

Charakterystyka fitocenotyczna leśnych zbiorowisk zastępczych z udziałem *Quercus rubra* L. na Wyżynie Śląskiej

Phytocoenotic characteristics of secondary forest communities with contribution of *Quercus rubra* L. in the Silesian Upland

DAMIAN CHMURA

*D. Chmura, Instytut Ochrony i Inżynierii Środowiska, Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku-Białej, ul. Willowa 2, 43 –309 Bielsko-Biała;
e-mail: dchmura@ath.bielsko.pl*

ABSTRACT: Forest communities have been heavily transformed in the Silesian Upland (southern Poland). One of the reason of changes in the structure of plant communities is the introduction of alien species to the forest ecosystems. An example of tree species being cultivated in the Upland Silesian forests is northern red oak *Quercus rubra*. Analysis based on 180 phytosociological relevés revealed presence of 4 main vegetation units within investigated secondary forest communities. One of them is the community in which red oak is dominant. Analysis of ecological groups and representatives of phytosociological classes showed distinct differences between distinguished types of vegetation. The phytocoenoses with *Quercus rubra* are difficult to classify within Braun-Blanquet system. These communities are mainly mixed coniferous forests or degraded acidophilus oak forests. It is shown that red oak tends to co-occur, among others, with *Pinus sylvestris* and *Carex brizoides*. The species composition of distinguished vegetation units is conditioned by several types of degradations and disturbances resulting from forest management practices.

KEY WORDS: invasive alien species, red oak, forest management, woodlands

Wstęp

Postępujące antropogeniczne zmiany w środowisku prowadzą m.in. do zubożenia rodzimych zbiorowisk roślinnych, jak i też do ich wzbogacenia o gatunki nowoprzybyłe w wyniku świadomej introdukcji lub zawleczenia. Konsekwencją tego faktu jest rozchwanie struktury zbiorowisk, zaburzenie oraz utrata wielu

Chmura D. 2014. Charakterystyka fitocenotyczna leśnych zbiorowisk zastępczych z udziałem *Quercus rubra* L. na Wyżynie Śląskiej. *Acta Botanica Silesiaca* **10**: 17–40.

gatunków uznanych za diagnostyczne. Przykładem takiego zjawiska jest wprowadzanie do upraw leśnych obcych gatunków drzewiastych (Król 1988; Mędrzycki 1996). Lasy wielu europejskich krajów zostały zdominowane przez gatunki obcego pochodzenia. Jest to głównie efekt introdukowania obcych gatunków drzew – rosnących szybciej niż rodzime, dostarczających cenniejszego drewna i innych surowców. Na tle krajów takich jak: Wielka Brytania, Portugalia i Irlandia, Polska prezentuje się niemal jako kraj wolny od obcych gatunków drzew w lasach gospodarczych. Większość gatunków była uprawiana w celach eksperymentalnych; niewiele z nich zostało wykorzystanych do masowej hodowli (Szwagrzyk 2000).

Dąb czerwony *Quercus rubra* to gatunek północnoamerykański, we florze Polski jest kenofitem, który ma status rośliny inwazyjnej (Tokarska-Guzik 2005). Pierwsze notowania w naszym kraju pochodzą z 1806 r. (Hereźniak 1992). Gatunek ten był preferowany ze względu na szybki wzrost, w porównaniu z rodzimymi dębami. W Europie dąb czerwony często wykorzystywany jest w agroleśnictwie w systemach leśno-pastwiskowych. Jako gatunek liściasty o specyficznej budowie korony pozwala na większy dostęp światła do dna lasu wiosną i większe zacinienie latem. Powoduje to większe ograniczenie ewapotranspiracji i zwiększenie produkcji biomasy niż w plantacjach sosny (Ferreiro-Dominguez i in. 2011). Obecnie gatunek ten jest szeroko rozpowszechniony w Polsce, szczególnie na południu kraju. Występuje we wszystkich typach lasu: w borach, borach mieszanych, lasach mieszanych i lasach liściastych (Tokarska-Guzik 2003).

Jego naturalny zasięg obejmuje wschodnią część USA i południowe prowincje Kanady. Jest on dominującym gatunkiem drzewa w jednym z typów lasu według amerykańskiej typologii leśnej (Northern Red Oak type 55), gdzie tworzy zwarte jednorodne drzewostany lub jego udział w miąższości przekracza 50%. Dąb jest także ważnym składnikiem dwóch innych typów lasów wraz z klonem *Acer rubrum* oraz z innymi amerykańskimi dębami *Q. alba* i *Q. velutina* (White Pine-Northern Red Oak-Red Maple – Type 20; White Oak-Black Oak-Northern Red Oak – Type 52). Ponadto występuje w 24 innych wyróżnionych typach lasu, przede wszystkim w lasach liściastych i mieszanych, jako domieszka. W swej ojczyźnie dąb czerwony granicę pionową osiąga przy 1680 m n.p.m w Zachodniej Wirginii. Najlepiej rośnie na niskich, północnych i wschodnich zboczach, na glebach ilastych, gliniastych, mulistych, dobrze nawodnionych (Smith, Vancat 1991; Sander 1990).

Badania nad biologią i ekologią dębu czerwonego prowadzono już w pierwszej połowie XX w dawnym Prusach i na terenie obecnych Niemczech (Schwappach 1939, Schenk 1939). Badania kontynuowali Bauer (1953) i Assmann (1961). W Polsce na problem rozprzestrzeniania się dębu zwrócił uwagę Król (1967). Niewiele jest współcześnie prac poświęconych dębowi czerwonemu, jako gatunkowi obcemu, zwłaszcza jego występowaniu w zbiorowiskach leśnych.

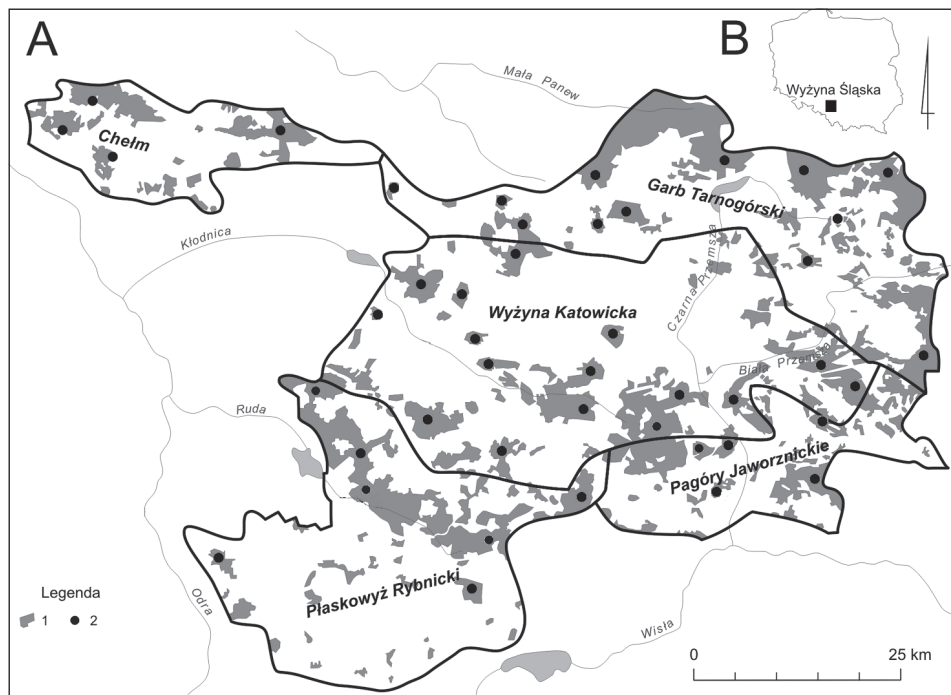
Wyjątkiem są badania prowadzone w Niemczech (Vor 2005) i w Holandii (Oosterbaan, Olsthoorn 2005) oraz na Litwie (Straigytė, Žalkauskas 2012). Pomimo częstego wykorzystania tego gatunku w gospodarce leśnej w krajach Europy Centralnej i szerokiego wtórnego zasięgu nie jest on uznawany za „zbyt inwazyjny”. Za potencjalnie inwazyjny jest uważany w Niemczech (Kowarik 1992; Vor 2005), a status gatunku inwazyjnego ma w Republice Czeskiej (Tokarska-Guzik 2005). Wstępne badania pokazują, że gatunek ten wywiera negatywny wpływ na bogactwo gatunkowe runa (Chmura 2013).

Biorąc pod uwagę, że *Quercus rubra* występuje w lasach spontanicznie dzięki samorzutnemu rozsiewaniu, lub tworzy drzewostany będące pozostałościami dawnych sztucznych monokultur, głównym celem niniejszej pracy było określenie, czy wśród leśnych zbiorowisk zastępczych można wyróżnić jednostki roślinności z dominacją tego gatunku w randze zbiorowiska oraz jaka jest ich charakterystyka.

1. Charakterystyka terenu badań

Wyżyna Śląska jest regionem fizyczno-geograficznym zajmującym powierzchnię blisko 4000 km². Dzieli się na pięć mezoregionów: Wyżynę Katowicką, Garb Tarnogórski, Pagóry Jaworznickie, Płaskowyż Rybnicki i Chełm (ryc. 1). Charakteryzuje się zróżnicowaną rzeźbą terenu i budową geologiczną. Podstawowymi utworami geologicznymi są skały paleozoiczne, zbudowane głównie z formacji karbońskich. Region jest znany z występowania ważnych kopalin: węgla kamiennego, rud cynku i ołowiu, piasku, żwiru, dolomitu i rud żelaza. Eksploatacja zasobów mineralnych zaczęła się z początkiem średniowiecza i rozwinęła w II połowie XIX w. wyniku zmian w gospodarce, postępie naukowo-technicznym i urbanizacji. Gleby i szata roślinna zostały drastycznie zmienione wskutek działalności człowieka, w szczególności przemysłu wydobywczego węgla kamiennego i metalurgicznego. Największe powierzchnie zajmują tu gleby bielcowe, wytworzone z różnego rodzaju piasków, glin zwałowych oraz piasków naglinowych i naiłowych. Gleby bagienne występują głównie w dolinach rzek. Do rzadkości należą rędziny węglanowe i gleby brunatne. Na terenach zniszczonych przez eksploatację przemysłową lub zabudowę występują gleby początkowego stadium rozwojowego. Opady są dość wysokie (700–800 mm rocznie). Średnia temperatura kształtuje się na poziomie około 8°C. Na tle innych regionów Polski obszar ten cechuje się największą ilością dni z bardzo ciepłą pogodą z opadem oraz z pogodą umiarkowanie ciepłą z dużym zachmurzeniem i opadem. Więcej jest również dni z pogodą przymrozkową umiarkowanie chłodną, natomiast mniej jest dni umiarkowanie ciepłych i jednocześnie pochmurnych (Kruczała 2000). Według koncepcji roślinności potencjalnej Polski na obszarze Wyżyny Śląskiej dominowałyby różne postaci grądów *Tilio-Carpinetum* przede

wszystkim na Wyżynie Katowickiej i Chełmie. Spore fragmenty Płaskowyżu Rybnickiego i Garbu Tarnogórskiego zajmowałyby obszerne płaty odpowiednio *Melico-Fagetum* oraz *Dentario enneaphyllidis-Fagetum*. W centralnej części Wyżyny Katowickiej występowałyby płaty *Quercus-Pinetum*, a na granicy tego mezoregionu Płaskowyżu Rybnickiego płaty *Calamagrostio-Quercetum*. Natomiast doliny rzeczne byłyby porośnięte przez płaty *Fraxino-Alnetum*. Drobne fragmenty obszaru zajmowałyby płaty zespołów: *Leucobryo-Pinetum* i *Calamagrostio villosae-Pinetum* (Matuszkiewicz J.M. 2008). Współcześnie szatę leśną tego terenu tworzą głównie drzewostany pochodzenia wtórnego rzadziej naturalnego (Cabała 1990; Kozyreva i in. 2004). Cabała (1990) wyróżnił 17 zbiorowisk leśnych i 26 syntaksonów niższej rangi. Najlepiej zachowane są zbiorowiska borowe: *Leucobryo-Pinetum*, *Molinio-Pinetum*, *Calamagrostio villosae-Pinetum* raz łągi *Fraxino-Alnetum* (Kozyreva i in. 2004), a najslabiej buczyny: *Dentario glandulosae-Fagetum* i łągi wierzbowo-topolowe *Salici-Populetum* (Cabała 1990).



Ryc. 1. Położenie kompleksów leśnych na Wyżynie Śląskiej, w których wykonano zdjęcia fytosocjologiczne z udziałem *Quercus rubra*

Objaśnienia: 1 – obszary leśne, 2 – badane kompleksy leśne.

Fig. 1. Situation of forest complexes in the Silesian Upland, in which phytosociological relevés with *Quercus rubra* were taken

Explanations: 1 – forest areas, 2 – investigated forest complexes.

2. Materiał i metody

Ze względu na duży obszar i jego szerokie zróżnicowanie, kompleksy leśne, a w ich obrębie powierzchnie do zdjęć fitosocjologicznych, wybrano w sposób warstwowo-losowy (Dobosz 2004; Godefroid i in. 2005). Wcześniejsze badania nad występowaniem gatunków obcego pochodzenia, przeprowadzone w latach 1998–2002 w lasach Wyżyny Śląskiej, (Chmura 2004; Chmura 2009) pozwoliły wyróżnić 44 spośród 53 kompleksów objętych badaniami, w których stwierdzono występowanie *Q. rubra*. W tych samych obszarach leśnych różniących się powierzchnią (min. 10 ha do ponad 6500 ha) w latach 2008–2011 wykonano 180 zdjęć fitosocjologicznych metodą Braun-Blanqueta. Badane kompleksy występują we wszystkich mezoregionach Wyżyny Śląskiej (Kondracki 1994), w kilku typach dominującej roślinności potencjalnej (*Dentario enneaphyllidis* Fagetum, *Tilio-Carpinetum*, *Fraxino-Alnetum*, *Calamagrostio-Quercetum*, *Calamagrostio-villosae* Pinetum, *Quercus-Pinetum*) (Matuszkiewicz J.M. 2008), na większości stwierdzonych typów gleb (Strzemiński, Witek 1978). Losowo, w obrębie wybranych kompleksów leśnych, wybrano miejsca wykonania zdjęć fitosocjologicznych w jednorodnych płatach z obecnością *Q. rubra*. Badane obiekty znajdowały się w zarządzie Lasów Państwowych. Celowo pominięto wyspy leśne, remizy i zadrzewienia śródpolne w krajobrazie rolniczym, uprawy leśne, sztuczne monokultury, zadrzewienia parkowe, bezpośrednie otoczenie linii oddziałowych i innych szlaków komunikacyjnych. Do badań wytypowano płaty, gdzie odnotowano występowanie dębu czerwonego w przynajmniej jednej z trzech warstw fitocenozy tj. warstwy drzew, krzewów i warstwie zielnej. Wybierano płaty, których struktura nie przypominała nasadzonych monokultur. Nie brano pod uwagę miejsc, gdzie *Q. rubra* miał w danej warstwie pokrycie + lub r. Płaty z niewielkim udziałem dębu czerwonego tj. z pokryciem 1 w skali Braun-Blanqueta, wzięto do analizy, o ile znajdowały się w pobliżu większych populacji wzdłuż dróg leśnych i linii oddziałowych. Wybrane powierzchnie płatów do wykonania zdjęć fitosocjologicznych znalazły się w następujących typach siedliskowych lasu (wg malejącej frekwencji): las mieszany świeży, bór mieszany świeży, las świeży, bór świeży, bór mieszany wilgotny, bór wilgotny, ols, las mieszany bagienny. Zdjęcia wykonywano na poletkach o powierzchni 100 m². Zamiast tradycyjnej skali Braun-Blanqueta pokrycie roślin oceniano w skali procentowej (0,5; 1; 2; 5; 10; 20; 30;100%). Następnie przeliczono je na 9 stopniową skalę van der Maarel (1979) i tak wprowadzono do programu vegan (Oksanen 2011). Wyliczono różne współczynniki odległości: odległość euklidesowa, odległość miejska Manhattan, współczynnik Jaccarda, współczynnik Kulczyńskiego, indeks Rużički (Dzwonko 2007). Aby sprawdzić, która miara odległości najlepiej wyróżnia zbiorowiska roślinne wzdłuż potencjalnych gradientów zmienności, skorzystano z funkcji rankindex w programie vegan.

Ponieważ nie dysponowano danymi siedliskowymi skorzystano z metody fitoindykacyjnej. Na podstawie obecności gatunków reprezentujących różne wartości liczb wskaźnikowych wyliczono średnie arytmetyczne wartości następujących wskaźników: L – światło, T – temperatura, F – wilgotność podłoża, N – zawartość azotu, R – odczyn gleby (Ellenberg i in. 1992) oraz D – wskaźnik dyspersji gleby (Zarzycki in. 2002). Nie brano pod uwagę gatunków o szerokiej skali tj. taksonów z etykietą „x” w przypadku współczynników Ellenberga i gatunków o skali obejmującej co najmniej 3 stopnie w przypadku wskaźnika D Zarzyckiego. W oparciu o macierz wyliczonych średnich wartości liczb ekologicznych dla zdjęć fitosocjologicznych oraz macierz składu gatunkowego i pokrycia gatunków wyliczono wartości funkcji rankindex dla poszczególnych miar odległości. W dalszych analizach zastosowano tę miarę, która uzyskała najwyższą wartość. Na podstawie analizy skupień metodą Warda materiał fitosocjologiczny pogrupowano w wyróżnione 4 grupy w programie JUICE (Tichy 2002). Wyróżnione grupy zbiorowisk porównano pod względem wskaźnika Shannona-Wienera (H'). Ponadto obliczono udziały grup syntaksonomicznych. Do poszczególnych grup zaliczano gatunki według opracowania W. Matuszkiewicza (2008) oraz Zarzyckiego i in. (2002). Szczegółowej analizie poddano gatunki zaliczane do trzech klas fitosocjologicznych:

- *Quercus-Fagetum* Br. Bl. et Vlieg. 1937, reprezentującej mezo- i eutroficzne lasy liściaste porastające gleby mineralne,

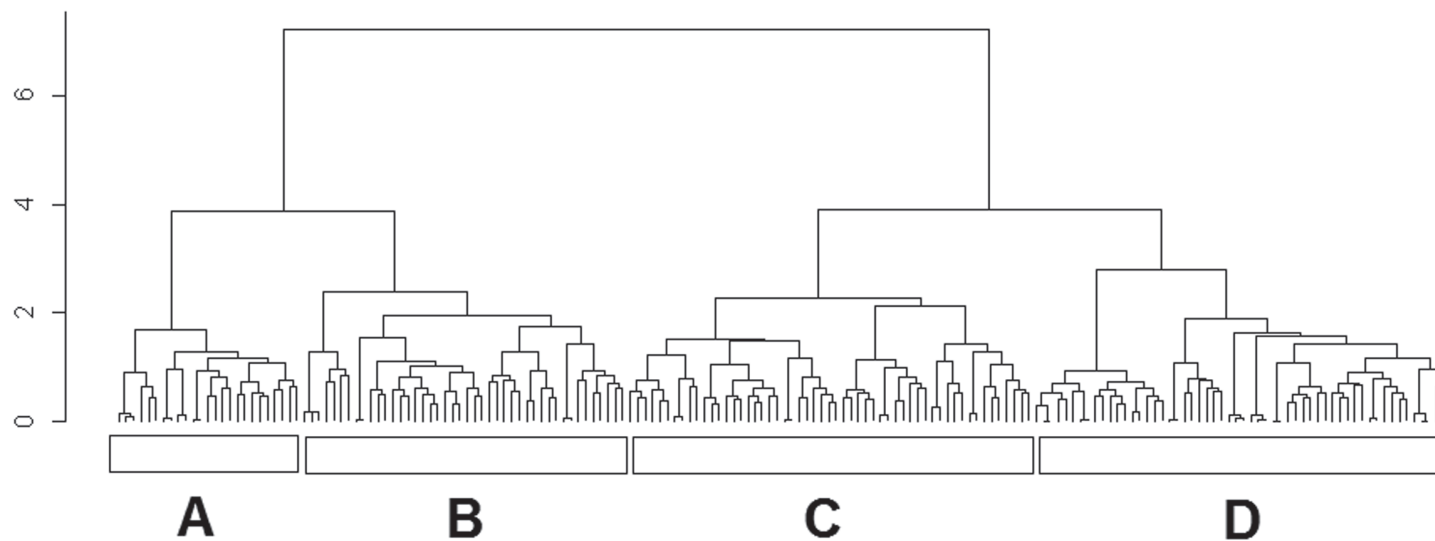
- *Alnetum glutinosae* Br. Bl. et R. Tx. 1943, skupiającej głównie zbiorowiska lasów bagiennych (olsów), występujących na glebach organicznych,

- *Vaccinio-Piceetum* Br.-Bl. 1939, skupiającej gatunki acidofilnych, oligo- i mezotroficznych zbiorowisk z przewagą szpilkowych gatunków drzewiastych.

Oprócz tego podano także średnie sumy pokrycia gatunków reprezentujących formy życiowe Raunkiaera (Zarzycki i in. 2002), strategie życiowe Grime’a (Grime i in. 1996) oraz typ rozsiewania (Frank, Klotz 1990; Kornaś 1972).

3. Wyniki

Z wyliczonych miar odległości, współczynnik Kulczyńskiego okazał się najlepiej tłumaczyć zmienność w oparciu o średnie wartości liczb ekologicznych. Wartości funkcji rankindex dla poszczególnych miar odległości są następujące: Kulczyński – 0,407; indeks Rużički i wskaźnik Jaccarda – 0,405, odległość euklidesowa – 0,258; odległość miejska Manhattan – 0,216. W wyniku numerycznej klasyfikacji wyróżniono 4 typy zbiorowisk zastępczych: A – zbiorowisko z *Carex brizoides*, B – zbiorowisko z *Quercus rubra*, C – zbiorowisko z *Pinus sylvestris*, D – zbiorowisko *Pinus sylvestris-Vaccinium myrtillus* (tab. 1). Dendrogram (ryc. 2) pokazuje florystyczne podobieństwo między wyróżnionymi jednostkami roślinności.



Ryc. 2. Dendrogram florystycznego podobieństwa (współczynnik Kulczyńskiego) zdjęć fitosocjologicznych z udziałem *Quercus rubra* na Wyżynie Śląskiej.

Objaśnienia: A – zbiorowiska z *Carex brizoides*, B – zbiorowisko z *Quercus rubra*, C – zbiorowisko *Pinus sylvestris*, D – *Pinus sylvestris*-*Vaccinium myrtillus*.

Fig. 2. Dendrogram of floristic similarity (Kulczynski coefficient) of phytosociological relevés with *Quercus rubra* in the Silesian Upland

Explanations: A – *Carex brizoides* community, B – *Quercus rubra* community, C – *Pinus sylvestris* community, D – *Pinus sylvestris* – *Vaccinium myrtillus*.

3.1. Charakterystyka zbiorowisk roślinnych

Zbiorowisko z *Carex brizoides*. Na badanym obszarze zbiorowisko to reprezentowane jest przez 26 zdjęć fitosocjologicznych. Zbiorowisko to zostało wyróżnione na podstawie masowego udziału *Carex brizoides* – średnie pokrycie 69%. W tym zbiorowisku *Quercus rubra* najczęściej odnotowywano w warstwie zielnej. W warstwie drzew odnotowano *Betula pendula*, *Picea abies*, *Quercus rubra* oraz rzadziej *Quercus robur* i *Fagus sylvatica*. Średnio w zdjęciach najwyższe pokrycie miały gatunki z klasy *Alnetea glutinosae*, stosunkowo niewielkim łącznym pokryciem odznaczały się gatunki borowe i żyznych lasów liściastych (tab. 1).

Zbiorowisko z *Quercus rubra*. Reprezentowane jest przez 47 zdjęć fitosocjologicznych. Zbiorowisko z dominacją *Quercus rubra* najbardziej zbliżone jest do zbiorowiska z *Carex brizoides*. Dąb czerwony w tym zbiorowisku występuje z największą stałością w warstwie drzew i warstwie zielnej. Oprócz dębu inne gatunki tworzące drzewostan to *Fagus sylvatica*, *Betula pendula* oraz rzadsze *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, *Quercus robur*. Inne gatunki, które odznaczają się dużą frekwencją w tym zbiorowisku to gatunki borowe *Vaccinium myrtillus*, *Deschampsia flexuosa*, a z klasy *Querco-Fagetea* – *Festuca gigantea* (tab. 1).

Zbiorowisko z *Pinus sylvestris*. Zbiorowisko to udokumentowano 52 zdjęciami fitosocjologicznymi. W zbiorowisku z *Pinus sylvestris* odnotowano dąb czerwony z jednakową stałością we wszystkich warstwach. Poza dominującą sosną, domieszkę w drzewostanie stanowi *Betula pendula* oraz rzadziej *Quercus rubra*, *Picea abies*. Średnio w zdjęciach największe pokrycie mają gatunki borowe a także reprezentanci nieleśnych syntaksonów (tab. 1).

Zbiorowisko *Pinus sylvestris-Vaccinium myrtillus*. Wyróżniono je na podstawie 55 zdjęć fitosocjologicznych. Zbiorowisko o charakterze borowym *Pinus sylvestris-Vaccinium myrtillus* różni się najbardziej od fitocenoz z dominacją dębu czerwonego. Oprócz sosny najczęstszym gatunkiem w warstwie drzew jest *Quercus rubra*. Dąb czerwony występuje tutaj częściej w warstwie krzewów i w warstwie zielnej. W tym zbiorowisku dominują gatunki borowe, spory udział mają reprezentanci z klasy *Querco-Fagetea* (tab. 1).

Tabela 1. Stopień stałości i współczynnik pokrycia najczęstszych gatunków w fitocenozach leśnych z udziałem *Quercus rubra* na Wyżynie Śląskiej
 Table 1. Constancy degree and cover efficient of the most frequent species in phytocoenoses with the contribution of *Quercus rubra* in the Silesian Upland

Zbiorowisko/ Community		A		B		C		D
Liczba zdjęć/ number of releves		26		47		52		55
Średnie zwarcie warstwy a/ Mean cover of layer a		70		65		80		75
Średnie pokrycie warstwy b/ Mean cover of layer b		20		16		30		18
Średnie pokrycie warstwy c/ Mean cover of layer c		80		90		95		84
Średnie pokrycie warstwy d/ Mean cover of layer d		5		10		15		11
Średnia liczba gatunków (w grupie zdjęć)/ Mean number of species (within group of releves)		13.6 (78)		14.9 (157)		18.8 (145)		15.9 (156)
<i>Quercus rubra</i>	a II	1587	V	1660	III	1356	III	1386
<i>Quercus rubra</i>	b III	731	II	348	III	322	III	486
<i>Quercus rubra</i>	c IV	377	V	312	IV	345	III	381
Ch. +D. Cl. Vaccinio-Piceetea								
<i>Picea abies</i>	a II	331	I	457	III	438	II	634
<i>Picea abies</i>	b I	87	I	197	I	106	I	218
<i>Picea abies</i>	c I	4	I	48	.	.	I	9
<i>Pinus sylvestris</i>	a II	1529	I	2417	V	3180	V	3227
<i>Pinus sylvestris</i>	b I	67	I	74	I	29	I	41
<i>Pinus sylvestris</i>	c .	.	I	2	I	4	I	13
<i>Deschampsia flexuosa</i>	c II	927	III	967	III	674	IV	655
<i>Vaccinium myrtillus</i>	c II	1760	III	2130	II	1768	V	1547
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	c I	106	I	384	I	236	III	255
<i>Trientalis europaea</i>	c I	238	I	122	I	140	III	96
<i>Melampyrum pratense</i>	c I	19	I	137	I	132	II	52
<i>Dryopteris dilatata</i>	c II	19	I	40	I	68	I	22
<i>Pleurozium schreberi</i>	d I	471	I	548	I	326	IV	264
Ch. +D. Cl. Querco-Fagetea								
<i>Fagus sylvatica</i>	a I	596	II	527	I	288	I	473
<i>Viola reichenbachiana</i>	c I	62	I	71	I	69	II	156
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	c I	77	II	I	I	79	I	126
<i>Festuca gigantea</i>	c II	296	III	168	II	147	I	144
<i>Carex brizoides</i>	c V	1558	I	1378	I	949	I	823
<i>Anemone nemorosa</i>	c I	19	I	21	I	10	.	.
<i>Acer campestre</i>	a .	.	.	.	I	10	I	9
<i>Acer campestre</i>	b .	.	.	.	I	34	I	32
<i>Acer platanoides</i>	b I	87	.	.	I	2	.	.
<i>Acer platanoides</i>	c I	15	I	11	I	10	I	9
<i>Acer pseudoplatanus</i>	a I	240	I	48	I	10	I	77
<i>Acer pseudoplatanus</i>	b I	19	.	.	.	.	I	41
<i>Acer pseudoplatanus</i>	c I	90	I	11	I	19	I	20
<i>Aegopodium podagraria</i>	c I	71	I	167	I	40	I	9

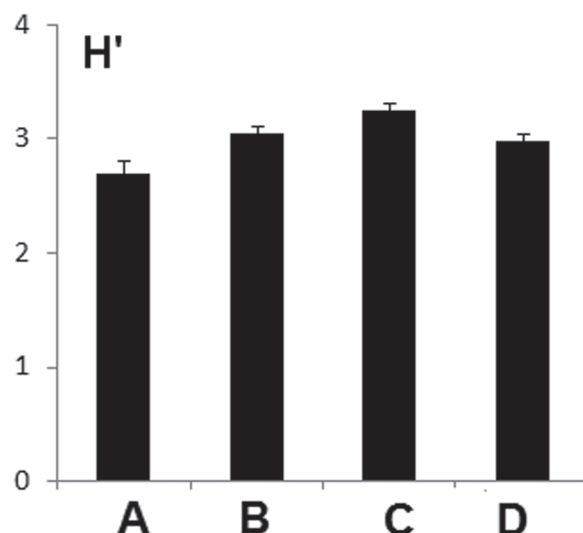
<i>Ajuga reptans</i>	c .	.	I	13	.	.	I	36
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	c I	77	.	.	I	79	I	126
<i>Carpinus betulus</i>	a I	240	I	266	I	226	.	.
<i>Carpinus betulus</i>	b I	19	.	.	I	19	.	.
<i>Carpinus betulus</i>	c .	.	.	.	I	43	.	.
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	c .	.	.	.	.	.	I	9
<i>Chelidonium majus</i>	c I	2	.	.	.	.	.	.
Ch. +D. <i>Alnetea glutinosae</i>								
<i>Alnus glutinosa</i>	a I	240	I	80	I	43	I	123
<i>Alnus glutinosa</i>	b I	19	.	.	.	.	I	32
<i>Lysimachia vulgaris</i>	c II	158	I	40	I	136	I	182
<i>Frangula alnus</i>	b IV	577	II	523	I	490	II	523
<i>Frangula alnus</i>	c II	140	I	113	I	84	II	79
<i>Lycopus europaeus</i>	c I	19	.	.	.	.	.	.
<i>Solanum dulcamara</i>	c .	.	.	.	I	2	.	.
Inne/ Others								
<i>Betula pendula</i>	a III	846	II	665	IV	577	I	482
<i>Betula pendula</i>	b I	19	I	13	I	19	I	9
<i>Betula pendula</i>	c I	27	I	15	I	15	I	4
<i>Quercus robur</i>	a II	1000	I	534	II	577	II	609
<i>Quercus robur</i>	b II	173	I	263	I	433	II	265
<i>Quercus robur</i>	c I	42	I	40	I	69	II	94
<i>Quercus petraea</i>	a .	.	I	112	I	34	I	32
<i>Quercus petraea</i>	b I	154	I	59	I	34	I	9
<i>Quercus petraea</i>	c I	431	I	21	I	12	I	5
<i>Sorbus aucuparia</i>	b II	113	I	198	II	574	III	300
<i>Sorbus aucuparia</i>	c II	194	II	147	II	81	I	106
<i>Padus serotina</i>	b II	683	II	633	II	582	II	395
<i>Padus serotina</i>	c I	296	II	156	I	278	III	255
<i>Agrostis capillaris</i>	c II	417	I	311	I	246	III	247
<i>Athyrium filix-femina</i>	c III	152	II	285	II	270	I	367
<i>Deschampsia caespitosa</i>	c I	23	I	59	I	38	II	222
<i>Dryopteris carthusiana</i>	c I	31	I	60	II	97	II	156
<i>Equisetum sylvaticum</i>	c II	162	I	212	II	71	I	5
<i>Fragaria vesca</i>	c I	19	I	100	I	113	II	18
<i>Impatiens parviflora</i>	c III	173	I	13	I	273	I	297
<i>Mycelis muralis</i>	c I	46	I	160	I	101	II	100
<i>Oxalis acetosella</i>	c I	163	I	151	I	459	III	493
<i>Polytrichastrum formosum</i>	d I	110	II	89	I	38	I	81
<i>Pteridium aquilinum</i>	c II	490	II	835	III	731	II	713
<i>Rubus hirtus</i>	c II	610	I	374	II	590	II	468
<i>Rubus idaeus</i>	c I	396	II	235	III	158	III	586

Objaśnienia: A–D patrz ryc. 2.

Explanations: A–D see Fig. 2.

3.2. Porównanie wyróżnionych zbiorowisk

Najniższa wartość wskaźnika Shannona-Wienera charakteryzowała płaty zbiorowiska z dominacją *Carex brizoides* a najwyższa – zbiorowisko z *Pinus sylvestris* (ryc. 3).



Ryc. 3. Średnie wartości ($\pm$ SE) wskaźnika Shannona-Wienera wyróżnionych jednostek roślinności.

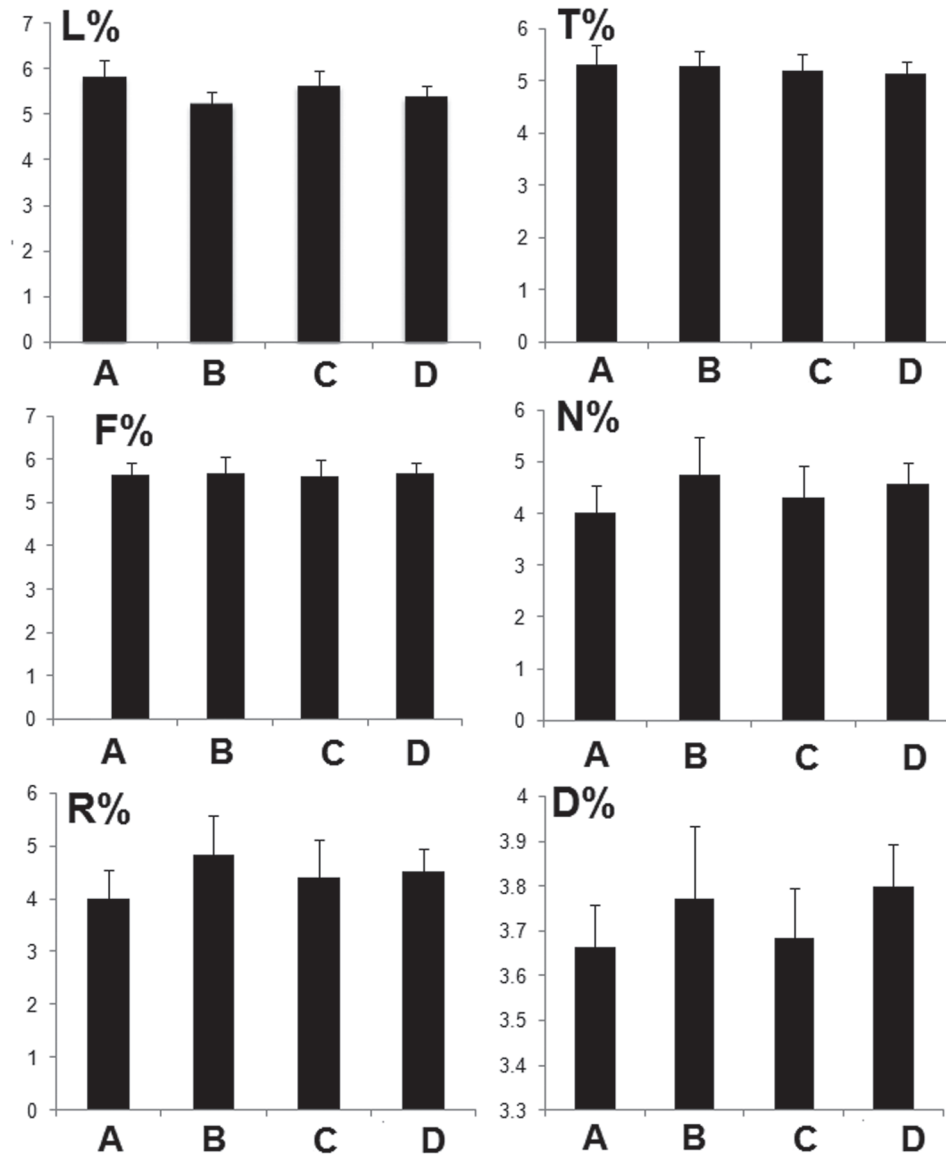
Objaśnienia: A–D patrz ryc. 2.

Fig. 3. Mean values ($\pm$ SE) of Shannon-Wiener index of distinguished vegetation units.

Explanations: A–D see Fig. 2.

W przypadku wskaźnika światła L Ellenberga najwyższe wartości stwierdzono w zbiorowisku z *Carex brizoides* a najniższe w zbiorowiskach z dominacją *Quercus rubra* i *Pinus sylvestris*-*Vaccinium myrtillus*. Pod względem wskaźnika termicznego T zbiorowisko z *Carex brizoides* osiąga wyższe wartości niż zbiorowiska z *Pinus sylvestris* i *Pinus sylvestris*-*Vaccinium myrtillus*. Nie ma znaczących różnic między zbiorowiskami w stosunku do wskaźnika wilgotności. Zbiorowiska z *Quercus rubra* oraz *Pinus sylvestris*-*Vaccinium myrtillus* osiągają najwyższe średnie wartości wskaźników: N – zawartości azotu; R – kwasowości gleby oraz D – dyspersji gleby, nad pozostałymi zbiorowiskami (ryc. 4).

W zbiorowisku z dominacją z *Quercus rubra* stwierdzono najwyższe średnie łączne pokrycie gatunków z klasy *Alnetea glutinosae*. Największy udział gatunków reprezentujących klasę *Querco-Fagetea* i z klasy *Vaccinio-Piceetea* stwierdzono w zbiorowisku *Pinus sylvestris*-*Vaccinium myrtillus* oraz w zbiorowisku z *Pinus sylvestris*. Z kolei gatunki reprezentujące pozostałe klasy, w tym nieleśne, najwyższy udział wykazały w zbiorowisku z *Quercus rubra* (ryc. 5).

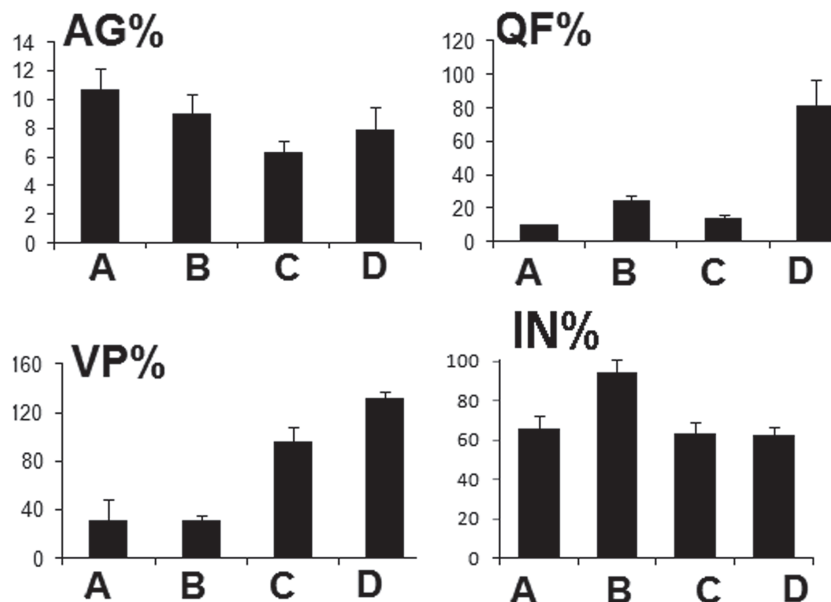


Ryc. 4. Średnie arytmetyczne $\pm$ SE wartości liczb wskaźnikowych

Objaśnienia: L – światło, T – temperatura, F – wilgotność, N – zawartość azotu, R – odczyn gleby (wg Ellenberga i in. 1992), D – dyspersja gleby wyróżnionych jednostek roślinności (wg Zarzyckiego i in. 2002), A–D patrz ryc. 2.

Fig. 4. Mean values ($\pm$ SE) of indicator values

Explanations: L – light, T – temperature, F – moisture, N – nitrogen, R – soil reaction (according to Ellenberg et al. 1992), D – granulometric composition of soils of distinguished vegetation units (according to Zarzycki et al. 2002), A–D see Fig. 2.



Ryc. 5. Średnie ($\pm$ SE) sumy pokrycia gatunków reprezentujących różne grupy syntaksonomiczne.

Objaśnienia: AG – *Aletae glutinosae*, QF – *Quercus-Fagetum*, QR – *Quercus robur* petraeae, VP – *Vaccinio-Piceetum*, A–D patrz ryc. 2.

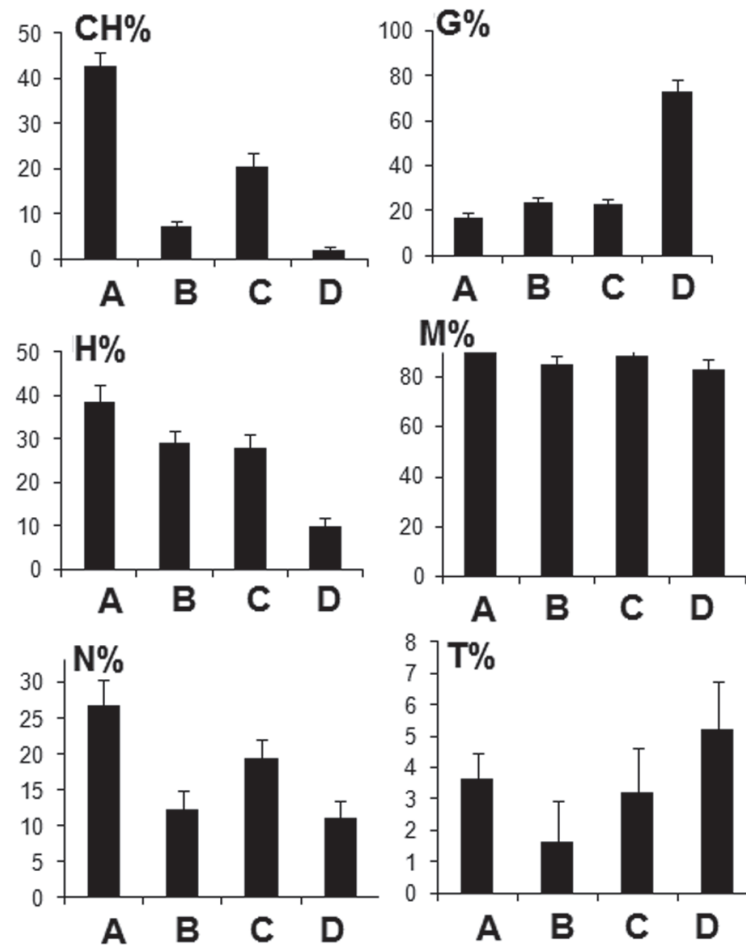
Fig. 5. Mean ($\pm$ SE) sums of cover of species systematic group.

Explanations: AG – *Aletae glutinosae*, QF – *Quercus-Fagetum*, QR – *Quercus robur* petraeae, VP – *Vaccinio-Piceetum*. A–D see Fig. 2.

Zbiorowisko z *Carex brizoides* odznacza się wyraźnie większym pokryciem chamefitów, hemikryptofitów oraz nanofanerofitów niż pozostałe zbiorowiska; pokrycie geofitów i terofitów było znacznie większe w zbiorowisku *Pinus sylvestris-Vaccinium myrtillus* (ryc. 6).

W lasach z dominacją *Pinus sylvestris* oraz zbiorowisku z *Carex brizoides* największe pokrycie mają konkurenci (C); gatunki ruderalne (R) zaobserwowano tylko w tym ostatnim typie fitocenozy. Również w tym typie lasu odnotowano największy udział gatunków tolerujących stres (S) i konkurentów w warunkach stresu (CS). Gatunki reprezentujące pośrednią strategię CSR oraz gatunki tolerujące stres w warunkach ruderalnych (SR) mają największe pokrycie w zbiorowisku *Pinus sylvestris-Vaccinium myrtillus* (ryc. 7).

Gatunki anemochoryczne uzyskują najwyższe średnie pokrycie w zbiorowisku *Pinus sylvestris-Vaccinium myrtillus*, epizoochory podobnie jak endozoochory – w zbiorowisku z *Carex brizoides*, natomiast dyszoochory w zbiorowisku z *Quercus rubra*. Pod względem udziału myrmekochorów najwyższe pokrycie

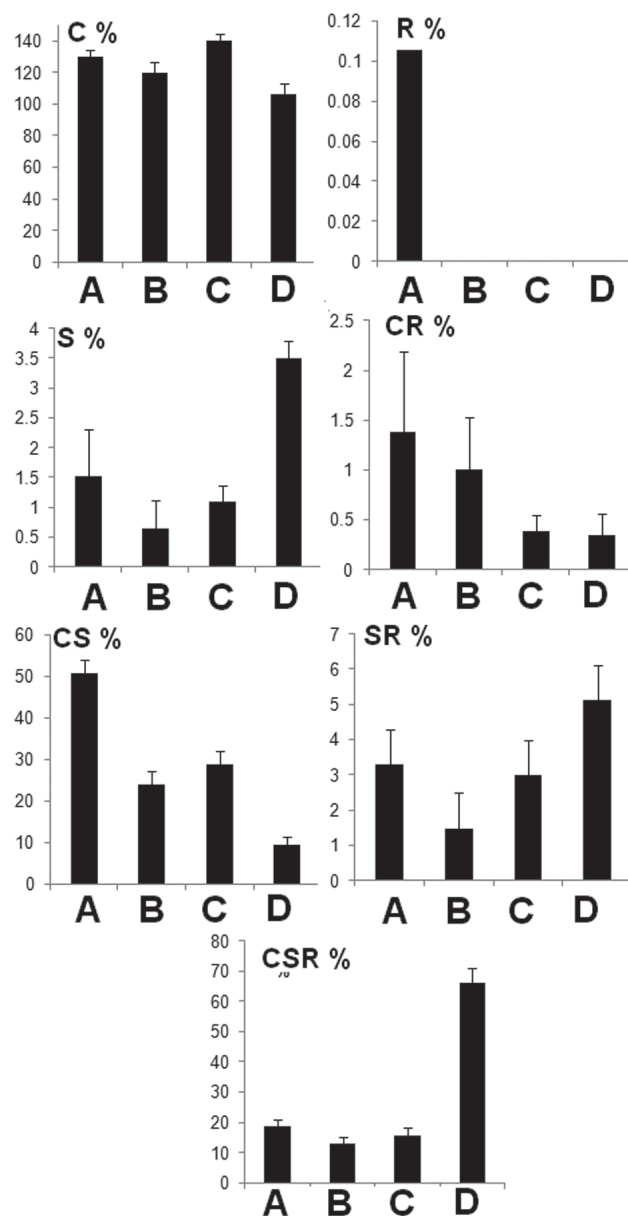


Ryc. 6. Średnie sumy ($\pm$ SE) pokrycia form życiowych wg Raunkiaera w wyróżnionych jednostkach roślinności

Objaśnienia: CH – chamefity, G – geofity, H – hemikryptofity, M – mega fanerofity, N – nanofanerofity, T – terofity, A–D patrz ryc. 2.

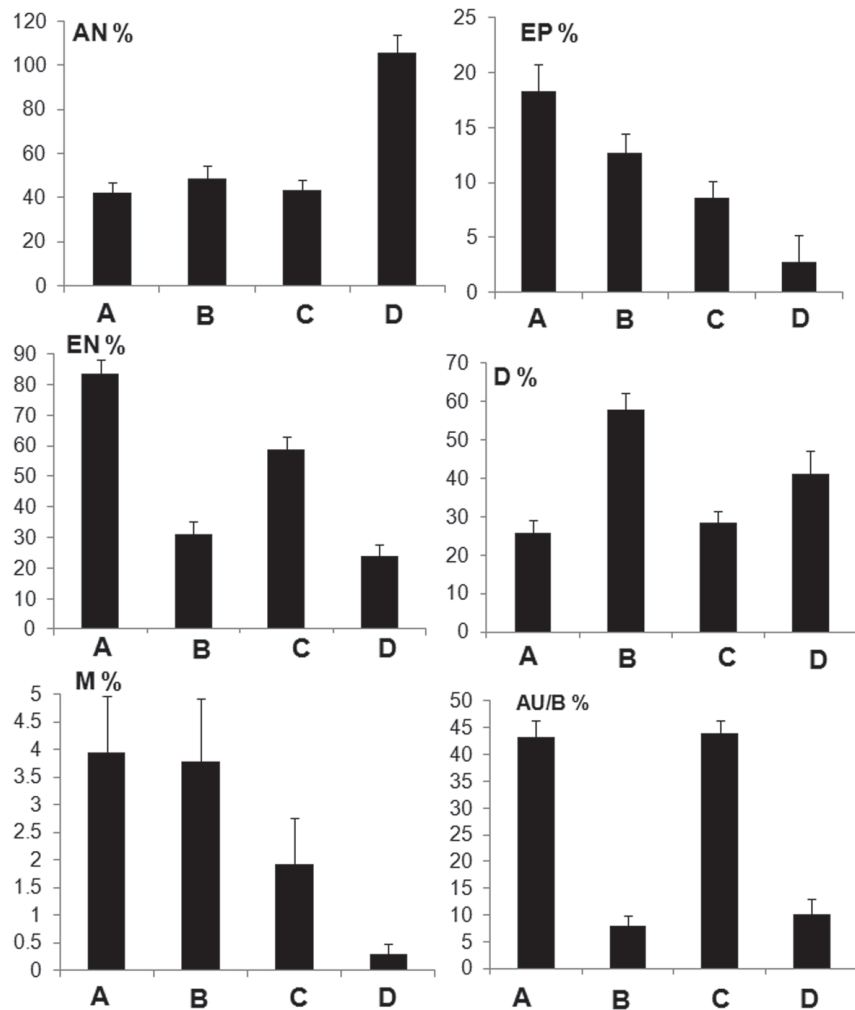
Fig. 6. Mean ($\pm$ SE) sums of cover of Raunkiaer life forms in distinguished vegetation units

Explanations: CH – chamephytes, G – geophytes, H – hemicryptophytes, M – mega-phanerophytes, N – nanophanerophytes, T – terophytes, A–D see Fig. 2.



Ryc. 7. Średnie ($\pm$ SE) sumy pokrycia gatunków reprezentujących różne strategie Grime'a
 Objaśnienia: C – konkurenci, S – gatunki tolerujące stres, R – gatunki ruderalne, CS – konkurenci w warunkach stresu, CR – konkurenci w warunkach ruderalnych, SR – gatunki tolerujące stres w warunkach ruderalnych, CSR – strategia mieszana, A–D patrz ryc. 2.
 Fig. 7. Mean ($\pm$ SE) sums of cover species representing various Grime life strategies
 Explanations: C – competitors, R – ruderals, CS – competitor-stress tolerators, CR – competitor-ruderals, SR – stress-tolerator-ruderals, CSR – intermediate strategy, A–D see Fig. 2.

odnotowano w zbiorowiskach z *Quercus rubra* i w zbiorowisku z *Carex brizoides*. Autochory i barochory przeważają w zbiorowisku z *Pinus sylvestris* i zbiorowisku z *Carex brizoides* w porównaniu do innych wyróżnionych jednostek roślinności (ryc. 8).



Ryc. 8. Średnie ($\pm$ SE) sumy pokrycia gatunków reprezentujących różny typ rozsiewania w wyróżnionych jednostkach roślinności

Objaśnienia: AN – anemochory, EP – epizoochory, EN – endozoochory, D – dyszoochory, M – myrmekochory, AU/B – autochory i barochory, A–D patrz ryc. 2.

Fig. 8. Mean ($\pm$ SE) sums of cover of species representing different modes of seed dispersal in the distinguished vegetation units

Explanations: AN – anemochores, EP – epizoochores, D – dyszoochores, M – myrmecochores, AU/B – autochores and barochores, A–D see Fig. 2.

4. Dyskusja

Drzewiaste gatunki inwazyjne obcego pochodzenia i związane z nimi specyficzne zbiorowiska roślinne rzadko są obiektami badań. Do wyjątków należą zbiorowiska leśne z *Robinia pseudoacacia* (Pacyniak 1981). Częściej opisywana jest rola tych gatunków jako nowych przybyszów w procesie ekspansji terytorialnej (Adamowski i in. 1998). W pracach tych autorów zwrócono uwagę m.in. na rozmieszczenie *Acer negundo*, *Aesculus hippocastanum*, *Padus serotina*, *Pinus strobus*, *Thuja occidentalis* w lasach Puszczy Białowieskiej. Bada się też ich rolę we wtórnej sukcesji, jak w przypadku *Robinia pseudoacacia* (Dzwonko, Loster 1997) bądź inwazji w dolinach rzecznych np. *Acer negundo* (Kończakowska, Obidziński 2008). Występowanie i udział *Quercus rubra* w zbiorowiskach roślinnych na Wyżynie Śląskiej, a także w innych regionach fizyczno-geograficznych nie było jak dotąd przedmiotem osobnych studiów, jedynie wskazywano rolę tego gatunku w synantropizacji fitocenoz leśnych przy okazji innych badań, w tym w kompleksowych badaniach nad zróżnicowaniem zbiorowisk leśnych na Wyżynie Śląskiej (Cabała 1990), bądź nad udziałem wybranych obcych gatunków drzewiastych (Chmura 2009). Cabała (1990) zwrócił uwagę na występowanie tego gatunku drzewa w borach mieszanych. Późniejsze prace (Chmura 2004; Chmura i in. 2004) potwierdziły, że dąb czerwony najczęściej był odnotowywany w płatach nawiązujących do zespołów borowych *Leucobryo-Pinetum*, acydofilnych dąbrów *Calamagrostio-Quercetum arundinaceae*, trudnych do zdiagnozowania płatów związku *Dicrano-Pinion* lub borów mieszanych *Quercus robori-Pinetum*. Rzadziej gatunek ten był obserwowany w zbiorowiskach z klasy *Quercus-Fagetea*: grądach, łęgach, buczynach. Jednakże w cytowanych powyżej badaniach, jak i badaniach innych autorów posługiwano się tradycyjną metodą fitosocjologiczną, gdzie przede wszystkim brano pod uwagę, obok jednorodności płatów, reprezentatywność i typowość wykształconych zbiorowisk. Jak pokazują badania Holeksy i Woźniak (2005) nawet umiarkowany subiektywizm w wyborze płatów może wpływać na ocenę pewnych zjawisk i w konsekwencji pomijać niektóre kompozycje gatunkowe. Wyróżnione w niniejszej pracy zbiorowiska leśne z udziałem dębu czerwonego bez wątplenia mają charakter kadłubowy. Trudno je zaliczyć do opisanych zespołów leśnych wg przyjętego systemu (Matuszkiewicz J.M. 2001; Matuszkiewicz W. 2008). Można je również zaklasyfikować jako leśne zbiorowiska zastępcze. Najczęściej spotykane zbiorowiska zastępcze lasów liściastych i mieszanych to postaci upodobnione do borów mieszanych i sosnowych (Jakubowska-Garbara 1989). Z przeprowadzonych badań wynika, że spośród lasów z udziałem dębu czerwonego można na Wyżynie Śląskiej wyróżnić zbiorowiska z *Quercus rubra* w randze zbiorowiska (ryc. 1, tab. 1). W płatach tych dąb czerwony przeważa nad innymi gatunkami w drzewostanie i to

zbiorowisko różni się od innych fitocenoz z jego udziałem pod względem wielu cech (ryc. 1–7). Biorąc pod uwagę wszystkie wyróżnione jednostki roślinności, lasy z udziałem *Quercus rubra* pod względem bogactwa i różnorodności gatunkowej nie są najuboższe (ryc. 2). W niniejszej pracy płaty zbiorowiska z *Pinus sylvestris* to najuboższe fitocenozy (ryc. 2). Najmniej różnorodne i bogate w gatunki okazały się fitocenozy z dominacją *Carex brizoides*. Cechują się największym udziałem krzewów i gatunków o strategii R oraz gatunków borowych i olsowych. Wiele badań pokazuje, że turzyca drżączkowata wywiera negatywny wpływ na inne gatunki runa (Dzwonko, Gawroński 1994; Sierka, Orczewska 2001; Orczewska, Sierka 2002; Janukowicz 2008) w zbiorowiskach grądowych i łągowych. W tym typie fitocenozy zaobserwowano duży udział gatunków ruderalnych R, SR oraz konkurentów w warunkach stresu – CS. Pojawienie się gatunków ruderalnych (R, SR, CR) powszechnie wiąże się z zaburzeniem i rozchwianiem struktury fitocenozy jakim np. jest jednoroczny *Impatiens parviflora*, który cechuje się dużą stałością w tym zbiorowisku (tab. 1). W płatach zdominowanych przez turzycę drżączkowatą w warunkach Wyżyny Śląskiej ten gatunek się utrzymuje (Sierka, Orczewska 2001; Chmura, Sierka 2007).

Pod względem średnich wartości liczb Ellenberga wyróżnione jednostki roślinności nie różnią się znacznie od siebie a niewielkie różnice mieszczą się w przedziale 1–1,5 jednostki skali. Dodać należy, że fitoindykacja za pomocą liczb ekologicznych najlepiej się sprawdza w przypadku zbiorowisk naturalnych i niezaburzonych co pokazały badania innych autorów (Dzwonko 1997; Dzwonko, Loster 2001; Shaffers, Sykora 2000).

Sam fakt występowania *Quercus rubra* oznacza, że te fitocenozy leśne są albo zaburzone w wyniku gospodarki leśnej, która umożliwiła spontaniczne wnikanie i rozwój osobników dębu, lub zostały one świadomie nasadzone. Tą formę degeneracji lasu określa się mianem neofityzacji, a występowanie masowe *Carex brizoides* innego częstego gatunku współwystępującego z dębem – cespityzacji (Olaczek 1974). Dość nietypowe są płaty gdzie w warstwie drzew dominuje sosna zwyczajna a w runie stałym składnikiem jest borówka czarna – zbiorowisko *Pinus sylvestris-Vaccinium myrtillus*. Są to gatunki borowe, jednakże wyróżniona jednostka roślinności cechuje się największym średnim pokryciem reprezentantów klasy *Querco-Fagetea* i geofitów (ryc. 5). Może to być zespół *Leucobryo-Pinetum* w żyźniejszym wariantcie z *Oxalis acetosella* (Matuszkiewicz 2001), bądź, co bardziej prawdopodobne, jest to przekształcony mezofityczny las zniekształcony poprzez protegowanie sosny wyróżniany czasem jako zbiorowisko *Pinus sylvestris-Oxalis acetosella* (Cyzman 2008). Spory udział gatunków anemochorycznych jest typowy dla lasów wtórnych z dużym udziałem gatunków iglastych w drzewostanie (Dzwonko 2001). Jednak proporcje grup syntaksonomicznych i form życiowych wskazywałyby na zbiorowiska zbliżone do borów mieszanych *Querco robori-Pinetum*. Kolejna grupa fitocenoz z *Pinus sylvestris* wykazuje pewne cechy borów: dość duży udział chamefitów

(ryc. 5), gatunków borowych (ryc. 4). Natomiast mniejszy udział anemochorów i względnie duża reprezentacja endozoochorów przybliża je do lasów mieszanych i liściastych.

Oprócz *Quercus rubra* w badanych kompleksach leśnych, na tych samych powierzchniach badawczych, stwierdzono czeremchę amerykańską *Padus serotina* a także przy mniejszym udziale robinie akacjowej *Robinia pseudacacia*. W przypadku tego pierwszego gatunku są dowody na jego spontaniczne rozprzestrzenianie się tworzenie zwartych drzewostanów (Godefroid i in. 2004; Chabrerie i in. 2010; Halarewicz 2011). Już w latach 90. Celiński i in. (1991) wyszczególnili, jakie obce gatunki drzewiaste pojawiają się w zbiorowiskach leśnych w granicach byłego województwa katowickiego obejmującego część analizowanego terenu. Wówczas ok. 4% lasów zostało uznanych za sztuczne kultury leśne z nasadzeniem bądź rodzimych lub obcych introdukowanych gatunków drzewiastych. Jak podkreślają różni autorzy (Cabała 1990; Celiński i in. 1991; Sierka 2003) od dawna na tym terenie trwa protegowanie gatunków szpilkowych (ok. 150 lat), stąd zjawisko borowacenia runa (pinetyzacja) jest dość powszechne i upodabnia wtórnie płaty zbiorowisk żyznych lasów liściastych do borów mieszanych. Można przypuszczać, że skład gatunkowy płatów z udziałem dębu czerwonego jest wynikiem różnych odkształceń wliczając w to: nasadzenie i rozwój niezgodnych z siedliskiem gatunków rodzimych i obcego pochodzenia (Nyrek 1975) oraz duży udział turzycy drżączkowatej na omawianym terenie (Sierka 2003). Ponadto niewątpliwie na spontaniczne odnawianie się i dalszy rozwój dęba czerwonego mają wpływ czynniki siedliskowe np. duży dostęp światła (Chmura 2013). W tej pracy nie zawężono badań do jednego siedliskowego typu lasu, lecz przeprowadzono je na siedliskach lasów borowych, mieszanych i liściastych. Pewne światło na ten problem rzucają badania Gazdy i Szlagi (2008) oraz Gazdy i Fijały (2010), które wykazały, na przykładzie Puszczy Niepołomickiej, że dąb czerwony minimalnie częściej się odnawiał na siedlisku boru mieszanego niż na siedlisku lasu wilgotnego. Nie należy z tego wyciągać daleko idących wniosków ponieważ jak podają Otręba i Ferchmin (2007) częstsze występowanie dębu czerwonego w borach lub lasach mieszanych jest raczej efektem wyboru leśników wprowadzających go dla wzbogacania uboższych siedlisk.

5. Wnioski

- Badania prowadzono na dość obszernym i zróżnicowanym obszarze. Niedostateczna znajomość pochodzenia dębu czerwonego na wielu stanowiskach tj. wątpliwości co do spontanicznego pojawienia się gatunku mogą rzutować na interpretację wyników.

- Bez względu na sposób wprowadzenia dębu czerwonego na obszary leśne gatunek ten ma tendencję do odnawiania się i tworzenia jednogatunkowych drzewostanów.
- Wnikliwe badania nad dynamiką populacji *Quercus rubra*, zdolnością odnawiania się pozwolą zapewne ocenić czy przekształcone zbiorowiska leśne z udziałem tego gatunku drzewa mają charakter przejściowy czy trwałe.

Podziękowania. Badania sfinansowane przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego, nr projektu: N304 092434. Autor pragnie podziękować anonimowym recenzentom za ich uwagi, które przyczyniły się do polepszenia pracy.

Literatura

- ADAMOWSKI W., MĘDRZYCKI P., ŁUCZAJ Ł. 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.), Suppl. Cartogr. Geobot. **9**: 211–228.
- BAUER F. 1953. Die Roteiche. Sauerländer, Frankfurt am Main.
- ASSMANN E. 1961. Waldertragskunde. Organische Produktion, Struktur, Zuwachs und Ertrag von Waldbeständen. – München, Bonn, Wien: BLV Verlagsgesellschaft, 490 ss.
- BELLON S., TUMIŁOWICZ J., KRÓL S., 1977. Obce gatunki drzew w gospodarstwie leśnym. – PWRiL, Warszawa, 267 ss.
- CABAŁA S. 1990. Zróżnicowanie i rozmieszczenie zbiorowisk leśnych na Wyżynie Śląskiej. – Uniw. Śląski, Katowice, 144 ss.
- CELIŃSKI F., SZCZYPEK T., WIKI S. 1991. Waloryzacja szaty roślinnej województwa katowickiego na tle przeobrażeń niektórych elementów środowiska geograficznego. Zmiany środowiska geograficznego w warunkach silnej antropopresji (wybrane zagadnienia). Cz. 3. – WnoZ, Fundacja ekologiczna „Silesia”, Sosnowiec.
- CHABRERIE O., LOINARD J., PERRIN S., SAGUEZ R., DECOCQ G. 2010. Impact of *Prunus serotina* invasion on understorey in a European temperate forest. – *Biol. Invasions* **12**(6): 1891–1907.
- CHMURA D. 2004. Penetration and naturalization of invasive alien plant (neophytes) in woodlands of the Silesian Upland (Poland) – *Nat. Conserv.* **60**(3): 3–11.
- CHMURA D. 2009. Differences in invasiveness of alien woody plants in forest communities of the Silesian Upland (Southern Poland). – W: HOLEKSA J., BABCZYŃSKA-SENDEK B., WIKI S. (red.), The role of geobotany in biodiversity conservation. – University of Silesia, Katowice, s. 297–302.
- CHMURA D. 2013. Impact of alien tree species *Quercus rubra* L. on understorey habitat and flora: a study of the Silesian Upland (Southern Poland). – *Pol. J. Ecol.* **61**(3): 431–442.

- CHMURA D., SIERKA E. 2007. The invasibility of deciduous forest communities after disturbance: A case study of *Carex brizoides* and *Impatiens parviflora* invasion. – *Forest Ecol. Manage.* **242**: 487–495.
- CHMURA D., WOŹNIAK G., ŚLIWIŃSKA-WYRZYCHOWSKA A. 2004. Participation of invasive alien plants in degeneration of coniferous forests of the Silesian Upland. – W: BRZEG A., WOJTERSKA M. (red.), *Coniferous forests vegetation - differentiation, dynamics and transformations*. – Ser. *Biologia* **69**: 339–342, Wyd. Naukowe Uniw. im. Adama Mickiewicza, Poznań.
- CYZMAN W. 2008. Różnorodność szaty roślinnej na terenie Kotliny Toruńskiej. – Zakład Ekologii Roślin i Ochrony Przyrody, Uniw. im. Mikołaja Kopernika, Toruń, Msc, 106 ss.
- DOBOSZ M. 2004. Wspomagana komputerowo statystyczna analiza wyników badań. – Akademicka Oficyna Wydawnicza EXIT, Warszawa.
- DZWONKO Z. 1997. Assessment of light and soil conditions in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values. – *J. App. Ecol.* **38**: 942–951.
- DZWONKO Z. 2001. Effect of proximity to ancient deciduous woodland on restoration of the field layer vegetation in a pine plantation. – *Ecography* **24**: 198–204.
- DZWONKO Z., LOSTER S. 1997. Effects of dominant trees and anthropogenic disturbances on species richness and floristic composition of secondary communities in southern Poland. – *J. App. Ecol.* **34**(4): 861–870.
- DZWONKO Z., LOSTER S. 2000. Testing of Ellenberg and Zarzycki indicator values as predictors of soil and light conditions in woodlands. – *Fragm. Flor. Geobot.* **45**(1–2): 49–62.
- DZWONKO Z. 2007. Przewodnik do badań fitosocjologicznych. – Instytut Botaniki Uniw. Jagiellońskiego, Sorus, Poznań-Kraków, 304 ss.
- DZWONKO Z., GAWROŃSKI S. 1994. The role of woodland fragments, soil types, and dominant species in secondary succession on the western Carpathian foothills. – *Vegetatio* **111**: 149–160.
- ELLENBERG H., WEBER H.E., DÜLL R., WIRTH V., WERNER W., PAULIßEN D. 1992. Zeigwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – *Scripta Geobot.* **18**: 5–258.
- FERREIRO-DOMINGUEZ N., RIGUREIRO-RODRIGEZ A., MOSQUERA-LOSADA M.R., 2011. Response to sewage sludge fertilisation in a *Quercus rubra* L. Silvipastoral system: soil, plant biodiversity and tree pasture production. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **141**: 49–57.
- FRANK, D., KLOTZ, S., 1990. Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. – Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg Wissenschaftliche Beiträge.
- GAZDA A., SZLAGA A. 2008. Obce gatunki drzewiaste w północnym kompleksie Puszczy Niepołomickiej – *Sylvan* **152**(4): 58–67.
- GAZDA A., FIJAŁA M. 2010. Obce gatunki drzewiaste w południowym kompleksie Puszczy Niepołomickiej – *Sylvan* **154**(5): 333–340.
- GODEFROID S., PHARTYAL S. S., WEYEMBERGH G. KOEDAM N. 2005. Ecological factors controlling the abundance of non-native invasive black cherry (*Prunus serotina*) in deciduous forest understory in Belgium. – *Forest Ecol. Manage.* **210**: 91–105.
- GRIME J. P. HODGSON J. G., HUNT R. 1996. Comparative plant ecology. A functional approach to common British species. – Unwin Hyman, London.

- HALAREWICZ A. 2011. Przyczyny i skutki inwazji czeremchy amerykańskiej *Prunus serotina* w ekosystemach leśnych. – *Leśne Prace Badawcze* **72**(3): 267–272.
- HEREŹNIAK J. 1992. Amerykańskie drzewa i krzewy na ziemiach polskich. – W: ŁAWRYNOWICZ M., WARCHOLIŃSKA A. U. (red.), *Rośliny pochodzenia amerykańskiego zadomowione w Polsce*. – Łódzkie Tow. Nauk., Szlakami Nauki **19**: 97–150.
- HOLEKSA J., WOŹNIAK G. 2005. Biased vegetation patterns and detection of vegetation changes using phytosociological databases. A case study in the forests of the Babia Góra National Park (the West Carpathians, Poland). – *Phytocoenologia* **35**(1): 1–18.
- JAKUBOWSKA-GABARA J. 1989. Leśne zbiorowiska zastępcze. – *Wiad. Bot.* **33**(1): 9–18.
- JANUKOWICZ H. 2008. Zdegenerowane grądy i łęgi z *Carex brizoides* L. w wybranych zbiorowiskach leśnych Pomorza Zachodniego. – W: LECHNIO J., KULCZYK S., MALINOWSKA E., SZUMACHER I. (red.), *Klasyfikacja krajobrazu. Teoria i praktyka*. – *Probl. Ekol. Krajobr.* **20**: 251–256.
- KOŁACZKOWSKA E., OBIDZIŃSKI A. 2008. Population structure of invasive boxelder (*Acer negundo* L.). – W: HOLEKSA J., BABCZYŃSKA-SENDEK B., WIKI S. (red.), *The role of geobotany in biodiversity conservation*. – University of Silesia, Katowice, s. 303–308.
- KONDRACKI J. 1994. *Geografia Polski: mezoregiony fizyczno-geograficzne*. – PWN, Warszawa, 339 ss.
- KORNAŚ J. 1972. Rozmieszczenie i ekologia rozsiewania się chwastów w zespołach polnych w Górcach. – *Acta Agrobot.* **25**: 5–67.
- KOWARIK I. 1992. Einführung und Ausbreitung nichtteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Branderburg. – *Verh. Bot. Ver. Berlin Branderburg, Beiheft* 3.
- KOZYREVA E. A., MAZAREVA O., MOLENDI T., RZĘTAŁA M. A., RZĘTAŁA M., TRZHTSINSKY Y. B. 2004. Geomorphological processes in conditions of human impact. – University of Silesia, Sosnowiec, 87 ss.
- KRÓL S. 1988. Synantropizacja fitocenozy leśnych przez introdukcję obcych gatunków drzew. – *Wiad. Bot.* **32**(2): 115–124.
- KRUCZAŁA A. (red.) 2000. *Atlas klimatu województwa śląskiego*. – IMiGW, Katowice, 116 ss.
- MATUSZKIEWICZ J.M. 2001. *Zespoły leśne Polski*. – Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 376 ss.
- MATUSZKIEWICZ J.M. 2008. Potential natural vegetation of Poland (Potencjalna roślinność naturalna Polski) – Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa, <http://www.igipz.pan.pl>.
- MATUSZKIEWICZ W. 2008. *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. – Wyd. Nauk. PWN, 540 ss.
- MĘDRZYCKI P. 1996. Aklimatyzacja i neofityzm gatunków drzewiastych. – *Phytocoenosis* 8 (N.S.) Sem. Geobot. **4**: 137–143.
- NYREK A. 1975. *Gospodarka leśna na Górnym Śląsku*. – Prace Wrocł. Tow. Nauk. S.A., Wrocław, 234 ss.
- OKSANEN J. 2011. Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial. <http://r-forge.r-project.org/projects/vegan>.
- OLACZEK R. 1974. Kierunki degeneracji fitocenozy leśnych i metody ich badania. – *Phytocoenosis* **3** (3/4): 179–190.
- OOSTERBAAN A., OLSTHORN A.F.M. 2005. Control strategies for *Prunus serotina* and *Quercus rubra* as exotic tree species in the Netherlands. – W: NENTWIG W.,

- BACHER S., COCK M. J. W., DIETZ H., GIGON A., WITTENBERG R. (red.), Biological Invasions - from ecology to control. – *Neobiota* **6**: 177–181.
- ORCZEWSKA A., SIERKA E. 2002. Charakterystyka fitosocjologiczna grądów *Tilio cordate-Carpinetum betuli* w wariancie z *Carex brizoides* występujących na Płaskowyżu Głubczyckim i Wyżynie Śląskiej. – *Acta Biol. Siles.* **36**(53): 94–101.
- OTRĘBA A., FERCHMIN M. 2007. Obce gatunki drzew miarą przekształcenia przyrody Kampinoskiego Parku Narodowego. – W: ANDERWALD D. (red.), Siedliska i gatunki wskaźnikowe w lasach. – Stud. Mat. CEPL, Rogów, **2/3**(16): 234–244.
- PACYNIAK C. 1981. Robinia akacja (*Robinia pseudoacacia* L.) w warunkach środowiska leśnego w Polsce. – *Rocz. Akad. Roln. w Poznaniu* **111**: 1–85.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3–900051–07–0, URL <http://www.R-project.org>.
- SANDER I.L. 1990. *Quercus rubra* Northern Red Oak. – W: BURNS, RUSSELL M.; HONKALA, BARBARA H. (Tech Coords), Agriculture Handbook 654. – U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Washington, D.C. s. 727–733.
- SCHAFFERS A.P., SYKORA K.V. 2000. Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. – *J. Veg. Sci.* **11**: 225–244.
- SCHENCK C. A. 1939. Fremdländische Wald- und Parkbäume. Zweiter Band: Die Nadelhölzer. Verlag von Paul Parey, Berlin, 645 ss.
- SCHWAPPACH A. 1911. Die weitere Entwicklung der Versuche mit fremdländischen Holzarten in Preußen. Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft **20**: 3–37.
- SIERKA E. 2003. Ekspansja *Carex brizoides* L. jako efekt antropogenicznych przemian lasów Wyżyny Śląskiej. – *Środowisko i Rozwój* **7**: 53–58.
- SIERKA E., ORCZEWSKA A. 2001. Zdegenerowane grądy z *Carex brizoides* L. wybranych obszarów Wyżyny Śląskiej i Płaskowyżu Głubczyckiego. – W: GERMAN K., BALON J.(red.), Przemiany środowiska przyrodniczego Polski a jego funkcjonowanie. – Probl. Ekol. Krajobr. **10**: 474–480. – Wyd. Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej Uniw. Jagiellońskiego, Kraków.
- SMITH L., VANCAT J.L. 1991. Communities and tree seedling distribution in *Quercus rubra*- and *Prunus serotina*-dominated Forests in Southwestern Pennsylvania. – *Am. Midl. Nat.* **126**(2): 294–307.
- STRAIGYTĖ L., ŽALKAUSKAS R. 2012. Effect of climate variability on *Quercus rubra* phenotype and spread in Lithuanian forests. – *Dendrobiology* **67**: 79–85.
- STRZEMSKI M., WITEK T. 1978. Gleby. – W: LESZCZYCKI S. (red.), Narodowy atlas Polski. – PAN, Wrocław-Warszawa-Kraków-Gdańsk, 34 ss.
- SZWAGRZYK J. 2000. Potencjalne korzyści i zagrożenia związane z wprowadzaniem do lasów obcych gatunków drzew. – *Sylwan* **146**(2): 99–106.
- TICHY L. 2002. JUICE, software for vegetation classification. – *J. Veg. Sci.* **13**: 451–453.
- TOKARSKA-GUZIŁ B. 2003. The expansion of some alien plant species (neophytes) in Poland. – W: CHILD L.E., BROCK J.H., BRUNDU G., PRACH K., PYSEK P., WADE P.M., WILIAMSON M. (red.), Plant invasions: Ecological treats and management solutions. – Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, s. 147–167.

- TOKARSKA-GUZIŁ B. 2005. The Establishment and Spread of Alien Plant Species (Kenophytes) in the Flora of Poland. – Prace Nauk. Uniw. Śląskiego **2372**: 1–192, Katowice.
- VAN DER MAAREL E. 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. – Vegetatio **39**(2): 97–114.
- VOR T. 2005. Natural regeneration of *Quercus rubra* L. (Red Oak) in Germany. – W: NENTWIG W., BACHER S., COCK M.J.W., DIETZ H., GIGON A., WITTENBERG R. (red.), Biological Invasions - from ecology to control. – Neobiota **6**: 111–123.
- ZARZYCKI K., TRZCIŃSKA-TACIK H., RÓŻAŃSKI W., SZELAŁ Z., WOLEK J., KORZENIAK U. 2002. Ecological indicator values of vascular plants of Poland. – W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków, 183 ss.

Summary

This paper focuses on the problem of alien species invasion and transformation of natural and semi-natural forest communities. The species of interest is northern red oak, which is native to North America. In former times it was cultivated in woodland habitats. Now, this tree spontaneously spreads in forest ecosystems and is considered invasive in Poland. In the years 2008–2011, phytosociological studies were conducted in the Silesian Upland (southern Poland) at sites with different abundance of *Quercus rubra* (Fig. 1). In total, 180 phytosociological relevés were made in secondary forest communities. On the basis of collected data, 4 main vegetation units were distinguished, as follows: red oak community where *Quercus rubra* is dominant species in a tree layer, mixed coniferous forest including *Pinus sylvestris*-*Vaccinium myrtillus* and *Pinus sylvestris* communities and community with *Carex brizoides* (Fig. 2, Tab. 1). These communities only to some extent resemble forest associations described within Braun-Blanquet system. Distinguished vegetation units were compared in relation to: mean Shannon-Wiener index (Fig. 3), selected Ellenberg and Zarzycki indicator values (Fig. 4), contribution of species with syntaxonomical affinity to the classes (Fig. 5) Raunkiaer life forms (Fig. 6), Grime life strategies (Fig. 7), dispersal mode (Fig. 8). The studies revealed significant differences in the analyzed features between the communities. Species composition of distinguished vegetation units is conditioned by several types of degradations and disturbances resulting from forest management practices, as follows: cespityzation, i.e. sod formation, manifested by strong development of graminoid species such as *Carex brizoides*, pinetyzation – transformation of deciduous forests into coniferous ones due to cultivation of pine trees. A more detailed study on the population dynamics of *Quercus rubra* and its capability to regenerate and spontaneous spread will allow to assess whether transformed forest communities are transitory or permanent.