininkai has shown both similarities and differences (Adamowski et al. 1998 and quoted lit.).

Adres autora:

Kazimierz Zarzycki
Instytut Botaniki im. W. Szafera PAN
ul. Lubicz 46, 31-512 Kraków
e.mail: zarzycki@ib-pan.krakow.pl

Wydawnictwo
Warszawa
1990
120 s.
ISBN 83-03-01111-1

Wydawnictwo
Warszawa
1990
120 s.
ISBN 83-03-01111-1

Tadeusz Chmielewski

SKALA I KIERUNKI PRZEKSZTAŁCEŃ KRAJOBRAZU POJEZIERZA ŁĘCZYŃSKO – WŁODAWSKIEGO W LATACH 1952-1997: OD DEGRADACJI DO RENATURALIZACJI

1. WSTĘP

Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie, zajmuje obszar 1315 km² w centralnej części Polesia Lubelskiego, ciągnąc się od doliny rzeki Bug na wschodzie, po strefę wododziałową między Wieprzem i Tyśmienicą na zachodzie. Na północy ograniczone jest Garbem Włodawskim, na południu – Pagórami Chełmskimi (Kondracki 1981) (ryc. 1) i zaliczane jest do jednych z najcenniejszych przyrodniczo regionów Polski (Chmielewski, red. 1997). Jest to jedyne w kraju pojezierze nie objęte zasięgiem ostatniego zlodowacenia (Wilgat i in. 1991).

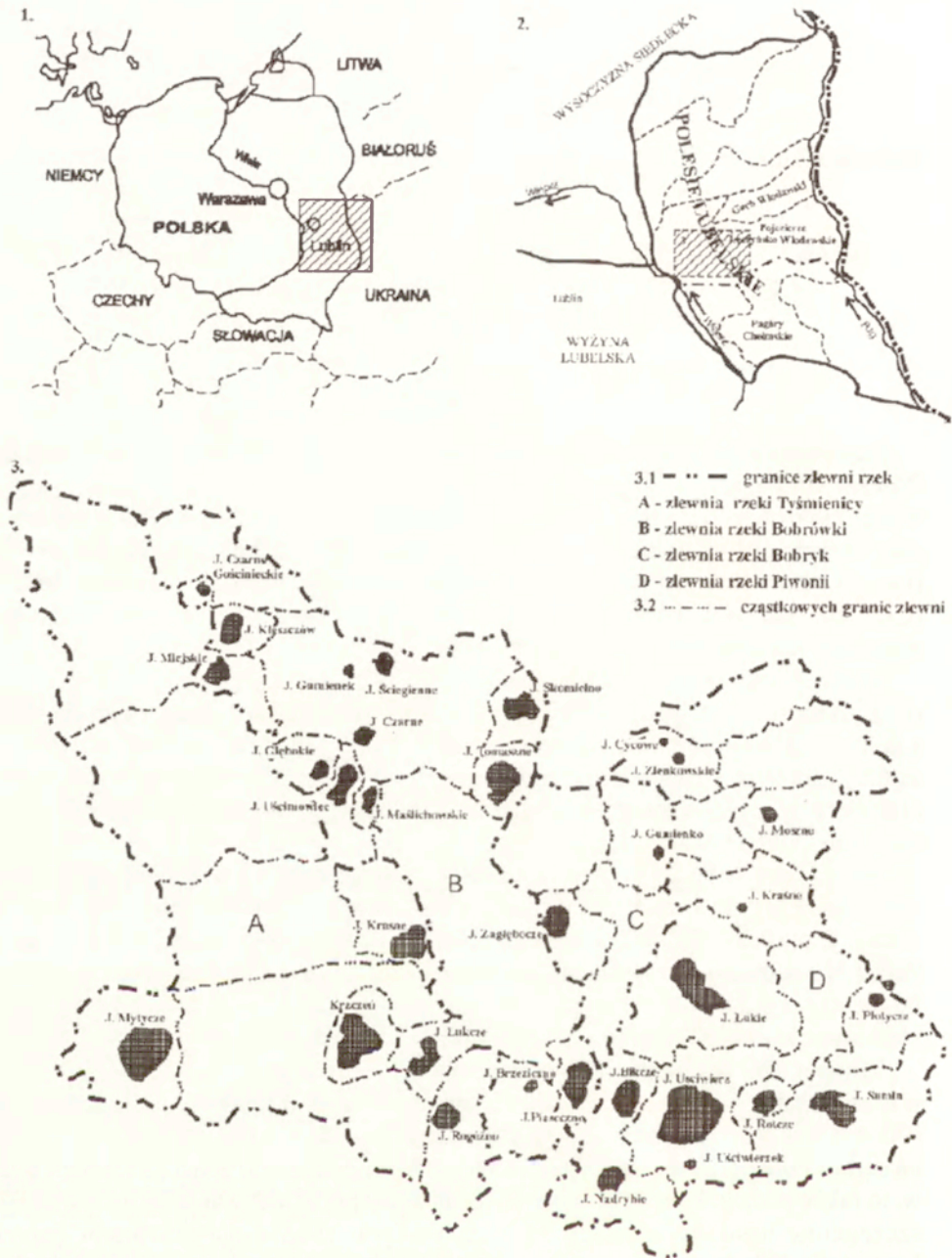
Mimo niewielkiego zróżnicowania hipsometrycznego teren ten cechuje duża różnorodność form geomorfologicznych oraz szczególna mozaikowatość siedlisk, z dominacją terenów trwale i okresowo podmokłych. Największym walorem Pojezierza są 62 jeziora¹ o różnej genezie, morfometrii i trofii, oraz unikatowy zbiór torfowisk niskich (w tym węglanowych), przejściowych i wysokich (Fijałkowski 1960; Radwan, red. 1996; Harasimiuk i in., red. 1998).

Wyjątkowo korzystny układ czynników geograficznych i przyrodniczych odzwierciedla także bogata szata roślinna oraz obecność wielu rzadkich gatunków flory i fauny. Cechy te przyczyniły się do nadania centralnej części Pojezierza statusu Poleskiego Parku Narodowego w 1990 r. (Chmielewski red. 1989; Chmielewski i in. 1990). Na Pojezierzu znajdują się też trzy parki krajobrazowe, jeden obszar chronionego krajobrazu i kilkanaście rezerwatów przyrody (Chmielewski i in. 2000 b).

Mimo unikatowości przyrodniczej regionu, Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie było w ostatnich dziesięcioleciach obszarem istotnych ingerencji człowieka. Lata 50-te, 60-te i 70-te XX w. to okres intensywnie realizowanych melioracji odwadniających. Od 1975 r. na skraju Pojezierza działa Kopalnia Węgla Kamiennego „Bogdanka”. Lata 70-te XX w. to także początek procesu turystycznego zagospodarowywania jezior tego regionu, szczególnie nasilony w latach 90-tych. W lipcu 1998 r. nad jeziorami Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego wypoczywało ponad 22 000 osób dziennie (Chmielewski 2000a).

Lata 90-te XX w. wykazały z jednej strony ekonomiczną nieefektywność wielu drastycznych przekształceń środowiska Pojezierza, z drugiej zaś – wzrastający popyt

¹ W 1954 r. T. Wilgat podawał występowanie na Pojezierzu 68 jezior o powierzchni powyżej 1ha (Wilgat 1954). Od tego czasu 5 z nich zanikło przekształcając się w bagniska, szóste zaś osiągnęło powierzchnię poniżej 1ha (Chmielewski i in. 2000a).



Ryc. 1. 1 – Położenie obszaru badań na tle terytorium Polski, 2 – na tle podziału fizyczno-geograficznego Polesia Lubelskiego, 3 – podział obszaru badań na system zlewni cząstkowych

1 – Location of the research area against the background of the territory of Poland, 2 – against the background of physical-geographical division of Polesie Lubelskie, 3 – the division of the research area into the system of local catchment basins

na tereny cenne przyrodniczo, o naturalnym lub półnaturalnym harmonijnym krajobrazie.

Od 1992 r. rozpoczęto tu realizację cyklu programów renaturalizacji ekosystemów wodno-torfowiskowych, jednych z pionierskich i najszerzej zakrojonych w kraju (Chmielewski 2000b). Jednocześnie systematycznie wzrastała lesistość regionu. W niniejszej publikacji przedstawiono syntezę wyników badań skali i kierunków przekształceń krajobrazu Pojezierza Łęczyńsko – Włodawskiego w II połowie XX wieku oraz płynące stąd wnioski na temat zmian paradygmatu kształtowania środowiska regionu.

2. OBSZAR I METODY BADAŃ

Jako obszar badań wybrano górne części przylegających do siebie zlewni czterech rzek: Tyśmienicy, Bobrówki, Bobryka i Piwonii, znajdujące się w zachodniej i centralnej części Pojezierza Łęczyńsko–Włodawskiego. Teren ten o łącznej powierzchni 39173,9 ha podzielono na 40 zlewni cząstkowych (ryc. 1), w obrębie których badano zmiany zachodzące w latach 1952-1997 w ich strukturze ekologicznej, zwracając szczególną uwagę na stabilność i różnorodność badanego krajobrazu.

Przyjęto, że na pojęcie struktury ekologicznej krajobrazu składa się suma następujących cech:

- zróżnicowanie siedliskowe, wraz z gradientami spadków terenu, wilgotności, żyzności i ekspozycji słonecznej,
- przestrzenny układ płatów różnego typu pokrycia i użytkowania terenu,
- gęstość i charakter stref stykowych między płatami oraz struktur liniowych rozcinających strukturę płatów,
- liczba, przestrzenne rozmieszczenie i stopień wzajemnego powiązania struktur o charakterze węzłów i korytarzy ekologicznych (Chmielewski 2000a).

Przyjęto ponadto, że pod pojęciem stabilności krajobrazu należy rozumieć:

- trwałość (mała zmienność w czasie) stosunków wodnych i sposobu użytkowania ziemi (Bucek, Łacina 1985; Chmielewski, Sielewicz 1997),
- terytorialna rozległość (ciągłość przestrzenna) płatów ekologicznych o dużej biomasy i złożonej strukturze biocenotycznej (lasy, torfowiska, jeziora) (Sounders i in. 1991; Chmielewski, Maciąg-Zasadna 1998),
- wysoką spójność powiązań między płatami (duży udział łagodnych ekotonów oraz gęsta sieć korytarzy międzypłatowych) (Lów 1985, Kozova i in. 1986; Hansen, di Castri red. 1992; Naiman, Decamps 1997; Chmielewski i in. 2000a).

Przyjęto także, że różnorodność struktury ekologicznej krajobrazu odzwierciedlają następujące cechy:

1. zróżnicowanie powierzchni ziemi i form geomorfologicznych,
2. zróżnicowanie zjawisk wodnych,
3. różnorodność typów płatów użytkowania ziemi,
4. liczba i kształt płatów,
5. różnorodność typów stref stykowych między płatami,
6. gęstość sieci stref stykowych (Chmielewski 1999; Maciąg – Zasadna, Chmielewski 2000).

Uznano, że zróżnicowanie powierzchni ziemi i form geomorfologicznych nie zmieniały się w sposób zauważalny na badanym obszarze w analizowanym okresie i w przyjętej kartograficznej skali opracowania 1:25000. Dlatego też analizy dotyczyły jedynie skali i charakteru zmian pozostałych cech.

W badaniach posłużono się metodą fotointerpretacyjnej analizy retrospektywnej (Chmielewski i in. 1996), wykorzystując zdjęcia lotnicze terenu wykonane w latach 1952-1992-1997. Na mapach fotointerpretacyjnych z poszczególnych lat zidentyfikowano po 9 typów płątów użytkowania ziemi (w rozumieniu Formana i Gordona 1986) oraz po 55 typów stref stykowych występujących pomiędzy nimi (w rozumieniu Hansena i di Castri, 1992) (tab. 1).

W granicach poszczególnych 40 zlewni cząstkowych, w przedziale czasowym 1952-1992 badano zmiany: zasięgu wód i terenów podmokłych, struktury użytkowania ziemi, ogólnej długości stref stykowych powstających między płątami lub rozcinających płąty, gęstości sieci tych stref, różnorodności ich elementów składowych oraz dominacji różnych typów styków. Wyróżniono strefy graniczne o charakterze naturalnym - występujące między płątami pochodzenia naturalnego (np. las/ torfowisko), granice półnaturalne - powstające na styku płątów naturalnych i pochodzenia antropogenicznego (np. woda/pole) oraz granice antropogeniczne, powstałe za sprawą człowieka (np. zabudowa/pole).

Tabela 1. Macierz typologiczna stref stykowych występujących w krajobrazach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego

Lp.	Typ płątu ekologicznego lub elementu liniowego	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
	woda											
	Szuwar	1										
	torfowisko turzycowisko		2									
	łąka*				3							
	zakrzaczenia**					4						
	las						5					
1.	woda							6				
2.	szuwar			11					16			
3.	torfowisko turzycowisko				20					25		
4.	łąka*					28					33	34
5.	zakrzaczenia**						35					40
6.	las							41				
7.	zielen produkcyjna*** zadrzewienia								46			
8.	pole									50		
9.	zabudowa i tereny przemysłowe										53	54
10.	drogi											55
11.	cieki											

*, **) w tym tereny podmokłe

***) sady, uprawy krzewów jagodowych, plantacje wikliny itp.

1-55: kolejne numery typów stref stykowych

Ponadto, dla kilkunastu wybranych zlewni, analizowano podobny zakres zmian w latach 1992-1997.

Dla określenia skali zmian poszczególnych badanych cech, użyto Wskaźnika Zmienności Cech, obliczanego wg wzoru (Chmielewski i in. 1997):

$$WZC_{40} = \frac{100(C_2 - C_1)}{C_2}$$

WZC 40 – Wskaźnik Zmienności Cech w ciągu 40 lat

C1 – wartość cechy na początku badanego okresu

C2 – wartość cechy na końcu badanego okresu

Wyniki przedstawiono na serii map, w 6 przedziałach wartości WZC.

W celu określenia skali równoczesnej zmiany kilku pokrewnych cech, stosowano Syntetyczny Wskaźnik Zmienności Cech, obliczany według wzoru (Chmielewski i in. 1997):

$$SWZC = \frac{\Delta C_1 + \Delta C_2 + \dots + \Delta C_n}{n}$$

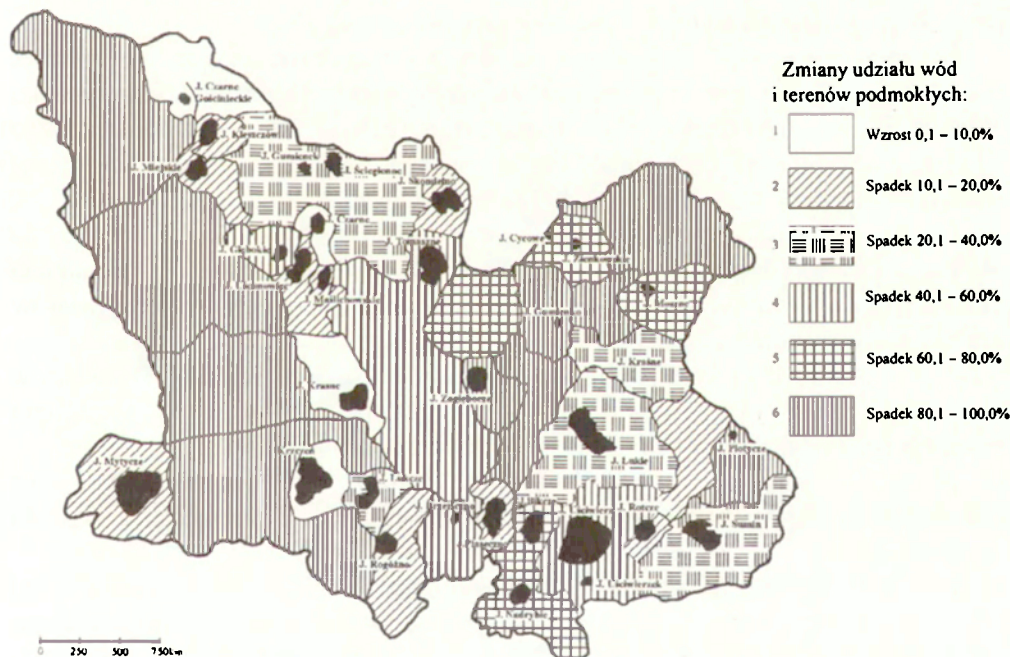
SWZC – Syntetyczny Wskaźnik Zmienności Cech

ΔC_1 – bezwzględna wartość zmienności cechy 1

ΔC_2 – bezwzględna wartość zmienności cechy 2

n – liczba analizowanych cech.

Wyniki przedstawiono na rycinie 2 i 3 w 6 przedziałach wartości SWZC.



Ryc. 2. Zmiany udziału wód i terenów podmokłych w zlewniach cząstkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1992

Changes in the share of waters and wetlands in local catchment basins of Łęczna-Włodawa Lakeland in 1952-1992

Analizowano przyczyny określonych zmian i oceniano ich wpływ na warunki funkcjonowania przyrody regionu. Istotna zmiana jaka, nastąpiła w kierunkach przekształceń struktury ekologicznej krajobrazu po r. 1992, pozwoliła na sformułowanie tezy o zmianie sposobu traktowania zasobów przyrodniczych Pojezierza, ewolucji postaw wobec środowiska i powstawaniu nowej wizji kształtowania wiodących funkcji regionu.

3. WYNIKI

Działalność gospodarcza człowieka prowadzona w II połowie XX wieku na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim doprowadziła do bardzo dużych zmian struktury ekologicznej regionu. Główne tendencje wykazane w l. 1952-1992 w 40 badanych zlewniach cząstkowych, to:

1. Ubytek powierzchni wód otwartych o 5,4%; osuszenie 76,4% torfowisk (przy czym w niektórych zlewniach nawet powyżej 90%) oraz 69% niegdyś podmokłych łąk, zakrzaczeń i śródleśnych mokradeł (ryc. 2). Ogółem w latach 1952-1992 na badanym obszarze powierzchnia wód i terenów podmokłych zmniejszyła się z 9 766 ha do 4 038 ha.

2. Pocięcie znacznych obszarów wielu zlewni siecią prostolinijnych rowów odwadniających, dające w efekcie zniszczenie unikatowej, lokalnej różnorodności hydrochemicznej i hydrobiologicznej ekosystemów, zaburzone dodatkowo doprowadzeniem na Pojezierze obcych, silnie zeutrofizowanych wód ze zlewni rzeki Wieprz. Ogólna długość rowów melioracyjnych i kanałów przekroczyła tu 600 km.

3. Przyspieszone wypływanie i zarastanie makrofitami jezior i oczek wodnych, wskutek osuszenia terenów otaczających, mineralizacji torfów i eutrofizacji wód. W przypadku zbiorników małych (poniżej 1 ha) prowadzi to do ich całkowitego zaniku, połączonego z likwidacją wielu cennych gatunków roślin i zwierząt. Znika tym samym wiele ogniw ważnych dla różnorodności biologicznej i krajobrazowej regionu.

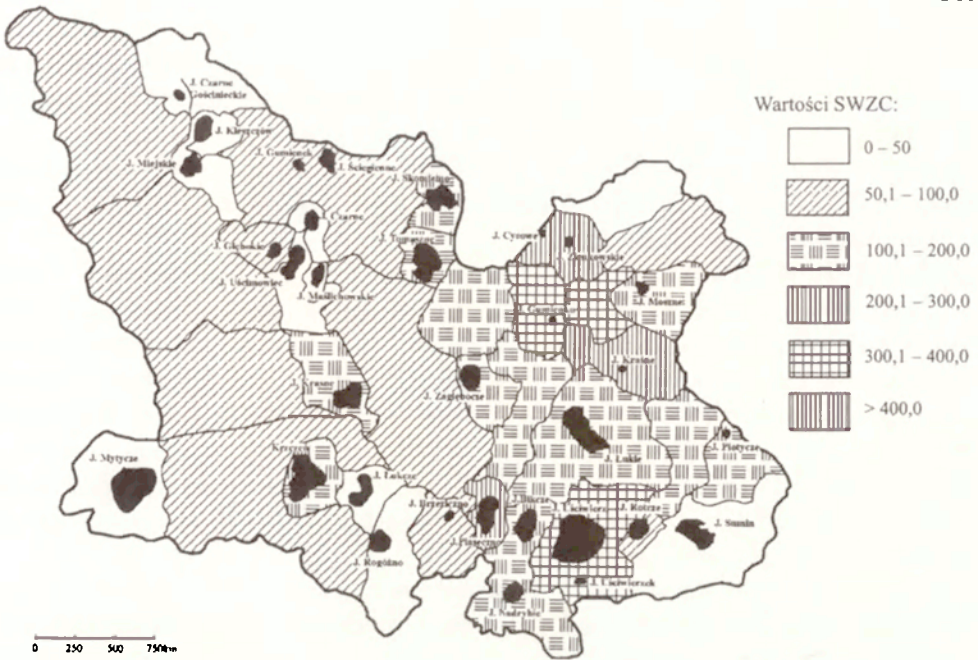
4. Towarzyszący odwodnieniu ponad 2-krotny wzrost lesistości: z 26,2% w r. 1952 do 59,6% w r. 1992 (współczynnik korelacji między wzrostem lesistości, a spadkiem udziału terenów podmokłych wynosi 0,9156). W wyniku tych procesów ok. 80% lasów regionu ma wiek poniżej 50 lat.

5. Wzrost powierzchni terenów zabudowanych średnio o 56%, najintensywniejszy w zlewniach jezior wykorzystywanych rekreacyjnie, przy czym zabudowie terenu towarzyszyło osuszenie zlewni jezior (współczynnik korelacji 0,8771).

6. Wzrost powierzchni agrocenoz średnio o 3%, przy czym poszczególne zlewnie cząstkowe wykazywały w tym zakresie znaczne wahania: od wzrostu o 15,7%, do spadku o 12,5%.

7. Wysokie zróżnicowanie ogólnej skali przekształceń poszczególnych zlewni cząstkowych. Skala zmian wszystkich badanych typów użytkowania ziemi, wyrażona Syntetycznym Wskaźnikiem Zmienności Cech, wahała się w poszczególnych zlewniach od 17,6 do 2147,4 i była na ogół najmniejsza na rozległych terenach użytkowanych rolniczo lub porośniętych starymi lasami a największa w zlewniach o mozaikowatej: wodno – torfowiskowo – rolniczo – leśnej strukturze użytkowania (ryc. 3).

8. Blisko 2-krotny wzrost ogólnej długości i gęstości sieci stref stykowych między

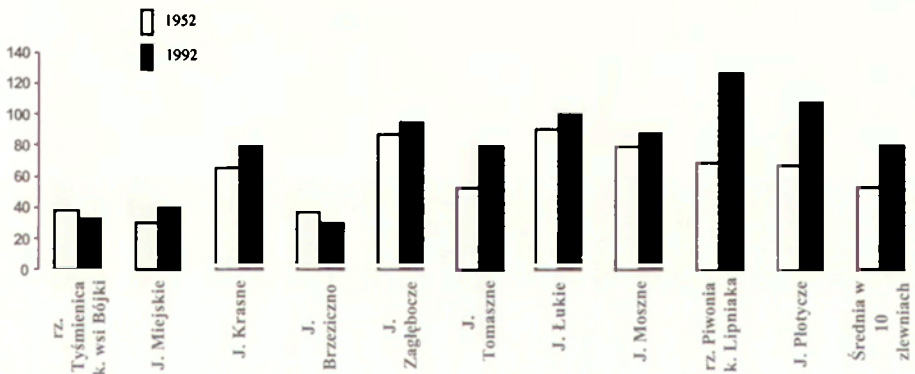


Ryc. 3. Wartości SWZC dla użytkowania ziemi w 40 zlewniach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1992

The values of Synthetic Index of Features Variability of land-use in 40 catchment basins of Łęczna-Włodawa Lakeland in 1952-1992

3.1. Borders of river catchment basins; A – Tyśmienica River catchment basin; B – Bobrówka River catchment basin; C – Bobryk River catchment basin; D – Piwonia River catchment basin

różnymi formami użytkowania ziemi, a więc istotne rozdrobnienie struktury krajobrazu (ryc. 4). Jest to spowodowane rozcięciem terenu licznymi rowami melioracyjnymi, gęstnieniem sieci dróg, płatowym rozwojem sukcesji leśnej oraz wyspowym rozwojem zabudowy. Zjawisko spadku długości stref granicznych nastąpiło zaledwie w 4 spośród 40 badanych zlewni cząstkowych i było efektem rozszerzenia się arealu gruntów ornych



Rys. 4. Rozdrobnienie struktury przestrzennej krajobrazu wyrażone przez zmiany gęstości sieci stref stykowych (m/ha) w wybranych zlewniach cząstkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1992

The fineness of the landscape structure marked by the changes in ecotone network density in chosen local catchment basins of Łęczna-Włodawa Lakeland in 1952-1992

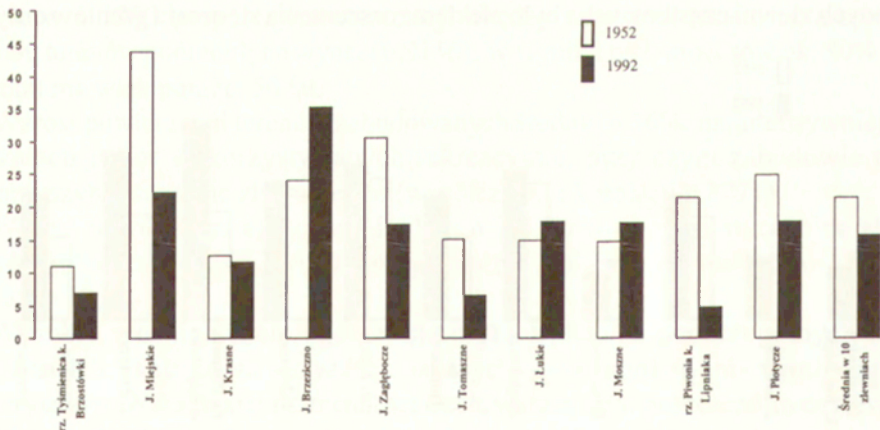
kosztem innych form użytkowania ziemi (2 zlewnie) oraz agregacji sąsiadujących ze sobą płątów o takim samym charakterze – głównie lasów i zakrzaczeń (pozostałe 2 zlewnie).

9. Wzrost różnorodności typów stref stykowych wywołany m. in. wprowadzeniem nowych form użytkowania ziemi (zabudowa rekreacyjna, zieleń produkcyjna itp.) oraz wzrostem mozaikowości krajobrazu.

10. Generalny spadek udziału stref stykowych o charakterze naturalnym (ekotonów), średnio o 3,5%, a wzrost styków o charakterze antropogenicznym, średnio o 17,9%. Proces odwrotny – tj. wzrost styków naturalnych, a spadek antropogenicznych zanotowano w kilkunastu zlewniach cząstkowych, objętych różnymi formami ochrony przyrody, w tym od lat 50-tych ochroną rezerwatową w zlewniach jeziora Brzeziczno i jeziora Moszne, w zlewni jeziora Łukie (od 1982r. – rezerwat przyrody, od 1990 – część Poleskiego Parku Narodowego) oraz w zlewni projektowanego rezerwatu “Uroczysko Lejno” (ryc. 5). Dane te świadczą o skuteczności ochrony rezerwatowej i parkowej na badanym obszarze.

W latach 1992-1997 tempo przekształceń krajobrazu było nadal bardzo duże, lecz zmienił się charakter tych przemian. Ustał proces odwadniania, a rozpoczęło się lokalne, samorzutne odtwarzanie podmokłości. Trwał natomiast wzrost lesistości regionu, a znacznie wzmożło się tempo zabudowy zlewni cennych przyrodniczo jezior.

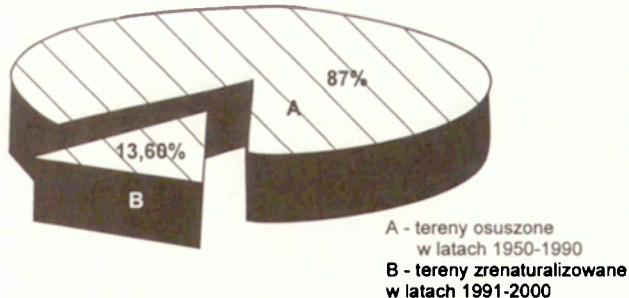
Wzrastająca – mimo licznych działań ochronnych – skala przekształceń krajobrazu i zagrożeń walorów środowiska przyrodniczego Pojezierza, stała się bodźcem do uruchomienia na początku lat 90-tych cyklu programów renaturalizacji ekosystemów wodno – torfowiskowych regionu (Chmielewski i in. red. 1996, Chmielewski 2000 b). W ich efekcie w latach 1992-2000 na Pojezierzu odtworzono łącznie 2206 ha zastoisk wody i podmokłości, przetamowano odpływy i zmniejszono amplitudę wahań poziomu wody w 8 jeziorach o łącznej powierzchni 529,7 ha oraz zmeandrowano i podpiętrzono 1 km biegu rzeki, zamienionej w latach 60-tych w procesie “melioracji” w prostoliniowy, głęboko wcięty rów.



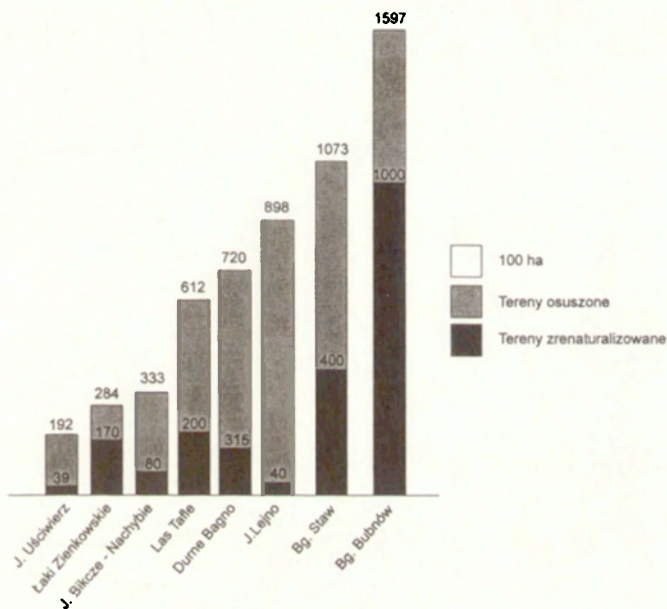
Rys. 5. Zmiany udziału ekotonów naturalnych (%) w wybranych zlewniach cząstkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1992

Changes in the share of natural ecotones (%) in chosen local catchment basins of Łęczna-Włodawa Lakeland in 1952-1992.

6.1. Generalny obraz sytuacji regionu
General situation in region



6.2. Skala odtworzenia rozlewisk i podmokłości w poszczególnych zlewniach częściowych objętych programami renaturalizacji
Scale of wetland restoration in basic catchment basins



Ryc. 6. Porównanie powierzchni obszarów torfowisk i bagien Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego poddanych przyrodniczej degradacji w latach 1950-1990 i renaturalizacji w latach 1991-2000

The comparison of the wetlands of Łęczna-Włodawa Lakeland degraded in 1950-1990 and restored in 1991-2000

A – wetlands drained in 1950-1990; B – wetlands restored in 1991-2000

W ten sposób w latach 90-tych XX w. procesami renaturalizacyjnymi objęto ok. 13% ekosystemów wodno – torfowiskowych zdegradowanych lub niekorzystnie przekształconych w ciągu minionych 40 lat (ryc. 6). W stosunku do ogólnej długości zmeandrowanych cieków, udział ten wynosi zaledwie 0,17%.

W opracowanym w 1999 r. planie ochrony Poleskiego Parku Narodowego i jego otuliny, do odtworzenia przewidziano łącznie 5 500 ha rozlewisk i podmokłości oraz do zmeandrowania ok. 10 km cieków (Radwan, red. 1999) (ryc. 7). Kolejne tego typu zadania planowane są do zrealizowania w Parku Krajobrazowym “Pojezierze

- 1 ---
- 2 - - - -
- 3 - · - · -
- 4 - - - -
- 5 · · · · ·
- 6 - - - -
- 7 - - - -
- a
- b
- c
- 8
- 9
- 10
- 11
- 12
- 13
- 14
- 15
- R.1
- 16



Ryc. 7. Plan ochrony Poleskiego Parku Narodowego: strategia rozwoju terytorialnego parku i renaturalizacji ekosystemów wodno torfowiskowych do roku 2020:

1 – granica parku narodowego w roku 2000, 2 – granica otuliny parku narodowego w roku 2000, 3 – tereny postulowane do włączenia do parku narodowego w roku 2002, 4 – tereny postulowane do włączenia do parku narodowego w latach 2003-2010, 5 – tereny postulowane do włączenia do parku narodowego w latach 2011-2010, 6 – postulowana korekta przebiegu otuliny parku narodowego, 7 – projektowane obszary szczególnie chronione w otulinie parku: a – I etap – użytek ekologiczny lub zespół przyrodniczo-krajobrazowy, b – II etap – renaturalizacja i biologiczne wzbogacanie, c – III etap – rezerwat przyrody, 8 – wstępna propozycja lokalizacji sztucznych zbiorników wodnych o funkcji retencyjno-rekreacyjnej, odciążająca jeziora otuliny PPN od nadmiernej presji ruchu turystycznego, 9 – tereny do odtwarzania utraconego poziomu wody i sukcesywnej renaturalizacji ekosystemów, 10 – siedziba Dyrekcji Poleskiego Parku Narodowego, 11 – lokalizacja osiedla pracowniczego PPN, 12 – ośrodek dydaktyczny i muzeum przyrodnicze PPN, 13 – proponowana lokalizacja skansenu Wsi Poleskiej, 14 – lokalizacja projektowanych Terenowych Stacji Przyrodniczych PPN, 15 – lokalizacja leśniczówek, 16 – rejon realizacji pierwszego programu renaturalizacyjnego w latach 1992-97.

Nature protection plan for Poleski National Park: the strategy of the park's territorial development and wetland restoration until 2020: 1 – the boundary of the National Park in 2000, 2 – the boundary of the National Park's protection zone in 2000, 3 – areas postulated to be incorporated into the park until 2002, 4 – areas postulated to be incorporated into the park in 2003-2010, 5 – areas postulated to be incorporated into the park in 2011-2020, 6 – postulated correction of the park's protection zone, 7 – projected specially protected areas inside the park's protection zone: a – 1st stage – „protected ecological ground” or „natural landscape area”, b – 2nd – restoration and biological enrichment of ecosystems, c – 3rd – nature reserve, 8 – initial suggestion for the localization of water reservoirs with the retention and recreation function in order to relieve the lakes of PNP of excessive restoration of ecosystems, 10 – headquarters of Poleski National Park authorities, 11 – localization of a housing estate for PNP service, 12 – the didactic centre and nature museum of PNP, 13 – projected localization of the Museum of Polesie Village skansen, 14 – localization of projected nature field stations, 15 – localization of forest service houses, 16 – the region where the first restoration programme (1992-97) was realised.

Łęczyńskie” (Guz i in. 1997) oraz w Sobiborskim Parku Krajobrazowym (Chmielewski i in. 2000 c).

4. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim, po okresie drastycznych odwodnień łąk, torfowisk i bagien (lata 50-te, 60-te i 70-te), nastąpił okres wypadania coraz większej powierzchni osuszonych obszarów z produkcji rolnej. Obu tym procesom towarzyszył znaczny wzrost lesistości regionu.

Lata 80-te, a szczególnie 90-te to okres intensywnego, na ogół chaotycznego rozwoju zabudowy rekreacyjnej. W latach 90-tych na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim zaznaczył się nowy kierunek zmian, określanych jako renaturalizacja ekosystemów wodno-torfowiskowych. Jest on w głównej mierze efektem realizacji zestawu specjalnie zaprojektowanych programów aktywnej ochrony przyrody.

Badania wykazały także istotne znaczenie długotrwałej ochrony rezerwatowej dla stabilizacji struktury ekologicznej krajobrazu regionu.

Lata 90-te XX wieku to okres zasadniczej zmiany paradygmatu kształtowania środowiska Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Odstąpiono od lansowanego przez 40 lat modelu forsownej eksploatacji zasobów i wielkoskalowych przekształceń naturalnej struktury przyrodniczej regionu, na rzecz sukcesywnego naprawiania wyrządzonych szkód i prób harmonizacji funkcji gospodarczych z uwarunkowaniami ekologicznymi. Pozostaje kwestią otwartą, jak długo uda się utrzymać tą bardzo korzystną dla przyrody regionu tendencję.

Nadal nierozwiązanym problemem jest presja chaotycznej zabudowy rekreacyjnej na tereny szczególnie cenne przyrodniczo. Badaniom ekologiczno – krajobrazowych efektów tego procesu i znalezieniu skutecznych metod przeciwdziałania tej formie degradacji przestrzeni należy w najbliższych latach poświęcić szczególną uwagę.

LITERATURA

- Bucek A., Łacina J., 1985, *The skeleton of ecological stability of landscape in landscape planning*, Proc. VII- thInt. Symposium on Problems of landscape ecological research, Pezinok, Panel 1, 2, Slovak Academy of Sciences, Bratislava, s. 90-99.
- Chmielewski T.J., 1999, *Ocena różnorodności biologicznej i krajobrazowej układów wielkoprzestrzennych na przykładzie województwa lubelskiego*, [w:] Ryszkowski L., Bałazy S. (red.), *Uwarunkowania ochrony różnorodności biologicznej i krajobrazowej*, Zakład Badań Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN, Poznań, s.99-112.
- 2000a, *System planowania przestrzennego harmonizującego przyrodę i gospodarkę*, Politechnika Lubelska, Lublin, s.1-547 (w druku).
- 2000b, *Programy renaturalizacji ekosystemów wodno – torfowiskowych na Lubelszczyźnie w latach 1992-2000: założenia metodyczne, realizacja, efekty* [w:] Michalczyk Z., (red.), *Renaturalizacja obiektów przyrodniczych: aspekty ekologiczne i gospodarcze*, Wyd. UMCS, Lublin: 29-43.
- (red.), 1989, *Poleski Park Narodowy*, Dokumentacja Naukowa, Inst. Gosp. Przem. i Komun. w Warszawie, TWWP, Lublin–Warszawa, s.1-148.
- Chmielewski T.J., Fijałkowski D., Radwan S., Wilgat T., 1990, *Walory przyrodnicze Poleskiego Parku Narodowego i problemy ich ochrony*, *Chrońmy Przyrodę Ojczystą*, 47, 4, s. 17-31.
- Chmielewski T.J., Olenderek H, Sielewicz B., 1996, *Fotointerpretacyjna analiza retrospektywna zmian struktury ekologicznej Kampinoskiego Parku Narodowego w ostatnim 40-leciu*, [w:] Kistowski M. (red.), *Badania ekologiczno – krajobrazowe na obszarach chronionych. Problemy ekologii krajobrazu*, t.2, Uniwersytet Gdański, Polska Asocjacja Ekologii Krajobrazu, Gdańsk, s. 125-129.
- Chmielewski T.J., Harasimiuk M., Radwan S., (red.), 1996, *Renaturalizacja ekosystemów wodno – torfowiskowych na Pojezierzu Łęczyńsko – Włodawskim*, Wojewoda Lubelski, Lubelska Fundacja Ochrony Środowiska Naturalnego, Uniwersytet M. Curie – Skłodowskiej, Lublin, s. 1-144.

- Chmielewski T.J., Radwan S., Sielewicz B., 1997, *Długoterminowe interakcje: zlewnia- ekosystem jeziorny*, [w:] R. Puszkarski, L. Puszkarska, *Współczesne kierunki ekologii. Ekologia behawioralna*, (Materiały z sympozjum, Lublin 25-26 XI 1995), UMCS, Zakład Ochrony Przyrody UMCS, PTE, Lublin, s. 371-385.
- Chmielewski T.J., (red.) 1997, *Skala przekształceń środowiska i polityka ekologiczna Euroregionu Bug*, Norbertinum, Politechnika Lubelska, s. 1-342.
- Chmielewski T.J., Sielewicz B., 1997, *Zmiany struktury ekologicznej krajobrazu w rejonie Poleskiego Parku Narodowego w ciągu ostatnich 40 lat*, *Przegl. Przyr.*, 8, 4, s. 3-10.
- Chmielewski T.J., Maciąg-Zasadna J., 1998, *Zmiany sieci ekotonów i innych stref granicznych w krajobrazach zlewni 12 jezior Polesia Lubelskiego w latach 1952-92*, [w:] Radwan S., (red.), *Ekotony słodkowodne: struktura, rodzaje, funkcjonowanie*, Wyd. UMCS, Lublin, s. 105-116.
- Chmielewski T.J., Mieczan T., Maciąg-Zasadna J., Banachiewicz A., 2000a, *Przemiany struktury ekologicznej krajobrazu Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w drugiej połowie XX w.*, [w:] Zięba, Wróblewski (red.), *Ekologia a transformacje cywilizacyjne na przełomie wieków*, Ekokol, Lublin, s. 333-350.
- Chmielewski T.J., Deptuś P., Holuk J., Piasecki D., Szostakiewicz J., Urban D., Wójciak J., 2000b, *Projekt międzynarodowego Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie”*, *Chrońmy Przyrodę Ojczystą*, 58, 4 (w druku).
- Chmielewski T.J., Stafanek J., Szostek A., 2000c, *Renaturalizacja zlewni Rowka Kosyńskiego w Sobiborskim Parku Krajobrazowym*, *Przegląd Przyrodniczy* (w druku).
- Fijałkowski D., 1960, *Szata roślinna Jezior Łęczyńsko-Włodawskich i przylegających do nich torfowisk*, *Annales UMCS, seria B*, 14, s. 131-206.
- Forman R.T.T., Gordon M., 1986, *Landscape ecology*, Wiley, New York.
- Guz T., Chmielewski T.J., Tryksza S., 1997, *Koncepcja odtworzenia jeziora Orzechówek na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim*, *Ekoinżynieria*, s. 16-25.
- Hansen A.J., Di Castri F., 1992, *Landscape boundaries consequences for biotic diversity and ecological flows*, Springer Verlag, New York-Berlin, 92, s. 1-214.
- Harasimiuk M., Michalczyk Z., Turczynski M., (red.) 1998, *Jeziora Łęczyńsko-Włodawskie. Monografia przyrodnicza*, UMCS, PIOŚ, Lublin, s. 1-210.
- Kondracki J., 1981, *Geografia fizyczna Polski*, PWN, Warszawa, s. 1-463.
- Kozova M., Smitalova K., Vizyowa A., 1986, *Use of measures of network connectivity in the evaluation of ecological landscape stability*, *Ekologia*, (CSSR) 5.
- Löw J., 1985, *Territorial systems of landscape ecological stability. Inter. Symposium on the problems of the landscape ecological research*. Pezinok, CSSR, 2, s. 108-116.
- Maciąg-Zasadna J., Chmielewski T.J., 2000, *Ocena stabilności i różnorodności struktury ekologicznej kompleksu 40 zlewni cząstkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w drugiej połowie XX w.*, [w:] Kowalczyk A., Babiński Z., (red.), *Założenia i teorie ekologii krajobrazu w ekorozwoju*, Polska Asocjacja Ekologii Krajobrazu, WSP Bydgoszcz (w druku).

- Naiman R.J., Decamps H., 1997, *The ecology of interfaces: riparian zones*. Annual Review of Ecology and Systematics, 28, s. 621-658.
- Radwan S., (red.) 1996, *Funkcjonowanie ekosystemów wodno-błotnych w obszarach chronionych Polesia*, Akademia Rolnicza, Poleski Park Narodowy, Polskie Towarzystwo Hydrobiologiczne, Wyd. UMCS, Lublin, s. 1-152.
- (red.) 1999, *Plan ochrony Poleskiego Parku Narodowego*, Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska Naturalnego, Warszawa, mat. niepubl., s. 1-566.
- Sounders D.A., Hobbs R.J., Margules C.R., 1991, *Biological Consequences of ecosystem fragmentation: A review*, Conservation Biology, 5, s. 18-32.
- Wilgat T., 1954, *Jeziora Łęczyńsko-Włodawskie*, Annales UMCS, B, 8, s. 37-122.
- Wilgat T. Michalczyk Z., Turczyński M., Wojciechowski K., 1991, *Jeziora Łęczyńsko-Włodawskie*, Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej Ł IXI. PAN o/Kraków, s. 23-140.

THE RANGE AND DIRECTION OF LANDSCAPE CHANGES ON ŁĘCZYŃSKO-WŁODAWSKIE LAKELAND IN YEARS 1952-1997 FROM DEGRADATION TO RESTORATION

Summary

Łęczna-Włodawa Lakeland is one of the regions of Poland with most precious natural values. There, on the area of 1315 km², occur 62 lakes with extremely varied limnological features, surrounded with extensive peatbogs, marshes and forests. The changes occurring in the ecological relations and structure of land-use in this area were investigated on the basis of comparative analysis of aerial photographs from 1952–1992, 1992–1997. The analyses were carried out in the area of 40 catchment basins, the total area of which is 39173, 9 ha. (fig. 1)

On the whole in the years 1952–1992 the following tendencies were established:

- drainage of 76,4% of peatbogs and 69% of marshes (fig. 2),
- increase in woodiness from 26,2% in 1952 to 59,6% in 1992,
- development of recreational build-up around lakes, which, in several cases, has the form of compact rings up to 1 km wide,
- big differentiation of total scale of landscape dynamics (fig 3),
- average area of landscape patches has become twice smaller,
- considerable decrease in the share of natural ecotones in the landscape (fig. 4).

The years 1992 – 1997 were the period when the paradigm of environmental management of Łęczna-Włodawa Lakeland changed fundamentally. The model of intensive exploitation of nature resources and large-scale transformations of the region's natural structure, promoted for 40 years, was renounced. The period of renaturalization of degraded ecosystems began. Thanks to the implementation of specially designed renaturalization programmes in the 1990s, about 13% of wetlands were restored and their high natural values recovered (fig. 5).

Adres autora:

Tadeusz J. Chmielewski

Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska, Politechnika Lubelska

ul. Nadbystrzycka 40, 20-618 Lublin

e-mail: tachmiel@acropolis.pol.lublin.pl

Bożena Degórska

PRZYRODNICZE I SPOŁECZNO-GOSPODARCZE UWARUNKOWANIA PRZEMIAN KRAJOBRAZU NA KUJAWACH W DWUSTULECIU 1770-1970

I. WPROWADZENIE

Od czasów rozwoju pasterstwa i uprawy ziemi człowiek jest istotnym czynnikiem wpływającym na zmiany krajobrazu. W okresie neolitu oraz w epoce brązu antropogeniczne przekształcenia krajobrazu na ziemiach polskich były ograniczone, ponieważ osadnictwo tych epok charakteryzowało się niską trwałością i często zanikało (Kruk 1991). Na opuszczone tereny – na drodze naturalnej sukcesji – wkraczały zbiorowiska leśne (Koško 1979; Strzemski 1964). W miarę stabilizacji osadnictwa, w krajobrazie pojawiły się coraz rozleglejsze tereny wylesione i trwale użytkowane (Maruszczak 1999).

W wielu regionach działalność człowieka doprowadziła do wytworzenia krajobrazu o dużym stopniu antropogenicznego przekształcenia, a zwłaszcza wylesienia. Do takich obszarów na terenie środkowej Polski należą tzw. „Czarne Kujawy”, Wielkopolska oraz środkowe i zachodnie Mazowsze. Jednak, pomimo olbrzymich przekształceń środowiska w niektórych częściach środkowej Polski, do schyłku XVIII wieku zachowały się jeszcze regiony o bardzo wysokiej lesistości (m. in. Pojezierze Chodeckie i Kotlina Włocławska).

Badania długookresowych zmian krajobrazu zajmują ważne miejsce w rozpoznaniu przemian środowiska przyrodniczego. Problematyka ta jest często podejmowana na świecie (Agger 1991; Antrop M 1997; Bastian 1987; Bastian, Bernhardt 1993; Brandon 1979; di Castri, Hansen 1992; Hook, Kain 1982; Iverson 1991; Iverson 1988; Lepart, Debussche 1992; Mander i in. 2000; Meeus i in. 1990 i in.). Wśród polskich prac geograficzno-historycznych, poruszających zagadnienia przemian krajobrazu, wymienić należy przede wszystkim przedwojenne studia K. Hładyłowicza (1932) oraz powojenne: K. Buczka 1960; H. Maruszczaka 1974, 1988, 1998, 1999). Tematyka ta pojawia się także w innych opracowaniach (Galon 1929; Kostrowicki 1981; Kostrowicki i in. 1988; Kruk 1991; Kukier 1969, 1973; Kurnatowski 1968; Różycki 1969; Starkel 1988; Strzemski 1964 i in.). Zaktywizowanie badań nad długookresowymi przemianami krajobrazu nastąpiło w schyłkowym okresie XX wieku (m. in.: Flis 1998; Ilnicki 1994, 1998; Janicki G. 1998; Janicki R. 1998; Kowalczyk 1998; Maruszczak 1997, 1998; Plit 1990, 1992, 1996, 1998; Skowronek 1998). Wiele informacji na temat przemian krajobrazu dostarczają także prace z zakresu rolnictwa (Bański 1997; Bromek 1966; Grocholska 1973; Grocholska i in. 1972, 1976; Kostrowicka 1961; Stola 1968, 1978; Tyszkiewicz 1971, 1974; Uhorczak 1969 i in.). Jednak tego typu studia obejmowały zwykle krótsze okresy lub określały strukturę użytkowania w wybranym roku

i koncentrowały się zazwyczaj na rolniczym użytkowaniu gruntów. W badaniach długookresowych przemian użytkowania ziemi najlepiej rozpoznany elementem pod względem zmian powierzchni są lasy (Błaszczak 1976; Broda 1965, 1985; Degórska 1996; Łonkiewicz 1993; Maruszczak 1951; Romanowska 1934; Szymański 1984; Ślaski 1951; Więcko 1948; Żabko-Potopowicz 1959).

Analizę zmian krajobrazu wiejskiego w dwustuleciu 1770-1970 prowadzono na terenie trzech graniczących regionów: na Równinie Kujawskiej, Pojezierzu Chodeckim i w Kotlinie Włocławskiej.

Inspiracją do podjęcia badań w południowo-wschodniej części Kujaw były przede wszystkim aspekty poznawcze:

- możliwość przeprowadzenia studiów na obszarze, który pod kątem rozpoznania długookresowych zmian krajobrazu w ostatnich wiekach, należał w Polsce do słabiej zbadanych,

- możliwość wykonania badań porównawczych na terenie graniczących regionów, o odmiennych warunkach przyrodniczych, reprezentujących trzy typy krajobrazu naturalnego (pradoliny – Kotliny Włocławskiej, pojezierny – Pojezierza Chodeckiego oraz równinno-morenowy – Równiny Kujawskiej), co pozwala na ekstrapolację wyników na sąsiednie obszary o podobnych warunkach środowiska geograficznego.

Głównym celem niniejszego opracowania jest określenie głównych tendencji zmian krajobrazu wiejskiego w południowo-wschodniej części Kujaw, w latach 1770-1970 oraz rozpoznanie społeczno-gospodarczych i przyrodniczych czynników generujących zmiany, a także wpływających na ich trwałość.

Wydaje się jednak, że określenie bezpośrednich związków przyczynowo-skutkowych pomiędzy tempem i wielkością zmian krajobrazu a czynnikami je wywołującymi, jest dość trudne, ponieważ najczęściej procesy antropogeniczne zacierają przemiany naturalne. Ponadto skutki widoczne w krajobrazie występują zwykle z pewnym opóźnieniem w stosunku do czynników generujących zmiany.

2. METODY

Niniejsze studium, łączące problematykę geografii fizycznej, fitosocjologii, geografii społeczno-gospodarczej oraz historii, wymagało zastosowania metodyki z pogranicza nauk przyrodniczych i historycznych.

W celu uzyskania możliwie dokładnych danych dotyczących użytkowania ziemi oraz natężenia antropopresji wykorzystano metodę retrogresywną, polegającą na analizie materiałów od najmniej odległych czasowo do najstarszych. Natomiast wyniki prezentowano w sposób chronologiczny. Podobne postępowanie zastosowali między innymi: K. Hładyłowicz (1932), J. Plit (1994), B. Szymański (1984), K. Ślaski (1951).

Materiał analityczny uzyskano na podstawie materiałów źródłowych (statystycznych i kartograficznych)¹, badań terenowych, oraz dostępnej literatury.

Zasadniczą analizę dotyczącą przemian krajobrazu oraz gęstości sieci osadniczej w latach 1770-1970, wykonano na podstawie map topograficznych z XVIII, XIX i XX wieku, w skalach 1:100 000 lub do niej zbliżonych przedstawiających sytuację w latach:

¹ Wykaz wykorzystanych materiałów statystycznych i kartograficznych zamieszczono przed spisem literatury.

1770, 1800, 1830, 1890, 1930, 1950, 1970. Przyjęcie tego okresu, jak i jego podział na czasowe przedziały badawcze uwarunkowane było dostępnością map topograficznych w zbliżonych skalach.

Podstawowymi jednostkami badawczymi były regiony naturalne według R. Galona (1973). W obrębie każdego z regionów wprowadzono podział na jednostki mniejsze - tzw. gminy przeliczeniowe (według stanu granic z końca 1988 roku). Istotnym założeniem było przeprowadzenie analizy w identycznych dla całego okresu badań jednostkach przestrzennych.

W celu uzyskania najlepszej porównywalności materiałów kartograficznych wszystkie mapy z XVIII i XIX wieku sprowadzono do jednolitej skali 1:100 000.

Analizę przemian krajobrazu wiejskiego wykonano na podstawie zmian głównych form użytkowania ziemi: lasów, gruntów ornych oraz łąk i pastwisk.

Powierzchnię lasów, gruntów ornych oraz łąk i pastwisk obliczono dla poszczególnych regionów, począwszy od roku 1770, a w przypadku lasów także w granicach gmin znajdujących się w obrębie każdego z regionów, począwszy od roku 1800. Wprowadzenie granic gmin na najstarszej mapie okazało się niemożliwe w związku z jej niską dokładnością.

Gęstość sieci osadniczej, zabudowy mieszkaniowej i zaludnienia na obszarach wiejskich traktowano w niniejszej pracy jako miary antropopresji. Gęstość sieci osadniczej w regionach określona została dla każdego z 7 przekroi czasowych (1770, 1800, 1830, 1890, 1930, 1950, 1970), natomiast w 39 mniejszych jednostkach badawczych (gminach lub ich częściach) dla każdego z 6 przekroi czasowych (1800, 1830, 1890, 1930, 1950, 1970). Gęstość zaludnienia i zabudowy mieszkaniowej w regionach oraz gminach lub ich częściach, określone zostały dla każdego z 5 przekroi czasowych (1830, 1890, 1930, 1950, 1970). W celu utworzenia bazy danych wykorzystano zarówno bezpośrednie informacje zawarte na mapach, jak też materiały statystyczne, a zwłaszcza zawierające dane dotyczące liczby ludności i liczby domów w każdej miejscowości². Dla roku 1831 oraz 1890 wykonano szacunki dotyczące liczby ludności (Degórska 1999).

Ponieważ lasy pod względem powierzchni oraz zasięgu stanowiły w niniejszym studium najlepiej rozpoznany element, to współzależności określono wyłącznie pomiędzy gęstością zaludnienia, zabudowy mieszkaniowej i sieci osadniczej a lesistością. Obliczono je dla każdego z 5 przekroi czasowych (1830, 1890, 1930, 1950, 1970) na podstawie wskaźnika korelacji liniowej Pearsona. Wnioskowanie statystyczne przeprowadzono na poziomie 5% ryzyka błędu. Obliczeń dokonano wykorzystując pakiet programów STATGRAPHICS. Związki przestrzenne pomiędzy trwałością analizowanych form użytkowania ziemi a obszarami siedliskowymi potencjalnych zbiorowisk roślinności naturalnej, glebami, rzeźbą i litologią określono na podstawie porównania map tych elementów w jednolitej skali 1:100 000.

3. OBSZAR BADAŃ

Obszar badań o łącznej powierzchni 2517 km² obejmuje: Kotlinę Włocławską (577 km²), środkową i wschodnią część Pojezierza Chodeckiego (1165 km²) oraz południowo-wschodnią części Równiny Kujawskiej (775 km²).

Główne rysy rzeźby terenu ukształtowane zostały w wistulianie. Na Równinie Kujawskiej dominują obszary płaskiej i falistej moreny dennej. Rzeźba Pojezierza Chodeckiego jest bardziej urozmaicona. Wśród płatów falistej moreny dennej występują pagórki i wzgórza morenowe z dwoma wyraźnymi strefami moren czołowych w jego południowej części. W regionie tym znajdują się także pagórki i terasy kemowe, ozy oraz liczne rynny subglacjalne i jeziora polodowcowe. Szlaki odpływu wód glacyjfluwalnych na analizowanym obszarze znaczą sandry (wykształcone w południowej części Pojezierza Chodeckiego) oraz formy pradolinne (Pradolina Wisły, Pradolina Bachorzy). Kotlinę Włocławską buduje system teras wykształconych w rozszerzeniu Pradoliny Wisły, urozmaiconych licznymi formami wydmowymi tworzącymi często duże powierzchnie pól wydmowych.

W dwu regionach: na Równinie Kujawskiej i na Pojezierzu Chodeckim, dość powszechnie występującymi utworami powierzchniowymi są gliny o różnym stopniu zapiaszczenia, w których wykształciły się gleby brunatnoziemne, a na Równinie Kujawskiej także czarne i szare ziemie. Mniejszy udział mają pokrywy piaszczysto-żwirowe i piaszczyste z glebami bielicoziemnymi, których największe powierzchnie znajdują się w południowej i południowo-zachodniej części Pojezierza Chodeckiego. W Kotlinie Włocławskiej dominują piaski glacyjfluwalne, a na terenach wydmowych piaski eoliczne. W regionie tym wykształciły się głównie gleby bielicoziemne, wśród których znaczny udział mają bielice.

Badany obszar położony jest w granicach dwóch dorzeczy: Wisły i Odry. Rzeki reprezentują reżim typowy dla klimatu umiarkowanego o zasilaniu gruntowo-deszczowo-śnieżnym. Jeziorność wynosi 1,5%. Pod względem genetycznym dominują jeziora rynnowe.

Na analizowanym terenie występują trzy główne typy reżimów wodnych: infiltracyjno-spływowy (dominujący na Pojezierzu Chodeckim i Równinie Kujawskiej), infiltracyjny (występujący głównie w dolinach rzecznych i pradolinach, oraz w obrębie większej miąższości sandrów i pokryw piaszczysto-żwirowych), spływowy (obejmujący większość stref zboczowych).

Pod względem warunków termicznych obszar badań charakteryzuje się nieco wyższymi wartościami średnich rocznych temperatur, aniżeli tereny otaczające. W okolicach Włocławka wynoszą one około 8°C. Okres wegetacyjny należy w warunkach polskich do dość długich i trwa około 220 dni. Średnie roczne sumy opadów wynoszą dla obszaru badań około 505 mm (za okres 1951-1970) i są znacznie niższe aniżeli poza regionem Kujaw. Najniższe występują na Równinie Kujawskiej (433 mm w Brześciu Kujawskim). Według Schmuck'a (1965) spadki opadów atmosferycznych poniżej 500 mm w roku są bardzo niebezpieczne, ponieważ wartość ta stanowi dolną granicę opadów niezbędną dla rozwoju roślin uprawianych w Polsce. Na Kujawach zaznacza się także niekorzystny dla rolnictwa przebieg zjawisk higrotermicznych charakteryzujących się znaczną częstością występowania okresów susz i posuch, z których większość przypada na pierwszą połowę okresu wegetacyjnego. Najbardziej niekorzystny układ tych zjawisk występuje na tzw. „Czarnych Kujawach”.

Pod względem siedliskowym na Pojezierzu Chodeckim i na Równinie Kujawskiej dominują siedliska grądowe (*Galio silvatici-Carpinetum*), z tą różnicą, że w pierwszym z wymienionych regionów występuje głównie seria uboga, w drugim przeważa seria

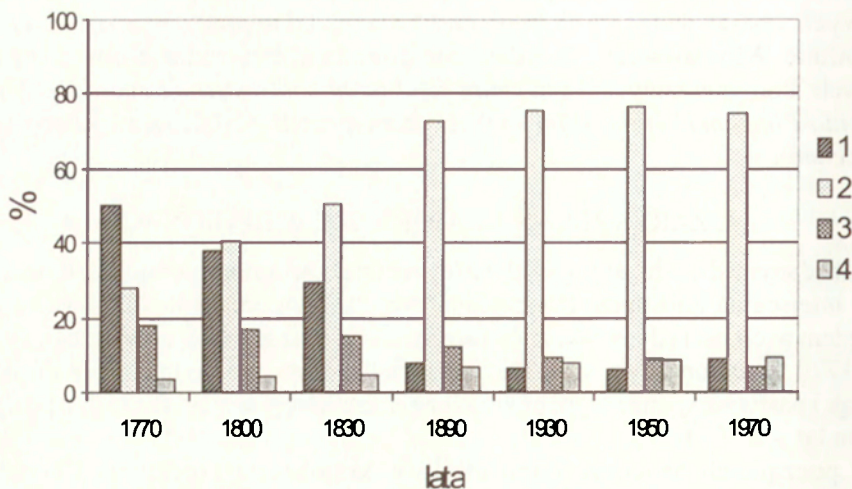
żyzna. Na Równinie Kujawskiej znajdują się także duże obszary siedliskowe niżowych łągowych lasów wiązowo-dębowych (*Ficario-Ulmetum chrysosplenietosum*). W Kotlinie Włocławskiej zdecydowanie dominują dwa rodzaje obszarów siedliskowych: kontynentalnych, śródładowych borów sosnowych (*Peucedano-Pinetum*, *Cladonio-Pinetum* i *Molinio-Pinetum*) oraz kontynentalnych borów mieszanych (*Pino-Quercetum*).

4. ZARYS ZMIAN KRAJOBRAZU W REGIONACH

W badanym dwustuleciu (1770-1970) największe zmiany krajobrazu wiejskiego miały miejsce na Pojezierzu Chodeckim (ryc. 1). Wyróżniało się ono zwłaszcza pod względem wielkości i dynamiki zmian areалу lasów oraz gruntów ornych (tab. 1). Około roku 1770 w regionie tym stosunek powierzchni leśnych w odniesieniu do polnych oraz łąk i pastwisk w znacznym przybliżeniu kształtował się jak: 6 : 3 : 2, a po upływie dwustu lat – 1 : 9 : 1.

W początkach badanego dwustulecia w krajobrazie Pojezierza Chodeckiego dominowały olbrzymie kompleksy leśne. Większe powierzchnie gruntów ornych występowały wokół największych miejscowości (Radziejowa, Izbicy Kujawskiej, Brdowa, Przedcza), a także w pobliżu dolin rzecznych Noteci, Lubieńki, Chodeczki i Zgłowiączki, gdzie pola należące do jednej wsi łączyły się z gruntami ornymi wsi sąsiednich, rozcinając olbrzymie kompleksy leśne. Rzadziej niewielkie płyty gruntów ornych występowały jako enklawy śródleśne otaczające zwykle jedną, a czasami kilka wsi. W przemianach krajobrazu Pojezierza Chodeckiego ważnym okresem jest przełom XVIII i XIX wieku, na który przypada punkt równowagi pomiędzy powierzchnią zajmowaną przez lasy i grunty orne (po około 40% ogólnej powierzchni regionu) ryc. 1. W początkach XIX wieku nastąpiła zmiana dominującego elementu, rozpoczynając okres przewagi krajobrazów polnych nad leśnymi. Do połowy XX wieku głównym procesem kształtującym krajobraz Pojezierza Chodeckiego była deforestacja. Wylesiano zarówno brzegowe partie lasu jak i jego wnętrza, a także zniknęły całe mniejsze kompleksy leśne. Spośród analizowanych materiałów kartograficznych najniższą lesistość oraz największy areal gruntów ornych w badanym dwustuleciu stwierdzono na mapie przedstawiającej sytuację z około roku 1950 (lesistość około 6%, udział gruntów ornych w ogólnej powierzchni regionu ponad 76%). Ponadto w początkowym okresie badanego dwustulecia oraz po drugiej wojnie światowej udział łąk i pastwisk w strukturze użytkowania ziemi był wyższy aniżeli lasów. Począwszy od drugiej połowy XIX wieku do końca badanego dwustulecia lasy Pojezierza Chodeckiego zachowały się jedynie jako niewielkie enklawy śródpolne. W dwudziestoleciu powojennym odnotowano niewielki wzrost lesistości (do około 9%) i niewielkie zmniejszenie areалу gruntów ornych. Natomiast powierzchnie łąk i pastwisk w badanym dwustuleciu ulegały ciągłemu zmniejszaniu. Na Pojezierzu Chodeckim proces zamiany tych form użytkowania głównie na grunty orne charakteryzował się podobnym przebiegiem jak w Kotlinie Włocławskiej, w których nastąpiło ponad dwukrotne zmniejszenie areálu użytków zielonych.

Zmiany krajobrazu w Kotlinie Włocławskiej i na Równinie Kujawskiej w okresie 1770-1970 charakteryzowały się niższą dynamiką aniżeli na Pojezierzu Chodeckim - zwłaszcza dotyczy to lasów i gruntów ornych.

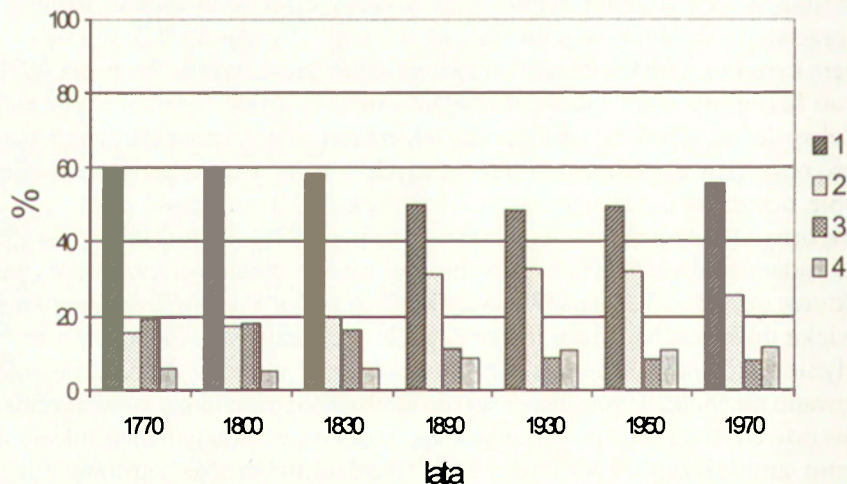


Ryc. 1. Zmiany krajobrazu Pojezierza Chodeckiego w latach 1770-1970

1 – lasy, 2 – grunty orne, 3 – łąki i pastwiska, 4 – pozostałe grunty

Transformation in the landscape structure of Chodecz Lakeland in the period 1770-1970

1 – forest, 2 – arable land, 3 – meadows and pastures, 4 – other areas

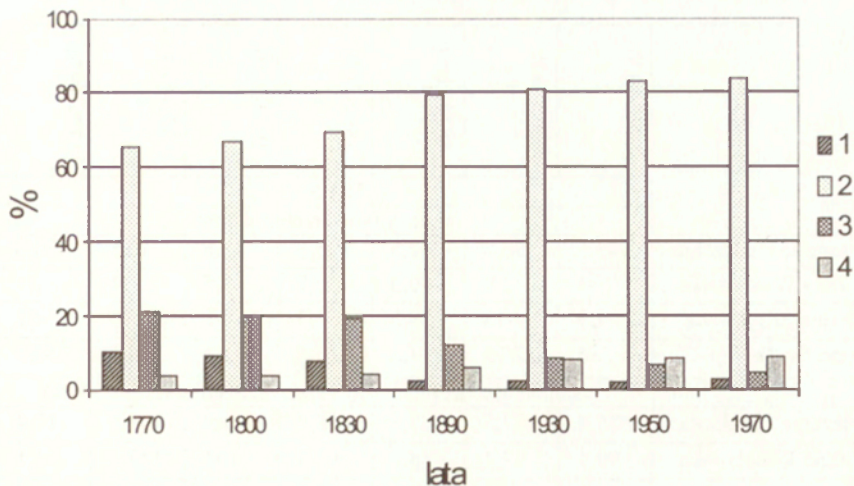


Ryc. 2. Zmiany krajobrazu Kotliny Włocławskiej w latach 1770-1970

1 – lasy, 2 – grunty orne, 3 – łąki i pastwiska, 4 – pozostałe grunty

Transformation in the landscape structure of Włocławek Basin in the period 1770-1970

1 – forest, 2 – arable land, 3 – meadows and pastures, 4 – other areas



Ryc. 3. Zmiany krajobrazu Równiny Kujawskiej

1 – lasy, 2 – grunty orne, 3 – łąki i pastwiska, 4 – pozostałe grunty

Transformation in the landscape structure of Kujawy Plain in the period 1770-1970

1 – forest, 2 – arable land, 3 – meadows and pastures, 4 – other areas

W strukturze użytkowania ziemi Kotliny Włocławskiej we wszystkich okresach, zdecydowanie dominowały lasy (ryc. 2). Najmniejszy areal lasów oraz największy gruntów ornych odnotowano na tzw. „mapie taktycznej”, czyli około roku 1930 (lasów 48% ogólnej powierzchni regionu, gruntów ornych 33%). Odwrócenie tendencji przemian krajobrazów leśnych i polnych w Kotlinie Włocławskiej (wzrost powierzchni leśnych i zmniejszenie arealu gruntów ornych), wystąpiło w schyłkowym okresie pierwszej połowy XX wieku, a zatem wcześniej aniżeli na Pojezierzu Chodeckim. Kotlina Włocławska jest jedynym regionem, w którym lesistość w roku 1970 najbardziej zbliżyła się do stanu zarejestrowanego na mapie T. P. von Pfau z około roku 1770. Przestrzenny zasięg deforestacji w tym regionie znacznie różnił się od wylesień zarejestrowanych w dwu pozostałych. Na terenie Kotliny Włocławskiej objął on głównie brzegowe partie lasu i nie przyczynił się do jego fragmentacji. Zmiany powierzchni leśnych we wszystkich okresach charakteryzowały się niską dynamiką (tab. 1).

Zmiany powierzchni łąk i pastwisk w Kotlinie Włocławskiej wykazywały tendencję malejącą, a ich dynamika była podobna do występującej na Pojezierzu Chodeckim. Do przełomu XVIII i XIX wieku tereny łąk i pastwisk były drugim pod względem powierzchni elementem użytkowania ziemi, a następnie pozycję tę zajęły grunty orne (ryc. 2).

Dominującą formą krajobrazu Równiny Kujawskiej w badanym dwustuleciu były pola (ryc. 3). Jako najbardziej interesującą cechę przemian krajobrazów tej części Kujaw należy uznać ciągły przyrost powierzchni gruntów ornych. W odróżnieniu od Pojezierza Chodeckiego i Kotliny Włocławskiej, Równina Kujawska to jedyny region, w drugiej połowie XX wieku powierzchnie gruntów ornych uległy dalszemu

Tabela 1. Zmiany powierzchni lasów, gruntów ornych oraz łąk i pastwisk

	1770-1800	1800-1830	1830-1890	1890-1930	1930-1950	1950-1970	1770-1970
L A S Y							
zmiany powierzchni w km ²							
Pojezerze Chodeckie	-145,5	-96,5	-242,5	-15,5	-6,5	10,5	-470,6
Kotlina Włocławska	-5	-9	-49,5	-7	5,5	34	-31
Równina Kujawska	-4,3	-15	-39,5	-3	-1	6	-57
<i>obszar badań</i>	-155	-120,5	-331,5	-25,5	-2	50,5	-558,6
dynamika powierzchni (początek każdego okresu = 100%)							
Pojezerze Chodeckie	75,4	77,5	27,1	82,9	91,9	144,3	17,4
Kotlina Włocławska	99,4	97,4	85,1	97,5	102	112,1	91,1
Równina Kujawska	95	80	34,2	85,7	94,4	135,3	28,8
<i>obszar badań</i>	85,2	85,8	54,4	93,5	99,6	119,2	44,1
GRUNTY ORNE							
zmiany powierzchni w km ²							
Pojezerze Chodeckie	142	114,1	253,1	31,6	6,8	-15,8	530
Kotlina Włocławska	10,2	16,6	62,8	10,3	-4,6	-36,5	58,8
Równina Kujawska	12	19,1	79,8	12,8	15,1	8,8	147,6
<i>obszar badań</i>	164,2	149,8	395,7	54,7	17,3	-43,5	736,4
dynamika powierzchni (początek każdego okresu = 100%)							
Pojezerze Chodeckie	143,9	124,9	144,3	103,8	100,8	98,1	266,5
Kotlina Włocławska	111,7	117	154,9	105,8	97,5	80	168
Równina Kujawska	102,3	103,6	114,4	102	102,3	101,3	128,4
<i>obszar badań</i>	117,5	113,7	131,9	103,3	101	97,5	179,4
ŁĄKI I PASTWISKA							
zmiany powierzchni w km ²							
Pojezerze Chodeckie	-11,3	-22,6	-33,9	-28,2	-5,7	-22,6	-124,3
Kotlina Włocławska	-5,7	-11,4	-28,6	-18,1	-1,7	-1,7	-67,2
Równina Kujawska	-8	-8	-55,8	-28	-15,9	-17,6	-133,3
<i>obszar badań</i>	-25	-42	-118,3	-74,3	-23,3	-41,9	-324,8
dynamika powierzchni (początek każdego okresu = 100%)							
Pojezerze Chodeckie	94,4	88,2	80	79,2	94,7	77,8	38,9
Kotlina Włocławska	94,7	88,9	68,7	75,4	96,4	96,3	40,6
Równina Kujawska	95,2	95	63,2	70,8	75,6	66,1	20,5
<i>obszar badań</i>	94,8	90,8	72,6	74,3	89,5	79	32,8

zwiększeniu. Tendencje te były zatem odmienne od ogólnych występujących na badanym obszarze oraz w Polsce. Dynamika wzrostu powierzchni gruntów ornych we wszystkich okresach była jednak bardzo niska (tab. 1).

Na Równinie Kujawskiej udział łąk i pastwisk w ogólnej powierzchni regionu na przestrzeni badanego dwustulecia był zawsze znacznie wyższy aniżeli lasów (ryc. 3). Największe przemiany wiązały się z przekształcaniem łąk na grunty orne, zwykle po uprzednim osuszeniu terenów podmokłych. Pomimo, że ogólne - malejące tendencje były podobne jak w dwu pozostałych regionach, jednak na Równinie Kujawskiej proces ten wyróżniał się najbardziej intensywnym przebiegiem (tab. 1).

W krajobrazie Równiny Kujawskiej lasy we wszystkich okresach badanego dwustulecia, zajmowały najmniejszy areal (ryc. 3). Pomimo, że zmiany powierzchni były niewielkie, to jednak cechowała je dość wysoka dynamika, która była nieznacznie niższa niż na Pojezierzu Chodeckim (tab. 1).

5. CZYNNIKI TRWAŁOŚCI KRAJOBRAZÓW LEŚNYCH I POLNYCH

Główne przyczyny zmian krajobrazu wiejskiego na badanym obszarze generowane były głównie przemianami społeczno-gospodarczymi i politycznymi w Polsce. Jednak warunki przyrodnicze w znacznym stopniu modyfikowały zakres przestrzenny i tempo zachodzących przemian. Spośród elementów przyrodniczych warunki siedliskowe, a zwłaszcza przydatność gleb dla rozwoju rolnictwa, były czynnikiem wpływającym w znacznym stopniu na zmianę krajobrazów badanego obszaru.

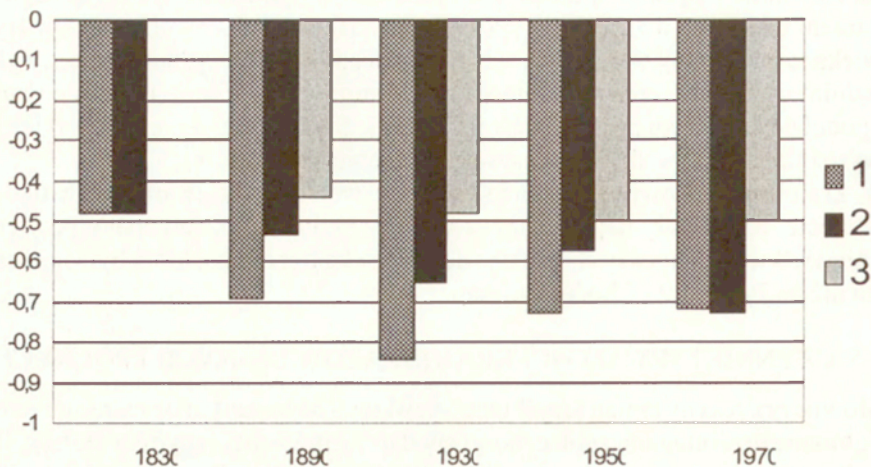
Na podstawie przeprowadzonych badań wykazano duże powiązania pomiędzy warunkami przyrodniczymi a trwałością lasów i gruntów ornyc na przestrzeni 200 lat.

W zakresie związków z warunkami siedliskowymi największą trwałością krajobrazu w latach 1770-1970 charakteryzowały się siedliska potencjalnych zbiorowisk roślinnych wykształconych na glebach dobrych i bardzo dobrych o najwyższej w regionie przydatności dla rolnictwa oraz na glebach słabych i najslabszych o najniższej przydatności.

W badanym dwustuleciu krajobrazy polne nieprzerwanie występowały głównie w obszarach siedliskowych potencjalnego zbiorowiska grądu środkowoeuropejskiego (*Galio silvatici-Carpinetum*) odmiany kujawskiej serii żyznej oraz wielkoprzestrzennych płatach niżowego łągowo-dębowego (*Ficario-Ulmetum chrysosplenietosum*). Spośród kompleksów leśnych najwyższą trwałością użytkowania leśnego charakteryzowały się bory. Porastały one przede wszystkim obszary siedliskowe potencjalnego zbiorowiska kontynentalnego, śródładowego boru sosnowego w kompleksie boru świeżego (*Peucedano-Pinetum*), boru suchego (*Cladonio-Pinetum*) i boru wilgotnego (*Molinio-Pinetum*).

Największą zmiennością użytkowania w badanym dwustuleciu charakteryzowały się obszary siedliskowe potencjalnych zbiorowisk grądów środkowoeuropejskich (*Galio silvatici-Carpinetum*) odmiany kujawskiej serii ubogiej, dąbrowy świetlistej (*Potentillo albae-Quercetum*) oraz potencjalnych zbiorowisk kontynentalnych borów mieszanych (*Pino-Quercetum*) wykształconych głównie na glebach średniej jakości dla rolnictwa.

Analiza powiązań zmian krajobrazu z rzeźbą terenu pozwala stwierdzić, że najwyższą trwałość występowania gruntów ornyc wykazywały płaty płaskiej moreny dennej. Natomiast lasy nieprzerwanie porastały obszary wydmowe, części sandrów i pokryw piaszczysto-żwirowych.



Ryc. 4. Wartości wskaźnika korelacji liniowej Pearsona

1 – pomiędzy lesistością a gęstością zaludnienia na obszarach wiejskich, 2 – pomiędzy lesistością a gęstością zabudowy mieszkaniowej na obszarach wiejskich, 3 – pomiędzy lesistością, a gęstością sieci osadniczej na obszarach wiejskich

The Pearson index for linear correlation

1 – interdependences between forest areas and the densities of population in the rural areas, 2 – interdependences between forest areas and the densities of residential construction in the rural areas, 3 – interdependences between forest areas and the densities settlement network in the rural areas

Na przestrzeni analizowanego dwustulecia największe zmiany użytkowania dotyczyły:

- w schyłkowej fazie XVIII wieku i na początku XIX – głównie pól falistej moreny dennej (dominujący rodzaj przekształceń to zmiana lasów na grunty orne);
- w środkowym i schyłkowym okresie XIX wieku – najbardziej urozmaiconych stref pagórkowato-morenowych, (dominujący rodzaj przekształceń to zamiana lasów na grunty orne) oraz form dolinnych, gdzie podmokłe tereny stanowiące z gospodarczego punktu widzenia nieużytki, przekształcano na użytki zielone lub grunty orne;
- w XX wieku – głównie pagórków morenowych i kemowych, stref zboczowych, brzegowych partii sandrów, pokryw piaszczysto-żwirowych, części teras (na tych obszarach do drugiej wojny światowej trwały wylesienia, a po jej zakończeniu tereny te po krótkim użytkowaniu rolniczym ponownie zalesiano, zaś w obrębie form dolinnych coraz większe powierzchnie przekształcano na grunty orne).

Związki trwałości powierzchni leśnych z warunkami wodnymi najlepiej uwidoczniły się pomiędzy nieprzerwanym występowaniem terenów leśnych a infiltracyjnym typem gospodarki wodnej, na terenach o głębokim zaleganiu zwierciadła wody podziemnej (poniżej 3-4 m), zwłaszcza na obszarach określanych mianem „pustek hydrograficznych” (zwierciadło wody poniżej 4 m). Największą częstością zmian zasięgów granic polno-leśnych, a zatem najniższą trwałością form użytkowania gruntu, charakteryzowały się tereny o reżimie spływowym.

Tabela 2. Struktura użytkowania ziemi na tle natężenia antropopresji na obszarach wiejskich

	1770	1800	1830	1890	1930	1950	1970
	struktura użytkowania ziemi						
	lasy						
	udział procentowy w ogólnej powierzchni jednostki						
Pojezerze Chodeckie	50,4	38	29,4	8	6,6	6,1	8,8
Kotlina Włocławska	60	59,9	58,3	49,6	48,4	49,4	55,3
Równina Kujawska	10	9,5	7,6	2,6	2,3	2,1	2,9
<i>obszar badań</i>	39,9	33,9	29,1	15,8	14,8	14,7	17,5
	grunty orne						
	udział procentowy w ogólnej powierzchni jednostki						
Pojezerze Chodeckie	28,1	40,5	50,6	73	75,8	76,4	75
Kotlina Włocławska	15,3	17,1	20	31	32,8	32	25,6
Równina Kujawska	65,5	67	69,4	79,4	81	82,9	84
<i>obszar badań</i>	37,1	43,6	49,6	65,4	67,6	68,3	66,6
	łąki i pastwiska						
	udział procentowy w ogólnej powierzchni jednostki						
Pojezerze Chodeckie	18	17	15,5	12,5	9,5	9	7
Kotlina Włocławska	19	18	16	11	8,3	8	7,7
Równina Kujawska	21	20	19	12	8,5	6,5	4,3
<i>obszar badań</i>	19,2	18,2	16,5	12	8,9	8	6,3
	pozostałe grunty						
	udział procentowy w ogólnej powierzchni jednostki						
Pojezerze Chodeckie	3,5	4,5	5	7	8,1	8,5	9,2
Kotlina Włocławska	5,5	5	5,7	8,4	10,5	10,6	11,4
Równina Kujawska	3,5	3,5	4	6	8,2	8,5	8,8
<i>obszar badań</i>	4,4	4,3	4,8	7	8,6	9	9,6
	NATEŻENIE ANTROPOPRESJI						
	gęstość za udnienia obszarów wiejskich (osób/km ²)						
Pojezerze Chodeckie			32,3	47,4	68,4	60,7	58,7
Kotlina Włocławska			18,6	31,4	40,6	33,9	35
Równina Kujawska			26,5	42,4	68,3	65,8	71
<i>obszar badań</i>			27,4	42,2	62,2	56,3	57,5
	gęstość zabudowy mieszkaniowej na obszarach wiejskich (liczba domów/km ²)						
Pojezerze Chodeckie			3,6	5,4	8,4	10	11,9
Kotlina Włocławska			2,1	3,9	5,4	6	6,6
Równina Kujawska			2,9	4,4	7,5	9,5	12,9
<i>obszar badań</i>			3	4,8	7,4	8,9	11
	gęstość wiejskiej sieci osadniczej (liczba wsi/10 km ²)						
Pojezerze Chodeckie	1,5	2,8	3,7	4,4	5,3	5,4	5,6
Kotlina Włocławska	0,8	1,2	2	2,6	2,8	2,8	2,8
Równina Kujawska	1,8	2,1	2,4	3,2	3,8	3,9	4,4
<i>obszar badań</i>	1,5	2,2	2,9	3,6	4,2	4,3	4,6

Pomiędzy warunkami klimatycznymi a trwałością krajobrazów istnieją jedynie związki pośrednie. Takimi czynnikami wpływającymi na trwałość powierzchni leśnych i gruntów rolnych jest położenie badanego obszaru w strefie najniższych opadów w Polsce oraz związane z tym występowanie niekorzystnych wzajemnych relacji opadów i temperatur, ujawniające się dość częstymi okresami suszy i posuchy, zwłaszcza w pierwszej połowie okresu wegetacyjnego. Czynniki te miały znaczący wpływ na częste

zmiany zasięgu pól i lasów głównie na obszarach o splywowym typie gospodarki wodnej. Na terasach zalewowych Wisły o okresowym porzuceniu uprawy decydowały głównie katastroficzne powodzie.

Trwałość krajobrazu wiązała się także z własnością gruntu. Stwierdzono, że najwyższą trwałością granic odznaczały się lasy stanowiące do rozbiorów własność królewską lub biskupią, następnie do odzyskania przez Polskę niepodległości, będące lasami rządowymi, a w okresie międzywojennym i po drugiej wojnie światowej stanowiące własność Lasów Państwowych. Natomiast własność prywatna charakteryzowała się najwyższą trwałością krajobrazów polnych.

Głównym czynnikiem wpływającym na zakres i tempo przekształceń krajobrazu było natężenie antropopresji. Przemiany użytkowania ziemi związane były przede wszystkim ze zmianami gęstości zaludnienia, a także zabudowy mieszkaniowej i sieci osadniczej (tab. 2). Największe antropogeniczne przekształcenie krajobrazu, przypada na schyłkowy okres pierwszej połowy XX wieku, o maksymalnej gęstości zaludnienia obszarów wiejskich w badanym dwustuleciu. Potwierdziły to istotne statystycznie korelacje pomiędzy lesistością a gęstością: zaludnienia, zabudowy mieszkaniowej, sieci osadniczej (ryc. 4). Najwyższe wartości wskaźników korelacji liniowej Pearsona w większości okresów osiągnięto pomiędzy lesistością a gęstością zaludnienia (oprócz roku 1970). Najsilniejszy związek między tymi cechami wystąpił w roku 1930 ($r = -0,84$). Z nieco mniejszą siłą związana była gęstość zabudowy mieszkaniowej, jednak dla roku 1970 był to najsilniejszy związek $r = -0,72$. Najłabszy związek z lesistością wykazywała gęstość sieci osadniczej (dla roku 1830 nie był on istotny statystycznie).

6. GŁÓWNE OKRESY PRZEMIAN KRAJOBRAZU I ICH PRZYCZYNY

Z uwagi na fakt, że przyjęty w niniejszej pracy podział na poszczególne okresy badawcze uwarunkowany był dostępnością materiałów kartograficznych, charakteryzujących się niestety różną długością przedziałów czasowych, podjęto próbę periodyzacji badanego dwustulecia. Wydzielono cztery zasadnicze okresy przemian krajobrazu:

- okres intensywnych zmian (1770 - 1860),
- okres bardzo intensywnych zmian (1860-1900),
- okres względnej stabilizacji (1900-1945),
- okres umiarkowanych zmian (1945-1970).

6.1. OKRES INTENSYWNYCH ZMIAN (1770-1860)

Główne kierunki zmian krajobrazu na badanym obszarze:

- zmniejszenie udziału powierzchni leśnych w ogólnej powierzchni badanego obszaru (z 40% do 25%) – średnio około 41 km²/10 lat,
- wzrost powierzchni gruntów ornych (z 37 do 55%) – średnio około 49 km²/10 lat,
- zmniejszenie powierzchni łąk i pastwisk (z 19% do 14%) – średnio około 14 km²/10 lat,

Najważniejsze przyczyny zmian krajobrazów z leśnych i łąkowych na polne:

- rozwój osadnictwa wiejskiego i znaczny wzrost gęstości zaludnienia, generujący zwiększenie zapotrzebowania na nowe tereny osadnicze i uprawowe – spotęgowane

- w znacznym stopniu polityką kolonizacyjną Prus w okresie rozbiorów Rzeczypospolitej (m. in. bardzo intensywny rozwój tzw. „osadnictwa ołędzkiego”);
- upowszechnienie uprawy ziemniaka przypadające w Polsce na okres Księstwa Warszawskiego – powodujące wzrost opłacalności produkcji na glebach słabszych;
 - oczyszczanie oraz separacje gruntów dworskich od chłopskich, których pierwsze nasilenie przypadało na lata 1831-1845 – wycinanie części lasów z przeznaczeniem na tereny uprawowe i osadnicze;
 - początki rozwoju przemysłu – sprzedaż części lasów na drewno jako surowiec energetyczny i produkcyjny.

6.2. OKRES BARDZO INTENSYWNYCH ZMIAN (1860-1900)

Główne kierunki zmian krajobrazu na badanym obszarze:

- zmniejszenie udziału powierzchni leśnych w ogólnej powierzchni badanego obszaru (z 25% do 15%) – średnio około 63 km²/10 lat,
- zwiększenie powierzchni gruntów ornych (z 55% do 67%) – średnio około 75 km²/10 lat,
- zmniejszenie powierzchni łąk i pastwisk (z 14% do 11%) – średnio około 20 km²/10 lat.

Najważniejsze przyczyny zanikania krajobrazów leśnych i łąkowych:

- dynamiczny rozwój osadnictwa wiejskiego oraz wzrost gęstości zaludnienia (dalszy wzrost zapotrzebowania na nowe tereny osadnicze i uprawowe oraz wzrost popytu na drewno jako surowiec budowlany i opał);
- zarządzenia wydane przez rząd Królestwa Polskiego w 1862 roku, dotyczące obowiązkowego oczyszczania, separacji gruntów folwarcznych i chłopskich oraz przebudowania wsi na sposób luźny (przeznaczanie gruntów leśnych na tereny rozproszonego osadnictwa chłopskiego oraz grunty orne);
- uwłaszczenie chłopów (1864 r.) i jego następstwa – głównie przeprowadzane równocześnie z uwłaszczaniem regulacje gruntów oraz żywiolowy rozwój kolonizacji chłopskiej (przeznaczanie części gruntów leśnych na gospodarstwa chłopskie, a także hurtowa sprzedaż lasów w upadających wskutek uwłaszczenia majątkach);
- likwidacja polskiej administracji w lasach rządowych i przejęcie jej przez urząd w Petersburgu (1869 r.) oraz przekazanie części lasów rządowych na rzecz donacji (wyrąb lasów w celach handlowych oraz na zakładane nowe gospodarstwa rolne);
- intensywny wzrost uprzemysłowienia, a zwłaszcza rozwój przemysłu drzewnego, spożywczego i maszynowego we Włocławku, na pozostałym obszarze głównie cukrowniczego i włókienniczego opartego w znacznej części na drewnie jako surowcu energetycznym, a w przypadku przemysłu drzewnego także przemysłowym (częsta sprzedaż całych kompleksów leśnych);
- rozwój technik melioracyjnych – umożliwiający zagospodarowanie terenów podmokłych jako grunty orne.

6.3. OKRES WZGLĘDNEJ STABILIZACJI (1900-1945)

Główny kierunek zmian to zanikanie krajobrazów łąkowych na rzecz polnych (udział łąk i pastwisk w ogólnej powierzchni obszaru badań zmniejszył się z 11% do 8% (średnio ok. 15 km²/10 lat). Tempo zmian powierzchni leśnych było bardzo niskie (średnio ok. 1,5 km²/10 lat), gruntów ornych zaś nieco wyższe (średnio około 9 km²/10 lat). W obu przypadkach zmiany udziału lasów i gruntów ornych nie przekroczyły jednego punktu procentowego.

Względna stabilizację zmian powierzchniowych głównie lasów i gruntów ornych uzyskano w wyniku zahamowania procesu deforestacji wskutek wyczerpania się zasobów gruntów leśnych na glebach przydatnych dla rozwoju rolnictwa, a będących w posiadaniu prywatnej własności oraz bilansowania się przyrostu powierzchni gruntów ornych oraz ubytku ich areалу w wyniku zalesień (z jednej strony część lasów i użytków zielonych nadal przeznaczano na grunty orne, z drugiej prowadzono już zalesienia najsłabszych gruntów).

Proces wylesiania i zamianie tych gruntów na tereny uprawowe wiązać można z:

- występowaniem tzw. „głodu ziemi” spowodowanego intensywnym wzrostem gęstości zaludnienia (wskaźnik ten w latach trzydziestych XX wieku osiągnął na obszarach wiejskich najwyższe wartości w analizowanym dwustuleciu);
- likwidacją serwitutów;
- groźbą upaństwowienia gruntów leśnych wielkiej własności ziemskiej;
- wykonywaniem postanowień tzw. drugiej reformy rolnej (z roku 1925).

Proces przekształcania użytków zielonych na grunty orne wiązać można z:

- występowaniem tzw. „głodu ziemi” wskutek przegęszczenia obszarów wiejskich;
- rozwojem technik melioracyjnych;
- wyczerpaniem się większości gruntów leśnych prywatnej własności na siedliskach przydatnych dla rozwoju rolnictwa;

Proces zalesiania wiązać można przede wszystkim z:

- wprowadzeniem Ustawy o zaoszczędzeniu lasów (1898 r.).
- przejściem administracji nad lasami rządowymi przez Lasy Państwowe (po odzyskaniu przez Polskę niepodległości) i prowadzeniem przez nie zalesień.

6.4. OKRES UMIARKOWANYCH ZMIAN (1945-1970)

Główne kierunki zmian krajobrazu na badanym obszarze:

- wzrost udziału powierzchni leśnych w ogólnej powierzchni badanego obszaru (z 15% do 18%) – średnio około 28 km²/10 lat,
- zmniejszenie powierzchni gruntów rolnych (z 68% do 67%) – średnio około 18 km²/10 lat,
- zmniejszenie powierzchni łąk i pastwisk (z 8% do 6%) – średnio około 17 km²/10 lat.

Niniejszy przedział czasowy można określić jako okres restytucji krajobrazów leśnych, z uwagi na fakt, że we wszystkich regionach nastąpiło odwrócenie dotychczasowych tendencji, rozpoczynając okres wzrostu lesistości. Wydaje się, że nie można nazwać go okresem restytucji krajobrazu ze względu na dalszy ubytek terenów łąkowych.

Najważniejsze przyczyny wzrostu lesistości i zmniejszenia areálu gruntów ornych:

- realizacja postanowień reformy rolnej (z 1944 roku) dotyczących przejęcia przez Lasy Państwowe większości gruntów leśnych wielkiej własności ziemskiej, przez co zahamowano na tych terenach możliwość swobodnego wycięcia lasów oraz prowadzono szeroką akcję zalesień, zwłaszcza na najsłabszych gruntach ornych i nieużytkach;
- objęcie nadzorem administracji leśnej tzw. lasów chłopskich z równoczesnym wprowadzeniem obowiązkowego zalesienia w przypadku wycięcia lasu oraz ulg podatkowych za zalesienie najsłabszych gleb;
- zmniejszenie zainteresowania gospodarowaniem na gruntach mniej żyznych, a wzrost na glebach dobrych i bardzo dobrych (uwidoczniło się ubytkiem areálu gruntów ornych

– zmniejszenie zainteresowania gospodarowaniem na gruntach mniej żyznych, a wzrost na glebach dobrych i bardzo dobrych (uwidoczniło się ubytkiem areалу gruntów ornych w Kotlinie Włocławskiej i na Pojezierzu Chodeckim przy jednoczesnym zwiększeniu areалу gruntów ornych na Równinie Kujawskiej).

Główne przyczyny zanikania krajobrazów łąkowych :

– intensyfikacja zabiegów melioracyjnych, polegających głównie na odwadnianiu terenu co umożliwiło dalsze przekształcenie użytków zielonych na grunty orne;
 – ochrona gruntów leśnych przed zmianą formy użytkowania, co sprawiało, że łąki i pastwiska były jedyną rezerwą potencjalnych gruntów ornych.

7. PODSUMOWANIE

Ogólne tendencje zmian krajobrazu wiejskiego na badanym obszarze w świetle zmian użytkowania ziemi, w dwustuleciu 1770-1970, nawiązywały zasadniczo do występujących w kraju (Kostrowicka 1961; Maruszczak 1988, 1999; Romanowska 1934; Więcko 1948), oraz w środkowej Europie (Bastian 1987; Bastian, Bernhardt 1993).

W obrębie badanych jednostek lokalne i regionalne tendencje zmian krajobrazów nie zawsze były zgodne z ogólnymi kierunkami przemian. Międzyregionalne zróżnicowanie w kierunkach zmian powierzchni gruntów ornych wystąpiło po drugiej wojnie światowej (spadek – w Kotlinie Włocławskiej i na Pojezierzu Chodeckim, wzrost – na Równinie Kujawskiej). Każda z pozostałych form użytkowania ziemi charakteryzowała się jednakowymi kierunkami przemian w obrębie regionów. Jedynym komponentem krajobrazu wykazującym we wszystkich badanych okresach i regionach niezmienny kierunek zmian były łąki i pastwiska, których powierzchnie ulegały ciągłemu zmniejszaniu.

Spośród badanych regionów największe zmiany powierzchni gruntów ornych i lasów, odnotowano na Pojezierzu Chodeckim, natomiast łąk i pastwisk na Równinie Kujawskiej. W przemianach krajobrazu wiejskiego ważną datą jest połowa XX wieku, z uwagi na odwrócenie kierunków zmian powierzchni lasów i gruntów ornych (lasy do połowy XX wieku charakteryzowały się zmniejszaniem powierzchni, po czym nastąpił jej wzrost, w przypadku gruntów ornych tendencje były odwrotne). Najwyższe tempo zmian powierzchni lasów i gruntów ornych wystąpiło w okresie 1860-1900, natomiast łąk i pastwisk w latach 1945-1970.

W niniejszej pracy potwierdzona została teza, że główną przyczyną zmian krajobrazu wiejskiego w badanym dwustuleciu była działalność człowieka. Głównym czynnikiem wpływającym na zakres i tempo przemian krajobrazu było natężenie antropopresji. Najwyższą istotną statystycznie korelację dla lat: 1830, 1890, 1930, 1950 – uzyskano pomiędzy lesistością a gęstością zaludnienia obszarów wiejskich, natomiast dla roku 1970 pomiędzy lesistością a gęstością zabudowy mieszkaniowej na obszarach wiejskich. Największe zmiany krajobrazu wiejskiego następowały w wyniku ważnych przemian społeczno-gospodarczych i przyspieszonego rozwoju osadnictwa wiejskiego. Do podobnych wniosków doszli między innymi: K. Hładysłowicz (1932), H. Maruszczak (1951, 1988, 1999), J. Plit (1996), B. Szymański (1984).

Warunki przyrodnicze w znacznym stopniu modyfikowały zachodzące przemiany ograniczając lub intensyfikując je. Spośród analizowanych komponentów przy-

rodniczych, warunki siedliskowe były głównym elementem wpływającym na przestrzenne zmiany krajobrazów wiejskich.

Wykazano także, że trwałość pól i lasów warunkowana była głównie przez dwa czynniki: warunki siedliskowe oraz własność gruntu. Oprócz związku pomiędzy najwyższą trwałością powierzchni leśnych z najłabszymi siedliskami oraz gruntów orných z najżyźniejszymi siedliskami wykazano, że na obszarach charakteryzujących się siedliskami średniej żyzności zachodziły najbardziej intensywne zmiany areału lasów i gruntów orných. Lasy o najwyższej trwałości granic stanowiły głównie własność królewską i biskupią, a następnie państwową.

Zanikanie krajobrazów łąkowych, prowadzące między innymi do zmniejszenia retencji wodnej i różnorodności biologicznej, należy ocenić jako bardzo negatywny efekt działalności ludzkiej zwłaszcza, że dotyczy części Polski o bardzo niskiej lesistości, najniższych w kraju opadach i znacznej erozji eolicznej. Natomiast wzrost powierzchni lasów w okresie powojennym jest bardzo pozytywnym kierunkiem zmian, który można uznać za początek procesu restytucji krajobrazu.

LITERATURA

- Agger B. P., 1991, *Ecological consequences of current land use changes in Denmark and some perspectives for planning and management*, Proc. European Seminar on Practical Landscape Ecology, 4, s. 93-107.
- Antrop M., 1997, *The concept of traditional landscapes as a base for landscape evaluation and planning*, The example of Flandres Region, Landscape and Urban Planning, 38, s. 105-117.
- Bański J., 1997, *Przemiany rolniczego użytkowania ziemi w Polsce w latach 1975-1988*, Prace Geogr., 168, Wrocław.
- Bastian O., 1987, *Regional differentiation of processes caused by selected land use forms*, Ecológia CSRR, 6, 2, s. 201-210.
- Bastian O., Bernhardt A., 1993, *Antropogenic landscape changes in Central Europe and the role of bioindication*, Landscape Ecology, 8, 2, s. 139-151.
- Błaszczyk H., 1976, *Zmiany lesistości Wielkopolski*, Roczn. AR, Rozpr. Nauk., 73.
- Borucki M., 1882, *Ziemia Kujawska pod względem historycznym, geograficznym, archeologicznym, ekonomicznym i statystycznym opisana*, Włocławek.
- Brandon P. F., 1979, *The diffusion of designed landscapes in South-east England*, [w:] H. S. A. Fox, R. A. Butlin, (red.), *Change in the countryside*, Oxford, s. 165-187.
- Broda J., 1965, *Początki gospodarstwa leśnego*, [w:] A. Żabko-Popowicz (red.), *Dzieje lasów, leśnictwa i drzewnictwa w Polsce*, PWRiL, 105-124, Warszawa.
- 1985, *Proces wylesień na ziemiach polskich od czasów najdawniejszych*, Czas. Geogr., 56, 2, s. 151-172.
- Bromek K., 1966, *Użytkowanie ziemi w Krakowie i przyległych częściach powiatu krakowskiego około 1960 roku*, Prace. Inst. Geogr., 36, UJ, Kraków.
- Buczek K., 1960, *Ziemie polskie przed tysiącem lat (Zarys geograficzno-historyczny)*, Prace Kom. Nauk Hist. PAN, 5.

- Degórska B., 1995, *Tempo zmian powierzchni leśnych jako wskaźnik nasilenia antropopresji w wybranych regionach naturalnych Kujaw*, [w:] Człowiek i środowisko, Materiały 44 Zjazdu PTG, s. 38-42, Toruń.
- 1996, *Zmiany lesistości wschodniej części Kujaw w ostatnim dwustuleciu jako wynik oddziaływania człowieka na środowisko*, Przegl. Geogr. 64, 1-2, s. 115-136.
- 1999, *Przemiany użytkowania ziemi na terenie południowo-wschodniej części Kujaw od końca XVIII wieku do roku 1970*, maszynopis w zbiorach Centralnej Biblioteki Geografii i Ochrony Środowiska, IG iPZ PAN w Warszawie.
- Di Castri F., Hansen A. J., 1992, *The environment and development crises as determinants of landscape dynamics*, [w:] Hansen A. J, di Castri F. (red.) *Landscape Boundaries*, Ecological Studies 92, Springer Verlag.
- Flis A., 1998, *Zmiany struktury krajobrazu naturalnego w rejonie jeziora Jasień w świetle zmian użytkowania ziemi w latach 1877-1976*, [w:] L. Starkel (red.), *Przemiany środowiska geograficznego*, Wszechnica PAN, Ossolineum, s. 37-48, Wrocław.
- Galon R., 1929, Kujawy „Białe” i „Czarne”, *Bad. Geogr. nad Polską Półn.-Zach.*, 4-5, s. 47-73.
- 1973, *Regiony naturalne*, [w:] A. Swinarski (red.), *Województwo bydgoskie, krajobrazy, dzieje, kultura, gospodarka*, PWN, s. 71-78.
- Grocholska J., 1973, *Bilans użytkowania ziemi w Polsce*, *Dokum. Geogr.*, 4.
- Grocholska J., Małecki M., Pietkiewicz T., 1972, *Bilans użytkowania ziemi w Polsce*, *Dokum. Geogr.*, 2.
- Grocholska J., Małecki M., Potrykowski M., Pytkowska A., Rymkiewicz L., 1976, *Charakterystyka użytkowania ziemi w Polsce w 1970 roku*, *Dokum. Geogr.*, 3.
- Hładyłowicz K., 1932, *Zmiany krajobrazu i rozwój osadnictwa w Wielkopolsce od XIV do XIX wieku*, *Bad. z Dziejów Społ. i Gosp.* 12, Lwów.
- Hooke J. M., Kain R. J. P., 1982, *Historical change in the physical environment*, London, Boston, Butterworths.
- Ilnicki P., 1994, *Evaluation of agricultural landscapes in the Poznań region of Poland*, *Journal of Environmental Management*, 41, s. 375-384.
- 1998, *Krajobrazy rolnicze Wielkopolski jako efekt wielowiekowej antropopresji*, [w:] L. Starkel (red.), *Przemiany środowiska geograficznego*, Wszechnica PAN, Ossolineum, s. 61-75.
- Ingegnoli V., 1991, *Ecological planning of abandoned areas in Lombardy: a case study for the east coast of Lake Maggiore*, *Proc. European Seminar on Practical Landscape Ecology*, 1, s. 125-134.
- Iverson L.R., 1988, *Land-use changes in Illinois, USA: The influence of landscape attributes on current and historic land use*, *Landscape Ecology*, 2, 1, s. 45-61.
- Janicki G., 1998, *Przekształcenia antropogeniczne krajobrazu Roztocza*, [w:] L. Starkel [red.], *Przemiany środowiska geograficznego*, Wszechnica PAN, Ossolineum, Wrocław, s. 77-82.
- Janicki R., 1998, *Zmiany zaludnienia i użytkowania ziemi w Parku Krajobrazowym Pogórza Przemyskiego*, [w:] L. Starkel (red.), *Przemiany środowiska geograficznego*, Wszechnica PAN, Ossolineum, Wrocław, s. 83-96.

- Kostrowicka I., 1961, *Produkcja roślinna w Królestwie Polskim*, [w:] J. Leskiewiczowa, (red.), *Studia z dziejów gospodarstwa wiejskiego*, 2, 2, PWN, Warszawa.
- Kostrowicki A. S. 1981, *Transformation of natural environment under the impact of human activities – a historical aspects*, [w:] *Interaction of the man and his environment*, V. Simposium of the Commission on Environmental Problems International Geographical Union, Mexico.
- Kostrowicki A. S., Plit J., Solon J., 1988, *Przekształcanie środowiska geograficznego*, [w:] A. S. Kostrowicki (red.), *Studium geoekologiczne rejonu Jezior Wigierskich*, Prace Geogr., IGiPZ PAN, 147, s. 108-115.
- Kośko A., 1979, *Rozwój kulturowy społeczeństw Kujaw w okresach schyłkowego neolitu i wczesnej epoki brązu*, Poznań.
- Kowalczyk A., 1998, *Przekształcenia antropogeniczne środowiska przyrodniczego południowej części Zespołu Nadwiślańskich Parków Krajobrazowych*, [w:] L. Starkel (red.), *Przemiany środowiska geograficznego*, Wszechnica PAN, Ossolineum, Wrocław, s. 113-122.
- Kruk J., 1991, *Rolnictwo pierwotne jako czynnik kształtowania krajobrazu*, Spraw. Archeol., 43, s. 301-307.
- Kukier R., 1969, *Przeobrażenia środowiska geograficznego na Kujawach w świetle źródeł etnograficznych i kartograficznych z XVIII-XIX wieku*, Zeszyty Naukowe UMK, 33, s. 105-134.
- 1973, *Przeobrażenia sieci osadniczej na Kujawach pod wpływem zmian środowiska geograficznego u schyłku XVIII i w pierwszej połowie XIX wieku*, Prace Wydz. Nauk Humanist., 13, s. 115-150.
- Kurnatowski S., 1968, *Osadnictwo i jego rola w kształtowaniu się krajobrazu*, Filia Quaternaria, 29, s. 145-160.
- Lepart J., Debussche M., 1992, *Human impact on landscape patterning: Mediterranean examples*, [w:] A. J. Hansen, F. di Castri, (red.), *Landscape Boundaries*, Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, London, Paris, Tokyo, Hong Kong, Barcelona, Budapest, s. 76-105.
- Lonkiewicz B., 1993, *Lesistość kraju i zalesienia (1945-1990) w ujęciu przestrzennym*, [w:] *Rolnictwo i gospodarka żywnościowa w ujęciu przestrzennym*, IERiGŻ, Warszawa.
- Mander U., Kull A., Kuusemets V., 2000, *Nutrient flows and land use change in rural atachment: a modelling approach*, Landscape Ecology, 15, s. 187-199.
- Maruszczak H., 1951, *Stan i zmiany lesistości województwa lubelskiego w latach 1830-1930*, Annales UMCS, sec. B, 5.
- 1974, *Środowisko przyrodnicze Lubelszczyzny w czasach prahistorycznych*, [w:] T. Mencil (red.), *Dzieje Lubelszczyzny*, t. 1, Lub. TN, PWN, Warszawa, s. 23-68.
- 1988, *Zmiany środowiska przyrodniczego kraju w czasach historycznych*, [w:] L. Starkel (red.), *Przemiany środowiska geograficznego*, Wszechnica PAN, Ossolineum, Wrocław, s. 109-136.
- 1997, *Changes of the Vistula river course and development of the flood plain in the border zone of the South-Polish lowland in historical times*, Landform Analysis, 1, s.33-39.

- 1998, *Naturalne tendencje zmian krajobrazu Polski Środkowej w ciągu ostatnich piętnastu stuleci*, [w:] *Przemiany krajobrazu naturalnego Polski*, Acta Geographica Lodziensia, 74, s. 149-159.
- 1999, *Wpływ rolniczego użytkowania ziemi na środowisko przyrodnicze w czasach historycznych*, [w:] L. Starkel (red.), *Geografia Polski, środowisko przyrodnicze*, PWN, Warszawa, s. 189-201.
- Meeus J. H. A., Wijermans M. P., Vroom M. J., 1990, *Agricultural landscapes in Europe and their transformation*, *Landscape and Urban Planning*, 18, s. 289-352.
- Plit J., 1990, *Metoda zasięgów w analizie historycznych przemian środowiska przyrodniczego*, *Przegl. Geogr.*, 62, 1-2, s. 137-149.
- 1992, *Przemiany środowiska geograficznego na obrzeżu Zalewu Żegrzyńskiego w XIX i XX wieku*, [w:] *Funkcjonowanie i waloryzacja krajobrazu*, IALE, Lublin, s. 39-44.
- 1994, *Zastosowanie metody kartograficznej do badań procesu przekształcenia krajobrazów roślinnych w XIX i XX wieku na przykładzie Mazowsza*, *Polski Przegl. Kart.*, 26, 2, s. 65-74.
- 1996, *Antropogeniczne i naturalne przeobrażenia krajobrazów roślinnych Mazowsza od schyłku XVIII w. do 1990 r.*, *Prace Geogr.*, 166, Wrocław.
- 1998, *Dynamika przekształceń krajobrazów roślinnych Mazowsza w ciągu ostatnich 160 lat*, [w:] *Przemiany krajobrazu naturalnego Polski*, Acta Geographica Lodziensia, 74, s. 185-198.
- Romanowska M., 1934, *Zmiany zalesienia Królestwa Polskiego w ostatnim stuleciu*, *Czas. Geogr.*, 12, 3-4, s. 246-284.
- Różycki S., 1969, *Zarys geologii i geomorfologii Mazowsza w nawiązaniu do działalności człowieka*, *Czas. Geogr.*, 40, 2, s. 189-224.
- Schmuck A., 1965, *Regiony pluwiotermiczne Polski*, *Czas. Geogr.*, 35, 3.
- Skowronek E., 1998, *Antropogeniczne zmiany krajobrazu naturalnego na Roztoczu Gorajskim*, [w:] L. Starkel (red.), *Przemiany środowiska geograficznego*, Wszechnica PAN, Ossolineum, Wrocław, s. 207-214.
- Starkel L., 1988, *Przemiany środowiska geograficznego Polski a dzisiejsze geosystemy*, [w:] L. Starkel (red.), *Przemiany środowiska geograficznego Polski*, s. 7-25.
- Strzemski M., 1956, *Znaczenie badań z zakresu historii kultury materialnej dla poznania tła przeobrażeń stosunków przyrodniczych w Wielkopolsce i na Kujawach*, *Zeszyty Probl. Post. Nauk Roln.*, 7, s. 25-40.
- 1964, *Uwagi ogólne o przemianach środowiska geograficznego Polski jako tła przyrodniczego rozwoju rolnictwa od połowy trzeciego tysiąclecia p.n.e. do naszych czasów*, [w:] *Zarys historii gospodarstwa wiejskiego w Polsce*, 1, PWRiL, s. 9-28.
- Stoła W., 1968, *Użytkowanie ziemi i rolnictwo Ponidzia*, Instytut Geografii PAN, (maszynopis).
- 1978, *Użytkowanie ziemi*, [w:] *Przemiany struktury przestrzennej rolnictwa Polski 1950-1970*, *Prace Geogr.*, 127, s. 110-180.
- Szymański B., 1984, *Zmiany powierzchni leśnej Kielecczyny w XIX i XX wieku*, *Prace IBL.*, 629, Warszawa.

- Ślaski K., 1951, *Zasięg lasów Pomorza w ostatnim, tysiącleciu*. Przegł. Zach., 2, 5/6, s. 206-209.
- Tyszkiewicz W., 1971, *Użytkowanie ziemi a formy własności i rozmiary gospodarstw rolnych na Kujawach*, IGiPZ PAN, maszynopis.
- 1974, *Rolnicze użytkowanie ziemi a formy własności i rozmiary gospodarstw rolnych na Kujawach*, Prace Geogr., 107, IG PAN.
- Uhorczak F., 1969, *Polska Przeglądowa mapa użytkowania ziemi*, 1:100 000, PWN, Warszawa.
- Więcko E., 1948 *Zmiany lesistości i zagospodarowania lasów na ziemiach polskich w świetle rozwoju polityki leśnej*, Sylwan, 92 (2), 2- 4, s. 126-165.
- Zabko-Potopowicz A., 1959, *Dotychczasowy stan badań nad rozmieszczeniem lasów i zasięgiem poszczególnych gatunków drzew w Polsce do połowy II wieku*, Sylwan, 103, 2, s. 1-14.

Spis wykorzystanych map topograficznych

- Special Carte von Pohlen, T. P. von Pfau, skala 1: 87 000, Berlin, 1778 .
- Special Karte von Suedpreussen, D. Gilly, Cron, Langner, skala 1:150 000, Berlin, 1802-1803 (nazywana mapą Gilly'ego);
- Topograficzna karta Królestwa Polskiego, K. Richter, Kwatermistrzostwo Generalne Wojska Polskiego, Skala 1:126 000, Warszawa, 1843 (tzw. mapa Kwatermistrzostwa).
- Nowaja topograficzeskaja karta Zapadnoj Rossii, Voенно-Topograficzeskij Otdel Gl. Sztaba, skala 1:84 000, Petersburg, 1909-1917 (tzw. dwuwiorstówka).
- Mapa topograficzna Polski, Wojskowy Instytut Geograficzny, skala 1:100 000, Warszawa, 1930-1938 (tzw. mapa taktyczna).
- Mapa topograficzna Polski, Sztab Generalny, Skala 1:100 000, Warszawa 1952.
- Mapa topograficzna Polski, Państwowe Przedsiębiorstwo Wydawnictw Kartograficznych, skala: 1:100 000, Warszawa, 1981.

Spis ważniejszych materiałów statystycznych wykorzystanych w pracy

- Tomczak A., 1977, *Lustracje województw wielkopolskich i kujawskich w 1789 roku*, PWN, Poznań;
- Tabella miast, wsi i osad Królestwa Polskiego, Biuro Komisji Rządowej Spraw Wewnętrznych Policji, Intendentura Generalna Wojska, Warszawa, 1827;
- Sulimierski F., Chlebowski B., Walewski W. (red.), *Słownik geograficzny Królestwa Polskiego i innych krajów słowiańskich*, 1880-1902, Warszawa;
- Borucki M., 1882, *Ziemia kujawska pod względem historycznym, jeograficznym, archeologicznym, ekonomicznym i statystycznym opisana*, Włocławek.
- Krzyżanowski A., Kumaniecki K., 1915, *Statystyka Polski*, PTS, Kraków
- Skorowidz miejscowości Rzeczypospolitej Polskiej – opracowany na podstawie pierwszego powszechnego spisu ludności z dn. 30 września 1921 roku i innych źródeł urzędowych, GUS, Warszawa, 1925;
- Drugi powszechny spis ludności z dnia 9 grudnia 1931 roku, GUS, Warszawa, 1932;
- Skorowidz gmin Rzeczypospolitej Polskiej, Ludność i budynki oraz powierzchnia ogólna i użytki rolne – na podstawie drugiego powszechnego spisu ludności z dn. 9. 12. 1931 roku, GUS, Warszawa, 1933;
- Przeliczenia NSP 1950, 1970 na stan w dniu 6. 12. 1988 r. (tzw. „System miejscowość”), cykl 7, GUS, Warszawa, 1991.

NATURAL AND SOCIO-ECONOMIC CAUSES OF LANDSCAPES CHANGES IN THE KUJAWY REGION IN THE PERIOD 1770-1970

Summary

In both Poland and worldwide, research into long-term changes in landscape structure occupies an important place in the recognition of changes to the natural environment.

Research into the transformation of rural landscapes in the 200-year period 1770-1970 was carried out in three regions of Central Poland bordering onto one another, namely the Kujawy Plain, Chodecz Lakeland and Włocławek Basin.

The main inspirations behind the undertaking of this work in south-eastern Kujawy were the following cognitive aspects:

- the opportunity to study an area of Poland relatively poorly researched from the point of view of the recognition of long-term changes in landscape structure;

- the opportunity to engage in comparative field research in neighbouring regions of differing natural conditions representative of three types of natural landscape (the Włocławek Basin with its pro-glacial channel landscape, the lakeland landscape of the Chodecz Lakeland and the plain landscape of the Kujawy Plain), in order that the results might be extrapolated to neighbouring areas with similar conditions of the geographical environment.

The main aims of the work were:

- to determine the magnitudes and dynamics to the transformations in landscape structure of the south-eastern part of Kujawy in the 200-year period 1770-1970,
- to establish the mean periods of transformation in rural landscapes and explain the causes of this changeability.

Analysis of topographical maps from the 18th, 19th and 20th centuries revealed that the greatest changes to the landscape in the period 1770-1970 occurred in the Chodecz Lakeland, with much more minor ones taking place in the Włocławek Basin and Kujawy Plain. The Chodecz Lakeland stood out from the other regions as regards the change in forest cover and in the arable land. The greatest loss of meadow and pasture land - as well as the greatest dynamic to such change - was characteristic of the Kujawy Plain. The Chodecz Lakeland witnessed the greatest changes in forest landscapes as compared with arable land and meadow and pasture uses. The approximate ratios for these three land uses were 6:3:2 in 1770 and 1:9:1 after 200 years.

Analysis of changes in rural landscapes in the designated periods revealed that the fastest rate concerned the shares of forest and arable land in the period 1860-1900, as well as those of meadows and pastures between 1945 and 1970.

Up to the mid 20th century, the areas of forest and arable land showed identical trends for the transformations within regions (decrease of the forest areas, increase of the arable land). In contrast, the post-War period saw inter-regional differentiation to the changes in the areas of arable land, especially arable land (a decline in the Włocławek Basin and Chodecz Lakeland, and an increase on the Kujawy Plain). In the mid of 20-th century was changed the trend direction of forest areas (from decrease to increase). The only component of the landscape showing an unvarying trend over all regions and time intervals was that comprising meadows and pastures.

While regional and local differentiation was observed, the general trends to the long-term transformations of landscapes in the study area can be linked with those ongoing in Poland and Central Europe as a whole.

The present study provides confirmation of the thesis that human activity was the main factor behind changes in rural landscapes in the studied 200-year period. The most statistically-significant correlation was that between forest cover and human population density. A link was noted between the permanence of forests and arable land and the ownership of land: with persistent forests mainly being under royal or ecclesiastical - and then state - ownership, while persistent arable land was mainly in private hands.

However, natural conditioning has had a major impact in modifying (limiting or intensifying) the ongoing changes. From among the analysed natural components, it is habitat conditions that have been the main influence in changing rural landscapes. The greatest persistence of landscapes is that characterising the habitats of potential plant communities shaped on good and very good soils of the greatest suitability for agriculture in the region; as well on poor and the poorest soils that are least suitable. Fields were mainly present in areas of habitat of the potential oak-lime-hornbeam forest community *Galio silvatici-Carpinetum* in its Kujawy variant of the fertile series, as well as in lowland elm-oak riparian forest (*Ficario-Ulmetum chrysoplenetosum*). Coniferous forests first and foremost cover habitats of the potential continental inland pine forest *Peucedano-Pinetum*, as well as dry pine forest *Cladonio-Pinetum* and moist pine forest *Molinio-Pinetum*.

Across the 200-year study period, the greatest variability in the field-forest boundary was that characterising the habitat areas of potential Central European oak-lime-hornbeam forest *Galio silvatici-Carpinetum* in its Kujawy variant of the poor series, light-loving oak woodland *Potentillo albae-Quercetum*, and the potential community of continental mixed/pine forest *Pino-Quercetum* shaped mainly on soils of average quality for agriculture.

In addition to the indisputable links between the greatest permanence of forest areas and the poorest habitats, as well as arable land and the most fertile habitats, it was also possible to observe that the most intensive changes in the areas of forests and arable land took place in areas with habitats of intermediate fertility.

Adres autora:

Bożena Degórska

Zakład Przestrzennego Zagospodarowania

Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN

ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa

e-mail: bodego@twarda.pan.pl

Joanna Plit

ZMIANY ROZMIESZCZENIA LASÓW W OKOLICACH JEZIORA WIGRY W XIX I XX WIEKU

1. WSTĘP

Badania krajobrazów kulturowych ziem polskich mają na celu uściślenie i wyjaśnianie naturalnych i antropogenicznych uwarunkowań przemian zarówno całego środowiska, jak i poszczególnych jego elementów. Badania te napotykają na duże trudności wynikające z bardzo wielu źródeł zmienności: zarówno przyrodniczych, społecznych, kulturowych, gospodarczych, jak i historycznych czy politycznych. W czasach historycznych, na obszarze Polski występował przemienny sposób użytkowania terenu (karczowano, lub wypalano las zamieniając na pola lub łąki, po wyjąłowaniu gleby odłogi ponownie porastał las ... i tak wielokrotnie), zmieniały się również techniki gospodarowania.

Prezentowana praca jest fragmentem rozpoczętych przez autorkę badań nad ewolucją krajobrazów kulturowych na obszarze ziem polskich. Dla porównania, oceny i interpretacji złożonych układów, zarówno pod względem funkcjonalnym jak i historycznym, koniecznym jest znalezienie i szczegółowe przebadanie typów "czystych", które mogłyby pełnić rolę reperów.

Poszukując terenów modelowych do badań krajobrazów kulturowych, na których nie występowałyby tak liczne źródła zmienności, wybrałam obszar wokół jeziora Wigry, gdyż od średniowiecza kontynuowany jest niezmiennie (na większości terenu) leśny typ użytkowania ziemi.

2. METODY

Na obszarze o powierzchni około 280 km² przeprowadzona została analiza historyczna w pięciu przedziałach czasowych (co 20-60 lat) uwarunkowanych pięcioma opracowaniami kartograficznymi. Z uwagi na rodzaj materiału źródłowego, wyniki dają skokowy (a nie ciągły) obraz przestrzennych zmian, dlatego też informacje uzupełniano danymi z literatury oraz dokumentami historycznymi.

Z uwagi na szczegółowość dostępnych materiałów, analizę historyczną wykonano w skali 1:50 000. Wszystkie źródła kartograficzne doprowadzono do jednej skali metodą fotograficzną. Po dokładnej analizie, okazało się, że najwierniejszą (najmniej zniekształconą) jest mapa taktyczna WIG, dlatego to opracowanie przyjęto jako bazę. Z niej nanoszono zasięgi jako pierwsze i do nich, metodami kartograficznymi, reinterpretowano pozostałe. Przyjęcie tej mapy za podstawę oznacza, że dokładność przeprowadzonej analizy historycznej odpowiada skali 1:100 000.

Analizując uzyskane wyniki należy zaznaczyć, że przesunięcie granicy o milimetr - półtora milimetra mieści się w granicach błędu (kilkukrotnego przerysowywania, rytowania, fotografowania, a także generalizacji oraz niestabilności papieru). Natomiast jako istotne należy uznać zmiany kształtów, komplikowanie i zagęszczanie rysunku.

W przeprowadzonej analizie historycznej, jako las traktowano zarówno zwarte dojrzałe drzewostany, młodniki, jak też obszary naturalnej sukcesji leśnej (obszary zaznaczone na mapach jako zakrzewione ze znacznym udziałem drzew). Decyzja taka wymuszona została niejednorodnym podejściem autorów kolejnych kartowań do treści mapy.

3. KRÓTKI RYS HISTORYCZNY OKOLIC JEZIORA WIGRY DO XVIII WIEKU

Pierwszymi gospodarzami puszczy były plemiona Jaćwingów. Ludność ta, wojująca ze wszystkimi sąsiadami, wytępiona została przez Krzyżaków pod koniec XIII wieku. W następnym okresie, przez ponad 100 lat, lasy stanowiły rzadko penetrowany obszar buforowy między Litwinami, Mazurami i zakonem. Od XV do połowy XVII wieku okolice Jeziora Wigry będące własnością królewską użytkowane były ekstensywnie przez nielicznych mieszkańców. Prowadzono głównie gospodarkę łowiecką i bartnictwo. Pierwsze, większe zmiany zasięgu puszczy związane były ze wzrostem liczby mieszkańców, który nastąpił od XVI wieku, zagospodarowywane zostają zachodnie obrzeża lasów i dolina Czarnej Hańczy. Powstawały smolarnie, wytapiana była ruda darniowa.

W 1667 r. na mocy przywileju fundacyjnego wydanego przez Jana Kazimierza założono klasztor kamedułów w Wigrach przekazując im w użytkowanie okoliczne ziemie, lasy i jeziora. Na obszarze dóbr klasztornych główna trzebież lasu i ekspansja osadnicza odbywa się od zachodu, tam też posadowiono miasto Suwałki (1715) i stamtąd administrowano dobrami zakonnymi. Wokół klasztoru zachowano duży kompleks leśny, który wraz z jeziorami umożliwiał izolację mnichów. Na południe i wschód od klasztoru zlokalizowano jedynie wsie służebne: Magdalenowo, Burdyniszki około 1700 r., Stary Folwark, Czerwony folwark, osada rybacka w Bryzglu, Cimochowizna (1715), Piertanie (1726), zaś po 1740 r. Tartak, Leszczewo, Leszczewek, Remień, Stara Żubrówka, folwark Huta. Stopniowo następowało zmniejszenie powierzchni leśnej, zagospodarowano rolniczo żyzniejsze ziemie. Rozwija się gospodarka folwarczna. Powstają smolarnie, potażnie i ośrodki wytopu rud. Działalność gospodarcza w lasach prowadziła do selektywnego wycinania drzew, zwłaszcza liściastych. Koniec "epoki kamedułów" następuje po kasacie zakonu w 1795 r. przez rząd pruski. Jednak dominujące sposoby gospodarowania niemal nie zmieniły się jeszcze przez następne pół wieku.

4. ZMIANY GRANICY LASÓW W XIX I XX W.

W 1808 roku, jak dokumentuje mapa Textora-Sotzmanna, na analizowanym terenie, zwarte drzewostany zajmowały ponad 70% powierzchni. Część południową zajmował duży kompleks leśny z większymi polanami położonymi głównie wzdłuż brzegów Jeziora Wigry. Dolina Czarnej Hańczy była odlesiona. Puszcza na północ od doliny była bardziej rozczłonkowana, ale nie podzielona. Od klasztoru, promieniście wzdłuż dróg, w głąb lasu sięgały liczne polany. Największy obszar odlesiony znajdował się na



Ryc. 1. Zmiany zasięgu lasu w latach 1808-1843

1 – obszary odlesione, 2 – obszary leśne, 3 – obszary nowo zalesione

Changes in forest extend in years 1808-1843

1 – deforested areas, 2 – forests, 3 – newly reforested areas

zachodzie i północnym-zachodzie (od strony Suwałk), skąd od wieków szła główna fala osadnicza.

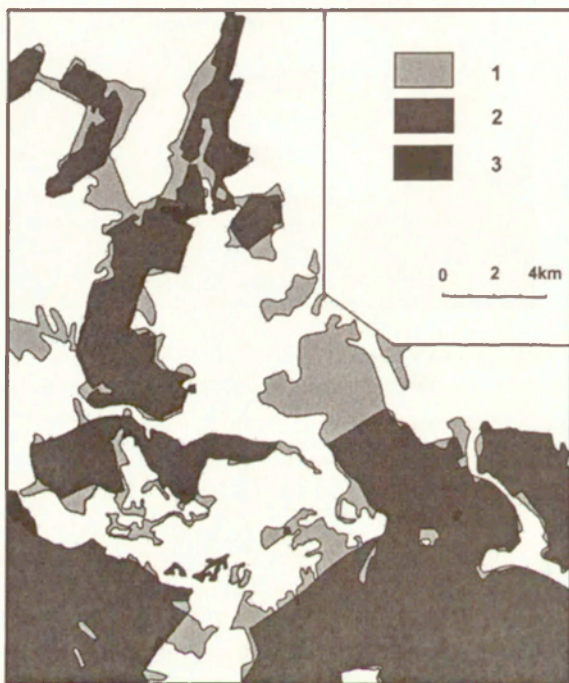
W ciągu analizowanych 180 lat proces deforestacji okolic Jeziora Wigry nie był równomierny i jednokierunkowy. Kolejne ryciny (ryc. 1, 2, 3, 4) ilustrują zmiany zasięgów lasu w następujących okresach: 1808-1843, 1843-1909, 1909-1929, 1929-1981. Przedziały czasowe niestety nie są równe, wyznaczone zostały datami kolejnych opracowań kartograficznych.

W pierwszej połowie XIX w. proces deforestacji ma charakter chaotyczny, las wycinany jest wokół lokalnych jednostek osadniczych i wzdłuż dróg. Znacznie zmniejszyła się powierzchnia leśna w części wschodniej i północno-wschodniej, zlikwidowano mniejsze kompleksy leśne, znacznie skrócono granicę polno-leśną. W części południowej, gdzie ziemie są mniej urodzajne, trzebież lasu była mniejsza, koncentrując się wzdłuż granicy lasu (dokumentuje to bardzo nieregularna i skomplikowana granica polno-leśna) powiększono śródleśne polany (ryc. 1).

W latach 1843-1909 bardzo wyraźnie zmniejszyła się powierzchnia puszczy. Lasy zajmowały mniej niż 50% powierzchni. Większe obszary puszczańskie zachowały się na południe od Jeziora Wigry. Trzebież miała charakter systematyczny, planowy. Rozczłonkowane zostały kompleksy leśne. Wykarczowano również lasy zaznaczone na mapach jako podmokłe i bagienne. Naturalnym procesem zachodzącym po wycięciu lasów było zabagnianie gruntów, dlatego też nowo pozyskane ziemie meliorowano. Granicę polno-leśną skrócono i wyprostowano.

Największe wyręby miały miejsce na początku lat 1840-1889. Las wycięto na południe od wsi Bryzgiel oraz Krzywe, wokół wsi Piertanie, Mikołajewo i Rosochaty Róg. Wyrąbano las między Okuniewem a Nową Wsią - jest to szczególnie ważne, gdyż tym samym oderwano od dużego kompleksu leśnego spory jego fragment, co zapoczątkowało dalszy proces rozczłonkowania tej powierzchni (ryc. 2). Mapa potocznie zwana Dwuwiorstówką dokumentuje powstanie nowych jednostek osadniczych, w tym również likwidację wsi na półwyspie Wysoki Wągiel, ale grunty wsi nie zostały jeszcze zagospodarowane.

W krótkim okresie 1909-1929 proces deforestacji uległ odwróceniu. Co prawda, na północ od doliny Czarnej Hańczy lasy uległy dalszemu rozczłonkowaniu poprzez



Ryc. 2. Zmiany zasięgu lasu w latach 1843-1909

Changes in forest extension in years 1808-1843

powiększanie polan oraz wydłużenie i skomplikowanie granicy polno-leśnej. Ubytki kompensowane były zalesieniami i rekułtywacjami. Wzdłuż zachodniej granicy lasu (od strony Suwałk) na licznych, małych powierzchniach posadzono młodniki. Na południe od Jeziora Wigry nastąpiły niewielkie ubytki powierzchni lasu (ryc. 3).

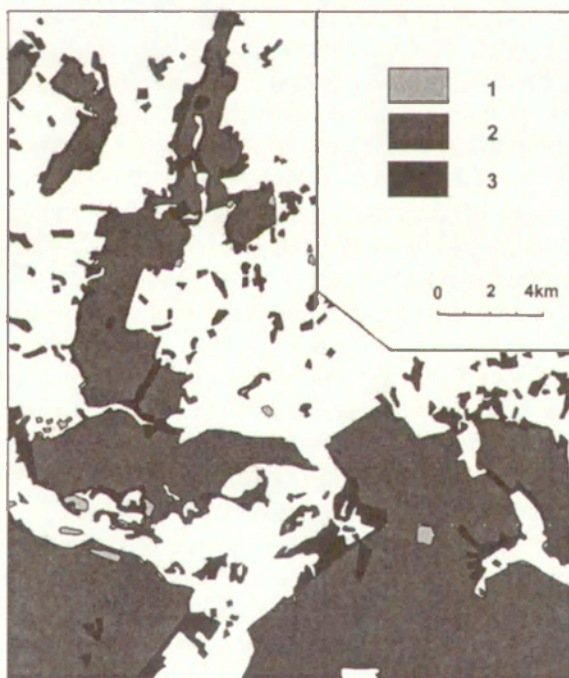
Największe zmiany nastąpiły na półwyspie Wysoki Wągiel; grunty wsi Wasilczyki, Biała i Słupie (łącznie 700ha) zostały zalesione, posadzono młodnik sosnowy. Nasadzenia musiały być przeprowadzone w pierwszym dziesięcioleciu XX wieku, gdyż na mapie WIG-u zaznaczono ten fragment lasu już jako dojrzały drzewostan.

W latach 1929-1981 nastąpił wyraźny przyrost powierzchni leśnej do około 60% analizowanego terenu, łączenie i scalanie kompleksów w większe całości, zmniejszenie polan (ryc. 4). Granica polno-leśna uległa wydłużeniu i skomplikowaniu. Wyrosło



Ryc. 3. Zmiany zasięgu lasu w latach 1909-1929

Changes in forest extension in years 1909-1929



Ryc. 4. Zmiany zasięgu lasu w latach 1929-1981

Changes in forest extension in years 1929-1981

wiele niewielkich lasów na terenach polnych lub łąkowych, część z nich – o prostokątnych kształtach – to sztuczne nasadzenia, część – o skomplikowanych nieregularnych kształtach – to lasy powstałe drogą naturalnej sukcesji (rosną najczęściej na ekstensywnie użytkowanych łąkach i brzegach jezior).

5. DYSKUSJA WYNIKÓW

Peryferyjnie położony obszar puszczy wigierskiej od średniowiecza aż do dziś był słabo zaludniony, dlatego trzebież lasów odbywała się, na niezbyt dużą skalę. Początkowo prowadzono ją systemem przebierowym i gniazdowym, wycinając cenne gatunki drzew (zwłaszcza twarde, liściaste). Odbiorcami drewna były głównie huty, kuźnie i potażnie. Natomiast smolarnie wykorzystywały do swojej produkcji głównie karpy – tym samym niemal nie niszczyły lasu. Zakłady tego typu, choć zawsze nieliczne, jednak działały co najmniej przez trzy stulecia. Przestały funkcjonować wraz z wprowadzeniem gospodarki kapitalistycznej, ale do dziś w wielu partiach lasu widoczne są zmiany składu gatunków lasotwórczych wynikające z ich działalności. W całym kompleksie zmniejszył się udział w drzewostanie lipy, dębu, klonu, jesionu i graba, wyraźnie zwiększył się udział sosen i świerków (Wiśniewski 1963, 1965; Połujański 1854, 1859). Od wieków aż do dziś, drewno sosnowe i świerkowe stanowiło podstawowy materiał budowlany i opały. Jednak liczba zamieszkującej ludności była mała, a od XVIII wieku prawie się nie zmieniała. Dlatego też ilość przeznaczanego na ten cel drewna nie była duża, acz zapotrzebowanie miało charakter stały.

Okres od 1840 do 1976 roku cechuje się znaczną intensyfikacją gospodarowania i wzrostem ingerencji w środowisko przyrodnicze w okolicach Jeziora Wigry. Urządzenie lasów rozpoczęte w połowie XIX wieku realizowane było powoli, acz systematycznie. Podzielono puszcę na duże oddziały mające po około 100 ha powierzchni (podział ten stopniowo zagęszczano), wytyczono dukty, powstała sieć leśniczówek, wybudowano liczne drogi i kolejkę wąskotorową do wywozu drewna. Prowadzone były wzmożone wyręby (stosowano wielkopowierzchniowy zrąb zupełny w przypadku obszarów przeznaczonych pod zagospodarowanie rolnicze, zaś w obrębie puszczy wprowadzono równoległe rębnie dzielnicowo-obiegowe). Rabunkowa eksploatacja lasu miała miejsce zwłaszcza w czasie obu wojen światowych. Intensywne wyręby prowadzono również tuż przed objęciem ochroną prawną przyrody tego obszaru (Solon, Lityński 1991).

Początkowo uzupełnianie i odnowa drzewostanu odbywały się drogą naturalnej sukcesji, człowiek tylko nieco przyspieszał ten proces. Aż do połowy XIX wieku dokumenty odnotowują, że po wyrębie drzew przez jeden rok uprawiano na porębie zboże. Po zbiorach, na rżysku sadzono szyszki i zostawiano na długie dziesięciolecia bez żadnej ingerencji, aż do czasu, gdy wyrósł tam ponownie las. Pierwsze młodniki na badanym terenie zaznaczane są dopiero na mapie WIG-u, choć, jak wynika ze źródeł pisanych, sadzone były już wcześniej, np. w ramach rekultywacji, na nieużytkach (na przykład na ruchomych piaskach i żwirach koło Sobolewa). Stopniowa, ale systematyczna akcja przebudowy drzewostanów doprowadziła do powstania wielkich powierzchni jednogatunkowych i jednowiekowych monokultur, często posadzonych na niewłaściwym siedlisku. Największe sztuczne nasadzenia przeprowadzone zostały w pierwszych latach po II wojnie światowej, gdy w całym kraju prowadzona była

akcja zalesiania słabych gleb. Na mniejszą skalę działania takie kontynuowane są do dziś.

W chwili powołania Wigierskiego Parku Krajobrazowego (1976), a następnie Wigierskiego Parku Narodowego (1989) skład gatunkowy i wiekowy drzewostanu oraz kondycja lasu dalekie były od pierwotnego. Poza pielęgnacją, konieczna była przebudowa drzewostanu, a także podjęcie walki ze szkodnikami masowo atakującymi jednowiekowe i jednogatunkowe monokultury drzew iglastych.

Od czasu objęcia ochroną puszczy wokół Jeziora Wigry dominować zaczęły funkcje ochronne lasu, edukacyjne i turystyczne. Wyřęby mają charakter sanitarny, a nie produkcyjny. W wyniku wielu zabiegów skład gatunkowy drzewostanu w coraz większym stopniu jest zgodny z potencjałem siedliska, a z każdym rokiem las jest starszy i bardziej okazały.

6. PODSUMOWANIE

W rejonie Jeziora Wigry zmiany zasięgu lasów w ciągu analizowanych 180 lat są małe, główny kompleks leśny, jak przed wiekami jest zwarty, w niewielkim tylko stopniu uległ rozdrobnieniu na mniejsze, oderwane powierzchnie leśne. Niewiele też, bo od 1808 do 1986 roku w granicach kilkunastu procent zmniejszyła się też jego powierzchnia (ryc. 5). Granice typów użytkowania ziemi na mapach z poszczególnych okresów przebiegają na ogół w bliskiej odległości od siebie. W wielu miejscach przebieg granicy lasów z polami i łakami ma charakter oscylacyjny. Wyraźniej las cofał się w drugiej połowie XIX i w pierwszej połowie XX wieku (oraz w czasie obu wojen światowych), a następnie rozszerzył swój areal.

Trwałość użytkowania leśnego jest wyjątkowo duża, zwłaszcza na południe od doliny Czarnej Hańczy. Na załączonej mapie (ryc. 5) zdecydowanie dominują szrafy ciemne, które oznaczają niezmiennie leśne użytkowanie.

W wyniku peryferyjnego położenia, uwarunkowań politycznych oraz korzystnego splotu wydarzeń historycznych puszcza wokół Jeziora Wigry rośnie od wieków nieprzerwanie, w tym samym miejscu. Tak duża trwałość leśnego użytkowania na niżu jest rzadko obserwowana nie tylko w skali Polski, ale i Europy (poza częścią północną). Objęcie ochroną tego dużego kompleksu leśnego prowadzi do jego renaturalizacji.

ŹRÓDŁA KARTOGRAFICZNE:

1 – *Mapa Textora–Sotzmanna (Textor Topographisch-Militaerische-Karte von virmaligen Neu Ostpreussen oder dem jetzigen noerdlichen Theil des Herzogtums Warschau, nebat dem Russischen District, Herausgegeben von D.F.Sotzmann)* wydrukowana w skali 1:150 000 w Berlinie w latach 1806-1808 (oparta na zdjęciu terenowym w skali około 1:33 333 wykonanym w latach 1795-1800).

2 – *Topograficzna Karta Królestwa Polskiego*, zwana mapą kwatermistrzostwa, wydana w 1843 r. w skali 1:126 000, oparta na zdjęciach terenowych w skali 1:42 000. Wykorzystane arkusze kartowali topografowie rosyjscy około 1840 roku.

3 – *Mapa Nova Topograficeskaa Karta Zapadnoj Rossii* – zwana “dwuwiorstówką”. Opublikowana została w Petersburgu w latach 1909-1917, w skali 1:84 000. Tę mapę, oparto o sieć triangulacyjną i dokładne kartowanie stolikowe. Analizowany teren był



Ryc. 5. Trwałość użytkowania leśnego w okolicach jeziora Wigry w XIX i XX wieku
 1 – trwałe użytki leśne (5 map), 2 – powierzchnie o dominującym sposobie użytkowania leśnego (4 mapy), 3 – powierzchnie o przeważającym sposobie użytkowania leśnego (3 mapy), 4 – powierzchnie o zmiennym sposobie użytkowania leśnego (2 mapy), 5 – powierzchnie o efemerycznym sposobie użytkowania leśnego (1 mapa), 6 – powierzchnie nieleśne, 7 – jeziora o mało zmiennym zasięgu

The permanence of the forest use in the Lake Wigry area in the 19th and 20th centuries
 1 – permanent forest land (five maps), 2 – areas with a dominant form of forest use (4 maps), 3 – areas with a prevalent form of forest use (3 maps), 4 – areas with a varying form of forest use (2 maps), 5 – areas with a shortlived form of forest use (1 map), 6 – deforested areas, 7 – lakes of largely unvarying extent.

skartowany w latach 1889-1891. Nie udało się skompletować wszystkich arkuszy "dwuwiorstówki", dlatego niewielki południowy fragment analizowanego terenu uzupełniono danymi z mapy Karte des westlichen Russlands 1:100 000. Jest to niemiecka przeróbka "dwuwiorstówki" z 1915 roku.

4 – *Mapa Taktyczna* wydana przez Wojskowy Instytut Geograficzny w skali 1:100 000 w 1929 roku w Warszawie. Arkusze Suwałki i Augustów wydrukowano techniką dwubarwną. Bardzo szczegółowe kartowanie terenowe wykonano w latach 1924-1927.

5 – Mapę GUGiK 1:50 000 skartowano w 1972 roku, a po unacześnieniu wydano w latach 1978-1981. Mimo większej skali jest mniej szczegółowa i dokładna. Obarczona jest też pewnymi deformacjami odległości i kątów.

Zasięgi wydzielen uzupełnione zostały z mapy 1:25 000 z 1986 r.

LITERATURA

- Połujański A., 1854, *Opisanie lasów Królestwa Polskiego i guberni zachodnich Carstwa Rosyjskiego pod względem historycznym i gospodarczym*, Druk. Gazety Codziennej, Warszawa, t. 1, 428 ss.
- 1859, *Wędrówki po guberni augustowskiej w celu naukowym odbyte*, Druk. Gazety Codziennej, Warszawa, 450 ss.
- Solon J., Lityński M., 1991, *Z dziejów okolic jezior Wigierskich*, [w:] A.S. Kostrowicki, (red.), *Wigierski Park Narodowy*, Liga Ochrony Przyrody, Warszawa, s. 29-37.
- Wiśniewski J., 1963, *Dzieje osadnictwa w powiecie sejneńskim od XV do XIX wieku*, [w:] *Materiały do dziejów ziemi sejneńskiej*, Prace BTN, 1, Białystok, s. 7-222.
- 1965, *Dzieje osadnictwa w powiecie suwalskim od XV w. do połowy XVIII wieku*, [w:] *Studia i materiały do dziejów Suwalszczyzny*, Prace BTN, 4, Białystok, s. 51-138.

CHANGES IN THE FOREST EXTENT IN THE LAKE WIGRY AREA IN THE 19TH AND 20TH CENTURIES

Summary

The historical analysis encompassed an area of some 280 km² and was done in relation to five instances of times 30-50 years apart, as conditioned by the availability of five cartographic studies. On account of the type of source material, the results offer an abruptly-changing portrayal of spatial changes whose interpretation must derive from other historical documentation. In turn, the level of detail of the available materials allowed for analysis on the scale 1: 50 000 and all the sources were brought to this single scale by way of the photographic method. The WIG tactical map, being the one distorted least, was adopted as a basis for the work. The ranges were first transferred from this map and the remainder were then matched with it by way of cartographic methods. The precision of the historical analysis performed corresponds with the scale 1: 100 000. Treated as forest were both contiguous mature stands and young plantations, as well as areas subject to natural forest succession (designated on maps as scrub-covered with a significant participation of trees). Such a decision had to be taken in the light of the non-uniform approach that the authors of successive maps had taken in regard to their content.

In the Lake Wigry area, the changes in the extent of forests over the analysed 180 years have been limited in extent (Figs. 1, 2, 3, 4), especially when compared to those observed elsewhere in Poland. The main complex of forest is contiguous, as it has been for centuries, and there has only been a very limited degree of fragmentation into smaller isolated forest areas. The decline in overall area has also been limited, as well under 20% across the whole period 1808-1986 (Fig. 5). The boundaries of types of land use to be seen on maps from the different periods are generally shown to run very close to one another, while in many places the forest-field or forest-meadow boundary is seen to have done little more than oscillate over the years.

There was a clear retreat of forest in the second half of the 19th century and first half of the 20th (up to the time of World War II), but this was followed by a re-extension in area.

Thus, a peripheral location has combined with political conditioning and a favourable interweaving of historical events to ensure that the forests around Lake Wigry have been able to grow on in the same place, uninterrupted for centuries. Such a high degree of permanence to the existence of a forest use is something observed rarely, not only in Poland, but also presumably in Europe as a whole (Fig. 5). Furthermore, the bringing of this large complex under protection is steadily leading to its renaturalisation.

Adres autora:

Joanna Plit

Zakład Geoekologii

Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN

ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa

e-mail: plitjo@twarda.pan.pl

Jacek Wolski

KIERUNKI ZMIAN KRAJOBRAZU OKOLIC BIESZCZADZKIEJ WSI CARYŃSKIE

1. WSTĘP

Zjawisko wyludniania się terenów górskich obserwowane jest od lat m.in. w Alpach (Tyrol, Salzburg), Niemczech (pd. Bawaria), Szwajcarii (Graubunden), Włoszech (Lombardia, Trentino, pn. Apeniny), Czechach (Šumava) czy pn.-zach. Bułgarii. W Polsce natomiast takim szczególnym obszarem górskim są Bieszczady, gdzie w latach 1944–1947 nastąpiło masowe wysiedlenie ludności. Przeprowadzono je wtedy wyłącznie z powodów politycznych. Procesy depopulacyjne zachodzące na innych obszarach (np. w Sudetach Kłodzkich) miały charakter stopniowego wyludniania wywołanego całym kompleksem czynników społeczno-politycznych, gospodarczych i przyrodniczych. Regionu bieszczadzkiego nie można więc zaklasyfikować jako typowego obszaru wyludniającego się (Eberhardt 1989), jednakże geneza wysiedlenia na tym terenie, jego skala przestrzenna i skutki przyrodniczo-kulturowe predestynują go do miana jednego z niewielu tego typu terenów w Europie i z pewnością jedyne go – wraz z Beskidem Niskim – w Polsce.

Badania dotyczące zmian struktury przestrzennej krajobrazów górskich, wywołanych zanikiem lub powolnym zmniejszaniem się antropopresji, prowadzono stosunkowo rzadko. W Europie na uwagę zasługują: program ECOMONT (Terrestrial Ecosystem Research Initiative, Framework IV) dotyczący ekologicznych efektów zmian użytkowania ziemi w kilku górskich regionach Europy (Cernusca i in. 1996), różnoskalowe badania geoeekosystemalne obejmujące lata 1825–1992 prowadzone w niemieckim rezerwacie biosfery UNESCO–MaB “Upper Lusatian heath and pond landscape” (Bastian 2000), badania wpływu rolniczej antropopresji na środowisko w dolinie rzeki Guadalquivir w pd. Hiszpanii (Ales i in. 1992), czy opracowania dotyczące górskiego regionu Šumava w Czechach (Hanousková 1998). Do nielicznych polskich wyjątków należą opracowania z pd.-wsch. regionów Polski (Lach 1975; 1984, Someya; Furtak 1996; Wolski 1998; Janicki 1999) i Sudetów (Hryncewicz, Borkowski 1961; Miszewska 1978; Plewniak 1978; Salwicka 1978).

Głównym celem tego opracowania jest: (1) syntetyczne przedstawienie zmian przestrzennej struktury krajobrazu okolic bieszczadzkiej wsi Caryńskie jako konsekwencji zmian form i natężenia antropopresji w latach 1850–1996; (2) analiza stanu zachowania elementów antropogenicznych, świadczących o minionej działalności gospodarczej człowieka; (3) określenie ich dzisiejszej roli i trwałości w krajobrazie.

2. CHARAKTERYSTYKA TERENU BADAŃ

Szczegółowymi badaniami objęto obszar dawnej wsi Caryńskie, położonej w piętrze regła dolnego między Połoniną Caryńską a Magurą Stuposiańską. Wytypowana powierzchnia badawcza zajmuje około 2,4 km² (3,1×0,8 km) i rozciąga się wzdłuż osi doliny na obszarze zwartej zabudowy dawnej wsi wraz z terenami przyległymi. Stanowi ona przykład renaturalizacji krajobrazu dolinnego w sytuacji prawie całkowitego i trwałego zaniku antropopresji. Pod względem warunków abiotycznych, biotycznych oraz historii użytkowania ziemi jest to także powierzchnia reprezentatywna dla regionu Bieszczadów i – w dużym stopniu – dla sąsiadującego Beskidu Niskiego.

Dolina Caryńskiego, będąca częścią obniżenia ciągnącego się od przełęczy pomiędzy Tarnicą i Krzemieniem, przez Bereżki, Suche Rzeki po Jaworzec, należy do południowej strefy centralnej depresji karpackiej (Tokarski 1975). Obszar badań znajduje się w obrębie antropogenicznej "krainy dolin", która powstała w wyniku wycinania lasów rozpoczętego w Bieszczadach w XV w. "Kraina dolin" jest miejscem wzajemnego przenikania się roślinnych gatunków niżowych z górskimi, co powoduje, że cechuje ją ogromna mozaika zbiorowisk roślinnych, często trudnych do jednoznacznego sklasyfikowania. Tutaj skupiała się prawie cała (z wyjątkiem połoninowego wypasu) działalność gospodarcza mieszkańców wsi (Wolski 1998).

Dominujące w dolinie Caryńskiego zbiorowiska roślinne wyraźnie nawiązują do właściwości pokrywy glebowej (Michalik, Skiba 1996). Kamieniste mady inicjalne w strefie przykorytowej zajęte są miejscami przez łopuszyny nadpotokowe z lepiężnikiem *Petasites hybridus*, a mady rzeczne właściwe porasta nadrzeczna olszyna górską *Alnetum incanae*, która występuje w postaci niewielkich płatów, nie tworząc zwartej zabudowy biologicznej ciekłu. Niższe partie stoków (gleby gruntowo-glejowe i brunatne właściwe oglejone) zajmują łąki i pastwiska wilgotne, a środkowe i wyższe położenia – świeże (z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*). Obszary przy dolnej granicy lasu (dominuje żyzna buczyna karpacka *Dentario glandulosae-Fagetum*) porasta miejscami murawa z bliźniczką psią trawką *Nardus stricta* na glebach brunatnych właściwych wylugowanych i kwaśnych. Zbiorowiska pochodzenia antropogenicznego (olsza szara *Alnus incana* na gruntach porolnych, zbiorowiska synantropijne i ruderalne) nie wykazują tak ścisłych powiązań ze środowiskiem glebowym, bowiem ich rozmieszczenie jest zazwyczaj efektem działalności człowieka (Skiba i inni 1998). Opisany powyżej katalalny układ elementów abiotycznych i biotycznych można uznać za wysoce reprezentatywny dla całej – wysiedlonej po II wojnie światowej – bieszczadzkiej "krainy dolin".

Pierwsze informacje o wsi Caryńskie pochodzą z 1620 r. Etymologia nazwy łączona jest z ukraińskim słowem *царина* (pole uprawne, wygon) i rumuńskim *tarina* (rola), co może znaczyć, że opisywany obszar był zagospodarowany przez Bojków już przed rokiem 1620, a wieś istniała nieprzerwanie nawet ponad 350 lat.

Przymusowe wysiedlenie całej ludności Caryńskiego nastąpiło na przełomie kwietnia i maja 1946 r. Cała zabudowa mieszkalna i gospodarcza została doszczętnie zniszczona. Wtedy także zrównano z ziemią bojkowską cerkiew pw. Św. Wielkiego Dymitra Męczennika (1775 r.), a w latach 70. – podczas budowy drogi asfaltowej – cmentarz grzebalny.

Po II wojnie światowej osadników zniechęcała do powrotu sytuacja polityczna, skrajny prymitywizm warunków bytowania i brak sieci drogowej. W latach 60. i 70. prowadzono na zboczach doliny wypas owiec, a wraz z nim lokalny karczunek zarośli krzaczastych i młodych drzew. W latach 70. na przełęczy Przysłup powstało schronisko "Koliba". Obecnie pozostało niewiele śladów po przedwojennych obiektach. Są to: na cmentarzu cerkiewnym w widełkach Caryńskiego i Caryńczyka ruiny kaplicy odpustowej, około stu zarośniętych mogił ziemnych, trzy nagrobki, mur okalający cmentarz, a w pobliżu zrujnowana kapliczka i dwa krzyże – piaskowcowy z 1911 r. i dębowy z 1938 r. (Kryciński 1995).

3. METODY I ZAKRES ANALIZ

W ramach badań terenowych skartowano współczesne użytkowanie ziemi, przeanalizowano rozwój roślinności na aluwialnych nadbrzeżnych, gruntach porolnych i w wyższych położeniach dolnoreglowych, a także zlokalizowano pozostałości sadów i przydomowych nasadzeń. Ponadto wykonano inwentaryzację i opis stanu zachowania mikroform antropogenicznych (terasy rolne, miedze śródpolne, graniczne kopce kamienne itp.), będących pozostałościami po dawnym układzie łańcowym wsi (Wolski 1998). Na podstawie materiałów katastralnych autor odtworzył w terenie dawną sieć drogową oraz przeprowadził w 19 miejscach pomiary m.in. szerokości i nachylenia wcięć, opisał stopień pokrycia przez roślinność wcięć i zboczy i oszacował uwilgotnienie den dawnych dróg. Powyższe pomiary i obserwacje objęły wszystkie ważniejsze drogi w części leśnej, nieleśnej oraz na granicy lasu i łąki.

Do prac kameralnych wykorzystano oryginalne mapy katastralne (1852 r.) w skali 1:2 880 ze zbiorów specjalnych Archiwów Państwowych w Przemyślu i Rzeszowie (Wolski 2000), odrisy map katastralnych z naniesioną aktualizacją wykonaną przez Wojewódzkie Biuro Geodezji i Urządzenia Terenów Rolnych w Rzeszowie (1966 r.) oraz własne mapy użytkowania ziemi i pokrycia terenu, wykonane podczas badań terenowych w 1996 r. na podkładzie w skali 1:10 000 z 1983 r. Wszystkie materiały po dokonaniu niezbędnej generalizacji sprowadzono do skali 1:10 000.

Ze względu na dużą liczbę wydzielen, szczegółowy przebieg granic i ich oscylacyjny charakter postanowiono zastosować klasyczne podejście do kartograficznej metody zasięgów, czyli prezentację szeregu map przedstawiających kolejne obrazy stanów. Właśnie sposób prezentacji wyników, a przede wszystkim wiarygodność kartograficznej analizy map w różnych przekrojach czasowych, to duże problemy metodyczne w badaniach historycznych przemian krajobrazu.

Autorzy z różną szczegółowością zajmują się problemem kartometryczności map, a tylko nieliczni sumiennie analizują cały zespół cech, do których M. Jankowska i S. Lisiewicz (1998) zaliczają: szczegółowość, dokładność, wierność, kartometryczność, czytelność i orientację. Jednakże w niektórych przypadkach, zwłaszcza jeśli główny nacisk położony jest na kierunek i charakter zmian w sensie jakościowym, wystarczającą jest prezentacja szeregu map o charakterze statycznym (Wolski 1998).

4. ZMIANY UŻYTKOWANIA ZIEMI

4.1. STRUKTURA KRAJOBRAZU PRZED ROKIEM 1946 (OKRES INTENSYWNEJ GOSPODARKI ROLNO-PASTWISKOWEJ)

W czasach intensywnej gospodarki człowieka teren badań charakteryzował się łanową strukturą rozmieszczenia gruntów. Prawie każdy łan – biegnący od koryta potoku po wysokie, zalesione partie obu przeciwległych zboczy – podzielony był na parcele, należące do różnych gospodarzy. W jego obrębie znajdowały się grunty orne pod różnymi uprawami (z chwastami segetalnymi i drobnopowierzchniowymi zbiorowiskami miedz śródpolnych i terasów rolnych), drogi polne i zabudowa rolnicza stoku. Układ łanowy cechował większość wsi karpackich, dawał on bowiem możliwość sprawiedliwego podziału ziemi.

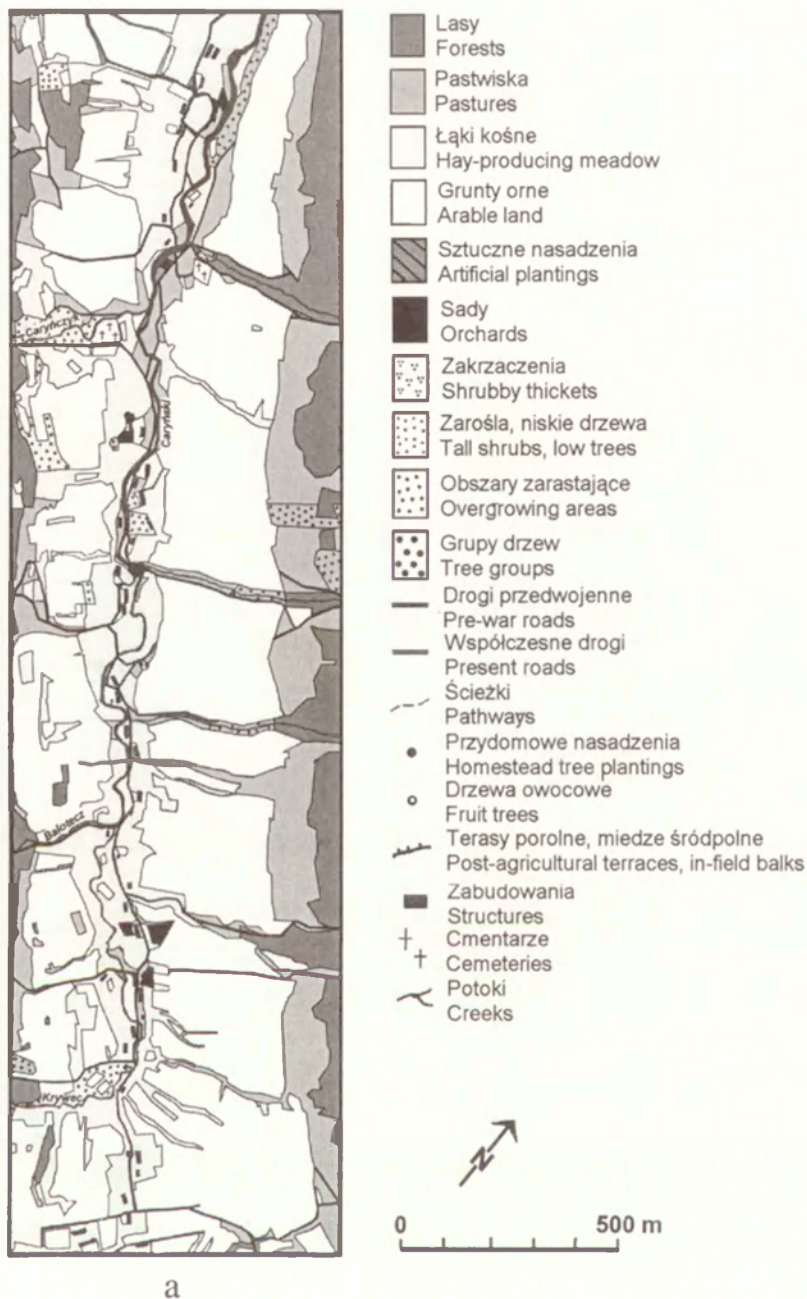
W połowie XIX w. w dolinie Caryńskiego dominowały pola orne, tworzące pasma w środkowych partiach zboczy (ryc. 1a). Łąki kośne zajmowały głównie płaskie, łatwo dostępne i najwilgotniejsze tereny przykorytowe, a miejscami towarzyszyły schodzącym w dolinę wcięciom drogowym i potokom. Stosunkowo niewielkie obszary zajmowały pastwiska, tworzące szeroki pas przy granicy z lasem (tab. 1). W części przykorytowej (duże uwilgotnienie siedlisk) i od strony Połoniny Caryńskiej (mała insolacja) pastwiska występowały sporadycznie i tylko w postaci małych płątów.

Tabela 1. Użytkowanie ziemi na obszarze badań we wsi Caryńskie w latach 1852-1996

Użytkowanie terenu	1852 r.		1966 r.		1996 r.	
	ha	%	ha	%	ha	%
Las	28	11,7	66	27,6	115	47,7
Pastwiska	35	14,5	131	54,6	121	50,6
Pastwiska zakrzaczone	3	1,1	30	12,4	-	-
Łąki kośne	41	17,1	7	3,2	3	1,3
Łąki zakrzaczone	4	1,7	1	0,3	-	-
Grunty orne	124	51,8	2	0,6	-	-
Zabudowania, drogi	5	2,1	3	1,3	1	0,4

Fitocenozy wcześniej już antropogenicznie przekształcone podlegały wówczas dalszym powtarzającym się okresowym działaniom, m.in. koszeniu, wydeptywaniu, wypasowi i płodozmianowi. Wyrażna fragmentacja krajobrazu wiązała się z dużą gęstością różnego typu elementów liniowych, tzn. dróg polnych, terasów rolnych czy miedz śródpolnych.

Zarysowany powyżej obraz struktury przestrzennej charakteryzował się wysoką trwałością i nie ulegał większym zmianom aż do roku 1946. Natomiast w tym samym czasie silnej negatywnej presji poddane były otaczające obszary leśne. Dewastacyjna, wielkopowierzchniowa eksploatacja lasów bieszczadzkich (XIX/XX w.), prowadzona częściowo także w dolinie Caryńskiego i jej okolicach, wpłynęła wyjątkowo niekorzystnie na skład gatunkowy drzewostanów, rozkład klas wiekowych (ścinka



Ryc. 1a. Struktura użytkowania ziemi i pokrycia terenu we wsi Caryńskie w roku 1852
Structure of land use and cover within the village of Caryńskie in the year 1852



b



c

Ryc. 1b, c. Struktura użytkowania ziemi i pokrycia terenu we wsi Caryńskie w latach 1966 i 1996 (legenda patrz ryc. 1a)

Structure of land use and cover within the village of Caryńskie in the year 1966 and 1996 (legend see fig. 1a)

najwartościowszych drzew, pozostawianie złych jakościowo niedorębów, sadzenie świerka na zrębach) oraz ich jakość. W czasie rębni wybiórczej pozostawiano egzemplarze chore i zdeformowane, wybierając tylko drzewa gonne (Kryciński 1995, Przybylska, Banaś 1997). Ponadto w wyższych partiach stoków zachodziły procesy regresji lub degeneracji — w ich wyniku zmieniał się przebieg granicy rolno-polno-leśnej. Efektem było znaczne rozdrobnienie powierzchni leśnej, powstanie “wysepek” i przylasków oraz podwyższanie dolnej granicy lasu, która w 1852 r. przebiegała na wysokości 700–750 m n.p.m. (Połonina Caryńska) i 700–850 m n.p.m. (Magura Stuposiańska).

Pośrednio zmiany powierzchni leśnej były także konsekwencją struktury własnościowej gruntów w drugiej połowie XIX w. Prawie wszystkie pola orne i łąki oraz przeważająca część pastwisk (70%) były w rękach chłopskich, natomiast 97% lasów należała do dworu. Tak olbrzymie dysproporcje były źródłem konfliktów, dotyczących dostępu i użytkowania śródleśnych polan (carynek), szlaków przepędów była z połonin czy nie zawsze jasno określonych praw chłopów do pozyskiwania drewna budowlanego i opałowego.

4.2. GŁÓWNE KIERUNKI ZMIAN W LATACH 1946–1975 (OKRES EKSTENSYWNEJ GOSPODARKI PASTWISKOWEJ)

W ciągu kilkunastu lat od wysiedlenia ludności użytkowanie ziemi uległo drastycznej zmianie. Dominującym stał się proces sukcesji wtórnej rekreatywnej lub regeneracji roślinności. Początkowo odłogi zostały opanowane przez chwasty polne oraz gatunki dawnych polowych kultur uprawnych. W wyniku samozadarnienia zanikły całkowicie pola orne. Można przypuszczać, że już w latach 60. skład gatunkowy porostu zajmującego dawne pola orne niewiele się różnił od roślinności byłych trwałych użytków zielonych (Pałczyński 1962).

Ważną rolę w przebiegu procesów rozwoju roślinności w obrębie agrocenoz odgrywał wypas owiec. Gospodarka pastwiskowa w dolinie Caryńskiego rozwijała się w latach 60. i na początku lat 70. Przykładowo w 1969 r. na obszarze ok. 200 ha wypasano 750 owiec i 10 jałówek. W kolejnych latach owce wypasano nieregularnie, w małej obsadzie i bez koszarowania — miało to głównie znaczenie ekologiczne (ograniczenie procesów sukcesyjnych), a nie gospodarcze. Na podstawie informacji ustnych uzyskanych od mieszkańców okolicznych wsi można domniemywać, że wypasu całkowicie zaniechano w pierwszej połowie lat 80.

Znacznie większa ilość składników odżywczych (odchody zwierząt) wpływała na zmianę składu gatunkowego zbiorowisk łąkowych, przygryzanie powstrzymywało odnawianie się lasu, a wydeptywanie pogarszało właściwości fizyczne gleby. Dłuższy wypas stacjonarny bez nawożenia mógł prowadzić do trwałej degradacji siedliska, jednakże w Bieszczadach stosowano głównie system wędrującego koszarowania. Natomiast nie wypasane i ekspansywne bliźniczyska szybko stały się terenami sukcesyjnymi. Proces ten był jednak hamowany sztucznie (karczowanie) i naturalnie, bowiem zwarta regłowa murawa bliźniczkowa należąca do zespołu *Nardetum strictae* utrudniała samozalesianie (Nowak, Kostuch 1974).

Pastwiska, których powierzchnia w ciągu 20 lat od wysiedlenia ludności wzrosła ponad czterokrotnie, rozwijały się w środkowych i lepiej nasłonecznionych partiach

stoków, gdzie zbyt mała wilgotność nie sprzyjała ekspansji olszy szarej, wierzb i innych pionierskich gatunków lekkonasiennych (ryc. 1b). Wyraźnie zmniejszyła się, charakterystyczna w czasach intensywnej gospodarki, geometryzacja granic płątów roślinnych i poszczególnych użytków.

Obniżenie i wyrównanie przebiegu dolnej granicy lasu oraz zarastanie śródleśnych polan doprowadziło do ponad dwukrotnego wzrostu powierzchni zajmowanej przez zbiorowiska leśne. Las i silnie zarastające pastwiska zajęły wszystkie dolinki potoków spływających do Caryńskiego. Granica rolno-leśna obniżyła się na całej powierzchni o 20–50 m.

4.3. OBECNA STRUKTURA (ETAP RENATURALIZACJI)

Obecnie prawie cały teren zajmują nie użytkowane kośnie ani pastwiskowo łąki (50,6% powierzchni) oraz lasy (47,7%). W 1996 r. na terenie badań istniał tylko jeden płąt łąki kośnej, założonej w celu pozyskania paszy dla koni huculskich oraz zwiększenia walorów krajobrazowych doliny (ryc. 1c). Las zajął zarastające w latach 60. pastwiska, szczególnie na stokach Połoniny Caryńskiej, schodząc o kolejne 30–70 m na samo dno doliny. Znacznie mniejsze zmiany w przebiegu dolnej granicy lasu na zboczach od strony Magury Stuposiańskiej spowodowane były większą intensyfikacją wypasu.

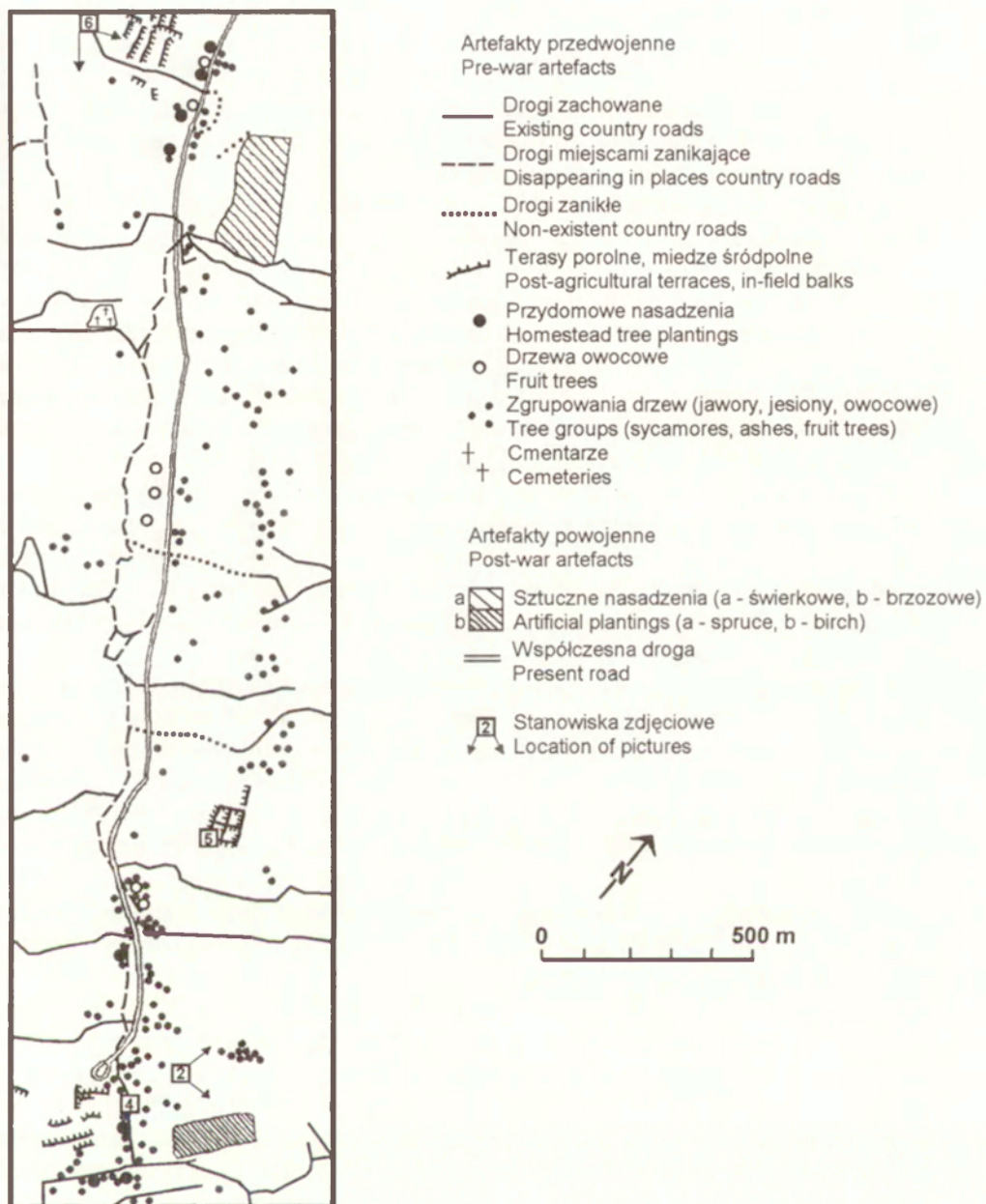
Granica między zbiorowiskami leśnymi a nieleśnymi jest obecnie młoda i niestabilizowana (fot. 1). W jej obrębie obserwować można różnowiekowy drzewostan sukcesyjny o zróżnicowanym składzie gatunkowym (głównie buk, świerk, brzoza, jesion i jałowiec). O obniżeniu się dawnej granicy rolno-leśnej świadczą także spotykane czasami w młodych buczynach pastwiskowe formy buka, będące starymi drzewami wyrosłymi na skraju dawnych pastwisk, trwale zdeformowanymi przez wypasające się zwierzęta.

5. STAN ZACHOWANIA ELEMENTÓW ANTROPOGENICZNYCH

Obecnie na obszarze badań, mimo upływu ponad 50 lat od zaprzestania intensywnej działalności gospodarczej człowieka, można wyróżnić liczne elementy i procesy świadczące o dawnej antropopresji (ryc. 2). Większość z nich to bezpośrednie pozostałości użytkowania ziemi (rolnicza zabudowa zbroczy), pokrycia terenu (nasadzenia synantropijnych lub nie związanych z siedliskiem gatunków drzew) i struktury funkcjonalnej (drogi polne). Część stanowią natomiast struktury pośrednie, których geneza jest ściśle związana z działalnością ludzką, natomiast rozwój nastąpił już po roku 1946.

5.1. POZOSTAŁOŚCI BEZPOŚREDNIE

Jednymi z najlepiej zachowanych elementów świadczących o minionej działalności gospodarczej są drogi polne. Układ przestrzenny dróg w dolinie Caryńskiego w XIX w. był dość typowy i w dużej mierze zależny od ukształtowania terenu, sieci wodnej i struktury własności. Dnem przebiegał główny, utwardzony trakt, kilkakrotnie przecinający potok. Na zboczach istniało 19 wąskich i prostopadłych do osi doliny dróg polnych, o nawierzchni gruntowej; łączna ich długość wynosiła 11 km, średnia gęstość 4,6 km/km². Czasem biegiły one dnem strumienia płynącego w głębokim,



Ryc. 2. Artefakty świadczące o minionej działalności gospodarczej człowieka we wsi Caryńskie

Artefacts connected with past economic human activities in Caryńskie Village

naturalnym wąwozie; niewielka liczba mostków i przepustów powodowała, że drogi z reguły wykorzystywały naturalne brody.

Wolski odtworzył przebieg większości dawnych dróg w terenie, a następnie zaklasyfikował je do czterech typów: drogi z zachowanymi koleinami, stokówki, wcięcia o profilu symetrycznym i asymetrycznym. Kierowano się głównie cechami morfologicznymi, aczkolwiek przy charakterystyce profili poprzecznych brano także pod uwagę pokrycie roślinnością i uwilgotnienie.

W większości przypadków ślady po dawnych drogach znacznie lepiej zachowały się na terenach leśnych, bowiem powierzchniowe procesy degradacyjne, mimo dużego nachylenia stoków, są tam skutecznie hamowane. Dodatkowo ściany niektórych leśnych wąwozów drogowych umocnione są kamiennymi wałami porośniętymi przez borówkę czarną *Vaccinium myrtillus*, a miejscami zachowały się nawet fragmenty niskich murków z łamanego kamienia. Intensywność akumulacji materiału w obrębie wcięć na terenach nieleśnych w pierwszych latach po wysiedleniu (przed wytworzeniem się zwartej pokrywy darniowej), doprowadziła do znacznego "zatarcia" ich śladów w krajobrazie (zwłaszcza u podnóży zboczy).

Niewielka szerokość łąkowych stokówek położonych w wyższych partiach zboczy była spowodowana wykorzystywaniem wozów o mniejszym rozstawie kół lub ograniczeniem tylko do komunikacji pieszej – plony z pól były noszone na plecach, a nawóz transportowano na specjalnych noszach. Dobrze zachowały się stokówki leśne – znacznie szersze, płaskie, miejscami bardzo kamieniste i prawie całkowicie pozbawione roślinności.

Niektóre wcięcia drogowe mają zupełnie płaskie dna. W małej skali jest to proces przeobrażenia pierwotnych (V-kształtnych) wąwozów i debrzy w formy o znacznie łagodniejszej rzeźbie U-kształtnej, najbardziej zbliżonej do parowów. W bardzo niewielu miejscach zachowały się koleiny, które wymodelowane podczas sezonowego użytkowania dróg pogłębiane były przez erozję liniową i podczas zsuwania mocno obciążonych wozów na uprzednio zablokowanych łańcuchami kołach (częsty proceder na silnie nachylonych stokach). Bardzo głębokie koleiny (do 40 cm) znajdują się tylko na jedynej drodze użytkowanej po wojnie – zostały one pogłębione w latach 70. podczas budowy schroniska i obecnie tworzą sztuczne koryta wód spływających z przełęczy Przysłup (fot. 3).

Terasy rolne (naorywane) i miedze śródpolne są kolejnymi indykatorami minionej działalności gospodarczej człowieka. Bardzo wyraźne rozdrobnienie pól w dolinie Caryńskiego wymusiło konieczność wytyczenia granic własnościowych. Stały się nimi właśnie niektóre terasy, powstające w czasie orki stokowej prowadzonej równoległe do poziomicy (fot. 4). Na terenie badań (w młodnikach) odnaleziono także formy, które można zaklasyfikować jako porolne terasy leśne. Ich pokrycie jest rzadsze, a kształt – w porównaniu do teras łąkowych – bardziej zbliżony do pierwotnego.

Napotkano także kilka charakterystycznych kopców kamiennych. Dawniej sypano je, wykorzystując wyorany materiał, w szczytach pól uprawnych ("punktowe" granice własnościowe). Stopień zwarcia, nagromadzenie materiału glebowego i porośnięcie dobrze rozwiniętą darnią lub borówczyskiem wskazują na ich przedwojenne pochodzenie.



Fot. 1. Młoda i niestabilizowana dolna granica lasu

Fresh and unstable lower forest boundary



Fot. 2. Fragment sporadycznie użytkowanej przedwojennej drogi prowadzącej na Przełęcz Przysłup - widoczna intensywna erozja liniowa w głębokich koleinach

Fragment of occasionally used pre-war country road leading on Przysłup Pass - intensive linear erosion in deep ruts is visible



Fot. 3. Terasa rolna (łąkowa): A – ława, B – skarpa

Field terrace (meadow): A – bench, B – scarp



Fot. 4. Widok na dolinę Caryńskiego z przełęczy na Nasiczne: A - pas przydomowych nasadzeń (gł. jawory, jesiony) i drzew owocowych, B - ślady przedwojennej drogi, C - nasadzenie sztucznej świerczyny

View on Caryńskie valley from Nasiczne Pass: A - homestead tree plantings (mainly sycamores, ashes) and fruit trees strip, B - pre-war country road signs, C - spruce-trees artificial plantings

Charakterystyczne dla opuszczonej przez ludność doliny są również stare drzewa, pochodzące przede wszystkim z przydomowych nasadzeń (gł. jawory, jesiony i świerki). Na obszarze dawnej wsi Caryńskie zaobserwowano zarówno pojedyncze sztuki, jak i skupiska drzew, występujące także poza obszarem zwartej zabudowy. W wielu miejscach (od przykorytowych partii doliny aż po dolną granicę lasu) odnaleziono także pozostałości sadów. Składały się one z niewielkiej liczby drzewek, najczęściej prymitywnych odmian śliwy (damaszka, węgierka, renkloda), gruszki (ulegałka), jabłoni i czereśni.

5.2. STRUKTURY POŚREDNIE

W przeciwieństwie do wspomnianych wyżej obiektów, będących efektem świadomej działalności człowieka, zgrupowania gatunków roślin synantropijnych (niektóre o wyraźnie nitrofilnym charakterze) spotykane głównie w niższych partiach zboczyc i strefie przykorytovej, są pośrednim świadectwem istniejącej tutaj wsi (Jędrzejko, Stebel 1999). Zgrupowania te obejmują m.in. ziołoroślą szczawiu alpejskiego (wskaźnik intensywnego wypasu lub nawożenia – przypuszczalnie dawne koszary owiec), zbiorowiska perzu właściwego i pokrzywy (przy drodze i w miejscach dawnych zabudowań), zbiorowisko mięty długolistnej (popularna roślina wskaźnikowa nieistniejących zabudowań), wtórne zarośla jeżyny gruczołowatej (bardzo częste na stokach i przy drogach). Niektóre miejsca gromadnego występowania tych gatunków pokrywają się z lokalizacją budynków na planie katastralnym.

Zmiany w użytkowaniu ziemi, a w szczególności zaniechanie uprawy roli spowodowały uruchomienie specyficznych procesów hydrologicznych i morfogenetycznych, których efekty można obecnie obserwować.

Zmianie uległy stosunki hydrologiczne na stokach. Rowki odwadniające tworzące sieć drenażową zamuliły się i całkowicie zarosły roślinnością, przestając spełniać swoją funkcję. Efektem tego było znaczne uwilgotnienie niektórych nisko położonych partii stoków, potęgowane dodatkowo przez rozwój poziomu darniowego w glebach oraz dominujący skład mechaniczny pokryw czwartorzędowych (słabo przepuszczalne gliny ciężkie i średnie).

Na analizowanym obszarze odnaleziono formy sufozyjne, będące efektem podziemnego wymywania przez wodę cząsteczek glebowych. Woda w głównej mierze przemieszcza się podpowierzchniowymi korytarzami kretów i innych gryzoni polnych – w wyniku stopniowego poszerzania i zapadania stropów powstają nieregularne lejki zapadliskowe. Procesy sufozyjne uległy w wyniku działalności zoogenicznej znacznej intensyfikacji po 1946 r. – stało się to dzięki zaprzestaniu uprawy roli (brak maszyn niszczących korytarze zwierzęce) i samozadarnieniu odłogów (wysokie trawy są pokarmem dla gryzoni).

6. DYSKUSJA WYNIKÓW I WNIOSKI

6.1 OBECNE KIERUNKI PRZEKSZTAŁCEN KRAJOBRAZU I TRWAŁOŚĆ ARTEFAKTÓW. ANTROPOGENICZNYCH

Jednym z najbardziej charakterystycznych procesów dla całych Bieszczadów Zachodnich okresu powojennego jest zajęcie części odłogów przez niezwykle

ekspansywną olszę szarą, pochodzącą w większości z samosiewu i odrośli korzeniowych. Analiza wyników badań najnowszych (Michalik, Szary 1997) i tych sprzed prawie 40 lat (Zarzycki 1963) pozwala odnotować, że w olszynach porolnych wzrasta udział gatunków leśnych z rzędu *Fagetalia* (gł. jeżyny gruczołowatej, tojeści gajowej, turzycy leśnej, czworolistu pospolitego, marzanki wonnej), a ubywa łąkowych. W badanej dolinie istniejące płaty mają charakter ustabilizowanego zbiorowiska leśnego o urozmaiconym składzie gatunkowym.

W powierzchniowych warstwach gleby zajętej przez olszyny porolne notuje się wzrost zakwaszenia, dużą zawartość azotu i materii organicznej, bardzo wysoki stopień nasycenia kompleksu sorpcyjnego kationami o charakterze zasadowym oraz wyjątkowo niską zawartością K_2O i śladową P_2O_5 (Adamczyk, Zarzycki 1963, Kulig i in. 1974). Ze względu na małe powierzchnie olszyn porolnych występujących w dolinie Caryńskiego powyższe zależności mają jednak niewielki ("punktowy") wpływ na zmianę właściwości fizyko-chemicznych gleby.

Generalnie bardzo słaba interakcja zachodzi między glebą a świerczynami na siedlisku lasu bukowego (Skiba i inni 1998). W glebach brunatnych silnie wylugowanych (okolice Sianek), porośniętych przez prawie stuletnie drzewostany świerkowe, odnotowano utworzenie jedynie parocentymetrowego, silnie kwaśnego poziomu butwinowego (opad igliwia). S. Michalik i A. Skiba (1996) twierdzą, że właściwy proces bielnicowania nie będzie zachodził, bowiem gliniasto-ilasty skład mechaniczny uniemożliwia przenikanie w głąb biellicujących kwasów fulwowych, a występujące miejscami jasne plamy są wynikiem procesów redukcyjnych, a nie bielnicowania.

Na powierzchni badawczej występuje jedno nasadzenie świerkowe o wyraźnej więźbie i bardzo dużym zwarciu (fot. 4). Świerki występują także wzdłuż dolnej granicy lasu, a miejscami w wyższych położeniach w postaci różnej wielkości płatów.

Całkowity zanik gospodarczej działalności człowieka spowodował duże zmiany procesów stokowych. Na podstawie badań prowadzonych w innych rejonach Karpat fliszowych i Pogórza Karpackiego można wnioskować, że współczesne procesy morfogenetyczne uległy wyrównaniu i spowolnieniu w obrębie całej doliny (Lach 1993, Gil 1986, Pękala 1998). Leśno-łąkowa struktura użytkowania znacznie ograniczyła spływ powierzchniowy na korzyść podziemnego, co spowodowało zwiększenie zasilania wód gruntowych i podniesienie ich poziomu (Lach 1984). Pokrycie roślinnością dużej części dawnych dróg polnych i zanik bruzd śródpolnych doprowadziło do wybitnego ograniczenia lub całkowitego zaniku zmywania liniowego.

Bardzo mała erozja gleby w obrębie lasów spowodowana jest nierównomiernym rozmieszczeniem ściółki, urozmaiconym mikroreliefem i licznymi przeszkodami z gałęzi i drzew. Spływ bardziej odpowiada procesowi sączenia i pełni rolę rozpuszczającą, a nie transportującą. W obrębie użytków zielonych zwarta darń powoduje równowagę dynamiczną między procesami erodowania i narastania warstwy glebowej. Tak więc spływ powierzchniowy i spłukiwanie, podobnie jak erozja eoliczna, mają na omawianym terenie bardzo niewielki wpływ na modelowanie stoków.

Bardziej dyskusyjna jest rola spelzływania płytkiego, polegającego na przemieszczaniu wierzchniej warstwy gleby lub darni. Niektórzy autorzy przypisują tym procesom znaczącą rolę, związaną głównie z tworzeniem się wądołów i niecek denudacyjnych

w pobliżu wysięków czy przekształcaniem dolin wciosowych w niecki o dnach zakumulowanych materiałem koluwalnym (Lach 1993). Wybitnie powolne tempo (1-8 mm/rok) przemieszczania się złazisk umniejsza jednak ich rolę morfogenetyczną.

Terasy rolne pełniły bardzo ważną funkcję lokalnych baz denudacyjnych, modyfikujących obieg wody na stoku i efektywność niektórych procesów morfologicznych. Zabudowa stoków, istniejąca przed 1946 r., obniżała znacząco tempo i rozmiary denudacji, zmniejszała siłę erozyjną wód opadowych i powodowała dominację spływu rozproszonego nad liniowym (Lach 1984, 1993). Terasy łukowe, niszczone m.in. przez gryzienie polne, podlegają powolnemu zrównywaniu na całej powierzchni, leśne zaś przede wszystkim sfluwianiu powierzchniowemu i erozji liniowej, co doprowadza do ich rozczłonkowania. Mimo to okazuje się, że trwałość tych form jest znaczna i przy braku ingerencji człowieka sięga przynajmniej 150 lat (część zachowanych terasów pokrywa się z granicami własnościowymi na mapach katastralnych). Potwierdzają to także badania z Pogórza Karpackiego (Drużkowski 1998).

Podczas badań terenowych odkryto także nieliczne obrywy w miejscach przecięcia wąskich i stromych dolinek przez stokówki oraz bardzo niewielkie osuwiska i obrywy w korytach potoków, powstałe w wyniku działania procesów zsuwania i odpadania. Ich małe powierzchnie nie mają znaczącego wpływu na kształtowanie reliefu w skali całej doliny (Wolski 1998).

Procesy morfogenetyczne, które drastycznie zmieniły swój charakter i intensywność, nie będą dalej ewoluować w sensie jakościowym. W dalszym ciągu zachodzić będzie zjawisko erozji korytowej (zwłaszcza w głębszej) oraz sufozji na zadarnionych stokach. Pozostałości przedwojennych wcięć drogowych będą ulegać stopniowemu zrównywaniu z powierzchnią stoków w wyniku działania procesów degradacyjnych i akumulacji. Ze względu na rozwinięty system korzeniowy traw (darń) będą one przebiegały bardzo wolno.

6.2. TRWAŁOŚĆ KRAJOBRAZU KULTUROWEGO

Każdy krajobraz zachował w jakimś stopniu ślady lub elementy po swojej historycznej ewolucji i są one w układzie terenu i pokryciu nie tylko możliwe do odczytania, ale także oddziałują na obecne właściwości i formę krajobrazu (Myczkowski 1998). Wszystkie czynniki związane z całokształtem nawarstwień historycznych miejsca i mające swój aktualny wyraz w krajobrazie, nazywa się tradycją i kulturą miejsca. Niezbędnym uzupełnieniem treści jest także forma (obraz). Wszystkie czynniki składające się na ową formę miejsca, decydujące o jego wyrazie i mające swoją aktualną lub źródłowo udokumentowaną postać postrzeganą przez człowieka, nazywa się kanonem miejsca (Myczkowski 1998). Podczas badań terenowych w dolinie Caryńskiego stwierdzono, że miejsce to:

- jest obszarem o samoistnym bycie (fragment ekosystemu dolinnego),
- jest wnętrzem krajobrazowym, bowiem ma fizjonomiczne otoczenie (Magura Stuposiańska, Połonina Caryńska), stanowiące zarazem obiektywne ograniczenia jego formy,
- ma swoją kulturę (np. drogi, terasy czy cmentarz są przedmiotami, a dolina miejscem, więc wspólnie tworzą niezbędny dla tej cechy dualizm),

- ma swoją tradycję (jest częścią przestrzeni o określonej tożsamości i wciąż widocznym stopniu ucłowieczenia),
- zawiera pewne konteksty (przyrodniczy, krajobrazowy, kulturowy), które składają się na stopień percepcji przez człowieka,
- ma określoną postać (dolina śródgórska).

Problemem było natomiast określenie konkretnych granic, bowiem te ustalone na potrzeby badań są tworem nieistniejącym w krajobrazie. Najlepszym rozwiązaniem to historyczny rozłóg pól – jest to granica konkretna, jednakże zachowana przede wszystkim na dawnych mapach, a w terenie tylko miejscami, gdzie może być co najwyżej granicą niekonkretną subiektywną (Bogdanowski 1998). Mimo to miejsca po dawnych wsiach w bieszczadzkich dolinach generalnie spełniają kryteria świadczące o współistnieniu ich tradycji, kultury i kanonu.

6.3. KRAJOBRAZ WSPÓŁCZESNY — EFEKT RENATURALIZACJI CZY NOWA JAKOŚĆ

Zmiany użytkowania ziemi i pokrycia terenu, jakie zaszły na terenie dawnej wsi Caryńskie po wysiedleniu ludności w 1946 r., charakteryzowały się znaczną dynamiką i przebiegały etapowo. Powyżej wyróżniono i scharakteryzowano trzy główne okresy funkcjonalne: intensywnej gospodarki rolno-pastwiskowej (do 1946 r.), ekstensywnej i nieregularnej gospodarki pastwiskowej (do ok. 1975 r.) oraz renaturalizacji (stan obecny). Taki podział warunkowany jest różnym oddziaływaniem antropogenicznym kształtującym krajobraz, natomiast prezentowane mapy są egzemplifikacją struktury w tych okresach.

W niniejszym artykule zjawisko renaturalizacji nie opisuje powrotu środowiska przyrodniczego wprost do stanu pierwotnego sprzed XV w. Zachowane w krajobrazie artefakty antropogeniczne i procesy będące pośrednim wynikiem historycznego użytkowania wciąż zbyt silnie oddziałują funkcjonalnie na geosystem doliny, modyfikując jednocześnie potencjalną możliwość swobodnej renaturalizacji. Niektórych procesów (np. zmian stosunków hydrologicznych na stokach) w ogóle nie powinno zaliczać się do renaturalizacji. Obecnie zachodzą one wprawdzie bez udziału człowieka, ale są współczesną konsekwencją krajobrazową wpływającą na charakter i układ siedlisk ściśle związaną z dawną działalnością gospodarczą (sieć drenażowa). W tym przypadku przyroda dąży do zatarcia “antropogenicznych blizn”, wykorzystując jednak algorytm nowej ścieżki rozwojowej i tworząc nową jakość, która strukturalnie i funkcjonalnie jest wprawdzie znacznie bliższa stanowi pierwotnemu niż antropogenicznemu, jednakże nie jest z nim tożsama.

Utrzymanie obecnego wyglądu bieszczadzkiej “krainy dolin” jest istotne ze względów przyrodniczych, krajobrazowych i kulturowych (Denisiuk, Korzeniak 1999). Wydaje się jednak, że wybrane fragmenty dolin (w tym powierzchni badawczej) powinny podlegać naturalnej sukcesji wtórnej w kierunku lasu, miejscami wspomaganey nawet przez kępowe wprowadzanie gatunków pionierskich lub domieszkowych.

LITERATURA

- Adamczyk B., Zarzycki K., 1963, *Gleby bieszczadzkich zbiorowisk leśnych*, Acta Agr. et Silv., 3, s. 135–175.
- Ales R.F., Martin A., Ortega F., Ales E.E., 1992, *Recent changes in landscape structure and function in a mediterranean region of SW. Spain (1950-1984)*, Landscape Ecology, 7, 1, s. 3–18.
- Bastian O., 2000, *The assessment of landscape and vegetation changes: the case study – Upper Lusatian heath and pond landscape* [w:] *Landscape Ecology – theory and applications for practical purposes*, The Problems of Landscape Ecology, 6, s. 31–53.
- Bogdanowski J., 1998, *Ochrona krajobrazu kulturowego w ujęciu wnętr architektoniczno-krajobrazowych (WAK)* [w:] Z. Jabłoński, W. Tomaszewski (red.) *Ochrona wartości przyrodniczych i kulturowych — metodyka opracowań studialnych*, Przegł. Regionalny, 3, 1, s. 17–31.
- Cernusca A., Tappeiner U., Bahn M., Bayfield N., Chemini C., Fillat F., Graber W., Rosset M., Siegwolf R., Tenhunen J., 1996, *ECOMONT. Ecological effects of land use changes on European Terrestrial Mountain*, Pirineos, A Journal on mountain ecology, 147–148, s. 145–172.
- Denisiuk Z., Korzeniak J., 1999, *Zbiorowiska nieleśne krainy dolin Bieszczadzkiego Parku Narodowego*, Monografie Bieszczadzkie, 5, 162 ss.
- Drużkowski M., 1998, *Współczesna dynamika, funkcjonowanie i przemiany krajobrazu Pogórza Karpackiego*, Inst. Bot. UJ, Kraków, 285 ss.
- Eberhardt P., 1989, *Regiony wyludniające się w Polsce*, Prace Geogr., 148, 141 ss.
- Gil E., 1986, *Rola użytkowania ziemi w przebiegu splywu powierzchniowego i splukiwania na stokach fliszowych*, Przegł. Geogr., 58, 1–2, s. 51–64.
- Hanoušková I., 1998, *Anthropo-ecological changes of the Šumava Mts. Area, Czech Republic. Abandonment* [in:] *Landscape Transformation in Europe – practical and theoretical aspects*, The Problems of Landscape Ecology, 3, s. 158–163.
- Hryniewicz Z., Borkowski J., 1961, *Proces samozadarnienia w świetle badań poodlogowych użytków zielonych w Sudetach*, Zesz. Nauk. WSR we Wrocławiu, 38, s. 141–159.
- Janicki R., 1999, *Renaturalizacja środowiska Parku Krajobrazowego Pogórze Przemyskie a jego potencjał rekreacyjny* [w:] M. Pietrzak (red.) *Geoekologiczne podstawy badania i planowania krajobrazu rekreacyjnego*, Problemy Ekologii Krajobrazu, 5, s. 169–172.
- Jankowska M., Lisiewicz S., 1998, *Kartograficzne i geodezyjne metody badania zmian środowiska*, Wyd. Akademii Rolniczej, Poznań, 203 ss.
- Jędrzejko K., Stebel A., 1999, *Materiały do poznania roślinności synantropijnej Bieszczadów Zachodnich (Karpaty Wschodnie)*, Roczniki Bieszczadzkie, 7, s. 185–230.
- Kryciński S. (red.), 1995, *Bieszczady. Słownik historyczno-krajoznawczy. Część I Gmina Lutowska*, BdPN i Wyd. Stanisław Kryciński, Ustrzyki Górne–Warszawa, 495 ss.
- Kulig L., Rygiel Z., Hohenauer M., 1974, *Wpływ zbiorowisk olszy szarej na glebę terenów porolnych w Karpatach*, Sylwan, 118, 2, s. 52–56.

- Lach J., 1975, *Ewolucja i typologia krajobrazu Beskidu Niskiego z uwzględnieniem gospodarczej działalności człowieka*, Wyd. Nauk. WSP, Kraków, 66 ss.
- Lach J., 1984, *Geomorfologiczne skutki antropopresji rolniczej w wybranych częściach Karpat i ich Przedgórze*, Prace Monogr., 66, 120 ss.
- Lach J., 1993, *Geomorfologiczne skutki zmiany granicy rolno-leśnej w dorzeczu Jasiołki (Beskid Niski)*, Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej, 22, s. 181–193.
- Michalik S., Skiba S., 1996, *Ocena relacji między pokrywą glebową a roślinnością w Bieszczadzkim Parku Narodowym*, Roczniki Bieszczadzkie, 4, s. 85–95.
- Michalik S., Szary A., 1997, *Zbiorowiska leśne Bieszczadzkiego Parku Narodowego*, Monografie Bieszczadzkie, 1, 175 ss.
- Miszewska B., 1978, *Zmiany użytkowania ziemi we wsiach Kamienica i Nowa Morawa w ciągu lat 1865 i 1971*, Acta Universitatis Wratislaviensis, 324, Pr. Inst. Geogr., seria B, 2, s. 89–95.
- Myczkowski Z., 1998, *Krajobraz wyrazem tożsamości w wybranych obszarach chronionych w Polsce*, Monografia, 242, seria Architektura, 228 ss.
- Nowak M., Kostuch R., 1974, *Gospodarka łąkowa i pasterska w Bieszczadach Zachodnich*, Probl. Zagospodarowania Ziemi Górskich, 13, s. 5–44.
- Pałczyński A., 1962, *Łąki i pastwiska w Bieszczadach Zachodnich. Studia geobotaniczno-gospodarcze*, Roczniki Nauk Rolniczych, 99 D, 129 ss.
- Pękala K., 1998, *Rzeźba Bieszczadzkiego Parku Narodowego*, Roczniki Bieszczadzkie, 6, s. 19–38.
- Plewniak W., 1978, *Zmiany w środowisku geograficznym doliny Dzikiej Orlicy w Górach Bystrzyckich wywołane wyludnieniem wsi*, Acta Universitatis Wratislaviensis, 324, Prace Inst. Geogr., seria B, 2, s. 97–109.
- Przybylska K., Banaś J., 1997, *Lasy bieszczadzkie, ich stan i kierunki zagospodarowania*, Sylwan, 141, 8, s. 61–70.
- Salwicka B., 1978, *Zmiany w zaludnieniu i użytkowaniu ziemi wsi górskich Masywu Śnieżnika w strefie granicy rolno-leśnej*, Acta Universitatis Wratislaviensis, 324, Prace Inst. Geogr., seria B, 2, s. 69–87.
- Skiba S., Drewnik M., Prędko R., Szmuc R., 1998, *Gleby Bieszczadzkiego Parku Narodowego*, Monografie Bieszczadzkie, 2, 88 ss.
- Someya T., Furtak T., 1996, *Zastosowanie programów GIS do analizy i prezentacji przekształceń środowiska (na przykładzie okolic wsi Guciów w otulinie Roztoczańskiego Parku Narodowego)* [w:] M. Kistowski (red.) *Badania ekologiczno-krajobrazowe na obszarach chronionych*, Problemy Ekologii Krajobrazu, 2, s. 225–230.
- Tokarski A.K., 1975, *Geologia i geomorfologia okolic Ustrzyk Górnych*, Polskie Karpaty Wschodnie, Studia Geol. Pol., 48, 75 ss.
- Wolski J., 1998, *Land use and cover changes in the evacuated rural areas (the case of Bieszczady Mts)*, Misc. Geogr., 8, s. 29–40.
- Wolski J., 2000, *Austriacki kataster podatku gruntowego na ziemiach polskich oraz jego wykorzystanie w pracach urzędzeniowych i badaniach naukowych*, Pol. Przegl. Kartogr., 32, 3, s. 199–212.
- Zarzycki K., 1963, *Lasy Bieszczadów Zachodnich*, Acta Agr. et Silv., Ser. Leśna, 3, s. 3–132.

STRUCTURAL AND FUNCTIONAL TRANSFORMATIONS OF HISTORIC LANDSCAPE IN THE BIESZCZADY MTS.

Summary

Researches of historic changes environment embrace problems from several of scientific disciplines. Interdisciplinary approach is connected with different methodological problems – separate defining of landscape, specificity field studies, classification of systems from indicators past corn-field system of the village whether at last reliability cartographic analysis of archival maps.

In article one described transformations spatial structure of rural landscape in the Bieszczady Mts. in the situation of the disappearance of the anthropogenic pressure in three time instants (1852, 1966 and 1996). The study area occupies the total surface of approximately 2.4 sq. kms, along the valley axis, within the settlement cluster of the former Caryńskie village and the neighbouring areas. One analysed land use changes, spatial range of secondary vegetation succession and degree of persistence of anthropogenic spatial structures. The state of things as of the middle of 19th century was reconstructed on the basis of Austrian cadaster maps of the scale of 1:2880, which were updated in 1966. The detailed maps of land use and land cover were elaborated in 1996.

Adres autora:

Jacek Wolski

Zakład Geoekologii

Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN

e-mail: j.wolski@twarda.pan.pl

Maciej Przewoźniak

PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO STREFY NADMORSKIEJ POBRZEŻY POŁUDNIOWOBAŁTYCKICH W POLSCE

1. SPECYFIKA PRZYRODNICZA STREFY NADMORSKIEJ

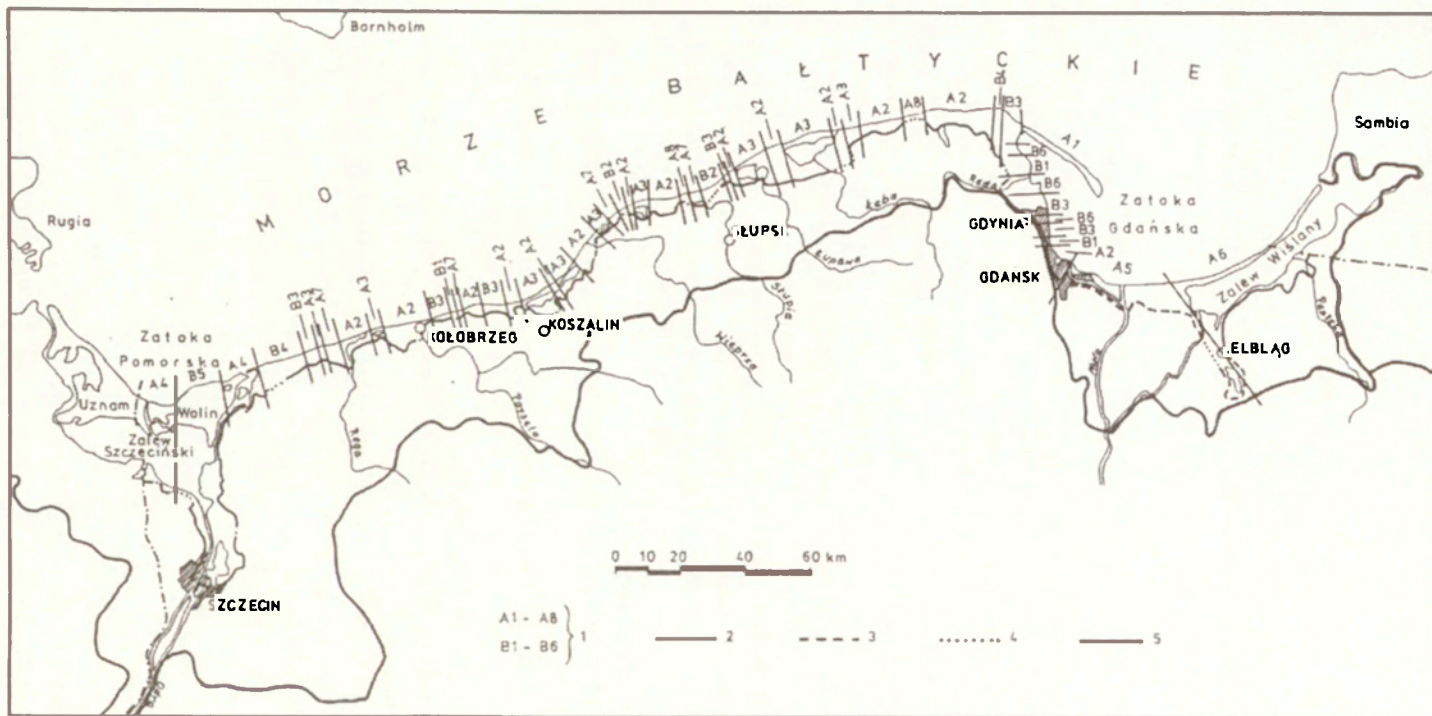
Strefa nadmorska to strefa bezpośredniego oddziaływania morza na środowisko przyrodnicze lądu, oddziaływania na jego budowę i funkcjonowanie przez procesy przyrodnicze uwarunkowane stanem i dynamiką morza (Przewoźniak 1991a, b). Efektem tych procesów mogą być nowe struktury przyrodnicze o genezie związanej głównie z oddziaływaniem morza (typowym przykładem są mierzeje oraz odcięte przez nie zalewy i jeziora przybrzeżne), modyfikacja struktur o genezie nie związanej z oddziaływaniem morza (typowym przykładem są wysoczyzny morenowe podcięte przez klify) lub likwidacja struktur obydwu typów. Główne procesy związane ze środowiskiem morskim oddziałujące na ląd to (Przewoźniak 1991a, b):

- procesy transformacji energii promieniowania słonecznego;
- procesy hydrodynamiczne (falowanie, prądy morskie, wahania poziomu morza);
- procesy morfo- i litodynamiczne (abrazja, przemieszczanie i akumulacja materiału skalnego).

Skutkami wymienionych procesów są:

- zmiany przebiegu elementów i zjawisk klimatycznych w dolnej warstwie atmosfery lądu;
- zmiany dynamiki wód powierzchniowych i podziemnych oraz ich składu chemicznego;
- rozwój morfologiczny strefy brzegowej;
- kształtowanie się selektywnych siedlisk i na nich odrębnych florystycznie i fitocenotycznie zbiorowisk roślinnych.

Strefa nadmorska, jako strefa stałego, energetyczno-materialnego oddziaływania morza na środowisko przyrodnicze lądu zajmuje w Polsce 3200 km² (około 1% powierzchni kraju), w całości zawiera się w pasie Pobrzeży Południowobałtyckich (Kondracki 1968), sięgając w głąb lądu maksymalnie 60 km, najczęściej do 4 km (ryc. 1). Maksymalna szerokość strefy występuje w rejonie Zalewu Szczecińskiego, co wynika ze specyfiki fizycznogeograficznej tego obszaru, a przede wszystkim z układu hydrograficznego tworzonego przez Zalew Szczeciński, cieśniny łączące go z Zatoką Pomorską i końcowy odcinek dolnej Odry wraz z jeziorem Dąbie. Dużą szerokość, około 40 km osiąga też strefa nadmorska w rejonie Zalewu Wiślanego i Żuław Wiślanych. Minimalna szerokość (około 150 m) występuje u nasady Półwyspu Helskiego. Na pozostałym obszarze szerokość strefy nadmorskiej wynosi do 13 km, przy czym przeważają fragmenty do 4 km szerokości (rejon jeziora Łebsko). Średnia



Ryc. 1. Typologia mezostruktur przyrodniczych strefy nadmorskiej w Polsce (Przewoźniak 1991)

1 – symbole podtypów mezostruktur przyrodniczych; granica strefy nadmorskiej: 2 – przyrodniczo uzasadniona, 3 – umowna, 4 – formalna; 5 – granica Pobrzeży Południowobałtyckich (Kondracki 1968)

Typology of natural mesostructures of the coastal zone

1 – symbols of natural mesostructures' subtypes; coastal zone's boundary: 2 – naturally based, 3 – conventional, 4 – formal; 5 – boundary of the South-Baltic Coastlands

szerokość strefy wynosi 7,4 km, natomiast jej części zawartej między Zalewami Szczecińskim i Wiślanym 4,9 km.

W strefie nadmorskiej Pobrzeży Południowobałtyckich, traktowanej jako makrostruktura przyrodnicza, występują dwa podstawowe typy mezostuktur przyrodniczych. Najbardziej rozpowszechniony typ obejmuje zwydmione mierzeje i przybrzeżne pola wydmore, z przylegającymi do nich od południa jeziorami przybrzeżnymi lub zalewami i zatorfionymi równinami akumulacji organogeniczno-mineralnej, a także równinami aluwialnymi, ograniczonymi od południa wysoczyznami morenowymi. Główne, charakterystyczne cechy tego typu struktur przyrodniczych to pasmowe, równoległe do brzegu morskiego zróżnicowanie geokompleksów i geneza związana z procesami zachodzącymi w holocenie. Drugi typ obejmuje wysoczyzny morenowe, w przewadze równinne i faliste, opadające klifami ku morzu, często porożcinane dolinami na odrębne kępy. Główne cechy tego typu struktur przyrodniczych strefy nadmorskiej to mozaikowate zróżnicowanie geokompleksów i geneza związana przede wszystkim z procesami, które zaszły w plejstocenie.

Wymienione, podstawowe typy mezostruktur przyrodniczych strefy nadmorskiej wykazują zróżnicowanie na podtypy struktur przyrodniczych, pozwalających bliżej określić specyfikę poszczególnych fragmentów strefy nadmorskiej, w tym specyfikę ich dotychczasowych i prognozowanych przemian.

Typ mierzejowy obejmuje następujące podtypy:

A1¹: mierzeja / morze;

A2: mierzeja – równina akumulacji organogeniczno-mineralnej / wysoczyzna morenowa²;

A3: mierzeja – jezioro przybrzeżne – równina akumulacji organogenicznej / wysoczyzna morenowa;

A4: mierzeja – równina aluwialna (delta wsteczna) i (lub) akumulacji organogenicznej – zalew – równina akumulacji organogenicznej / terasa plejstocieńska lub wysoczyzna morenowa;

A5: mierzeja – równina aluwialna (delta) / wysoczyzna morenowa (wysoczyzna w znacznym oddaleniu od granicy strefy nadmorskiej);

A6: mierzeja – zalew – równina akumulacji organogeniczno-mineralnej / wysoczyzna morenowa lub równina zastoiskowa;

A7: mierzeja – wysoczyzna morenowa lub terasy plejstocieńskie – równina akumulacji organogeniczno-mineralnej lub dolina / wysoczyzna morenowa;

A8: mierzeja – wysoczyzna morenowa / wysoczyzna morenowa.

W ramach typu wysoczyznowego występują następujące podtypy:

B1: wysoczyzna morenowa / wysoczyzna morenowa;

B2: wysoczyzna morenowa zwydmiona w pasie bezpośrednio przymorskim / wysoczyzna morenowa;

B3: wysoczyzna morenowa – dolina lub równina akumulacji organogeniczno-mineralnej / wysoczyzna morenowa;

¹ Symbole zgodne z symbolami na rycinie 1.

² Znak / oznacza granicę strefy nadmorskiej, a występujące po nim określenia odnoszą się do bezpośredniego zaplecza strefy.

B4: wysoczyzna morenowa zwydmiona w pasie bezpośrednio przymorskim – dolina lub równina akumulacji organogeniczno-mineralnej / wysoczyzna morenowa;

B5: wysoczyzna morenowa – zalew – równina akumulacji organogenicznej / terasa plejstocenska lub wysoczyzna morenowa;

B6: dno doliny / wysoczyzna morenowa.

Oprócz charakterystycznego, horyzontalnego zróżnicowania budowy środowiska przyrodniczego, strefę nadmorską Pobrzeża PołudniowoBałtyckiego wyróżniają także:

- specyfika funkcjonowania wynikająca z przenikania i wzajemnego oddziaływania procesów przyrodniczych charakterystycznych dla środowiska lądowego i morskiego (strefa nadmorska jako swoisty “geograficzny” ekoton);
- duża dynamika środowiska przyrodniczego i liczne, czytelne przejawy jego ewolucji;
- znaczne zróżnicowanie potencjału samoregulacyjno-odpornościowego środowiska przyrodniczego, będące efektem zróżnicowania jego budowy, funkcjonowania i dynamiki;
- duży i wieloskładnikowy potencjał zasobowo-użytkowy środowiska przyrodniczego;
- indywidualność i bodźcowość potencjału behawioralno-percepcyjnego środowiska przyrodniczego.

2. DYNAMIKA I EWOLUCJA ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO

2.1. FAKTY Z PRZESZŁOŚCI

Najbardziej wyraziste przykłady dynamiki i ewolucji środowiska przyrodniczego w strefie nadmorskiej stanowią plaże, wydmy, klify, przybrzeżne jeziora i zalewy oraz ujścia rzek do morza – wszystkie one pozostają pod bezpośrednim oddziaływaniem morza. Pozostałe struktury przyrodnicze, jak wysoczyzny morenowe, równiny sandrowe, terasowe, zastoiskowe i aluwialne oraz formy dolinne charakteryzują się umiarkowaną lub małą dynamiką środowiska przyrodniczego i kierunkami jego ewolucji typowymi dla środowiska śródlądowego.

W obu grupach niezwykle ważny czynnik bezpośrednich i pośrednich bodźców dynamiki i ewolucji środowiska przyrodniczego stanowi oddziaływanie człowieka, które można podzielić według zmian:

- regulacyjnych (np. regulacje ujść rzek, stymulacja akumulacji rumowiska brzegowego);
- stabilizujących (np. umocnienia wydmy i klifów);
- zaburzających (np. wzrost troficzności zbiorników wodnych w wyniku dostawy związków biogenych, zmiany dynamiki brzegu w wyniku oddziaływania falochronów portowych);
- destrukcyjnych (np. zanik struktur przyrodniczych na terenach zurbanizowanych);
- środowiskowotwórczych – kreatywne (np. sztuczne, kulturowe środowisko polderów na równinach akumulacji organogenicznej i aluwialnej).

Bardzo czytelny przykład dynamiki i ewolucji środowiska przyrodniczego w strefie nadmorskiej stanowią wydmy. Wynika to z jednej strony z ich naturalnych tendencji rozwojowych, a z drugiej z małego potencjału samoregulacyjno-odpornościowego, co powoduje, że w wyniku nadmiernego obciążenia antropogenicznego naturalne trendy rozwojowe są przerywane i proces ewolucji zaczyna się od podstaw. W warunkach

naturalnych dynamika i ewolucja środowiska przyrodniczego wydm nadmorskich przebiega następująco:

Etap 1. W wyniku eolicznej akumulacji materiału piaszczystego powstają wydmy Pozbawione roślinności i gleby podlegają intensywnym procesom eolicznym.

Etap 2. Wkraczająca sukcesywnie roślinność zespołu wydmuchrzy cy piaszkowej i piaskownicy zwyczajnej rozpoczyna stabilizację wydm. Zaczynają zachodzić nowe jakościowo procesy przyrodnicze, jak transpiracja i szcążkowa akumulacja próchnicy w podłożu. Ograniczaniu lub zahamowaniu ulega deflacja.

Etap 3. Stabilizacja wydm i zmiany siedliskowe prowadzą do wkraczania nowych gatunków roślin, wzbogacając w próchnicę kształtującą się najpierw glebę inicjalną eoliczną, a następnie słabo wykształconą właściwą i bielicowaną. Podłoże o zmienionym przewodnictwie i pojemności cieplnej oraz rozwijająca się roślinność oddziałują na mikro- i topoklimat. Wzrasta stopień ustabilizowania wydm.

Etap 4. Dalsza sukcesja roślinności prowadzi do wykształcenia początkowo ubożego podzespołu nadmorskiego boru sosnowego, pod którym powstają gleby bielicowe. Kształtują się ponadto wyraźnie odmienne od dotychczasowych warunki mikro- i topoklimatyczne.

Etap 5. Jako ostateczny przejaw procesu bielicowania powstają bielice. Nadmorski bór sosnowy przez kolejne stadia osiąga ostatecznie w pełni wykształconą strukturę. Wydmy są całkowicie ustabilizowane pod względem morfodynamicznym. Środowisko przyrodnicze osiąga stan ekwifinalny.

W przedstawionym, "klasycznym" schemacie rozwojowym środowiska przyrodniczego wydm zmiany w obrębie poszczególnych etapów są wyrazem jego dynamiki, a osiągnięcie kolejnych etapów jest wyrazem ewolucji. Nadmierne obciążenie antropogeniczne, np. rekreacyjne, na etapach od drugiego do piątego prowadzi do zniszczenia roślinności i gleby oraz w konsekwencji do uruchomienia procesów eolicznych. Proces ewolucji zaczyna się od nowa lub, w warunkach trwałego obciążenia antropogenicznego, zostaje zatrzymany na etapie pierwszym. Zmiany środowiska przyrodniczego mają charakter destrukcyjny. Odwrotna sytuacja ma miejsce, gdy oddziaływanie antropogeniczne zmierza do przyśpieszenia stabilizacji wydm, np. poprzez nasadzenia roślinności, stosowanie faszyny itp. umocnień. Działania takie odbierane są jako pozytywne, choć nie zawsze są skuteczne i przyrodniczo uzasadnione. Błędem było np. stosowanie w okresie międzywojennym i także wcześniejszym nasadzeń kosodrzewiny na wydmach. Osiągnięto długookresową, ale przejściową stabilizację wydm, gdyż kosodrzewina nie odnawia się w środowisku wydmowym, co powoduje obecnie na polskim wybrzeżu powstawanie rozległych gniazd "samoistnego" powrotu środowiska przyrodniczego do pierwszego etapu ewolucji. Na niektórych odcinkach brzegu wydmowego do jego stabilizacji używany jest materiał skalny i glebowy z innego środowiska, zawierający nasiona obcych geograficznie roślin. Prowadzi to do rozwoju w środowisku wydmowym m. in. roślinności ruderalnej, a nawet segetalnej, co stanowi przykład zmian destrukcyjnych.

Wydmy w polskiej strefie nadmorskiej w większości znajdują się w etapach czwartym i piątym ewolucji. Wydmy znajdujące się w etapach drugim i trzecim, najczęściej położone bliżej morza, poddawane są powszechnie wzmożonej abrazji, co prowadzi do ich fizycznej likwidacji. Niezwykle interesującymi obiektami są wydmy

ruchome, czyli znajdujące się w etapie pierwszym ewolucji. W polskiej strefie nadmorskiej na większą skalę występują one tylko na Mierzei Słowińskiej, gdzie chronione są w parku narodowym. Prędkość przemieszczania się wydm badana była szczegółowo przez J. Miszalskiego (1973) i K. Borówkę (1980). Według pierwszego z autorów tylko 18% wydm przemieszcza się z prędkością większą niż 5 m/rok, maksymalnie osiągając nawet 20 m/rok. Badania K. Borówki (1980), przeprowadzone w innym okresie (lata 1973–1976) niż badania J. Miszalskiego (lata 1951–1968), wykazały dla jednej z wydm prędkość przemieszczania się 15,6 m /rok - przeszło dwa razy więcej niż w okresie wcześniejszym. Było to efektem odmiennego przebiegu elementów i zjawisk klimatycznych, zwłaszcza anemometrycznych i termicznych.

Zmienność dynamiki procesów morfologicznych jest także charakterystyczna dla klifów. Prędkość ich cofania warunkują następujące czynniki:

- dynamika morza (czynnik aktywny, o silnej zmienności krótko- i długookresowej);
- morfologia brzegu (czynnik stabilny);
- budowa geologiczna brzegu (czynnik stabilny);
- stosunki wodne brzegu (czynnik umiarkowanie aktywny);
- przebieg elementów i zjawisk klimatycznych (czynnik aktywny, o silnej zmienności krótko- i długookresowej);
- stan rozwoju roślinności na klifie (czynnik umiarkowanie aktywny).

Średnia prędkość cofania się klifów w strefie nadmorskiej Półwyspu Południowo-bałtyckiego wynosi do 1 m/rok (Subotowicz 1982, 1995). Ekstremalne wartości występują w przypadku klifów osuwiskowych, gdy potężne ruchy masowe prowadzą do jednorazowego cofnięcia górnej krawędzi klifu nawet o kilkanaście metrów. Taka sytuacja ma miejsce na klifie Kępy Swarzewskiej na Półwyspie Kaszubskim, w Jastrzębiej Górze, gdzie od roku 1995 prowadzone są działania techniczne stabilizujące klif. Osiągnęły one apogeum w 2000 r., kiedy to dwustumetrowy odcinek klifu obudowano w całości, od podstawy do górnej krawędzi, konstrukcją techniczną o wysokości 30 m. (fot. 1). Zlikwidowano w ten sposób klif i doprowadzono do zniszczenia niezwykle wartościowego krajobrazowo fragmentu polskiego wybrzeża. Różnego rodzaju konstrukcje umacniające klif występują na wielu odcinkach polskiego brzegu Bałtyku (ryc. 2). Niektóre, jak opaska betonowa w Rozewiu zbudowana przed 100 laty, wkomponowały się w krajobraz, a na ustabilizowanych stokach klifowych wykształciła się buczyna pomorska, chroniona obecnie w rezerwacie przyrody. Wiele konstrukcji szpeci jednak krajobraz i stanowi potężną barierę ekologiczną na styku morza z lądem. Stabilizacja klifów prowadzi do przerywania ich naturalnej ewolucji. Tzw. niszczenie brzegu w wyniku abrazji jest w rzeczywistości naturalnym procesem rozwoju, natomiast tzw. ochrona brzegu jest w rzeczywistości przede wszystkim ochroną obiektów budowlanych znajdujących się na jego zapleczu. Przyrodnicza ochrona brzegu polegałaby na pozostawieniu go w stanie naturalnym i umożliwieniu jego ewolucji. Pojawia się jednak problem skutków społecznych i gospodarczych.

W generalnej ocenie znaczna część wybrzeża morskiego w Polsce, zarówno wydmowego jak i klifowego, jest stabilizowana pod względem morfodynamicznym (ryc. 2), co prowadzi do zaburzenia lub przerywania naturalnych przemian środowiska przyrodniczego w skali lokalnej i regionalnej (fot. 2 i 3). Przykładem oddziaływania w skali regionalnej jest zaburzenie transportu i akumulacji rumowiska wzdłuż brzegu



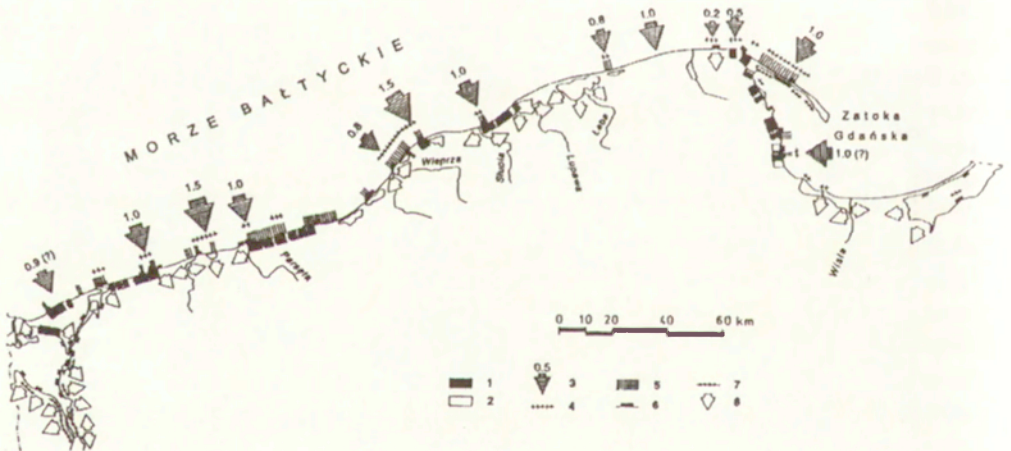
Fot. 1. Techniczna zabudowa klifu w Jastrzębiej Górze – wysokość umocnień 30 m.
(fot. M. Przewoźniak)



Fot. 2. Stabilizacja brzegu wydmowego na zachód od Jastrzębiej Góry – gabiony i nasyp ziemny (fot. M. Przewoźniak)



Fot. 3. "Ukamieniowany" brzeg Półwyspu Helskiego od strony Zatoki Puckiej (fot. M. Przewoźniak)



Ryc. 2. Zagrożenia i elementy ochrony polskiego brzegu (Cieślak 1995)

1 – klif aktywny; 2 – klif nieaktywny; 3 – tempo cofania się klifu w m/rok; 4 – sztuczne zasilenie plaży; 5 – ostrogi; 6 – opaski brzegowe; 7 – groble; 8 – kierunki zagrożenia zalania powodzią sztormowymi nizin przybrzeżnych

Threats and conservation elements of the Polish Baltic Coast

1 – active cliff; 2 – unactive cliff; 3 – rate of cliff retreat (in m/year); 4 – artificial beach nourishment; 5 – groins; 6 – seawalls; 7 – dikes; 8 – directions of storm surge floods within the coastal lowlands

Półwyspu Helskiego od strony otwartego morza, w wyniku wybudowania falochronów portu we Władysławowie i umacniania brzegu morskiego na zachód od półwyspu.

Skrajnym przykładem dynamiki procesów przyrodniczych i cofania się brzegu morskiego jest Mierzeja Messyńska, oddzielająca jezioro Ptasi Raj od Morza Bałtyckiego, w sąsiedztwie ujścia do niego Wisły Śmiałej. W latach 1960-1994 cofnięcie brzegu wyniosło tu do 200 m (ryc. 3). Tempo cofania się brzegu w piętnastolecie 1980-1995 osiągnęło 12,6 m/rok (Basiński 1995). Przyczyną takiego stanu rzeczy było nałożenie się trzech czynników: zmian klimatu powodujących zwiększoną częstotliwość wysokich stanów wody i w konsekwencji wzrost tempa abrazji brzegu, oddziaływanie narastającego stożka ujściowego Przekopu Wisły zmieniającego hydrodynamikę przybrzeżnych wód morskich i prawdopodobnie oddziaływania nabrzeży i falochronów Portu Północnego na hydrodynamikę przybrzeżnych wód morskich (Basiński 1995). W 1994 roku rozpoczęto budowę nowych umocnień brzegowych w rejonie ujścia Wisły Śmiałej, mających doprowadzić do stabilizacji brzegu.

Stabilizacja procesów morfodynamicznych ma miejsce w ujściach większości rzek. Znajdują się w nich albo porty, jak Gdańsk w ujściu Martwej Wisły, Łeba w ujściu Łeby, Ustka w ujściu Słupi, Darłowo z Darłowkiem w ujściu Wieprzy, Kołobrzeg w ujściu Parsęty, Szczecin w ujściu Odry do Zalewu Szczecińskiego, Świnoujście w ujściu Świny, albo urządzenia techniczne stabilizujące ujście, jak w Przekopie Wisły i w Wiśle Śmiałej. Jedynie mniejsze rzeki posiadają jeszcze naturalne, dynamiczne ujścia, z charakterystycznymi zbiorowiskami roślinnymi i fauną, żyjącą na pograniczu środowiska lądowego i morskiego.

Na zapleczu brzegu morskiego szczególnie interesującymi obiektami strefy nadmorskiej pod względem przemian środowiska przyrodniczego są jeziora przybrzeżne. Pojemność ich niecek oraz powierzchnia lustra wody ulega stałemu zmniejszaniu, na co wpływają następujące procesy:

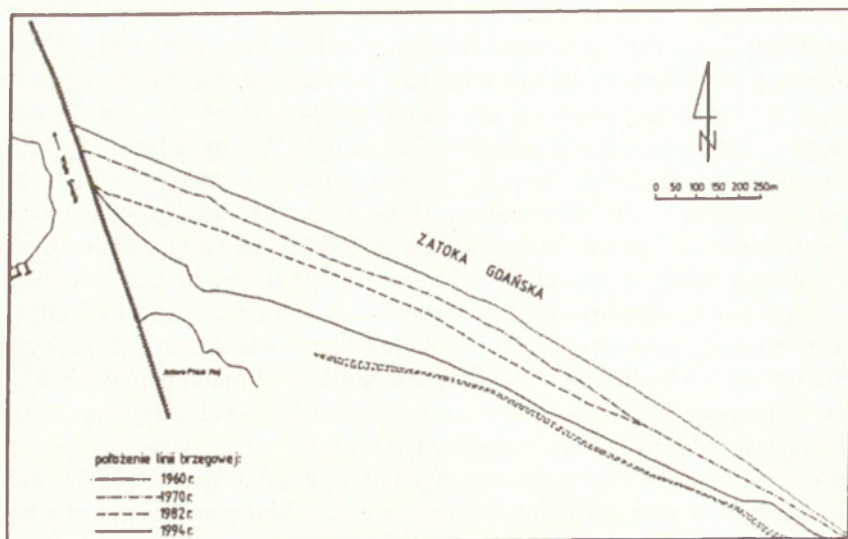
- akumulacja rumowiska przez rzeki uchodzące do jezior;
- eutrofizacja przejawiająca się wzrostem biomasy, zarastaniem brzegów oraz akumulacją postorganicznych osadów dennych;
- eoliczna akumulacja piasków wydmych w zbiornikach;
- zasypywanie przez piaski ruchomych wydym, grawitacyjnie zsuwające się do jeziora (dotyczy to jeziora Łebsko).

Podobnie jak w przypadku wydym, w ewolucji jezior przybrzeżnych wyróżnić można pięć zasadniczych etapów (Lange 1986; Przewoźniak 1991).

Etap 1. Niecka zbiornika zasilana jest w głównej mierze wodą morską, silnie zmineralizowaną, przelewającą się przez mierzeję lub wlewającą się ujściem rzeki wpływającej z jeziora do morza.

Etap 2. Równoległe z organizującą się siecią hydrograficzną w zlewni jeziora, następuje wzrost dopływu w jego zasilaniu. Następuje spadek ogólnej mineralizacji wody i zmiana jej składu chemicznego w wyniku przewagi wpływów lądowych.

Etap 3. Następuje rozwój produkcji pierwotnej i w konsekwencji wzrost ilości materii organicznej w zbiorniku, a także intensyfikacja procesów transformacyjnych wewnątrz systemu jeziornego. Jest to stan ekwifinalny jeziora.



Ryc. 3. Zmiany położenia linii brzegowej morza na Mierzei Messyńskiej w Gdańsku (Przewoźniak-red. 1996 na podstawie mapy "Nadbrzeżny pas techniczny" 1:25 000, BULiGL Oddział w Gdyni)

Changes in coastline's shape and location on the Messyńska Bar in Gdańsk

Etap 4. Rozpoczyna się i ulega nasileniu zanik jeziora. Dominującym procesem jest eutrofizacja, przejawiająca się wzrostem biomasy, zarastaniem brzegów oraz nasileniem akumulacji osadów dennych.

Etap 5. Następuje zanik jeziora w wyniku ciągłego zmniejszania i sflacywania. Na jego miejscu powstaje ekosystem lądowy, który podlega dalszej ewolucji, nie związanej z dynamiką środowiska wodnego.

Jeziora przybrzeżne w strefie nadmorskiej Pobrzeży Południowobałtyckich znajdują się w etapie czwartym ewolucji. Ich przemiany są przyspieszone w wyniku antropogenicznej intensyfikacji eutrofizacji.

Stopniowemu zanikowi w wyniku procesów zarastania i akumulacji rumowiska przez cieką ulegają także Zalew Wiślan i Szczeciński. Proces zaniku Zalewu Szczecińskiego został przyspieszony przez narastanie delty wstecznej Świny, a proces zaniku Zalewu Wiślanego osłabiony przez regulację obiegu wody na Żuławach Wiślanych i zahamowanie procesu narastania delty Wisły.

2.2. PROGNOZA PRZEMIAN ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO W ZWIĄZKU Z PODNOSZENIEM SIĘ POZIOMU MORZA

Globalny, przyspieszony wzrost poziomu wód oceanu światowego jest skutkiem zmian klimatycznych. Na okres stuletni (wiek XXI) szacuje się wzrost poziomu morza na polskim wybrzeżu Bałtyku, przy przyjęciu odmiennych założeń metodycznych, w przedziale od 30 do 100 cm: R. Zeidler (50–100cm), K. Rotnicki i W. Borzyszkowska (50–80cm), J. Cyberski i A. Wróblewski (30 cm). Przewiduje się także na najbliższe dwudziestolecie zjawiska meteorologiczno-hydrologiczne o ekstremalnych cechach. Wzrośnie częstotliwość i siła sztormów, które generować będą silne wezbrania

i spiętrzenia, stanowiące zagrożenie dla brzegu morskiego i jego zaplecza z podtapianiem obszarów przyległych.

Główne skutki przyrodnicze podnoszenia się poziomu morza mogą być następujące:

- fizyczne zagrożenie strefy brzegowej morza: wzrost abrazji klifów czynnych i uaktywnienie klifów martwych, częściowe lub całkowite zniszczenie mierzei wydmych, likwidacja plaż w sąsiedztwie opasek brzegowych i innych ciągłych umocnień brzegu;
- występowanie zagrożenia powodziowego o charakterze odmorskim;
- podniesienie się pierwszego poziomu wody gruntowej na nisko położonych terenach strefy nadmorskiej, włącznie z ich podtopieniem, co spowoduje zmiany warunków siedliskowych, utrudniające lub uniemożliwiające wegetację dotychczasowej roślinności.

Zmiany te spowodują dezorganizację funkcjonowania niżej położonych części miast nadmorskich, w tym zwłaszcza ich kompleksów portowo-przemysłowych oraz zagrożenie istnienia niektórych mniejszych jednostek osadniczych i zespołów rekreacyjnych.

Przykład zasięgu przestrzennego prognozowanych zmian środowiska przyrodniczego w wyniku podniesienia się poziomu morza dla fragmentu strefy nadmorskiej w obrębie Pobrzeża Kaszubskiego przedstawia rycina 4.

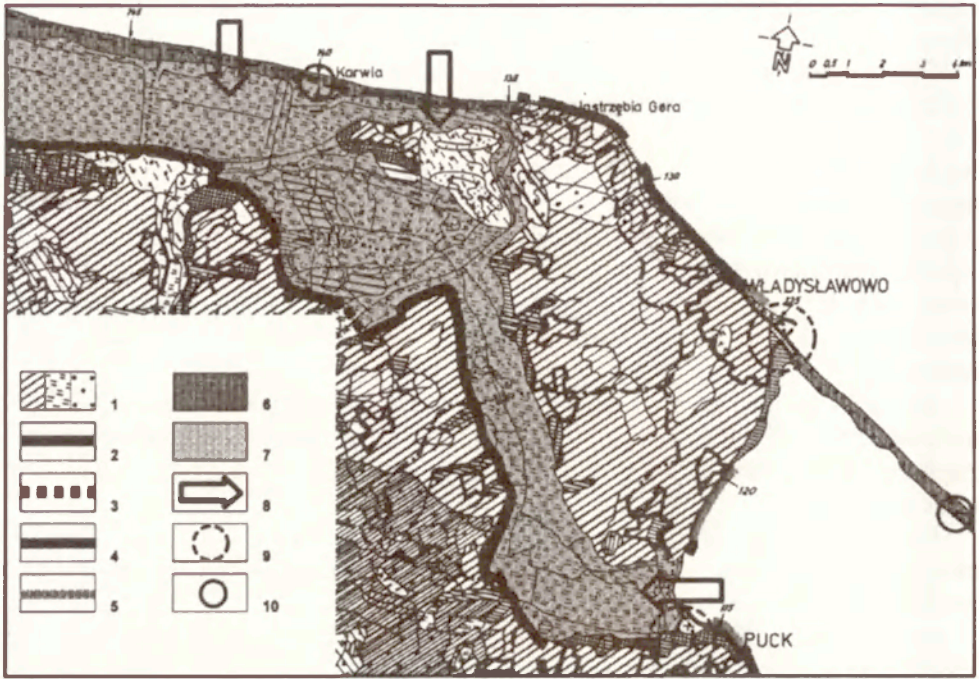
O ile możliwe jest przeciwdziałanie przy pomocy środków technicznych fizycznemu zagrożeniu strefy brzegowej i powodziom odmorskim, o tyle podniesienie się pierwszego poziomu wody gruntowej jest nieuniknione. Spowoduje to zmiany siedliskowe, przede wszystkim na rozległych terenach przybrzeżnych równin akumulacji organogenicznej. Dotyczyć to będzie w różnym stopniu zarówno mezostruktur mierzejowych (podtypy od A2 do A7) jak i mezostruktur wysoczyznowych (podtypy od B3 do B6). Zagrożone zostanie istnienie powszechnych w strefie nadmorskiej polderów.

W typie mezostruktur mierzejowych podstawowe zagrożenie stanowi zniszczenie niektórych odcinków mierzei. Spowodowałoby to wzmożoną abrazję lub zalanie nisko położonych terenów na ich zapleczu. Zanikowi uległaby nasadowa część Półwyspu Helskiego, który przekształciłby się w wyspę lub ciąg wysp. Nastąpiłby w takim stanie powrót do wcześniejszego etapu ewolucji półwyspu (Przewoźniak 1979).

Specyficzna sytuacja wystąpi w jeziorach przybrzeżnych, w których albo pojemność wodna powiększy się, co spowoduje spowolnienie ich zaniku, albo w wyniku przerwania mierzei oddzielających je od morza przekształcą się one w przybrzeżne zatoki. Nastąpiłby w takiej sytuacji powrót do stanu sprzed powstania jeziora – domknęłaby się pętla ewolucji środowiska przyrodniczego.

W strukturach wysoczyznowych podstawowym problemem będzie wzmożona abrazja oraz zwiększenie tempa cofania się klifów. Uaktywnieniu ulegną klify aktualnie martwe, zanikną plaże położone na przedpolu różnorodnych budowli stabilizujących klify. W porównaniu ze strukturami mierzejowymi mniejszy będzie tu zakres przestrzenny zmian środowiska przyrodniczego, ale ich dynamika może być katastrofalna.

Prognozowane, fizyczne zagrożenie strefy brzegowej morza i jej zaplecza w wyniku podnoszenia się poziomu morza, spowoduje prawdopodobnie intensywne przeciw-



Ryc. 4. Fragment strefy nadmorskiej na Pobrzeżu Kaszubskim – prognozowane przemiany środowiska przyrodniczego w efekcie wzrostu poziomu morza

1 - typy środowiska przyrodniczego; 2 – granica strefy nadmorskiej przyrodniczo uzasadniona, 3 – granica strefy nadmorskiej umowna, 3 – granica strefy nadmorskiej formalna; 4 – wzrost natężenia abrazji klifów aktywnych; 5 – uaktywnienie klifów martwych; 6- zniszczenie mierzei; 7 – podniesienie się pierwszego poziomu wody gruntowej i zmiany warunków siedliskowych; 8 - odmorskie zagrożenie powodziowe; 9 – dezorganizacja funkcjonowania miast; 10 – fizyczne zagrożenie istnienia jednostek osadniczych

Fragment of the Kashubian Coastland's zone – forecast changes in the natural environment as a result of a rising sea level

1 – types of natural environment; 2 – coastal zone's boundary - naturally based, 3 - coastal zone's boundary – conventional; 4 – increased intensity of active cliffs' abrasion; 5 – activation of dead cliffs; 6 – destruction of bars; 7 – rise of the first level of ground water and biotope changes; 8 – flood hazard caused by backwater influence of the sea; 9 – disturbances in cities' functioning; 10 – physical threat to settlements' existence

działanie inżynierskie. Należy spodziewać się dalszej antropizacji strefy brzegowej przez powstanie na wielu jej odcinkach budowli umacniających. Nastąpi zniszczenie specyficznej strefy przejściowej morze – ląd. Powstrzymane zostaną naturalne trendy ewolucyjne środowiska przyrodniczego stery nadmorskiej, która w znacznej części ulegnie przekształceniu w systemy przyrodniczo- techniczne, mające zapewnić przetrwanie nadmorskich struktur osadniczych.

3. KSZTAŁTOWANIE ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO JAKO CZYNNIK JEGO PRZEMIAN

Podstawowym problemem racjonalnego gospodarowania w środowisku przyrodniczym jest zrównoważenie wykorzystania jego potencjału zasobowo-użytkowego z potencjałem samoregulacyjno-odpornościowym, czyli dostosowanie obciążenia antropogenicznego do odporności środowiska przyrodniczego. W przypadku braku spełnienia tego warunku następują destrukcyjne zmiany środowiska przyrodniczego, z jednej strony zaburzające jego dynamikę i ewolucję, a z drugiej ograniczające jego walory zasobowo-użytkowe.

Wyjątkowe walory geograficznego położenia w strefie nadmorskiej Półwyspu PołudniowoBałtyckiego oraz duży i wieloskładnikowy potencjał zasobowo-użytkowy środowiska przyrodniczego (urbanizacyjny, rekreacyjno-balneologiczny, agrokologiczny, wodny) powodują lokalizację i koncentrację wielu przejawów aktywności społeczno-gospodarczej ludzi, co prowadzi do znacznej intensywności konfliktów przestrzennych, w tym konfliktów ekologicznych (Przewoźniak 1991a, b). Ich nasilenie ma miejsce w miastach nadmorskich, w dużych zespołach rekreacyjnych i na terenach wojskowych. W całej polskiej strefie nadmorskiej występuje duża, postępująca antropizacja środowiska przyrodniczego i osłabienie jego potencjału samoregulacyjno-odpornościowego. Poza przekształceniami środowiska przyrodniczego typowymi dla struktur osadniczych, specyficzne formy jego antropizacji wynikające z nadmorskiego położenia to m. in.:

- zmiany struktury, dynamiki i ewolucji strefy brzegowej w wyniku lokalizacji konstrukcji portowych oraz stabilizujących brzeg;
- tworzenie (w przeszłości) i funkcjonowanie polderów;
- zanieczyszczenie przybrzeżnych wód morskich eliminujące ich walory użytkowe oraz zwrotne przenoszenie zanieczyszczeń na ląd przez aerozol morski i w wyniku wlewów wód morskich do przybrzeżnych wód śródlądowych;
- ingresja wód morskich do nadmiernie eksploatowanych poziomów wodonośnych;
- degradacja ekosystemów wydmy i uruchamianie procesów eolicznych w wyniku źle zorganizowanego użytkowania rekreacyjnego. Najbardziej jaskrawym przykładem niewłaściwego wykorzystania walorów przyrodniczych strefy nadmorskiej są zespoły rekreacyjne (Przewoźniak 1993). Najważniejszym, najbardziej atrakcyjnym przyrodniczym terenem rekreacyjnym w strefie nadmorskiej jest plaża. Wobec dużego potencjału samoregulacyjno-odpornościowego plaży, zróżnicowany, często mały potencjał samoregulacyjno-odpornościowy jej zaplecza, zwłaszcza wydmy, powinien limitować stopień zagospodarowania i użytkowania rekreacyjnego całego układu przyrodniczego. Możliwości jego rekreacyjnego wykorzystania określa przede wszystkim podstawowa relacja: baza rekreacyjna – przejście przez wydmy lub klif – plaża. Chłonność rekreacyjna plaż, jest praktycznie nieograniczona – wraz ze wzrostem zagęszczenia na niej ludzi maleje komfort ich wypoczynku. Problemami węzłowymi nadmorskich systemów rekreacyjnych są przejścia przez wydmy lub klif na plażę;
- sposób rozmieszczenia nadmorskich systemów rekreacyjnych oraz dostosowanie wielkości zaplecza brzegu do jego naturalnej odporności. Na żadnym odcinku

polskiego wybrzeża zagadnienie to nie zostało dotychczas zadowalająco rozwiązane. Powszechne przekraczanie dopuszczalnej przyrodniczo wielkości zagospodarowania rekreacyjnego prowadzi do uruchomienia lub przyspieszenia procesów degradacji środowiska i w konsekwencji do utraty walorów rekreacyjnych, będących atutem gospodarczym terenu. Jest to zaprzeczenie zasad rozwoju zrównoważonego.

Przykładem wielkoobszarowego kształtowania środowiska przyrodniczego strefy nadmorskiej, nawiązującego do idei rozwoju zrównoważonego, jest tworzenie i funkcjonowanie polderów. Utworzono je na obszarach silnie hydrogenicznym, jak mokradła, bagna, a nawet rozlewiska. Ze względu na niskie, częściowo depresyjne położenie w stosunku do poziomu morza, charakteryzowało je brak lub znikome odwodnienie grawitacyjne. Zmeliorowanie i utworzenie systemu pomp odprowadzających nadmiar wody umożliwiło przystosowanie tych terenów dla potrzeb rolnictwa a nawet osadnictwa. Melioracje polderowe były podstawowym czynnikiem środowiskowotwórczym, a ich funkcjonowanie jest warunkiem stabilizacji środowiska przyrodniczego na pożądanym społecznie poziomie. Walory przyrodnicze, kulturowe i krajobrazowe ukształtowanego antropogenicznie środowiska są na tyle duże, że na niektórych terenach są one objęte ochroną prawną. Dotyczy to części Żuław Wiślanych (Obszar Chronionego Krajobrazu Żuław Gdańskich) i Równiny Błot Przymorskich (Nadmorski Park Krajobrazowy), gdzie wdrażana jest idea trójochrony, czyli równorzędnie traktowanej ochrony walorów przyrodniczych, kulturowych i krajobrazowych (Pankau, Przewoźniak 1998).

Ze względu na wyjątkowe walory środowiska przyrodniczego i krajobrazu, a miejscami także dziedzictwa kulturowego, na wielu fragmentach strefy nadmorskiej Pobrzeży Południowobałtyckich wprowadzono formy ochrony przewidziane Ustawą o ochronie przyrody. Znajdują się tu dwa parki narodowe (Słowiński i Woliński), kilkanaście rezerwatów przyrody, dwa parki krajobrazowe (Nadmorski i Mierzei Wiślanej) oraz sześć obszarów chronionego krajobrazu. Wprowadzenie prawnej ochrony, niezależnie od rangi, nie zabezpieczyło chronionych walorów przed dewastacją. Przykładami są rozległe tereny zdewastowane przez zainwestowanie wojskowe w Słowińskim Parku Narodowym, silne przekształcenia przyrody w rezerwach (Buliński, Przewoźniak 1996; Przewoźniak – red. 1996, 1996, 1997), skutki ogromnego obciążenia rekreacyjnego w Nadmorskim Parku Krajobrazowym i gigantyczne konstrukcje inżynierskie “chroniące” brzeg morza.

Planowane jest objęcie ochroną części morskich akwenów przybrzeżnych (przy parkach narodowych, przy rezerwacie Kępa Redłowska i przy Parkach Krajobrazowych Nadmorskim i Mierzei Wiślanej) i powiększenie lądowych obszarów chronionych. Dla działań tych brak akceptacji społecznej. Wynika to z jednej strony z powszechnego w Polsce braku zrozumienia istoty ochrony przyrody i jej praktycznego znaczenia, a z drugiej z napływowego charakteru ludności zamieszkującej strefę nadmorską, nie potrafiącej racjonalnie gospodarować w specyficznych warunkach styku lądu z morzem.

Rozwiązanie problemów rozwojowych strefy nadmorskiej możliwe jest przez wdrożenie w jej obrębie zintegrowanego zarządzania. Podstawowym celem zintegrowanego zarządzania obszarami przybrzeżnymi jest zapewnienie ich trwałego, zrównoważonego rozwoju, który powinien prowadzić do zharmonizowania wszystkich działań sektorowych z uwzględnieniem nadrzędnych, strategicznych celów państwa

(Bańkowska i in. 1996, 1997). Podstawą jest określenie działań ekologicznie dopuszczalnych, społecznie pożądaných i ekonomicznie uzasadnionych. Za ekologicznie dopuszczalne działania uznać można takie, które albo zapewnią bezpieczeństwo ludzi w aspekcie katastrofalnych zagrożeń przyrodniczych, albo umożliwią dalsze przemiany środowiska przyrodniczego, zgodne z naturalnymi trendami ewolucyjnymi. Ponieważ pogodzenie tych dwóch grup działań w obrębie strefy nadmorskiej nie jest możliwe, niezbędny jest jej podział na rejony, które będą zabezpieczane przed skutkami przewidywanych zagrożeń przyrodniczych i na rejony, które pozostawione zostaną oddziaływaniu procesów przyrodniczych, tworzących mechanizm dynamiki i ewolucji środowiska przyrodniczego.

LITERATURA

- Bańkowska B., Przewoźniak M., Szwankowska B., 1996, *Conditions and objectives of integrated coastal zone mangement in the Gdańsk Voivodeship*, Bulletin of the Maritime Institute, XXIII, 2.
- 1997, *Przesłanki do planu zintegrowanego zarządzania obszarem przybrzeżnym województwa gdańskiego*, Inżynieria Morska i Geotechnika, 2.
- Basiński T., 1995, *Zachowanie się mierzei jeziora Ptasi Raj w warunkach okresowego wstrzymania budowy falochronu brzegowego i umocnienia brzegu w Górkach Wschodnich*, Gdynia (maszynopis w archiwum Urzędu Morskiego w Gdyni).
- Borówka K.R., 1980, *Współczesne procesy transportu i sedymentacji piasków eolicznych oraz ich uwarunkowania i skutki na obszarze wydym nadmorskich*, Prace Kom. Geogr.-Geolog. PTPN, 20.
- Buliński M., Przewoźniak M., 1996, *Monografia rezerwatu przyrody "Kępa Redłowska"*, Materiały do Monografii Przyrodniczej Regionu Gdańskiego, 1.
- Cieślak A., 1995, *Contemporary Coastal Transformation – The Coastal Management and Protection Aspect*, [w:] K. Rotnicki (red.), *Polish Coast. Past, Present and Future*, Journal of Coastal Research, Special Issue, 22.
- Cyberski J., Wróblewski A., 1999, *Recent and forecast changes in sea level along the polish coast during the period 1900-2100*, Quaternary Studies in Poland, Special issue.
- Kondracki J., 1968, *Fizycznogeograficzna regionalizacja Polski i krajów sąsiedzkich w systemie dziesiętnym*, [w:] *Problemy regionalizacji fizycznogeograficznej*, Prace Geogr., IG PAN, 69.
- Lange W., 1986, *Fizyczno-limnologiczne uwarunkowania tolerancji systemów jeziornych Pomorza*, Wyd. UG, Rozprawy i monografie, 79.
- Miszalski J., 1973, *Współczesne procesy eoliczne na Pobrzeżu Słowińskim*, *Studium fotointerpretacyjne*, Dokum. Geogr. IG PAN.
- Pankau F., Przewoźniak M., 1998, *Ochrona dziedzictwa przyrodniczo-kulturowego w planach ochrony parków krajobrazowych*, [w:] *Ochrona dziedzictwa przyrodniczo-kulturowego w Polsce*, SGGW Warszawa.
- Przewoźniak M., 1979, *Struktura środowiska przyrodniczego Półwyspu Helskiego*, Zesz. Nauk. Wyd. BiNoZ UG, Geografia, 10.

- 1991a, *Krajobrazowy system interakcyjny strefy nadmorskiej w Polsce*, Wyd. UG, Rozprawy i monografie, 172.
 - 1991b, *Environmental Conflicts: The case of the Seaside Zone in Poland*, [w:] *Environment, Energy and Natural Resource Management in the Baltic Region - 3rd international conference on system analysis*, Copenhagen.
 - 1993, *Specyfika TSR strefy nadmorskiej w Polsce*, [w:] *Ekologia krajobrazu w badaniach terytorialnych systemów rekreacyjnych*, Materiały Ogólnopolskiej Konferencji Naukowej, Poznań.
 - (red.), 1996, *Monografia rezerwatu przyrody "Ptasi Raj"*, Materiały do Monografii Przyrodniczej Regionu Gdańskiego, 1.
 - 1996, *Badania ekologiczno-krajobrazowe w planach ochrony nadmorskich rezerwatów przyrody*, [w:] *Badania ekologiczno-krajobrazowe na obszarach chronionych*, Problemy Ekologii Krajobrazu, 2.
 - 1997, *Plany ochrony nadmorskich rezerwatów przyrody*, Człowiek i Środowisko, 21, 1
- Rotnicki K., Borzyszkowska W., 1999, *Przyspieszony wzrost poziomu morza i jego składowe na polskim wybrzeżu Bałtyku w latach 1951-90*, [w:] *Ewolucja geosystemów nadmorskich Południowego Bałtyku*
- Subotowicz W., 1982, *Litodynamika brzegów klifowych wybrzeża Polski*, Ossolineum, Gdańsk
- 1995, *Transformation of the cliff coast in Poland*, [w:] K. Rotnicki (red.) *Polish Coast. Past, Present and Future*, Journal of Coastal Research, Special Issue, 2.
- Zeidler R., 1992, *Assesment of the Vulnerability of Poland's Coastal Areas to Sea Level Rise: Application of the IPCC Common Methodology*, Poland's National Foundation Environmental Protection, Gdańsk.

CHANGES IN THE NATURAL ENVIRONMENT OF THE COASTAL ZONE OF THE SOUTH-BALTIC COASTLAND IN POLAND

Summary

A coastal zone is the area of a direct sea impact on the natural environment of the land area, its structure and functioning, which is caused by natural processes depending on the state and dynamics of the sea (Przewoźniak 1991). The area of this zone in Poland is 3 200 sq. km (about 1% of the area of the country). The whole of the zone is included in the South-Baltic Coastlands. On average, the zone is 7,4 km wide, but it may reach inland as far as 60 km, whereas most of its width does not exceed 4 km. (fig.1).

Most distinctive examples of the natural environment's dynamics and evolution in the coastal zone are beaches, dunes, cliffs, coastal lakes and lagoons and river mouth areas – all of them are directly influenced by the sea. Other natural structures such as moraine plateaux, outwash plains, terrace, hollow and alluvial plains, together with valley forms, are characteristic for moderate or low dynamics of the natural environment, where evolution trends are typical rather of inland environment. In both groups, human impact appears a substantial factor of direct and indirect stimuli of the natural environment's dynamics and evolution (fig. 2).

A rising level of the Baltic Sea waters will become an essential factor of further changes in the coastal zone's natural environment. Within one hundred years (in 21-st century), the rise in the sea level is estimated from 30 up to 100 cm: ac. to Zeidler (1992) from 50 to 100 cm, ac. to Rotnicki and Borzyszkowski (1999) from 50 to 80 cm, ac. to Cyberski and Wróblewski (1999) up to 30 cm.

Main consequences of this phenomenon for the nature may be as follows:

- physical endangerment to the coastal zone – intensified abrasion of cliffs and partial or total destruction of dune-bars;
- occurrence of flood hazard caused by backwater influence of the sea;
- rise of the first level of ground water in lawlying area of the coastal zone, which will cause biotope changes; this may result in threat or loss of existing vegetation
- in a long-term perspective the coastal zone will appear the area of numerous problems in the field of spatial economy. This requires integrated planning and management, which takes into consideration the dynamics and evolution trends of the natural environment.

Adres autora:

Maciej Przewoźniak

Wydział Architektury Politechniki Gdańskiej

ul. Narutowicza 11/12, 80-952 Gdańsk

e.mail: proeko@gdansk.supermedia.pl

Wiesław Fałtynowicz

OCENA STOPNIA ZANIECZYSZCZENIA POWIETRZA W STAROGARDZIE GDAŃSKIM PRZY WYKORZYSTANIU POROSTÓW JAKO WSKAŹNIKÓW BIOLOGICZNYCH

1. WSTĘP

Literatura na temat wykorzystania porostów jako biologicznych wskaźników stopnia zanieczyszczenia powietrza jest bardzo bogata; duży jej wybór przedstawiono m.in. w pracach D.L. Hawksworth (1973), D.L. Hawksworth i F. Rose (1976), J. Fabiszewskiego i in. (1983), W. Fałtynowicza (1995) oraz M.R.D. Seaward (1993), a także w bibliografiach zamieszczanych w kilkunastu ostatnich numerach "Lichenologist".

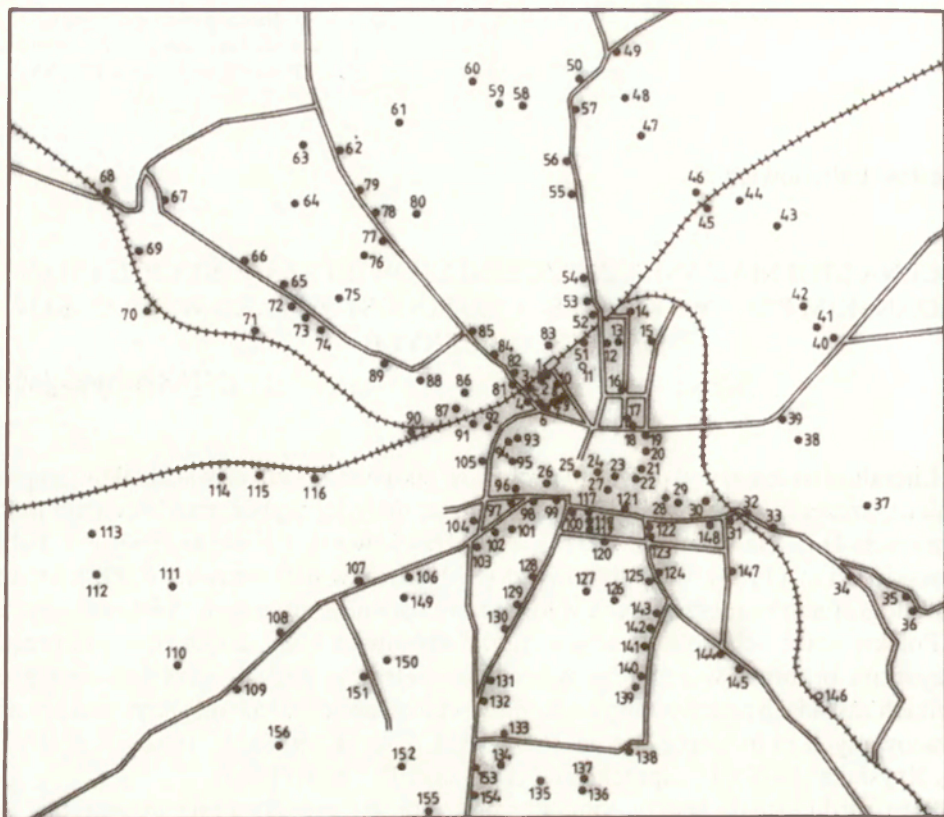
Polskie prace lichenindykacyjne (por. Fałtynowicz 1983, 2000a) dotyczą przede wszystkim problemów zanieczyszczenia powietrza w dużych miastach oraz przy wielkich zakładach przemysłowych, natomiast kilkanaście małych miejscowości zostało opracowanych m.in. przez J. Rydzaka (1955a, b, c, d, 1956a, b, 1958), J. Rydzaka i K. Krysiaka (1970), L. Lipnickiego (1984) oraz B. Sągin (1994).

Starogard Gdański leży w południowej części województwa gdańskiego (ryc. 1). Jest jednym z najstarszych miast w północnej Polsce; prawa miejskie uzyskał w połowie XIV wieku. Obecnie zajmuje powierzchnię około 20 km² i ma ponad 50 tysięcy mieszkańców. Położony jest w krajobrazie rolniczym, tylko od wschodu i zachodu do miasta przylegają kompleksy leśne. Przez miasto przepływa rzeka Wierzyca.

Panu prof. dr hab. Maciejowi Przewoźniakowi z Politechniki Gdańskiej dziękuję za stworzenie warunków do wykonania tej pracy, pani dr Beacie Sągin oraz moim synom – Zbigniewowi i Krzysztofowi – za pomoc w badaniach terenowych, a pani mgr Magdalenie Jąkałskiej – za wykonanie rycin. Ukończenie pracy i przygotowanie jej do druku umożliwiło dofinansowanie z grantu KBN nr 6P04G 078 15.

2. METODA

Badania prowadzono w kwietniu i maju 1994 r. W trakcie prac terenowych, na całym badanym obszarze szukano miejsc (stanowisk), w których występują porosty. Największą uwagę zwracano na gatunki rosnące na korze drzew, ponieważ ich walor bioindykacyjny jest szczególnie duży; informacje o porostach rosnących na ziemi, betonie, głazach i kamieniach oraz na murszejącym drewnie traktowano jako materiał pomocniczy. Na każdym stanowisku spisywano wszystkie gatunki na pniu drzewa (lub kilku drzew rosnących obok siebie) oraz określano w przybliżeniu ich ilościowość i stan zdrowotności plech. Ponadto notowano uwagi dotyczące rodzaju i zwarcia otaczającej zabudowy, typu nawierzchni ulicy (szosy) w przypadku drzew przydrożnych



Ryc. 1. Rozmieszczenie badanych stanowisk w Starogardzie Gdańskim i w jego okolicach
Distribution of the investigated localities in Starogard Gdański and its vicinity

itp. Ogółem, opisano 156 stanowisk w obrębie granic miasta i w ich najbliższym sąsiedztwie (ryc. 1).

W trakcie prac kameralnych przeanalizowano zebrany materiał i sporządzono mapy rozmieszczenia wybranych gatunków wskaźnikowych. Analiza topografii ich stanowisk oraz dane dotyczące udziału ilościowego i żywotności pozwoliły ustalić progowe granice występowania poszczególnych gatunków oraz określić ich lokalną wartość jako wskaźników zanieczyszczeń. Na tej podstawie można było wykreślić mapę stref bioindykacyjnych (Fałtynowicz 1995).

3. WYNIKI

3.1. WALOR BIOINDYKACYJNY POROSTÓW STAROGARDU GDAŃSKIEGO

Na terenie Starogardu Gdańskiego i przyległym znaleziono 74 gatunki porostów (Fałtynowicz 2000b). Jest to flora uboga i nosząca wyraźne piętno negatywnej działalności człowieka. Prawie połowa spośród zidentyfikowanych taksonów występuje na 1-3 stanowiskach; licznie reprezentowane są wyłącznie porosty charakteryzujące się bardzo dużą odpornością na zanieczyszczenia: *Lecanora conizaeoides*



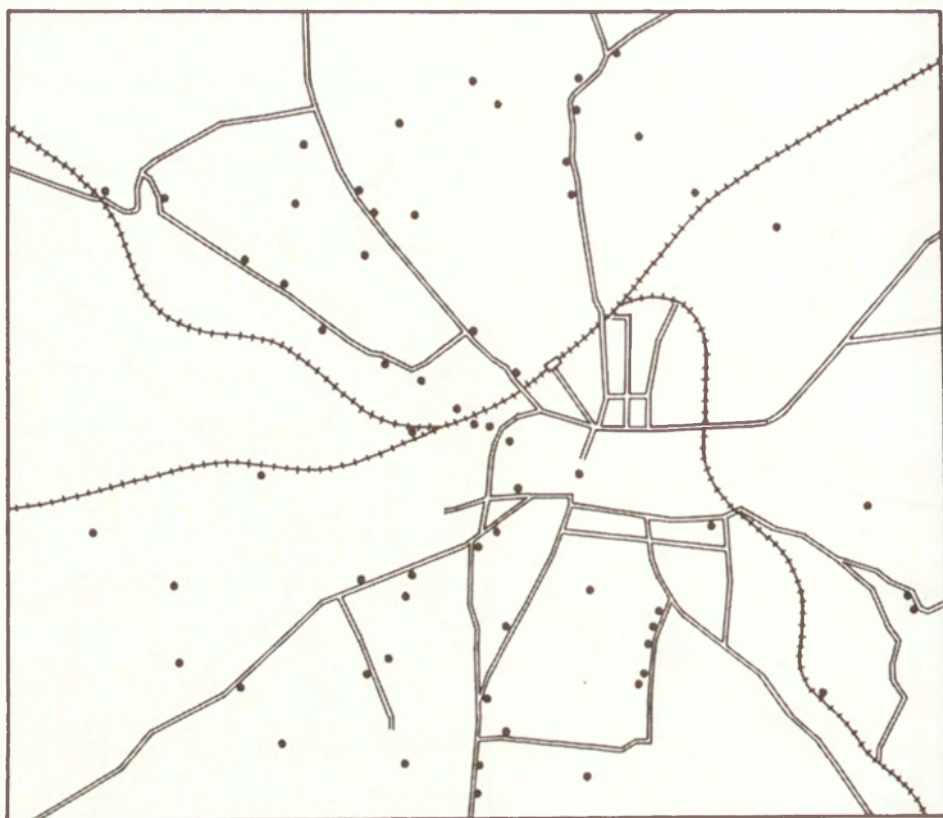
Ryc. 2. Rozmieszczenie *Lecanora conizaeoides*, najbardziej odpornego na zanieczyszczenia skorupiastego porostu

Distribution of *Lecanora conizaeoides*, crustose lichen species the most resistible for air pollution.

(117 stanowisk – ryc. 2), *Physcia adscendens* (94), *Amandinea punctata* (86) i *Xanthoria candelaria* (72). Są to gatunki wyróżniające dla strefy względnej pustyni porostowej oraz wewnętrznej strefy osłabionej vegetacji.

Dosyć licznie występują również porosty charakterystyczne dla środkowej strefy osłabionej vegetacji, tj. *Hypogymnia physodes* i *Parmelia sulcata*, przy czym ten ostatni gatunek na terenach położonych na wschód i północny wschód od centrum miasta ma tylko pojedyncze stanowiska (ryc. 3).

Porosty o plechach krzaczkowatych, które znaleziono na pniach drzew rosną bardzo nielicznie, stwierdzono bowiem zaledwie 5 gatunków (ryc. 4); poza dwoma stanowiskami, brak ich jest zupełnie w środkowej i wschodniej części miasta i terenach przyległych. Są to wyłącznie gatunki mniej wrażliwe na zanieczyszczenia, azotolubne i charakteryzujące się dużą tolerancją na zapylenie. Na prawie wszystkich stanowiskach mają one niewielkie plechy, często zdeformowane, z nietypowymi przebarwieniami i nekrozami.



Ryc. 3. Rozmieszczenie *Parmelia sulcata*, porostu listkowatego charakterystycznego dla środkowej strefy osłabionej wegetacji

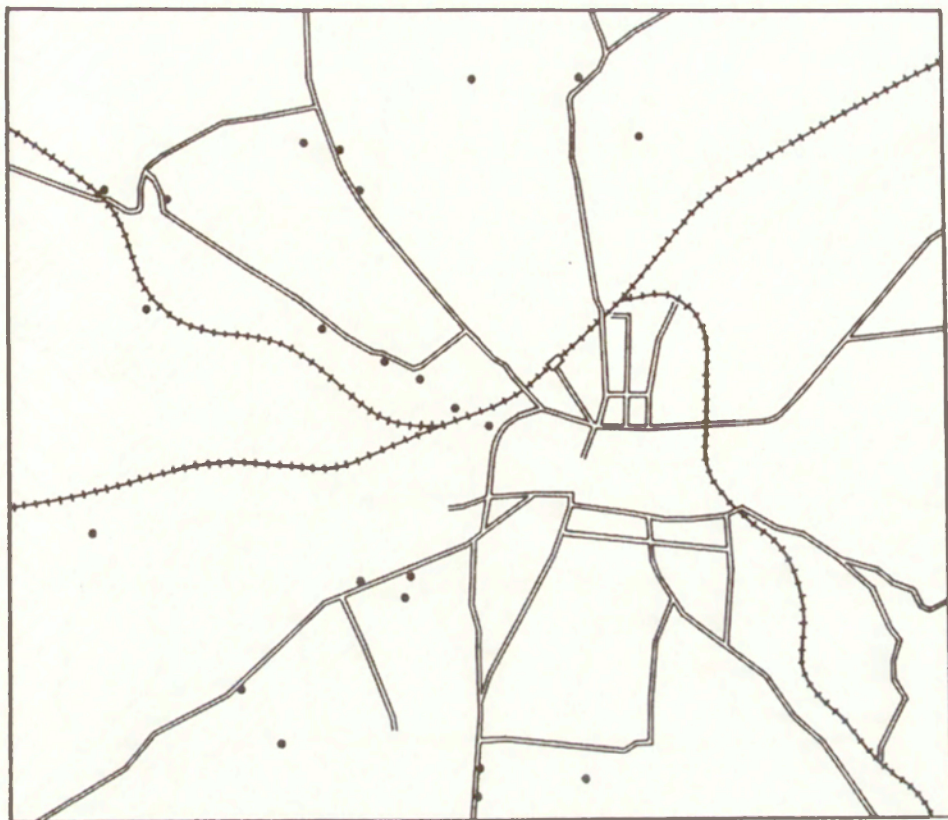
Distribution of *Parmelia sulcata*, foliose lichen species characteristic for middle part of stunted growth zone

Na omawianym obszarze rośnie zaledwie jeden gatunek bardzo wrażliwy na zanieczyszczenia – *Platismatia glauca*, który stwierdzono na dwóch stanowiskach poza granicami miasta.

3.2. OMÓWIENIE WYRÓŻNIONYCH STREF BIOINDYKACYJNYCH

Spośród siedmiu stref wyróżnianych w trakcie badań bioindykacyjnych (Fałtynowicz 1995), w Starogardzie Gdańskim stwierdzono występowanie pierwszych pięciu (ryc. 5). Nie odnaleziono, ani w mieście ani na terenach do niego przyległych, obszarów z normalną wegetacją porostów. Jest to sytuacja typowa dla licznych, średniej wielkości miast europejskich, o stosunkowo słabo rozwiniętym przemyśle. Niepokojącym zjawiskiem jest obecność enklaw bezwzględnej pustyni porostowej. Zajmują one, jak na razie, małe powierzchnie, ale istnieje duże prawdopodobieństwo rozszerzenia się ich, zwłaszcza w kierunku wschodnim.

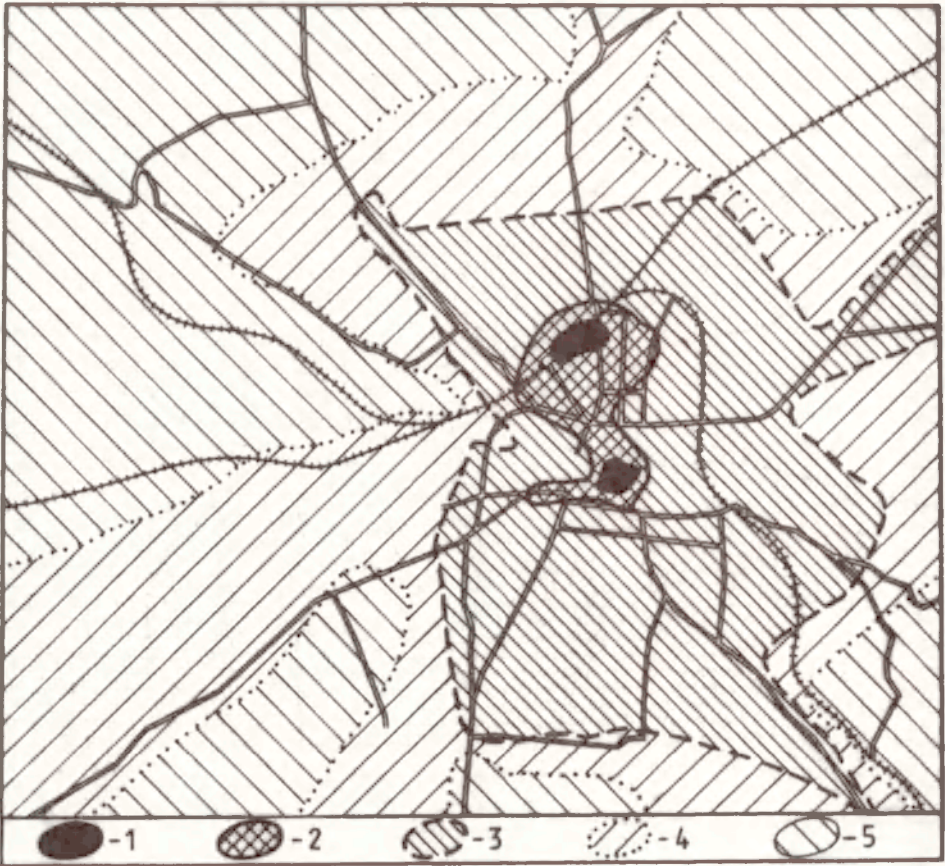
Strefa I – o szczególnie silnie zanieczyszczonym powietrzu (bezwzględna pustynia porostowa) zajmuje dwie stosunkowo małe powierzchnie (ryc. 5). Pierwsza, która



Ryc. 4. Rozmieszczenie krzaczkowatych gatunków z rodzajów *Evernia* i *Ramalina*
 Distribution of fruticose lichens from genera *Evernia* and *Ramalina*

obejmuje okolice rynku, znajduje się na terenie o bardzo gęstej zabudowie i wąskich uliczkach, co utrudnia przewietrzanie i rozpraszanie zanieczyszczeń. Na korze występujących tutaj drzew znaleziono jedynie licznie rozwijające się glony z rodzaju *Pleurococcus*, które są bardzo odporne na zanieczyszczenia. Wydaje się, że sytuację aerosanitarną znacznie poprawiłby tutaj zakaz ruchu pojazdów mechanicznych na rynku oraz na ulicach w jego otoczeniu albo przynajmniej znaczne jego ograniczenie (tylko do samochodów dostawczych i specjalnych). Druga powierzchnia zaliczona do tej strefy, która znajduje się w okolicach dworców - kolejowego i autobusowego, powstała głównie w wyniku nadmiernej emisji spalin z samochodów i lokomotyw. Również tutaj wentylacja terenu jest utrudniona, ponieważ jest on od strony zachodniej i południowo-zachodniej osłonięty przez budynki i drzewa.

Strefa II – o bardzo silnie zanieczyszczonym powietrzu (względna pustynia porostowa) obejmuje tereny, na których obserwuje się największe natężenie ruchu pojazdów oraz o szczególnie gęstej zabudowie. W swojej północnej części jest ona przesunięta ku wschodowi, na osiedle domków jednorodzinnych (ryc. 5). Jest to wynik spychania w tym kierunku zanieczyszczeń przez wiatry. W strefie tej na korze drzew



Ryc. 5. Strefy lichenoindykacyjne w Starogardzie Gdańskim.

1 - bezwzględna pustynia porostowa; 2 - względna pustynia porostowa; strefy osłabionej wegetacji: 3 - wewnętrzna, 4 - środkowa, 5 - zewnętrzna.

Zones of lichen occurrence in Starogard Gdański

1 - absolute lichen desert; 2 - relative lichen desert; stunted growth zone: 3 - inside, 4 - middle, 5 - outside.

notowano jedynie najbardziej odporne na zanieczyszczenia porosty o plechach skorupiastych: *Lecanora conizaeoides* i *Lepraria* sp.; na niektórych stanowiskach spotykano niewielkie plechy skorupiastej *Lecanora varia* oraz łusczkowatych *Hypocenomyce scalaris* i *Xanthoria candelaria*. Ogólne pokrywanie porostów na pniach do wysokości 2 m rzadko przekraczało 10%.

Strefa III - o silnie zanieczyszczonym powietrzu (wewnętrzna strefa osłabionej wegetacji) zajmuje rozległą powierzchnię, obejmując pozostałe tereny o zwartej zabudowie, poza osiedlami położonymi w zachodniej części miasta. Obserwuje się też wyraźne przesunięcie granic tej strefy na wschód, aż do terenów leśnych, a także jej wkliniowywanie się w lasy wzdłuż bardzo ruchliwej szosy do Tczewa (ryc. 5). Na tym obszarze, poza gatunkami charakterystycznymi dla strefy II, rosną również porosty o plechach łusczkowatych i drobnolistkowatych: *Hypocenomyce scalaris*, *Physcia*

adscendens i *Xanthoria candelaria*; liczna jest także skorupiasta *Amandinea punctata*. Gatunki te można uznać za wskaźnikowe dla tej strefy. Ponadto, na korze drzew spotykano tutaj również taksony z rodzajów *Phaeophyscia*, *Physcia*, *Physconia* i *Xanthoria*; ich walor wskaźnikowy jest jednak mniejszy. Obecność tak rozległej powierzchniowo strefy III źle świadczy o sytuacji aerosanitarnej w mieście. Porównując Starogard Gdański z innymi podobnej wielkości miastami w północnej Polsce, w których przeprowadzono analogiczne badania, można stwierdzić, że rzadko zdarza się, aby strefa o silnie zanieczyszczonym powietrzu obejmowała prawie całe miasto.

Strefa IV – o średnio zanieczyszczonym powietrzu (środkowa strefa osłabionej wegetacji) z terenów zabudowanych obejmuje jedynie Kocborowo, osiedla między Wierzycą, a ul. Zblewską, Nową Wieś i Kokoszkowy, a ponadto rozciąga się na obszarach rolniczych i częściowo leśnych na peryferiach miasta i poza jego granicami (ryc. 5). Ze względu na przesuwanie zanieczyszczeń zgodnie z dominującymi kierunkami wiatru, strefa IV wchodzi głęboko w lasy położone na wschód od miasta. Wyróżniają ją dwa listkowate porosty nadrzewne: *Hypogymnia physodes* i *Parmelia sulcata*, które jednak występują tutaj niezbyt licznie, a ich plechy są małe i często degenerujące.

Strefę V – o względnie mało zanieczyszczonym powietrzu (zewnątrzną strefę osłabionej wegetacji) wyróżnia występowanie *Evernia prunastri*, *Ramalina farinacea*, *R. fastigiata* i *R. fraxinea*. Spośród porostów krzaczkowatych gatunki te są stosunkowo mało wrażliwe na zanieczyszczenia, są to ponadto organizmy azotolubne i znoszące zapylenie. Oprócz nich można tutaj spotkać plechy *Pseudevernia furfuracea*, acydofilnego porostu o plesze listkowato-krzaczkowatej. Strefa ta tylko od zachodu i południowego zachodu wyraźnie wkracza w obręb miasta; z pozostałych stron stwierdzono ją już poza granicami Starogardu Gdańskiego (ryc. 5).

4. UWAGI KOŃCOWE I WNIOSKI

Zasięg i powierzchnia stref przedstawionych na rycinie 5 jest efektem nakładania się na siebie kilku czynników. Najbardziej istotnymi wydają się być:

- obecność największych emitorów w środkowych partiach miasta (POLMOS, POLFA, dworce: autobusowy i kolejowy, baza PKS i MPK, fabryka mebli);
- największe natężenie ruchu samochodowego w centrum oraz na szosach wylotowych na Gdańsk, Tczew i Pelplin;
- zwarta zabudowa w centrum miasta, co znacznie utrudnia wentylację terenu i sprawia, że nawet stosunkowo niewielkie stężenia zanieczyszczeń dają silny efekt dzięki tworzeniu lokalnych zastoisk; rola ulic przelotowych jako „kanałów wentylacyjnych” jest tutaj bardzo mała, ponieważ drogi te są zbyt kręte;
- przewaga, w skali rocznej, wiatrów południowo-zachodnich i zachodnich;
- obecność dużych kompleksów leśnych położonych na zachód od Starogardu Gdańskiego (Bory Tucholskie), co ogranicza dopływ do miasta zanieczyszczeń pochodzących z dalekiego transportu (na niektórych obszarach Polski północno-zachodniej jest to bardzo istotny czynnik – Fałtynowicz 1997).

Prawidłowością, która wynika z przewagi wiatrów zachodnich i południowo-zachodnich, jest wyraźne przesunięcie granic stref II i III w kierunku wschodnim (ryc. 5). Podobną przyczynę ma również dochodzenie strefy V (o względnie mało

zanieczyszczonym powietrzu) w pobliżu centrum miasta od strony zachodniej. Zwraca też uwagę wyklinowywanie się strefy o silnie zanieczyszczonym powietrzu daleko poza granice miasta, wzdłuż dwóch bardzo ruchliwych ulic wylotowych w kierunku wschodnim: Mickiewicza i Pelplińskiej. Świadczy to o znacznym wpływie zanieczyszczeń emitowanych przez pojazdy mechaniczne na sytuację aerosanitarną w mieście; tego samego dowodzi też obecność strefy o szczególnie silnie zanieczyszczonym powietrzu na terenie, gdzie znajduje się dworzec i baza PKS, baza MPK, dworzec kolejowy i ruchliwy wiadukt nad torami kolejowymi.

Starogard Gdański ma wszystkie cechy typowe dla średniej wielkości miast w północnej Polsce. Opisane powyżej problemy związane z zanieczyszczeniem powietrza atmosferycznego w podobnym zakresie powtarzają się także w innych miejscowościach, a ich rozwiązanie wymaga podobnych działań. Zupełnie odmiennie wygląda sytuacja w środkowej i południowej części kraju, gdzie większa emisja toksyn oraz istotny wpływ zanieczyszczeń pochodzących z dalekiego transportu stwarzają jeszcze bardziej niekorzystne warunki dla rozwoju porostów i innych organizmów.

LITERATURA

- Fabiszewski J., Brej T., Bielecki K., 1983, *Fitoindykacja wpływu huty miedzi na środowisko biologiczne*, Prace Wrocławskiego Towarzystwa Naukowego, B, 207, s. 1-110.
- Fałtynowicz W., 1983, *Polska bibliografia lichenologiczna*, Bibliografie Botaniczne, 1, 183, Instytut Botaniki PAN, Kraków-Wrocław.
- 1995, *Wykorzystanie porostów do oceny zanieczyszczenia powietrza*, Wyd. Centrum Edukacji Ekologicznej Wsi, Krosno, 141 ss.
- 1997, *Zagrożenia porostów i problemy ich ochrony*, Przegł. Przyr., 8, 3, s. 35-46.
- 2000a, *Polska bibliografia lichenologiczna za lata 1981-1998*, Inst. Botaniki PAN, Kraków, w druku.
- 2000b, *Flora porostów Starogardu Gdańskiego*, Acta Mycologica, w druku.
- Hawksworth D.L., 1973, *Mapping studies*, [w:] B.W. Ferry, M.S. Baddeley, D.L. Hawksworth (red.), *Air Pollution and Lichens*, The Athlone Press of the University of London, s. 38-76.
- Hawksworth D.L., Rose F., 1976, *Lichens as pollution monitors*, E. Arnold Ltd., London, 60 ss.
- Lipnicki L., 1984, *Porosty miasta Drezdenka i najbliższej okolicy*, Fragm. Flor. Geobot. 28, 2, s. 221-239.
- Rydzak J., 1955a, *Wpływ małych miast na florę porostów. Cz. I. Dolny Śląsk – Kluczbork, Wolczyn, Opole, Cieszyn*, Ann. UMCS, C, 10, 1, s. 1-32.
- 1955b, *Wpływ małych miast na florę porostów. Cz. II. Beskidy Zachodnie. Wisła, Ustroń, Muszyna, Iwonicz, Rymanów, Lesko*, Ann. UMCS, C, 10, 2, s. 33-66.
- 1955c, *Wpływ małych miast na florę porostów. Cz. III. Tatry – Zakopane*, Ann. UMCS, C, 10, 7, s. 157-175.
- 1955d, *Wpływ małych miast na florę porostów. Cz. IV. Lubelszczyzna – Kieleckie – Podlasie. Puławy, Zamość, Busko, Siedlce, Białowieża*, Ann. UMCS, C, 10 14, s. 321-398.

- 1956a, *Wpływ małych miast na florę porostów. Część V. Kotlina Kłodzka – Kłodzko, Kudowa Zdrój, Duszniki Zdrój, Polanica Zdrój, Łądek Zdrój, Stronie Śląskie*, Ann. UMCS, C, 11, 2, s. 25-50.
- 1956b, *Wpływ małych miast na florę porostów. Część VI. Region bałtycki – Międzyzdroje, Ustka, Łeba*, Ann. UMCS, C, 11, 3, s. 51-72.
- 1958, *Influence of small towns on the lichen vegetation. Part VII. Discussion and general conclusions*, Ann. UMCS, C, 13, 16, s. 275-323.
- Rydzak J., Krysiak K., 1970, *Lichen flora of Tomaszów Mazowiecki*, Vegetatio, 21, s. 375-397.
- Seaward M.R.D., 1993, *Lichens and sulphur dioxide air pollution: field studies*, Environmental Review, 1, s. 73-91.
- Sagin B., 1994, *Określenie stopnia zanieczyszczenia powietrza w Wejherowie metodą bioindykacji porostowej*, Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, 8, s. 43-50.

THE EVALUATION OF AIR POLLUTION IN STARGARD GDAŃSKI WITH THE HELP OF LICHENS AS BIOINDICATORS

Summary

Starogard Gdański is a small town situated in northern Poland. It is surrounded by fields, only at east and west large forest complexes adjoin it. On the basis of analysis of lichens from 156 localities (Fig. 1-4), five zones of different degree of air pollution were distinguished (Fig. 5). In the center of the town lichen desert appeared. Neither in the town nor in the surrounding forests zone of normal vegetation was indicated. Generally, air in Starogard Gdański is strongly polluted. Main reasons of this state are: emission of industrial and communication pollutants as well as compact arrangement of buildings in the center which makes difficult dispersion of pollution.

Situation described above and problems connected with air pollution recur on similar scale in other middle size towns in northern Poland.

Adres autora:

Wiesław Faltynowicz

Zakład Systematyki i Fitosocjologii Instytut Botaniki

Uniwersytet Wrocławski

pl. Maksa Borna 9, 50-204 Wrocław

e-mail: wiefalty@biol.uni.wroc.pl

Adam Kotarba

LICHENOMETRYCZNE OZNACZANIE WIEKU FORM RZEŻBY WYSOKOGÓRSKIEJ

1. WSTĘP

Określanie wieku form rzeźby wysokogórskiej przy pomocy porostów jest jedną z metod badawczych powstałych na pograniczu geografii fizycznej i botaniki. Metoda ta znana jako lichenometria powstała na gruncie geografii i stała się narzędziem badawczym w rękach geomorfologów. Przyjmuje się, że pierwszym badaczem, który wykonał pomiary plech porostów na powierzchniach skalnych odsłaniających się spod topniejącego lodowca był K. Faegri (1933). Jednak dopiero R.E. Beschel, zwany "ojcem lichenometrii" w swej podstawowej pracy sformułował zasady lichenometrii (1950). Stwierdził, że powierzchnie skalne wystawione na działanie czynników atmosferycznych w pierwszej kolejności podlegają kolonizacji przez porosty. To spostrzeżenie stało się dla niego podstawą do sformułowania kilku prostych zasad lichenometrii. Ponadto uznał, że wielkość plech porostów oraz stopień pokrycia przez nie powierzchni skalnych jest funkcją czasu jaki upłynął od stanu zerowego tj. wystawienia świeżej powierzchni na działanie czynników atmosferycznych. Określenie ilościowych relacji pomiędzy cechami litologicznymi skały, warunkami klimatycznymi, a rodzajem porostu i tempem jego rozwoju legło u podstaw lichenometrii. Stwierdzając różny stopień pokrycia powierzchni skalnych przez porosty można określać wiek względny badanych powierzchni, natomiast znajomość tempa wzrostu wybranego porostu na podłożu o znanym wieku pozwala na skonstruowanie krzywej tempa jego wzrostu. Krzywa tempa wzrostu porostu służy do określania bezwzględnego wieku powierzchni znajdujących się poza zasięgiem obszarów testowych użytych do kalibracji krzywej. W okresie ostatnich 50 lat rozwinęły się różne techniki lichenometryczne. Opublikowano wiele prac dotyczących rekonstrukcji faz deglacjacji w obszarach wysokogórskich (Benedict 1967; Luckman 1977) i arktycznych (Denton, Karlén 1973). Lichenometria stała się użyteczną metodą w badaniach dynamiki form rzeźby w obszarach zlodowaconych, oraz w niezlodowaconych podlegających morfogenezie peryglacialnej (Ballantyne 1982; Dyke 1990). Inne skuteczne zastosowanie znalazła lichenometria w studiach nad modelowaniem wysokogórskich i arktycznych den dolinnych i stoków piargowych pod wpływem katastrofalnych procesów morfogenetycznych (André 1986, 1990; Blijenberg 1998; Innes 1983; Luckman 1995). Opublikowano nawet mały podręcznik zasad stosowanych w studiach licheno-metrycznych (Lock i in. 1979). Po pierwszej fazie zachwytu nad wielką użytecznością metody nastąpiła dyskusja na temat jej ograniczeń. Okazało się bowiem, że początkowo nieliczne krzywe wzrostu porostów

były stosowane dla rozległych obszarów pozostających pod wpływem niejednorodnych warunków środowiskowych. Stwierdzono również, że metoda posiada wiele ograniczeń, wynikających z przestrzennego zróżnicowania elementów klimatycznych, decydujących o tempie wzrostu porostów stosowanych do datowania form rzeźby. Zastrzeżenia na temat ograniczonej metody oraz pułapek metodologicznych zostały sformułowane zarówno przez przedstawicieli nauk o Ziemi jak i botaniki (Jochimsen 1973).

2. ŚRODOWISKOWE UWARUNKOWANIA TEMPA WZROSTU POROSTÓW

Tempo wzrostu porostów naskalnych zależy od wielu czynników. Należą do nich przede wszystkim cechy litologiczne podłoża; tekstura skał i ich skład chemiczny. Rozwój porostów jest bardzo wolny na bardzo gładkich i odpornych powierzchniach. Na przykład w obrębie krystalinikum tatrzańskie powierzchnie zbudowane z kwarcu praktycznie nie podlegają kolonizacji przez porosty (Jonasson i in. 1991). Również szybko wietrzejące powierzchnie uniemożliwiają rozwój porostów. Od składu chemicznego skał zależy rodzaj rozwijającego się porostu. Do najczęściej używanych w lichenometrii należą gatunki z rodzaju wzorzec *Rhizocarpon* kolonizujące skały krystaliczne w tempie bardzo powolnym (tab. 1). Z uwagi na powszechne występowanie tych skał, a zwłaszcza granitów na kuli ziemskiej, oraz porostów *Rhizocarpon*, badania lichenometryczne obejmują wszystkie strefy klimatyczne i obszary górskie. Inne zespoły porostów kolonizują skały węglanowe. Na skałach wapiennych porostem powszechnie występującym jest jasno-pomarańczowy *Xantoria elegans*.

Podstawowa zasada lichenometrii głosi, że porosty rozwijają się swobodnie tylko na powierzchniach stabilnych, nie zmieniających swego położenia. Oznacza to, że gruzowiska skalne podlegające przemieszczaniu nie sprzyjają kolonizacji przez porosty, a ciągły wzrost porostów odbywa się dopiero na osadach ustabilizowanych.

Tabela 1. Tempo wzrostu kilku porostów naskalnych w stosunku do tempa wzrostu wzorca geograficznego *Rhizocarpon geographicum* (L.) DC. uznanego za 1 i najczęściej stosowanego w studiach geomorfologicznych (wg. Beschela 1956)

Rodzaj	Gatunek	Tempo
wzorzec	<i>Rhizocarpon geographicum</i>	1
	<i>Rhizocarpon oreites</i> (Vain.) A. Zahlbr.	1:1,0 – 1,5
bruzdniczka	<i>Sporastatia testudinea</i> (Ach.) Mass	1:0,8 – 2,0
misecznica	<i>Lecanora badia</i> (Hoffm.) Ach	1:1,5 – 2,0
krążniczka	<i>Lecidea lapicida</i> Ach.,	1:2,5 – 3,5
	<i>Lecidea promiscens</i> Nyl.	1:2,5 – 4,0

Wpływ warunków klimatycznych na rozwój porostów jest bardzo złożony i nie do końca poznany. Porosty wymagają odpowiedniej ilości światła, specyficznych warunków termicznych i wilgotnościowych. D.S. Coxson i W. Kershaw (1983) stwierdzili, że maksymalne wielkości fotosyntezy są notowane w zespołach porostów *Rhizocarpon superficiale* przy temperaturach od 0 do 10°C. Wiadomo również, że ilość wilgoci naskalnej warunkuje rozwój porostów, co oznacza, że zarówno zbyt mało lub zbyt dużo wilgoci ogranicza tempo ich wzrostu. Badania G.H. Millera (1973) we wschodniej części Wyspy Baffina pokazały, że w wyższych położeniach nad poziom morza rozwój plech porostów *Alectoria minuscula* jest wolniejszy w stosunku do

przyrostu plech w niższych położeniach., co sugeruje, że tempo wzrostu tego porostu jest uwarunkowane klimatem. Przyjmuje, że przyczyną wysokościowego zróżnicowania tempa wzrostu mogą być mniejsze opady lub krótszy okres wzrostu (wegetacyjny) w skali roku spowodowany długim zaleganiem pokrywy śnieżnej. Autor ten przypuszczał, że wysokościowe zróżnicowanie tempa rozwoju może dotyczyć również innych porostów, takich jak *Rhizocarpon*. Pomiar w polskich Tatrach Wysokich wykonane w latach 80. dostarczyły argumentów dla potwierdzenia tego spostrzeżenia. Okazało się bowiem, że w piętrze alpejskim, pokrywającym się z klimatycznym piętrzem umiarkowanie zimnym (1850-2200 m n.p.m.) współczynnik wzrostu (tzw. lichen factor) porostów *Rhizocarpon geographicum* i *R. alpicola* określany w milimetrach dla okresu pierwszych 100 lat wynosi 32,5. W tym samym okresie tempo wzrostu w piętrze subalpejskim położonym bezpośrednio ponad górną granicą lasu (1550-1850 m n.p.m.) określono wskaźnikiem 38,1 mm/100 lat (Kotarba 1988). Klimatyczne uwarunkowanie tempa wzrostu porostów wydaje się więc oczywiste chociaż przyczyny tego zjawiska są bardzo złożone. R.D. Reger i T.L. Pewe (1969) dokumentowali w swym studium terenowym z obszaru Alaska Range, że nawet klimat lokalny w znacznym stopniu różnicuje tempo wzrostu porostów, a R.H. Haines-Young (1983) udowodnił, że wielkość maksymalnych plech żółtych porostów *Rhizocarpon* na morenach recesyjnych norweskich lodowców Storbreen i Nigardsbreen jest uwarunkowana lokalizacją w obrębie form dolinnych. Wykazał, że na przedpolu tych lodowców, w obrębie wyraźnych wałów morenowych, na stoku proksymalnym moren średnie maksymalne plechy są większe w stosunku do stoków dystalnych. Dotyczy to zwłaszcza dolnych odcinków stoków u podnóża dużych wałów morenowych. Podobną prawidłowość opisał J.A. Matthews (1977). Wieloletnie badania terenowe w otoczeniu lodowca Gruben w Alpach szwajcarskich jednoznacznie udokumentowały opinię, że porosty nie rozwijają się na obszarach długo pozostających pod pokrywą śnieżną. Co 10 lat powtarzane zdjęcia lotnicze oraz zdjęcia naziemne pokazały, że na terenach mających trwałą pokrywę śnieżną przez okres dłuższy niż 40 tygodni (280 dni) w ciągu roku stwierdza się brak porostu *Rhizocarpon geographicum*. Natomiast 46 tygodniowy okres trwałej pokrywy śnieżnej uniemożliwia rozwój porostu *Lecidea promiscens* (Haeberli i in. 1979). Relacje pomiędzy tempem wzrostu porostów a okresem trwania pokrywy śnieżnej zostały wykorzystane przez M. Iwafune (1997) do odtworzenia zasięgu pokrywy śnieżnej na obszarze Alp Japońskich. Tendencja zmniejszania zasięgu płatów śnieżnych w ostatnim stuleciu po małej epoce lodowej została udokumentowana poprzez istnienie co najmniej trzech faz redukcji płatów i nawiązującego do nich wzrostu porostów na obszarach okalających te płaty. Okres ostatni, zaznaczony strukturą plech porostów i wydатовany na około 35 lat temu został potwierdzony bezpośrednimi pomiarami instrumentalnymi.

3. KRZYWA WZROSTU POROSTU *RHIZOCARPON GEOGRAPHICUM*

Krzywa wzrostu danego porostu przedstawia zależność funkcyjną pomiędzy wielkością plech a ich wiekiem. Przedstawiana w układzie współrzędnych prostokątnych na osi x opisuje wiek, a na osi pionowej y wielkość średnicy największych obserwowanych plech. Najczęściej przyjmuje postać krzywej logarytmicznej w części początkowej, a następnie ma przebieg prawie liniowy. Z obserwacji terenowych wynika,

że od momentu zerowego, tj. odsłonięcia świeżej powierzchni skalnej do pojawienia się pierwszych porostów widocznych gołym okiem upływa okres kilkuletni. W przypadku wzorca geograficznego występującego w Tatrach Wysokich okres ten wynosi 8-10 lat. Jednak w środowisku przyrodniczym bardziej surowym Kanadyjskiego Archipelagu Arktycznego, gdzie średnia roczna temperatura powietrza wynosi -20°C , a roczne opady 65 mm, porosty stają się widoczne dopiero po 60-70 latach (Lewkowicz i Hartshorn 1998). Generalnie porosty występujące na skałach krzemianowych mają plechy skorupiaste, zewnętrzne, a do niewielkiej liczby gatunków przewodnich należy wzorec geograficzny (*Rhizocarpon geographicum*) (L. DC.) i alpejski (*Rhizocarpon alpicola*) (Anzi) Rabenh. (Tobolewski 1996). Ich plechy mają kolor żółty lub żółtozielony i w terenie są trudne do odróżnienia gołym okiem. Jednak z uwagi na bardzo zbliżone tempo ich wzrostu są praktycznie rozpoznawane przez geomorfologów łącznie jako zespół żółtych porostów *Rhizocarpon* i określanych skrótem YSR ("the yellow species of *Rhizocarpon*"). W początkowym okresie po kolonizacji krzywe wzrostu charakteryzują się stromym nachyleniem, co oznacza szybki wzrost w okresie inicjalnym, (ang. great period) a następnie zwolnienie tempa i przyrost zbliżony do przebiegu liniowego (ang. linear phase). Okres inicjalny może trwać od 40 do 350 lat (Lock i in. 1979). Powszechnie używany wskaźnik tempa wzrostu wzorca geograficznego (ang. lichen factor) pozwala porównywać różne obszary górskie i arktyczne (tab. 2), a każdy badany przez geomorfologów obszar powinien posiadać własną krzywą.

Tabela 2. Wskaźnik tempa wzrostu porostów *Rhizocarpon geographicum* dla obszarów arktycznych i wysokogórskich

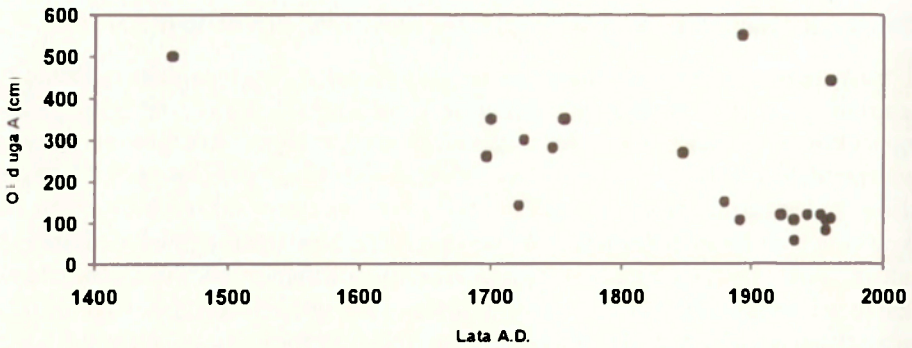
Obszar	Wskaźnik wzrostu (mm/100 lat)	Autor
Arktyka:		
Søndre Strømfjord, zach.	2	R.E.Beschel 1961
Wyspa Baffina, pn. obrzeże czaszy lodowej	5	J.T.Andrews, P.J.Webber 1964
Wyspa Baffina, pd. obrzeże czaszy lodowej	8	O.H.Løken, J.T.Andrews 1966
Obszary wysokogórskie:		
Gran Paradiso, Alpy włoskie	13-25	R.E.Beschel 1956
Wallis, Alpy szwajcarskie	10-20	W.Haerberli i in. 1979
Oetztal, Alpy austriackie	21-40	R.E.Beschel 1956
Mont Blanc, pd. skłon, Włochy	43	G.Orombelli, S.C. Porter 1983
Storglaciarn, pn. Norwegia	20	A.Stork 1963
Abisko Mts, pn. Szwecja	29	G.H.Denton, W.Karlén 1973
Midtdalsbreen, pd. Norwegia	40	J.L.Andersen, J.L.Sollid 1971
San Juan Mts, Colorado, USA	30	P.E.Carrara, J.T.Andrews 1973
Masyw Ecrin, Alpy francuskie	29	M.Baumgart-Kotarba i in.1999
Tatry Wysokie, p.umiarowanie zimne (1850-2200 m)	32,5	A.Kotarba 1988
Tatry Wysokie, p. bardzo chłodne (1550-1850 m)	38,1	A.Kotarba 1988

4. LICHENOMETRIA W STUDIACH PALEOGEOGRAFICZNYCH

Formy geomorfologiczne obszarów wysokogórskich i arktycznych są zbudowane z materiału grubofrakcyjnego, najczęściej są to blokowiska skalne, pokrywy gładowe, piargi stokowe i aluwia rzeczne. Są pozbawione szaty roślinnej lub tylko sporadycznie utrwalane ubogą roślinnością tundrową. Moreny i lodowce gruzowe są przedmiotem studiów paleogeograficznych i służą do odtwarzania przeszłych zdarzeń uwarunkowanych zmiennym klimatem. W tym sensie są formami diagnostycznymi i służą do odtwarzania przeszłych zdarzeń uwarunkowanych klimatem panującym na badanym obszarze w czasie zanikania lodowców. Podstawowe pytanie stawiane w tych studiach dotyczy czasu w którym te zdarzenia miały miejsce. Inne formy są związane z procesami geomorfologicznymi działającymi na przedpolu lodowców lub czasach lodowych w fazie paraglacjalnej oraz w warunkach peryglacjalnych *sensu lato*. Dotyczy to zwłaszcza takich procesów jak odpadanie i obrywy ze ścian skalnych, lawiny skalno-śnieżne i spływy gruzowe oraz mrozowe ruchy gruntów. Liczne badania terenowe w klimatach zimnych wykazały, że lichenometryczne oznaczanie wieku powierzchni skalnych pozwala wystarczająco dokładnie lokalizować przeszłe zdarzenia geomorfologiczne nawet w skali kilku tysięcy lat. Dlatego lichenometria została zastosowana między innymi przy ustalaniu tempa nadbudowywania stoków piargowych (np. Luckman 1995; Kotarba 1997) i recesji lodowców znaczonej systemami moren recesyjnych lub formowania lodowców gruzowych będących formami diagnostycznymi wieloletniej zmarzliny (np. Haeberli 1985; Holzhauser 1984). Dzięki tej metodzie udało się wydzielić okresy wzmózonej aluwiacji stoków, znaczonej formowaniem stokowych spływów gruzowych. Lichenometryczne studia w paleokorytach uformowanych przez dawne rzeki proglacjalne pozwalają rekonstruować fazy powodziowe na przedpolu lodowców i czasach lodowych.

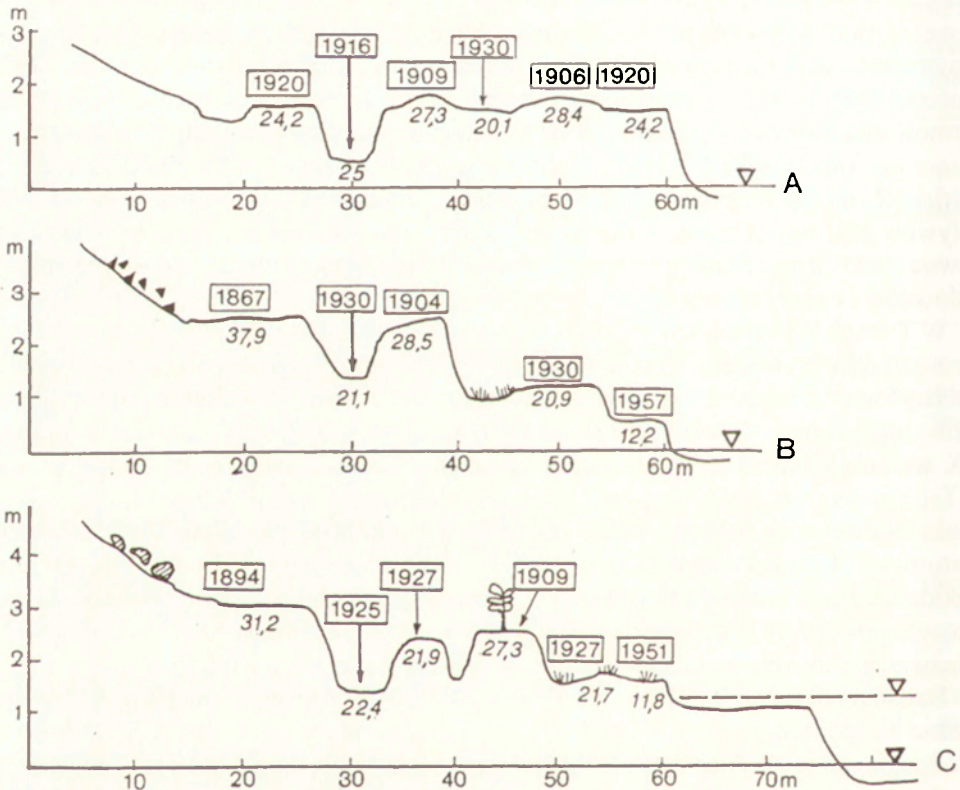
W Tatrach Wysokich stwierdzono, że w okresie ostatnich 300 lat występowały fazy wzmózonej aktywności wód burzowych na stokach piargowych podczas bardzo intensywnych deszczów. Datowane szlaki spływów gruzowych dokumentują istnienie wzmózonej aluwiacji stoków w latach 1810-1835, 1843-1852, 1860-1880 i na początku XX wieku (1900-1905). Wyraźne zwilgotnienie klimatu i niestabilność pogodowa w Tatrach wiązała się z okresami transgresji lodowców alpejskich w okresie małej epoki lodowej, a zwłaszcza jej fazy końcowej tj. w okresie 1790-1860 (Kotarba 1997). Natomiast wstępne badania lichenometryczne wykonane nad Morskim Okiem u podnóża Skalnego Piargu wskazują, że największe obrywy z Miękusowieckiego Szczytu powstały na początku XVIII wieku i w pierwszej połowie XX wieku (ryc. 1). Głazy zdeponowane u podstawy piargu mają długości osi A od 1 do 5 m.

Badania terenowe wykonane w latach 1998-2000 w Alpach francuskich na terenie Parku Narodowego Ecrin (fot. 1, 2, 3, 4) w ramach programu PAN-CNRS pt. „Późnoglacjalna i holocenska ewolucja rzeźby wysokogórskiej Alp i Tatr”, pozwoliły na skonstruowanie krzywej wzrostu porostów *Rhizocarpon* dla okresu A.D. 1600–2000 (Baumgart-Kotarba i in. 1999). Dzięki zastosowaniu tej krzywej dokonano datowań faz recesyjnych od maksymalnego zasięgu małej epoki lodowej do czasów współczesnych w kilku dolinach (Veneon, La Pilatte, La Selle, Etancon). Określono morfogenetyczną rolę wód fluwio-glacjalnych w badanych dolinach podczas małej epoki lodowej oraz w okresie późniejszym. Rzeki proglacjalne formowały na przedpolu



Ryc. 1. Wiek głazów różnej wielkości (oś A) pochodzących z obrywów skalnych i zdeponowanych u podnóża Skalistego Piargu nad Morskim Okiem. Datowania lichenometryczne

Maximum diameter (axis A) of rockfall boulders and their lichenometric age. Skalisty Piarg rockfall slope near Morskie Oko



Ryc. 2. Profile poprzeczne przez dolinę Veneon w masywie Ecrins w Alpach francuskich. Poziomy terasowe i paleokoryta mają oznaczony wiek przy użyciu krzywej wzrostu porostów *Rhizocarpon* (wartości w ramkach). Średnie maksymalne średnice plech podano w milimetrach

Cross profiles in the Veneon Valley, Massif des Ecrins, French Alps. Terrace levels and paleochannels are dated by use lichen growth curve *Rhizocarpon* (in frames). Mean maximum lichen thalli diameters are given in millimeters



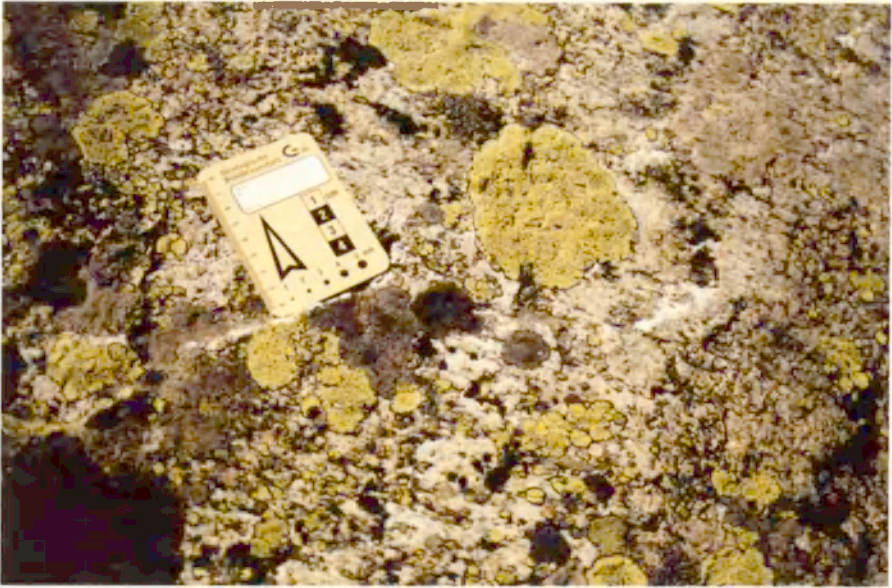
Fot. 1. Skalny Piarg nad Morskim Okiem. Zaznaczono lokalizację głazów datowanych lichenometrycznie (fot.20.08.1995)

Skalny Piarg rockfall slope above Morskie Oko Lake. Location of boulders dated by lichenometry is shown by arrow



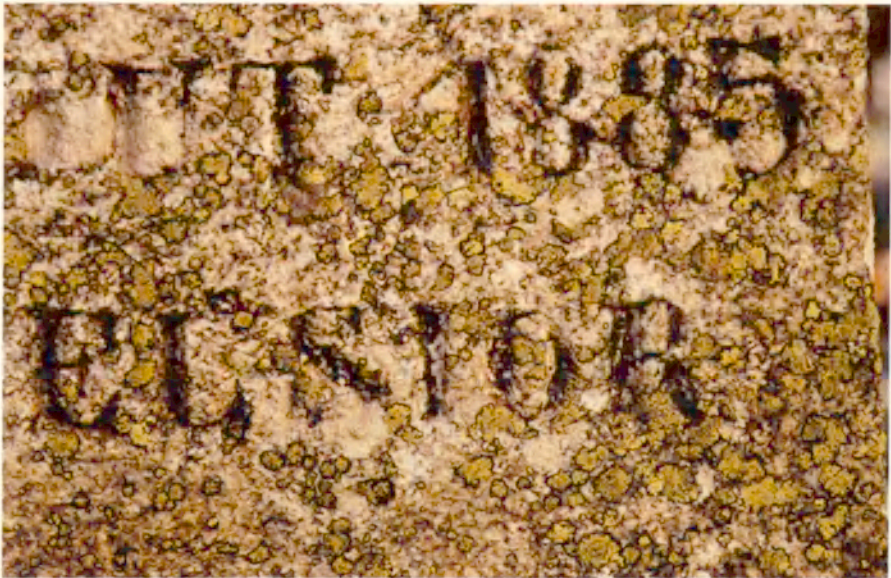
Fot. 2. Fragment dna doliny Veneon w masywie Ecrins w Alpach francuskich na którym wykonano datowania lichenometryczne czasu formowania paleokoryt i poziomów terasowych pokazane na rycinach 2 i 3

View to Veneon Valley bottom. Massif des Ecrins, French Alps dated by lichenometry (see Figs 2 and 3 for comparison)



Fot. 3. Mozaika porostów na głazie pochodzącym z obrywu skalnego w dolinie Veneon. Maksymalna plecha porostu *Rhizocarpon* pozwala datować obryw na okres wczesnego średniowiecza

Lichen covered surface of rockfall boulder in Veneon valley. Maximum diameter of *Rhizocarpon* thalli suggests that boulder was deposited during early Middle Age period



Fot. 4. Fragment granitowego pomnika na cmentarzu alpejskim w St.Christophe en Oisans. Plechy porostu *Rhizocarpon* rozwinęły się po roku 1885

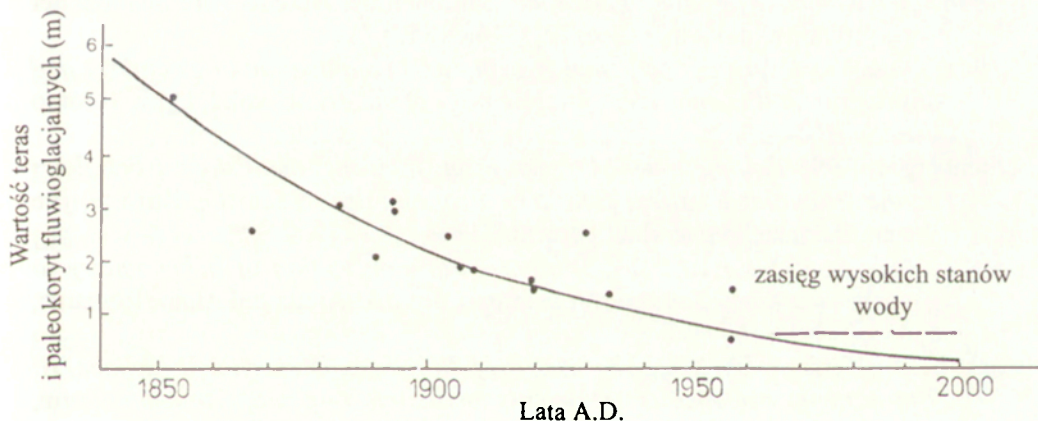
Fragment of granite grave monument in alpine village St. Christophe en Oisans. *Rhizocarpon* thalli have been created on this surface since AD. 1885

lodowców stożki i terasy fluwioglacjalne, a w dnach dolin powstały systemy koryt rzecznych dzisiaj już nieczynnych. Jednak istnieje lichenometryczny zapis czasu ich formowania (ryc. 2).

Rycina 3 przedstawia tempo wcinania rzeki Veneon na podstawie wieku paleokoryt, dzisiaj zawieszonych nad współczesną rzeką. Na wykresie wyraźnie zaznacza się faza wzmożonego rozcinania dna doliny w okresie początkowym oraz zwolnienie tempa rozcinania dna w miarę wycofywania się lodowca do wyżej położonych fragmentów doliny.

Istnieje bogata literatura geomorfologiczna, która uzasadnia pogląd, że lichenometria jest bardzo skutecznym narzędziem w badaniach paleogeograficznych, dokumentujących warunki w jakich rozwijała się rzeźba obszarów wysokogórskich i arktycznych zwłaszcza w okresie ostatnich stuleci, a więc w okresie, w którym następowały wielkie zmiany w środowisku przyrodniczym spowodowane oziębieniem klimatu na kuli ziemskiej i znaczących awansów, a potem recesji lodowców. Dla tego okresu zwanego małą epoką lodową zgromadzono liczne dane (tzw. proxy data) przybliżające warunki klimatyczne i hydrologiczne odpowiedzialne za dynamikę rzeźby.

Pracę, częściowo realizowano w ramach projektu badawczego KBN 6PO4E 03719 pt.: *Procesy geomorfologiczne wyrazem zmian klimatu w ostatnich 300 latach w Tatrach Wysokich.*



Ryc. 3. Tempo wcinania rzeki w dolinie Veneon w masywie Ecrins w Alpach francuskich w okresie 150 lat (1850 – 2000) określone na podstawie wysokości względnych paleokoryt datowanych lichenometrycznie

Rate of Veneon River incision, Massif des Ecrins, French Alps during the last 150 years, reconstructed according to relative heights of paleochannels and lichenometric dating

LITERATURA

- Andersen J.L., Sollid J.L., 1971, *Glacial chronology and glacial geomorphology in the margin zone of the glaciers, Midtdalsbreen and Nigardsbreen, south Norway*, Norsk Geogr., Tidsskrift, 25, s. 1-38.
- Andre M-F., 1986, *Dating slope deposits and estimating rates of rock wall retreat in northern Spitsbergen by lichenometry*, Geografiska Annaler 68A, 1-2, s. 65-75.
- 1990, *Frequency of debris flows and slush avalanches in Spitsbergen: a tentative evaluation from lichenometry*, Polish Polar Research, 11, 3-4, s. 345-363.
- Ballantyne C.K., 1982, *The development of sorted circles on recently deglaciated terrain, Jotunheimen, Norway*, Arctic and Alpine Research, 14, 4, s. 341-354.
- Baumgart-Kotarba M., Kędzia S., Kotarba A., Rączkowska Z., 1999, *Lichenometric study of glacial and glaci-fluvial landforms and processes in the Parc National des Ecrins*, Report on the results of field works within CNRS-PAN programme 1998-1999, rkps.
- Benedict J.B., 1967, *Recent glacial history of an alpine area in the Colorado Front Range, U.S.A. I: Establishing a lichen growth curve*, Journal of Glaciology, 6, s. 817-832.
- Beschel R.E., 1950, *Flechen als Altersmasstab rezenter Moränen*, Zeitschrift für Gletscherkunde und Glazialgeologie, 1, s. 152-161.
- 1956, *Lichenometrie im Gletschervorfeld*. Jahrbuch des Vereins zum Schutze der Alpenpflanzen und Alpentiere, 22, s. 164-185.
- 1961, *Dating rock surfaces by lichen growth and its application to glaciology and physiography (lichenometry)*, [w:] *Geology of the Arctic*, vol.2, Univ. Toronto Press, s. 1044-1062.
- Blijenberg H., 1998, *Rolling stones? Triggering and frequency of hillslope debris flows in the Bachelard valley, Southern French Alps*, Faculteit Ruimtelijke Wetenschappen, Universiteit Utrecht, 233 ss.
- Carrara P.E., Andrews J.T., 1973, *Problems and application of lichenometry to geomorphic studies, San Juan Mountains, Colorado*, Arctic and Alpine Research, 5, 4, s. 373-384.
- Coxson D.S., Kershaw W., 1983, *The ecology of Rhizocarpon superficiale (Schaer.) II: The seasonal response of net photosynthesis and respiration to temperature, moist and light*, Canadian Journal of Botany, 62, s. 3019-3030.
- Denton G.H., Karlen W., 1973, *Lichenometry: its application to Holocene moraine studies in southern Alaska and Swedish Lapland*, Arctic and Alpine Research, 5, s. 347-372.
- Dyke A.S., 1990, *A lichenometric study of Holocene rock glaciers and Neoglacial moraines, Frances Lake map area, Southeastern Yukon Territory and Northwest Territories*, Geological Survey of Canada, Bulletin, 394, 33 ss.
- Faegri K., 1933, *Über die Längensvariationen einiger Gletscher des Jostedalbre und die dadurch bedingten Pflanzensukzessionen*. Bergens Museums Arbok, Naturvitenskapelig Rekke, 7, s. 5-255.
- Haeberli W., 1985, *Creep of mountain permafrost: Internal structure and flow of alpine rock glaciers*, Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, 77, Zürich, 142 ss.

- Haerberli W., King L., Flotron A., 1979, *Surface movement and lichen-cover studies at the active rock glacier near the Grubengletscher, Wallis, Swiss Alps*, Arctic and Alpine Research, 11, 4, s. 421-441.
- Haines-Young R.H., 1983, *Size variation of Rhizocarpon on moraine slopes in southern Norway*, Arctic and Alpine Research, 15, 3, s. 295-305.
- Holzhauser H., 1984, *Zur Geschichte der Aletschgletscher und des Fieschergletschers*, Gebo Druck AG, Zürich, 448 ss.
- Innes J.L., 1983, *Lichenometric dating of debris-flow deposits in the Scottish Highlands*, Earth Surface Processes and Landforms, 8, s. 579-588.
- Iwafune M., 1997, *Application of lichenometry to the changing snow patch extent during the last several decades at Karasawa Cirque in Mt. Hotakadake, the Northern Japanese Alps*, Science Reports of the Tohoku University, 7th Series (Geography), 47, 1-2, s. 17-33.
- Jochimsen M., 1973, *Does the size of lichens really constitute a valid measure for dating glacial deposits?* Arctic and Alpine Research, 5, 4, s. 417-424.
- Jonasson C., Kot M., Kotarba A., 1991, *Lichenometrical studies and dating of debris flow deposits in the High Tatra Mountains, Poland*. Geografiska Annaler, 73A, s. 141-146.
- Kotarba A., 1988, *Lichenometria i jej zastosowanie w badaniach geomorfologicznych w Tatrach*, Wszechświat, 89, 1, s. 13-15.
- 1997, *Formation of high-mountain talus slopes related to debris-flow activity in the High Tatra Mountains*, Permafrost and Periglacial Processes, 8, s. 191-204.
- Lewkowicz A.G., Hartshorn J., 1998, *Terrestrial record of rapid mass movements in the Sawtooth Range, Ellesmere Island, Northwest Territories, Canada*, Canadian Journal of Earth Sciences, 35, s. 55-64.
- Lock W.W., Andrews J.T., Webber P.J., 1979, *A manual for lichenometry*, British Geomorphological Research Group, Technical Bulletin, 26, 47 ss.
- Löken O.H., Andrews J.T., 1966, *Glaciology and chronology of fluctuations of the ice margin at the south end of the Barnes Ice Cap, Baffin Island, N.W.T.* Geographical Bulletin, 8, 4, s. 341-359.
- Luckman B.H., 1977, *Lichenometric dating of holocene moraines at Mount Edith Cavell, Jasper, Alberta*, Canadian Journal of Earth Sciences, 14, 8, s. 1809-1822.
- 1995, *Estimating long-term rockfall accretion rates by lichenometry*. [w:] Steepland Geomorphology, J. Wiley & Sons, s. 233-255.
- Matthews J.A., 1977, *A lichenometric test of the 1750 end-moraine hypothesis: Storbreen gletschervorfeld, southern Norway*, Norsk Geografisk Tidsskrift, 31, s. 129-136.
- Miller G.H., 1973, *Variation in lichen growth direct measurements: Preliminary curves for Alectoria minuscula from eastern Baffin island N.W.T.*, Canada, Arctic and Alpine Research, 5, 4, s. 333-339.
- Orombelli G., Porter S.C., 1983, *Lichen growth curve for the southern flank of the Mont Blanc Massif, western Italian Alps*, Arctic and Alpine Research, 15, s. 193-200.
- Reger R.D., Pewe T.L., 1969, *Lichenometric dating in central Alaska Range*, [w:] *The Periglacial Environment: Past and Present*. Montreal, McGill-Queen's University Press and Arctic Institute of North America, s. 223-247.

- Stork A., 1963, *Plant immigration in front of retreating glaciers with examples from Kebnekajse area, northern Sweden*. Geografiska Annaler, 45, 1, s. 1-22.
- Tobolewski Z., 1996, *Porosty [w:] Przyroda Tatrzańskiego Parku Narodowego, Zakopane-Kraków*, s. 363-378.

LICHENOMETRIC DATING OF HIGH MOUNTAIN LANDFORMS

Summary

Dating application of lichenometry in high mountains using *Rhizocarpon* sp. are discussed in the paper. Lichen are used to provide estimates of absolute ages of coarse debris landforms and bedrock topography. Basis of the lichenometric dating method are shortly explained as well as an application of the method for paleoenvironmental reconstructions. These studies allow to supply proxy environmental data on climate-related landforms and processes. The age of coarse debris landforms produced by rapid mass wasting, mainly debris flows, as well as fluvial processes over the last 200-300 years could be reconstructed due to dating by lichenometry. An examples of these studies in the Tatra Mountains and the Alps are presented on figs. 1-3.

Adres autora:

Adam Kotarba

Zakład Geomorfologii i Hydrologii Gór i Wyżyn

Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN

ul. Św. Jana 22, 31-018 Kraków

e.mail: kotarba@zg.pan.krakow.pl

Jerzy Solon, Ewa Roo-Zielińska

BOGACTWO GATUNKOWE ZBIOROWISK ROŚLINNYCH W OKOLICACH PIŃCZOWA, A ICH WYMAGANIA EKOLOGICZNE

1. WSTĘP

Jednym z celów współczesnej ekologii jest zastąpienie poszczególnych opisów zjawisk przyrodniczych przez określenie generalnych zasad, prawidłowości i modeli, choć zakres ich stosowalności w odniesieniu do struktury i funkcjonowania ekosystemów jest często ograniczony (Diamond, Case 1986; Barbault, Hochberg 1992). Podkreśla się przy tym (Lubchenco i in. 1991) konieczność zrozumienia przyczyn, które powodują występowanie gatunków roślinnych w zbiorowisku, oraz konsekwencji określonego bogactwa gatunkowego, szczególnie w powiązaniu ze zróżnicowaniem siedliskowym i oddziaływaniem antropogenicznym.

Wiele różnych przyczyn wpływa na liczbę gatunków występujących w zbiorowisku roślinnym: położenie geograficzne, czynniki biologiczne, zjawiska o charakterze przypadkowym i czynniki historyczne (w tym antropogeniczne). Zdaniem J. Diamonda (1988) wszystkie te przyczyny można pogrupować w cztery klasy oddziaływań, a mianowicie: (1) jakość zasobów środowiskowych, (2) ilość tych zasobów, (3) interakcje międzygatunkowe oraz (4) zmiany dynamiczne. W badaniach w skali lokalnej, za główne czynniki wpływające na bogactwo gatunkowe zbiorowisk roślinnych najczęściej uważa się jakość i ilość (dostępność) zasobów, w szczególności zaś żyzność siedliska (Prusinkiewicz 1970; Grime 1979; Day i in. 1988; Cowling 1990).

Najczęściej rozpatrywane są dwie alternatywne hipotezy łączące lokalne bogactwo gatunkowe z żyznością siedliskową: (1) bogactwo spada wraz ze wzrostem żyzności (niektóre badania cytowane przez R.M. Cowlinga 1990); (2) żyzność jest dodatnio skorelowana z liczbą gatunków (Prusinkiewicz 1970). Inny punkt widzenia wynika z modelu J.P. Grime'a (1979), zgodnie z którym najwyższe bogactwo florystyczne występuje w warunkach średniej żyzności (Grime 1979; Jurko 1985).

Pojęcie żyzności siedliska jest różnie rozumiane. W wielu pracach jako miarę żyzności przyjmuje się poziom jednego czynnika (np. ilość dostępnego fosforu – Day i in. 1988), albo kilku wzajemnie niezależnych czynników (np. pH i zawartość azotu – Prusinkiewicz 1970). Rzadziej żyzność określa się za pomocą złożonego wskaźnika, uwzględniającego poziom natężenia i statystycznie istotne powiązania między charakterystykami gleby (np. tzw. wskaźnik żyzności gleby, który obejmuje ogólny azot, pH, dostępny fosfor, węgiel organiczny, zawartość części spławialnych i zawartość kationów, głównie wapnia – Cowling 1990).

Ogólnym celem tej pracy jest sprawdzenie hipotezy, zakładającej że lokalne zróżnicowanie bogactwa gatunkowego zbiorowisk roślinnych odpowiada zróżnicowaniu warunków siedliskowych. Do celów szczegółowych pracy należy:

(a) określenie wpływu trzech czynników glebowych (wilgotności, kwasowości i zawartości azotu) na bogactwo florystyczne fitocenoz, oraz sprawdzenie, który z podstawowych modeli (Prusinkiewicza, Cowlinga lub Grime'a) najlepiej opisuje ten wpływ; (b) sprawdzenie, czy relacje między liczbą gatunków w zbiorowisku a natężeniem czynników siedliskowych są stałe i takie same na całym terenie, czy też poszczególne grupy zbiorowisk wyróżnione na podstawie zróżnicowania syntaksonomicznego lub formacyjnego charakteryzują się swoistym typem zależności.

Natężenie poszczególnych czynników lokalnosiedliskowych (wilgotności, kwasowości i zawartości azotu) można określić dwoma sposobami: (a) na drodze bezpośredniego pomiaru, (b) w sposób pośredni, za pomocą metod fitoindykacyjnych określając względną zawartość substancji dostępnych dla roślin (Ellenberg 1974; Roo-Zielińska 1982, 1988). W tym opracowaniu wykorzystano podejście fitoindykacyjne. Jego wady i zalety przedstawiano już wielokrotnie (Jurko 1985; Degórski 1986; Kozłowska 1991). Tu należy jedynie podkreślić, że na analizowanym terenie istnieje wysoka i istotna statystycznie korelacja (współczynnik korelacji powyżej 0,8) między wynikami pomiarów a fitoindykacyjną oceną wilgotności i kwasowości podłoża (Degórski 1982; Roo-Zielińska, dane niepublikowane).

2. OBSZAR BADAŃ

Badania przeprowadzono w okolicach Pinczowa (ok. 160 km na południe od Warszawy), na obszarze ok. 92 km². Obszar badań jest podzielony dobrze wyodrębnioną, płaską doliną Nidy, szer. 2–4 km. W dolinie występują różne rodzaje gleb, spośród których najważniejszą rolę odgrywają mady i gleby hydrogeniczne (mułowe, mułowotorfowe i murszowe). Dominującym typem roślinności potencjalnej jest łęg wiązowo-jesionowy *Ficario-Ulmetum*. Subdominantami powierzchniowymi są siedliska zbiorowisk potencjalnych łęgu olszowo-jesionowego *Circaeo-Alnetum* i wierzbowo-topolowego *Salici-Populetum*. Drugą jednostkę tworzą wzgórza w części północnej i wschodniej zbudowane ze skał miocenijskich, głównie wapieni litotamniowych, piaszczystych margli i skał gipsowych. Spośród gleb przeważają rędziny w różnym stopniu wykształcone. Dominującą roślinnością potencjalną są zbiorowiska dąbrów ciepłolubnych ze związku *Quercion petraeae-pubescentis*, którym towarzyszą stosunkowo trwałe powierzchnie muraw z rzędu *Festucetalia valesiacae*. Część południowa i południowo-zachodnia obszaru badań tworzy trzecią jednostkę, charakteryzującą się zróżnicowaną litologią i mozaiką typów gleb, spośród których przeważają gleby brunatnoziemne wytworzone z utworów lessopodobnych. Dominującym typem roślinności potencjalnej jest tu grąd *Tilio-Carpinetum* serii żyznej (Wicik 1966; Plit 1994; Plit, Solon 1994).

Na analizowanym obszarze wyróżniono 87 fitocenonów, z czego jedynie 52 odpowiadają dobrze zdefiniowanemu zespołom roślinnym. Należą one do 33 związków reprezentujących 22 rzędy i 16 klas zbiorowisk roślinnych (Solon 1994).

3. METODY

Analizie poddano 378 zdjęć fitosocjologicznych, wykonanych w latach 1983-1986. Każde zdjęcie obejmowało powierzchnię 100 m². Spośród tych zdjęć 222 dotyczyło zbiorowisk zielnych reprezentujących następujące klasy i związki: *Phragmitetea* (*Phragmition* i *Magnocaricion*), *Sedo-Scleranthetea* (*Corynephorion canescentis*, *Koelerion glaucae* i *Armerion elongatae*), *Nardo-Callunetea* (*Nardo-Galion*), *Molinio-Arrhenatheretea* (*Molinion*, *Calthion*, *Arrhenatherion* i *Cynosurion*), *Festuco-Brometea* (*Festuco-Stipion* i *Cirsio-Brachypodion*), *Scheuchzerio-Caricetea* (*Caricion fuscae* i *Caricion davallianae*). Pozostałe 156 zdjęć dotyczyło zbiorowisk leśnych, obejmujących następujące klasy i związki: *Salicetea purpureae* (*Salicion albae*), *Alnetea glutinosae* (*Alnion glutinosae*), *Vaccinio-Piceetea* (*Dicrano-Pinion*) i *Quercu-Fagetea* (*Alno-Padion*, *Carpinion betuli* i *Quercion pubescentis*). Należy zaznaczyć, że na badanym obszarze stopień odkształcenia antropogenicznego poszczególnych zbiorowisk roślinnych był niewielki, a i różnice między fitocenozami były również pod tym względem nieznaczne. Dzięki temu wpływ oddziaływań antropogenicznych na zmiany liczby gatunków w zbiorowiskach można było wykluczyć z dalszych rozważań.

Dla każdego zdjęcia fitosocjologicznego określono: (1) charakterystykę syntaksonomiczną (wg Matuszkiewicza 1981); (2) liczbę gatunków roślin naczyniowych w warstwie zielnej (liczby gatunków w warstwach krzewów i drzew nie analizowano); (3) wybrane charakterystyki fitoindykacyjne żyzności gleby, na podstawie średnich ważonych wskaźników wilgotności gleby „F”, odczynu gleby „R” i zawartości azotu „N” (Roo-Zielińska 1994). Wymagania gatunków roślinnych w stosunku do tych cech glebowych określono wg zestawienia H. Ellenberga (1974). Tak opracowane zdjęcia fitosocjologiczne poddano analizie statystycznej, obejmującej krokową selekcję zmiennych, analizę regresji i analizę trendu powierzchniowego.

Krokową selekcję zmiennych (przy założeniu liniowej zależności między zmiennymi) przeprowadzono zarówno dla całego zbioru 378 zdjęć fitosocjologicznych, jak i oddzielnie dla zbiorowisk leśnych i nieleśnych. Za zmienną zależną przyjęto liczbę gatunków w zdjęciu, natomiast za zmienne niezależne kolejno wartości wskaźników F, R, N.

Analiza regresji obejmowała testowanie następujących modeli: liniowego ($Y=a+bX$), potęgowego ($Y=aX^b$), wykładniczego $Y=\exp(a+bX)$ i modelu postaci $1/Y=a+bX$. Wykorzystano przy tym podział całego zbioru danych kolejno na następujące podzbiory: (a) wszystkie 378 zdjęć zbiorowisk leśnych i nieleśnych jako jeden zestaw (choć przy niektórych analizach liczba wykorzystanych zdjęć była niższa ze względu na nieokreśloną wartość wskaźnika fitoindykacyjnego), (b) 20 podzbiorów odpowiadających poszczególnym związkom fitosocjologicznym, przy czym analizę przeprowadzano jedynie dla podzbiorów reprezentowanych przynajmniej przez 10 zdjęć; (c) dwa podzbiory odpowiadające zbiorowiskom leśnym i nieleśnym. W tym ostatnim przypadku zastosowano następujące podejścia do analizy:

(1) związki między bogactwem gatunkowym a trzema zmiennymi niezależnymi (wskaźniki fitoindykacyjne F, R, N) określano niezależnie dla czterech modeli regresji, stąd wykonano 12 wariantów analiz (3 zmienne x 4 modele);

(2) związki między bogactwem gatunkowym a dwoma zmiennymi niezależnymi określano oddzielnie dla wybranych przedziałów trzeciej zmiennej niezależnej (np. zależność między liczbą gatunków, a stopniem wilgotności gleby określano dla czterech przedziałów kwasowości). Należy podkreślić, że przedziały wartości wskaźników zdefiniowano w sposób odmienny dla zbiorowisk zielnych i zbiorowisk leśnych (tab. 1).

Tabela 1. Podzbiory danych stosowane w analizie regresji

		Liczba zdjęć	
Przedział	Gleby	Lasy	Zbiorowiska zielne

a) podzbiory wyróżnione na podstawie zróżnicowania wskaźnika wilgotności F

≤4.00	suche	16	84
4.01-6.00	świeże	115	75
6.01-8.00	wilgotne	20	31
8.01-10.00	mokre		27

b) podzbiory wyróżnione na podstawie zróżnicowania wskaźnika kwasowości R

≤4.00	bardzo kwaśne	18	7
4.01-6.00	kwaśne	42	50
6.01-8.00	obojętne	90	146
8.01-9.00	zasadowe	-	14

c) podzbiory wyróżnione na podstawie zróżnicowania wskaźnika zawartości azotu N

≤3.00	niska	6	45
3.01-5.00	średnia	60	124
5.01-7.00	wysoka	66	49
7.01-9.00	bardzo wysoka	21	

Dwie zmienne niezależne o największej wartości R^2 (wskazującej na część wariancji wyjaśnianej za pomocą danej zmiennej), otrzymane w procedurze krokowej selekcji zmiennych wykorzystano w modelu analizy trendu powierzchniowego. Dane podstawowe zostały poddane interpolacji metodą kriggingu, przy zastosowaniu programu SURFER 5, a następnie przeanalizowane przy zastosowaniu modelu liniowego o postaci:

$$Z = b_0 + b_1 X + b_2 Y,$$

natomiast dla przedstawienia reszt zastosowano model kwadratowy postaci:

$$Z = b_0 + b_1 X + b_2 Y + b_3 X^2 + b_4 XY + b_5 Y^2 \text{ (Hauser, Mucina 1991)}$$

Ważną charakterystyką jednorodności rozkładu liczby gatunków w poszczególnych przedziałach wartości zmiennych niezależnych jest rozrzut wyników dookoła średniej.

Za miarę tego rozrzutu przyjęto zakres międzykwartylowy, który nie zależy od wielkości próby. Wszystkie analizy statystyczne wykonano w programie Statgraphics Plus 2.1.

4. WYNIKI

4.1. KROKOWA SELEKCJA ZMIENNYCH

We wszystkich analizowanych zestawach danych, tj.: (a) w zbiorowiskach zielnych, (b) w zbiorowiskach leśnych, (c) w obu grupach analizowanych łącznie, dwie zmienne kwasowość i wilgotność gleby tłumaczą wspólnie odpowiednio 26, 22 i 27% wariancji bogactwa gatunkowego fitocenozy (tab. 2). Natomiast wpływ zawartości azotu w glebie (wskaźnik "N") jest nieistotny i objaśnia mniej niż jeden procent wariancji.

Należy jednocześnie podkreślić, że bogactwo gatunkowe w zbiorowiskach trawiastych jest znacznie silniej związane z wilgotnością gleby, podczas gdy w zbiorowiskach leśnych zaznacza się silniejszy wpływ odczynu gleby.

Tabela 2. Wyniki krokowej selekcji zmiennych (poziom istotności = 0.99)

Zmienne niezależne	R ²		
	Zbiorowiska zielne	Lasy	Wszystkie zbiorowiska
F,R,N	0,26	0,228	0,275
F,R	0,258	0,219	0,267
F	0,207	-	0,152
R	-	0,152	-

4.2. ANALIZA REGRESJI

4.2.1. ZWIĄZKI FITOSOCJOLOGICZNE ZBIOROWISK ROŚLINNYCH

Spośród przeanalizowanych 120 zależności (10 związków x 4 modele regresji x 3 zmienne niezależne) osiem jest istotnych statystycznie i reprezentuje model wykładniczy (tab. 3). W większości są to relacje opisujące wpływ wilgotności na bogactwo florystyczne; w przypadku zbiorowisk ze związku *Cirsio-Brachypodium* i *Festuco-Stipion* występujących na siedliskach stosunkowo suchych wzrost wilgotności jest dodatnio skorelowany ze wzrostem liczby gatunków, podczas gdy w zbiorowiskach ze związku *Arrhenatherion* i *Magnocaricion* na siedliskach relatywnie wilgotnych i świeżych korelacja ta jest ujemna (tab. 4).

Zawartość azotu w większości przypadków nie ma wpływu na liczbę gatunków w zdjęciu, jedynie w przypadku fitocenozy kserotermicznej, występującej na siedliskach bardzo ubogich w azot (związek *Festuco-Stipion* – tab. 4) obserwuje się dodatnią korelację między wartością wskaźnika fitoindykacyjnego N i bogactwem gatunkowym.

Tabela 3. Statystycznie istotne związki (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$) między liczbą gatunków (Y) a wartościami wskaźników siedliskowych (X) dla zbiorowisk z różnych związków fitosocjologicznych [wg modelu $Y = \exp(a+bX)$]

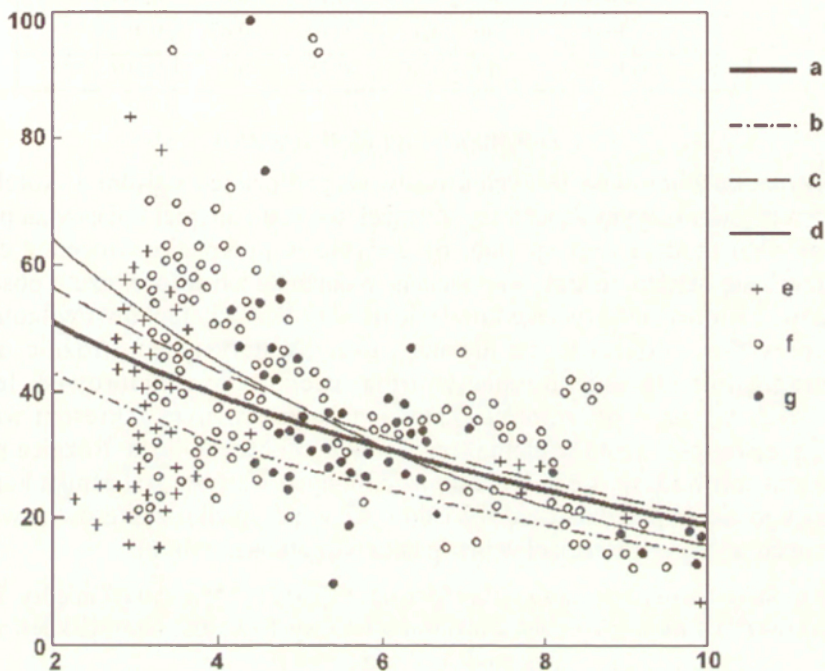
Związek	X	Wielkość próby	Współczynniki		Wspł. korelacji	R ²	
			a	b			
<i>Magnocaricion</i>	F	25	5,87	-0,33	-0,81	0,659	***
<i>Arrhenatherion</i>	F	28	5,03	-0,26	-0,48	0,232	**
<i>Festuco-Stipion</i>	F	11	1,53	0,74	0,65	0,427	*
<i>Festuco-Stipion</i>	N	11	1,71	0,78	0,64	0,406	**
<i>Cirsio-Brachypodium</i>	F	62	2,88	0,27	0,36	0,127	**
<i>Cirsio-Brachypodium</i>	R	62	5,22	-0,19	-0,32	0,1	*
<i>Quercion pubescentis</i>	F	41	4,47	-0,19	-0,35	0,118	*
<i>Quercion pubescentis</i>	R	41	2,85	0,12	0,34	0,119	*

Tabela 4. Wartości wskaźników charakteryzujących liczbę gatunków i warunki siedliskowe zbiorowisk z poszczególnych związków

Związek	Wielkość próby	Wskaźnik F		Wskaźnik R		Wskaźnik N		Liczba gatunków	
		Średnia	Błąd	Srednia	Błąd	Średnia	Błąd	Srednia	Błąd
<i>Phragmition</i>	8	9,35	0,2	7	0,17	4,9	0,79	14,5	1,88
<i>Magnocaricion</i>	25	7,91	0,17	6,14	0,16	4,28	0,15	27,36	1,76
<i>Corynephorion canescentis</i>	5	3,46	0,23	4,28	0,56	2,64	0,28	22,6	3,17
<i>Koelerion glaucae</i>	5	3,36	0,32	5,32	0,36	2,84	0,34	25,6	1,94
<i>Armerion elongatae</i>	22	4,25	0,18	5,32	0,24	3,78	0,27	35	1,86
<i>Nardo-Galion</i>	3	3,27	0,18	2,3	0,92	1,57	0,37	22,67	2,19
<i>Molinion</i>	1	7,5	-	8	-	3,1	-	35	-
<i>Calthion</i>	42	5,96	0,12	6,4	0,16	4,94	0,15	30,5	1,23
<i>Arrhenatherion</i>	28	4,44	0,11	6,49	0,18	4,86	0,23	50,89	3,2
<i>Cynosurion</i>	1	4,9	-	8	-	6,6	-	24	-
<i>Festuco-Stipion</i>	11	3,03	0,11	7,24	0,11	2,63	0,1	46,45	5,36
<i>Cirsio-Brachypodium</i>	62	3,55	0,05	7,42	0,07	3,27	0,06	48,66	1,89
<i>Caricion fuscae</i>	3	8,17	0,3	4,07	0,38	2,87	0,19	36,33	4,67
<i>Caricion davallianae</i>	4	7,9	0,28	6,58	0,5	3,05	0,36	33	3,49
<i>Salicion albae</i>	2	6,5	0,5	6,5	0,5	5,8	0,1	24,5	4,5
<i>Alnion glutinosae</i>	3	8,33	0,17	6,77	0,24	6,2	0,31	28,66	2,91
<i>Dicrano-Pinion</i>	34	4,43	0,2	3,95	0,31	4,33	0,3	23,32	1,98
<i>Alno-Padion</i>	15	6,13	0,15	6,51	0,13	7,21	0,16	26,53	1,79
<i>Carpinion betuli</i>	51	5,29	0,05	5,88	0,14	5,69	0,12	28,17	1,14
<i>Quercion pubescentis</i>	41	4,65	0,1	6,34	0,15	4,67	0,2	38,92	1,94

4.2.2. ZBIOROWISKA ZIELNE ŁĄCZNIE

W przypadku zbiorowisk zielnych jedynie wilgotność gleby jest skorelowana z bogactwem gatunkowym fitocenozy. Zależność ta najlepiej jest opisana za pomocą wykładniczego modelu regresji (tab. 5). Należy przy tym podkreślić, że nie ma istotnych statystycznie różnic między parametrami linii regresji otrzymanymi dla całego zbioru zbiorowisk zielnych traktowanych łącznie i podzbiorów odpowiadających różnym zakresom wartości wskaźnika zawartości azotu w glebie (ryc. 1) i kwasowości podłoża.



Ryc. 1. Związek między liczbą gatunków (Y) i wartością wskaźnika wilgotności (X) w zbiorowiskach zielnych dla różnych przedziałów wartości wskaźnika zawartości azotu. a – cały zbiór; b, e – podzbiór z wartościami wskaźnika azotu poniżej 3; c, f – podzbiór z wartościami wskaźnika azotu od 3 do 5; d, g – podzbiór z wartościami wskaźnika azotu powyżej 5.

Relationship between the number of species (Y) and the value of moisture index (X) for herbaceous communities in different intervals of nitrogen index. a – general regression line; b, e – subset with N index < 3; c, f – subset with N index in interval 3-5; d, g – subset with N index > 5

Różnice między podzbiórami sprowadzają się jedynie do nieco innych wartości wskaźnika korelacji, mieszczącego się w przedziale od -0,49 do -0,62 w przypadku zakresów zawartości azotu, i nieco wyższych wartości w przypadku kwasowości (tab. 5).

Tabela 5. Statystycznie istotne związki (** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$) między liczbą gatunków (Y), a wartościami wskaźników siedliskowych (X) dla zbiorowisk zielnych [wg modelu $Y = \exp(a + bX)$]

X	Podzbiór danych	Wielkość próby	Współczynniki		Wspł. korelacji	R ²	
			a	b			
F		220	4,18	-0,12	-0,52	0,270	***
F	N<3	45	4,05	-0,15	-0,49	0,239	***
F	3<N<5	124	4,31	-0,14	-0,60	0,364	***
F	5<N<9	49	4,53	-0,18	-0,62	0,379	***
F	6<R<8	146	4,41	-0,16	-0,67	0,451	***
F	8<R<9	14	4,49	-0,25	-0,71	0,501	**

4.2.3. ZBIOROWISKA LEŚNE ŁĄCZNIE

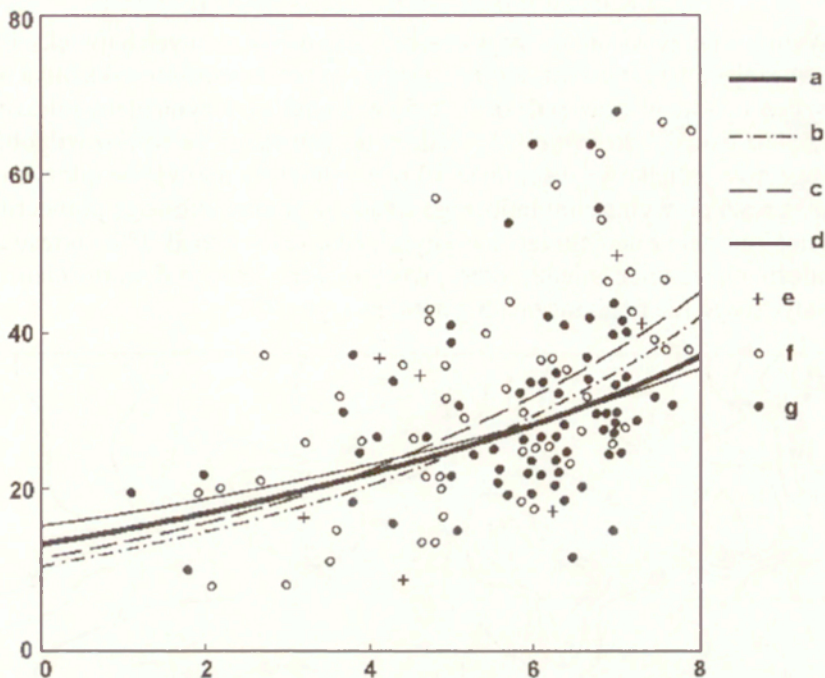
W przypadku zbiorowisk leśnych kwasowość podłoża jest najsilniej skorelowana z bogactwem gatunkowym fitocenozy. Związek ten jest najlepiej opisany za pomocą wykładniczego modelu regresji (tab. 6). Jedynie w przypadku fitocenozy charakteryzujących się bardzo niskimi wartościami wskaźnika zawartości azotu obserwuje się dodatnią i istotną statystycznie korelację między liczbą gatunków i wilgotnością. Należy przy tym podkreślić, że nie ma istotnych statystycznie różnic między parametrami linii regresji otrzymanymi dla całego zbioru zbiorowisk leśnych traktowanych łącznie i podzbiorów odpowiadających różnym zakresom wartości wskaźnika zawartości azotu w glebie (ryc. 2) i wilgotności podłoża. Różnice między podzbiórami sprowadzają się jedynie do nieco innych wartości wskaźnika korelacji, mieszczącego się w przedziale od 0,35 do 0,47 w przypadku zakresów zawartości azotu, i nieco wyższych wartości w przypadku wilgotności (tab. 6).

Tabela 6. Statystycznie istotne związki (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$) między liczbą gatunków (Y) a wartościami wskaźników siedliskowych (X) dla zbiorowisk leśnych [wg modelu $Y = \exp(a + bX)$]

X	Podzbiór danych	Wielkość próby	Współczynniki		Wspł. korelacji	R ²	
			a	b			
R		150	2,72	0,11	0,43	0,187	***
R	F<4	16	2,14	0,21	0,70	0,488	***
R	4<F<6	115	2,61	0,13	0,44	0,196	***
R	N<3	7	2,33	0,18	0,47	0,216	*
R	3<N<5	60	2,41	0,18	0,63	0,402	***
R	5<N<7	66	2,73	0,11	0,35	0,123	*
F	N<3	6	1,18	0,61	0,76	0,575	*

4.2.4. WSZYSTKIE ZBIOROWISKA ROŚLINNE ŁĄCZNIE

Dla wszystkich zbiorowisk leśnych i zielnych rozpatrywanych łącznie liczba gatunków jest istotnie statystycznie skorelowana zarówno z wartością wskaźnika wilgotności jak i kwasowości. Zależność ta jest najlepiej opisana za pomocą wykładniczego modelu regresji, przy czym korelacja liczby gatunków z wilgotnością



Ryc. 2. Związek między liczbą gatunków (Y) i wartością wskaźnika kwasowości (X) w zbiorowiskach leśnych dla różnych przedziałów wartości wskaźnika zawartości azotu. a – cały zbiór, b – podzbiór z wartościami wskaźnika azotu poniżej 3, c – podzbiór z wartościami wskaźnika azotu od 3 do 5, d – podzbiór z wartościami wskaźnika azotu od 5 do 7.

Relationship between the number of species (Y) and the value of reaction index (X) for forest communities in different intervals of nitrogen index. a – general regression line; b, e – subset with N index < 3; c, f – subset with N index in interval 3-5; d, g – subset with N index in interval 5-7.

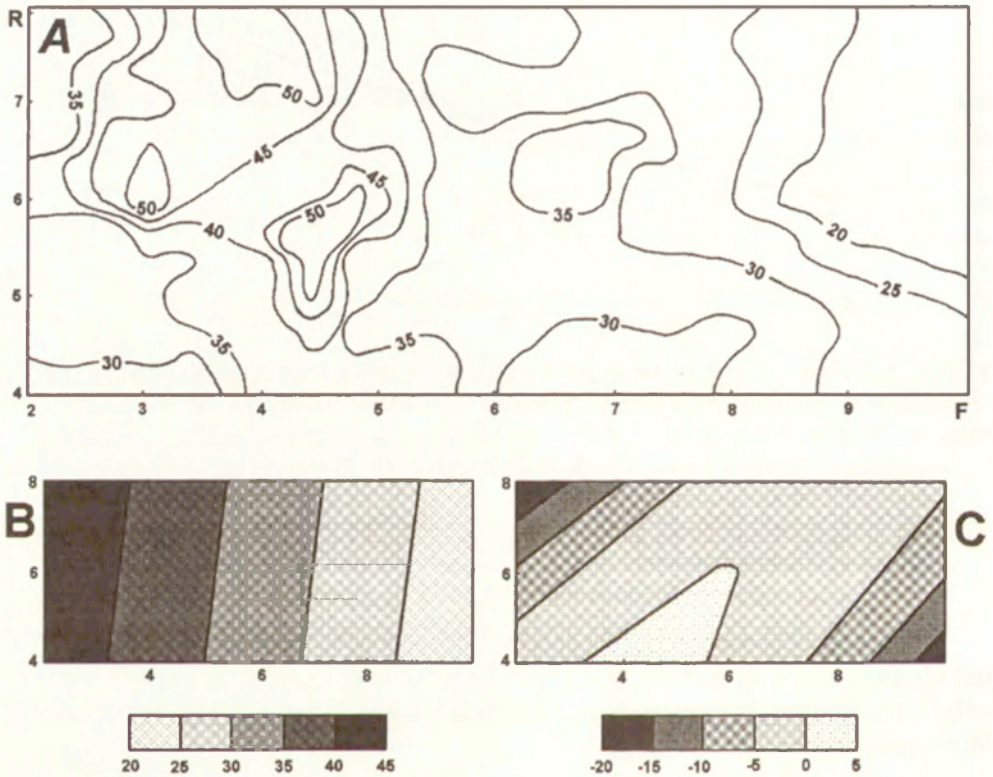
jest ujemna, a ze wskaźnikiem odczynu – dodatnia (tab. 7). Należy tu podkreślić, że wilgotność podłoża w nieco większym stopniu niż kwasowość tłumaczy zmienność liczby gatunków.

Tabela 7. Statystycznie istotne związki ($p < 0.001$) między liczbą gatunków (Y) a wartościami wskaźników siedliskowych (X) dla zbiorowisk zielnych i leśnych [wg modelu $Y = \exp(a + bX)$]

X	Wielkość próby	Współczynniki		Wspł. korelacji	R^2
		a	b		
F	376	4,05	-0,12	-0,40	0,162
R	374	2,76	0,11	0,35	0,125

4.3. ANALIZA TRENDU POWIERZCHNIOWEGO

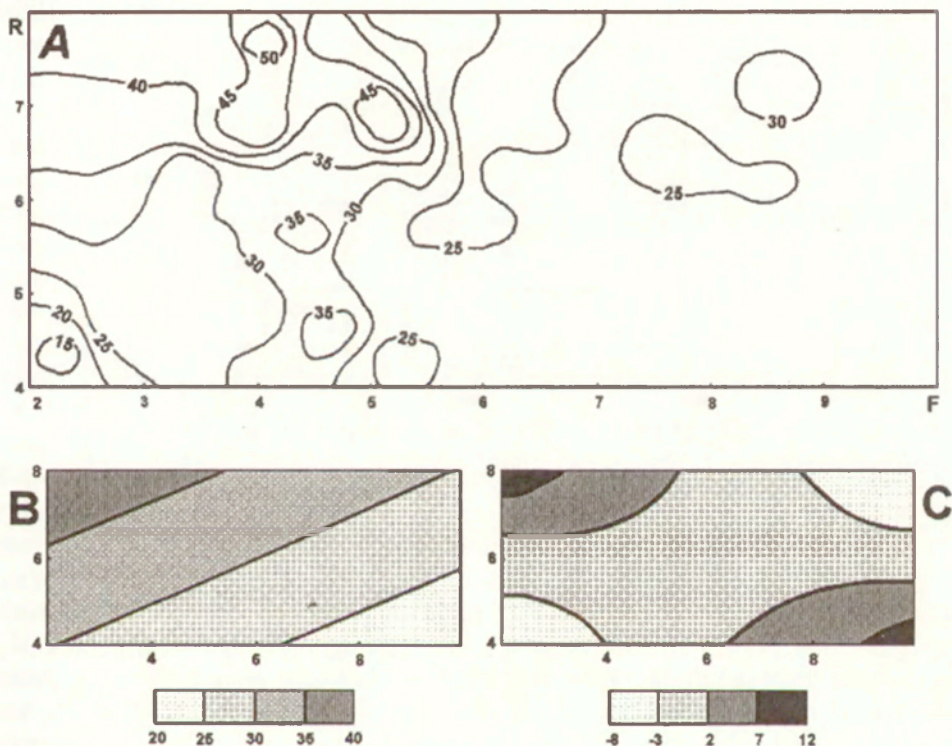
Wyniki analizy wskazują, że w obrębie zbiorowisk zielnych największe bogactwo, przekraczające 50 gatunków, występuje w warunkach wartości wskaźnika wilgotności mieszczącego się w przedziale od 3 do 5 i wskaźnika odczynu gleby mieszczącego się w przedziale od 4,5 do 8 (ryc. 3A). Należy też zauważyć, że wpływ wilgotności gleby na bogactwo gatunkowe jest ponad 10 razy silniejszy niż wpływ odczynu (ryc. 3B). Analiza reszt po wyliczeniu liniowego trendu powierzchniowego potwierdza wysoką zgodność modelu z danymi rzeczywistymi, jako że dla ponad 70% zakresu zmiennych niezależnych, różnice między rzeczywistymi i modelowymi wartościami bogactwa florystycznego nie przekraczają 5 gatunków (ryc. 3C).



Ryc. 3. Wyniki analizy trendu powierzchniowego dla zbiorowisk zielnych. A - izolinie liczby gatunków w koordynatach wskaźnika wilgotności (F) i kwasowości (R); B - liniowy trend powierzchniowy: $Z=b_0+b_1F+b_2R$; $b_0=44,03$; $b_1=-0,56$; $b_2=-0,05$ ($R^2 = 43,35\%$; funkcja $F = 320,2$); C - trend powierzchniowy wg modelu kwadratowego dla reszt: $Z=b_0+b_1F+b_2R+b_3F^2+b_4FR+b_5R^2$; $b_0=0,49$; $b_1=0,59$; $b_2=-0,41$; $b_3=-0,03$; $b_4=-0,04$; $b_5=-0,02$ ($R^2 32,96\%$; funkcja $F = 77,39$).

Results of Trend Surface Analysis for Grassland communities. A - species number isolines in coordinates of moisture index (F) and reaction index (R); B - Linear Surface Trend: $Z=b_0+b_1F+b_2R$; $b_0=44.03$; $b_1=-0.56$; $b_2=-0.05$ ($R^2 = 43.35\%$; F-function = 320.2); C - Quadratic Surface Trend for residuals: $Z=b_0+b_1F+b_2R+b_3F^2+b_4FR+b_5R^2$; $b_0=0.49$; $b_1=0.59$; $b_2=-0.41$; $b_3=-0.03$; $b_4=-0.04$; $b_5=-0.02$ ($R^2 32.96\%$; F-function = 77.39).

Natomiast w obrębie zbiorowisk leśnych największe bogactwo, przekraczające 40 gatunków, występuje w warunkach wartości wskaźnika wilgotności mieszczącego się w przedziale od 2 do 5,5 i wskaźnika odczynu gleby mieszczącego się w przedziale od 6,5 do 8 (ryc. 4A). Należy też zauważyć, że wpływ wilgotności gleby na bogactwo gatunkowe jest ok. 2 razy słabszy niż wpływ odczynu (ryc. 4B). Analiza reszt po wyliczeniu liniowego trendu powierzchniowego potwierdza wysoką zgodność modelu z danymi rzeczywistymi, jako że dla prawie 65% zakresu zmiennych niezależnych różnice między rzeczywistymi i modelowymi wartościami bogactwa florystycznego nie przekraczają od 2 do 3 gatunków (ryc. 4C).



Ryc. 4. Wyniki analizy trendu powierzchniowego dla zbiorowisk leśnych. A - izolinie liczby gatunków w koordynatach wskaźnika wilgotności (F) i kwasowości (R); B - liniowy trend powierzchniowy: $Z=b_0+b_1F+b_2R$; $b_0=38,60$; $b_1=-0,23$; $b_2=-0,42$ ($R^2 = 31,16\%$; funkcja $F = 189,4$); C - trend powierzchniowy wg modelu kwadratowego dla reszt: $Z=b_0+b_1F+b_2R+b_3F^2+b_4FR+b_5R^2$; $b_0=9,50$; $b_1=-0,47$; $b_2=-1,02$; $b_3=0,001$; $b_4=0,04$; $b_5=0,01$ ($R^2 = 25,74\%$; funkcja $F = 52,12$)

Results of Trend Surface Analysis for Forest communities. A - species number isolines in coordinates of moisture index (F) and reaction index (R); B - Linear Surface Trend: $Z=b_0+b_1F+b_2R$; $b_0=38.60$; $b_1=-0.23$; $b_2=-0.42$ ($R^2 = 31.16\%$; F-function = 189.4); C - Quadratic Surface Trend for residuals: $Z=b_0+b_1F+b_2R+b_3F^2+b_4FR+b_5R^2$; $b_0=9.50$; $b_1=-0.47$; $b_2=-1.02$; $b_3=0.001$; $b_4=0.04$; $b_5=0.01$ ($R^2 = 25.74\%$; F-function = 52.12)

4.4. MIĘDZYKWARTYLOWY ZAKRES LICZBY GATUNKÓW

Zarówno w przypadku zbiorowisk leśnych jak i zielnych, fitocenozy z niskimi (od 2 do 4) wartościami wskaźnika wilgotności i zawartości azotu, charakteryzują się międzykwartylowym zakresem liczby gatunków wyższym od 20. Ta różnica maleje wraz ze wzrostem wartości wskaźników wilgotności i zawartości azotu, aż do wartości 12,5 przy zakresie wskaźników od 6 do 8 (tab. 8). Zupełnie inna zależność występuje między liczbą gatunków i kwasowością. Zakres międzykwartylowy jest najniższy (8-10) przy niskich (2-4) wartościach wskaźnika odczynu, i najwyższy (15-25) przy wysokiej wartości tego wskaźnika (6-8). Powyższe zależności, choć wspólne dla zbiorowisk leśnych i zielnych, są znacznie wyraźniej zarysowane w obrębie tych ostatnich.

Tabela 8. Międzykwartylowe zakresy liczby gatunków dla poszczególnych przedziałów wartości wskaźników siedliskowych

Wskaźnik siedliskowy	Przedziały		
	$2 < X < 4$	$4 < X < 6$	$6 < X < 8$
Zbiorowiska zielne			
F	26,0	19,5	10,5
R	8,0	13,0	25,0
N	23,0	21,0	4,0
Lasy			
F	23,0	13,0	11,0
R	10,0	14,0	15,0
N	20,5	16,0	12,5

5. DYSKUSJA WYNIKÓW I UWAGI KOŃCOWE

Problem zależności między liczbą gatunków i czynnikami środowiskowymi był już wielokrotnie analizowany. Między innymi R.T. Day i in. (1988) zajmowali się zbiorowiskami szuwarowymi, Z. Prusinkiewicz (1970) na podstawie 735 zdjęć fitosocjologicznych reprezentujących 14 typów lasów w Polsce określił dodatnią korelację między wartością pH i zawartością próchnicy a liczbą gatunków. R.M. Cowling (1990) znalazł ujemną korelację między bogactwem gatunkowym a syntetycznym wskaźnikiem żyzności gleby w wielu zbiorowiskach z formacji fynbos. J.P. Grime (1979) przytacza wiele danych dotyczących pastwisk angielskich, które wskazują na dodatnią korelację liczby gatunków z wartością pH i ujemną z zawartością azotu w glebie. Z badań A. Jurko (1983), który analizował cztery zbiorowiska nieleśne i trzy leśne w Wysokich Tatrach, wynika, że istnieje dodatnia korelacja między bogactwem gatunkowym, a takimi czynnikami siedliskowymi określanymi na podstawach fitoindykacji jak wilgotność, odczyn i zawartość substancji pokarmowych w glebie.

Powyższy krótki przegląd publikowanych danych wyraźnie wskazuje, że wyniki różnych autorów i opracowane na ich podstawie koncepcje są często przeciwstawne i mają jedynie znaczenie lokalne, odnoszące się do wąsko zdefiniowanej grupy zbiorowisk. Podkreśla to również W.L. Baker (1990), twierdząc że wiarygodność hipotez dotyczących zależności jednoczynnikowych jest z zasady ograniczona do konkretnego miejsca lub określonej skali zjawiska. Należy się zgodzić z tą opinią, ale to nie znaczy, że hipotezy jednoczynnikowe nie mają znaczenia poznawczego.

Nasze analizy wyraźnie wskazują, że czynniki środowiskowe składające się łącznie na żyzność siedliska mają przeciwstawny wpływ na bogactwo gatunkowe fitocenoz. Stąd też wynika, że nie zawsze poprawne są modele łączące liczbę gatunków z syntetycznie ujmowaną żyznością; zamiast nich lepiej stosować zestaw prostszych modeli jednoczynnikowych.

Schemat zależności między czynnikami środowiskowymi i bogactwem gatunkowym przedstawiony w tej pracy ma niewątpliwie znaczenie lokalne. Dalsze prace prowadzone w różnych regionach przy zastosowaniu identycznego podejścia metodycznego mogą jednak pozwolić na opracowanie modelu bardziej ogólnego, co pozostaje w zgodzie z postulatami W.L. Bakera (1990).

Na podstawie naszych analiz możliwe jest stworzenie hierarchicznego szeregu modeli cząstkowych, w których analizuje się kolejno zagadnienia o wzrastającym stopniu ogólności. Pierwszy poziom szczegółowości powinien obejmować modele dotyczące bogactwa gatunkowego wąsko ujętych typów zbiorowisk (w randze zespołu lub związku), drugi – obejmować fizjonomiczne typy roślinności lub formacje (w niniejszej pracy zbiorowiska leśne i zielne), trzeci wreszcie opisywać bogactwo gatunkowe wszystkich typów roślinności w danym regionie. Wydaje się, że na każdym poziomie szczegółowości modelu inne grupy czynników zdefiniowanych przez J. Diamonda (1988), tj. rodzaj zasobów, ilość zasobów, interakcje między gatunkami i dynamika zbiorowiska, w największym stopniu wpływają na bogactwo florystyczne.

Uogólniony obraz zależności między czynnikami siedliskowymi określonymi na podstawach fitoindykacji, a bogactwem florystycznym zbiorowisk roślinnych w okolicach Pińczowa można przedstawić w sposób następujący:

a. Przy łącznym traktowaniu wszystkich zbiorowisk leśnych i zielnych liczba gatunków w zdjęciu wzrasta wraz ze spadkiem wskaźnika wilgotności i spadkiem wskaźnika odczynu gleby, podczas gdy zawartość azotu nie odgrywa istotnej roli. Można przyjąć, że powyższe zależności mają charakter ogólny i specyficzny dla analizowanego regionu. Wyniki te są również częściowo zbieżne z modelem proponowanym przez Z. Prusinkiewicza (1970), choć w jego modelu – odmiennie niż w okolicach Pińczowa – dużą rolę odgrywa zawartość azotu.

b. W obrębie zbiorowisk zielnych najwyższy wpływ (spośród analizowanych zmiennych) na liczbę gatunków wywiera wilgotność podłoża, natomiast w obrębie zbiorowisk leśnych – wskaźnik kwasowości. Dla zbiorowisk zielnych wskaźnik korelacji między wilgotnością i liczbą gatunków jest znacznie silniejszy, niż w przypadku zbiorowisk leśnych. W przypadku identycznych wartości wskaźników siedliskowych liczba gatunków w zbiorowiskach zielnych jest – średnio – wyższa niż liczba gatunków runa zbiorowisk leśnych. Wskazuje to na: (1) zależność między fizjonomicznym typem roślinności i liczbą gatunków, (2) odmiennosć mechanizmów kontrolujących liczbę gatunków w zbiorowiskach leśnych i zielnych.

c. Zbiorowiska roślinne należące do różnych związków charakteryzują się odmiennymi wartościami bogactwa gatunkowego i charakterystykami fitoindykacyjnymi. Generalnie jednak nie obserwuje się wyraźnej, statystycznie istotnej korelacji między średnią liczbą gatunków w fitocenozach reprezentujących poszczególne związki a analizowanymi zmiennymi niezależnymi. Jedynie w przypadku związków obejmujących zespoły występujące na siedliskach bardzo ubogich w azot (np. *Festuco-Stipion*) występuje dodatnia korelacja między zawartością azotu a bogactwem

gatunkowym. W obrębie związków obejmujących zespoły występujące na względnie najsuchszych siedliskach (np. *Cirsio-Brachypodion*, *Festuco-Stipion*), niewielki wzrost wilgotności jest skorelowany ze wzrostem liczby gatunków, co jest tendencją przeciwną do zależności ogólnej, obejmującej wszystkie zbiorowiska zielne, natomiast jest zgodne z modelem zaproponowanym przez J.P. Grime'a (1979).

d. Wilgotność i odczyn gleby wpływają na liczbę gatunków w sposób od siebie niezależny. Dowodem na to jest z jednej strony brak istotnej korelacji między dwiema zmiennymi siedliskowymi (dla zbiorowisk leśnych 0,175; $p < 0,05$; dla zbiorowisk zielnych poniżej 0,1 i bez znaczenia statystycznego), a z drugiej strony fakt, że parametry krzywej regresji otrzymane dla jednej zmiennej niezależnej w poszczególnych przedziałach drugiej zmiennej niezależnej nie różnią się istotnie między sobą.

e. R.T. Day i in. (1988) wykazał, że zmienność liczby gatunków w zbiorowiskach szuwarowych jest najwyższa w warunkach niskiej żyzności, a najniższa w warunkach żyzności wysokiej. Na terenie przez nas analizowanym nie było możliwe sprawdzenie tych zależności w odniesieniu do zbiorowisk z klasy *Phragmitetea* ze względu na zbyt małą liczbę dostępnych zdjęć fitosocjologicznych. Z drugiej jednak strony, analiza całego materiału, obejmującego wszystkie zbiorowiska leśne i zielne, wskazuje na obecność zbliżonych zależności: wysokie bogactwo florystyczne występuje w warunkach niskich wartości wskaźników wilgotności i zasobności w azot. W przeciwieństwie jednak do wyników R.T. Day'a i in. (1988) fitocenozy ubogie w gatunki występują na siedliskach kwaśnych, natomiast bogate florystycznie na siedliskach obojętnych i zasadowych.

LITERATURA

- Baker W.L., 1990, *Species richness of Colorado riparian vegetation*, Journal of Vegetation Science, 1, s. 119-124.
- Barbault R., Hochberg M.E., 1992, *Population and community level approaches to studying biodiversity in international research programs*, Acta Oecologica, 13, 1, s. 137-146.
- Cowling R.M., 1990, *Diversity components in a species-rich area of the Cape Floristic Region*, Journal of Vegetation Science, 1, s. 699-710.
- Day R.T., Keddy P.A., McNeil J., Carleton T., 1988, *Fertility and disturbance gradients: a summary model for riverine marsh vegetation*, Ecology, 69, 4, s. 1044-1054.
- Degórski M., 1982, *Usefulness of Ellenberg bioindicators in characterizing plant communities and forest habitats on the basis of data from the range „Grabowy” in Kampinos Forest*, Ekol. Pol., 30, 3-4, s. 453-477, Warszawa.
- Degórski M., 1988, *Phytoindication methods in landscape planning and management*, Geogr. Polonica, 52, s. 89-100.
- Diamond J., 1988, *Factors controlling species diversity: overview and synthesis*, Ann. Mo. Bot. Gard., 75, s. 117-129
- Diamond J.M., Case T.J. (eds.), 1986, *Community Ecology*, Harper and Row Publ. New York.
- Ellenberg H., 1974, *Zeigerwerte der Gefaspflanzen Mitteleuropas*, Scr. Geobot., 9, s. 9-82, Gottingen.

- Grime J.P., 1979, *Plant Strategies and Vegetation Processes*, J. Wiley and Sons, 222 ss.
- Hauser M., Mucina L., 1991, *Spatial Interpolation Methods for Interpretation of Ordination Diagrams*, Handbook of Vegetation Science, 11, Computer Assisted Vegetation Analysis, s. 299-316.
- Jurko A., 1983, *Trampling effect on species diversity and leaf characteristics of vegetation in the High Tatra Mts.*, Ekologia (CSSR), 2, 3, s. 281-293.
- Jurko A., 1985, *A contribution to ecological diversity of some plant communities*, Ekologia (CSSR) 4, 4, s. 399-406.
- Kozłowska A., 1991, *Analiza porównawcza ekologicznych liczb wskaźnikowych wg Ellenberga i Zarzyckiego*, Wiad. Bot., 35, 1, s. 11-21.
- Lubchenco J., Olson A.M., Brubaker L.B., Carpenter S.R., Holland M.M., Hubbell S.P., Levin S.A., MacMahon J.A., Matson P.A., Melillo J.M., Mooney H.A., Peterson C.H., Pulliam H.R., Real L.A., Regal P.J., Risser P.G., 1991, *The Sustainable Biosphere Initiative: An Ecological Research Agenda*, Ecology, 72, 2, s. 371-412.
- Matuszkiewicz W., 1981, *Przewodnik do oznacznia zbiorowisk roślinnych Polski*, PWN, Warszawa.
- Plit J., 1994, *Ogólna charakterystyka środowiska geograficznego*, [w:] A.S. Kostrowicki, J. Solon (red.), *Studium geobotaniczno-krajobrazowe okolic Pińczowa*, Dokum. Geogr., 1-2, s. 13-31.
- Plit J., Solon J., 1994, *Roślinność potencjalna*, [w:] A.S. Kostrowicki, J. Solon (red.), *Studium geobotaniczno-krajobrazowe okolic Pińczowa*, Dokum. Geogr., 1-2, s. 57-65.
- Prusinkiewicz Z., 1970, *Die Zahl der auf dem Minimi-Areal Vorkommenden Gefasspflanzenarten als Mass fur die Fruchtbarkeit der Waldboden*, Gesellschaftsmorphologie (Strukturforchung), s. 282-296, Verlag Dr. W. Junk N.V.
- Roo-Zielińska E., 1982, *Struktura geobotaniczna i jej ekologiczno-siedliskowe uwarunkowania terenu przyszłych osiedli mieszkaniowych w Białotęce Dworskiej w Warszawie*, Człowiek i Środowisko, 6, 3-4, s. 403-422.
- Roo-Zielińska E., 1988, *Vegetation as an indicator of the state and changes in the landscape*, Procc. VIIIth Int. Symp. on Problems of Landscape Ecological Research, 2, s. 169-183. Zemplinska Sirava.
- Roo-Zielińska E., 1994, *Ekologiczne zróżnicowanie roślinności rzeczywistej*, [w:] A.S. Kostrowicki, J. Solon (red.), *Studium geobotaniczno-krajobrazowe okolic Pińczowa*, Dokum. Geogr., 1-2, s. 95-123.
- Solon J., 1994, *Typologiczne zróżnicowanie roślinności rzeczywistej*, [w:] A.S. Kostrowicki, J. Solon (red.), *Studium geobotaniczno-krajobrazowe okolic Pińczowa*, Dokum. Geogr., 1-2, s. 67-81.
- Wicik B., 1966, *Gleby okolic Młodzaw*, Prace Geogr. 47, s. 61-87.

SPECIES RICHNESS IN ECOLOGICALLY DIFFERENTIATED PLANT COMMUNITIES OF THE PINCZÓW ENVIRONS (S POLAND)

Summary

This paper presents results of a detailed analysis of relationships between the values of chosen indices of soil fertility and the number of vascular plant species in plant communities occurring in the Pinczow environs. The influence of three independent variables was analyzed, e.g. soil moisture, reaction and nitrogen content, which are all responsible for soil fertility. Values of these variables were determined by the use of the phytoindicative approach. For this study 222 phytosociological records of herbaceous communities and 156 records of forest communities were chosen. For each record were determined: (1) syntaxonomic characteristics; (2) the number of vascular plants in herbaceous layer; (3) chosen phytoindicative indices of soil fertility, e.g. weighed averages of: soil moisture index „F”, soil reaction index „R”, soil nitrogen content index „N”. Data analysis consisted of: Stepwise Variable Selection, One-factor Regression, Trend Surface Analysis and determining of interquartile range.

A generalised picture of dependences between the selected habitat factors, determined through phytoindication and floristical richness in plant communities of the Pinczów environs may be presented in the following way:

a. If all forest and herbaceous phytocenoses are considered together, the number of species in the stand decreases with the increase in moisture and the increase of soil acidity, while the nitrogen content does not play here a significant role. The above relations may be assumed as characteristic for the analysed area as a whole.

b. In herbaceous communities the strongest influence (from among all analysed independent variables) on the number of species is exerted by moisture, while in the forest communities - by soil reaction. In herbaceous communities the interdependence between reaction and moisture on the one hand, and the species number in the stand on the other is much stronger (in the sense of the size of the fraction of dependent variable variance accounted for by the explanatory variables) than in forest phytocenoses. With identical values of habitat indices the number of species in herbaceous phytocenoses is - on average - higher than in the herb layer of forest communities. This indicates: (1) a dependence between the number of species and type of community formation and physiognomy, and (2) a certain variance of mechanisms influencing the species number in stands of herbaceous and forest phytocenoses.

c. Various phytosociological alliances include communities represented by phytocenoses diversified from the viewpoint of species number and factors influencing fertility; moreover, there is no statistically significant interdependence between the average number of species in phytocenoses representing the given alliance and the average values of the analysed independent variables. In alliances including phytocenoses on habitats very poor in nitrogen (e.g. *Festuco-Stipion*) there is a positive correlation between nitrogen content and floristical richness. In alliances including phytocenoses on habitats which are relatively the driest (e.g. *Cirsio-Brachypodion*, *Festuco-Stipion*), the increase in moisture complies with an increase in the species quantity, i.e. there is a contrary dependence than for all herbaceous communities analysed together, and it may be added that those results are in compliance with assumptions based on the Grime model.

d. The reaction and moisture of soils influence the species number in a way which to a large extent is independent. This is proven on the one hand by the relatively low correlation index between those independent variables (for forest communities 0.175; $p < 0.05$; for herbaceous communities below 0.1 and of no statistical significance), and on the other hand that parameters

of regression curves between the species quantity and one independent variable obtained for different ranges of the second independent variable do not differ significantly between each other.

Adres autorów:

Jerzy Solon

Zakład Geoekologii

Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN

ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa

e-mail: j.solon@twarda.pan.pl

Ewa Roo-Zielińska

Zakład Geoekologii

Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN

ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa

e-mail: e.roo@twarda.pan.pl

Marek Degórski

PEDOSFERA – KOMPONENT ŚRODOWISKA ŁĄCZĄCY ABIOTYCZNĄ I BIOTYCZNĄ RÓŻNORODNOŚĆ

1. WSTĘP

Środowisko geograficzne, jako dynamiczny układ biotycznych i abiotycznych elementów pozostających w zależnościach interakcyjnych, bardzo łatwo ulega zaburzeniom funkcjonalnym, zarówno pod wpływem procesów naturalnych, jak i antropogenicznych.

Przeptyw i transformacja materii i energii w systemie przyrodniczym (geokompleksie) jest głównie uzależniona od elementów abiotycznych, takich jak: morfologia terenu, warunki litologiczne i wodne. Od ich zróżnicowania genetycznego i zmienności przestrzennej zależy w dużym stopniu zróżnicowanie krajobrazu. W dotychczasowej literaturze przedmiotu dużo miejsca poświęcono roli procesów geochemicznych i geomorfologicznych w funkcjonowaniu geokompleksów (Vreken 1975; Snytko 1986; Degórski 1990).

W ostatnich latach w ekologii krajobrazu zwrócono również uwagę na rolę różnorodności abiotycznych elementów środowiska w kształtowaniu struktury krajobrazu (Eberhard 1997). Wyróżnia się trzy podstawowe grupy wartości, będące istotą przyjętej koncepcji:

- “egzystencjalną” – rozumianą jako wartość wynikającą z istnienia samego bytu (Kiernan 1997),
- ekologiczną – jako element systemu środowiska, który jest współodpowiedzialny za zachowanie struktury i stabilności ekosystemów (Fox 1990; Nash 1990),
- społeczną – definiowaną jako wartość naukową i estetyczną (Legge, King 1992).

Różnorodność elementów abiotycznych rozpatrywana jest jako zespół komponentów (geodiversity), jak również indywidualnie – każdy z elementów, takich jak: zróżnicowanie skał (lithodiversity), zróżnicowanie form terenu (geomorphological diversity), zróżnicowanie gleb (pedodiversity). Jeżeli przyjmiemy, że krajobraz jest systemem, a różnorodność biologiczna jest jednym z zewnętrznych wyrazów zróżnicowania całego systemu, to można założyć, że różnorodność ta wynika z wzajemnych relacji i uwarunkowań pomiędzy poszczególnymi elementami systemu. Różnorodność biologiczna badana niezależnie od poziomu organizacji przyrody warunkowana jest między innymi dostępnością zasobów, czyli między innymi potencjałem pokrywy glebowej, jej różnorodnością i przestrzenną zmiennością.

Celem zaprezentowanych badań jest określenie zmienności przestrzennej pokrywy glebowej na różnych poziomach organizacji przestrzennej krajobrazu, od mikrotopograficznego do ponadregionalnego, a zarazem jest to próba zdefiniowania wpływu

mozaikowości pokrywy glebowej na strukturę krajobrazu i opracowanie modelu przestrzennej organizacji pedosfery.

Zależnie od poziomu organizacji przestrzennej, krajobrazowe jednostki glebowe (taksonomiczne) kształtują się pod wpływem określonych procesów i charakteryzują się właściwościami wynikającymi ze struktury wewnętrznej jednostki. Zaproponowane w niniejszej pracy poziomy przestrzennego zróżnicowania pokrywy glebowej nawiązują do modelu przestrzennego krajobrazów (Degórski 1986) oraz hierarchii poziomów krajobrazów zaproponowanych przez R. Jongmana i R. Buncea (2000) dla obszaru Europy.

2. METODY

Badania prowadzono na obszarze Europy Środkowej i Północnej, w ekosystemach leśnych, charakteryzujących się zróżnicowaną pod względem morfogenetycznym pokrywą glebową. Z uwagi na prowadzenie studiów na różnych poziomach organizacji przestrzeni geograficznej, od skali lokalnej do ponadregionalnej; badania prowadzono według następujących procedur:

- zróżnicowanie struktury gleb oraz wybranych właściwości fizycznych i chemicznych gleb – na mikrotransektach 10 metrowych z pobieraniem prób co 1 metr;
- zróżnicowanie struktury gleb oraz wybranych właściwości fizycznych i chemicznych gleb – na mikrotransektach 40 metrowych z pobieraniem prób co 4 metry,
- zróżnicowanie struktury tego samego typu gleby – na transekcie w skali geograficznej (20° rozciągłości południkowej).

W prezentowanej analizie zastosowano następujące oznaczenia:

- budowę profili glebowych – według klasyfikacji Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego (1989),
- odczynu gleby – potencjometrycznie pH-metrem firmy Hach,
- przewodnictwa elektrycznego – konduktometrem firmy Hach,
- kationy wymienne wapnia (Ca^{++}) – metodą ASA, po ekstrakcji prób 1 n octanem amonowym, o pH 6,8.

Uzyskane wyniki posłużyły do określenia przestrzennej zmienności rozkładu cech na różnych poziomach organizacji przestrzeni. Zastosowano dwie miary zmienności rozkładu:

- współczynnik zmienności przestrzennej (P),

$$P = \frac{a_{\max} - a_{\min}}{a_{\min}} \times 100\%$$

gdzie a – oznacza wartość danej cechy glebowej;

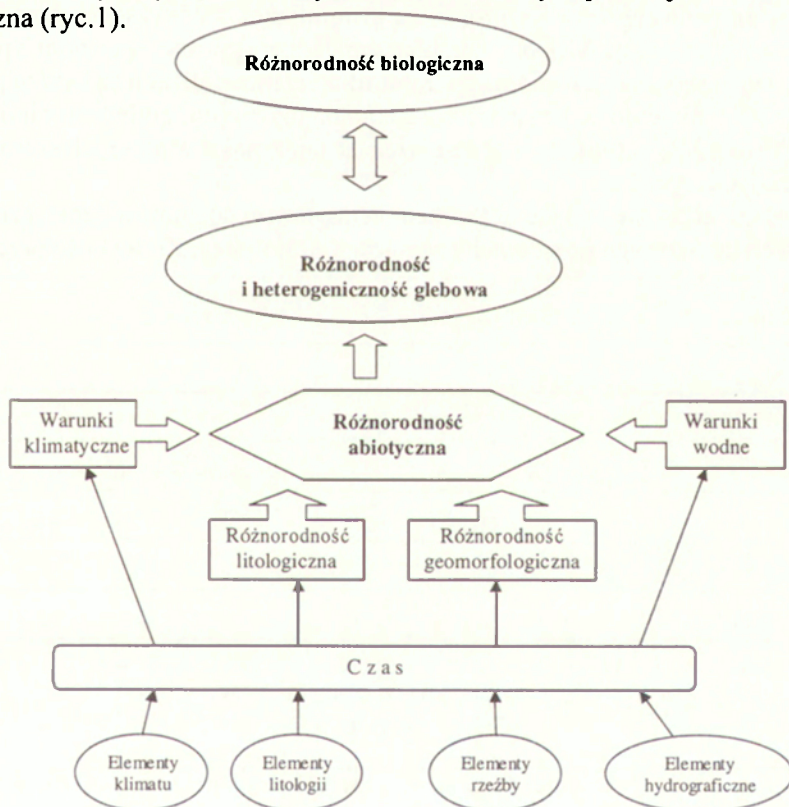
- współczynnik zmienności przypadkowej (S)

$$S = \frac{S_e}{\eta} \times 100$$

gdzie S_e – wariancja resztowa, η – średnia arytmetyczna wartości zmiennej.

3. PRZESTRZENNA HETEROGENICZNOŚĆ POKRYWY GLEBOWEJ “ŁĄCZNIKIEM” POMIĘDZY RÓŻNORODNOŚCIĄ ELEMENTÓW ABIOTYCZNYCH, A RÓŻNORODNOŚCIĄ BIOLOGICZNĄ

W krajobrazie istnieją ściśle związki przyczynowe pomiędzy procesami rozwoju gleb a procesami geomorfologicznymi i właściwościami litologicznymi, co znajduje wyraz w zróżnicowaniu przestrzennym jednostek glebowych, tzw. mozaikowości gleb (Zolnikow 1970; Friedland 1972; Vreeken 1975; Boul i in 1989; Kowalkowski i in 1994), nazywanej przez niektórych autorów przestrzenną heterogenicznością (Ibanez i in. 1998). Z drugiej zaś strony, pokrywa glebowa znajduje się w związku interakcyjnym z elementami biotycznymi środowiska geograficznego, będąc jednocześnie pod ich wpływem, kształtuje strukturę przestrzenną roślinności (Degórski 1986). Wszystkie procesy zachodzące w systemie glebowym sterowane są przez klimat (głównie warunki higrotermiczne) i warunki wodne, które poprzez czynnik czasu wpływają również na różnorodność (aspekt genetyczny) i heterogeniczność (aspekt przestrzenny) pokrywy glebowej (Vreeken 1975; Kowalkowski i in 1994; Degórski 2000). Dlatego też pedosferę uznać można jako specyficzny “łącznik” pomiędzy zróżnicowaniem przestrzennym warunków abiotycznych, a ich wyrazem zewnętrznym jakim jest różnorodność biologiczna (ryc. 1).



Ryc. 1. Schemat oddziaływania elementów środowiska na różnorodność i heterogeniczność pokrywy glebowej

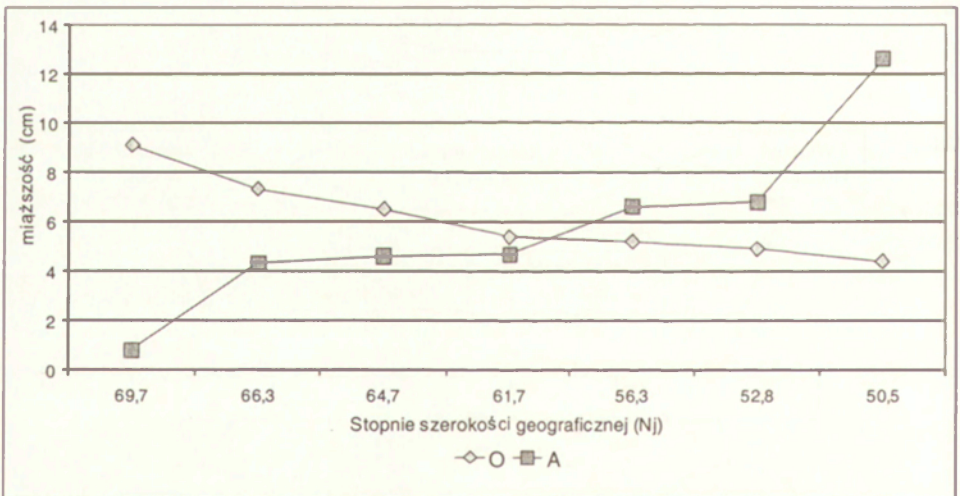
Relationship between some environmental elements and pedodiversity as well as soil heterogeneity <http://rcin.org.pl>

4. ZRÓŻNICOWANIE KRAJOBRAZOTWÓRCZYCH JEDNOSTEK GLEBOWYCH A ZRÓŻNICOWANIE WŁAŚCIWOŚCI GLEB

Właściwości glebowe wykazują duże zróżnicowanie przestrzenne, niezależnie od poziomu organizacji przestrzennej jednostki glebowej (Degórski 1990, 1998a). Dlatego też, krajobrazotwórcze jednostki glebowe, determinujące heterogeniczność krajobrazu oraz właściwości gleb są rozpatrywane przez wielu autorów niezależnie od siebie (Ibanez i in. 1998; Ibanez, Alba 1999). Wielkość zróżnicowania poszczególnych właściwości glebowych, jak i miąższości poziomów genetycznych oraz diagnostycznych, zależna jest od całego kompleksu czynników abiotycznych oraz struktury roślinności i edafonu. Ich charakter zmienia się zależnie od rozpatrywanego poziomu organizacji krajobrazu.

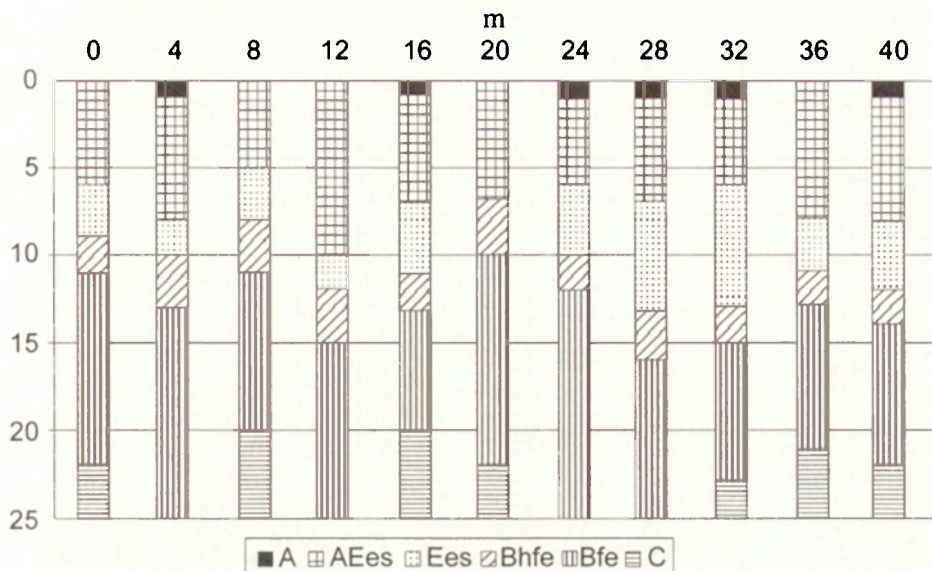
W skali geograficznej zmienność właściwości morfologicznych, jak i chemicznych gleby w obrębie tego samego typu genetycznego wynika z odmiennego przebiegu procesów geomorfologicznych (typ wietrzenia), geochemicznych i pedogenicznych w poszczególnych strefach klimatyczno-glebowych. Przykładem różnic strukturalnej budowy profili gleb bielcowych od 50° do 70° szerokości geograficznej północnej jest zmienność miąższości poziomu próchnicy nadkładowej (O) i poziomu mineralno-próchnicznego (A). Pomimo tego samego typu morfogenetycznego, miąższość poziomów zmienia się wraz z szerokością geograficzną. W wyższych szerokościach geograficznych następuje większa akumulacja materii organicznej w poziomie próchnicy nadkładowej, a procesy dekompozycji, humifikacji i mineralizacji są bardzo powolne, co nie sprzyja rozwojowi poziomów akumulacyjnych (mineralno-próchnicznych). Poziomy te osiągają natomiast znacznie większe miąższości w niższych szerokościach geograficznych (ryc. 2).

Inaczej kształtuje się rozkład przestrzenny miąższości poziomów genetycznych gleb bielcowych na niższych poziomach organizacji krajobrazu. Zmienność przestrzenna



Ryc. 2. Zmienność średniej miąższości poziomu organicznego (O) i poziomu próchnicznego (A) w glebach bielcowych określona w wybranych punktach transektu, poprowadzonego od 50,5°–69,7° szerokości geograficznej N

Variability of mean thickness of overlying humus (O) and the mineral-organic (A) horizons in the podzolic soils along transect 50,5–69,7°N in Central and Northern Europe



Ryc. 3. Zmienność średniej miąższości poziomów genetycznych gleby bielicznej na 40 metrowej linii transektu, siedlisko borowe w Punkaharju (Finlandia)

(A – poziom próchniczny, AEes – poziom próchniczno-eluwialny, Ees – poziom eluwialny, Bhfe – poziom iluwialny z akumulacją materii organicznej i żelaza, Bfe – poziom iluwialny z akumulacją żelaza, C – poziom skały macierzystej)

Variability of mean thickness of podzolic soil genetic horizons along 40 m transect in pine ecosystems (Punkaharju – Finland)

(A – humus horizon, AEes – humus-eluvial horizon, Ees – eluvial horizon, Bhfe – illuvial accumulation, C – parent rock)

miąższości powodowana jest głównie poprzez uwarunkowania mikrorzeźby to znaczy toposekwencje zróżnicowane morfologicznie, wilgotnościowo, topoklimatycznie itd. Poszczególne subpedony charakteryzują się nie tylko odmienną miąższością poziomów i podpoziomów genetycznych, ale również strukturą całego profilu. Przeprowadzone badania wykazały, że na bardzo małej przestrzeni, zróżnicowanie budowy profilu tego samego typu gleby może być bardzo duże (ryc. 3).

Podobnie do zmienności struktury gleby, zróżnicowane są właściwości gleb, niezależnie od poziomu organizacji krajobrazu, jak i typu genetycznego gleby. Na poziomie pedonu w obrębie tego samego genetycznego typu gleby zróżnicowanie przestrzenne właściwości chemicznych jest istotne statystycznie. Wewnątrzobiektywne współczynniki zmienności przestrzennej określone dla powierzchni 400 m² w przypadku trzech badanych właściwości glebowych (wilgotności chwilowej, odczynu i wymiennego wapnia) różnych fitocenozy wahały się od około 30% w endopedonach powierzchniowych do kilku procent w poziomach diagnostycznych spodic i sideric (tab.1).

Tabela 1. Współczynniki zmienności wybranych właściwości glebowych na poziomie pedonu

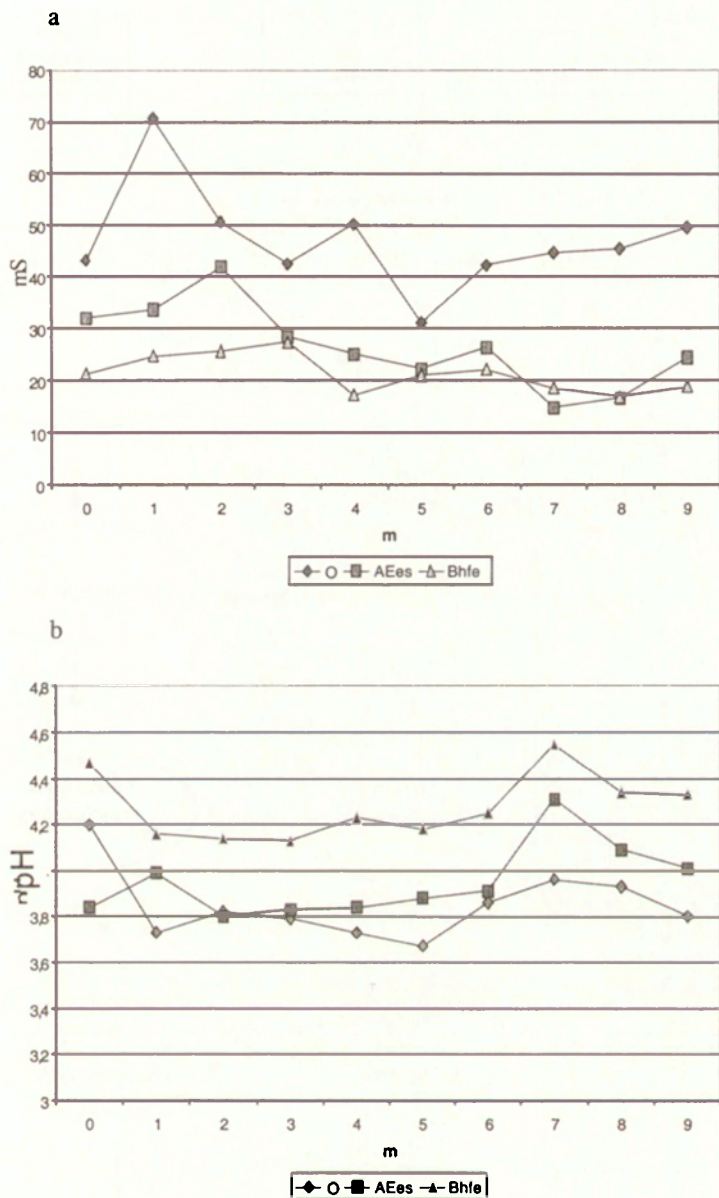
Profil	Poziom	W			pH H ₂ O			Ca ⁺⁺		
		N	S	P	N	S	P	N	S	P
		(% waq.)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(me/100g)	(%)	(%)
1	AG	24,1±1,3	7,1	15,2	4,25±0,04	12,4	18,8	5,00±0,321	9,0	16,4
	G	23,0±1,1	6,9	15,0	5,71±0,02	7,6	15,2	6,14±0,327	7,4	15,3
2	AhBbr	16,7±0,5	4,4	13,2	4,04±0,04	10,5	17,5	1,15±0,186	22,7	26,2
	Bbr	9,6±0,6	9,2	16,6	4,16±0,04	10,6	17,6	0,08±0,014	25,8	26,8
3	AhBbr	10,3±0,9	12	18,8	4,15±0,02	7,9	15,6	0,97±0,147	21,1	25,1
	AbBbr	3,1±1,1	6,4	14,5	4,27±0,02	8,0	15,7	0,10±0,014	19,5	23,9
4	AE	11,9±1,1	12,7	19,1	3,81±0,07	20,4	26,0	0,25±0,050	28,5	34,4
	BfeBv	5,3±0,1	3,8	12,6	4,43±0,06	19,1	33,6	0,04±0,004	11,7	18,4
	Bv	4,0±0,3	9,9	16,9	4,71±0,06	18,3	23,1	0,03±0,003	13,2	19,4
5	AE	14,6±0,7	7,1	15,1	4,18±0,06	20,2	24,4	0,58±0,091	21,9	25,6
	Bhfe	8,9±0,2	2,6	11,8	4,18±0,04	10,7	17,2	0,12±0,013	14,9	20,7
	Bbr	6,5±0,2	3,8	12,8	4,41±0,06	18,1	23,8	0,07±0,008	15,3	20,9
6	AE	10,8±0,5	6,9	14,5	4,17±0,08	19,8	22,3	0,29±0,048	22,3	29,3
	BfeBv	9,5±0,2	4,8	9,8	3,69±0,06	14,2	17,8	0,22±0,013	15,6	21,3
	Bv	6,5±0,2	3,8	6,7	4,60±0,05	8,7	13,1	0,15±0,007	12,3	16,7
7	AEes	10,5±1,2	9,6	10,8	4,11±0,07	15,2	19,8	0,39±0,057	17,3	23,4
	Ees	8,6±0,5	7,6	9,6	4,23±0,06	11,1	15,6	0,26±0,017	12,4	17,8
	Bh	9,4±0,8	6,5	8,5	4,00±0,04	7,3	9,8	0,31±0,014	8,5	12,1

Profile:

1. mada próchniczna – *Circaeo-Alnetum*, (Wysoczyzna Rawska)
2. brunatna gruntowo-glejowa – *Tilio-Carpinetum corydaletosum*, (Wysoczyzna Rawska)
3. brunatna wylugowana – *Tilio-Carpinetum typicum*, (Wysoczyzna Rawska)
4. rdzawa bielcowana – *Tilio-Carpinetum calamagrostietosum*, (Wysoczyzna Rawska)
5. brunatna bielcowana – *Potentillo-Quercetum*, (Wysoczyzna Rawska)
6. rdzawa bielcowana – *Leucobryo-Pinetum*, (Wyżyna Krakowsko-Częstochowska)
7. bielcowa – *Peucedano-Pinetum*, (Dolina Górnej Narwi)

Zaobserwowano również zmniejszanie się różnic pomiędzy wartościami cech (wartości współczynników) wraz ze zmniejszaniem się troficzności gleb. W przypadku gleb uboższych (Spodosols), zróżnicowanie to było o 20-30% mniejsze w porównaniu do gleb żyzniejszych (tab. 1). Niemniej jednak, również i w glebach lekkich występuje przestrzenne zróżnicowanie cech glebowych w skali lokalnej. Nawet niewielkie bezwzględne zmiany zawartości części spławialnych w składzie mechanicznym piasków czy ich składu mineralogicznego mają istotny wpływ na właściwości gleb (Adamczyk 1965; Białousz 1978; Degórski 1990, 1998b). W badaniach siedlisk borowych na południu Finlandii na 10 metrowych transektach uzyskiwano znaczne zmienności niektórych cech. W przypadku odczynu gleb, we wszystkich poziomach genetycznych różnice sięgały 0,4 jednostki pH, zaś przewodnictwo elektryczne charakteryzowało się blisko 200% zmiennością wartości w poziomie organicznym i ponad 150% w poziomach AEes i Bhfe. Wpływ na taki rozkład cech mogła mieć struktura przestrzenna roślinności na poziomie agregacji gatunków oraz właściwości pedogeniczne.

Krzywe rozkładu cech dla endopedonów gleb bielicoziemnych na mikrotransektach związanych z toposekwencjami siedlisk zbiorowisk borowych przedstawiono na rycinie 4.

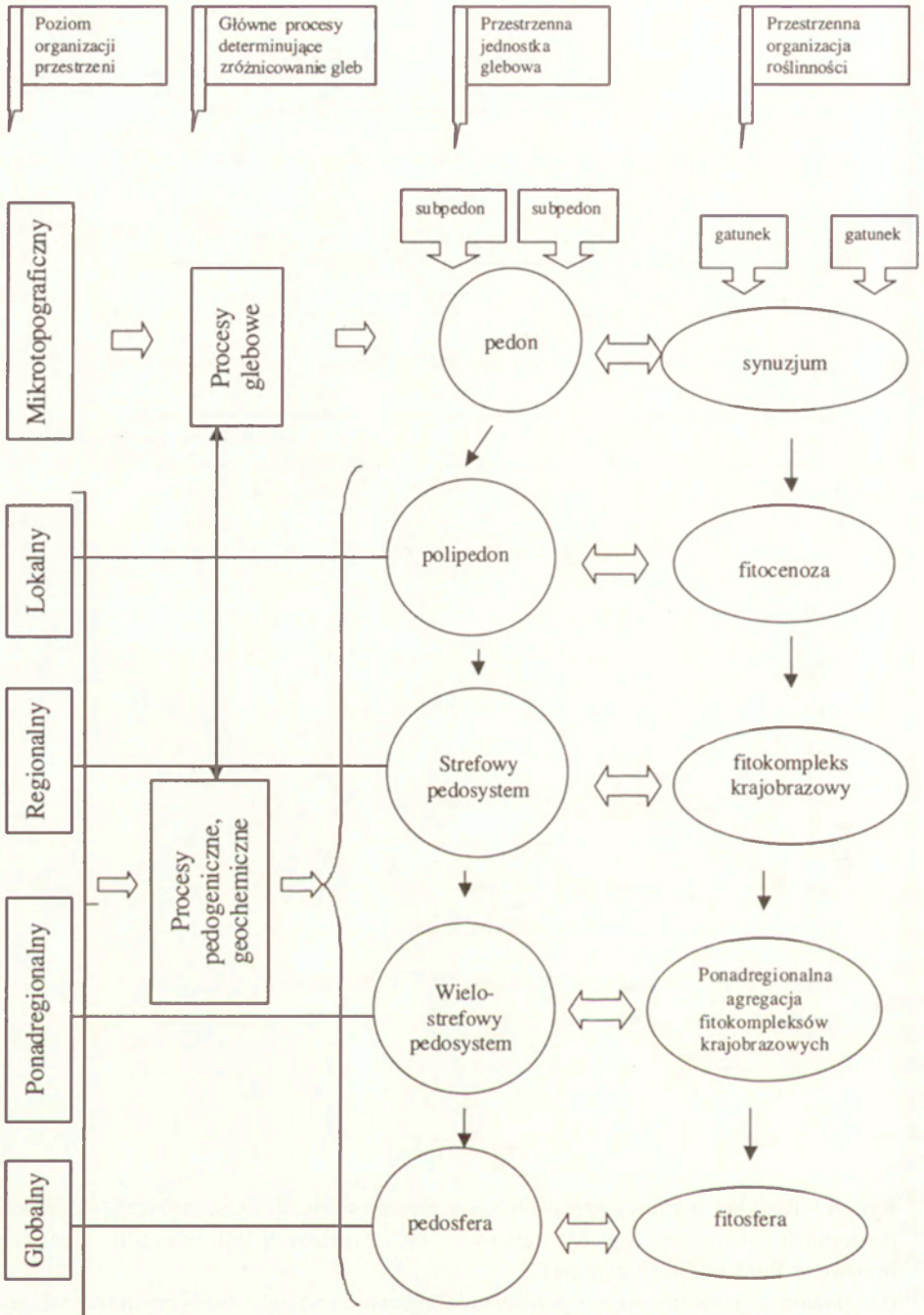


Ryc. 4. Rozkład wartości przewodnictwa elektrycznego (a) i odczynu (b) w trzech poziomach genetycznych gleby bielcowej na 10 metrowej linii transektu, siedlisko borowe w Punkaharju (Finlandia)

(O - poziom organiczny, AEes - poziom próchniczno-eluwialny, Bhfe - poziom iluwialny z akumulacją materii organicznej i żelaza)

Variability of conductivity (a) and reaction (b) in three podzolic soil horizons along 10 m transect in pine ecosystems (Punkaharju-Finland)

(A - humus horizon, AEes - humus-eluvial horizon, Ees - eluvial horizon, Bhfe - illuvial subhorizon with iron and humus accumulation)



Ryc. 5. Wzajemne relacje pomiędzy strukturą przestrzennych jednostek glebowych i przestrzennej organizacją roślinności na różnym poziomie organizacji przestrzeni geograficznej

Relationship between spatial structure of soil units and spatial organisation of vegetation at the different levels of spatial organisation of the landscape

5. KRAJOBRAZOTWÓRCZA ROLA SYSTEMU GLEBOWEGO

Na podstawie zaprezentowanych badań podjęto próbę hierarchizacji przestrzennej struktury jednostek glebowych przyjętych według Amerykańskiej Taksonomii Gleb (1983), analogicznie do poziomów organizacji przyrody (Gliwicz 1992), w których:

- zmienności wewnątrzgatunkowej – odpowiada zmienność epi- i endopedonów, na poziomie subpedonów,
- zmienności gatunkowej – odpowiada zmienność na poziomie pedonu,
- zmienności biocenotycznej – odpowiada zmienność na poziomie polipedonów.

Wykazano, że różnorodność biologiczna badana niezależnie od poziomu organizacji przyrody warunkowana jest między innymi dostępnością zasobów, których jednym z podstawowych składowych jest potencjał pokrywy glebowej, jego różnorodność i przestrzenna zmienność. Potencjał ten wpływa na heterogeniczność krajobrazu, a determinowany jest poprzez zespół procesów glebotwórczych i geochemicznych. Każdy proces przebiegający w przestrzeni gleby jest dynamicznym elementem jej rozwoju i składa się ze specyficznego zespołu mikroprocesów, które w konsekwencji prowadzą do nieodwracalności efektów ich oddziaływania w formowaniu subpedonów, będących składowymi glebowych jednostek przestrzennych wyższej rangi – jakimi są pedony. Pedony posiadają już utrwaloną strukturę wewnętrzną (sekwencje poziomów genetycznych, lub (i) diagnostycznych). W nawiązaniu do hierarchizacji poziomów krajobrazów zaproponowanych przez R. Jongmana i R. Bunce'a (2000) dla obszaru Europy, zróżnicowanie pedonów odpowiedzialne jest za trzy poziomy zróżnicowania przestrzennego krajobrazu (poziomy: ekotypów, gatunków, grup gatunków).

Zróżnicowanie mikrotopograficzne przestrzeni glebowej zachodzi zatem głównie pod wpływem współczesnych procesów glebowych, kształtujących cechy danego pedonu (jak np: wilgotność czy odczyn). Wyrazem zewnętrznym (krajobrazowym) jest mozaika synuzjów (poziomego zróżnicowania roślinności runa).

Poziom lokalnego zróżnicowania stanowią polipedony, będące agregacją kilku jednostek zróżnicowanych typologicznie, czyli ukształtowanych przez odmienne procesy pedogeniczne i geochemiczne. Wyrazem zewnętrznym niniejszego zróżnicowania jest fitocenoza.

Wyższe poziomy organizacji przestrzennych jednostek glebowych stanowią pedosystemy, strefowe i wielostrefowe, które zawierają gleby zonalne, ekstrazonalne, azonalne i interazonalne, charakterystyczne dla przestrzennego układu jednej strefy klimatyczno-roślinnej (pedosystem jednostrefowy), jak i dwu lub więcej takich stref (pedosystem wielostrefowy). Wyrazem zewnętrznym tego zróżnicowania są fitokompleksy krajobrazowe (Matuszkiewicz 1978), lub też ponadregionalne agregacje fitokompleksów krajobrazowych (ryc. 5).

6. PODSUMOWANIE

Percepcja człowieka w jakościowym odbiorze krajobrazu zwrócona jest głównie na różnorodność form terenu oraz różnorodność biologiczną. Waloryzując jednak krajobraz pod względem jego heterogeniczności, należy zwracać uwagę na elementy warunkujące tę zmienność. Na podstawie przeprowadzonej analizy można uznać, że jednym z takich elementów jest pokrywa glebowa. Zróżnicowanie pokrywy glebowej

jest jednym z podstawowych czynników różnicujących przestrzeń, zarówno naturalną, jak i przekształcaną przez człowieka. Od najniższego poziomu organizacji krajobrazu, gleba współtworzy jego heterogeniczność. Od struktury przestrzennej krajobrazotwórczych jednostek glebowych w znacznym stopniu zależy nie tylko różnorodność biologiczna, ale również sposób użytkowania ziemi i zagospodarowanie przestrzenne terenu. Dlatego też zróżnicowanie abiotycznych elementów środowiska, w szczególności gleb, uznać można za istotny element współtworzący zróżnicowanie krajobrazu.

LITERATURA

- Adamczyk B., 1965, *Studia nad kształtowaniem się związków pomiędzy podłożem skalnym a glebą*, Acta Agraria et Sylvestria, Ser. Leśna 5, s. 3-60.
- Białousz S., 1978, *Wpływ morfogenezy Pojezierza Mazurskiego na kształtowanie się gleb*, Roczn. Nauk Rol. Seria D – Monografie, 166, s. 87-128.
- Boul S., Hole F., McCracken, 1989, *Soil genesis and classification*, Iowa State University Press, Ames, 446 ss.
- Degórski M., 1986, *Phytoecological methods of studying landscape. Functional and spatial models. Monographies de l'equip 2. V Meeting of the IGU Working Group Landscape Synthesis*, Barcelona, s. 175-182.
- 1990, *Warunki siedliskowe kateny ekosystemów leśnych na Wysoczyźnie Rawskiej (ze szczególnym uwzględnieniem dynamiki wodno-troficznych właściwości gleb)*, Dokum. Geogr. 5-6, 206.
- 1998a, *Sezonowa dynamika wybranych właściwości gleb siedlisk borów i borów mieszanych na transektach badawczych: klimatycznym (wzdłuż 52°N, od 12° do 32°E) i „Śląskim”*, [w:] A. Breymeyer, E. Roo-Zielińska (red.), *Bory sosnowe w gradiencie kontynentalizmu i zanieczyszczeń w Europie Środkowej – Badania geoekologiczne*, Dokum. Geogr., 13, s. 55-61.
- 1998b, *Charakterystyka morfologiczna siedlisk borów i borów mieszanych na transektach badawczych: klimatycznym (wzdłuż 52°N, od 12° do 32°E) i „Śląskim”*, [w:] A. Breymeyer, E. Roo-Zielińska (red.), *Bory sosnowe w gradiencie kontynentalizmu i zanieczyszczeń w Europie Środkowej – Badania geoekologiczne*, Dokum. Geogr., 13, s. 31-40.
- 2000, *The influence of possible climate change on soil structure in Poland. Globalnyje i regionalnyje izmienienia klimata i ich prirodnyje i soejalno-ekonomiczeskije posledstwa*, GEOS, Moskwa, s. 239-246.
- Eberhard R., (red.), 1997, *Pattern and Process: Towards a Regional Approach to National Estate Assessment of Geodiversity*, 1997 Technical Series No. 2, Australian Heritage Commission & Environment Forest Taskforce, Environment Australia, Canberra.
- Friedland W., 1972, *Struktura poczwiennowo pokrowa*, Mysl, Moskwa, s. 1-442.
- Fox W., 1990, *Toward a Transpersonal Ecology – Developing New Foundations for Environmentalism*, Shambala Publications, Inc., Boston.
- Gliwicz J., 1992, *Różnorodność biologiczna: nowa koncepcja ochrony przyrody*, Wiad. Ekol., 38, 4.

- Ibañez J., De-Alba S., Lobo A., Zucarello V., 1998, *Pedodiversity and global soil patterns at coarse scales (with Discussion)*, *Geoderma*, 83, 3-4, s. 171-192.
- Ibañez J., Alba S., 1999, *On the concept of pedodiversity and its measurement*, A reply, *Geoderma*, 93, 3-4, s. 339-344.
- Jongman R., Bunce R., 2000, *Landscape classification, scale and biodiversity in Europe*. [w:] U. Mander, R. Jongman (red.), *Consequences of land use changes* *Witpress*, Southampton, Boston, s. 11-38.
- Kiernan K., 1997, *Landform classification for geoconservation*; [w:] R. Eberhard, (red.), *Pattern and Process: Towards a Regional Approach to National Estate Assessment of Geodiversity*, 1997 Technical Series No. 2, Australian Heritage Commission & Environment Forest Taskforce, Environment Australia, Canberra, s. 21-34.
- Kowalkowski A., Truszkowska R., Borzyszkowski J., 1994, *Mapa regionów morfogenetyczno-glebowych Polski w skali 1:500 000*, *Prace Komisji Naukowych PTGleb. Komisja BIGLEB*, VIII/17, s. 1-27.
- Legge, P., King R., 1992, *Geological Society of Australia Inc Policy on Geological Heritage in Australia*, *The Australian Geologist*, 85, s. 18-19.
- Matuszkiewicz J., 1978, *Fitokompleks krajobrazowy – specyficzny poziom organizacji roślinności*, *Wiad. Ekol.*, 24, 1.
- Nash, R. F., 1990, *The Rights of Nature – A History of Environmental Ethics*; Primavera Press, Leichhart, New South Wales.
- Przewoźniak M., 1987, *Podstawy geografii fizycznej kompleksowej*, Skrypt Uniw. Gdańskiego, Gdańsk.
- Semeniuk V., 1997, *The linkage between biodiversity and geodiversity*, [w:] R. Eberhard, (red.), *Pattern and Process: Towards a Regional Approach to National Estate Assessment of Geodiversity*, 1997 Technical Series, 2, Australian Heritage Commission & Environment Forest Taskforce, Environment Australia, Canberra, s. 51-58.
- Sharples C., 1995, *Geoconservation in forest management - principles and procedures*, *Tasforests*, 7, s. 37-50.
- Snytko V., 1986, *The landscape and geochemical synthesis of geosystem dynamics*, *Monographies de l'équip 2. V Meeting of the IGU Working Group Landscape Synthesis*. Barcelona, s. 65-70.
- United States Department of Agriculture, 1983, *Keys to soil taxonomy. Soil management support services*. Technical Monograph 6, Washington DC.
- Vreeken W., 1975, *Principal kinds of chronosequence and their significance in soil history*, *Journal of Soil Sc.*, 26, 4, s. 378-394.
- Zolnikow W., 1970, *Poczwy i prirodnyje zony zemli*, Nauka, Leningrad, s. 1-137.

PEDOSPHERE – ENVIRONMENTAL ELEMENT CONNECTING GEO- AND BIODIVERSITY

Summary

The flows and transformations of matter and energy in a natural system (geocomplex) are mainly dependent on such abiotic elements as geomorphology, lithological, water and climate conditions. The diversity of abiotic elements is looked upon as a set of components (geodiversity), as well as individually, in regard to each separate element like lithodiversity, geomorphological diversity and pedodiversity. If the landscape is accepted as a system, and biological diversity is one of the external manifestations of the diversity thereof, then this diversity may be assumed to result from the mutual relationships and conditioning between the different elements of the system. Irrespective of the level of organisation in nature, biological diversity is conditioned *inter alia* by the availability of resources, i.e. the potential of the soil cover, its diversity and spatial variability.

The aims of the research presented here have thus been to determine the spatial variability of abiotic elements as exemplified by soil cover - at the different levels of spatial organisation of the landscape from the microtopographical through to the supraregional; as well as to attempt to define the influence of a mosaic-like soil cover on the structure of a landscape, and to devise a model for the spatial organisation of the pedosphere.

The paper presents influence of environmental elements to the pedodiversity and soil heterogeneity (Fig. 1) on the different levels of spatial organisation, from microtopographic to global scale. In line to this spatial organisation the differentiation of soil horizons and soil properties was determined (Fig. 2 – 4). As a final result of the paper, the relationship between spatial soil units and landscape vegetation units was approached (Fig. 5).

The analysis presented here supports the idea that soil cover will be one of the elements, which has influence on spatial diversity. Differentiation in soil cover is one of the basic factors varying both natural space and that transformed by humankind. From the lowest level of organisation of the landscape, it is the soil that co-creates its heterogeneity. Very much dependent on the spatial structure of landscape-creating soil units is not only biological diversity, but also land use and spatial organisation. For this reason, the differences in abiotic elements of the environment, especially soil, should be regarded as a major factor co-creating the diversity of the landscape.

Adres autora:

Marek Degórski

Zakład Geoekologii

Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN

ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa

e-mail: m.degor@twarda.pan.pl

Anna Kozłowska

ROŚLINNOŚĆ STREFY PRZEJŚCIA MIĘDZY PIĘTREM SUBALPEJSKIM A ALPEJSKIM (NA PRZYKŁADZIE WYBRANYCH OBIEKTÓW W DOLINIE GĄSIENICOWEJ)

1. WSTĘP

W podręcznikach biogeografii i geografii roślin (np. Kornaś, Medwecka-Kornaś 1986; Kostrowicki 1999) powszechne jest stwierdzenie, że w górach, gradientowej zmianie warunków klimatycznych, towarzyszy z reguły skokowa zmiana występujących zbiorowisk roślinnych, co daje w efekcie piętrowy układ roślinności. Piętra klimatyczne wyodrębnione są na podstawie stwierdzonej zależności między wysokością nad poziom morza a średnią roczną temperaturą i szeregiem innych wskaźników klimatu (Hess 1965, 1966), zaś granice między nimi przeprowadzono na tych wysokościach, gdzie występują granice między piętrami roślinnymi. Piętra roślinności wydzielane są na podstawie różnic florystycznych oraz zbiorowisk przewodnich charakterystycznych i dominujących w obrębie danego piętra. Piętrowy układ roślinności Tatr został opisany już dawno temu (Pawłowski 1927) i jest powszechnie uznany (np. Pawłowski 1972; Matuszkiewicz 1991; Piękoś-Mirkowa, Mirek 1996). Granice pięter roślinnych wskazują na te wysokości, w których warunki klimatyczne uniemożliwiają występowanie konkretnych typów roślinności.

Zwykle podawana jest graniczna wartość wysokości nad poziom morza, przy której następuje zmiana panującej formacji roślinnej, typowej dla danego piętra roślinnego. W Tatrach wysokością graniczną dla przejścia piętra subalpejskiego (kosodrzewiny) w piętro alpejskie (halne) jest 1800 m n.p.m. Odpowiada to przejściu piętra klimatycznego bardzo chłodnego w zimne. Na przeglądowych mapach i schematach, przejście to przedstawiane jest liniowo, co jest oczywiste przy uwzględnieniu skali mapy lub schematu. W rzeczywistości linia ta obrazuje pewnej szerokości strefę przejścia jednego piętra roślinnego w drugie i nie przebiega na jednakowej wysokości. Modyfikacje przebiegu tej granicy, zależne od rzeźby terenu, były dostrzeżone już przez B. Kotulę (1889-90). Inne czynniki, powodujące zróżnicowanie wysokości przebiegu granicy między piętrami roślinności to topo- i mikroklimat, czynniki edaficzne, biotyczne a także antropogeniczne. Z powodu wielowiekowego wpływu pasterstwa na górną granicę lasu oraz górną granicę zasięgu kosodrzewiny często trudno jest ustalić klimatyczne granice pięter roślinnych na podstawie aktualnego zasięgu zbiorowiska zonalnego (Holtmeier 1989).

Szerokość strefy przejścia może nie być uwzględniana przy opracowaniach kartograficznych w skalach przeglądowych, stanowi jednak problem w skali szczegółowej (Kozłowska 1999). Problem ten znalazł także odzwierciedlenie w opraco-

waniu S. Balcerkiewicza (1984), który opisał subalpejską postać murawy alpejskiej, charakteryzującą się udziałem gatunków niższych położeń górskich i mniejszą liczbą gatunków piętra alpejskiego.

Opracowanie niniejsze, wykonane na podstawie materiałów z transektów przeprowadzonych w Dolinie Gąsienicowej, ma na celu:

- zbadanie szerokości strefy przejścia między piętrzem subalpejskim i alpejskim,
- określenie struktury roślinności tej strefy,
- określenie modelu strefy przejścia (przejście ma charakter ostry, płynny czy wielostopniowy),
- zbadanie możliwości wyznaczenia podpięter roślinności.

Analiza strefy przejścia dokonywana jest na podstawie pionowego zasięgu gatunków roślin, zasięgu zbiorowisk roślinnych oraz lokalnych agregacji gatunków.

2. OBIEKT BADAŃ I METODY

W górnej partii Doliny Gąsienicowej (ryc. 1.) wyznaczono 2 transekty: na północnych stokach Beskidu i na wschodnich stokach Uhrocia Kasprowego. Wybrano te partie stoków, które na skutek pasterskiej działalności człowieka pozbawione zostały zupełnie kosodrzewiny. Chodziło o to, aby występowanie lub brak zarośli kosodrzewiny nie zaważyło na wyniku badań w sytuacji, gdy wiadomo, że górna jej granica od dawna nie ma charakteru naturalnego. Podstawą wniosku o strefie przejścia między piętrami klimatyczno-roślinnymi były więc gatunki krzewinek, traw i bylin a także rośliny zarodnikowe, których zasięgi pionowe nie były uwarunkowane antropogenicznie. Transekty prowadzone były wypukłymi partiami stoku aby wyeliminować duże obszary nisz niwalnych jako miejsc o specyficznym, chłodniejszym mikroklimacie.

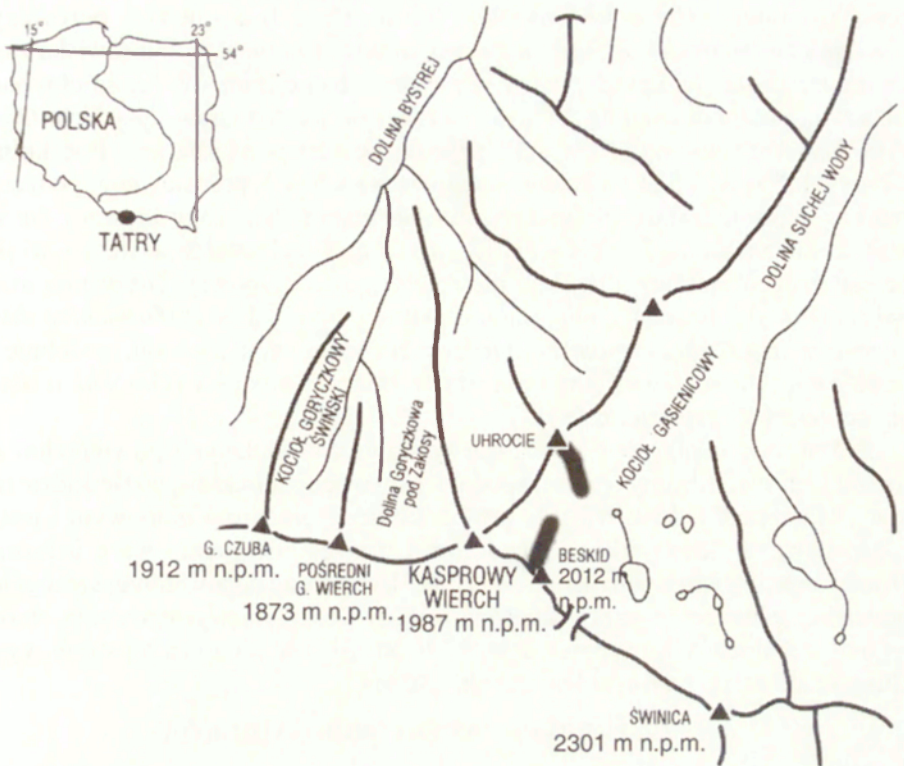
Zdjęcia fitosocjologiczne wykonywano według metody szkoły środkowo-europejskiej Brauna-Blanqueta w odstępach co 20-30 m różnicy wysokości, mierzonej wysokościomierzem, w jednorodnych płatach zbiorowisk. Transekty rozpoczynały się na dolnych wypłaszczeniach stoku na wysokości 1720 m n.p.m. w przypadku Uhrocia Kasprowego i 1730 m n.p.m. w przypadku Beskidu, a kończyły się pod skalistą kulminacją Beskidu na wysokości 2000 m n.p.m. oraz pod kulminacją Uhrocia Kasprowego na wysokości 1840 m n.p.m. Transekty różniły się zakresem wysokości względnych, transekt na Uhrociu obejmował tylko 120 m, zaś transekt na Beskidzie 270 m różnicy wysokości. Transekt na Beskidzie miał ekspozycję północną, na Uhrociu – południowo-wschodnią zmieniającą się na wschodnią. Zdjęcia wykonane zostały w sierpniu 1996 roku.

Oznaczenia mszaków dokonała dr Anna Rusińska, śluzowców – dr Maria Koźlicka, porostów – dr Janina Zielińska.

Zdjęcia zgromadzone zostały w 2 tabelach, osobno dla każdego transektu. Określono typ każdego zbiorowiska roślinnego biorąc za podstawę opracowanie S. Balcerkiewicza (1984).

Przeanalizowano dla obu badanych transektów zmiany wraz ze wzrostem wysokości n.p.m. liczby gatunków należących do następujących grup syntaksonomicznych:

- muraw bliźniczkowych (*Eu-Nardion*, *Nardo-Callunetea*) oraz traworośli (*Calamagrostion*, *Betulo-Adenostyletea*),
- borówczysk (*Rhododendro-Vaccinion*, *Vaccinio-Piceetea*),



Ryc. 1. Lokalizacja obszaru badań
Location of the study area

– muraw alpejskich (*Oreochloa distichae-Juncetum trifidi*, *Caricetea curvulae*) i wyleżysk (*Salicetea herbaceae*).

Zależność przedstawiono w postaci logarytmicznych krzywych regresji.

Do dalszej analizy użyto tylko tych gatunków, które nie należały do sporadycznych i miały określoną wymowę siedliskową (najczęściej były to gatunki charakterystyczne jednostek syntaksonomicznych o wyraźnej specyfice wysokościowej). Na ich podstawie wyznaczono podjednostki w obrębie pięter wysokościowych i strefę przejścia oraz określono ich zakres wysokości n.p.m.

3. ANALIZA WYNIKÓW

3.1. STREFA PRZEJŚCIA WYZNACZANA NA PODSTAWIE ZBIOROWISK ROŚLINNYCH

Zdjęcia fitosocjologiczne wykonane na Uhrociu Kasprowym i Beskidzie zgromadzono w tabelach 1 i 2.

Oba transekty rozpoczynają się powypasowym zbiorowiskiem ze śmiąłkiem pogiętym (*Deschampsia flexuosa*) na wypłaszczeniach u podnóży stoków. Zbiorowisko to przechodzi ku górze w kompleks przestrzeny ze zbiorowiskami bliźniczkowymi

tw. "psiarami" (*Hieracio-Nardetum*) lub na Beskidzie - psiar z borówczyskami "*Vaccinietum myrtilli*". Zbiorowiska te są uważane za typowe zbiorowiska zastępcze na miejscu wyciętej kosodrzewiny w piętrze subalpejskim. Wyżej na obu badanych transektach rozpoczynają się zbiorowiska zaliczane już do muraw alpejskich (*Oreochloa distichae-Juncetum trifidi*) w subalpejskiej postaci powypasowej. Pod kulminacją Uhrocia (1851 m n.p.m.) ustępują one miejsca suchemu, porostowemu podzespołowi murawy alpejskiej (*Oreochloa distichae-Juncetum trifidi cetrarietosum*). Na stokach wyższego znacznego Beskidu (2012 m n.p.m.) wykształcają się na większych przestrzeniach murawy alpejskie, głównie w postaci typowej (*Oreochloa distichae-Juncetum trifidi typicum*), miejscami w postaci wyleżyskowej (*Oreochloa distichae-Juncetum trifidi salicetosum herbaceae*). Na kulminacji Beskidu, podobnie jak na kulminacji Uhrocia, występuje porostowa murawa alpejska (*Oreochloa distichae-Juncetum trifidi cetrarietosum*).

Biorąc pod uwagę przynależność typologiczną badanych powierzchni na obu transektach stwierdzamy ogromne podobieństwo obu transektów, na Beskidzie murawa alpejska zajmuje jednak większą powierzchnię w przekroju pionowym i jest silniej zróżnicowana. Identyfikacja zespołów i podzespołów dała więc informację o zróżnicowaniu piętrowym roślinności i umożliwiła, przy odpowiedniej szczegółowości podziału, uchwycenie strefy przejścia między obszarem występowania zbiorowisk typowo subalpejskich i typowo alpejskich. Rozpiętość pionowa tej strefy wynosi na Uhrociu ok. 60 m, na Beskidzie zaś ok. 130 m.

3.2. PIONOWE ZASIĘGI GRUP GATUNKÓW

Na podstawie tabel 1 i 2 wyodrębnione zostały 3 grupy gatunków, związanych z jednostkami syntaksonomicznymi, które mają swoje optima występowania w określonych piętrach wysokościowych. Zależność liczby gatunków należących do wyróżnionych grup, od wysokości nad poziom morza, przedstawiono na rycinie 2. Uwidaczniają się różnice w położeniu wysokościowym obu badanych obiektów.

Na Uhrociu stopniowo maleje liczba gatunków muraw bliźniczkowych i traworośli, nie osiągając jeszcze poziomu zerowego na wysokości 1840 m n.p.m. Ze wzrostem wysokości rośnie liczba gatunków muraw alpejskich, których dolna granica zasięgu dopiero się rozpoczyna. Współczynniki korelacji wynoszą odpowiednio 0,52 i 0,43, co wskazuje na średnio istotny związek wysokości n.p.m. z występowaniem badanych grup gatunków. W rozpatrywanym zakresie wysokości nie jest obserwowana istotna zmiana liczby gatunków borówczysk (przebieg krzywej jest prawie równoległy do osi x, współczynnik korelacji $r=0,22$) co wskazuje na to, że górne granice ich zasięgu leżą ponad kulminacją Uhrocia Kasprowego.

Na Beskidzie liczba gatunków muraw bliźniczkowych i traworośli stopniowo maleje i przed kulminacją Beskidu osiąga zero. Wyżej gatunki te już nie występują. W przypadku stoków Beskidu, przewyższającego Uhrocie o ok. 160 m, obserwowane jest także stopniowe zmniejszanie się liczby gatunków borówczysk, choć nie została osiągnięta ich górna granica zasięgu. Wyraźny wzrost liczby gatunków zauważa się także w przypadku gatunków muraw alpejskich i wyleżysk śnieżnych (klasa *Caricetea curvulae* i *Salicetea herbaceae*). Z perspektywy danych dotyczących wysokości Beskidu można wnioskować, że wzrost ten jeszcze nie ulega zahamowaniu ani spowolnieniu.

Tabela 1. Zróznicowanie zbiorowisk roślinnych transektu na Uhrociu Kasprowym

numer kolejny		1	2	3	4	5	6	7
wysokość npm.		1720	1740	1755	1740	1800	1820	18
ekspozycja			SSE	SE	EES	EES	EES	40
nachylenie			10	15	20	25	15	E
zwarcie warstwy c [%]		100	95	100	100	95	80	5
zwarcie warstwy d [%]			5	5	+	5	10	70
ziemia, żwir [%]						+	10	50
<i>Vaccinium myrtillus</i>	VP	1	2	2	2	1	1	
<i>Homogyne alpina</i>	VP	1	+	+	1	+		+
<i>Calluna vulgaris</i>	VP		2	+	2		2	
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	VP		1	1	1		+	1
<i>Pinus mugho</i>	VP						+	+
<i>Picea excelsa</i>	VP				+			
<i>Juniperus nana</i>	VP				+			
<i>Pleurozium schreberi</i>	VP							+
<i>Nardus stricta</i>	NC	2	2	2	3	3		
<i>Geum montanum</i>	NC	+		+	+	+		
<i>Potentilla aurea</i>	NC			+	+			
<i>Hypochoeris uniflora</i>	NC				r	r		
<i>Luzula sudetica</i>	NC	+						
<i>Leucorchis albida</i>	NC				+			
<i>Solidago alpina</i>	BA	1	+	+	+	+		
<i>Luzula nemorosa erythranthema</i>								
<i>Hieracium lachenalii</i>	BA		+	1	1	+		
<i>Gentiana punctata</i>	BA		+					
<i>Veratrum lobelianum</i>	BA			+				
<i>Carex sempervirens</i>	BA				(+)			1
<i>Hieracium alpinum</i>	Cc	2	1	1	2	2	1	+
<i>Agrostis rupestris</i>	Cc	+	+	+	+		+	
<i>Juncus trifidus</i>	Cc	1		(+)	2	1	2	3
<i>Avenastrum versicolor</i>	Cc		+	+	+	1	3	+
<i>Campanula alpina</i>	Cc	+			+	+	1	1
<i>Festuca supina</i>	Cc	+	+			+		
<i>Pulsatilla alpina</i>	Cc	+				+	+	+
<i>Oreochloa disticha</i>	Cc	+	+		+			3
<i>Thamnotia vermicularis</i>	Cc						1	+
<i>Deschampsia flexuosa</i>	Cc							1
<i>Mutellina purpurea</i>		3	3	2	2	3	3	
<i>Cetraria islandica</i>		2	+	+	+	+	+	3
<i>Cladonia furcata</i>			1	1			2	+
<i>Polytrichastrum alpinum</i>			+			+	+	1
<i>Campanula polymorpha</i>						+	1	
<i>Cladina mitis</i>			+	(+)				+
<i>Anthoxanthum alpinum</i>							+	
<i>Sempervivum montanum</i>		+						
<i>Gentiana asclepiadea</i>			+					
<i>Polygonum bistorta</i>				+				
<i>Cetraria cuculata</i>				(+)				+
<i>Cladonia coccifera</i>							+	+
<i>Polytrichastrum longisetum</i>							+	
<i>Placynthiella oligotropha</i>							+	
<i>Alectoria ochroleuca</i>							+	2
<i>Cladonia uncialis</i>								+
<i>Polytrichum commune</i>								+
<i>Pohlia nutans</i>								+

Objaśnienia:

1. Zbiorowisko z *Deschampsia flexuosa*, 2. *Hieracio-Nardetum* x zbior. z *Deschampsia flexuosa*, 3. *Hieracio-Nardetum* x zbior. z *Deschampsia flexuosa*, 4. *Hieracio-Nardetum* x zbior. z *Deschampsia flexuosa*, 5. *Oreochloa distichae-Juncetum trifidi subalpejska* postać powypasowa, 6. *Oreochloa distichae-Juncetum trifidi subalpejska* postać powypasowa, 7. *Oreochloa distichae-Juncetum trifidi cetrarietosum*

VP – *Vaccinio-Piceetea*, NC – *Nardo-Callunetea*, BA – *Betulo-Adenostyletea*, Cc – *Caricetea curvulae*

Tabela 2. Zróżnicowanie zbiorowisk roślinnych transektu na Beskidzie

nr kolejny		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
wysokość npm.		1730	1750	1770	1790	1810	1830	1855	1890	1920	1950	1980	2000
ekspozycja		N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
nachylenie		5	10	15	15	30	15	25	20	35	35	35	20
zwarcie warstwy c [%]		80	95	90	100	90	100	75	80	70	80	60	40
zwarcie warstwy d [%]		30	10	10	+	20	10	40	40	30	30	50	60
kamienie [%]				+	+	5		5	5	15	10		5
żwir [%]											10		
<i>Homogyne alpina</i>	VP	1	1	+	1	+	1	1	+	1	2	1	+
<i>Vaccinium myrtillus</i>	VP	2	3	1	2	2	1	1	1	+	+0		
<i>Vaccinium uliginosum</i>	VP		1	2	+	3	+	2	4	+			
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	VP	+	+		+			1		+		+	
<i>Pleurozium schreberi</i>	VP		+			+	+	1	+		+	+	+
<i>Empetrum hermaphroditum</i>	VP												
<i>Calluna vulgaris</i>	VP			1									
<i>Nardus stricta</i>	NC	2	2	+	1		1						
<i>Geum montanum</i>	NC	+			(+)		+						
<i>Luzula sudetica</i>	NC	+					+						
<i>Potentilla aurea</i>	NC	+								+			
<i>Lycopodium alpinum</i>	NC				+			+					
<i>Hypochaeris uniflora</i>	NC				+								
<i>Solidago alpina</i>	BA	+	+	+			(+)			(+)			
<i>Gentiana punctata</i>	BA	+			+						+		
<i>Juncus trifidus</i>	Cc	+	1	2	2	2	2	2	1	2	2	3	2
<i>Hieracium alpinum</i>	Cc	1	1	+	1	+	1	1	1	+	+	+	+
<i>Campanula alpina</i>	Cc	+	+	1	1	2	+	2	1	2	1	1	2
<i>Oreochloa disticha</i>	Cc		+	1	1	1	+	1	+	1	1	2	1
<i>Agrostis rupestris</i>	Cc	2	1	2	3	2	2	2	1	2	2	2	
<i>Carex sempervirens</i>	Cc	+		2	1	1	1	+	+	1	1		
<i>Lycopodium selagof. imbricatum</i>	Cc			+	+	+		+	+	+	+	+	+
<i>Primula minima</i>	Cc								+	+	+	+	+
<i>Avenastrum versicolor</i>	Cc		+	+	+	(+)					+		
<i>Pulsatilla alpina</i>	Cc					+	(+)			+			
<i>Festuca supina</i>	Cc									+			+
<i>Thamnia vermicularis</i>	Cc											+	1
<i>Gentiana frygida</i>	Cc											+	+
<i>Luzula spadicosa</i>	Sh	1			(+)		+	+			1	+	+
<i>Doronicum clusii</i>	Sh								1			3	2
<i>Tanacetum alpinum</i>	Sh									+	(+)	+	1
<i>Salix herbacea</i>	Sh								2				+
<i>Cetraria islandica</i>			1	1	+	2	1	2	+	1	1	2	4
<i>Mutellina purpurea</i>		1	+	+	1	+	+	+	+	1	1	+	+
<i>Polytrichastrum alpinum</i>		2	+	+		+	+	1	1	2	1	3	2
<i>Deschampsia flexuosa</i>		3	1	1	2	1	3	1	+	1	2		
<i>Polytrichum strictum</i>		+				+		+	+	+		1	
<i>Polytrichum commune</i>		+	+					+	+			+	
<i>Sphagnum russowii</i>		1				+		1				1	
<i>Polygonum bistorta</i>		+										+	+
<i>Polygonum viviparum</i>			1	+								+	+
<i>Cladonia furcata</i>						+			+	+		+	+
<i>Anthoxanthum alpinum</i>							+						
<i>Cladonia sp.</i>						+							
<i>Barbilophozia floerkei</i>							+	+					
<i>Cladonia arbuscula</i>									+				
<i>Sphagnum capillifolium</i>			+										
<i>Pogonatum urnigerum</i>						+							
<i>Dicranum scoparium</i>							+						
<i>Polytrichastrum longisetum</i>							+						
<i>Sphagnum compactum</i>									1				
<i>Cladonia coccifera</i>										+			
<i>Lophozia ventricosa</i>										+			
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>											+		
<i>Lophozia cfr wenzelii</i>											+		
<i>Scapania curta</i>											+		
<i>Ptilidium ciliare</i>												+	
<i>Racomitrium lanuginosum</i>												+	
<i>Lophozia obtusa</i>												+	
<i>Sanonia uncinata</i>													+
<i>Hylocomium splendens</i>													+
<i>Cladonia squamata</i>													+

Objaśnienia:

1. Zbiorowisko z *Deschampsia flexuosa*, 2. "Vaccinietum myrtilli" X *Hieracio-Nardetum*, 3. *Oreochloo distichae-Juncetum trifidi* subalpejska postać powypasowa, 4. *Oreochloo distichae-Juncetum trifidi* subalpejska postać powypasowa, 5. *Oreochloo distichae-Juncetum trifidi* subalpejska postać powypasowa, 6. *Oreochloo distichae-Juncetum trifidi* subalpejska postać powypasowa, 7. *Oreochloo distichae-Juncetum trifidi* subalpejska postać powypasowa, 8. *Oreochloo distichae-Juncetum trifidi* salicetosum herbaceae, 9. *Oreochloo distichae-Juncetum trifidi typicum*, 10. *Oreochloo distichae-Juncetum trifidi typicum*, 11. *Oreochloo distichae-Juncetum trifidi typicum*, 12. *Oreochloo distichae-Juncetum trifidi cetrarietosum*, VP – *Vaccinio-Piceetea*, NC – *Nardo-Callunetea*, BA – *Betulo-Adenostyletea*, Cc – *Caricetea curvulae*, Sh – *Salicetea herbaceae*

Badane zależności są istotne statystycznie, a współczynniki korelacji wynoszą kolejno: dla muraw alpejskich 0,89, dla muraw subalpejskich 0,65, dla borówczysk 0,79.

Obraz zróżnicowania układów roślinnych w strefie przejścia między piętrzem subalpejskim a alpejskim na badanym obszarze przedstawiony jest w tabeli 3. Zostały w niej uwzględnione tylko gatunki o klasie stałości II-IV (a więc z wyłączeniem sporadycznych a także powszechnych na badanym obszarze) i osiągające górną lub dolną granicę zasięgu. Połączono tu dane z Uhrocia i Beskidu ustawiając je jedno pod drugim wg kryterium kombinacji gatunków, a nie ściśle wg wysokości n.p.m. Pozwoliło to uwzględnić przesunięcie granicy pięter roślinności związanego z ekspozycją.

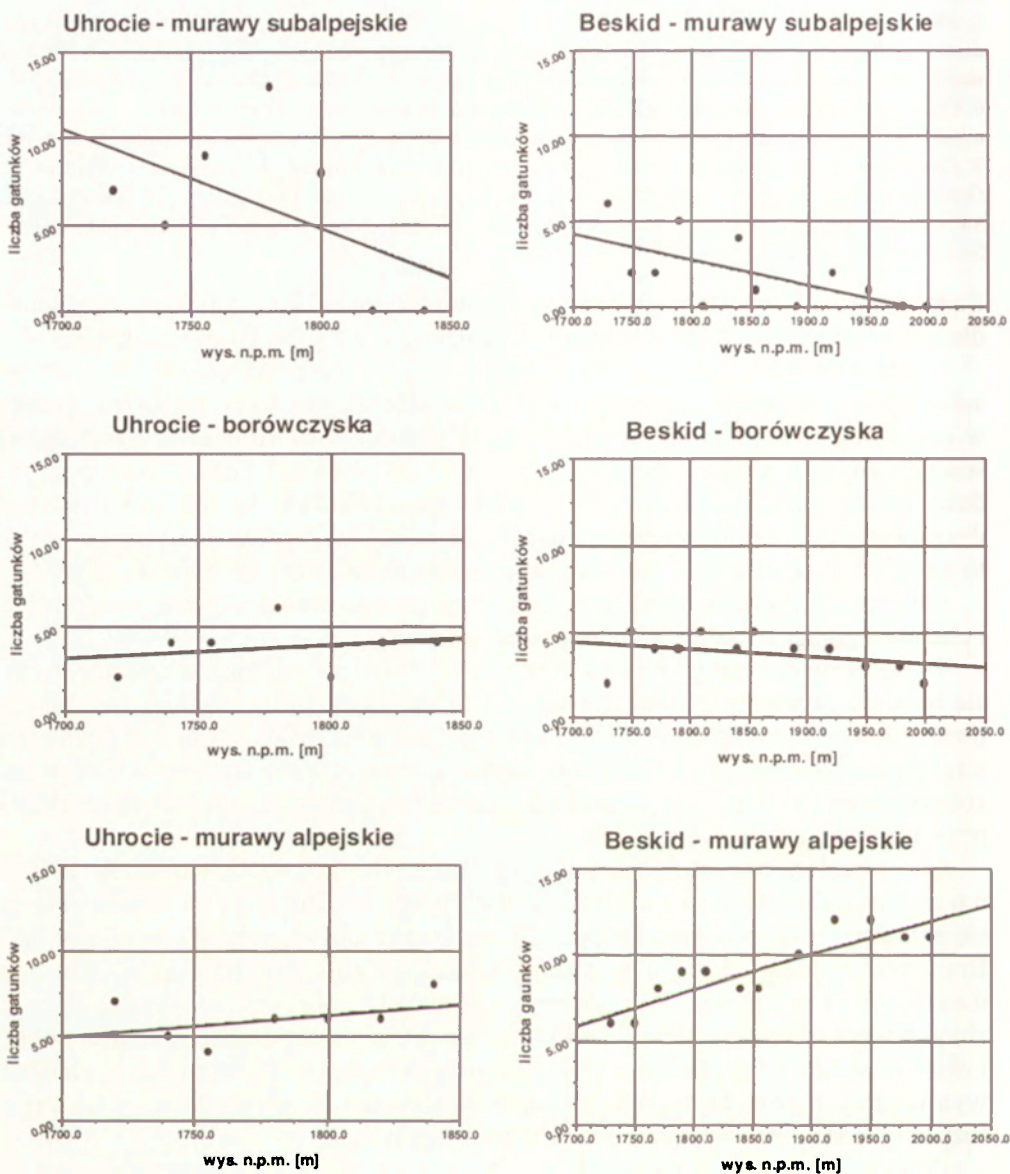
Otrzymany w wyniku tego zestawienia obraz zróżnicowania pionowego roślinności i charakterystyka wyróżnionych jednostek są następujące:

Piętro subalpejskie sięga do wysokości ok. 1730 m n.p.m. na Uhrociu i charakteryzuje się brakiem gatunków muraw alpejskich: situ skuciny (*Juncus trifidus*) oraz boimki dwurzędowej (*Oreochloa disticha*). Panujące tam zbiorowisko roślinne ze śmiałkiem pogiętym (*Deschampsia flexuosa*) zajmuje wypłaszczenia podstokowe i jest zbiorowiskiem zastępczym na siedlisku zarośli kosodrzewiny, powstałym na skutek prowadzonego tam dawniej wypasu.

Górna część piętra subalpejskiego, sięgająca na Uhrociu do wysokości ok. 1810 m n.p.m. a na północnych stokach Beskidu do wysokości 1760 m n.p.m. charakteryzuje się przewagą gatunków psiar i traworośli oraz dominacją ich pokrywania (2-3 w skali Brauna-Blanqueta). Liczba gatunków wyższych położen (sit skucina, boimka dwurzędowa) jest mniejsza i wykazują one znikome pokrywanie. Występujące tu zbiorowiska roślinne to psiary (*Hieracio-Nardetum*), borówczyska (*Vaccinietum myrtilli*) i zbiorowiska śmiałka pogiętego (*Deschampsia flexuosa*) ze sporadycznym udziałem wymienionych powyżej gatunków piętra alpejskiego. U górnej granicy tej strefy rozpoczyna się już subalpejska postać muraw alpejskich.

Powyżej górnej części piętra subalpejskiego rozciąga się właściwa strefa przejścia, sięgająca do ok. 1870 m n.p.m. na Beskidzie (Uhrocie nie osiąga już tej wysokości). Strefę tę cechuje podobny udział gatunków z obu analizowanych grup wysokościowych, tak że żadna z nich nie ma widocznej przewagi. Występuje w niej powypasowy, subalpejski podzespół murawy alpejskiej (*Oreochloo distichae-Juncetum trifidi*), której górna granica zasięgu w zasadzie pokrywa się z górną granicą strefy przejścia.

Powyżej 1870 m n.p.m. do 1965 m n.p.m. na Beskidzie przeważają gatunki muraw alpejskich i wyleżysk śnieżnych, zarówno pod względem zarówno liczby gatunków jak i stopnia pokrywania, ale ciągle jeszcze występują gatunki niższych położen. W obszarze tym, który można uznać za dolną część piętra alpejskiego kończy się górna granica występowania borówki czernicy (*Vaccinium myrtillus*). Gatunek ten w górach



Ryc. 2. Zależność liczby gatunków z wyróżnionych grup ekologicznych od wysokości n.p.m.
Relationship between the number of species in the identified ecological groups and altitude a.s.l.

Skandynawii odgrywa podobną rolę wskaźnikową, określając górny zasięg dolnej części piętra alpejskiego (Eurola, Virtanen 1991). Zbiorowiskiem występującym powyżej 1870 m n.p.m. jest już murawa alpejska (*Oreochloa distichae-Juncetum trifidi*) w podzespołach typowym, wyleżyskowym i porostowym.

Piętro alpejskie bez udziału gatunków niższych położen rozpoczyna się na Beskidzie powyżej wysokości 1965 m n.p.m.

Tabela 3. Struktura piętrowa roślinności badanych obiektów

		piętro sub- alpejskie	piętro subalpejskie górną część					strefa przejścia		piętro alpejskie dolna część	piętro alpejskie
Uhrocie Kasprowe											
wysokość npm. ekspozycja		1720	1740	1755	1740	1800	1820	1840			
			SSE	SE	EES	EES	EES	E			
<i>Deschampsia flexuosa</i>		3	3	2	2	3	3	1			
<i>Vaccinium myrtillus</i>	VP	1	2	2	2	1	1				
<i>Nardus stricta</i>	NC	2	2	2	3	3					
<i>Solidago alpina</i>	BA	1	+	+	+	+					
<i>Luzula nemorosa erythranthema</i>	BA		+	1	1	+					
<i>Juncus trifidus</i>	Cc		+	+	+	1	3	3			
<i>Oreochloa disticha</i>	Cc						1	3			

Beskid		Beskid											
wysokość npm. ekspozycja		1730	1750	1770	1790	1810	1830	1855	1890	1920	1950	1980	2000
		N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
<i>Deschampsia flexuosa</i>		3	1	1	2	1	3	1	+	1	2		
<i>Vaccinium myrtillus</i>	VP	2	3	1	2	2	1	1	1	+	+o		
<i>Nardus stricta</i>	NC	2	2	+	1		1						
<i>Solidago alpina</i>	BA	+	+	+			(+)			(+)			
<i>Juncus trifidus</i>	Cc	+	1	2	2	2	2	2	1	2	2	3	2
<i>Oreochloa disticha</i>	Cc		+	1	1	1	+	1	+	1	1	2	1
<i>Lycopodium selago f. imbricatum</i>	Cc			+	+	+		+	+	+	+	+	+
<i>Primula minima</i>	Cc								+	+	+	+	+
<i>Doronicum clusii</i>	Sh								1	2	1	3	2
<i>Tanacetum alpinum</i>	Sh									+	(+)	+	1

Objaśnienia:

VP – *Vaccinio-Piceetea*, NC – *Nardo-Callunetea*, BA – *Betulo-Adenostyletea*, Cc – *Caricetea curvulae*

Sh – *Salicetea herbaceae*

Choć ostatnim elementem obu transektów na kulminacjach jest porostowa murawa alpejska (*Oreochloa distichae-Juncetum trifidi cetrarietosum*), uwarunkowana specyficznymi warunkami siedliskowymi, które panują w partiach przygraniowych (silne wiatry, skąpa pokrywa śnieżna, ograniczona wilgotność gleby), to obecność lub brak gatunków niższych położań jest kryterium zakwalifikowania obu powierzchni do różnych jednostek wysokościowych.

4. PODSUMOWANIE WYNIKÓW

Przeprowadzone badania pozwoliły wyznaczyć strefę przejścia między subalpejskim i alpejskim piętnem roślinności. Strefa ta nie jest jednolita, ma charakter pasowy. Jeśli za kryterium przyjąć współwystępowanie gatunków z dwóch grup przeciwstawnych pod względem optimum ekologicznego, to strefa ta rozciąga się na wysokość ok. 300 m. Uwzględniając liczbę gatunków i ich obfitość można wydzielić 3 pasy, właściwa strefa przejścia zajmuje nieco ponad 100 m różnicy wysokości w pionie i zajmuje położenie pośrodku całej strefy przejścia w szerokim rozumieniu tego pojęcia. Poszczególne elementy strefy przejścia mają więc różnicę wysokości około 100 m w pionie, co według M. Hessa (1965) odpowiada różnicy klimatu 0,5°C. Różnica w wysokości bezwzględnej, związana z ekspozycją stoku wynosi w przypadku stoków północnych i wschodnich ok. 50 m.

M. Hess (1965) przyjmuje jako kryterium granicy między piętnami klimatycznymi średnią wieloletnią izotermę roku, z którą związany jest cały kompleks warunków klimatycznych. Ta sama izoterma występuje w różnych latach na innej wysokości n.p.m. a wraz z nią następuje przemieszczanie się w górę i w dół po stoku całej gamy warunków klimatycznych w różne części stoku górskiego, ograniczone zakresem amplitudy tej izotermy. Natomiast pod względem przystosowania roślin do warunków siedliskowych jest to strefa, w której gatunki niższych położań są na granicy możliwości egzystencji. Powyżej tej strefy ich występowanie nie jest już możliwe.

W świetle uzyskanych wyników można udzielić bardziej wyczerpującej odpowiedzi na pytanie postawione dawniej przez autorkę niniejszego opracowania (Kozłowska 1995). Pytanie to brzmiało: czy widoczne w Tatrach piętnowe zróżnicowanie roślinności, bardziej szczegółowe niż uznany od dawna podział na piętra wysokościowe, nie jest wynikiem antropogenicznego obniżenia pionowego zasięgu gatunków drzewiastych, takich jak np. kosodrzewina? Wydaje się, że problem przedstawia się następująco. Zaostrzenie się warunków klimatycznych wraz ze wzrostem wysokości nad poziom morza jest czynnikiem ograniczającym występowanie gatunków niższych położań, nie przystosowanych do takiego klimatu. Stąd też nie należy oczekiwać, aby górna granica strefy przejścia między piętnami klimatyczno-roślinnymi mogła podlegać wpływom antropogenicznym, związanym z wypasem. Usunięcie kosodrzewiny u górnej granicy zasięgu, czyli w dolnej części strefy przejścia między piętnem subalpejskim i alpejskim, stworzyło natomiast warunki dla rozwoju gatunków światłolubnych, jak np. gatunki muraw. Dlatego można przypuszczać, że usunięcie kosodrzewiny przyczyniło się do szerszego rozprzestrzenienia gatunków muraw alpejskich także poniżej ich zasięgu pionowego. Czynnikiem ograniczającym ich dalszą migrację w dół są stosunki konkurencyjne z innymi gatunkami. Tak więc dolna granica aktualnie obserwowanej strefy przejścia może mieć charakter antropogeniczny i przebiegać niżej,

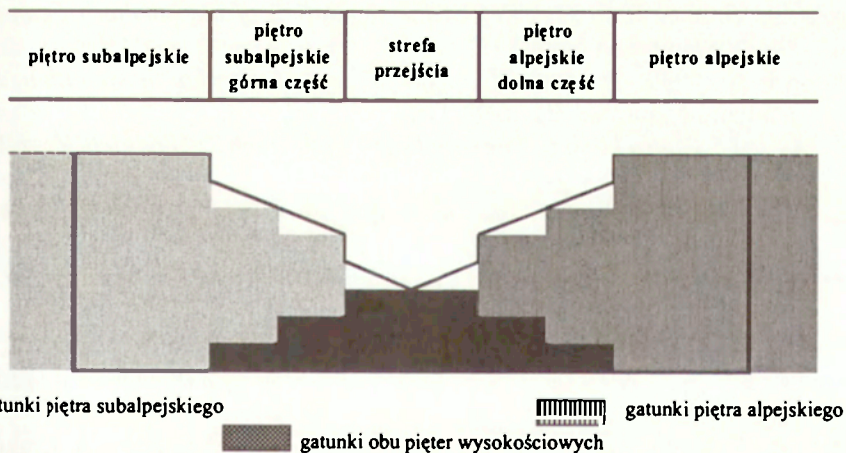
niż wystąpiłoby to w przypadku występowania naturalnego zasięgu kosodrzewiny. Powyższe stwierdzenie dotyczy wyłącznie górnej części piętra subalpejskiego, z występującymi tam gatunkami piętra alpejskiego, nie zaś całego obszaru antropogenicznie pozbawionego kosodrzewiny.

Ogólny model analizowanej strefy przejścia między piętrzem subalpejskim i alpejskim zależy od przyjętych kryteriów. Odzwierciedla się tu w pełni problem istniejący w teorii struktury roślinności, czyli spór o *continuum* i *discontinuum* szaty roślinnej. Z punktu widzenia pionowych zasięgów gatunków jest to model przejścia płynnego według koncepcji *continuum*, która przyjmuje indywidualistyczne rozmieszczenie gatunków, warunkowane przez czynniki środowiskowe (Gleason 1939). Biorąc pod uwagę lokalne kombinacje gatunków, związanych z gradientem środowiska przyrodniczego, a więc bazując na koncepcji *discontinuum* (Austin 1987) mamy do czynienia z wielostopniowym modelem strefy przejścia (ryc. 3). Model ten jest znacznie bardziej przydatny do opisu jakościowych zmian roślinności wzdłuż gradientu klimatycznego w górach niż model *continuum*.

Przeprowadzone badania dostarczyły bardziej szczegółowych kryteriów do wydzielenia jednostek wysokościowych. Dotychczas określono jedynie kryteria wyróżniania pięter roślinności. Były nimi zbiorowiska przewodnie. Podstawą wydzielenia jednostek niższej rangi są lokalne skupienia gatunków o wyraźnej wymowie wysokościowej. Charakterystyka ta mogłaby być wzmocniona przez udział specyficznych zbiorowisk małopowierzchniowych, choć niniejsza praca nie dostarczyła na to dowodów.

Spośród wyróżnionych na podstawie tego opracowania podjednostek wysokościowych jedynie środkowy pas strefy przejścia ma dobrą charakterystykę fitosocjologiczną. Charakterystykę tę stanowi subalpejska powypasowa postać murawy alpejskiej. Skłania to do uznania jako strefę przejścia *sensu stricto* jedynie części środkowej i zaliczania pozostałych jednostek szeroko ujętej strefy przejścia odpowiednio jako górną część piętra subalpejskiego i jako dolną część piętra alpejskiego.

Takie ujęcie zjawiska piętrowości pozwala na wydzielenie podpięter (dolna, środkowa i górna część piętra roślinności), podobnie jak w Alpach (Ellenberg 1978).



Ryc. 3. Model strefy przejścia (ekotonu)

A model of the ecotone zone

Należy przy tym zwrócić uwagę, że istnienie właściwej strefy przejścia, która nie należy ani do jednego ani do drugiego piętra, uniemożliwia jednoznaczne postawienie granicy liniowej między piętrami. Jest to szczególnie widoczne przy opracowaniach w bardzo szczegółowych skalach.

5. WNIOSKI

1. Na podstawie grup gatunków o walorze wysokościowym możliwe jest zróżnicowanie pięter klimatyczno-roślinnych na podjednostki i wyodrębnienie obszaru o mieszanym charakterze roślinności. Odpowiada to wielostopniowemu modelowi strefy przejścia.
2. Strefa przejścia między obszarem o roślinności typowo subalpejskiej a obszarem o roślinności typowo alpejskiej wynosi ok. 300 m. różnicy w zasięgu pionowym, w tym na ok. 100 m występuje roślinność o cechach mieszanych, bez dominacji żadnego z typów. Oznacza to, że strefa przejścia w szerokim sensie rozgrywa się przy różnicy średniej temperatury rocznej ok. 1,5°C, zaś właściwa strefa przejścia – przy różnicy 0,5°C.
3. Różnica wysokości występowania pięter klimatyczno-roślinnych między północnym a wschodnim stokiem na wypukłych formach terenu wynosi w badanym obszarze 50 m.
4. Antropogeniczne obniżenie górnej granicy kosodrzewiny było czynnikiem powodującym obniżenie zasięgu gatunków wyższych położań, gdzie należy się spodziewać ograniczania ich występowania przez czynniki konkurencji międzygatunkowej.

LITERATURA

- Austin M.P., 1987, *Models for the analysis of species' response to environmental gradients*, Vegetatio, 69, s. 35-45.
- Balcerkiewicz S., 1984, *Roślinność wysokogórska Doliny Pięciu Stawów Polskich w Tatrach i jej przemiany antropogeniczne*, Wyd. Nauk. UAM Poznań, Ser. Biologia, 25, s. 1-191.
- Ellenberg H., 1978, *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*, Ulmer-Stuttgart.
- Eurola S., Virtanen R., 1991, *Key to the vegetation of the northern Fennoscandian fields*, Kilpisjärvi Notes, 12, s. 1-28.
- Gleason H.A., 1939, *The individualistic concept of the plant association*, American Midland Naturalist, 21, s. 92-110.
- Hess M., 1965, *Piętra klimatyczne w polskich Karpatach Zachodnich*, Zesz. Nauk. UJ, Prace Geogr. 44, s. 1-267.
- Hess M., 1966, *Znaczenie średniej temperatury roku dla poznania warunków klimatycznych*. Przegl. Geogr. 38, 1, s. 17-40.
- Holtmeier F.K., 1989, *Ökologie und Geographie der oberen Waldgrenze*, Ber. d. Reinh. Tüxen-Ges. 1, s. 15-45. Göttingen.
- Kornaś J., Medwecka-Kornaś A., 1986, *Geografia roślin*, PWN, Warszawa, 528 ss.
- Kostrowicki A.S., 1999, *Geografia biosfery. Biogeografia dynamiczna łądów*, PWN, Warszawa, 255 s.
- Kotula B., 1889-90, *Rozmieszczenie roślin naczyniowych w Tatrach*, Kraków, Nakł. Wydz. Mat.-Przycz., AU, 512 ss.

- Kozłowska A., 1995, *Vegetational subzones in mountains – a natural or anthropogenic feature?*, [w:] A. Breymeyer (red.), *EURO-MAB IV. Mountain zonality facing global change*, Conf. Papers, 21, IGiPZ PAN Warszawa, s. 87-90.
- Kozłowska A., 1999, *Problemy kartowania roślinności wysokogórskiej w skali szczegółowej (na przykładzie map roślinności Kotła Gąsienicowego i Goryczkowego Świńskiego)*, [w:] A. Kotarba, A. Kozłowska (red.), *Badania geologiczne w otoczeniu Kasprowego Wierchu*, Prace Geogr. IGiPZ PAN, 174, s. 37-44.
- Matuszkiewicz W., 1991, *Szata roślinna*, [w:] Starkel L. (red.), *Geografia Polski. Środowisko przyrodnicze*, PWN, Warszawa, s. 445-494.
- Pawłowski B., 1927, *Podstawy wydzielenia pięter roślinności w Tatrach i Beskidach Zachodnich*, II Zjazd Słow. Geogr. i Etnogr. w Polsce, Sect. 3.
- Pawłowski B., 1972, *Szata roślinna gór polskich*, [w:] W. Szafer, K. Zarzycki, (red.), *Szata roślinna Polski*, t. 2, PWN, Warszawa, s. 189-252.
- Piękoś-Mirkowa H., Mirek Z., 1996, *Zbiorowiska roślinne*, [w:] Z. Mirek (red.), *Przyroda Tatrzańskiego Parku Narodowego*, TPN, Kraków-Zakopane, Tatry i Podtatrze 3, s. 237- 274.

THE VEGETATION OF THE TRANSITION ZONE BETWEEN THE SUBALPINE AND ALPINE BELTS (AS AXEMPLIFIED BY SELECTED OBJECTE IN THE GĄSIENICOWA VALLEY)

Summary

The present study concerns the transition between altitudinal vegetation belts in the mountains. Work was done along vertical transects run in the Gąsienicowa Valley on the northern slope of Beskid and the eastern slope of Uhrocie Kasprowe.

The aims were:

- to determine the width of the transition zone between the subalpine and alpine altitudinal belts,
- to determine the structure of this belt's vegetation,
- to devise of model for the ecotonal zone,
- to study the possibilities for designating altitudinal sub-belts within the vegetation.

Analysis of the transition zone was done in relation to the vertical ranges of plant species and the ranges of plant communities and local aggregations of species, in order that different aspects to the altitudinal differentiation of plant cover might be taken account of.

The work bore fruit in the designation of a transition zone between the subalpine and alpine altitudinal zones of vegetation. This zone is not uniform, but is rather beltlike, extending across a difference in relative altitude of about 300m. Accounting for the number and abundance of species, it was possible to discern 3 belts within the transition zone. The true transition zone occupies a range of altitudes of somewhat more than 100 m and is centrally located within the zone as more broadly conceived. The possibility of identifying vegetational sub-belts on the basis of local combinations of species is indicated. A shifting of the extent of the altitudinal belts with exposure was detected, taking the form of a c. 50m displacement in association with northern or eastern exposures. Taking account of local combinations of species associated with

the gradient in the natural environment, it proved possible to incorporate the transition zone into the multi-tier model.

Adres autora:

Anna Kozłowska

Zakład Geoekologii

Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN

ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa

e-mail: a.kozl@twarda.pan.pl

Zdzisława Wójcik

ROZMIESZCZENIE GATUNKÓW CHARAKTERYSTYCZNYCH SEGETALNEGO ZESPOŁU MAKU PIASKOWEGO *PAPAVERETUM ARGEMONES* NA TERYTORIUM POLSKI

1. WSTĘP

Gdy prowadzi się badania regionalne, a więc obejmujące niewielki obszar, zespół identyfikuje się na podstawie gatunków charakterystycznych, natomiast dzieli na niższe jednostki na podstawie gatunków wyróżniających, związanych z określonymi warunkami siedliskowymi, ściślej z takim lub innym podłożem geologicznym i glebami oraz ich wilgotnością. Gdy jednak ma się do czynienia z tak dużym obszarem jak terytorium Polski, przy tym dalekim od miejsca wyróżnienia zespołu, nie mają znaczenia lokalnosiedliskowe wskaźniki (gatunki wyróżniające), lecz gatunki charakterystyczne, wskazujące czy zespół rozwija się jeszcze na badanym obszarze, czy już jest tam inny zespół.

W czasie moich badań nad zróżnicowaniem florystycznym i regionalnym zbiorowisk segetalnych w Polsce, już pierwsze zestawienia zdjęć zespołu *Papaveretum argemones* ukazały, że nie wszystkie jego gatunki charakterystyczne występują na całym terytorium naszego kraju. Sprawa ta wydała mi się szczególnie ważna, gdy danym mi było prowadzić badania nad roślinnością segetalną Pojezierza Suwalskiego, a więc najdalej na północny wschód wysuniętego krańca Polski. Moją uwagę zwrócił tam przede wszystkim brak przetaczników (*Veronica*) i innych drobnych gatunków tworzących w innych regionach wyraźny aspekt wiosenny. A przecież aspekt wiosenny jest szczególnie cechą zespołu *Papaveretum argemones*.

Zestaw gatunków charakterystycznych *Papaveretum argemones* przyjąłem na podstawie cytowanej w pracy literatury polskiej i zagranicznej oraz zestawionych w trzech tabelach zdjęć z całej Polski. Zestaw ten jest zgodny z ujęciem J. Kornasia (1954) i M. Sychowej (1959). Są to mianowicie gatunki: mak piaskowy *Papaver argemone*, mak wątpliwy *P. dubium*, przetacznik trójlistkowy *Veronica triphyllos*, przetacznik bluszczykowy *V. hederifolia*, rzodkiewnik pospolity *Arabidopsis thaliana*, złoć łąkowa *Gagea pratensis* (i mokrzycznik baldaszkowy *Holosteum umbellatum* występujący w południowej Polsce). Tych gatunków dotyczy niniejsze opracowanie.

Celem pracy jest wyodrębnienie na terenie Polski obszarów, różniących się pod względem zestawu gatunków charakterystycznych zespołu *Papaveretum argemones*.

2. METODY

Dla dokładniejszego przedstawienia rozmieszczenia przestrzennego w Polsce tych gatunków charakterystycznych zestawiałam ich stopnie stałości z tabel reprezentujących różne regiony kraju w trzy tabele zbiorcze, podobnie jak to zrobił W. Rasomawicius (1987). Zestawił on stopnie stałości gatunków charakterystycznych z dostępnej mu literatury polskiej z wynikami własnych badań nad zbiorowiskami segetalnymi, w których występują maki (*Papaver argemone* i *P. dubium*). Obecnie dysponuję niezrównanie większym materiałem dokumentacyjnym i wyniki zestawienia mogą być znacznie dokładniejsze.

3. WYNIKI

Okazało się, że na północy Polski (tab. 1) aż po Pojezierze Olsztyńskie w *Papaveretum argemones* występują z mniejszą lub większą częstotliwością (stałość II-V) wszystkie gatunki charakterystyczne zespołu. Dalej ku wschodowi ustępują przetaczniki (*Veronica triphyllos* i *V. hederifolia*), a przeciw pierwszy z tych gatunków jest w Polsce najpospolitszym z gatunków uczestniczących w wiosennym pojawie obserwowanym w tym zespole. Najdłużej trzyma się *Arabidopsis thaliana*, ale ta może kwitnąć i owocować nie tylko na wiosnę. Wyjątek od tej prawidłowości stanowią zdjecia ze stref przejścia między polami a wyspami leśnymi. Wyspy te występują na małych wywyższeniach, a strefy przyjscia na stokach dobrze wystawionych ku południowi lub południowemu zachodowi. Jest to więc sprawa korzystniejszych niż gdzie indziej warunków cieplnych. Zmieniają się też stosunki ilościowe między makami. Na zachodzie pasa północnego *Papaver argemone* przeważa nad *P. dubium*. Od Wzniesień Elbląskich traci on tę przewagę. Dalej, zależnie od postaci zespołu, ten lub tamten gatunek występuje licznie. Jeszcze dalej na północny wschód, już za naszą granicą państwową (Wzniesienia Sudawskie nieco na płd.-zach. od Wilna) przewaga *P. dubium* nad *P. argemone* jest już wyraźna. A że nie ma przetaczników ani drobnych gatunków wyróżniających zespół, nie ma też tam *Papaveretum argemones*. Zastępuje go *Papaveretum dubii* Rasomawicius 1986.

W pasie dolin środkowopolskich (tab. 2) na zachodzie (Kotlina Gorzowska i jej otoczenie) sytuacja wygląda tak jak na północy Polski. Ku wschodowi, już w Wielkopolsce zaczyna wygasać *Veronica hederifolia* i *Papaver dubium*. Mazowsze jest obszarem, na którym ich brak. *Papaver dubium* jest bardzo rzadkim gatunkiem w omawianym zespole, a *V. hederifolia* trafia się tylko na siedliskach nadrzecznych. Zwykle na polach w bezpośrednim sąsiedztwie małej rzeki, przebijającej się przez głębokie piaski (Świder, Ugoszcz i in.) rozwija się podzespół *gagetosum* z udziałem *V. hederifolia*, natomiast nieco dalej od takiej rzeki wariant z *V. hederifolia*.

Na południu Polski (tab. 3) w *Papaveretum argemones* występuje na ogół z dużą częstotliwością *Veronica hederifolia* (stałość II – V z tym, że wysokie stopnie stałości są znacznie częstsze). Wygasa natomiast *Papaver dubium*. Często nie ma go zupełnie lub osiąga tylko stałość = II, a nawet tylko = s (10%). Na skrajnym południu, w górach, nie ma gleb piaszczystych i nie ma omawianego zespołu.

Ku wschodowi, zespół *Papaveretum argemones* staje się coraz rzadszy. Jeszcze w Anno-polu nad Wisłą zarejestrował go B. Sałata (1965). D. Fijałkowski (1978) w swych

Tabela 1. Gatunki charakterystyczne *Papaveretum argemones* w zdjęciach tego zespołu z północnej Polski

Nr kolejny w tabeli	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29
Region i autor zdjęć	1	2	3	4	5	6	7	8a	8b	8c	9a	9b	9c	10	11	11	12	13	13	14	14	15	15	16	16	17	17	17	18
Liczba gatunków w zdjęciu	9	18	24	16	27	12	14	7	10	10	12	18	12	5	a	b	12	a	b	a	b	a	b	11	9	17	12	43	
<i>Papaver argemone</i>	III	IV	IV	III	V	V	V	V	V	IV	IV	IV	V	4	III	V	V	V	V	IV	IV	4	IV	III	IV	V	V	IV	II
<i>Papaver dubium</i>	II		II	s	III	II	IV	IV	V	IV	V	IV	V	2	IV	II	II	V	II	III	II	4	IV	II	II	III	III	IV	IV
<i>Veronica triphyllos</i>	II		s	II	IV	II	III	III	V	IV	V	IV	II	3	III	III	II	III	IV			5	IV						
<i>Veronica hederifolia</i>	IV	s	I	II	II	II	III	III	IV	IV	V	V	II				III												
<i>Arabidopsis thaliana</i>	II	IV	II	III	V	III	V	V	IV	III	II	III	II	5	II	III	I	I	II	II	III	4	II	II	IV	II	III	I	I
<i>Gagea pratensis</i>													V																
<i>Ornithogallum umbellatum</i>											II																		
<i>Myosotis stricta</i>	IV	IV	IV	III	IV	II	V	V	IV	III	II	IV	IV		III	IV	II	II	V	III				III	II	III			
<i>Erophila verna</i>	I	s	s	I	II	II	IV	IV	IV	IV	II		V	I	II	III	I	IV	IV	s			s						

1. Okolice Szczecina i Pyrzyc – I. Kutyna; 2. Dawny powiat Koszalin – J. Misiewicz; 3. Dawny powiat Słupsk – J. Misiewicz; 4. Dawny powiat Łobez – I. Kutyna; 5. Dawny powiat Wałcz – I. Kutyna; 6. Pojezierze Kaszubskie – H. Passarge; 7. Okolice Kościerzyny – Z. Wójcik; 8. Bory Tucholskie cz. pn.-wsch., – a. Z. Wójcik, – b. K. Szmaja – Zaborski Park Krajobrazowy; c. – K. Szmaja – Zaborski Park Krajobrazowy; 9. Wzniesienia Eiblańskie, – a. K. Szmaja, – b. K. Szmaja, – c. K. Szmaja; 10. Wzniesienia Górówskie – K. Szmaja; 11. Pojezierze Iławskie, – a. Cz. Hałdyński, – b. Cz. Hałdyński; 12. Okolice Kwidzyna – A. Rutkowski; 13. Pojezierze Olsztyńskie, – a. T. Korniak, – b. T. Korniak; 14. Mazurski Park Krajobrazowy, – a. B. Polakowski i T. Korniak; b. – B. Polakowski i T. Korniak; 15. Okolice Jez. Jorzec w Krainie Wielkich Jezior, – a. Z. Wójcik – pola uprawne, – b. Z. Wójcik – skraj wyspy leśnej; 16. Suwalski Park Krajobrazowy, – a. T. Korniak, – b. T. Korniak; 17. Pojezierze Suwalskie – Z. Wójcik, – a. *Papaveretum argemones typicum*, – b. *Papaveretum argemones consolidetosum*, – c. *Medicagini falcatae-Consolidetum regalis papaveretosum dubii*; 18. Wzniesienia Sudawskie – W. Rasomawicius

Tabela 2. Gatunki charakterystyczne zespołu *Papaveretum argemones* na obszarze środkowej Polski

Nr kolejny w tabeli	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36		
Region i autor zdjęć	1	2	3a	3b	3c	3d	4	5	6	7	8a	8b	9a	9b	9c	10	11	12a	12b	12c	13a	13b	13c	14	15	16	17a	17b	18a	18b	19a	19b	20a	20b	20c	21		
Liczba gatunków w zdjeciu	6	23	20	11	20	11	18	31	13	16	7	21	11	22	9	10	20	10	15	5	20	25	20	15	20	5	6	10	15	15	5	10	6	10	22	3		
<i>Papaver argemone</i>	4	III	V	V	V	V	III	III	II	IV	V	V	II	III	IV	V	V	V	V	5	V	V	V	V	V	5	V	III	V	V	5	V	III	II	IV	2		
<i>Papaver dubium</i>	2	II	IV	IV	IV	III	III	I	II	II	II	II	I	I	I	II	II	IV	V	4	II	I	II	III	III	3	III	I	IV	IV	3	III	s	I				
<i>Veronica triphyllos</i>	2		V	IV	V	V	III	IV	V	II	V	IV	V	V	III	V	III	V	V	5	V	V	V	V	V	2	V	V	IV	V	5	V	V	V	IV	3		
<i>Veronica hederifolia</i>	3	II	II	IV	IV	V	V	V	V	V	IV	V	V	IV	V	III	V	V	V	5	IV	IV	IV	I	IV	5	V	IV	V	V	3	III	III	V				
<i>Arabidopsis thaliana</i>	1	IV	IV	IV	V	V	V	III	IV	III	III	II	I	III	I	III	II	V	III	4	IV	V	III	IV	III		IV	III	III	III	2	III	III	I	IV	2		
<i>Gagea pratensis</i>													IV				s	V																				
<i>Ornithogallum umbellatum</i>																																						
<i>Myosotis stricta</i>		III	IV	IV	III	IV	II	III	III	I	II	IV	V	IV	I	III	II	V	I	5	IV	III	V	V	V	5	V	IV	V	V	5	V	V	V	V	3		
<i>Erophila verna</i>		II	IV	IV	IV	V	II	II	III	II	IV	IV	IV	III		II	II	V	III	5	V	V	III	IV	III	5	III	IV	V	V	3	III	V	V	IV	1		

1. Bory Dolnośląskie – zespół z Uniwersytetu Wrocławskiego; 2. Okolice Gorzowa – I. Kutyna; 3. Kotlina Gorzowska – I. Kutyna, – a. *Papaveretum argemones sperguletum* podzespół typowy, – b. *Papaveretum argemones sperguletum* podzespół z *Juncus bufonius*, – c. *Papaveretum argemones typicum* podzespół typowy, – d. *Papaveretum argemones typicum* podzespół z *Juncus bufonius*; 4. Wielkopolska północna (Szamotuły, Wągrowiec, Oborniki) – zespół W. Żukowskiego; 5. Wielkopolska południowa – zespół W. Żukowskiego; 6. Okolice Turwi (pow. Kościan) – Z. Wójcik; 7. Wielkopolska Wschodnia – zespół W. Żukowskiego; 8. Międzyrzecze Proсны, Czarnej Strugi i Warty – A. Brzeg, – a. *Papaveretum argemones gageetosum*, – b. *Papaveretum argemones typicum*; 9. Okolice Konina – G. Pawlak, – a. *Papaveretum argemones gageetosum*, – b. *Papaveretum argemones typicum*, – c. *Papaveretum argemones consolidetosum*; 10. Nizina Południowo-Wielkopolska – A.U. Warcholińska; 11. Kotlina Szczercowska – J. Siciński; 12. Okolice Sieradza i Zduńskiej Woli – A.U. Warcholińska, – a. *Papaveretum argemones gageetosum*, – b. *Papaveretum argemones typicum* podzespół typowy, – c. *Papaveretum argemones typicum* podzespół z *Juncus bufonius*; 13. Równina Piotrkowska – A.U. Warcholińska, – a. *Papaveretum argemones gageetosum*, – b. *Papaveretum argemones typicum*, – c. *Papaveretum argemones consolidetosum*; 14. Belchatowski Okręg Górniczo-Energetyczny – A.U. Warcholińska, J. Siciński; 15. Okolice Zbiornika Retencyjnego pod Sulejowem – A.U. Warcholińska; 16. Skierniewice i ich otoczenie – A.U. Warcholińska; 17. Powiat Łowicz – J. Wiśniewski, – a. *Papaveretum argemones gageetosum*, – b. *Papaveretum argemones typicum*; 18. Powiat Łowicz – J. Wiśniewski i A.U. Warcholińska, – a. *Papaveretum argemones typicum*, – b. *Papaveretum argemones gageetosum*; 19. Puszcza Bolimowska – A.U. Warcholińska; *Papaveretum argemones typicum*; *Papaveretum argemones gageetosum*; 20. Mazowsze – Z. Wójcik, – a. *Papaveretum argemones gageetosum*, – b. *Papaveretum argemones* wariant z *Veronica hederifolia*, – c. *Papaveretum argemones typicum*; 21. Ciechanowiec nad Nurem – Z. Wójcik

Tabela 3. Gatunki charakterystyczne zespołu *Papaveretum argemones* na obszarze Południowej Polski

Nr kolejny w tabeli	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	
Region i autor zdjęć	1	2a	2b	3a	3b	4a	4b	5a	5b	6a	6b	7a	7b	8	9	10	11	12	13a	13b	13c	14	15a	15b	16a	16b	17	18	19	
Liczba gatunków w zdjęciu	6	18	12	18	25	8	10	13	20	8	15	11	18	7	5	15	4	6	14	6	5	17	5	4	21	19	13	13	4	
<i>Papaver argemone</i>	V	V	V	V	V	V	V	IV	V	IV	V	III	V	I	4	I	4	V	V	V	5	V	5	4	V	IV	V	II	4	
<i>Papaver dubium</i>	I	I	I	I	I	II	I	I	I	I	s	s	s	s	2			I	I	I	I	I	I		IV	IV	V	s		
<i>Veronica triphyllos</i>	I	V	III	IV	III	III	IV	IV	IV	IV	II	IV	V	III	2	III		V	V	V	5	I	5	4	V	V	V	II	1	
<i>Veronica hederifolia</i>	IV	III	II	II	III	IV	II	V	IV	IV	V	V	V	III	3	V	3	V	V	V	5	IV	5	4	V	V	V			
<i>Arabidopsis thaliana</i>	III	V	I	III	IV	III	III	III	II	V	V	V	III	III	1	III	3	IV	V	IV	2	V	5	4	V	IV	II	V	1	
<i>Gagea pratensis</i>					I	II	II		I		s								I	V				4					2	
<i>Ornithogallum umbellatum</i>																								3						
<i>Myosotis stricta</i>		IV	II	III	III	II	IV		II	III	IV	V	V	II					V	V	4		5	2		II	V	I		
<i>Erophila verna</i>	I	III		I	II		II	II	II	IV	II	II	IV						V	V	3		2	3			IV			
<i>Holosteum umbellatum</i>			II	I	I		s												III	V	4			3						

1. Bory Dolnośląskie – zespół z Uniwersytetu Wrocławskiego; 2. Wzniesienia Żarskie – J. Anioł-Kwiatkowska; 3. Wzgórza Dańkowskie, – a i b – J. Anioł-Kwiatkowska; 4. Obniżenie Ścinawy, – a i b – J. Anioł-Kwiatkowska; 5. Wzgórza Trzebnickie – a i b – J. Anioł-Kwiatkowska; 6. Wzgórza Twardogórskie, – a i b – J. Anioł-Kwiatkowska; 7. Wzgórza Ostrzeszowskie, – a i b – J. Anioł-Kwiatkowska; 8. Dolny Śląski, głównie Równina Wrocławska – W. Tymrakiewicz; 9. Okolice Bolesławca – K. Rostański z zespołem; 10. Okolice Opola – K. Rostański z zespołem; 11. Okolice Olkusza i Wołbromia – K. Rostański z zespołem; 12. Okolice Zawiercia – K. Rostański z zespołem; 13. Pasma Przedborsko-Małego – Z. Wnuk, – a. *Papaveretum argemones typicum*, – b. *Papaveretum argemones gageetosum*, – c. *Papaveretum argemones delphinietosum*; 14. Jura Krakowsko-Wieluńska, część środkowa – S. Wika; 15. Dolina Wisły koło Krakowa, – a i b – J. Kornaś i M. Sychowa; 16. Obrzeże Gór Świętokrzyskich – B. Dominiak, – a. *Papaveretum argemones typicum*, – b. *Papaveretum argemones delphinietosum*; 17. Annapol nad Wisłą – B. Sałata; 18. Lubelszczyzna – W. Kulpa; 19. Lubelszczyzna – D. Fijałkowski

“Synantropach roślinnych Lubelszczyzny” podaje tylko cztery zdjęcia z całej Lubelszczyzny a w ponad 300 zdjęciach T. Bielskiej z Lubelskiego Okręgu Węglowego z początków jego organizacji ani w 50 zdjęciach Wójcik z okolic Uhruska i Subna nie ma ani jednego zdjęcia wykonanego w tym zespole. Widać z tego, że na Lubelszczyźnie brak jest korzystnych warunków rozwoju tego zespołu. Tylko mak *Papaver argemone* trafia się w nielicznych, słabo wykształconych, płatach zespołu *Papaveretum argemones* a czasami także w zespole *Vicetium tetraspermae*.

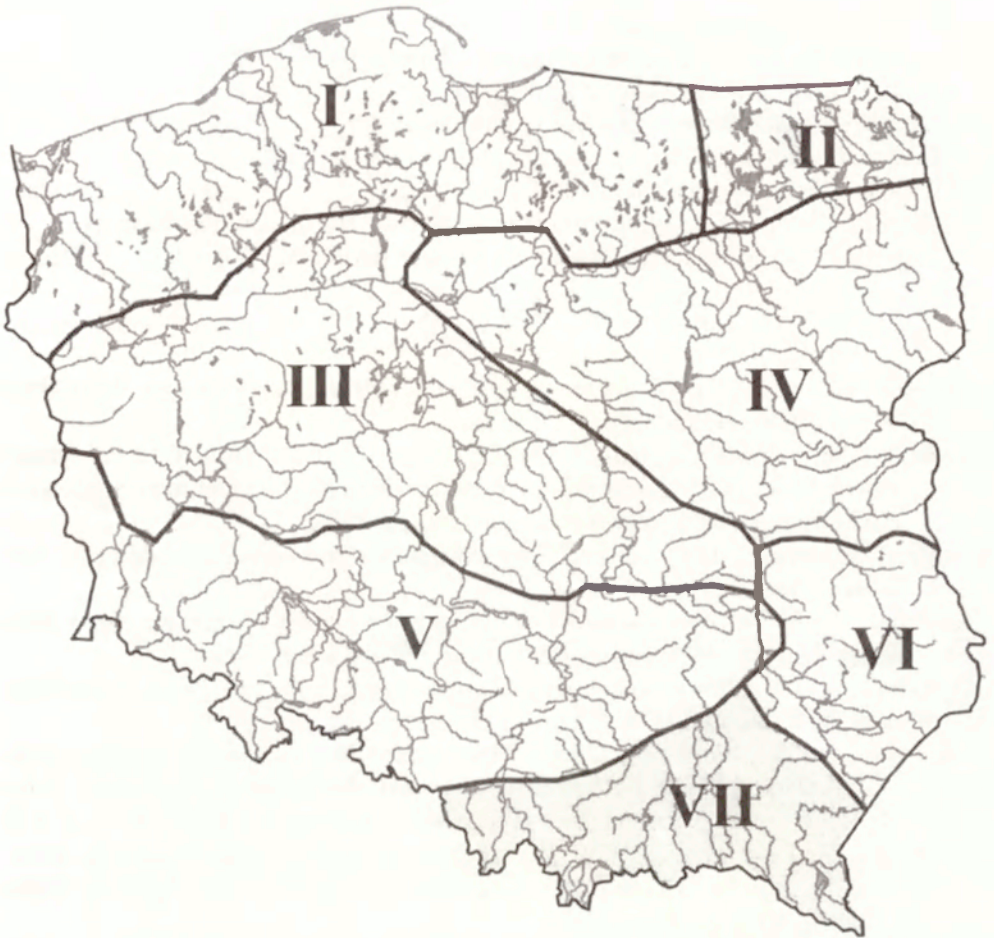
Trzeba tu jeszcze zwrócić uwagę na gatunek, który również nie wszędzie występuje, a mianowicie *Gagea pratensis*. Nie wszędzie zatem na piaskach nadrzecznych występuje podzespół *gagetosum* zespołu *Papaveretum argemones*. Nie ma go na przykład na północy Polski. W Wielkopolsce *G. pratensis* jest tak rzadką rośliną, że tamtejsi botanicy nie widzą potrzeby wyróżniania podzespołu *gagetosum*. Jest to chyba sprawa jakości gleb, przez które płyną małe rzeki i sposobu ich zagospodarowania. Na Mazowszu zespół ten można było znajdować według mapy topograficznej tam, gdzie mniejsza rzeka płynie przez głębokie piaski. Zgodność składu florystycznego z siedliskiem była doskonała. Siedlisk takich jest mało, ale sądząc z analizy miejsc występowania tego podzespołu w okolicy Krakowa (Kornaś 1954; Sychowa 1959) sytuacja tam jest analogiczna do istniejącej pod Warszawą.

4. PODSUMOWANIE

Na terenie Polski można wyróżnić sześć obszarów uzyskanych z analizy tabel (ryc. 1). Na tych obszarach zestaw gatunków charakterystycznych nieco się różni:

- I. obszar północny wraz z Kotliną Gorzowską, w którym występuje 5 gatunków charakterystycznych zespołu: mak piaskowy *Papaver argemone*, mak wątpliwy *P. dubium*, przetacznik trójlistkowy *Veronica triphyllos*, przetacznik bluszczykowy *V. hederifolia* i rzodkiewnik pospolity *Arabidopsis thaliana*,
- II. obszar północno-wschodni, gdzie brak jest przetaczników (*Veronica*) i aspektu wiosennego,
- III. obszar przejściowy, obejmujący Wielkopolskę i “Polskę Środkową”, gdzie zmniejsza się częstość występowania maku wątpliwego *Papaver dubium*,
- IV. obszar mazowiecki o najuboższym zestawie gatunków charakterystycznych zespołu – prawie bez maku wątpliwego *Papaver dubium* i z przetacznikiem bluszczykowym *Veronica hederifolia* tylko azonalnie na siedliskach nad małymi rzekami,
- V. obszar południowy, tj. Dolny Śląsk i Wyżyna Małopolska, gdzie nie ma *Papaver dubium* ale przetacznik bluszczykowy *Veronica hederifolia* znowu nabiera znaczenia;
- VI. Wyżyna Lubelska, na której zespół *Papaveretum argemones* trafia się tylko wyjątkowo. To jednak jest w dużej mierze związane z niesprzyjającymi warunkami siedliskowymi.
- VII. Na skrajnym południu, tj. na podgórzach, pogórzach i w górach, nie ma warunków siedliskowych dla omawianego zespołu.

Podziękowania: Dziękuję bardzo serdecznie Pani dr Annie Kozłowskiej za przepisanie na komputerze całej pracy wraz z tabelami oraz za opracowanie na komputerze mapy ukazującej wyniki badań. Dziękuję też wszystkim tym Kolegom



Ryc. 1. Zróżnicowanie zespołu *Papaveretum argemones* na terenie Polski (objaśnienia w tekście)

Differentiation of the *Papaveretum argemones* association across Poland (explanation in the text)

Botanikom, którzy w różnych okresach czasu udostępniali mi swoje niepublikowane zdjęcia analizowanego zespołu.

Wykaz autorów zdjęć nie publikowanych

Korniak T. – zdjęcia z Mazurskiego Parku Krajobrazowego,

Kulpa W. – zdjęcia z Lubelszczyzny,

Kutyna I. – zdjęcia z okolic Szczecina i Pyrzyc,

Kutyna I. – zdjęcia z powiatu Łobez,

Kutyna I. – zdjęcia z powiatu Wałcz,

Kutyna I. – zdjęcia z powiatu Gorzów Wielkopolski,

Misiewicz J. – zdjęcia z powiatu Koszalin,

Misiewicz J. – zdjęcia z powiatu Słupsk,

- Rostański K. – zdjęcia z okolic Bolestawca,
 Rostański K. – zdjęcia z okolic Opola,
 Rostański K. – zdjęcia z okolic Olkusza i Wolbromia,
 Rostański K. – zdjęcia z okolic Zawiercia,
 Szmaja K. – zdjęcia ze Wzniesień Górowskich,
 Tokarz H. – zdjęcia z Niziny Warmińskiej,
 Wójcik Z. – zdjęcia znad Jeziora Jarzec,
 Zespół z Uniwersytetu Wrocławskiego – zdjęcia z Borów Dolnośląskich,
 Zespół z UAM w Poznaniu – zdjęcia z różnych okolic Wielkopolski.

LITERATURA

- Anioł-Kwiatkowska J., 1990, *Zbiorowiska segetalne Wału Trzebnickiego*, Wyd. Uniw. Wrocław., Prace Botaniczne, 46, 230 ss.
- Brzeg A., 1989, *Roślinność północnej części Międzyrzecza Proсны, Czarnej Strugi i Warty*, Mskr. pracy doktorskiej, Zakład Ekologii Roślin i Ochrony Środowiska UAM Poznań, cz. 1, *Roślinność segetalna*, s. 257-277.
- Demianowiczowa Z., 1954, *Zbiorowiska chwastów zbożowych Lubelszczyzny*, Ann. UMCS, Sec. E, 70, 3, s. 21-40.
- Dominiak B., 1984, *Zbiorowiska chwastów pól uprawnych mezoregionu Góry Świętokrzyskie*, Mskr. pracy doktorskiej, WSP Kielce, 73 ss.
- Fijałkowski D., 1978, *Synantropy roślinne Lubelszczyzny*, Lub. Tow. Nauk, Prace Wydz. Biol., 5, s. 1-260, PWN.
- Hołdyński C., 1991, *Flora segetalna: zróżnicowanie florystyczno-ekologiczne i przemiany szaty roślinnej pól uprawnych w warunkach agroekologicznych Żuław Wiślanych*, Acta Acad. Agricult.-Techn. Olst., Agricultura, Suppl. B, 51, s. 3-50.
- Hołdyński C., Korniak T., 1989, *Pararedzinowe zbiorowiska chwastów upraw zbożowych w Suwalskim Parku Krajobrazowym*, Acta Acad. Agricult.-Techn. Olst., Agricultura, 48, s. 83-89.
- Jackowiak B., Chmiel J., Latowski K., 1990, *Zbiorowiska zbóż ozimych Wielkopolski*, Część 1, Bad. Fizjogr. Pol. Zach., Ser. B, 40, s. 107-120.
- Kępczyński K., Noryskiewicz A., 1989, *Wybrane zespoły chwastów województwa bydgoskiego*, Zesz. Nauk. WSRP w Siedlcach, Ser. Rolnictwo, 20, s. 183-194.
- Kornaś J., 1954, *Z nowych badań-fitosocjologicznych nad chwastami polnymi*, Post. Nauk Roln., 5, 29, s. 87-102.
- Korniak T., 1970, *Stosunki florystyczno-fitosocjologiczne zbiorowisk chwastów upraw zbożowych i okopowych Pojezierza Olsztyńskiego*, WSP Olsztyn, 73 ss.
- Kutyna I., 1988, *Zachwaszczenie roślin uprawnych oraz zbiorowiska segetalne zachodniej części Kotliny Gorzowskiej i terenów przyległych*, Wyd. A.R. w Szczecinie, Rozprawy, 116, s. 1-107.
- Passarge H., 1963, 1963, *Beobachtungen über Pflanzengesellschaften landwirtschaftlichen Nutzflächen in östlichen Polen*, Feddes Repert., 140, s. 27-69.
- Pawlak G., 1992, *Roślinność synantropijna Konińskiego Zagłębia Węgla Brunatnego i jego obrzeży*, Mskr. pracy doktorskiej, Zakład Ekologii Roślin i Ochrony Środowiska UAM, Poznań, 234 ss.

- Polakowski, B., Korniak T., Dziedzic J., Jutrzenka-Trzebiatowski A., Pietraszewski W., 1985, *Zarys stosunków geobotanicznych Mazurskiego Parku Krajobrazowego, Zespoły chwastów segetalnych*, Acta Acad. Agricult. Techn. Olst., 41, s. 3-13.
- Rasomawicius W., 1987, *Segetalne soobscestva Litovskoj SSR. Papaveretum dubii. Henorhyncho-Silenetum noctiflorae*, Trudy Litovskoj Akad. Nauk, Ser. B., 3, s. 1-15.
- Salata B., 1965, *Zbiorowiska chwastów polnych w okolicach Annopola nad Wisłą*, Ann. UMCS, Sect. C, 20, 15, s. 223-237.
- Siciński J., 1974, *Zbiorowiska segetalne Kotliny Szczercowskiej (Widawskiej)*, Acta Agrobot., 27, 2, s. 5-94.
- Sychowa M., 1959, *Fenologia kwitnienia i owocowania zespołów polnych w Kostrzu koło Krakowa*, Fragm. Flor. Geobot., 5, 2, s. 245-280.
- Szmeja K., 1989, *Roślinność pól uprawnych Wzniesień Elbląskich, Gdańsk Tow. Przyj. Nauk*, Acta Biol., 7, s. 1-66.
- Tymrakiewicz W., 1952, *Chwasty pól uprawnych Dolnego Śląska*, Prace Roln.-Leśne PAU, 72, s. 3-121.
- Warcholińska A.U., 1974, *Zbiorowiska chwastów segetalnych Równiny Piotrkowskiej i ich współczesne przemiany w związku z intensyfikacją rolnictwa (Mezoregion Nizin Środkowopolskich)*, Acta Agrobot., 27, 2, s. 95-194.
- 1981, *Typy fitocenozy chwastów zbóż ozimych okolic Łowicza i ich wartość diagnostyczna*, Fragm. Flor. Geobot., 27, 4, s. 627-639.
- 1981, *Zbiorowiska segetalne zbóż ozimych okolic Sieradza i Zduńskiej Woli*, Bad. Fizjogr. Pol. Zach., 32, s. 79-114.
- 1982, *Zbiorowiska segetalne z Vicia grandiflora Scop. w południowo-wschodniej części Niziny Południowowielkopolskiej*, Bad. Fizjogr. Pol. Zach., 33, s. 55-57.
- 1983, *Zbiorowiska segetalne zbóż ozimych Skierniewic i terenów przyległych*, Acta Agrobot. 34, 2, s. 85-300.
- 1988a, *Przemiany zbiorowisk segetalnych w 1977-1983 towarzyszące powstaniu Belchatowskiego Okręgu Przemysłowego*, Acta Agrobot., 41, 1, s. 91-211.
- 1988b, *Roślinność segetalna terenów rolniczych Puszczy Bolimowskiej i jej współczesne przemiany*, Acta Agrobot., 41, 2, s. 369-452.
- Warcholińska A.U., Siciński J., 1991, *Zbiorowiska chwastów segetalnych Belchatowskiego Okręgu Górniczo-Energetycznego*, Acta Univ. Lodz., Folia Bot., 8, s. 19-46.
- Wiśniewski J., 1968, *Występowanie zespołu maku piaskowego – Papaveretum argemones w powiecie łowickim*, Zesz. Nauk. U.Ł., Nauki Mat.-Przyr., Ser.II, 28, s. 119-123.
- Wnuk Z., 1976, *Zbiorowiska segetalne Pasma Przedborsko-Małogoskiego, Cz. II, Zbiorowiska zbożowe i ścierniskowe*, Zesz. Nauk. U.Ł., 14, s. 18-171.

- Wójcik Z., 1965, *Les associations des champs cultivés en Mazovie, I. Les associations messicoles*, Ekol. Pol. A, 13, 30, s. 641-682.
– 2000, *Zbiorowiska segetalne Pojezierza Suwalskiego*, Fragn. Flor. Geobot., Polonica, 7, s. 167-208.

THE DISTRIBUTION OF SPECIES CHARACTERISTIC OF
PAPAVERETUM ARGEMONES IN POLAND

Summary

The work arranges species characteristic of and distinguishing the association *Papaveretum argemones* according to their regions of occurrence, as well as setting out the results on a map of Poland. It emerges from this that not all of the characteristic species occur throughout the country. *Veronica hederifolia* and *Papaver dubium* disappear towards the east, *Veronica* species and all the other small spring flowerers as one moves north. *Papaver dubium*, rare through most of Poland, is found to preponderate over *P. argemone*, one of the two most abundant species characterising the association in the rest of the country. *Papaveretum argemones* ceases to occur on the Lithuanian side of the border, with its place being taken by *Papaveretum dubii*.

Although there are no data to attest to this, it may be presumed that *Papaveretum argemones* disappears over the eastern border in just the same way as it does across the northern.

Adres autora:

Zdzisława Wójcik
Zakład Geoekologii
Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN.
ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa

Jan Marek Matuszkiewicz

ZRÓŻNICOWANIE ZASIĘGÓW GEOGRAFICZNYCH ZESPOŁÓW LEŚNYCH POLSKI

1. WPROWADZENIE

Fitosocjologiczne jednostki typologiczne, w tym szczególnie zespoły roślinne, prezentują powtarzalne typy fitocenoz, określone składem florystycznym, czyli zestawem występujących w nich gatunków roślin. Wypracowane zasady fitosocjologii przyjmują określone kryteria dla wydzielania zespołów (Matuszkiewicz W. 1981; Pawłowski 1977). Szczególnie istotna jest tzw. charakterystyczna kombinacja gatunków obejmująca gatunki charakterystyczne, wyróżniające i towarzyszące. Charakterystyka florystyczna zespołu jest najważniejsza, jednak bardzo ważne są także inne charakterystyki, w szczególności siedliskowa i geograficzna (przestrzenna). Wagę zagadnień przestrzennych dla rozpoznawania zbiorowisk roślinnych celnie formułuje znane zdanie wybitnego fitosocjologa niemieckiego – Reinholda Tüxena: „*Tabela i mapa muszą iść ręką w rękę*”. Podkreślono w nim konieczność poznania rozmieszczenia jednostek w przestrzeni. Jednym z najważniejszych zagadnień z tego zakresu jest poznanie zasięgu geograficznego.

Pojęcie zasięgu geograficznego, określanego także areałem, oznacza w biogeografii obszar powierzchni Ziemi, ograniczony linią nazywaną granicą zasięgu, na którym występuje dany gatunek lub jednostka roślinności (Kornaś, Medwecka-Kornaś 1986; Kostrowicki 1999). Ogólnie rzecz biorąc zasięg geograficzny tworzą stanowiska fitocenoz czyli płaty zespołu. W skrajnym przypadku może być jeden płat, w większości przypadków liczba stanowisk jest jednak znacznie większa, a zasięg wyznacza linia łącząca skrajne stanowiska. Kartograficznym obrazem zasięgów zespołów będą odpowiednie mapy synchorologiczne (Faliński 1990). Pojawia się tu jednak wiele problemów, z których najważniejszymi są:

- rozumienie stanowiska zespołu,
- zagadnienie łączenia stanowisk w ramach zasięgu, w tym szczególnie w obrębie właściwego zasięgu i stanowisk wyspowych,
- generalizacja zasięgu zależna od skali mapy.

Poznanie zasięgów zespołów leśnych Polski rozpoczęło się równoległe do ich florystyczno-fitosocjologicznego opisu, jednak dopiero opracowania przeglądu zbiorowisk leśnych podjęte w latach 70-tych wprowadziły do standardowej charakterystyki kartograficzne przedstawienie danych o występowaniu (stanowiska zdjęć fitosocjologicznych) i zasięgu poszczególnych zespołów (Matuszkiewicz W., Matuszkiewicz A. 1973, 1985; Matuszkiewicz W., Matuszkiewicz J.M. 1973;

Matuszkiewicz J.M. 1976, 1977, 1988; Matuszkiewicz J.M., Kozłowska A. 1991; Kozłowska A., Matuszkiewicz J.M. 1993). Zasięgi wszystkich rozpoznanych zespołów leśnych Polski podaje dopiero opracowanie W. i J.M. Matuszkiewiczów (1996), w którym ponadto przeprowadzono klasyfikację zasięgów zespołów, wyróżniając typy: subborealny, atlantycki, środkowoeuropejski, kontynentalny, górski i niezróżnicowany niżowy. Typy zasięgów określono na podstawie wizualnego porównania poszczególnych zasięgów zespołów na mapach w małej skali. Nasuwa się pytanie o możliwości zobjektywizowania wyróżniania typów zasięgów i temu zadaniu poświęcona jest niniejsza praca.

2. CEL I ZAKRES PRACY

Celem pracy jest:

- syntetyczne zebranie danych o występowaniu poszczególnych zespołów leśnych na terenie kraju,
- dokonanie analizy zasięgów opisanych w Polsce zespołów leśnych,
- przeprowadzenie typologii tych zasięgów,
- charakterystyka typów zasięgów.

Zakres pracy obejmuje jednostki syntaksonomiczne w randze zespołu wyróżnione na terenie Polski w obrębie zbiorowisk leśnych. Przyjęto identyfikację zespołów (i jednostek równorzędnych) według opracowania J.M. Matuszkiewicza (2001). Łącznie analizą objęto 58 jednostek, w tym 54 jednoznacznie opisane zespoły i 4 jednostki określane jako „zbiorowisko” (np. „zbiorowisko *Abies alba* – *Oxalis acetosella*”), które w pewnym stopniu mogą być uznawane za równoważne zespołom. Zestawienie i charakterystykę jednostek poddanych analizie zamieszczono w tabeli 1.

3. ZAGADNIENIA METODYCZNE

3.1. WYSTĘPOWANIE ZESPOŁÓW I ZAGADNIENIE PŁATU ZBIOROWISKA

Podstawę dla określenia zasięgu zespołu tworzy zestaw danych o jego występowaniu w konkretnych miejscach. Podzielić je można na trzy grupy: 1) podstawowe fitosocjologiczne, 2) dane kartograficzne, 3) inne pomocnicze, nadające się do wykorzystania. Najważniejsze są dane opisu poszczególnych fitocenoz w postaci tzw. zdjęć fitosocjologicznych (ewentualnie zestawionych w tabelę), posiadające dostatecznie precyzyjną lokalizację przestrzenną. Zdjęcie fitosocjologiczne ma podobną wartość informacyjną przy poznawaniu zasięgu zespołu jak stanowisko gatunku w badaniach florystycznych. Pozostaje jednak często stawiane pytanie o prawidłowość diagnozy płatu roślinnego na podstawie zdjęcia i zakwalifikowania go do zespołu. Niejednokrotnie to podejście nasuwa duże wątpliwości, tym bardziej, że najczęściej rozpoznanie zespołu następuje nie na podstawie pojedynczego zdjęcia, lecz na podstawie lokalnej postaci zbiorowiska (tzw. „fitocenon”) opisanej w tabeli fitosocjologicznej, prezentującej pewną liczbę stanowisk. Istotne cechy jednostek syntaksonomicznych, jakimi są zespoły, opierają się na zróżnicowanej częstości występowania gatunków w poszczególnych tabelach lokalnych. Oznacza to, że pojedyncze zdjęcie nigdy nie reprezentuje w pełni

Tabela 1. Zestawienie istotnych danych o zespołach objętych opracowaniem

Nazwa łacińska	Skrót	Podstawowa charakterystyka	Uwagi o rozprzestrzenieniu w Polsce
<i>Peucedano-Pinetum</i>	<i>Peuc.-Pin.</i>	Kontynentalny bór sosnowy - bór sosnowy z gatunkami o kontynentalnym zasięgu, zajmujący siedliska piaszczyste, świeże; zespół należący do tzw. zespołów wikaryzujących.	Zespół w wielu regionach w ramach zasięgu (północno-wschodnia część kraju) bardzo szeroko rozprzestrzeniony i dobrze udokumentowany; poza właściwym zasięgiem, który jest dość precyzyjnie określony, znany z oderwanych stanowisk, gdzie jego rozpoznanie może być kwestionowane.
<i>Leucobryo-Pinetum</i>	<i>Leuc.-Pin.</i>	Suboceaniczny bór sosnowy - bór sosnowy ubogi florystycznie z niektórymi gatunkami o oceanicznym zasięgu, zajmujący siedliska piaszczyste, świeże.	Na znacznej części obszaru kraju w obszarach niżowo-wyżynnych, na odpowiednich siedliskach (piaski) zespół odgrywa bardzo dużą rolę w krajobrazach i jest dobrze udokumentowany; w górach spotykany na niewielkich i oderwanych stanowiskach.
<i>Cladonio-Pinetum</i>	<i>Clad.-Pin.</i>	Bór chrobotkowy - bór sosnowy suchy skrajnie ubogich siedlisk piaszczystych śródlądowych; jednostka bywała określana także jako podzespół <i>cladonietosum</i> w ramach szerzej ujmowanych zespołów; zbiorowisko przynajmniej w części antropogeniczne.	Zbiorowisko zwykle małopowierzchniowe, związane ze szczególnymi siedliskami, nie uwzględnione na mapie potencjalnej roślinności naturalnej [p.r.n.] (Matuszkiewicz W. i in. 1995), skutkiem czego informacja o roli w regionach mniej pewna.
<i>Molinio caeruleae-Pinetum</i>	<i>Mol.ca.-Pin.</i>	Bór trzęślicowy - bór sosnowy ubogich siedlisk wilgotnych.	Zasięg zespołu w północno-zachodniej części kraju nie został określony z dostateczną pewnością; również rozpoznanie udziału w regionach niepewne bowiem jednostka nie była uwzględniana na mapie p.r.n.
<i>Empetro nigri-Pinetum</i>	<i>Emp.-Pin.</i>	Bór bażynowy - bór sosnowy (suchy, świeży lub wilgotny) występujący na wydmach nadmorskich.	Zbiorowisko ograniczone do ściśle określonego obszaru, mające dobrą dokumentację.
<i>Vaccinio uliginosi-Pinetum</i>	<i>Vac.u.-Pin.</i>	Bór bagienny - bór sosnowy z bagnem zwyczajnym i borówką lochynią, zajmujący siedliska zabagnione (z torfowcami), zwykle na torfach wysokich.	Zbiorowisko zależne od określonych stosunków wodnych, zajmujące z natury niewielkie płaty; dzięki wybitnej fizjonomii, je dnoznaczności fitosocjologicznej, odrębności ekologicznej i uzależnieniu od specyficznego siedliska stosunkowo dobrze udokumentowane.
<i>Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis</i>	<i>Vac.u.-Bet.</i>	Pomorska brzezina bagienna - zbiorowisko lasu (sosnowo)brzozowego występujące na siedliskach torfów przejściowych.	Zbiorowisko niewątpliwie występuje na Pomorzu Środkowym i Zachodnim skąd jest dostateczna, choć nie pełna dokumentacja; przyjęto, że nie występuje poza Działem Pomorskim.

<i>Quercu roboris-Pinetum</i>	<i>Querc.-Pin.</i>	Środkowopolski bór mieszany - bór mieszany sosnowo-dębowy o dość ubogim składzie florystycznym; dawniej włączany do zespołu <i>Pino-Quercetum</i> .	Zespół o dużym znaczeniu, jednak dokumentacja zasięgu i rozprzestrzenienia zespołu na części obszaru niezbyt pewna, bowiem: a) w legendzie mapy p.r.n. przyjęto szerokie ujęcie zespołu <i>Pino-Quercetum</i> , przez co we wschodniej Polsce istnieją trudności z określeniem proporcji w udziale <i>Quercu-Pinetum</i> i <i>Serratulo-Pinetum</i> wśród borów mieszanych, b) w zachodniej części kraju istnieją trudności w oddzieleniu borów mieszanych i różnych zespołów acidofilnych dąbrów.
<i>Serratulo-Pinetum</i>	<i>Serrat-Pin.</i>	Kontynentalny bór mieszany - bór mieszany sosnowo-dębowy w typowych postaciach ze świerkiem, o cechach zbiorowiska kontynentalnego, z gatunkami światłolubnymi; dawniej włączany do zespołu <i>Pino-Quercetum</i> .	Zespół dzielący się na dwie wyraźne odmiany regionalne odgrywające różną rolę w krajobrazach; dokumentacja zasięgu i rozprzestrzenienia zespołu niezbyt pewna między innymi z powodu, że jednostka nie była uwzględniona w legendzie mapy p.r.n.
<i>Calamagrostio villosae-Piceetum (=Piceetum hercynicum)</i>	<i>Cal.vil.-Pic.</i>	Gómoreglowa świerczyna sudecka - jednostka jednoznaczna i znana od dawna; główny składnik krajobrazu piętra gómoreglowego.	Występowanie w poszczególnych pasmach Sudetów dobrze poznane i udokumentowane.
<i>Plagiothecio-Piceetum</i>	<i>Plag.-Pic.</i>	Gómoreglowa świerczyna karpacka siedlisk krzemianowych - uboższa (florystycznie i siedliskowo) postać gómoreglowego boru świerkowego.	Występowanie w poszczególnych pasmach Karpat Zachodnich dość dobrze poznane i udokumentowane.
<i>Abieti-Piceetum</i>	<i>Abiet.-Pic.</i>	Dolnoreglowy bór świerkowo-jodłowy - jednostka bywa ujmowana jako podzespół szeroko rozumianego zespołu <i>Abieti-Piceetum</i> ; zbiorowisko w znacznym stopniu antropogeniczne.	Zespół znany z Sudetów i Karpat; określenie naturalnego udziału w poszczególnych pasmach wykonane na podstawie map p.r.n. może budzić wątpliwości, bowiem w legendzie tych map uwzględniono szerokie ujęcie zespołu <i>Abieti-Piceetum</i> .
<i>Galio-Piceetum</i>	<i>Galio-Pic.</i>	Dolnoreglowy bór mieszany świerkowo-jodłowy - jednostka bywa ujmowana jako podzespół <i>galietosum</i> szeroko ujętego zespołu <i>Abieti-Piceetum</i> ; zbiorowisko częściowo antropogeniczne.	Zespół znany z Karpat; jego udział w krajobrazach może budzić wątpliwości ze względu na niepełne rozpoznanie; zastrzeżenia te mają mniejsze znaczenie wobec skali w jakiej rozpatruje się rozprzestrzenienie zespołów w niniejszym opracowaniu.
<i>Polysticho-Piceetum</i>	<i>Polyst.-Pic.</i>	Gómoreglowa świerczyna nawapienna - zbiorowisko o charakterze wysokogórskiego boru mieszanego	Występowanie zespołu (ze względu na podłoże i wysokość) ograniczone do Tatr i (punktowo) Pienin.
<i>Bazzanio-Piceetum</i>	<i>Bazzan.-Pic.</i>	Dolnoreglowa świerczyna bagienna - zbiorowisko boru świerkowego z torfowcami opisane stosunkowo niedawno i słabo scharakteryzowane.	Zbiorowisko bardzo małopowierzchniowe opisane z Babiej Góry; możliwość występowania w innych pasmach górskich nie wykluczona.

<i>Sphagno girgensohnii-Piceetum</i>	<i>Sph.g.-Pic.</i>	Subborealna świerczyna - bór świerkowy występujący na siedliskach wilgotnych lub mokrych, na torfach lub ubogich piaskach.	Występowanie zespołu w północno-wschodniej Polsce w zasięgu Działu Północnego jest niewątpliwe i dobrze udokumentowane; wątpliwości wzbudzają informacje o występowaniu go w innych regionach.
<i>Quercopiceetum</i>	<i>Querc.-Pic.</i>	Subborealny bór mieszany świerkowo-dębowy - zbiorowisko o podobnym charakterze jak poprzednie ale zajmujące siedliska nieco zasobniejsze.	Zastrzeżenia jak dla poprzedniej jednostki.
<i>Abietetum polonicum</i>	<i>Abiet.pol.</i>	Jedlina wyżynna - zbiorowisko boru mieszanego z jodłą; znane od dawna ale mające niezbyt pewną charakterystykę; wiele płatów może mieć charakter antropogeniczny.	Zasięg zespołu niejednoznaczny ("rozmyty"); oprócz typowych postaci zespołu (głównie Góry Świętokrzyskie i Roztocze) znane są postaci kresowe o osłabionej charakterystyce, a dalej różne zbiorowiska z jodłą, których zaliczenie do zespołu jest nie uzasadnione.
<i>Calamagrostio villosae-Pinetum</i>	<i>Cal.vil.-Pin.</i>	Podgórski bór trzcinnikowy - bór wilgotny lub bagienny, sosnowy ze świerkiem i jodłą oraz trzcinnikiem owłosionym; zbiorowisko o niejasnej charakterystyce i przynależności taksonomicznej, pośrednie pomiędzy grupą borów sosnowych i świerkowych.	Zasięg zespołu słabo rozpoznany; również rola zespołu w regionach niepewna; niewykluczone jest rozszerzanie się zasięgu i udziału w lasach w ostatnich dziesięcioleciach.
<i>Betulo-Quercetum roboris</i>	<i>Bet.-Querc.</i>	Acidofilny pomorski las brzoźowo-dębowy - w Polsce zbiorowisko ma charakter postaci kresowych zespołu jednoznacznie wyróżnionego w Niemczech, skutkiem tego charakterystyka u nas niepewna	Zbiorowisko niewątpliwie występuje w pasie przy morskim Pomorza Zachodniego i Środkowego, skąd jest niezbyt kompletna dokumentacja; występowanie w regionach Działu Pomorskiego dalszych od morza jest wątpliwe i nie uwzględnione w niniejszym opracowaniu.
<i>Fago-Quercetum petraeae</i>	<i>Fago-Querc.</i>	Pomorski las bukowo-dębowy - zespół jest jednoznaczny, jeżeli jest ujęty jako jednostka regionalna z Pomorza; w niektórych opracowaniach był ujmowany szerzej, włącznie ze zbiorowiskami dębowo-bukowymi z południowej Polski	Zbiorowisko o dość dobrze rozpoznanym zasięgu, zwłaszcza w zakresie wschodniej granicy; pewne wątpliwości budzi zasięg na skraju południowym, gdzie niejasne mogą być relacje z innymi zespołami dąbrów acidofilnych.
<i>Calamagrostio arundinaceae-Quercetum</i>	<i>Cal.ar.-Querc.</i>	Acidofilna trzcinnikowa dąbrowa środkowoeuropejska - las świeży dębowy (często z sosną w wyniku oddziaływań człowieka) o niezbyt jednoznacznej charakterystyce, wykazujący znaczne podobieństwo do borów mieszanych.	Zasięg jednostki i jej udział w regionach w dużym stopniu niepewny, przede wszystkim z powodu trudności w oddzieleniu dąbrów tego rodzaju od borów mieszanych, w szczególności w lasach gospodarczych; materiały źródłowe wykazują wiele luk.
<i>Molinio caeruleae-Quercetum</i>	<i>Mol.ca.-Querc.</i>	Acidofilna trzęślicowa dąbrowa środkowoeuropejska - las dębowy siedlisk wilgotnych; jednostka rozpoznana prowizorycznie.	Zasięg jednostki przyjęty w niniejszym opracowaniu bardzo niepewny.

zbiorowisko <i>Abies alba-Oxalis acetosella</i>	<i>Ab.al. -Ox.ac.</i>	Eutroficzny las jodłowy; jednostka o niejasnej charakterystyce fitosocjologicznej zaliczana do podzwiązku <i>Galio-Abietenion</i> w obrębie związku <i>Fagion</i>	Rozpoznanie zasięgu i roli w krajobrazach dalece nie wystarczające; przyjęto założenie o występowaniu zbiorowiska w piętrze dolnoregłowym Karpat, z wykluczeniem nieco podobnych zbiorowisk podawanych z Działu Wyzyn Południowopolskich.
<i>Phyllitido-Aceretum pseudoplatani</i>	<i>Phyl.-Acer.</i>	Jaworzyna z jęczynikiem - wilgotny las jaworowy siedlisk wapiennych	Zespół opisany z Pienin i nielicznych, ograniczonych przestrzennie stanowisk w innych pasmach Karpat, na Jurze i w Sudetach (1 stanowisko).
<i>Lunario-Aceretum pseudoplatani</i>	<i>Lun.-Acer.</i>	Jaworzyna z miesięcznicą - wilgotny las jaworowy występujący w piętrze dolnoregłowym w pasmach niewapiennych.	Zespół znany w Sudetów, niedawno stwierdzony w Beskidach Zachodnich; we wschodnich częściach Karpat zastępowany przez inne zbiorowisko z grupy buczyn (<i>Dentario glandulosae-Fagetum lunarietosum</i>).
<i>Sorbo aucupariae-Aceretum pseudoplatani</i>	<i>Sorb.-Acer.</i>	Las jarzębinowo-jaworowy - wysokogórski las zióloroślo wy tworzony przez jawor i jarzębinę; jednostka w niniejszym opracowaniu ujeta wąsko.	Zbiorowisko małopowierzchniowe, opisane z Babiej Góry, niedawno stwierdzone także w Beskidzie Sadeckim i Śląskim.
<i>Aceri-Fagetum</i>	<i>Acer.-Fag.</i>	Wilgotny las jaworowo-bukowy piętra dolnoregłowego; jednostka o niepewnej przynależności fitosocjologicznej.	Zbiorowisko małopowierzchniowe opisane stosunkowo niedawno z Beskidów Zachodnich.
zbiorowisko <i>Acer pseudoplatanus-Aruncus sylvestris</i>	<i>Ac.p.-Ar.silv.</i>	Jaworzyna z parzydłem - jednostka o niejasnej charakterystyce fitosocjologicznej; w niektórych opracowaniach łączona z <i>Sorbo-Aceretum</i> w szerokim ujęciu.	Zbiorowisko znane z jednego stanowiska w Sudetach.
<i>Aceri platanoidis-Tilietum platyphylli</i>	<i>Acer.-Til.</i>	Podgórski las klonowo-lipowy - jednostka słabo scharakteryzowana, dopiero niedawno bliżej rozpoznana w Polsce; w opracowaniu przyjęto ujęcie pomijające lasy klonowo-lipowe z północnej Polski.	Rozpoznanie zasięgu wysoce nie wystarczające; na podstawie niekompletnych danych przyjęto występowanie jednostki w piętrze pogórza Sudetów; niewykluczone jest nieco szersze rozprzestrzenienie w południowej Polsce.
<i>Ficario-Ulmetum minoris</i>	<i>Ficar.-Ulm.</i>	Łęg jesionowo-wiązowy - wielogatunkowy las łąkowy z dominacją wiązu występujący na bardzo bogatych madach w dolinach dużych rzek lub na "czarnych ziemiach" poza dolinami; jednostka o jednoznacznej charakterystyce.	Rozpoznanie występowania zespołu w Polsce jako p.r.n. wydaje się dobre pomimo iż materiały fitosocjologiczne pochodzą ze stosunkowo nielicznych regionów.
<i>Violo odoratae-Ulmetum minoris</i>	<i>Viol.o.-Ulm.</i>	Zboczowy łąg wiązowy z fiołkiem wonnym - zbiorowisko znane od dawna ale niedawno opisane jako zespół, nie w pełni jeszcze poznane.	Od dawna znane było stanowisk o w Bielinku; w ostatnich latach stwierdzono istnienie analogicznych, choć uboższych, zbiorowisk w kilku innych punktach zachodniej Polski.

<i>Fraxino-Alnetum</i> (= <i>Circaeo-Alnetum</i>)	<i>Frax.-Aln.</i>	Łęg jesionowo-olszowy – umiarkowanie zabagniony las łęgowy z olszą czarną jako gatunkiem dominującym; ujęcie jednostki jednoznaczne, pomimo używania różnych nazw.	Zbiorowisko dobrze rozpoznane, bardzo powszechne w niemal wszystkich regionach niżowych; występowanie w niższych położeniach w górach wątpliwe.
<i>Stellario nemorum-Alnetum glutinosae</i>	<i>Stel.-Aln.</i>	Łęg olszowy gwiazdnicowy - zbiorowisko niezabagnionego lasu łęgowego z olszą czarną; jednostka w Polsce słabo poznana.	Rozpoznanie zasięgu prowizoryczne; przyjęto występowanie w dwu działach północnej Polski (Pomorski i Północny) oraz na Rostoczu; niewykluczone szersze rozprzestrzenienie, szczególnie w zachodniej i południowej części kraju.
<i>Carici remotae-Fraxinetum</i>	<i>Car.re.-Frax.</i>	Podgórski łęg jesionowy - las łęgowy występujący nad niewielkimi ciekami w piętrze pogórza i w niektórych innych regionach.	Zbiorowisko dość dobrze rozpoznane na obszarach górskich, znacznie słabiej w regionie wyżyn i na Pomorzu; występowanie w Wielkopolsce wątpliwe.
<i>Astrantio-Fraxinetum</i>	<i>Astr.-Frax.</i>	Łęg jesionowy z jermianką - bogaty florystycznie wielogatunkowy las łęgowy z gatunkami podgórskimi (jednostka słabo scharakteryzowana i niepewna).	Rozpoznanie występowania zbiorowiska w Polsce niewystarczające; opisane z dwu stanowisk; nie uwzględnione na mapie p.r.n.
<i>Alnetum incanae</i>	<i>Aln.inc.</i>	Nadrzeczna olszyna górską - bogaty las budowany przez olszę szarą, występujący na aluwialnych pogórza w piętrze regla dolnego i pogórza	Zespół jednoznacznie związany z obszarami górskimi, gdzie może być stałym elementem krajobrazów, w postaci ciągów wzdłuż rzek; zo poznanie dobre, głównie na podstawie map p.r.n..
<i>Caltho-Alnetum</i>	<i>Calth.-Aln.</i>	Bagienna olszyna górską - las bagienny o charakterze łęgu występujący w piętrach regla dolnego i pogórza	Zespół znany z Karpat z dość licznych, niewielkich stanowisk; nie stwierdzony w Sudetach; nie uwzględniony w przeglądowych mapach p.r.n.
<i>Salici-Populetum</i>	<i>Salici-Pop.</i>	Łęg wierzbowo-topolowy - nadrzeczny las łęgowy na piaszczystych aluwialnych; jednostka ujęta szeroko - może być dzielona na 2 zespoły: <i>Salicetum albo-fragilis</i> i <i>Populetum albae</i> , które jednak nie wykazują (?) różnic w zasięgu.	Zbiorowisko znane z wielu regionów na nizinach, głównie tych w których znajdują się doliny dużych i średnich rzek; dobre rozpoznanie rozprzestrzenienia jako p.r.n.; wątpliwości budzić może oddzielenie jednostki od <i>Alnetum incanae</i> na styku obszarów górskich i niżowych
<i>Ribeso nigri-Alnetum</i>	<i>Rib.ni.-Aln.</i>	Ols porzeczkowy - bagienny las olszowy typowy, występujący na torfiskach niskich; jednostka obejmuje większość dawnego zespołu <i>Carici elongatae-Alnetum</i> , który obejmował wszystkie olsy.	Zbiorowisko znane z bardzo wielu regionów na nizinach; rozprzestrzenienie w regionach poznane dobrze, przy założeniu, że jednostce odpowiada znaczną większość płatów szeroko ujmowanego zespołu <i>Carici elongatae-Alnetum</i> prezentowanego na mapie p.r.n.

<i>Sphagno squarrosi- Alnetum</i>	<i>Sph.sq.-Aln.</i>	Ols torfowcowy - bagienny las olszowy z torfowcami; jednostka obejmuje część szeroko ujmowanego zespołu <i>Carici elongatae-Alnetum</i> .	Zbiorowisko znane z różnych regionów na niżu; rozprzestrzenienie w regionach słabo poznane (jednostka nie wyróżniona na mapie p.r.n.); większość materiałów z północnej Polski.
zbirowisko <i>Betula pubescens- Thelypteris palustris</i>	<i>Bet.pub.-Th.p.</i>	Bagienny las (sosnowo)brzozowy z zachyłnikiem błotnym - jednostka o niejasnej charakterystyce, słabo poznana, pośrednia pomiędzy olsami a borami	Zasięg zbiorowiska niepewny; w opracowaniu przyjęto nieliczne występowanie w niektórych regionach w północno-wschodniej Polsce.
zbirowisko <i>Quercus robur - Carex elongata</i>	<i>Querc.r.-Car.e.</i>	Dębniak turzycowy - bagienny las dębowy wykształcający się w specyficznych warunkach siedliskowych; jednostka o niejasnej charakterystyce i niepewnej odrębności	Zasięg zbiorowiska wysoce niepewny; w opracowaniu przyjęto nieliczne występowanie w kilku regionach północno-wschodniej Polski; nie uwzględniono sugestii o występowaniu w zachodniej Polsce

zespołu, a bywa i tak, że jego rozpoznanie jest nie pewne. Pomimo powyższych zastrzeżeń, które można by znacznie rozwinąć, zdjęcia fitosocjologiczne zamieszczone w publikacjach naukowych i niepublikowane znajdujące się w różnych archiwach, pozostaną najważniejszym materiałem służącym do analizy rozprzestrzenienia zespołów. Materiały tego rodzaju dla zespołów leśnych zestawiono w pracy W. i J.M. Matuszkiewiczów (1996).

Podobny do omówionego typ, ale o niższym stopniu wiarygodności, stanowią informacje w literaturze naukowej o występowaniu określonych zespołów na wskazanych stanowiskach, pozbawione jednak pełnego opisu fitosocjologicznego. Pomijając zagadnienie wiarygodności, omawiany typ danych informuje o realizowaniu się płatu zespołu na powierzchni około 500 m², co dla niemal wszystkich map stanowi informację punktową. Podstawowe mapy powstające z wykorzystaniem tego rodzaju danych mają zwykle charakter topogramów, a na ich podstawie tworzy się mapy zasięgowe (Faliński 1990).

Dane kartograficzne stanowią drugą grupę danych i informację o rozprzestrzenieniu zespołów leśnych zawarte na mapach fitosocjologicznych. Są one trudniejsze do weryfikacji, jeśli przy opisie jednostek legendy nie zamieszczono charakterystyki florystyczno-fitosocjologicznej. Jednocześnie odznaczają się innymi cechami świadczącymi o ich wysokiej przydatności (dobra lokalizacja przestrzenna, przedstawienie zasięgu pojedynczego płatu, uwzględnienie organizacji przestrzennej roślinności, możliwość łączenia informacji o roślinności z danymi o środowisku poprzez zestawienia map). Optymalne dla omawianego celu są szczegółowe mapy fitosocjologiczne roślinności rzeczywistej. Jednakże do chwili obecnej mapy tego rodzaju wykonane są tylko dla małej części terytorium Polski. Z tego powodu do analizy rozmieszczenia zespołów leśnych w skali całego kraju szczególnie przydatne są przeglądowe mapy potencjalnej roślinności naturalnej (Matuszkiewicz W. i in. 1995), bowiem przedstawiają cały obszar kraju w jednolitej konwencji. Nie prezentują one rzeczywistego rozprzestrzenienia zespołów lecz tylko ich potencjalne możliwości. Natomiast dla analizy naturalnych zasięgów zespołów w skali całej Polski można przyjąć, że dane

z mapy potencjalnej roślinności traktuje się jak dane z map roślinności rzeczywistej. Podstawowe mapy tego rodzaju mają charakter map chorochromatycznych, a informacje z takich map pozwalają następnie na analizę wypełnienia przestrzeni przez płaty zespołu. Stwarza to możliwości określania udziału powierzchniowego zespołu w jednostkach przestrzennych naturalnych lub sztucznych.

Trzecią grupę danych ważnych dla określenia arealów zespołów stanowią informacje uzupełniające lub pomocnicze, np. o zasięgach gatunków ważnych z diagnostycznego punktu widzenia, w szczególności gatunków drzew. Do takich zaliczyć można także poglądy badaczy na rozmieszczenie zespołów w regionach nie poparte konkretnymi zdjęciami lub mapami.

Z powyższych rozważań wynika, że dane o występowaniu zespołów w skali kraju mogą mieć charakter:

- punktowy – zdjęcia fitosocjologiczne lub małe wydzielania na mapach, niemożliwe do przedstawienia powierzchniowo w skali mapy zgeneralizowanej,
- powierzchniowy – duże wydzielania z map średnioskalowych.

Zróznicowanie wielkości płatów stwarza pewne trudności metodyczne. Powstaje bowiem pytanie co traktować się będzie jako „stanowisko” zespołu. Niewątpliwie będzie nim opisany płat zbiorowiska (zdjęcie fitosocjologiczne, ograniczone przestrzennie wydzielanie na mapie). Jak jednak traktować wydzielanie kartograficzne dominującego przestrzennie zbiorowiska na mapie potencjalnej roślinności naturalnej, którego zasięg może obejmować wiele kilometrów kwadratowych i ciągnąć się (zwłaszcza przy pewnej generalizacji) przez kilka regionów. Przykładowo, wydzielanie grądu na mapie w skali 1:300 000 (Matuszkiewicz W. i in. 1995) obejmuje Wyżynę Lubelską od krańca do krańca. Równocześnie rozpatrując zagadnienie zasięgu w określonej skali zmuszeni jesteśmy do generalizacji polegającej na łączeniu kilku (lub wielu) płatów rzeczywistych w ramach oznaczanego na mapie stanowiska. Przykład generalizacji danych zasięgowych podany w 1945 przez R.D. Ericksona przytaczają podstawowe podręczniki geobotaniczne (Faliński 1990; Kornaś, Medwecka-Kornaś 1986). Jeżeli przyjmie się za J.B. Falińskim (1990), że mapy zasięgów syntaksonów tworzone są w skalach od 1:500 000 do 1:5 000 000, to sama wielkość znaku punktowego (przyjmijmy 2 mm) określa średnicę stanowiska w terenie od 1 do 10 km. Te rozważania pokazują, że z pozoru oczywiste pojęcie stanowiska zespołu może mieć rozmaity wyraz w praktyce, w zależności od skali mapy, na której prezentuje się jego zasięg.

3.2. WYBÓR SPOSOBU OKREŚLENIA ZASIĘGÓW ZESPOŁÓW

Z pozoru proste pojęcie zasięgu zespołu, jako obszaru powierzchni Ziemi (ograniczonego linią zwaną kresem zasięgu), na którym dany zespół występuje, stwarza wiele problemów przy praktycznym wyznaczaniu zasięgów na mapach, zwłaszcza gdy chcemy to zrobić w sposób ujednoczony dla licznej grupy zespołów. Teoretycznie kres zasięgu wyznaczają skrajne stanowiska zespołu, co często nie jest jednak jednoznaczne. Nawet na mapach w małej skali, czyli takich jakie nas szczególnie interesują w niniejszym artykule, mogą powstawać trudności w wyznaczaniu zasięgu, na co wpływ mają różne przyczyny; a najważniejszymi są zwykle:

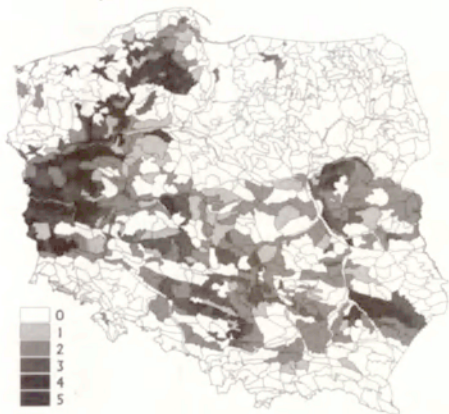
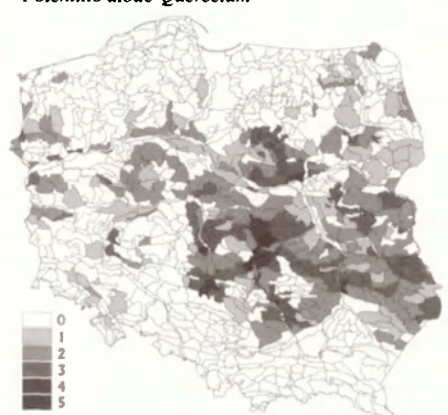
- nieostrość wydzielanych jednostek fitosocjologicznych, w szczególności tzw. zespołów wikaryzujących,
- trudność w lokalizacji stanowisk zespołów, zwłaszcza w przypadku danych z map potencjalnej roślinności naturalnej,
- nierównomierne rozmieszczenie w przestrzeni stanowisk zespołów, szczególnie tych związanych z wyjątkowymi sytuacjami siedliskowymi lub rzadkich z innych przyczyn, przez co niejasny jest sposób w jaki prowadzić należy linię łączącą stanowiska skrajne,
- nierównomierne rozpoznanie stanowisk poszczególnych zespołów w regionach, przez co często nie wiadomo, gdzie jest granica zasięgu, a gdzie brak jest danych.

Uproszczeniem metodycznym, pozwalającym częściowo na uniknięcie powyżej przedstawionych trudności i obiektywizację opisów zasięgów poszczególnych zespołów, jest prezentowanie danych w postaci kartogramów a nie map zasięgowych. Metoda ta, przy licznych niedostatkach pozwala na stosunkowo łatwe porównywanie zasięgów różnych zespołów, dzięki możliwości zestawiania ich występowania w tych samych jednostkach przestrzennych. Metody przedstawiania zasięgów w postaci kartogramów są bardzo często stosowane we florystyce (Zajac A., Zajac M. 1997; Zajac M. 1996).

Spośród dwu głównych typów kartogramu (o polach regularnych i nieregularnych) dla niniejszego opracowania wybrano kartogram o nieregularnej sieci pól, bardzo często stosowany np. w geografii społeczno-ekonomicznej, gdzie dane zbierane są w układzie jednostek administracyjnych. Przyjęto mianowicie, że podstawowymi polami odniesienia występowania zespołów leśnych będą jednostki geobotanicznego podziału Polski według propozycji J.M. Matuszkiewicza (1993).

3.3. KRAINY GEOBOTANICZNE JAKO PODSTAWOWE JEDNOSTKI ZBIERANIA DANYCH

W zaproponowanym przez J.M. Matuszkiewicza (1993) podziale geobotanicznym Polski, podobnie jak we wcześniejszych opracowaniach W. Szafera (1972), regiony geobotaniczne dzielą się na szereg poziomów, wśród których wyróżnia się trzy rzędy wielkości. Zaczynając od najniższego są to: podokręgi i okręgi w rzędzie trzecim, podkrajiny i krainy w rzędzie drugim oraz działy, podprowincje i prowincje w rzędzie pierwszym. Zestawienie danych w układzie podstawowych jednostek regionalnych, tj. podokręgów geobotanicznych, których w Polsce jest ponad 900, daje dobre możliwości analizy rozprzestrzenienia zespołów. Rozwiązanie takie zastosowano dla zbiorowisk leśnych w opracowaniu J.M. Matuszkiewicza (2001) (ryc. 1). Jeżeli jednak celem pracy jest porównanie i typologia zasięgów zespołów na podstawie danych o ich występowaniu w regionach, podokręgi wydają się jednostkami nie odpowiednimi. Z założenia (Matuszkiewicz J.M. 1993) podokręgi są jednostkami jednorodnymi pod względem krajobrazu roślinnego czyli zakres siedlisk jest w nich ograniczony (np. w jednym podokręgu są równiny sandrowe, a w drugim wysoczyzny morenowe). Zatem tworzenie typologii na podstawie fitosocjologicznych danych z tych jednostek dać musi w pierwszym rzędzie podział na zestawy krajobrazowe zespołów. Jest to zagadnienie interesujące, ale inne od tego jakie jest przedmiotem niniejszej pracy. Podobne ograniczenia, choć w mniejszym stopniu mogą wystąpić, gdy za podstawę

Leucobryo-Pinetum*Serratulo-Pinetum**Fago-Quercetum petraeae**Potentillo albae-Quercetum*

Ryc. 1. Rozpowszechnienie wybranych zespołów w podokręgach geobotanicznych. (Udział określany w pięciostopniowej skali według J.M. Matuszkiewicza (2001))

The occurrence of selected associations in geobotanical sub-districts
(after J.M. Matuszkiewicz 2001)

przyjmie się dane zestawione w okręgach geobotanicznych, które to jednostki wydzielane były także na podstawie pewnego podobieństwa krajobrazowego sąsiadujących podokręgów.

Dopiero jednostki regionalne drugiego, a zwłaszcza pierwszego rzędu są wydzielone wedle kryteriów innych niż lokalne zróżnicowanie siedlisk. Z założenia krainy i podkrainy geobotaniczne są jednostkami łączącymi okręgi nie różniące się pod względem potencjalnego inwentarza zbiorowisk naturalnych. W jednostkach tych w zasadzie nie występuje zjawisko tzw. wikaryzmu. Są to zatem najmniejsze jednostki, które mogą być porównywane pod względem inwentarza zbiorowisk, jeżeli głównym celem jest poszukiwanie zależności wielkoprzestrzennych i abstrahowanie od lokalnego

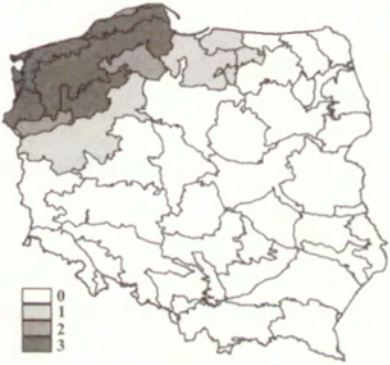
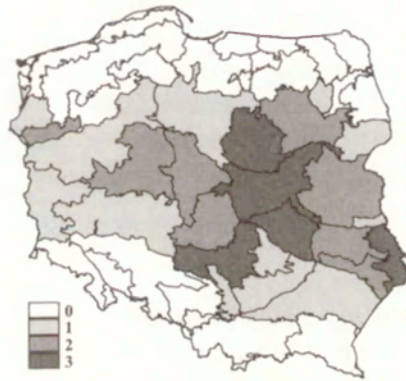


Ryc. 2. Krainy i podkrainy geobotaniczne jako jednostki podstawowe kartogramów występowania zespołów

The geobotanical provinces and sub-provinces as basic units in cartograms of the occurrence of associations

zróźnicowania siedlisk. Geobotaniczny podział regionalny wyróżnia 34 krainy, z których część dzielona jest na podkrainy. Łącznie jest ich w Polsce 50. Jeszcze bardziej porównywalne zestawy siedliskowe prezentują jednostki pierwszego rzędu, tj. działy, jednak mała ich liczba (9 w Polsce) uniemożliwia analizy z zastosowaniem taksonomii numerycznej. Biorąc zatem pod uwagę z jednej strony potrzebę szerokiego wachlarza siedlisk w jednostce, a z drugiej postulat licznej reprezentacji jednostek, wybór krain i podkrain wydaje się rozwiązaniem optymalnym dla zakładanego celu.

Wychodząc z powyższych przesłanek w niniejszym opracowaniu dane o występowaniu i rozprzestrzenieniu (częstości występowania) poszczególnych zespołów leśnych zestawiono dla 50 jednostek przestrzennych rangi krain-podkrain (ryc. 2). Źródłem tych danych były przede wszystkim prace fitosocjologiczne, w tym szczególnie zbiorcze opracowania zróźnicowania zbiorowisk leśnych na terenie całego kraju (Matuszkiewicz W., Matuszkiewicz J.M. 1996; Matuszkiewicz J.M. 2001) oraz mapy potencjalnej roślinności naturalnej (Matuszkiewicz W. i in. 1995). Pod względem ilościowym udział zespołów w regionach waloryzowany był w 3-stopniowej skali (tab. 2). Przykłady danych w układzie przestrzennym dla wybranych zespołów przedstawiono na rycinie 3.

Leucobryo-Pinetum*Serratulo-Pinetum**Fago-Quercetum petraeae**Potentillo albae-Quercetum*

Ryc. 3. Rozpowszechnienie wybranych zespołów w krainach geobotanicznych (Udział określany liczbami wskaźnikowymi w trzystopniowej skali jak w tabeli 2)

The occurrence of selected associations in provinces

3.4. METODY TAKSONOMII NUMERYCZNEJ ZASTOSOWANE DLA WYDZIELENIA TYPÓW ZASIĘGÓW

Na podstawie zestawienia obecności zespołów w jednostkach regionalnych, z uwzględnieniem ich zróżnicowanej częstości występowania (skala 1-3), dokonano analizy podobieństwa 58 zespołów (obiekty) pod względem występowania w 50 regionach (cechy). Obliczenia dokonano z zastosowaniem programów Biodiversity i Tytan (autorstwa A. Batki i I. Moraczewskiego). Wykonano następujące analizy:

– dendryt podobieństwa opracowany tradycyjną metodą na podstawie macierzy współczynników podobieństwa wg Kulczyńskiego obliczanego przez program Biodiversity (uwzględnia tylko obecność lub brak zespołów),

- dendrogram wykonany przez program Tytan-F z zastosowaniem, jako miary podobieństwa odległości Marczewskiego-Steinhaus (uwzględnia udział ilościowy zespołów) i trybu analizy skupień metodą średniej więzi „ważoną” (WPGMA),
- dendrogram wykonany przez program Tytan-B z zastosowaniem, jako miary podobieństwa kwadratu odległości Euklidesa i trybu analizy skupień jak wyżej,
- zestawienie krzyżowe dwu wyżej wymienionych ordynacji z dendrogramów wykorzystujące metodę graficzną zaproponowaną przez Z. Dzwonkę (1977, 1986).

3.5. TWORZENIE MAP ZAGĘSZCZENIA AREAŁÓW

Wyróżnione, dzięki zastosowaniu metod taksonomii numerycznej, grupy zespołów zestawiono na mapach zbiorczych. Polami odniesienia były, podobnie jak w innych przypadkach, krainy geobotaniczne, dla których sumowano stopnie skali częstości występowania zespołów z danego typu. Do prezentacji wybrano mapy najważniejszych grup zespołów. Mają one charakter kartodiagramów o nieregularnych polach.

4. WYNIKI

4.1. ANALIZA WYSTĘPOWANIA ZESPOŁÓW W KRAINACH

Analiza danych o występowaniu poszczególnych zespołów w krainach i podkrainach (tab. 2, ryc. 4) pozwala stwierdzić, że:

- wszystkie zespoły leśne mają w Polsce zasięg ograniczony,
- zespoły leśne dzielą się w przybliżeniu na dwie grupy, ze względu na liczbę krain, w których występują,
 - 10 (11) zespołów występuje w wielu (ponad połowie) krainach,
 - 45 zespołów jest spotykanych w mniej niż połowie krain, przy czym największa jest liczba najrzadszych (14 zespołów występuje tylko w jednej lub dwu krainach),
 - stosunkowo nieliczne są zespoły (2-3) występujące w około połowie krain,
 - najszerzej rozpowszechnione są zespoły reprezentujące łągi i olsy czyli zbiorowiska określane mianem „azonalnych”.

4.2. TYPOLOGIA ZASIĘGÓW ZESPOŁÓW

4.2.1. DENDRYT NA PODSTAWIE WSPÓLCZYNNIKA KULCZYŃSKIEGO

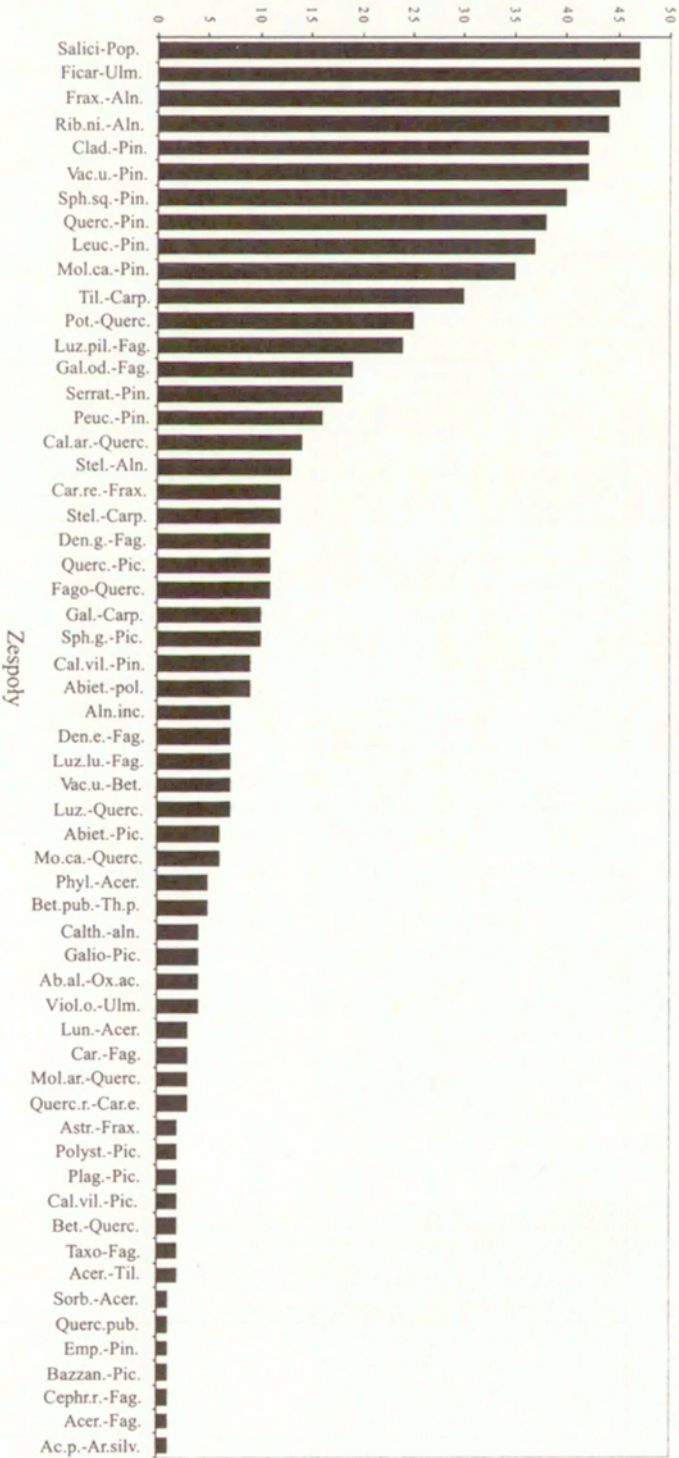
Dendryt wykonany na podstawie macierzy podobieństwa wyliczonej przez program Biodiversity z zastosowaniem współczynnika Kulczyńskiego (ryc. 5) pozwala na następujące stwierdzenia:

- centralną grupę zespołów o bardzo podobnych zasięgach stanowią trzy niżowe zespoły łągów, dwóch olsów i dwóch borów sosnowych ze skrajnych ekologicznie siedlisk (bór suchy i bagienny),
- od grupy centralnej wydzielają się trzy „gałęzie”,

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	
<i>Car.-Fag.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-			
<i>Taxo-Fag.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-	-			
<i>Ceph.r.-Fag.</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
<i>Ab.al.-Ox.ac.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	2	2				
<i>Phyl.-Acer.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	2	1					
<i>Lun.-Acer.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	-	1	-	-	-					
<i>Sorb.-Acer.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-					
<i>Acer.-Fag.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-					
<i>Ac.p.-Ar.silv.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-					
<i>Acer.-Til.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-					
<i>Ficar.-Ulm.</i>	1	1	2	1	1	1	1	3	2	2	1	2	3	3	2	2	3	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	1	1	1	1	2	1	1	-	3	1	-	-	1
<i>Viol.o.-Ulm.</i>	-	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Frax.-Aln.</i>	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
<i>Stel.-Aln.</i>	-	1	1	2	-	1	1	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-		
<i>Car.re.-Frax.</i>	-	-	2	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	3	2	3	1	1	3			
<i>Astr.-Frax.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-				
<i>Aln.inc.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	1	2	2	2	2			
<i>Calth.-Aln.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	1	2		
<i>Salici-Pop.</i>	1	1	2	1	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	2	2	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	2	1	2	1	-	2	1	-	-	1	
<i>Rib.ni.-Aln.</i>	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
<i>Sph.sq.-Aln.</i>	1	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	-	-	1	1	2	1	-	1	2	2	2	2	1	1	2	1	2	2	2	2	3	2	2	-	-	-	-	-	-		
<i>Bet.pub.-Th.p.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	1	-	-	-	-	-	
<i>Querc.r.-Car.e.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

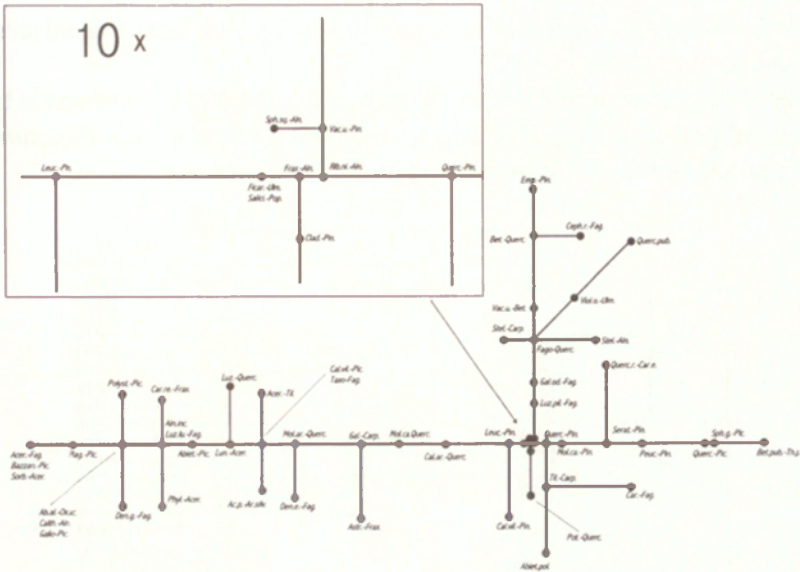
Oznaczenia roli przestrzennej w regionach: 3 - zespół pospolity, 2 - zespół umiarkowanie pospolity, 1 - zespół rzadki

Liczba krain



Ryc. 4. Częstość występowania zespołów w krainach geobotanicznych

The frequency of occurrence of associations in geobotanical provinces



Ryc. 5. Dendryt podobieństwa zasięgów zespołów na podstawie współczynnika Kulczyńskiego

A probability dendrite for the ranges of associations on the basis of Kulczyński's coefficient

- wyraźnie odrębną grupę stanowią rozmaite zespoły ogólnie związane z północno-zachodnią Polską (buczyny, dąbrowy acidofilne, grąd atlantycki i inne),
- nieco mniej jednoznaczna grupa stanowią zespoły ogólnie związane ze wschodnią częścią kraju, a wchodzi do niej takie zbiorowiska, jak dwa zespoły borów mieszanych, kontynentalny grąd, kontynentalny bór sosnowy, dąbrowa świetlista, subborealne świerczyny i inne,
- długi i złożony ciąg tworzą zbiorowiska, które bardzo ogólnie określić można jako górskie i związane z południowo-zachodnią częścią kraju, zaczyna się od suboceanicznego boru sosnowego, przez zespoły wielkopolsko-śląskie przechodzi do zbiorowisk suleckich, ogólnogórskich i karpackich.

4.2.2. DENDROGRAM WEDŁUG KWADRATU ODLEGŁOŚCI EUKLIDESA

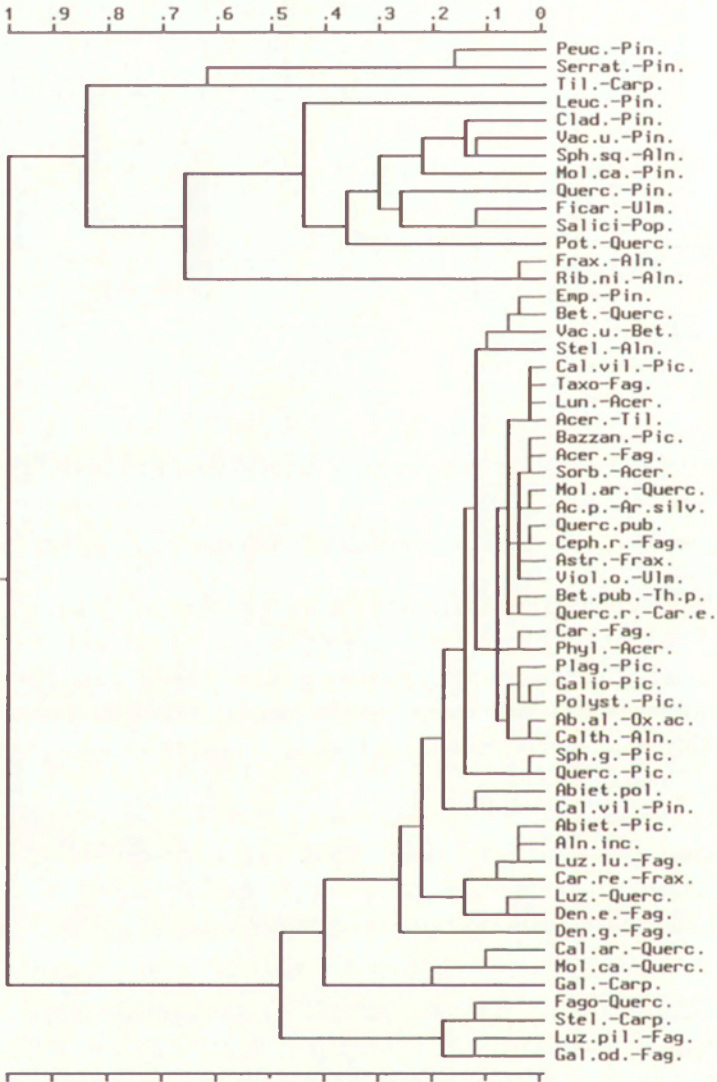
Analiza zróżnicowania zasięgów zespołów z zastosowaniem, jako miary niepodobieństwa kwadratu odległości Euklidesa (ryc. 6) pozwala stwierdzić, że:

- dendrogram dzieli zespoły w pierwszym rzędzie na dwie grupy (podział ten ogólnie można scharakteryzować jako podział na zbiorowiska występujące w licznych krainach oraz rzadsze),
- w obrębie grupy występujących w wielu krainach szczególnie wyraźnie wydziela się grupa zbiorowisk kontynentalnych odgrywających na części terytorium kraju dużą

rolę (*Peucedano-Pinetum*, *Serratulo-Pinetum* i *Tilio-Carpinetum*) oraz grupa dwu pospolitych i odgrywających dużą rolę na całym niżu (*Fraxino-Alnetum* i *Ribeso-Alnetum*),

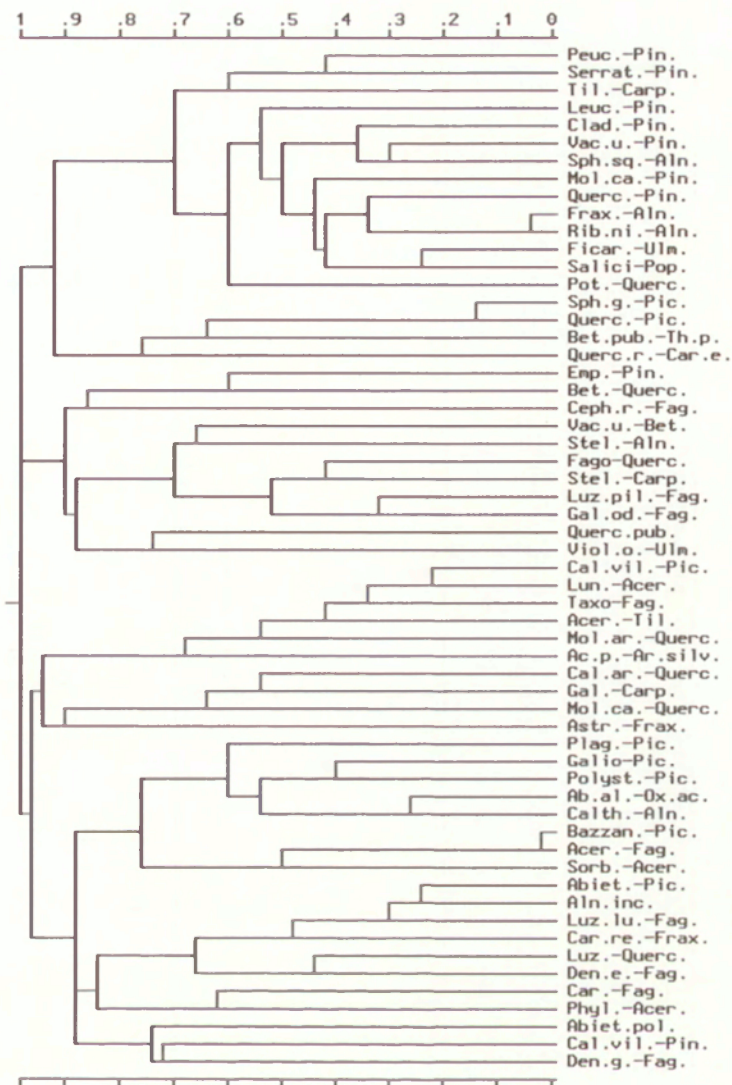
– w obrębie zespołów rzadszych wyróżnić można 15 grup liczących od jednego do pięciu zespołów,

– szczególnie jednoznaczna jest wśród nich grupa obejmująca pomorskie buczyny ubogie i żyzne, pomorski grąd i las dębowo-bukowy (*Luzulo pilosae-Fagetum*, *Galio odorati-Fagetum*, *Stellarario-Carpinetum* i *Fago-Quercetum*).



Ryc. 6. Dendrogram zróżnicowania zasięgów zespołów oparty na kwadracie odległości Euklidesa

A dendrogram of the differences in the ranges of associations based on the square of the Euclidean distance



Ryc. 7. Dendrogram zróżnicowania zasięgów zespołów oparty na odległości Marczeńskiego-Steinhaus

Dendrogram of the differences in the ranges of associations based on the Marczewski-Steinhaus distance.

4.2.3. DENDROGRAM NA PODSTAWIE ODLEGŁOŚCI MARCZEWSKIEGO-STEINHAUSA

Przedstawiony na rycinie 7 dendrogram pozwala na następujące stwierdzenia.

- zespoły dzielą się w pierwszym rzędzie na trzy grupy.
- pierwszą grupę (I) stanowią zespoły rozpowszechnione na całym niżu oraz zespoły związane ze wschodnią częścią kraju.
- druga grupa (II) obejmuje zespoły związane z północno-zachodnią częścią kraju.
- w podgrupie Ib obejmującej ogólnie zespoły szeroko rozprzestrzenione w kraju może być przeprowadzony dalszy podział; wydzielają się z niej niezależnie świetlista

dąbrowa (*Potentillo albae-Quercetum*) i zachodni wikariant boru świeżego (*Leucobryo-Pinetum*).

– w drugiej grupie wyróżnić można podgrupę IIa ze zbiorowiskami przymorskimi, podgrupę IIb złożoną z trzech par zespołów o różnym rozprzestrzenieniu w kraju, ale ogólnie mających centrum występowania na Pomorzu i podgrupę IIc z dwoma rzadkimi zbiorowiskami pojawiającymi się w zachodniej części kraju.

– w obrębie grupy trzeciej wyróżnia się pięć podgrup. Pierwszą z nich (IIIa) stanowią zespoły występujące niemal wyłącznie w Sudetach i nie mające dużego udziału w krajobrazach, drugą (IIIb) – zespoły wielkopolsko-śląskie, trzecią (IIIc) – zbiorowiska występujące wyłącznie w Karpatach, czwartą (IIId) – zbiorowiska górskie, wychodzące częściowo poza góry, piątą (IIIe) – zbiorowiska związane z Karpatami i ich przedpołem.

Można zauważyć, że wyniki podziału, według omawianego dendrogramu, są wysoce zbieżne z wynikami uzyskanymi na podstawie analizy dendrytu prezentowanego na rycinie 5; nie są także sprzeczne z wynikami analizy dendrogramu zamieszczonego na rycinie 6.

4.2.4. ZESTAWIENIE KRZYŻOWE

Ordynacja zespołów na podstawie dwu dendrogramów (ryc. 6 i 7) została zestawiona „na krzyż” w tabeli 3. Zgodnie z metodą Z. Dzwonki (1977) możliwe jest wyróżnienie jednorodnych grup zespołów mieszczących się w tych samych polach tabeli. Zestawienie to pozwala na wydzielenie 24 grup, liczących od jednego zespołu (pięć grup) do pięciu (dwie grupy). Mieszczą się one w omawianych w poprzednim punkcie grupach, stanowiąc ich uszczegółowienie. Można wskazać na:

– wydzielenie w obrębie podgrupy Ib oprócz pojedynczych – boru sosnowego (*Leucobryo-Pinetum*) i dąbrowy świetlistej (*Potentillo-Quercetum*), dwu par: łągu jesionowo-wiązowego (*Ficario-Ulmetum*) z łągiem wierzbowo-topolowym (*Salici-Populetum*), związanych z dolinami wielkich rzek i łągu jesionowo-olszowego (*Fraxino-Alnetum*) z olsem typowym (*Ribeso-Alnetum*) podobnie pospolitych na niżu i wyżynach oraz pozostałych pięciu zespołów nie dających się zróżnicować;

– rozpad grupy Ic na dwie pary: dobrze rozpoznane świerczyny (*Sphagno girgensohnii-Piceetum* i *Quercu-Piceetum*) oraz częściowo wątpliwe zbiorowiska z grupy olsów (zbior. *Betula pubescens-Thelypteris palustris* i zbior. *Quercus robur-Carex elongata*);

– oddzielenie w obrębie podgrupy IIa pary zbiorowisk występujących dość powszechnie na obszarze przymorskim – boru bażynowego (*Empetro nigri-Pinetum*) i lasu brzoźowo-dębowego (*Betulo-Quercetum*) od specyficznej postaci buczyny storczykowej zaliczonej do zespołu *Cephalanthro rubrae-Fagetum* znanej z jednego stanowiska;

– rozdzielenie grupy IIb na niezbyt jednorodną parę, do której wchodzi brzezina bagienna (*Vaccinio uliginosi-Betuletum*) i olszowy łąg gwiazdnicowy (*Stellario-Alnetum*) oraz pozostałą czwórkę, którą dalej można podzielić na dwie pary obejmujące: las dębowo-bukowy (*Fago-Quercetum*) i grąd pomorski (*Stellario-Carpinetum*) oraz ubogą i żyzną buczyną pomorską (*Luzulo pilosae-Fagetum* i *Galio odorati-Fagetum*);

– podział podgrupy IIIa na czwórkę nieco pospolitszych zespołów sudeckich obejmującą świerczynę górnoreglową, jaworzynę z miesiącznicą, buczynę storczykową i las klonowo-lipowy (*Calamagrostio villosae-Piceetum*, *Lunario-Aceretum*, *Taxo-Fagetum* i *Aceri-Tilietum*) i parę rzadszych, do której należą wilgotna dąbrowa acidofilna (*Molinio arundinaceae-Quercetum*) i słabo określona postać lasu jaworowego (zbiorowisko *Acer pseudoplatanus-Aruncus sylvestris*);

– oddzielenie w podgrupie IIIb bardzo rzadkiego łągu z jarzmianką (*Astrantio-Fraxinetum*) od mniej lub bardziej pospolitych trzech pozostałych zespołów, do których należą środkowoeuropejski grąd i dwie postaci acidofilnych lasów dębowych (*Galio-Carpinetum*, *Calamagrostio-Quercetum* i *Molinio caerulaeae-Quercetum*);

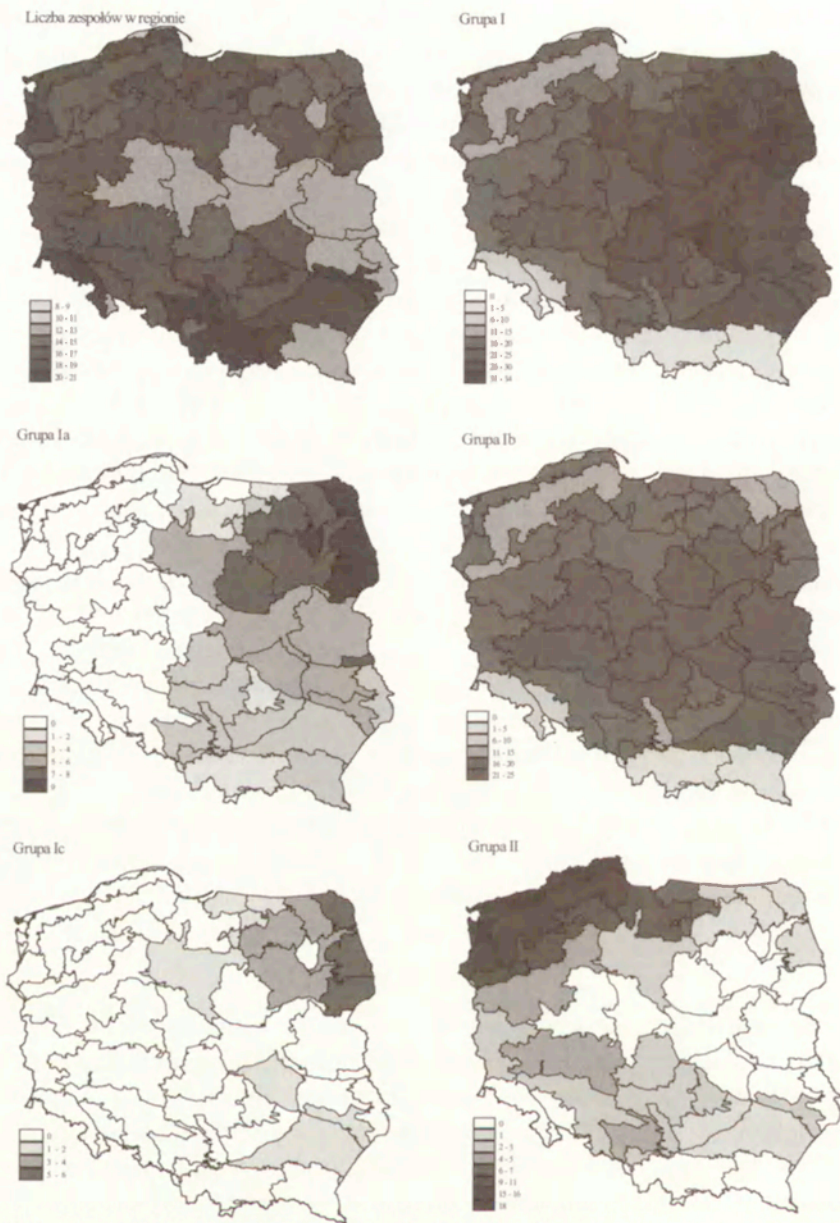
– podział podgrupy IIIc na piątkę jednostek występujących w różnych częściach Karpat, do której zaliczają się: górnoreglowe świerczyny siedlisk krzemianowych i wapiennych (*Plagiothecio-Piceetum* i *Polysticho-Piceetum*), dolnoreglowe świerkowo-jodłowe bory mieszane i eutroficzne lasy jodłowe (*Galio-Piceetum* i zbior. *Abies alba-Oxalis acetosella*) oraz górska olszyna bagienna (*Caltho-Alnetum*) i trójka występujących rzadko, wyłącznie w Podkrajnie Zachodniobeskidzkiej, zbiorowisk: bagienną świerczynę dolnoreglową (*Bazzanio-Piceetum*) i dwie postaci lasów jaworowych (*Aceri-Fagetum* i *Sorbo-Aceretum*); podział podgrupy III d na czwórkę zespołów ogólnie górskich (*Abieti-Piceetum*, *Luzulo luzuloidis-Fagetum*, *Alnetum incanae*, *Carici remotae-Fraxinetum*) i parę zespołów górsko-podgórskich z centrum w Sudetach (*Dentario enneaphyllidis-Fagetum* i *Luzulo-Quercetum*) oraz parę zespołów górsko-podgórskich związanych z wapiennym podłożem i dlatego mających centrum występowania w Pieninach (*Carici-Fagetum* i *Phyllitido-Aceretum*);

– rozdzielenie podgrupy IIIe na podgórską parę zbiorowisk jodłowo-świerkowych (*Abietetum polonicum* i *Calamagrostio villosae-Pinetum*) oraz karpacko-podgórski zespół żyznej buczyny (*Dentario glandulosae-Fagetum*).

4.3. PRZESTRZENNY OBRAZ WYSTĘPOWANIA WYRÓZNIONYCH GRUP ZESPOŁÓW

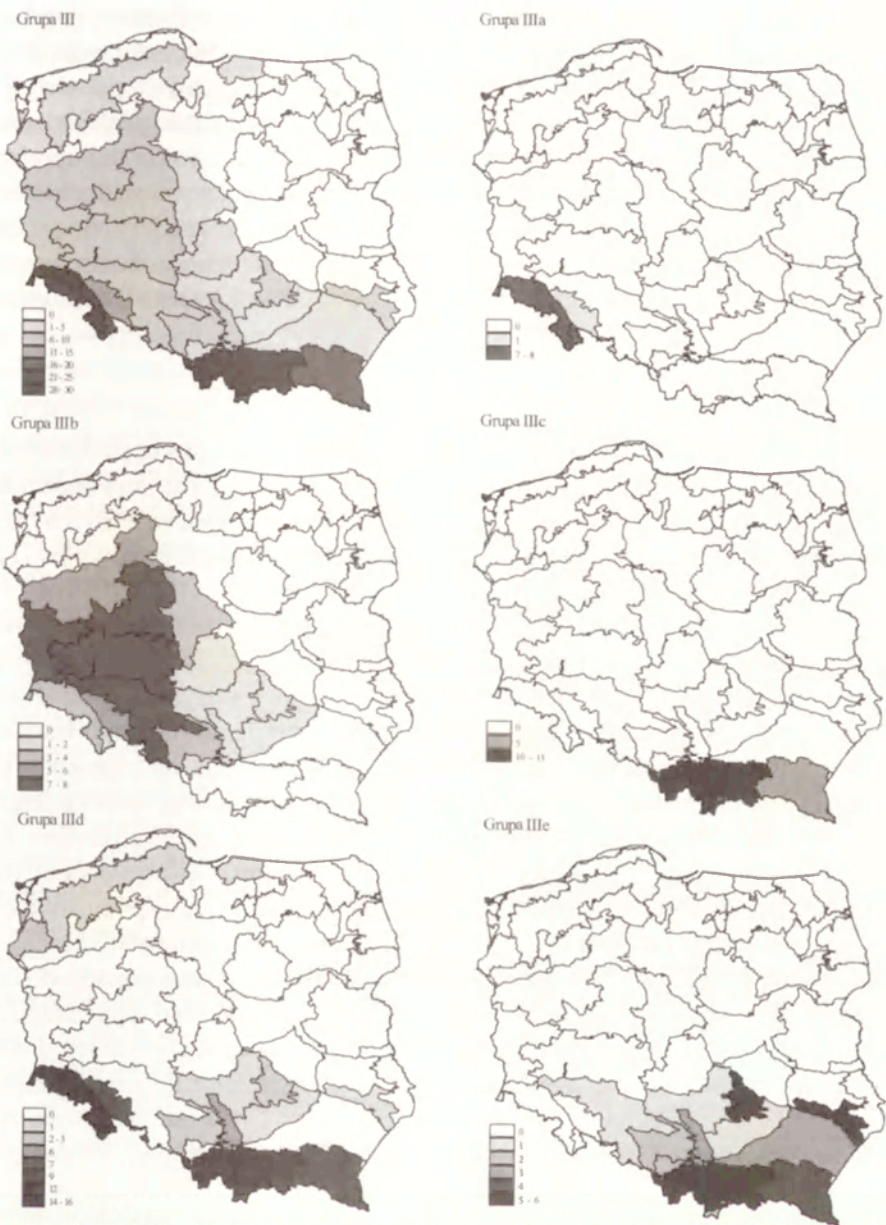
Na podstawie danych zawartych w tabeli 2 wykonano kartodiagramy występowania w krainach geobotanicznych zespołów zaliczonych do poszczególnych typów (ryc. 8). Widać przy tym wyraźne zróżnicowanie kraju pod względem bogactwa inwentarza zespołów leśnych w krainach. Wyróżniona wyżej grupa I podobnie jak i podgrupa Ib wskazują na dość oczywisty związek z obszarami niżowymi i zwiększają częstość występowania w kierunku wschodnim. Zbiorowiska podgrupy Ia występują najczęściej w Dziale Północnym, w sposób zróżnicowany w działach: Mazowiecko-Poleskim i Wołyńskim, znacznie słabiej w Dziale Wyżyn Południowopolskich i w działach karpackich. Zbiorowiska podgrupy Ic stosunkowo liczniej występują we wschodnich podkrajnach Działu Północnego; odnotowano ich udział także w innych krainach.

Zbiorowiska grupy II bardzo wyraźnie związane są z Działem Pomorskim. Pewien ich udział odnotowuje się także w działach: Brandenbursko-Wielkopolskim i Wyżyn Południowopolskich a nawet w części Działu Północnego. Grupa III obejmuje 3 działy górskie oraz działy: Brandenbursko-Wielkopolski i Wyżyn Południowopolskich. Niewielki ich udział wskazać można w Dziale Pomorskim. Podgrupa 3a jednoznacznie



Ryc. 8a. Intensywność występowania wyróżnionych grup zespołów leśnych w krainach geobotanicznych (Sumy liczb wskaźnikowych zespołów według danych z tabeli 2)

Intensity of occurrence of groups associations in the province



Ryc. 8b. Intensywność występowania wyróżnionych grup zespołów leśnych w krainach geobotanicznych (Sumy liczb wskaźnikowych zespołów według danych z tabeli 2)

Intensity of occurrence of groups associations in the province

związana jest z Działem Sudeckim, podobnie jak podgrupa IIIc z działami karpackimi. Podgrupa IIIb obejmuje działy: Brandenbursko-Wielkopolski i Sudecki; wchodzi także do zachodnich krain Działu Wyżyn Południowopolskich. Interesująco przedstawia się zasięg podgrupy III d; znaczny jest udział tych zbiorowisk w działach górskich, znacznie mniejszy ale znaczący w Dziale Wyżyn Południowopolskich, a ponad to pojawiają się one w ciągu krain Działu Pomorskiego obejmujących najwyższe wyniesienia morenowe. Podgrupa IIIe najobficiej reprezentowana jest w Karpatach. Ponadto schodzi ona na regiony Działu Wyżyn Południowopolskich, w szczególności krainy obejmujące tereny z większymi wyniosłościami (Jura Krakowsko-Częstochowska, Góry Świętokrzyskie, Roztocze).

5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Na podstawie uzyskanych wyników oraz wykorzystując ogólne - częściowo niestety nie w pełni precyzyjne – dane o występowaniu zespołów poza granicami Polski pokusić się można o dokonanie wyróżnienia typów zasięgowych zespołów leśnych. Jak się wydaje wyróżnić można osiem wyraźnych typów oraz pewną liczbę podtypów i typów słabo określonych.

Typ subatlantycki północny grupuje zespoły, których centrum występowania znajduje się mniej więcej w północno-zachodnich Niemczech. Ich głównym obszarem w granicach naszego kraju jest Dział Pomorski. Typ ten w dużym stopniu wiąże się z niżowym zasięgiem buka i atlantyckim klimatem. Najlepszymi reprezentantami omawianego typu są niewątpliwie zespoły lasu bukowo-dębowego i pomorskiego grądu (*Fago-Quercetum* i *Stellario-Carpinetum*), a także prawdopodobnie brzezina bagienna (*Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*). Trochę bardziej ograniczony jest zasięg lasu brzozowo-dębowego zespołu *Betulo-Quercetum*. Natomiast dwa zespoły niżowych buczyn, mają zasięg nieco rozszerzony: reprezentujący żyzne buczyny pomorskie zespół *Galio odorati-Fagetum* przechodzi do Działu Brandenbursko-Wielkopolskiego, a obejmujący niżowe ubogie buczyny zespół *Luzulo pilosae-Fagetum* ponadto do Działu Wyżyn Południowopolskich. Z pewną dozą ryzyka zaliczyć do tego typu można także zespoły występujące na bardzo nielicznych stanowiskach: specyficzny łęg wiązowy z fiołkiem wonnym (*Violo odorati-Ulmetum*), znany z Niemiec północnych i Holandii oraz (o ile uzna się jej odrębność syntaksonomiczną) nadmorską buczynę storczykową (*Cephalanthero rubrae-Fagetum*) również znaną z północnych Niemiec. Przynależność gwiazdnicowego łęgu olszowego zespołu *Stellario-Alnetum* do omawianego typu jest wątpliwa. Być może należy on raczej do jednego z typów grupy „górskiej”.

W przedstawionym w niniejszej pracy grupowaniu zasięgów zespołów dwa z nich włączone zostały do grupy „pomorskiej”, ale zaliczenie ich do typu subatlantyckiego północnego nie jest możliwe. Są nimi: ciepłolubny las dębowy z dębem omszonym (*Quercetum pubescenti-petraeae*), występujący u nas na jedynym stanowisku akurat w Dziale Pomorskim, podczas gdy jego ogólny zasięg jest związany w szczególności z obszarami Czech i południowych Niemiec oraz nadmorski bór bażynowy (*Empetro nigri-Pinetum*) związany z południowymi wybrzeżami Bałtyku. Oba zatem reprezentują

odrębne typy zasięgowe, które jednak nie mają innych reprezentantów wśród zespołów leśnych rozpoznanych w naszym kraju.

Typ środkowoeuropejski niżowy obejmuje zespoły, których centrum znajduje się w niżowych obszarach wschodnich Niemiec, gdzie skutkiem stosunkowo suchego klimatu rola buka w tworzeniu zbiorowisk jest niewielka. Głównym obszarem występowania zbiorowisk tego typu jest w Polsce Dział Brandenbursko-Wielkopolski. Należą do nich środkowoeuropejskie grądy i dąbrowy acidofilne (*Galio-Carpinetum* i *Calamagrostio arundinaceae-Quercetum*) oraz słabo rozpoznany zespół wilgotnej dąbrowy acidofilnej (*Molinio caeruleae-Quercetum*). W grupowaniu zespołów leśnych Polski z powyższymi zespołami łączyć się także może niepewny i słabo rozpoznany zespół łągu z jarmianką (*Astrantio-Fraxinetum*) znany z bardzo nielicznych stanowisk.

Typ środkowoeuropejski górski obejmuje zespoły, których zasięg koncentruje się w obszarach niskich i średnich gór należących do Podprowincji Hercyńsko-Czeskiej lub szerzej do Prowincji Subatlantyckiej Górskiej. W Polsce zespoły te występują głównie w Dziale Sudeckim. Do typu tego należą niewątpliwie: „hercyńska” świerczyna górnoreglowa (*Calamagrostio villosae-Piceetum –Piceetum hercynicum*), podgórski las klonowo-lipowy (*Aceri-Tilietum*), podgórska dąbrowa wilgotna (*Molinio arundinaceae-Quercetum*), storczykowa buczyna z cisem (*Taxo-Fagetum*), o ile przyjmuje się jej syntaksonomiczną odrębność i jaworzyna górską z miesięcznicą *Lunario-Aceretum*, przechodząca także na obszar zachodnich Karpat. Do omawianego typu zaliczyć także należy: podgórską dąbrowę acidofilną (*Luzulo-Quercetum*), która przechodzi na zachodnie przedpola Karpat i sudecką buczynę żyzną (*Dentario enneaphyllidis-Fagetum*), mającą stanowiska także w zachodnich krainach Działu Wyżyn Południowopolskich. Być może także do tego typu należy bardzo słabo rozpoznane zbiorowisko jaworzyny z Masywu Śnieżnika (zbior. *Acer pseudoplatanus-Aruncus sylvestris*), w dużym stopniu podobne w zakresie składu florystycznego do znanego z Niemiec południowych zespołu *Ulmo glabrae-Aceretum pseudoplatani* Issler 1926.

Typ ogólnogórsko-podgórski obejmuje zespoły znane z różnych gór europejskich u nas występujące zarówno w Karpatach jak i Sudetach. Do tego typu należą niewątpliwie górskie zespoły: dolnoreglowego boru jodłowo-świerkowego (*Abieti-Piceetum*), górskiej buczyny ubogiej (*Luzulo luzuloidis-Fagetum*) i nadrzecznej olszyny górskiej (*Alnetum incanae*) a także górsko-podgórskie: nawapiennej jaworzyny z jęczmikiem (*Phyllitido-Aceretum*) i nawapiennej buczyny storczykowej (*Carici-Fagetum*). Wydaje się, że do omawianego typu, jako odrębny podtyp zaliczyć można także podgórski łąg jesionowy zespołu *Carici remotae-Fraxinetum*, który oprócz obszarów górsko-podgórskich występuje także w obszarach atlantyckich (zarówno w Polsce jak i na zachodzie Europy), czyli łączy omawiany typ z typem subatlantyckim północnym. Nie wykluczone jest, że podobny zasięg może mieć też gwiazdnicowy łąg olszowy (*Stellario-Alnetum*).

Interesujący problem stanowi wpływ ujęcia typologiczno-fitosocjologicznego zbiorowisk na problematykę analizy zasięgów. Takim przykładem są występujące w Polsce storczykowe buczyny z podzwiazku *Cephalanthero-Fagenion*. Mogą być

one ujmowane jako jeden zespół obejmujący zbiorowiska karpackie, podkarpackie, sudeckie i pomorskie. Wtedy zasięg tego zespołu zbliża się do omówionego wcześniej zasięgu *Carici remotae-Fraxinetum*. Jeżeli jednak dokona się podziału na trzy jednostki regionalne (*Carici-Fagetum*, *Taxo-Fagetum*, *Cephalanthero rubrae-Fagetum*), tak jak to zrobiono w niniejszym opracowaniu, każda z nich przynależeć będzie od innego typu.

Typ karpacki obejmuje górskie zespoły występujące wyłącznie w Karpatach. Niewątpliwymi reprezentantami tej grupy są dwa zespoły karpackich świerczyn górnoregłowych (*Plagiothecio-Piceetum* i *Polysticho-Piceetum*) oraz specyficzny zespół jaworzyny z Beskidów (*Sorbo aucupariae-Aceretum*). Zaliczyć do tego typu też wypada żyzną buczynę karpacką (*Dentario glandulosae-Fagetum*), która oprócz Karpat występuje także w znacznej części krain Działu Wyżyn Południowopolskich. Niejasna jest sytuacja w przypadku zespołów: *Galio-Piceetum*, *Caltho-Alnetum*, *Aceri-Fagetum*, *Bazzanio-Piceetum* i zbiorowiska *Abies alba-Oxalis acetosella* z podzwiazku *Galio-Abietenion*. W skali Polski wszystkie te zbiorowiska mogą być uważane za typowo karpackie, bowiem brak ich w Sudetach. Jednakże podobne (ale czy reprezentowane przez te same zespoły?) zbiorowiska znane są z Alp i niektórych innych pasm na zachodzie Europy, przez co nie wiadomo czy można zaliczyć je do omawianego typu, czy też raczej do typu poprzedniego, jako podtyp nie występujący w Sudetach.

Typ podgórsko-wyżynny być może powinien stanowić podtyp w ramach typu poprzedniego a elementem łączącym byłby zespół żyznej buczyny karpackiej *Dentario glandulosae-Fagetum*. Omawiany typ obejmuje zespoły, które prawdopodobnie mogą być uważane za endemiczne dla Działu Wyżyn Południowopolskich i przyległych terenów. Można do niego zaliczyć: wyżynną jedlinę (*Abietetum polonicum*) i słabo jeszcze opisany zespół boru sosnowego ze świerkiem i jodłą (*Calamagrostio villosae-Pinetum*). Oba te zespoły związane są z zasięgiem jodły i południowym zasięgiem świerka; w obu przypadkach charakterystyka florystyczna lokuje je jako przejściowe pomiędzy zbiorowiskami borów sosnowych (związek *Dicrano-Pinion*) i borów świerkowo-jodłowych (związek *Piceion abietis*).

Typ subborealny obejmuje zbiorowiska mające centrum występowania w Obszarze Borealnym lub przynajmniej na obszarach Prowincji Kontynentalnej Lasów Mieszanych. Niewątpliwymi reprezentantami tego typu są dwa zespoły z grupy świerczyn: borealna świerczyna (*Sphagno girgensohnii-Piceetum*) i bór mieszany świerkowo-dębowy zwany jegiel (*Quercu-Piceetum*). Najprawdopodobniej zaliczyć tu można także słabo scharakteryzowane i mało rozpoznane pod względem występowania zbiorowisko olsu brzoźowego (zbior. *Betula pubescens-Thelypteris palustris*). Całkiem niejasna jest sytuacja w przypadku zbiorowiska olsu dębowego, zwanego też dębniakiem turzycowym (zbior. *Quercus robur-Carex elongata*). Autor, który je opisał z północno-wschodniej Polski stwierdził możliwość jego występowania nawet w Rumunii (Sokołowski 1972).

Typ subkontynentalny obejmuje trzy zespoły o nieidentycznych zasięgach w Polsce, dla których określenie generalnego zasięgu każdego z nich jest trudne, z powodu braku w pełni porównywalnych materiałów z obszarów położonych na

wschód od naszego kraju. Stosunkowo najłatwiej określić jest zasięg subkontynentalnego grądu (*Tilio-Carpinetum*), bowiem jego wschodnią granicę wyznacza zasięg graba jako gatunku. Trudniej określić wschodnie granice kontynentalnego zespołu boru sosnowego świeżego (*Peucedano-Pinetum*), który być może sięga do okolic Moskwy, a zwłaszcza bogatego florystycznie kontynentalnego boru mieszanego (*Serratulo-Pinetum*). O ich centrum występowania w Europie wschodniej świadczy skład florystyczny.

Z grupy 11 zespołów niżowych, których zróżnicowanie zasięgów na podstawie materiałów tylko z Polski jest bardzo utrudnione lub nawet niemożliwe można wydzielić:

– zespół świetlistej dąbrowy (*Potentillo albae-Quercetum*) mający prawdopodobnie zasięg kontynentalno-subpontyjski, o czym bardziej niż dane odnośnie występowania w krainach geobotanicznych Polski, świadczy przebieg granic północnych, zachodnich i południowo-zachodnich w naszym kraju (ryc. 1 i 3), przy jednoczesnych wskazówkach wynikających ze składu florystycznego;

– zespół suboceanicznego boru sosnowego (*Leucobryo-Pinetum*) o zasięgu suboceanicznym w bardzo szerokim rozumieniu, o czym świadczy jego wschodnia granica przebiegająca przez nasz kraj (ryc. 1 i 3);

– zespoły boru mieszanego *Quercu roboris-Pinetum* i boru wilgotnego *Molinio-Pinetum* zbliżające się do typu subkontynentalnego, o czym świadczą ich zachodnie granice zasięgów w Polsce.

Pozostałe sześć zespołów musi zostać uznane za niżowe o zasięgu niezróżnicowanym w skali Polski. Badania ich zasięgów przeprowadzić będzie można dopiero wówczas, gdy obejmie się analizą znacznie większy obszar, a to odłożyć należy do następnego opracowania.

LITERATURA

- Dzwonko Z., 1977, *A Numerical Classification of the Forest Communities of the Słonne Góry Mountains (The Polish Eastern Carpathians)*, *Fragm. Flor. Geobot.*, 23, 3-4, s. 345-353.
- 1986, *Klasyfikacja numeryczna zbiorowisk polskich Karpat*, *Fragm. Flor. Geobot.*, 30, 2, s. 93-167.
- Faliński J.B., 1990, *Kartografia geobotaniczna*, PPWK, Warszawa.
- Kornaś J., Medwecka-Kornaś A., 1986, *Geografia roślin*, PWN, Warszawa.
- Kostrowicki A.S., 1999, *Geografia biosfery. Biogeografia dynamiczna lądów*, PWN, Warszawa.
- Kozłowska A.B., Matuszkiewicz J.M., 1993, *Przegląd fitosocjologiczny zbiorowisk leśnych Polski – jaworzyny górskie*, *Fragm. Flor. et Geobot.*, 38, 1s. 277-302.
- Matuszkiewicz J., 1976, *Przegląd fitosocjologiczny zbiorowisk leśnych Polski Cz.3. Lasy i zarośla lęgowe*, *Phytocoenosis*, 5, 1, s. 3-66.
- 1977, *Przegląd fitosocjologiczny zbiorowisk leśnych Polski Cz.4. Bory świerkowe i jodłowe*, *Phytocoenosis*, 6, 3, s. 151-226.

- 1988, *Przegląd fitosocjologiczny zbiorowisk leśnych Polski. Bory mieszane i acidofilne dąbrowy*, *Fragm. Flor. et Geobot.*, 33, s. 107-190.
- 1993, *Krajobrazy roślinne i regiony geobotaniczne Polski*, *Prace Geogr.*, 158, s. 1-107.
- 2001, *Zespoły leśne Polski*, PWN, Warszawa.
- Matuszkiewicz J.M., Kozłowska A.B., 1991, *Przegląd fitosocjologiczny zbiorowisk leśnych Polski – ciepłolubne dąbrowy*, *Fragm. Flor. et Geobot.*, 36, 1, s. 203-256.
- Matuszkiewicz W., 1981, *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*, PWN, Warszawa.
- Matuszkiewicz W., Faliński J.B., Kostrowicki A.S., Matuszkiewicz J.M., Olaczek R., Wojterski T., 1995, *Potencjalna roślinność naturalna Polski Mapa przeglądowa 1:300.000. Arkusze 1-12*, IGiPZ PAN i WZKart, Warszawa.
- Matuszkiewicz W., Matuszkiewicz A., 1973, *Przegląd fitosocjologiczny zbiorowisk leśnych Polski Cz.1. Lasy bukowe*, *Phytocoenosis*, 2, 2, s. 143-202.
- 1985, *Zur Syntaxonomie der Eichen-Hainbuchenwlder in Polen*, *Tuexenia*, 5, s. 473-489.
- Matuszkiewicz W., Matuszkiewicz J., 1973, *Przegląd fitosocjologiczny zbiorowisk leśnych Polski Cz.2. Bory sosnowe*, *Phytocoenosis*, 2, 4, s. 273-356.
- 1996, *Przegląd fitosocjologiczny zbiorowisk leśnych Polski (synteza)*, *Phytocoenosis*, 8 (N.S.), *Seminarium Geobotanicum*, 3, s. 3-79.
- Pawłowski B., 1977, *Skład i budowa zbiorowisk roślinnych oraz metody ich badania*. [w:] Szafer W., Zarzycki K. (red.), *Szata roślinna Polski*, t 1, PWN, Warszawa, s. 237-269.
- Sokołowski A.W., 1972, *Zespół Carici elongatae-Quercetum – dębniak turzycowy*, *Acta Soc. Bot. Pol.*, 41.1, s. 113-120.
- Szafer W. 1972. *Podstawy geobotanicznego podziału Polski. Szata roślinna Polski niżowej*, [w:] W. Szafer, K. Zarzycki (red.), *Szata roślinna Polski II*, PWN, Warszawa, s. 9-189.
- Zajac A., Zajac M. (red.), 1997, *Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych chronionych w Polsce*, Instytut Botaniki UJ, Kraków.
- Zajac M., 1996, *Mountain vascular plants in the polish lowlands*, *Polish. Bot. Stud.*, 11, s. 1-92.

DIFFERENTIATION IN THE GEOGRAPHICAL RANGES OF POLAND'S FOREST ASSOCIATIONS

Summary

The aim of the work has been to identify the typological differentiation to the ranges (areas of occurrence) of the 58 forest associations recorded on Polish territory.

A review of information on the degree to which the areas of occurrence of Poland's forest associations are known is provided in Table 1. On the basis of data collected previously (see examples in Fig. 1) regarding the occurrence of forest associations in sub-districts - i.e. the lowest-level regional units to the geobotanical division of Poland after J.M. Matuszkiewicz (1993) - data on the occurrence of associations in geobotanical provinces were compiled (Table 2,

Fig. 2). Examples of these data are given in Fig. 3. The choice of the provinces as units of reference was dictated by their being the units of the uniform inventory of communities which at the same time show considerable landscape diversity. It was possible to note considerable differences in the associations as regards their presence in geobotanical provinces (Fig. 4). The most widespread associations occurred in 47 of the 50 regional units, while the rarest occurred in only one.

Use was made of three methods from numerical taxonomy in the comparison of the ranges of associations by reference to their shares in different spatial units (see Figs. 5-7 and Table 3). It was possible to distinguish groups of associations of similar range: i.e. three main groups dividing up further into 9 subgroups, and thereby giving 24 lowest-order groups. Data on the intensity of occurrence of the different groups in spatial units were then mapped (Fig. 8).

The results show that Poland's forest associations represent 8 clearly-defined types of range (the northern sub-Atlantic, the lowland Central European, the montane Central European, the general montane/submontane, the Carpathian, the sub-montane/upland, the sub-boreal and the sub-continental), as well as five types that are characterised only weakly. In addition, it is possible to point to a certain number of associations whose ranges can only be defined generally as being associated with lowland areas. For these types of association, the area of Poland is very much too small to allow for the analysis of ranges using the proposed methods.

Adres autora:

*Jan Marek Matuszkiewicz
Zakład Geoekologii
Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN
ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa
e.mail: jan.mat@twarda.pan.pl*

Bożenna Grabińska

WSPÓŁCZESNE ZAGROŻENIA HERPETOFAUNY EUROPY

1. INTRODUKCJA I WYMIERANIE JAKO PRZYCZYNY ZMIAN W ROZMIESZCZENIU FAUNY PŁAZÓW I GADÓW W EUROPIE

Dwa przeciwstawne zjawiska: wymierania populacji, czy gatunku oraz jego introdukcja, ubożają lub wzbogacają różnorodność biologiczną danego obszaru. Introdukcję i wymieranie zdefiniowano już wielokrotnie. Kostrowicki (1999) proponuje rozdzielenie czterech pojęć: 1) introdukcji, 2) restytucji (reintrodukcji), 3) zawleczenia i 4) ekspansji. Oznaczają one odpowiednio:

– Introdukcja jest to działanie celowe polegające na wprowadzeniu gatunków obcych tam, gdzie ich wcześniej nie było, a ściślej biorąc, nie występowały one w danym miejscu w czasach historycznych, odkąd istnieją przekazy, bo mogły występować np. w trzeciorzędzie czy interglacjalach.

– Restytucja (reintrodukcja) – działanie celowe, polegające na wprowadzaniu gatunków tam, gdzie do niedawna żyły, lecz zostały z różnych przyczyn wyteplone.

– Zawleczenie – przypadkowe, nieświadome, przeniesienie gatunków z obszaru macierzystego na nowe miejsca, gdzie się zaaklimatyzowały. Zawleczenie mogło być naturalne, bez udziału człowieka, lub antropogeniczne np. na statkach, ze zbożem, wzdłuż linii kolejowych itp.

– Ekspansja – naturalny proces zdobywania terenu (rozszerzenie areалу) uprzednio przez dany gatunek niezamieszkałego. Może mieć ona charakter, spontaniczny, związany z behawiorem gatunku, lub środowiskowy związany ze zmianą warunków fizyczno-geograficznych w sąsiedztwie (ten ostatni typ nazywa się często “indukcją” (Yannitsaros, Economidou 1971).

Słowo introdukcja, wg innych autorów oznacza wprowadzenie obcego gatunku (rośliny lub zwierzęcia) do wolnej przyrody (Olaczek 1999). Introdukcję, traktować możemy jako celowe wprowadzanie określonych organizmów (jako nowe elementy biocenozy), na obce dla nich obszary geograficzne.

Autorzy rosyjscy (np. Wynajew, Trietiakov 1979), proponują utrzymanie terminu introdukcja gatunku, oraz przyjęcie terminu indukcja na określenie samorzutnego rozprzestrzeniania się gatunków, które zachodzi w rezultacie gospodarczej działalności człowieka. Zabieg introdukcji gatunków, uważany za niebezpieczny, często prowadzi do ograniczenia lub wyniszczenia rodzimych roślin lub zwierząt, zajmujących podobną niszę ekologiczną. W skrajnych przypadkach może się to kończyć inwazją ekologiczną nazywaną również ekspansją ekologiczną. Wymienione terminy, oznaczają zasiedlenie przez osobniki danego gatunku nowych terenów nie zajętych dotychczas przez żadną populację tego gatunku (Hejny, Jehlik 1972). Jeżeli populacja znajduje na nowym terenie dogodne warunki bytowania, rozwija się masowo. Inwazja ekologiczna może, ale nie

musi prowadzić do rozszerzenia arealu zajmowanego przez dany gatunek (Sudnik-Wójcikowska, Koźniewska 1988).

Drugi termin “wymieranie”, w sensie zastosowanym w pracy oznacza “wymarcie lokalne”, gdy znika jedna lub więcej populacji gatunku, ale inne przeżywają gdzie indziej (Diamond 1984 a,b).

Wyginiecie populacji lokalnych zgodne z definicją przyjętą przez Światową Unię Ochrony Przyrody (IUCN), można rozpatrywać również jako wymieranie gatunku, którego obecne istnienie w stanie dzikim nie zostało potwierdzone. Trzeba zaznaczyć że użyty w pracy termin “wymieranie” nie oznacza zakończenia linii rozwojowej organizmów, całkowitego wymarcia podgatunków czy gatunków, a także wyższych kategorii taksonomicznych. Poza zanikaniem populacji lokalnych obserwujemy również powiększanie obszarów występowania niektórych gatunków zwierząt. Zależy to głównie od czynników wewnątrzpopulacyjnych i synekologicznych (Allen, Prescott-Allen 1978).

Wiele gatunków fauny zostało zagrożonych w swym istnieniu pod wpływem różnych form oddziaływań człowieka, świadomych lub nieświadomych (Krzyściak-Kosińska 2000). Do zagrożenia bytu gatunku dochodzić może na drodze bezpośredniego – świadomego lub mimowolnego jego niszczenia, lub też pośrednio przez różnego rodzaju zmiany wywołane w jego siedlisku, a spowodowane ingerencją człowieka, bądź procesami naturalnymi (Diamond 1984 a,b; Głowaciński 1990).

Zawarta w pracy próba analizy zmian herpetofauny Europy w ostatnim pięćdziesięcioleciu sprowadziła się do opisanego dwóch przeciwstawnych procesów – zanikania i pojawiania się stanowisk występowania poszczególnych gatunków. Należy sobie zawsze zdawać z tego sprawę, że współczesne procesy kolonizacji i wzrostu populacji, jak również ich zmniejszenia mają swe podłoże zarówno w zmianach związanych z działalnością człowieka, jak i ze zmianami klimatycznymi i edaficznymi. Mają również podłoże biologiczne (ekologiczne), wewnątrzsobnicze, jak i wewnątrzpopulacyjne.

Drugie zjawisko – wymieranie populacji w skali lokalnej jest naturalne, ale szybkość wymierania w skali globalnej i zrozumienie współczesnych mechanizmów jego przyspieszenia stało się podstawą wszelkich działań w dziedzinie ochrony przyrody. Według przyjętych hipotez, większa początkowa wielkość populacji, a także maksimum liczebności związane z odpowiednimi zasobami środowiskowymi i mniejsze fluktuacje zmiennych środowiskowych zmniejszają prawdopodobieństwo wymarcia (Belovsky et al. 1999).

Ujęte w pracy zjawisko zanikania populacji lokalnych nie oznacza całkowitego wymarcia gatunku w sensie biologicznym, czy ewolucyjnym. Każda jednak zmiana występowania w sensie punktowym, zanik stanowiska, ograniczenie zagęszczenia populacji, lub też kurczenie się zasięgu, musi być odbierane jako sygnał zagrożenia gatunku.

W ostatnim wieku tempo wymierania stało się bez porównania szybsze, niż mogłoby to wynikać z czynników naturalnych (Belovsky i in. 1999). Niektóre gatunki zwierząt (zwłaszcza kręgowców) uprzednio pospolite stały się rzadkie. Z roku na rok wzrasta także liczba gatunków zwierząt całkowicie wyćiępionych lub znajdujących się na krawędzi wyginiecia (Głowaciński 1990,1992).

W niniejszej pracy skoncentrowano się na dwóch gromadach kręgowców – płazach i gadach. Dla zoogeografów, zarówno płazy jak gady są szczególnie interesującymi obiektami badań, mimo że wiadomości o nich są jeszcze niewystarczające i niepełne (Juszczak 1987; Berger i in. 1969).

Płazy (*Amphibia*), nie są grupą zbyt liczną. Opisano bowiem dotychczas ok. 4350 gatunków, zaliczanych do blisko 420 rodzajów (Diesener, Reichholf 1997).

Gromada gadów jest liczniejsza, gdyż wg szacunkowej, światowej listy UNEPU-u z 1991 roku należy do niej 6300 gatunków (Program Środowiskowy Narodów Zjednoczonych UNEP). Według innych szacunków, współcześnie żyje na świecie 6659 gatunków gadów, które należą do 986 rodzajów (Grabińska 1998).

2. PODSTAWY METODYCZNE ANALIZY HERPETOFAUNY EUROPY

W niniejszym opracowaniu posłużono się mapami rozmieszczenia gatunków płazów i gadów, zamieszczonymi w *Atlasie Herpetologicznym* z roku 1997 (Gasc i in. 1997). W Atlasie uwzględniono wszystkie 62 gatunki płazów i 123 gatunki gadów, występujące w Europie (Gasc i in. 1997).

Geograficzną granicę kontynentu europejskiego przyjęto za Mertensem i Wermuthem (1960).

W niniejszym artykule uwzględniono tylko te gatunki, które utraciły część stanowisk w Europie lub wskutek celowej introdukcji lub zawleczenia areał ich występowania uległ powiększeniu. Szczególnie interesujące są zmiany przebiegu areału tych gatunków, które utraciły swoje krańcowe stanowiska w Europie (leżące na krańcach zasięgu). Specjalną uwagę poświęcono zwierzętom o bardzo izolowanych, często reliktowych stanowiskach. Zagrożenie tych gatunków wynika głównie z niewielkiej liczby stanowisk, na których utrzymuje się niekiedy znikomo mała liczba osobników.

Do analiz zoogeograficznych wybrano te spośród 185 gatunków, które były introdukowane (19 gatunków) lub których populacje uległy zanikowi (20 gatunków). Szczegółowymi analizami objęto więc 39 gatunków.

Autorskie przystosowanie materiału kartograficznego zawartego w atlasie do celów przedstawionych w pracy, polegało na (1) nałożeniu siatki kwadratów o boku 1cm X 1cm na mapy Europy z zaznaczonymi stanowiskami występowania gatunku (2) obliczeniu sygnatur – miejsc introdukcji, wymierania, oraz aktualnego występowania gatunku w każdym z kwadratów. W sumie przeanalizowano 221 kwadratów, które pokrywały obszar całego kontynentu.

Mapy zamieszczone w atlasie opracowane zostały w skali 1: 31 000 000, co znaczy, że jeden kwadrat odpowiadał powierzchni 96 100 km².

3. UDZIAŁ STANOWISK Z GATUNKAMI "WYMARŁYMI" I INTRODUKOWANYMI I ICH GEOGRAFICZNA LOKALIZACJA

Wyniki dotyczące relacji: rozmieszczenie, introdukcja i wymieranie, mierzone liczbą stanowisk populacji lokalnych, przedstawiono na mapach 1 i 2. Zaznaczono na nich kwadraty w których stwierdzono największe zmiany – utraty stanowisk, jak również korzystne zmiany liczby zamieszkiwanych siedlisk będących skutkiem udanej introdukcji. W wyniku analizy stwierdzono 90 stanowisk introdukcji płazów. Zjawisko

to miało jednak dość ograniczony zasięg, gdyż wystąpiło w 19 kwadratach (9%) (tab. 1, ryc. 1). Introdukcja gadów przyniosła większe efekty. Wykazano bowiem 214 nowych stanowisk w 35 kwadratach (16%).

Korzystne warunki siedliskowe i ekologiczne do zasiedlenia znalazło 15 spośród wszystkich europejskich gatunków płazów (24%) i 18 gatunków gadów (14,6%). To one były introdukowane z sukcesem.

Płazy w ostatnich dziesięcioleciach utraciły swoje dawne stanowiska występowania w 51 miejscach, a gady w 72. Zmiany te miały na szczęście niewielki zasięg i objęły 13 kwadratów (5,9%) w przypadku płazów i 25 (11%) w przypadku gadów (ryc. 2, tab. 2).

Tabela 1. Udział gatunków introdukowanych

Gromada	Liczba gatunków ogółem	Liczba gatunków introdukowanych	% gatunków introdukowanych	Liczba kwadratów ogółem	Liczba kwadratów ze stanowiskami introdukcji	% kwadratów ze stanowiskami introdukcji
płazy	62	15	24	221	19	9
gady	123	18	15	221	35	16

Utrata tych stanowisk dotyczyła 12 gatunków płazów (19% ogólnej liczby gatunków) i 22 gatunków gadów (17,9% ogólnej liczby gatunków). Oznacza to, że po roku 1970 znikło z obszaru Europy wiele zarejestrowanych miejsc bytowania herpetofauny.

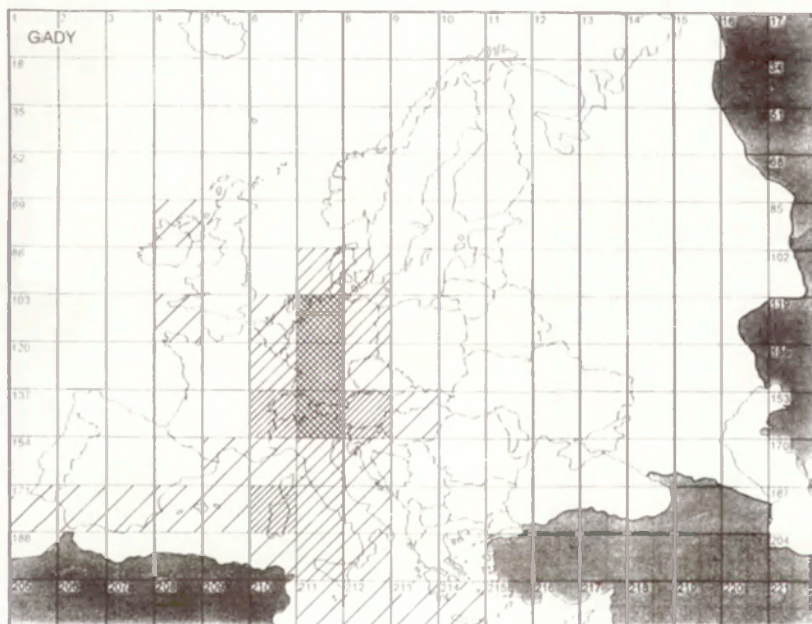
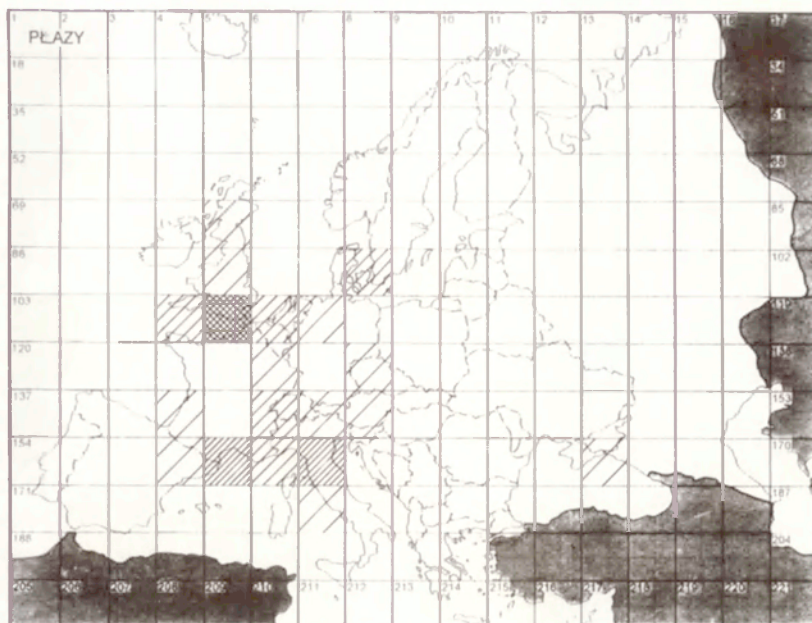
Odębnej analizie poddano rozmieszczenie stanowisk introdukcji i wymierania. Intensywność opisywanych procesów była różna dla płazów i gadów, jak i w poszczególnych regionach. Ich rozmieszczenie geograficzne przedstawiają ryc. 1 i 2.

Tabela 2. Udział gatunków lokalnie wymarłych

Gromada	Liczba gatunków ogółem	Liczba gatunków wymarłych	% gatunków wymarłych	Liczba kwadratów ogółem	Liczba kwadratów ze stanowiskami zanikłymi	% kwadratów ze stanowiskami zanikłymi
płazy	62	12	19	221	13	6
gady	123	22	18	221	25	11

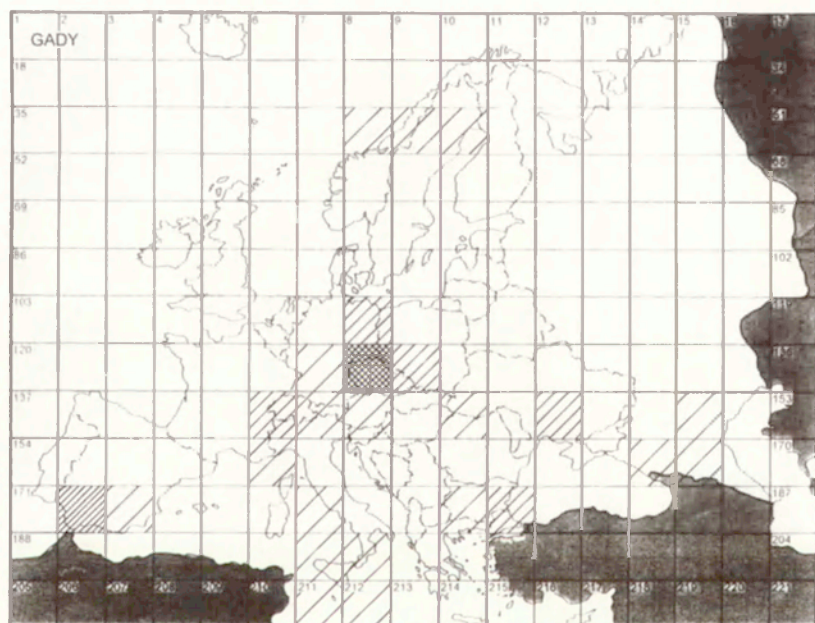
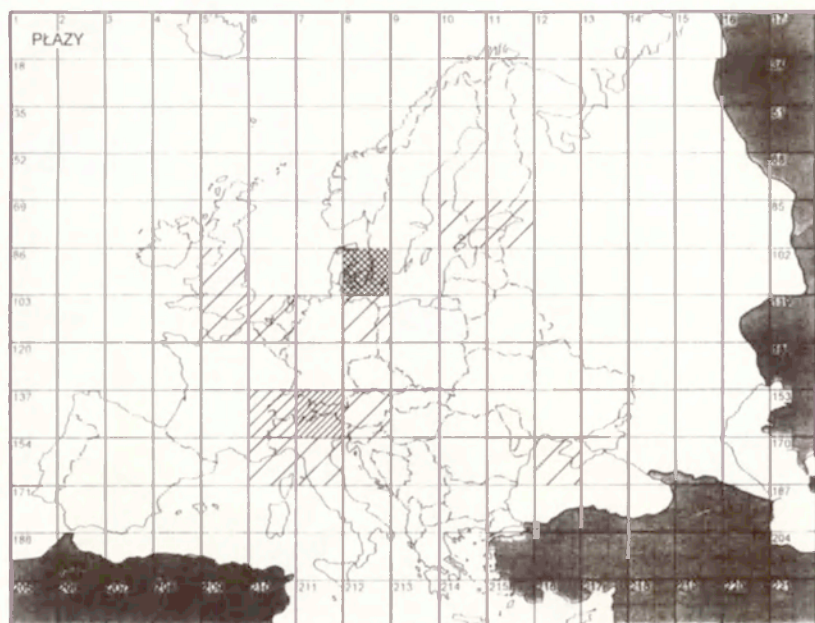
Najwięcej miejsc introdukcji płazów zanotowano w północno – zachodniej Europie, tzn. w pñ. Francji, pñd. Anglii, w Niemczech, Holandii, Belgii (ryc. 1). Wyróżnia się pod tym względem również wybrzeże Morza Śródziemnego, południe Francji, Hiszpanii i północnych Włoszech.

Najwięcej udokumentowanych, nowych stanowisk (miejsc introdukcji) gadów stwierdzono w środkowej i południowo – zachodniej Europie. Dominują pod tym względem północne i środkowe Niemcy, Szwajcaria, Austria, północne Włochy (od 23 do 30 nowych miejsc zasiedlenia), a także niektóre wyspy Morza Śródziemnego (ryc. 1). Ta pomyślna introdukcja, lub reintrodukcja gadów w obszarze śródziemnomorskim, na tereny uprzednio przez nie niezasiedlone, lub z różnych przyczyn opuszczone stanowi pocieszający i wiele obiecujący fakt zaistniały w ostatnich dziesięcioleciach.



Ryc. 1. Liczba stanowisk gatunków introdukowanych płazów i gadów w ostatnich dziesięcioleciach w Europie

Number of localities with introduced species of amphibians and reptiles in the last decades in Europe



Ryc. 2. Liczba zanikłych stanowisk płazów i gadów w ostatnich dziesięcioleciach w Europie

Number of localities with extinct species of amphibians and reptiles in the last decades in Europe

Największy regres liczebny, biorąc pod uwagę ubywanie stanowisk występowania herpetofauny zaobserwowano w północnej i środkowej Europie (ryc. 2). Zaznaczona na mapie 2, duża część środowisk, w których stwierdzono wymarcie populacji lokalnych zajmuje fragment sundzki ich północnego zasięgu. Eliminacja lokalnych populacji w Europie środkowej miała miejsce także w obszarze hercyńsko – czeskim, a na południowo – zachodnim, śródziemnomorskim krańcu ich występowania w obszarze betyckim.

Płazy najczęściej wymierały na północnej granicy swego występowania (w Jutlandii, częściowo południowej Anglii, Belgii), w obszarze hercyńsko – czeskim i południowo – wschodniej Francji (ryc. 2).

Zanik stanowisk występowania gadów, obserwowano głównie w Europie środkowej i południowej. Więcej rozproszonych miejsc ekstynkcji tej grupy w porównaniu z płazami, stwierdzono w całym obszarze śródziemnomorskim (ryc. 2).

Z przeprowadzonych ocen wynika, że zmiany faunistyczne, polegające zarówno na wprowadzaniu gatunków do nowych miejsc zasiedlenia jak i utracie dawnych stanowisk, modyfikowały współczesny obraz rozmieszczenia herpetofauny w Europie.

Analiza wykazała przewagę liczby miejsc w których odnotowano pozytywny efekt introdukcji zarówno płazów, jak i gadów, w porównaniu z liczbą miejsc ekstynkcji.

Zmiany te dotyczyły 304 stanowisk, gdzie introdukcja gatunku wzbogaciła miejscową faunę, oraz 123 gdzie populacje utraciły część swojego areału.

4. ZMIANY ZASIĘGÓW HERPETOFAUNY EUROPY

Analiza zmian rozmieszczenia gatunków, które w Europie mają tylko część lub całość swojego areału, nie wykazała zależności między wielkością i położeniem geograficznym zasięgu, introdukcją, czy też zanikiem populacji lokalnych. Oba te zjawiska zachodziły niezależnie od wielkości areału zwierzęcia.

Wszystkie gatunki zmieniające zasięgi podzielono na dwie grupy: te których areały wyłącznie się rozszerzają i te, których areały wyłącznie się kurczą. Pierwsza grupa, zarówno niektóre płazy jak i gady (łącznie 19 gatunków), przystosowały się do zmian środowiskowych powszechnych na naszym kontynencie, a ich introdukcja w wielu miejscach się powiodła. One to introdukowane do nowych siedlisk poszerzyły swój areal występowania w Europie, bez utraty starych stanowisk. Zmiany zasięgów wymienionych gatunków są następujące: (k – numer kwadratu na ryc. 1 i 2).

PŁAZY

– Pieczarnik włoski (*Hydromantes ambrosii*). Gatunek śródziemnomorski. Jego zasięg związany jest z określonym biotopem (jaskinie). Występuje na niewielkim fragmencie obszaru Śródziemnomorskiego, w Alpach francuskich i włoskich. Introdukowane go w płn. Apeninach (1 stanowisko - k. 160) i Pirenejach (1 stanowisko - k. 157).

– Odmieniec jaskiniowy (*Proteus anguinus*). Gatunek śródziemnomorski. Występuje w Alpach dynarskich, wzdłuż Adriatyku. Introdukcja: 1 stanowisko w Alpach dynarskich - k. 143.

– Traszka góraska (*Triturus alpestris*). Zasięg środkowoeuropejski i zachodnio-europejski. Introdukowana na północy zasięgu w Holandii (1 stanowisko - k. 108).

Populacje górskie znalazły dogodne środowiska w Alpach włoskich (2 stanowiska introdukcji – k. 142, k. 160.).

– Ropuszka – petówka babiienica (*Alytes obstetricans*). Zasięg zachodnioeuropejski. 2 stanowiska introdukcji na północy zasięgu w Holandii (k.08).

– Ropuszka kragłojezyczna (*Discoglossus pictus*). Zasięg śródziemnomorski. Introdukowana: w południowo-zachodniej Francji (5 stanowisk – k. 158), południowej Hiszpanii (5 stanowisk – k. 158), oraz w północnej Francji nad Sekwaną (1 stanowisko – k. 125).

– Żaba bałkańska* (*Rana balcanica*). Ograniczona jest w swym zasięgu do fragmentu obszaru Śródziemnomorskiego. Introdukowana: do południowej Francji (2 stanowiska – k. 159), północnych Włoch (3 stanowiska – k. 159).

– Żaba wodna (*Rana klelesculenta*). Pospolita i charakterystyczna dla umiarkowanej Europy, dzięki introdukcji, rozszerzyła swój północno-zachodni kraniec występowania w Europie na Wyspy Brytyjskie (19 stanowisk introdukcji – k. 73, 90, 106, 107, 108).

Do Europy introdukowano także gatunki zupełnie obce. Tak było z żabą ryczaczą (*Rana catesbeiana*), którą przeniesiono do Włoch z Ameryki Północnej w roku 1932. Introdukcję kontynuowano do roku 1937. Po wojnie żaba ta była już obecna w wielu regionach Włoch (15 stanowisk introdukcji – k. 160, k. 142, k. 143, k. 144), a także w zachodniej Francji (2 stanowiska – k.140) i środkowej Holandii (1 stanowisko – k. 108).

GADY

– Żółw kaspijski (*Mauremys caspica*). Gatunek śródziemnomorski i transkaukaski z południowo-zachodnio-azjatycką krawędzią (refugium). Introdukowano go na Półwyspie Apenińskim, na wybrzeżach Włoch (2 stanowiska – k. 177).

– Żółw śródziemnomorski (*Testudo graeca*). Szeroki zasięg, w całym obszarze śródziemnomorskim, kończy się krawędzią afrykańską na południowym zachodzie Europy, i południowo-zachodnio-azjatycką w Gruzji, Armenii, Azerbejdżanie oraz na obszarze Kolchidzkim nad Morzem Czarnym. Introdukowany aż w 32 miejscach obszaru śródziemnomorskiego: na Półwyspie Apenińskim, (12 stanowisk – k. 160, 161, 177, 178, 195), na Sycylii, (12 stanowisk – k. 194, k.195, k. 211, k. 212), Sardynii, (5 stanowisk – k. 176, k. 193), Peloponezie, (1 stanowisko – k. 213), na Malcie, (1 stanowisko – k. 211), na Krecie (1 stanowisko – k. 214). Populacje pierwotne, tam introdukowane, pochodziły z Afryki Północnej.

– Żółw hiszpański* (*Mauremys leprosa*), zasiedla Półwysep Iberyjski i Afrykę Północną od Libii do Maroka. Introdukowany we Włoszech, na dwóch stanowiskach k. 160, k. 177.

– Żółw grecki (*Testudo hermanni*) ma długą tradycję zmian swego występowania. Introdukowany został prawdopodobnie kilkadziesiąt lat temu na zachodnich wyspach Morza Śródziemnego (Baleary, Korsyka, Sardynia, Sycylia i kilku mniejszych wyspach). Jego areal rozprzestrzenienia jest stale rozszerzany przez celowe wsiedlenie lub mimowolne zawlekanie tego gatunku na różne nowe stanowiska, np. Baleary (1 stanowisko – k.174) i Malta (1 stanowisko – k. 211).

* Polska nazwa zaproponowana przez autorkę.

– Żółw obrzeżony (*Testudo marginata*). Zasięg jego obejmuje Grecję na południe od Olimpu, oraz niektóre wyspy na Morzu Egejskim. Został prawdopodobnie wsiedlony, lub zawleczony na Sycylię (8 stanowisk - k. 176 , k. 193) i do wybrzeży Włoch (5 stanowisk – k. 160, k. 177). W rejonach, w których współwystępuje z żółwiem greckim, wycofuje się w wyższe partie górskie.

– Gekon murowy (śródziemnomorski) (*Tarentola mauritanica*). Występuje w całym obszarze śródziemnomorskim i ma południowo-zachodnią granicę w Afryce od Maroka do Egiptu. Introdukowany na południu Francji (1 stanowisko – k. 158).

– Jaszczurka okularowa (*Lacerta perspicillata*) prawdopodobnie wywodząca się z Afryki Północnej. W Europie występuje tylko na Minorce w archipelagu Balearów, gdzie została introdukowana (2 stanowiska – k. 175). Europejskie populacje jaszczurki okularowej na Majorce i Minorce, przeniesione tam około 1928 roku, traktowane były jako produkt handlowy między Minorką i Północną Afryką.

– Murówka pityuzijska (*Podarcis pityusensis*). Występuje w obszarze śródziemnomorskim na Balearach. Introdukowana w okolicach Barcelony (1 stanowisko – k. 158).

– Murówka zwyczajna, jaszczurka murowa (*Podarcis muralis*). Występuje od zachodniej przez środkową i południową Europę do zachodniej Azji. Introdukowana w niektórych miejscach Austrii (2 stanowiska – k. 144) i Szwajcarii (3 stanowiska – k. 143).

– Kaukasko-azjatycka jaszczurka (*Lacerta armeniaca*). Jej zasięg naturalny obejmuje Transkawkazję, Armenię, Azerbejdżan, Gruzję, Turcję, częściowo także i Kaukaz. Jej miejsce introdukcji w Europie, jest bardzo odległe od granicy naturalnego występowania. Ponad 20 lat temu była przeniesiona na Ukrainę (1 stanowisko introdukcji – k. 130), aż 1600 km na północny zachód od “rodzimego” Kaukazu.

– Zmija nosoroga (*Vipera ammodytes*). Gatunek śródziemnomorski. Jego areal europejski – to tylko część zachodnia zasięgu, obejmującego swoją wschodnią częścią Azję Mniejszą, Syrię, Zakaukazie. Introdukowana w Szwajcarii (2 stanowiska – k. 143). Przesunęła się tym samym nieco północno – zachodnia, naturalna granica zasięgu, występowania tego gatunku w Europie, przebiegająca w północno – zachodnich Włoszech i w północnej Austrii. Prawdopodobnie gatunek ten wykorzystywany jest w przemyśle farmaceutycznym.

Druga grupa, to 20 gatunków, dla których zanik stanowisk nie łączył się z introdukcją w innym miejscu. One to utraciły część swych miejsc występowania w różnych częściach kontynentu. Zmiany ich zasięgów są następujące:

PLĄZY

– Salamandra alpejska (*Salamandra lanzai*). Ma bardzo wąski zasięg, rozmieszczona dawniej w całym łuku Alp, występuje obecnie tylko w Alpach zachodnich gdzie jej populacja zmniejszona została o jedno stanowisko (k. 159). Przyczyną zagrożenia gatunku jest prawdopodobnie masowa turystyka.

– Nurzaniec błotny (*Pelodytes punctatus*). Zasięg: submedyterraneńsko-atlantyki, z południowo-wschodnią granicą w północno-zachodnich Włoszech, gdzie utracił jedno stanowisko występowania (k. 159).

– Traszka grzebieniasta (*Triturus cristatus*). Występuje we wszystkich krajach kontynentalnej Europy, z wyjątkiem Portugalii i Hiszpanii. Jej azjatycki zasięg obejmuje: Kaukaz, Azję Mniejszą, Zachodnią Azję oraz Bliski Wschód. Europejskie populacje,

które uznac należały za wymarłe, lub odizolowane, występowały w północnej części Półwyspu Apenińskiego (utrata trzech stanowisk – k. 142, k. 143), oraz w północno-adriatyckiej części Półwyspu Bałkańskiego (utrata jednego stanowiska – k. 144), czyli wewnątrz pierwotnego areалу.

– Grzebiuszka ziemna – huczek ziemny (*Pelobates fuscus*). Jej zasięg obejmuje centralną, wschodnią i południowo-wschodnią Europę, aż po Ural, jest obecna w stepach Kirgistanu, aż po Morze Aralskie. Wyginęły najbardziej narażone populacje w Piemontie (zanikło 1 stanowisko – k. 160) oraz na Krymie (1 stanowisko – k. 165).

– Ropucha zielona (*Bufo viridis*). Szeroki jest zasięg występowania, od Balearów i północnej Afryki na południowym zachodzie do Azji Środkowej na wschodzie. Miejsca gdzie populacje “wygasty” to na północno-wschodniej krawędzi występowania gatunku – południowa Szwecja (2 stanowiska – k. 93), a na południu, północne Włochy (3 stanowiska ekstynkcji – k. 143, k. 159).

GADY

– Żółw morski – karetta (*Caretta caretta*). Zamieszkuje on otwarte wody mórz i oceanów w tropikalnych, subtropikalnych i umiarkowanych szerokościach geograficznych. Znikły niektóre populacje lokalne na Malcie (1 stanowisko – k. 211) i Korsyce (1 stanowisko ekstynkcji – k. 159). Najważniejsze miejsca rozrodu karety, znajdują się na plażach Prowansji i Korsyki, gdzie jednak staje się ona coraz rzadsza. Dalsze istnienie tego gatunku, podobnie zresztą jak i innych żółwi morskich, uzależnione jest w dużym stopniu od dostępności i ścisłej ochrony miejsc lęgowych odpowiednich do składania jaj i zapewniających możliwość niezakłóconego przebiegu rozwoju zarodkowego aż do momentu wyklucia się młodych żółwi. Nie jest jeszcze w pełni wyjaśnione w jakim stopniu na spadek liczebności żółwi morskich wpływa zanieczyszczenie wód, zwłaszcza produktami ropopochodnymi. Niewątpliwie jednak powodem zmniejszania się liczebności karety nie jest bezpośrednie prześladowanie jej przez człowieka, ponieważ ani jej pancerz, ani mięso (uważane za niezbyt smaczne) nie mają praktycznie żadnej wartości.

– Agama (*Phrynocephalus helioscopus*). Jej niewielki fragment areалу w Europie, to tylko południowo-zachodni kres zasięgu. Dalej występuje ona od rzeki Ural do północno-zachodnich Chin i Północno-zachodniej Mongolii. Stanowisko na którym populacja wymarła lub nie potwierdzono jej występowania znajduje się w Kaukazie (k. 168). Powodem wymierania i zagrożenia populacji są prawdopodobnie zmiany siedlisk wywołane intensywnym rozwojem rolnictwa (np. między Wołgą i Uralem).

– Padalec, żółtopuzuk bałkański (*Pseudopus apodus*). Ma wschodnio-śródziemnomorski, europejski zasięg oraz część azjatycką areалу obejmującą Kaukaz, Transkaukazję, Azję Mniejszą, Azję Zachodnią, Bliski Wschód, Azję Środkową. Utracił stanowisko na południu Ukrainy nad Morzem Czarnym (Nizina Czarnomorska – k. 148), i w południowo-zachodniej Bułgarii (południe Rodopów, 1 stanowisko – k. 180).

– Azjatycki gekon (*Cyrtodactylus caspius*). Zasięg w Europie, to tylko nieliczne stanowiska w części wschodniej Kaukazu. Znacznie większy areał występowania obejmuje Bliski Wschód, środkową Azję, a nawet północno-zachodnie Chiny. Utracił część populacji w obszarze Nadkaspijskim (Kałmucja - zanikło 1 stanowisko – k. 151).

– Jaszczurka skalna (*Lacerta saxicola*). Jej zasięg europejski, to tylko niewielki fragment całości, obejmującej Kaukaz, azjatycką część Turcji, północny Iran i południowy Turkmenistan, utraciła w ostatnim kwartale XX wieku, kilka izolowanych populacji w okolicach Stawropola, w północnym Kaukazie (1 stanowisko ekstynkcji – k. 168).

– Jaszczurka żyworodna, żyworódka (*Lacerta vivipara*). Szeroki euro-azjatycki zasięg. Występuje od północnej Hiszpanii na zachodzie do Mongolii na wschodzie i od Szwecji na północy po Bułgarię na południu. Jej pojedyncze populacje wymarły w północno-zachodnich Włoszech (1 stanowisko ekstynkcji – k. 159). Być może jest to efekt zaniku populacji na granicy występowania, ale także jako przyczynę podaje się utratę naturalnych siedlisk pod wpływem rozwoju intensywnej turystyki.

– Scyńk, ostajnica trójpalczasta (*Chalcides chalcides*). Występuje na Półwyspie Apenińskim, Sycylii, Elbie, Sardynii, a także Afryce Północnej (Algieria, Tunezja, Libia). Zawleczony z Afryki Północnej do Europy przez człowieka. Część jego populacji wyginęła (Piemont w Północnych Włoszech, 1 stanowisko ekstynkcji - k. 159).

– Położ wysmukły (*Coluber najadum*). Zasięg gatunku obejmuje w Europie Istrię, nadbrzeżne rejony byłej Jugosławii, Grecję (z Wyspami Jońskimi i Egejskimi oraz południową Bułgarię, a w azjatyckiej części, Azję Mniejszą, Kaukaz i zachodnią Azję. Utracił on odizolowane od reszty populacje na Przedkaukaziu w okolicach Pjatigorska (1 stanowisko ekstynkcji – k. 167).

– Gniewosz płamisty (*Coronella austriaca*). Posiada bardzo rozległy europejski zasięg w północnej, środkowej i południowej Europie od Norwegii i Szwecji, Wysp Brytyjskich do wschodniej Hiszpanii i Portugalii. Obejmuje on także prawie całą Europę południową. Jego wschodnia część arealu wnika do Azji Mniejszej, Kaukazu, Azji zachodniej. Populacje tego węża narażone na wymarcie lub wymarłe w nieodległej przeszłości, znikły lub znikną wraz z kurczeniem się odpowiednich dla nich środowisk (Alpy Włoskie) (1 stanowisko ekstynkcji – k. 142). Prawdopodobnie negatywną rolę w tym procesie odgrywa izolacja w górach, a być może nacisk intensywnej turystyki.

– Wąż Eskulapa (*Elaphe longissima*). Gatunek submedyterraneanśko – zachodnio-azjatycki, o szerokim zasięgu, biegnącym od północno-wschodniej Hiszpanii przez Francję, Włochy z Sycylią, południową Szwajcarię, Austrię, południowe Niemcy, południowo-wschodnią Polskę, Czechy i Słowację, Węgry, kraje Bałkańskie, Azję Mniejszą, Kaukaz i północny Iran. Populacja tego węża utraciła 1 stanowisko w północnej Szwajcarii (k. 143) i w południowej Ukrainie nad Morzem Czarnym (Nizina Czarnomorska) – 1 stanowisko – k. 167), co ma swoje przyczyny w procesach odlesienia, a także we wzmożonym ruchu samochodowym.

– Zaskroniec zwyczajny (*Narix natrix*). Występuje w całej niemal Europie, Azji zachodniej i Północnej Afryce. Utracił skrajnie północne stanowiska w północnej Norwegii (1 stanowisko ekstynkcji – k. 42) i Szwecji (zanikły 4 stanowiska występowania – k. 43, 44). Chociaż w wielu rejonach zaskroniec występuje nadal licznie, to w niektórych stał się wyraźnie rzadszy, a przyczyna może tkwić w izolacji tych populacji.

– Żmija żebrowana (*Vipera aspis*). Gatunek zachodnio-europejski. Występuje w północno-wschodniej Hiszpanii, Francji (poza jej częścią północno-zachodnią), we Włoszech z Sycylią, na Elbie, w Szwajcarii i południowym Szwarcwaldzie. Utrata populacji żmii żebrowanej na terenie Szwajcarskiej Jury (1 stanowisko ekstynkcji –

k. 142) i w południowej Bułgarii (1 stanowisko ekstynkcji – k. 181). Być może wyginęły populacje zawleczone i odizolowane od innych, lub wymarły jej mieszańce z innym podgatunkiem *Vipera berus bosniensis*.

– Żmija zygzakowata (*Vipera berus*). Rozległy europejsko-azjatycki areal występowania, rozprzestrzeniający się od Północnej i Środkowej Europy (poza Irlandią) przez Środkową Azję aż po Sachalin. Utraciła ona część stanowisk na Półwyspie Bałkańskim w południowo-wschodniej Bułgarii, w południowej części europejskiego zasięgu (zanikły 3 stanowiska – k. 181). Przypuszcza się, że żyły tam formy górskie, hybrydy *Vipera berus bosniensis* i *Vipera berus berus*, potencjalnie mogące występować nawet powyżej 1000 m.npm.

– Żmija łąkowa (*Vipera ursinii*). Występuje od środkowej Europy po środkową Azję (Chiny), jak również na Kaukazie, w Azji Mniejszej i północno-zachodnim Iranie. Zasięg tej żmii w Europie jest porozrywany i ma charakter dysjunktywny. Żyje w południowej Francji, środkowych Włoszech, południowej Austrii. Dla wielu stanowisk Europy wschodniej oraz na Węgrzech, w krajach byłej Jugosławii, Bułgarii, Rumunii nie potwierdzono w ostatnich latach danych o występowaniu gatunku. Lokalne miejsca wymarcia populacji znajdują się w południowej Austrii (utrata 3 stanowisk – k. 144), oraz w południowej Ukrainie (znikły 2 stanowiska – k. 148). Podgatunki żmii łąkowej żyjące na Półwyspie Bałkańskim, *Vipera u.rakonensis*, *Vipera u. moldavica*, *Vipera renardi*, są najbardziej zagrożone, a odpowiedzialność za to ponoszą nie wrogowie naturalni, a człowiek. Przez rabunkowe odłowy do hodowli terrarystycznych i postępujące niszczenie właściwych dla niej środowisk (osuszanie łąk, nadmierny wypas itd.), zmniejsza się liczebność tego gatunku, występującego przecież już i tak na reliktowych bardzo nielicznych stanowiskach. W wielu regionach żmija łąkowa stała się bardzo rzadka i objęto ją ochroną.

5. ZAGROŻENIA HERPETOFAUNY EUROPY

W Europie według wyników badań Federalnego Zakładu Ochrony Przyrody w Bonn płazy i gady należą bezsprzecznie do najbardziej zagrożonych wyginieciem środkowoeuropejskich grup zwierząt. Na przykład w Niemczech w niebezpiecznej sytuacji znajduje się 58% gatunków płazów i 57% gatunków gadów. W Austrii za zagrożone uznano 85% płazów i gadów. Tylko nieliczne gatunki mają zwarte, duże obszary występowania, na których osiągają znaczną liczebność umożliwiającą łatwą i szybką wymianę pomiędzy populacjami zamieszkującymi sąsiadujące ze sobą tereny. Większość jednak gatunków ma zasięgi porozrywane, jak nie uważana jeszcze za szczególnie zagrożoną salamandra plamista (*Salamandra salamandra*), czy traszka górską (*Triturus alpestris*). Liczebność ich, w razie zaniknięcia zbyt wielu lokalnych populacji, może się już nie odbudować, ponieważ w okolicy nie będzie ich przedstawicieli, mogących na nowo zasiedlić opustoszałe tereny.

Liczebność i arealy występowania wielu jeszcze przed kilkudziesięciami laty zdecydowanie pospolitych gatunków uległy obecnie znacznemu a często groźnemu dla ich dalszego istnienia ograniczeniu. Zwłaszcza od lat 50-tych stwierdzono w wielu przypadkach alarmujący wręcz spadek liczebności niektórych płazów i gadów. Najbardziej zagrożone były zawsze i są nadal gatunki występujące w rozproszeniu, na nielicznych reliktowych stanowiskach. Dalsze ograniczanie zasięgów – lub ściślej

mówiąc ich resztek – tych ściśle wyspecjalizowanych i uzależnionych od specyficznych warunków klimatycznych i środowiskowych gatunków zwierząt musi spowodować ich nieuchronną zagładę.

Przyczyny tak niezwykle wysokiego stopnia zagrożenia większości występujących w Europie płazów i gadów są wprawdzie rozmaite, dają się jednak niemal bez wyjątku sprowadzić do jednego wspólnego mianownika: aktywności człowieka.

Daleko idące skutki wywołało przekształcenie pierwotnych, głównie leśnych środowisk w tereny uprawne. Powstanie w środkowej i północno-zachodniej Europie rozległych obszarów rolniczych otworzyło niektórym ciepłolubnym, pierwotnie stepowym gatunkom płazów drogę do rozprzestrzeniania się na nowe rejony. Udało im się przystosować do sztucznych stepów, jakie ze względu na ich wymagania środowiskowe stanowią pola uprawne i łąki, przypominające naturalne stepy i lasostepy południowo-wschodniej Europy. Nie wymagało to zbyt dużych zmian w ich dotychczasowym trybie życia. Pod pewnymi względami nowe środowiska wyraźnie przewyższały nawet uprzednie. Płazy znajdowały w nich bowiem większą obfitość pokarmu niż w naturalnych stepach i lasostepach. Liczne, sztuczne zbiorniki wodne (stawy, sadzawki itp.) wydatnie zwiększyły liczbę dogodnych miejsc rozrodu, które ogromnie ułatwiły skuteczne zasiedlenie nowych dla nich środowisk. Żaba trawna (*Rana temporaria*) i ropucha szara (*Bufo bufo*) są w gruncie rzeczy tylko dlatego najliczniejszymi i bez porównania najszerzej rozprzestrzonymi europejskimi płazami, ponieważ człowiek umożliwił im zasiedlenie ogromnych, nowych, niedostępnych dla nich uprzednio obszarów.

Inne gatunki płazów i gadów wymagające naturalnych lub możliwie jak najbardziej zbliżonych do naturalnych środowisk, stają się rzadsze w związku z coraz szybszym zanikaniem takich siedlisk. Tak właśnie uległ porozrywaniu areał występowania żmii zygzakowatej (*Vipera berus*), a liczebność żaby moczarowej (*Rana arvalis*) i żaby dalmatyńskiej (*Rana dalmatina*) silnie spadła z powodu niemal zupełnego zaniknięcia w zachodniej Europie preferowanych przez te płazy środowisk – rozległych torfowisk i lasów łąkowych (Diesener, Reichholf: 1997). Niemal zawsze w nowych zbiornikach wodnych, jeśli tylko nie są one zewsząd otoczone polami uprawnymi znajdują się również traszki. Specjalne wymagania mają pod tym względem rzekotka drzewna (*Hyla arborea*) i ropucha paskówka (*Bufo calamita*). Ta ostatnia preferuje takie zbiorniki, które znajdują się na zupełnie odsłoniętych miejscach pozostałych po wydobyciu piasku i żwiru, a w samych zbiornikach nie rozwinęła się jeszcze roślinność wodna. Takie miejsca wydają się być niezbyt odpowiednie dla tej ropuchy, która szczególnie na przedgórzu Alp zagrożona jest wyginieciem. Rzekotka drzewna poszukuje natomiast małych, dobrze natlenionych i obficie porośniętych roślinnością stawków.

Uratowanie od zagłady przez wprowadzenie ochrony czynnej i zlikwidowanie przyczyn regresu tych gatunków, to zadanie realizowane niemal we wszystkich krajach Europy. Proponowane działania ochronne nie dotyczą niestety wszystkich gadów. Jedyne w przypadku bardzo rzadkiej i szczególnie pięknej jaszczurki zielonej (*Lacerta viridis*), oraz węża Eskulapa (*Elaphe logissima*) opracowano programy ochrony, które przyniosły jednak nader skromne efekty, przede wszystkim dlatego, że te duże gady wymagają odpowiednio rozległych, ciepłych i suchych środowisk. Sytuację dodatkowo pogarsza fakt, że jaszczurka zielona występuje w bardzo małych populacjach, silnie

narażonych na wyginięcie. Dołączają się do tego zależności siedliskowo-troficzne występujące między gatunkami gadów, które "wymuszają" niekiedy współwystępowanie w biocenozie innego gatunku gada. Na przykład prawie niezauważalnie, zaczęła zmniejszać się liczebność niejadowitego gniewosza plamistego (*Coronella austriaca*), a w wielu rejonach gatunek ten wymarł. Zanikanie tego węża pozostaje przypuszczalnie w ścisłym związku ze zmniejszaniem się liczebności jaszczurki zwinki (*Lacerta agilis*), stanowiącej jego główny pokarm.

Powody zmniejszania się liczebności gadów wydają się być dokładnie takie same jak w przypadku ropuch w krajobrazie rolniczym.

Znikają miedze, zagospodarowuje się nieproduktywne odłogi, a sztuczne nawożenie zmienia jałowe murawy w żyzne łąki, których intensywne użytkowanie i zwarta pokrywa roślinna uniemożliwia występowanie jaszczurek.

Przez całe wieki zmiany zachodziły bardzo powoli. Ich ogólny bilans był raczej korzystny, ponieważ mozaikowość dawniejszego krajobrazu rolniczego umożliwiała życie w nim różnym gatunkom zwierząt. Zmieniło się to dopiero w ostatnich dziesięcioleciach. Zachodząca w szybkim tempie w krajach zachodniej Europy po ostatniej wojnie intensyfikacja i mechanizacja rolnictwa spowodowała niekorzystne oddziaływania na płazy i gady. Używanie na skalę masową pestycydów i nawozów sztucznych oraz praktycznie całkowite zmechanizowanie uprawy roli bardzo poważnie zmniejszyło ilość dostępnego dla tych zwierząt pokarmu. Uległy także likwidacji dające im schronienie żywoploty i nieużytki. Płazy szczególnie ucierpiały wskutek zmian zachodzących w ich zbiornikach rozrodczych. Chodzi tu nie tylko o zanieczyszczenie wód różnymi związkami chemicznymi, ale często także o zbyt dużą obsadę ryb zjadających skrzek i kijanki lub konkurujących z nimi o pokarm. To właśnie spowodowało, że populacje niemal wszystkich gatunków płazów reagują znacznymi, niekiedy niemożliwymi do odrobienia spadkami liczebności. Podstawowym warunkiem skutecznej ochrony płazów jest zatem istnienie w krajobrazie odpowiedniej liczby niewielkich, wolnych od ryb zbiorników wodnych. Niestety zbiorniki takie, uważane powszechnie za zbędne, ponieważ nieproduktywne, były i nierzadko są nadal zasypywane śmieciami, gruzem i innymi odpadkami. Tysiące, a może dziesiątki tysięcy takich małych zbiorników zniknęło w latach 50. i 60. w całej Europie. W wielu rejonach duże straty powodują pojazdy gdy płazy, a szczególnie ropuchy, w czasie wędrówek odbywanych w okresie godowym, dążąc do swoich ulubionych zbiorników rozrodczych przekraczają drogi o dużym natężeniu ruchu.

Na współczesny obraz zróżnicowania płazów i gadów wpływają także czynniki naturalne. Umiarkowany klimat środkowej Europy z jej mroźnymi zimami nie sprzyja rozwojowi zmienno ciepłych płazów i gadów, zwłaszcza ich większemu zróżnicowaniu. Zatem liczba gatunków w kierunku północnym gwałtownie maleje. Gospodarcza działalność człowieka dodatkowo utrudnia przeżycie zwierzętom zmienno ciepłym wskutek znacznego zniszczenia właściwych dla nich biotopów (Krzyściak – Kosińska 2000). Z informacji podawanych dla zachodniej części Europy wynika, że tylko nieliczne płazy i gady mają jeszcze – a przynajmniej tak można sądzić – wystarczająco wysoką liczebność, która gwarantowałaby ich dalsze istnienie bez konieczności aktywnej pomocy ze strony człowieka. Są to spośród płazów: ropucha szara (*Bufo bufo*) i żaba trawna (*Rana temporaria*) oraz spośród gadów: jaszczurka

zwinka (*Lacerta agilis*) i zaskroniec zwyczajny (*Natrix natrix*). Wszystkie pozostałe gatunki tych zwierząt nie mają już nigdzie zwartych, dużych obszarów występowania, na których osiągałyby znaczącą liczebność, umożliwiającą łatwą i szybką wymianę pomiędzy populacjami zamieszkującymi sąsiadujące tereny.

Gatunki zagrożone wyginięciem należą do dwóch grup. Do pierwszej należą te, które występują na nielicznych stanowiskach, a których rzadkie występowanie uwarunkowane jest czynnikami historycznymi, geograficznymi i klimatycznymi. Są to zwierzęta endemiczne i reliktowe występujące na krańcach swych zasięgów poziomych i pionowych, bądź na stanowiskach wyspowych poza granicami zasięgów (Allen, Prescott-Allen 1978).

Do drugiej grupy, znacznie liczniejszej niż poprzednia, należą te gatunki, dla których do zmniejszenia stanu ilościowego przyczynił się człowiek przez swą nie zawsze racjonalną gospodarkę. Są to gatunki rzadkie z powodu zanikania ich naturalnych siedlisk i zbiorowisk, np. na skutek niszczenia i przekształcania lasów, regulacji rzek, eutrofizacji i zanieczyszczania wód itp.

Trzeba także pamiętać, że płazy i gady nie są zwierzętami zdolnymi do szybkiej reakcji na zmiany środowiskowe. Znanie są z silnie ograniczonych możliwości ekspansyjnych. Migracje tych przeważnie osiadłych zwierząt stają się widoczne dopiero w skali czasu geologicznego i w rozwoju historycznym gatunku (Głowaciński 1990).

Przemiany herpetofauny Europy w ciągu ostatniego pięćdziesięciolecia dotyczą także naszego kraju. W Polsce nie ma gatunków płazów i gadów zwiększających swoją liczebność (Juszczyk 1987). Poza dwiema jaszczurkami, jaszczurką zwinką (*Lacerta agilis*) i jaszczurką żyworodną (*Lacerta vivipara*) oraz żmiją zygzakowatą (*Vipera berus*), które należą do gatunków pospolitych, reszta gadów w ostatnich dziesięcioleciach należy do wyraźnie zanikających. Są to: padalec zwyczajny (*Anguis fragilis*) i zaskroniec zwyczajny (*Natrix natrix*). Szczególnie zagrożonymi gadami są: żółw błotny (*Emys orbicularis*), wąż Eskulapa (*Elaphe longissima*), a bardzo rzadki stał się gniewosz płamisty (*Coronella austriaca*). Z płazów krajowych, poza trzema gatunkami: ropuchą szarą (*Bufo bufo*), ropuchą zieloną (*Bufo viridis*) i rzekotką drzewną (*Hyla arborea*), które żyją jeszcze w relatywnie ustabilizowanych dużych populacjach, pozostałe gatunki płazów uznać można za zagrożone (Berger i in. 1969). Do grupy wyraźnie zanikających należą wszystkie krajowe traszki: traszka grzebieniasta (*Triturus cristatus*), traszka zwyczajna (*Triturus vulgaris*), traszka górską (*Triturus alpestris*), traszka karpacka (*Triturus montandoni*), także kumaki – zwłaszcza kumak nizinny (*Bombina bombina*) i żaby: żaba jeziorkowa (*Rana lessonae*), żaba wodna (*Rana esculenta*), żaba śmieszka (*Rana ridibunda*), żaba trawna (*Rana temporaria*), żaba moczarowa (*Rana arvalis*) i prawdopodobnie żaba zwinka (*Rana dalmatina*). Lokalnie zanikła i zmniejszyła swoją liczebność żyjąca w obszarze górskim salamandra płamista (*Salamandra salamandra*), a w jeszcze dość stabilnych populacjach występują ropucha paskówka (*Bufo calamita*) i grzebiuszka ziemna (*Pelobates fuscus*).

LITERATURA

- Allen R., Prescottt-Allen Ch., 1978, *Threatened vertebrates*, IUCN publ., Morges.
- Belovsky G., et al. 1999, *Experimental Studies of Extinction Dynamics*, Science. Vol. 286, s. 1175-1177.
- Berger L., Jaskowska J., Młynarski M., 1969, *Plazy i Gady*, Katalog fauny Polski, Inst. Zool. PAN. PWN. Warszawa.
- Diamond J.M., 1984 a, *Historic extinctions: a Roseta Stone for understanding prehistoric extinctions*, [w:] P.S.Martin and R.G.Klein (red.), 38 chapter from: Quaternary Extinction: a prehistoric revolution Univ.Arizona Press, Tuscon.
- 1984 b, *“Normal” extinctions of isolated populations*, [w:] M. Nitecki (red.), *Extinctions*, Univ. Chicago Press, s. 191-246.
- Diesener G., Reichholf J., 1997, *Plazy i Gady*, Przekł. z jęz. niem., H. Garbarczyk i E. Nowakowski, GeoCenter, Warszawa
- Gasc J.P., (red.) 1997, *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*, Societas Europea Herpetologica. Paris, 494 ss.
- Głowaciński Z., 1990, *Długoterminowe zmiany w polskiej faunie kregowców lądowych – procesy zanikowe i wzrostowe*, Polska Akademia Nauk, Zakład Ochrony Przyrody i Zasobów Naturalnych, Studia Naturae. Supplement.Kraków, s. 169-211.
- Głowaciński Z., (red.) 1992, *Polska Czerwona Księga Zwierząt*, PWR i L, Warszawa.
- Grabińska B., 1998, *Geografia gadów Europy na tle świata*, Zeszyty IG i PZ PAN, 57 ss.
- Hejny S., Jehlik V., 1972, *Hemerohorous dispersal of adventitious plants from the viewpoint of frequency of different ways of introduction – a proposal of terminology*, Folia geobot, phytotax. 7,1, s. 91-93.
- Juszczak W., 1987, *Plazy i Gady Krajowe*, T. I-III. PWN, Warszawa.
- Kostrowicki A.S., 1999, *Geografia Biosfery. Biogeografia Dynamiczna Lądów*, Wydawnictwa Naukowe PWN, Warszawa, 255 ss.
- Krzyściak-Kosińska R., 2000, *Co grozi plazom u progu nowego tysiąclecia?*, Wiadomości Ekologiczne, XLVI, 2.
- Mertens R., Wermuth H., 1960, *Die Amphibien und Reptilien Europas*, (3.Liste, nach dem Stand vom 1. Januar 1960), Frankfurt am Main, Waldemar Kramer, 264 ss.
- Olaczek R., 1999, *Ochrona przyrody i jej zasobów*, Wyd. Szkolne i Pedagog. Warszawa, 306 ss.
- Sudnik-Wójcikowska B., Koźniewska B., 1988, *Słownik z zakresu synantropizacji szaty roślinnej*, Wyd. Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa.
- Wynajew G.W., Trjetjakow D.I., 1979, *O klasyfikacji antropofitów i nowych dla flory BSSR induciowanych widów rastienij*, Botanika (issledowanija), 21, s.62-74.
- Yannitsaros A., Economidou E., 1971, *Studies on the adventive of Greece. I. General remarks on some recently introduced taxa*, Candollea. 29,1, s. 111-119.

CONTEMPORARY ENDANGERMENT OF EUROPEAN HERPETOFAUNA

Summary

The paper attempts to characterize zoogeographical changes in the spatial distribution of herpetofauna stands, due to the introduction and extinction.

Contemporary processes of changes in European amphibian and reptilian geographical distribution were examined. Two reverse phenomena: introduction and extinction of populations involving in degradation and endangerment, or colonizing new areas have been recorded in herpetofauna. "Losses" and "gains" in the number of species and areals in the time interval of the last 50 years were the basis for analysis.

Present-day localities of these two vertebrates classes within borders of Europe were divided into three categories: with introduced species, with extinct species, with the species occurring at present. Geographical ranges of 19 introduced and 20 "extinct" species were considered. The list of these amphibian and reptilian species with area of occurrence is enclosed.

Adres autora:

Bożenna Grabińska

Zakład Geoekologii

Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania, PAN

ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa

e.mail: b.grabin@twarda.pan.pl

Grażyna Winiarska

MIASTO JAKO ŚRODOWISKO ŻYCIA MOTYLI (NA PRZYKŁADZIE SÓWKOWATYCH WARSZAWY)

1. WSTĘP

Miasto stwarza specyficzne warunki dla życia i rozwoju organizmów żywych. Nie jest ono tylko betonową pustynią, zdominowaną przez zabudowania i sieć szlaków komunikacyjnych. Jest układem ekologicznym, który powstaje w konkretnych warunkach przyrodniczych w biosferze, gdzie bez względu na szerokość geograficzną, „obowiązuje” model ekosystemu. Środowiska miejskie charakteryzują się zarówno określonymi cechami abiotycznymi, takimi jak klimat, stosunki wodne i gleby, jak i biotycznymi – składem oraz strukturą flory i fauny. Można w nich wyróżnić grupy producentów, konsumentów i reducentów, tworzących sieć troficzną urbicekozy. Układ strukturalno-funkcjonalny miasta odpowiada kryteriom ekosystemu. Ekosystem miejski jest otwarty i zasilany z zewnątrz, jednak o ograniczonej samoregulacji. (Zimny 1990).

Miasto jest specyficznym środowiskiem, bardzo zróżnicowanym pod względem ekologicznym. Można w nim wyróżnić trzy typy obszarów czynnych biologicznie – każdy o innej historii, poddany presji urbanizacyjnej o innym natężeniu i oferujący odmienne warunki dla penetrującej go fauny (Chudzicka i in. 1998).

Pierwszy stanowią obszary silnie przekształcone przez człowieka. Zaliczamy do nich tereny w środku miasta o mniej lub bardziej zwartej zabudowie, których zielen jest zazwyczaj kształtowana sztucznie i pielęgnowana. Jest ona rozmieszczona wyspowo i przybiera różne formy – od pojedynczych drzew i krzewów sadzonych wzdłuż tras komunikacyjnych, przez zielen osiedlową (niewielkie trawniki, skwery itp.), po młode parki, których roślinność została niedawno i całkowicie ukształtowana przez człowieka. Specyficzne środowisko stanowią ogrzewane w zimie domy mieszkalne, biurowce, magazyny środków spożywczych itp. Poza obfitą bazą pokarmową, oferuje ono zwierzętom bardzo stabilne warunki mikroklimatyczne, które umożliwiają jego trwałe zasiedlenie przez tropikalne i subtropikalne gatunki sucholubne, często zawleczone przez człowieka (jak mrówka faraona, prusak i karaluch).

Do drugiego typu zaliczyć można obszary zmienione w stopniu niewielkim, a stanowiące enklawy naturalnych lub półnaturalnych zbiorowisk roślinnych, które można uznać za ostoje fauny pierwotnie zasiedlającej obszar zajęty przez miasto. Takie obszary występują nie tylko na obrzeżach miasta w strefie podmiejskiej, ale często i w środku miasta (np. stare parki, których roślinność ma bardzo długą historię i zawiera szereg elementów naturalnych).

Trzeci – to obszary podmiejskie, których forma jest bardzo zróżnicowana – od niewielkich osiedli o niewysokim zabudowie i roślinności stanowiącej mozaikę

obszarów pielęgnowanych przez ludzi oraz nieużytków – po fragmenty naturalnych zbiorowisk roślinnych, na siedlisku których powstało miasto. Są to obszary penetrowane przez faunę wywodzącą się z różnych środowisk. Spotykamy tu zarówno gatunki, którym udaje się wkroczyć do miasta, jak i te, dla których stanowi ono barierę nie do pokonania.

Ponieważ na stosunkowo niewielkim obszarze, które zajmuje miasto, występują zarówno tereny silnie przekształcone przez człowieka, jak i zmienione w stopniu niewielkim, zwierzęta penetrujące środowisko miejskie muszą się zmagać z czynnikami, które eliminują jedne gatunki, a drugim stwarzają ogromne możliwości przetrwania, choćby z powodu dużej ilości “nieobsadzonych” niszy ekologicznych, niestabilizowanych układów zoocenotycznych i szczególnych, miejscami bardzo stabilnych, warunków mikroklimatycznych.

Środowiska miejskie były i są penetrowane przez wiele gatunków zwierząt, wśród których ogromną grupę stanowią bezkręgowce, w tym owady.

Badania nad bezkręgowcami środowisk miejskich prowadzone były w niewielu ośrodkach naukowych w kraju i za granicą, przy czym miały one zazwyczaj charakter wyrwykowy. Dotyczyły one przede wszystkim gatunków związanym bezpośrednio z człowiekiem i jego zapasami żywności lub miejscami ich składowania.

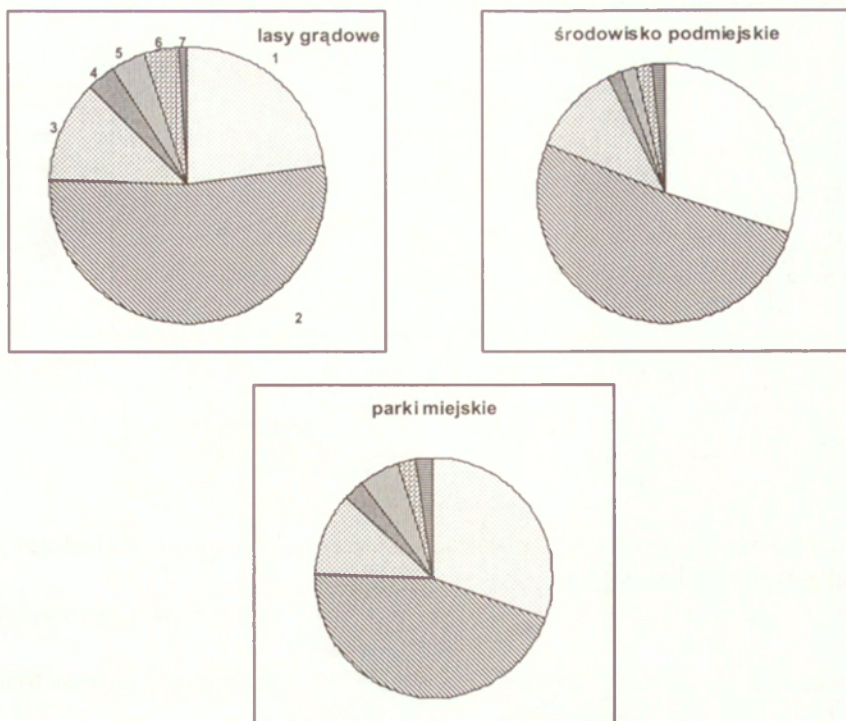
Do wyjątkowych należą zatem kompleksowe badania faunistyczne, które w latach 70-tych prowadzili pracownicy Instytutu Zoologii PAN. Dotyczyły one składu gatunkowego, pochodzenia oraz struktury zoogeograficznej i ekologicznej fauny dużego miasta na przykładzie Warszawy. Badaniami objęto, przede wszystkim, faunę zieleni miejskiej (parki, zieleń osiedlową i przyjezdniową na obszarach o zwartej zabudowie). Ich wyniki dały pierwszy w światowym piśmiennictwie, kompleksowy i szeroki obraz miejskiej fauny bezkręgowców lądowych (Czechowski, Pisarski 1981, Czechowski i in. 1982a, b, Czechowski, Pisarski 1986, 1987). Badania te, poza ich aspektem opisowym, znalazły też zastosowanie praktyczne – w urbanistyce (projekt osiedla w Białoleścu Dworskiej – Garbarczyk, Bańkowska 1981, Trojan 1985).

Jedną z grup objętych badaniami były motyle nocne z rodziny *Noctuidae*, które stanowią obecnie grupę najlepiej poznanych motyli spotykanych w środowiskach miejskich. (Winiarska 1981, 1982, 1986, 1990 a,b).

2. ZGRUPOWANIE SÓWEK (*NOCTUIDAE*) W MIEŚCIE

Ponieważ badania nad zgrupowaniami sówkowatych środowisk miejskich prowadzono nie tylko w zieleni miejskiej (która dominuje powierzchniowo), ale i w środowiskach podmiejskich oraz naturalnych lasach grądowych, na siedlisku których powstała Warszawa, można było ocenić możliwości zasiedlenia i sposoby realizowania się zgrupowań *Noctuidae* w mieście.

Środowisko miejskie penetruje wiele gatunków sówek. Przylatują tu z obszarów podmiejskich, poszukując pokarmu lub zatrzymują się podczas wędrówek, zwabione ciepłem i silnym światłem widocznym w nocy z dużej odległości. Obecność wielu gatunków jest przypadkowa i nie trwa długo. Jednak niektórym gatunkom warunki środowiskowe miasta umożliwiają jego czasowe lub stałe zasiedlenie. Przechodzą tu pełen cykl rozwojowy i zimują, lub zalatują tu systematycznie w okresie pojawiania się roślin żywicielskich gąsienic i przechodzą tu część cyklu rozwojowego lub cały



Ryc.1. Udział elementów zoogeograficznych w zgrupowaniach *Noctuidae* lasów grądowych, środowisku podmiejskim i parków miejskich Warszawy

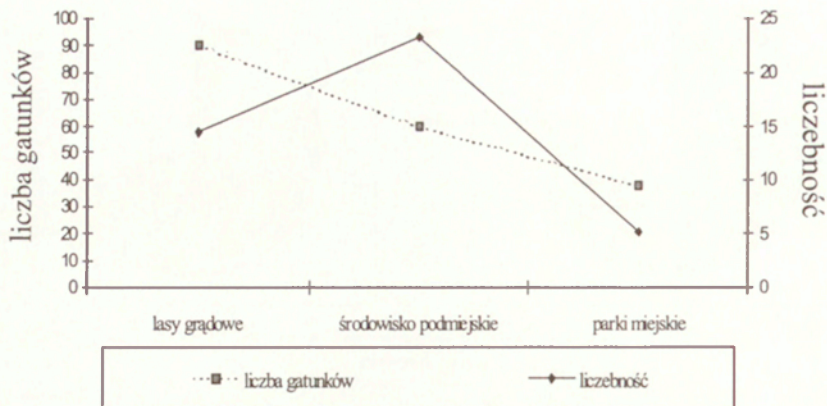
Proportion of zoogeographical elements in noctuid communities of linden-oak-hornbeam forests, suburban habitat and urban habitat parks

1 – element holarktyczny (Holarctic), 2 – element eurosyberyjski (Euro-Siberian), 3- element eurokaukaski (Euro-Caucasian), 4 – element europejski (European), 5 – element submedyterraneński (Submediterranean), 6 – element subpontyjski (Subpontic), 7 – element pontomedyterraneński (Ponto-Mediterranean);

lasy grądowe – linden-oak hornbeam forest, środowisko podmiejskie – suburban habitat, parki miejskie – urban habitat parks

cykl (w przypadku gatunków mających kilka pokoleń w roku), ale nie zimują (jak np. dość często spotykany w mieście migrujący gatunek *Autographa gamma*). Stałym elementem fauny miejskiej są ekspansywne gatunki rodzime o na ogół szerokich zasięgach zoogeograficznych (ryc. 1) i niewielkich wymaganiach środowiskowych. Stanowią one trzon fauny zieleni kształtowanej przez człowieka. Ponad 80% z nich preferuje środowiska otwarte lub należy do grupy eurytopów, a larwy 60% gatunków są polifagami żerującymi na trawach i innych roślinach zielnych (Winiarska 1982). Występujące w mieście gatunki rzadkie i mniej plastyczne związane są z ostojami fauny, a w zieleni kształtowanej przez człowieka pojawiają się tylko przypadkowo (Winiarska 1986).

Zgrupowania *Noctuidae* reagowały na wzrastającą presję urbanizacyjną zmianami w składzie gatunkowym, liczebności i strukturze dominacyjnej (Winiarska 1990a).



Ryc 2. Zmiany liczby gatunków i liczebności zgrupowań *Noctuidae*, zachodzące pod wpływem presji urbanizacyjnej

Changes in the number of species and abundance of noctuid communities due to settlement pressure

las gądowy – linden-oak hornbeam forest, środowisko podmiejskie – suburban habitat, parki miejskie – urban habitat parks

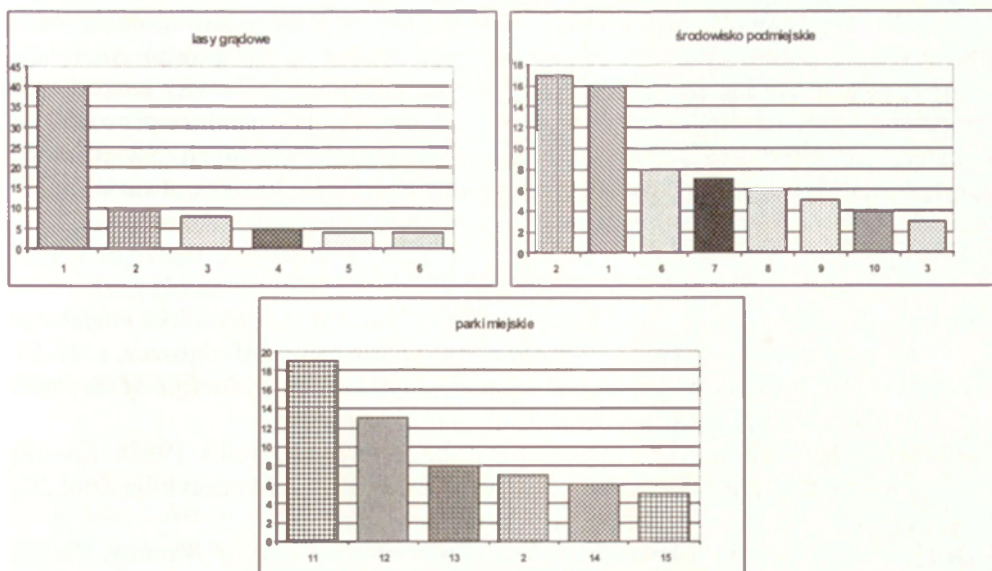
Przekształcanie zgrupowań *Noctuidae* w miarę nasilania się tej presji przebiega dwuetapowo. W środowisku podmiejskim, gdzie natężenie presji urbanizacyjnej jest niewielkie, skład gatunkowy zgrupowań *Noctuidae* był uboższy, niż zgrupowań z naturalnych lasów gądowych, przy jednoczesnym zachowaniu znacznego do nich podobieństwa (ryc. 2, 3).

Zachowana była również struktura dominacyjna charakterystyczna dla zgrupowań *Noctuidae* naturalnych lasów gądowych, z pewną modyfikacją, którą było zmniejszenie różnic w liczebności pomiędzy gatunkami dominującymi i zmiana kolejności dominantów (ryc. 2.).

Natomiast liczebność zgrupowania *Noctuidae* ze środowiska podmiejskiego była znacznie większa, niż zgrupowań z naturalnych lasów gądowych (ryc. 1). W przypadku *Noctuidae* optimum bogactwa gatunkowego nie pokrywało się z optimum liczebności. Podobne zależności stwierdzono również w innych grupach owadów, np. *Sphecidae* i *Vespidae* (Skibińska 1987).

W środowisku miejskim, poddanym najsilniejszej presji urbanizacyjnej, następowała radykalna przebudowa struktury zgrupowań *Noctuidae*. Zgrupowania o stałym składzie gatunkowym i stabilnej strukturze dominacyjnej występowały tylko w parkach, natomiast w innych typach zieleni miejskiej stwierdzano tylko pojedyncze osobniki, zazwyczaj z niewielu gatunków, nie tworzące ustabilizowanych zgrupowań.

Gatunki dominujące w zgrupowaniach lasów gądowych, w środowisku miejskim należały do najmniej licznych lub nie występowały wcale, np. dominant *Cosmia trapezina* występował licznie tylko w jednym z najstarszych i największych parków Warszawy, tzn. w Łazienkach Królewskich. Nową grupę dominantów utworzyły gatunki



Ryc.3. Zmiany struktury dominacyjnej zgrupowań *Noctuidae* pod wpływem presji osadniczej.

Changes in the domination structure of noctuid communities due to settlement pressure

1 – *Cosmia trapezina*, 2 – *Trachea atriplicis*, 3 – *Amphipyra pyramidea*, 4 – *Orthosia cruda*, 5 – *Orthosia cerasi*, 6 – *Apamea monoglypha*, 7 – *Acronicta aceris*, 8 – *Melanchra persicariae*, 9 – *Amphipoea fucosa*, 10 – *Agrotis exclamationis*, 11 – *Autographa gamma*, 12 – *Discestra trifolii*, 13 – *Acronicta psi*, 14 – *Mythimna pallens*, 15 – *Lacanobia suasa*

lasy łąkowe – linden-oak hornbeam forest, środowisko podmiejskie – suburban habitat, parki miejskie – urban habitat parks

o zazwyczaj małej liczebności w środowisku naturalnym. W zieleni miejskiej znacznie zwiększyły one swoją liczebność (Winiarska 1986). Jednym z takich dominantów była *Autographa gamma* – imigrant pochodzący z południa, rókrocznie migrujący na północ, gdzie występuje od wiosny do jesieni. Nie może jednak przetrwać zimy w naszym kraju, a cała populacja ginie, gdy temperatura znacznie się obniży.

3. PODSUMOWANIE

W aglomeracji miejskiej *Noctuidae*, obok *Sphecidae*, *Vespoidea* czy wielu grup muchówek, należą do owadów, dla których oazę stanowią parki, a pozostałe typy zieleni są penetrowane tylko przez pojedyncze osobniki niektórych gatunków. Im większy obszar zajmuje zielen parku, im jego drzewostan jest starszy, a zabiegi pielęgnacyjne ograniczone do minimum, tym więcej gatunków. Parki stanowią ostoje, z których wiele gatunków migruje, by penetrować inne typy zieleni miejskiej, ale których nie zasiedla, gdyż brak w nich warunków do życia i rozwoju. Na istotną rolę parków w utrzymaniu owadów zwróciło uwagę szereg autorów (np. Razowski i Palik 1969, Skibińska 1987, Wiśniewski 1976).

Sposób reagowania *Noctuidae* na stres ekologiczny, jaki stanowi nasilająca się presja urbanizacyjna, polega przede wszystkim na przekształceniu zgrupowań *Noctuidae* w nowe, przy czym bardzo silny stres tego typu powoduje całkowity rozpad tych zgrupowań i zniszczenie jakiegokolwiek ich struktury. Presja osadnicza prowadzi do eliminacji gatunków stenotopowych, w tym wielu gatunków leśnych. Zwiększa się natomiast udział gatunków eurytopowych i preferujących środowiska otwarte.

LITERATURA

- Chudzińska E., Skibińska E., Winiarska G., 1998, *Zasiedlanie środowiska miejskiego przez owady na przykładzie Warszawy*, [w:] *Fauna miast*, Bydgoszcz, s. 47-55.
- Czechowski W., Pisarski W., (red.), 1981, *Species composition and origin of the fauna of Warsaw*, Part 1, *Memorabilia Zool.*, 34, 259 ss.
- Czechowski W., Garbarczyk H., Pisarski B., Sawoniewicz J., (red.), 1982a, *Species composition and origin of the fauna of Warsaw*, Part 2, *Memorabilia Zool.*, 35, 169 ss.
- (red.), 1982b, *Species composition and origin of the fauna of Warsaw*, Part 3, *Memorabilia Zool.*, 36, 262 ss.
- Czechowski W., Pisarski W., (red.), 1986, *Structure of the fauna of Warsaw; effects of the urban pressure on animal communities*, Part 1, *Memorabilia Zool.*, 41, 231 ss.
- (red.) 1987, *Structure of the fauna of Warsaw; effects of the urban pressure on animal communities*, Part 2, *Memorabilia Zool.*, 42, 149 ss.
- Garbarczyk H., Bańkowska R., 1981, *Zoocenologiczne podstawy kształtowania środowiska przyrodniczego osiedla mieszkaniowego Białoleka Dworska w Warszawie. I. Skład gatunkowy i struktura fauny projektowanego osiedla mieszkaniowego*, *Fragm. Faun.*, 26, 531 ss.
- Pisarski B., Chudzińska E., Nowakowski E., Skibińska E., Jędrzykowski W., 1984, *Rola fauny na terenach zieleni na przykładzie Warszawy*, [w:] *Wpływ zieleni na kształtowanie środowiska miejskiego*, PWN, Warszawa, s. 203-218.
- Razowski J., Palik E., 1969, *Fauna motyli okolic Krakowa*, *Acta zool. Cracov.*, 14, s. 217-310.
- Skibińska E., 1987, *Effect of anthropogenic pressure on Vespoidea and Sphecidae communities*, *Memorabilia Zool.*, 42, s. 55-66.
- Trojan P., (red.), 1985, *Present and prognostical fauna of the housing estate Białoleka Dworska*, *Warsaw. Memorabilia Zool.*, 40, 167 ss.
- Winiarska G., 1981, *Sówki (Noctuidae, Lepidoptera)*, [w:] *Zoocenologiczne podstawy kształtowania środowiska przyrodniczego osiedla mieszkaniowego Białoleka Dworska w Warszawie. I. Skład gatunkowy i struktura fauny projektowanego osiedla mieszkaniowego*. *Fragm. Faun.*, 26, s. 379-391.
- 1982, *Noctuids (Noctuidae, Lepidoptera) od Warsaw and Mazovia*, [w:] *Species composition and origin of the fauna of Warsaw*. *Memorabilia Zool.*, 36, s. 185-200.
- 1986, *Noctuid moth (Lepidoptera, Noctuidae) communities in urban parks od Warsaw*, [w:] *Structure of the fauna of Warsaw; effects of the urban pressure on animal communities*, 2, *Memorabilia Zool.*, 42, s. 125-148.

- 1990a, *Impact of settlement pressure on communities of noctuid moths (Lepidoptera, Noctuidae) in linden-oak hornbeam forests on the Mazovian Lowland*, *Fragm. Faun.*, 5, s. 61-70.
 - 1990b, *Communities of noctuids (Lepidoptera, Noctuidae) of linden-oak-hornbeam forests of the Mazovian Lowland*, *Fragm. Faun.*, 10, s. 143-163.
- Wiśniewski J., 1976, *Urbanizacja a entomofauna*, [w:] *Entomologia a ochrona środowiska*, Warszawa, s. 77-82.
- Zimny H., 1990, *Ecology of urbanized systems - problems and research in Poland*, [w:] *Urban Ecological Studies*, s. 8-18.

URBAN ENVIRONMENTS AS A HABITAT FOR *LEPIDOPTERA* – NOCTUID MOTHS OF WARSAW AS AN EXAMPLE

Summary

A town makes an extraordinary habitat for *Lepidoptera*, because on a very limited space provides a variety biotic elements. Besides of enclaves with natural and seminatural vegetation there are heavily transformed sites (densely built up with artificially created urban green), where urban pressure brings about disturbance in zoocenological balance, where the abundance of phytophages is raising excessively and the abundance of zoophages is lower than usual.

Urban habitats are penetrated by a number of *Lepidoptera* species including also noctuid moths, however urban pressure is varying according to the species. Some species are only temporary visitors, when seeking for food or migrating over the town. The other are resident town dwellers completing here their developmental cycles including hibernation. In some urban habitats, such as old large parks, exist even lepidopterous communities with stable species composition and domination structure.

Lepidopterous fauna of the urban habitats is still poorly investigated and the research is carried out irregularly in domestic and foreign scientific centres. One of the most thoroughly investigated towns is Warszawa. On the basis of long-term survey of noctuid moths in urban green of Warszawa it can be concluded that noctuid moths react to urban pressure changing species composition, abundance, and domination structure. In general it is rebuilt the structure of the community, and the number of species and abundance is reduced. In towns the permanent element among noctuid moths make resident species with wide geographical ranges and modest habitat requirements. Over 80% among them prefer open habitats or are eurytopic and larvae of 60% of species are polyphagous on grasses and other herbs.

Adres autora:

Grażyna Winiarska
Muzeum i Instytut Zoologii, PAN
Wilcza 64, 00-679 Warszawa

Andrzej Richling

EKOLOGIA KRAJOBRAZU – INTERDYSCYPLINARNY KIERUNEK BADAWCZY USYTUOWANY POMIĘDZY BIOLOGIA I GEOGRAFIĄ

I. ZARYS TREŚCI

Ostatnio w naukach przyrodniczych nasila się nurt badań zespołowych i interdyscyplinarnych. Tendencja ta przynajmniej w części stanowi reakcję na proces pogłębiającej się specjalizacji i utraty kontaktów pomiędzy wyspecjalizowanymi dyscyplinami naukowymi. Zainteresowanie zintegrowanymi badaniami nad środowiskiem przyrodniczym wiąże się także z zapotrzebowaniem praktyki i jest stymulowane przez rosnące zagrożenie wywołane niekorzystnymi zmianami przyrody zarówno w skali lokalnej, jak i w odniesieniu do całego globu. Przedstawiona sytuacja sprzyja próbom organizacji badań szeroko zakrojonych i dyskusji pomiędzy specjalistami reprezentującymi różne kierunki badawcze. Ważnym wydarzeniem w tym zakresie było utworzenie w 1982 roku Międzynarodowej Asocjacji Ekologii Krajobrazu (International Association for Landscape Ecology – IALE).

Termin “ekologia krajobrazu” wprowadzony w latach 30-tych przez C. Trolla zyskał znaczną popularność w ostatnich dziesięciokach lat. Liczba członków asocjacji szybko rosła, zawiązywały się narodowe i regionalne organizacje grupujące ekologów krajobrazu, organizowano coraz więcej konferencji. Popularność ekologii krajobrazu wyrażała też rosnąca liczba publikacji.

Miejsce ekologii krajobrazu w systemie nauk jest widziane różnie. Istnieje pogląd, że stanowi ona pole badawcze jednoczące przedstawicieli wyspecjalizowanych dyscyplin. Przeciwstawiane temu jest założenie o odrębności ekologii krajobrazu traktowanej jako niezależna dyscyplina naukowa, która wprowadzie skupia badaczy o różnym przygotowaniu ale wyróżnia się holistycznym podejściem, zastosowaniem zróżnicowanych metod badawczych, a nade wszystko traktowaniem człowieka jako głównego sprawcy zmian zachodzących w przyrodzie, a zarazem jako głównego podmiotu prowadzonych rozważań.

Odpowiedź na pytanie czy spełniły się nadzieje pokładane w rozwoju ekologii krajobrazu traktowanej jako nauki integrującej inne dyscypliny nie jest jednoznaczna. Mnogość podejść, różnice w sposobie kształcenia, różne tradycje stały się przyczyną braku wspólnych, przyjmowanych przez większość badaczy rozwiązań. Jednak niewątpliwym faktem jest to, że jej rozwój zdecydowanie przyczynił się do upowszechnienia badań nad krajobrazem, a także stworzył dobry klimat do wzrostu zainteresowania współpracą między różnymi specjalnościami, a zwłaszcza pomiędzy geografią i biologią.

W ostatnich dziesiątkach lat w naukach przyrodniczych nasila się nurt badań zespołowych i interdyscyplinarnych. Coraz więcej znaczących publikacji to prace wielu autorów, reprezentujących różne kierunki badawcze. Coraz częściej pojawia się, nie do końca chyba słuszne stwierdzenie, że poszczególne nauki w ich tradycyjnych ramach dokonały już najważniejszych odkryć, a przyszłość należy do badań interdyscyplinarnych.

Tendencja ta przynajmniej w części stanowi reakcję na proces pogłębiającej się specjalizacji i utraty kontaktów nie tylko pomiędzy wyspecjalizowanymi dyscyplinami naukowymi ale również pomiędzy subdyscyplinami mieszczącymi się w obrębie jednej nauki czy jednego systemu nauk. Dzieje się tak, mimo iż uprawiający te subdyscypliny badacze otrzymali niejednokrotnie jednakowe podstawowe wykształcenie. Prześledźmy tę sytuację na przykładzie geografii, gdzie po kilku latach wspólnych studiów przychodzi specjalizacja, efektem której jest podział omawianej nauki przynajmniej na dwa kierunki: geografii fizyczną i geografii społeczno-ekonomiczną. Badania w obrębie tych kierunków prowadzone są różnymi metodami. Stosowane są różne rozwiązania, a wspólne dyskusje zazwyczaj przyczyniają się tylko do pogłębienia rozłamu pomiędzy tymi dwoma, de facto, odrębnymi dyscyplinami. Jakże trudno jest dziś specjalistę z zakresu geomorfologii czy hydrologii znaleźć wspólny język z badaczem zajmującym się migracjami ludności.

Przedstawiony stan rzeczy nie wszędzie wygląda tak samo. W wielu państwach istnieje długa tradycja międzydyscyplinarnej współpracy. W Polsce, podobnie jak w innych państwach Europy Środkowej i Wschodniej, bariery pomiędzy dyscyplinami naukowymi, przynajmniej w odniesieniu do nauk przyrodniczych, są ciągle bardzo szczelne.

Zainteresowanie zintegrowanymi badaniami nad środowiskiem przyrodniczym pojawiło się w związku z zapotrzebowaniem praktyki. Ocena predyspozycji terenu do dowolnego celu, analiza sposobu wykorzystania określonych dóbr przyrody czy prognoza zmian warunków przyrodniczych pod wpływem danej inwestycji wymagają podejścia całościowego, w którym rozpatrywany jest cały system przyrodniczy a nie pojedyncza jego cecha. Całościowe badania systemu przyrodniczego są również stymulowane przez rosnące zagrożenie wywołane niekorzystnymi zmianami przyrody nie tylko w skali lokalnej i regionalnej, ale przede wszystkim w odniesieniu do całego globu. W najnowszym wydaniu znanego dzieła A. Goudie (2000) poświęconego wpływowi człowieka na środowisko przyrodnicze znaleźć można liczne dowody świadczące o tym, że skala zmian środowiska przyrodniczego jest większa niż to się powszechnie przypuszcza oraz, że reakcja systemu przyrodniczego często nie jest proporcjonalna do intensywności bodźca stymulującego. Zdarza się, że czynnik uważany za drugorzędny nabiera w określonej sytuacji dużego znaczenia i decyduje o znacznie głębszych przekształceniach systemu niż można było oczekiwać. Goudie podkreśla również fakt narastającego zagrożenia całego systemu Ziemi co wiąże z rozszerzaniem i intensyfikacją procesów destrukcyjnych mających niedawno jeszcze zasięg tylko lokalny czy regionalny.

Można zatem, nawiązując do narastającej globalizacji procesów społecznych i ekonomicznych, mówić również o globalizacji zagrożeń środowiska przyrodniczego. Jest zrozumiałe, że przeciwdziałanie takim procesom jak pustyńnienie czy wzrost zawartości dwutlenku węgla w atmosferze wymaga interdyscyplinarnych działań

odnoszących się do dużych części naszego globu. Czynione wcześniej próby skończyły się w większości niepowodzeniem, a liczne programy badania zmian globalnych nie przyniosły oczekiwanych rezultatów, co wiązać należy przede wszystkim z trudnościami w przejściu od skali szczegółowych badań do uogólnień odnoszących się do całego systemu Ziemi lub jego dużych części.

Przedstawiona sytuacja sprzyja próbom organizacji badań szeroko zakrojonych oraz dyskusji pomiędzy specjalistami reprezentującymi różne kierunki badawcze. Jedną z takich prób stanowiło utworzenie w 1982 roku Międzynarodowej Asocjacji Ekologii Krajobrazu (International Association for Landscape Ecology – IALE).

Termin “ekologia krajobrazu” wprowadzony w latach 30-tych przez C. Trolle został nieco zapomniany, a i w przeszłości rzadko był używany dokładnie zgodnie z pierwotną definicją, w myśl której podstawowym zadaniem tej dyscypliny jest analiza funkcjonalna treści krajobrazu i wyjaśnianie jego wielostronnych i zmieniających się zależności. Przyczynił się do tego również fakt, że w 1963 roku Troll nawiązując do koncepcji ekosystemu Tansleya zmodyfikował swą definicję. Określił mianowicie ekologię krajobrazu jako naukę zajmującą się wszelkimi powiązaniem pomiędzy biocenozami i ich środowiskowymi uwarunkowaniami w określonych wycinkach przestrzeni i usytuował ją tym samym w systemie nauk biologicznych.

Renesans ekologii krajobrazu to lata 70-te. W 1976 roku ukazał się podręcznik H. Lesera zatytułowany “*Landschaftsökologie*”. W 1972 roku powstało w Holandii Towarzystwo Ekologii Krajobrazu, które w 1981 roku zorganizowało w Vindhoven międzynarodową konferencję “Perspektywy Ekologii Krajobrazu”. Na Słowacji z inicjatywy M. Ružički odbył się cykl seminariów poświęconych problemom badań ekologiczno-krajobrazowych. Działalność ta stworzyła właściwy grunt do powołania międzynarodowej organizacji. Rozwój Międzynarodowej Asocjacji Ekologii Krajobrazu był, przynajmniej w początkowym okresie, bardzo dynamiczny. Liczba członków szybko rosła, zawiązywały się narodowe i regionalne organizacje grupujące ekologów krajobrazu, organizowano coraz więcej konferencji o różnym zasięgu, na których prezentowane były prace wykonane przez reprezentantów różnych nauk zajmujących się systemem przyrodniczym i relacjami pomiędzy tym systemem a działalnością człowieka. O atrakcyjności tych spotkań stanowiła możliwość konfrontacji stosowanych metod i dyskusji różnych podejść. Popularność ekologii krajobrazu wyrażała też rosnąca liczba publikacji. Od 1987 roku ukazuje się czasopismo “*Landscape Ecology*”, a wśród najbardziej znanych podręczników wymienić można książki Z. Naveha i A. Liebermana (1984), R.T.T. Formana i M. Godrona (1986), I.S. Zonnevelde (1995), R.T.T. Formana (1995) i A. Fariny (1998).

Krajobraz jest terminem wieloznacznym i stosowanym w różnych naukach, obecnym także w języku potocznym. Próby zastąpienia tego terminu innym nie przyniosły zadawalających rezultatów. Nie wydają się one zresztą godne poparcia, jako że podejście krajobrazowe jest powszechnie rozumiane jako podejście całościowe, przy którym zwraca się uwagę na wewnętrzne powiązania i współdziałanie elementów tworzących system przyrodniczy.

Całościowość jest rozumiana przez różne nauki w różny sposób, jednak wbrew deklaracjom żadna z dyscyplin, przynajmniej tradycyjnie wyróżnianych, nie prowadzi badań rzeczywiście holistycznych. Geografia koncentruje się na strukturze krajobrazu,

rozbudowując teorię jego delimitacji i hierarchicznej klasyfikacji. Dla geobotanika krajobraz to przede wszystkim całość o charakterze funkcjonalnym złożona z ekosystemów powiązanych wzajemnie prawidłowymi relacjami. W obu tych podejściach nie zwraca się uwagi na cechy fizjonomiczne krajobrazu, które odgrywają dominującą rolę w analizach prowadzonych przez architektów krajobrazu i które powinny być traktowane jako istotne cechy diagnostyczne w procesie wyróżniania przestrzennych jednostek przyrodniczych każdego rodzaju i każdej rangi.

Ekologia krajobrazu deklaruje zainteresowanie zarówno strukturą, jak i funkcjonowaniem krajobrazu, a także jego fizjonomią i sposobem percepcji. Do podstawowych założeń ekologii krajobrazu należy założenie aktywnej roli człowieka w krajobrazie. Działalność ludzka stanowi dla ekologa krajobrazu czynnik przynajmniej tak samo ważny, jak przebieg procesów przyrodniczych, a w obrębie krajobrazów silnie przekształconych antropogenicznie – czynnik nadrzędny.

Jakie jest miejsce ekologii krajobrazu w systemie nauk? Istnieje pogląd, że stanowi ona pole badawcze jednoczące przedstawicieli wyspecjalizowanych dyscyplin. Takiego zdania są na przykład H. Leser i H. Rodd (1991), którzy piszą, że ekologia krajobrazu uprawiana jest na trzech poziomach: bezpośrednim (badania prowadzone w ramach geografii i biologii przy założeniu, że środowisko przyrodnicze stanowi zintegrowany i kompleksowy system), pośrednim (badania takich nauk, jak hydrologia, klimatologia, gleboznawstwo ukierunkowane na poznanie wybranego komponentu środowiska przyrodniczego rozpatrywanego jednak na tle pozostałych komponentów) i praktycznym (prace o charakterze stosowanym wykonywane przez pracowników administracji, konsultantów, polityków, pracowników agend rządowych i biur planistycznych). Poglądowi temu przeciwstawiane jest założenie o odrębności ekologii krajobrazu traktowanej jako niezależna dyscyplina naukowa, która wprawdzie skupia badaczy o różnym przygotowaniu (podstawowe studia z ekologii krajobrazu istnieją tylko w nielicznych państwach), ale wyróżnia się holistycznym podejściem, zastosowaniem zróżnicowanych metod badawczych, a nade wszystko traktowaniem człowieka jako głównego sprawcy zmian zachodzących w przyrodzie, a zarazem jako głównego podmiotu prowadzonych rozważań.

Systematykę nauk ekologicznych w pełny i przekonujący sposób przedstawił niedawno A. Valsangiacomo (1998). W badaniach środowiska przyrodniczego oraz relacji pomiędzy człowiekiem a przyrodą istnieją jego zdaniem trzy podstawowe podejścia: biologiczne, geograficzne i humanistyczne. W nawiązaniu do tego podziału wyróżnia bioekologię, geoekologię i ekologię człowieka.

Obiektem badań bioekologii jest żywa przyroda. Badania są ukierunkowane przede wszystkim na poznanie procesu ewolucji. W badaniach tych człowiek jest traktowany głównie jako źródło zakłóceń. Bioekologia rozpatrywana jest w podziale na: autoekologię, ekologię populacji i synekologię.

Geoekologia zajmuje się badaniem krajobrazu będącego efektem działalności przyrody i człowieka. Celem nadrzędnym jest wyjaśnienie prawidłowości porządku przestrzennego jednostek krajobrazowych. W ramach geoekologii istnieją dwa kierunki badawcze: ekologia krajobrazu i geopaleoekologia.

A. Valsangiacomo dowodzi, że ekologia krajobrazu rozwinęła się w Europie Środkowej i jest efektem upowszechnienia holistycznego podejścia uprawianego przez

geografów, ekologów i planistów. W ramach tej dyscypliny wyróżnia klasyczną ekologię krajobrazu zajmującą się podziałami przestrzennymi, delimitacją i klasyfikacją jednostek przestrzennych oraz systemową ekologię krajobrazu. Jest to nurt nowoczesny, zainicjowany przez geografów, polegający na wykorzystaniu możliwości, które stwarza ogólna teoria systemów.

Geopaleoekologia pojawiła się w ramach geologii i geomorfologii i rozwija się obecnie dynamicznie. Dowodem tego może być chociażby wzrost zainteresowania teorią tektoniki płytywowej, co zaowocowało dążnością do zmiany interpretacji budowy geologicznej w wielu miejscach na świecie.

Celem ekologii człowieka jest opisanie zachowań człowieka w nawiązaniu do warunków przyrodniczych. Nauka ta zajmuje się problemami rozwoju społecznego, w którym człowiek wpływa na przyrodę w zaplanowany sposób. Ekologia człowieka powiązana jest z licznymi naukami. W związku z czym autor wspomnianej publikacji wyróżnia trzy jej gałęzie: biologiczną, geograficzną i historyczną.

Ekologia krajobrazu stanowi efekt małżeństwa geografii i biologii. Tak przynajmniej napisał w 1983 roku A. Vink. Faktem jest, że reprezentanci tych dwóch dyscyplin dominują wśród uczestników konferencji i kongresów ekologiczno-krajobrazowych oraz, że większość publikacji z dziedziny ekologii krajobrazu wyszła spod pióra botaników lub geografów (rzadziej stanowi efekt ich współpracy). Jest także faktem, iż znaczący postęp w badaniach nad krajobrazem spowodowali uczeni wykształceni w obu tych kierunkach. Przywołać tu można chociażby takie nazwiska, jak C. Troll, J. Schmithüsen, W. Soczawa czy M. Rużycka.

Do najważniejszych wydarzeń w rozwoju ekologii krajobrazu zaliczyć należy kongresy Międzynarodowej Asocjacji Ekologii Krajobrazu. Organizowane są one w zasadzie co 4 lata i odbyły się dotychczas na Słowacji w Pieszczanach (kongres założycielski) oraz w Danii (Roskilde), Niemczech (Münster), Kanadzie (Ottawa), Francji (Tuluza) i w Stanach Zjednoczonych (Snowmass Village koło Aspen). Obok wspomnianych kongresów pod szyldem IALE lub regionalnych i narodowych organizacji ekologiczno-krajobrazowych organizowana jest duża liczba spotkań o mniejszym zasięgu, chociaż niektóre z nich też gromadziły przedstawicieli wielu państw. Mamy w tej dziedzinie znaczący dorobek. W Polsce, jak dotychczas, zorganizowane zostało 16 konferencji o zasięgu krajowym oraz międzynarodowe, związane z działalnością grupy roboczej Międzynarodowej Asocjacji Ekologii Krajobrazu "Analizy systemu krajobrazowego jako podstawa kształtowania środowiska". Charakter spotkań organizowanych w Ameryce i w Europie różni się dość istotnie. W Ameryce ilościowo dominują ekolodzy krajobrazu o wykształceniu biologicznym, w Europie w większym stopniu reprezentowani są przedstawiciele innych nauk.

Ostatnio, coraz częściej, w publikacjach i wypowiedziach konferencyjnych pojawia się pytanie czy spełniły się nadzieje pokładane w rozwoju ekologii krajobrazu traktowanej jako nauki integrującej inne dyscypliny? Czy zaistniał znaczący postęp w metodyce badań? Czy pojawiły się znaczące syntezy? Odpowiedź nie jest jednoznaczna. Mnogość podejść, różnice w sposobie kształcenia, różne tradycje stały się przyczyną braku wspólnych, przyjmowanych przez większość badaczy rozwiązań. Nie zmienia tego faktu duża liczba publikacji i liczne dyskusje. Sprowadzają się one

zwykle do prezentacji rozbieżnych, często nie do końca zrozumiałych poglądów. Najbardziej jaskrawym dowodem panującego zamieszania jest brak uzgodnienia w sprawie definicji terminu "krajobraz". Jest on pojmowany w różny sposób, zarówno jako typ użytkowania terenu czy widok z dowolnego punktu, jak również jako złożony system charakteryzujący się określoną strukturą i dynamiką. Bardzo wielu, również wybitnych przedstawicieli ekologii krajobrazu, lansuje pogląd, iż ważne jest działanie człowieka w krajobrazie, a nie jego definicja. Brakuje również ujednoczonych poglądów w sprawie zasad podziałów przestrzennych. W Europie, a przynajmniej w niektórych jej częściach, rozpowszechniły się różne systemy delimitacji i klasyfikacji przestrzennych jednostek przyrodniczych. Zajmują się tym geografowie, geobotanicy, architekci krajobrazu. Stosowane metody są trudne do porównania. Wydzielane jednostki noszą różne nazwy. Zwykle, wbrew holistycznym deklaracjom, mają one charakter jednostek częściowych wyróżnianych przy założeniu dominującej roli określonego elementu lub grupy elementów środowiska przyrodniczego. W Stanach Zjednoczonych Ameryki Północnej upowszechnił się, stosowany również w Europie, model matryc, płatów i korytarzy. Jest to rozwiązanie znacznie prostsze ale płytsze. Podstawę wydzielenia zróżnicowanych powierzchni stanowi tu prawie wyłącznie pokrycie terenu, a struktura i funkcjonowanie systemu powiązanych korytarzami płatów opisywane są wyłącznie w kategoriach świata przyrody żywej, z pominięciem cech abiotycznych. Odczuwa się również brak dużych programów badawczych z udziałem ekologów krajobrazu o różnym wykształceniu i zainteresowaniach.

Równocześnie jednak rozwój ekologii krajobrazu zdecydowanie przyczynił się do upowszechnienia badań nad krajobrazem rozumianych jako badania całościowe zorientowane na poznanie struktury, funkcjonowania i fizjonomii układów przyrodniczych, a także stworzył dobry klimat do wzrostu zainteresowania współpracą między różnymi specjalnościami i szerszego wykorzystania metod badań stosowanych w przeszłości tylko w obrębie poszczególnych dyscyplin. Rozwojowi ekologii krajobrazu sprzyjało zastosowanie nowoczesnych technik badawczych, zwłaszcza systemów informacji geograficznej. Doskonalenie tych technik stało również w związku z upowszechnieniem się interdyscyplinarnych badań systemów przyrodniczych i ich przekształceń pod wpływem działalności człowieka.

Jak się zatem wydaje ekologia krajobrazu nie stała się metanauką, jak tego niektórzy badacze oczekiwali. Można zresztą mieć wątpliwości czy istnienie takiej nadrzędnej dyscypliny na obecnym etapie rozwoju nauki jest możliwe i potrzebne. Przyszłość ekologii krajobrazu jest trudna do przewidzenia. W prosty sposób zależy ona od rozwoju systemu kształcenia, które zapewne powinno być prowadzone dopiero na etapie studiów podyplomowych. Nie jest wykluczone, że jedność omawianej nauki jest pozorna i że w przyszłości rozpadnie się ona na szereg subdyscyplin zajmujących się bardziej szczegółowo określonymi problemami.

Niezależnie jednak od przyszłej formy organizacyjnej ekologia krajobrazu odegrała i zapewne odgrywać będzie w przyszłości ważną rolę nie tylko dla rozwoju i zbliżenia poszczególnych nauk przyrodniczych, w tym geografii i biologii, ale przede wszystkim dla upowszechnienia zintegrowanego podejścia w rozwiązywaniu skomplikowanych problemów w obrębie systemu człowiek – środowisko przyrodnicze.

LITERATURA

- Farina A., 1998, *Principles and Methods in Landscape Ecology*, Cahman and Hall, London, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras.
- Forman R.T.T., 1995, *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions*, Cambridge University Press.
- Forman R.T.T., Godron M., 1986, *Landscape Ecology*, S. Wiley and Son's, New York.
- Goudie A., 2000, *The Human Impact on the Natural Environment*, Blackwell Publishers.
- Leser H., 1976, *Landschaftsökologie*, Uni-Taschenbücher 521, Stuttgart.
- Leser H., Rodd H., 1991, *Landscape ecology – fundamentals, aims and perspectives* [w:] Esser G., Overdieck O. (red.) *Modern Ecology: Basic and Applied Aspects*, Elsevier, Amsterdam.
- Naveh Z., Lieberman A., 1984, *Landscape Ecology – Theory and Application*, Springer Verlag, New York.
- Valsangiacomo A., 1998, *Die Natur der Ökologie. Anspruch und Grenzen ökologischer Wissenschaften*, Hochschulverlag AG an der ETH, Zürich.
- Vink A.P.A., 1983, *Landscape ecology and land use*, Longman, London, New York.
- Zonneveld I.S., 1995, *Land Ecology*, SPB Academie Publishing, Amsterdam.

LANDSCAPE ECOLOGY - AN INTERDISCIPLINARY RESEARCH AREA IN BETWEEN BIOLOGY AND GEOGRAPHY

Summary

In the recent years, the team-research and interdisciplinary trends have been gaining in importance. This tendency is at least in part a response to the advancing process of specialisation and loss of contacts between the specialised scientific disciplines. Interest in the integrated research of the natural environment is also connected with the practical demand and is stimulated by the growing threat generated by unfavourable changes in nature, both on the local and global scale. The presented situation is conducive to attempts at organising broad-scoped research and discussions between specialists representing various research backgrounds. In this respect, the establishment of the International Association for Landscape Ecology - IALE, in 1982, was an event with weighty consequences.

The term "landscape ecology", used first in the 1930s by Carl Troll, has enjoyed widespread popularity in the recent decades. The number of the members of the Association was growing fast, national and regional organisations bringing together landscape ecologists evolved, more and more conferences were organised. The popularity of landscape ecology was also reflected in the growing number of publications.

The role of landscape ecology in the system of scientific disciplines is seen in different ways. On the one hand, an opinion is expressed that this is a field of research bringing together representatives of specialised disciplines. On the other hand, there is an assumption of the separate character of landscape ecology seen as an independent scientific discipline, which does organise researchers from varied backgrounds, but is unmistakably distinguishable owing to its holistic approach, use of varied research methods, and - firstly and foremostly - owing to its treatment of man as the key agent of changes occurring in nature and at the same time as the main subject of the conducted research.

The answer to the question whether the hopes relating to the development of landscape ecology treated as a science integrating other disciplines were fulfilled is not expressly simple. The multitude of approaches, differences in the systems of education, dissimilar traditions resulted in the lack of common solutions, acceptable for the majority of researchers. However, the development of landscape ecology has made an unquestionable contribution to the popularisation of landscape studies and helped create a favourable climate for better co-operation between different scientific disciplines, especially between geography and biology.

Adres autora:

Andrzej Richling

Wydział Geografii i Studiów Regionalnych Uniwersytetu Warszawskiego

ul. Krakowskie Przedmieście 30, 00-927 warszawa

e.mail: GZK01@WGSR.UW.edu.pl

Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. Stanisława Leszczyckiego, Polskiej Akademii Nauk, wydaje następujące publikacje seryjne:

- Geographia Polonica,
- Prace Geograficzne,
- Przegląd Geograficzny,
- Dokumentacja Geograficzna,
- Europa XXI,
- Geopolitical Studies,
- Bibliografia Geografii Polski,
- Atlas Warszawy,

oraz *Atlas Rzeczypospolitej Polskiej* (1995), *Centralny katalog zbiorów kartograficznych w Polsce* (2000).

DOKUMENTACJA GEOGRAFICZNA

- 18 – Lijewski T., 2000, *Problemy zagospodarowania przestrzennego Polski w świetle przebudowy infrastruktury komunikacyjnej*, 76 s.
- 19 – Matuszkiewicz J.M., Roo-Zielińska E., 2000, *Międzywale Wisły jako swoisty układ przyrodniczy (odcinek Pilica-Narew)*, 194 s.
- 20 – Galczyńska B., Kulikowski R., 2000, *Wieś i rolnictwo strefy podmiejskiej Warszawy. Zróżnicowania przestrzenne i procesy transformacji*, 78 s.
- 21 – Kowalski M., Śleszyński P., 2000, *Uwarunkowania zachowań wyborczych w województwie śląskim*, 86 s.
- 22 – Bański J., 2001, *Stan i perspektywy rolnictwa na obszarach problemowych w Polsce*, 62 s.

ATLAS WARSZAWY

- 1 – Węclawowicz G., Jarosz A., 1993, *Struktury demograficzne i gospodarstw domowych*.
- 2 – Węclawowicz G., Księżak J., 1994, *Struktury wykształcenia i zatrudnienia ludności w świetle Narodowego Spisu Powszechnego 1988*.
- 3 – Węclawowicz G., Jarosz A., 1995, *Warunki mieszkaniowe ludności w świetle Narodowego Spisu Powszechnego 1988*.
- 4 – Kozłowska-Szczęśna T., Błazejczyk K., Krawczyk B., 1996, *Środowisko fizyczno-geograficzne – niektóre zagadnienia*.
- 5 – Węclawowicz G., Jarosz A., Śleszyński P., 1998, *Wybory parlamentarne 1991 i 1993*.
- 6 – Misztal S., 1998, *Przekształcenia struktury przemysłu Warszawy*.
- 7 – Potrykowska A., Śleszyński P., 1999, *Migracje wewnętrzne w Warszawie i województwie warszawskim*.
- 8 – Luniak M., Nowicki W., Kozłowski P., Plit J., 2001, *Ptaki Warszawy 1962-2000*.

Sprzedaż i prenumeratę publikacji IGiPZ PAN prowadzą księgarnie:

– ORWN-BIS, ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa, tel. 697-88-35.

– Główna Księgarnia Naukowa im. Bolesława Prusa, ul. Krakowskie Przedmieście 7, 00-068 Warszawa, tel. 826-18-35.

PL ISSN 0373-6547
ISBN 83-87954-02-0

<http://rcin.org.pl>

MIĘDZY GEOGRAFIĄ I BIOLOGIĄ – BADANIA NAD PRZEMIANAMI ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO

<http://rcin.org.pl>