

**UNIwersytet Śląski w Katowicach**  
**Wydział Nauk Przyrodniczych**  
**Instytut Biologii, Biotechnologii i Ochrony Środowiska**

**Mariusz Wierzoń**

Uwarunkowania występowania mszaków epifitycznych w centralnej części  
konurbacji katowickiej

**Praca doktorska**

Promotor pracy  
dr hab. Barbara Fojcik

**KATOWICE 2023**

Składam serdeczne podziękowania  
dr hab. Barbarze Fojcik za wprowadzenie w niezwykle,  
fascynujący świat mszaków, za opiekę merytoryczną nad pracą,  
nieocenioną pomoc oraz niewyczerpane pokłady cierpliwości

dr hab. prof. ATH Damianowi Chmurze za pomoc  
przy opracowaniu statystycznym wyników

doc. RNDr. Vítězslavowi Pláškwowi za weryfikację oznaczeń  
niektórych okazów Orthotrichaceae

dr hab. prof. UPP Piotrowi Górskiemu za weryfikację oznaczeń  
niektórych okazów wątrobowców

Januszowi Godźkowi za pomoc  
przy opracowaniu kartograficznym pracy

Wszystkim tym, którzy byli dla mnie wzorem i inspiracją  
do dalszej wytrwałej pracy naukowej

Za wiarę i nieustanne wsparcie w sposób szczególnie  
dziękuję Katarzynie Kwiecińskiej

# SPIS TREŚCI

<b>WSTĘP I CELE PRACY .....</b>	<b>5</b>
<b>1. CHARAKTERYSTYKA TERENU BADAŃ .....</b>	<b>8</b>
1.1. Opis konurbacji katowickiej .....	8
1.2. Morfologia terenu .....	8
1.3. Geologia i warunki glebowe .....	9
1.4. Hydrografia .....	9
1.5. Klimat .....	10
1.6. Szata roślinna .....	11
1.7. Antropopresja .....	11
<b>2. METODYKA BADAŃ .....</b>	<b>15</b>
2.1. Badania terenowe .....	15
2.2. Analiza brioflory .....	21
2.3. Opracowanie kartograficzne .....	22
2.4. Analiza statystyczna .....	23
<b>3. WYNIKI .....</b>	<b>26</b>
3.1. Zróżnicowanie siedlisk epifitów mszystych .....	26
3.1.1. Ogólne zróżnicowanie drzew na powierzchniach badawczych .....	26
3.1.2. Liczba i rozmiary drzew na powierzchniach badawczych .....	31
3.1.3. Odchylenie pni .....	34
3.1.4. Faktura kory .....	34
3.1.5. Zwarcie koron .....	36
3.2. Ogólna charakterystyka brioflory epifityczne .....	37
3.3. Zróżnicowanie brioflory epifitycznej na różnych typach powierzchni .....	43
3.4. Preferencje siedliskowe brioflory epifitycznej .....	53
3.5. Zróżnicowanie stopnia zasiedlenia drzew przez mszaki epifityczne .....	57
3.6. Czynniki wpływające na występowanie mszaków epifitycznych .....	65
3.7. Lista wraz z ogólną charakterystyką gatunków mszaków .....	69

<b>4. DYSKUSJA</b> .....	<b>82</b>
4.1. Ogólne czynniki warunkujące występowanie epifitów .....	82
4.2. Ogólne zróżnicowanie dendroflory .....	83
4.3. Zróżnicowanie dendroflory na różnych typach powierzchni badawczych .....	85
4.4. Zróżnicowanie indywidualnych cech drzew .....	87
4.5. Ogólna charakterystyka brioflory epifitycznej .....	89
4.6. Zróżnicowanie brioflory epifitycznej na różnych typach powierzchni badawczych ....	98
4.7. Wytwarzanie diaspor przez mszaki epifityczne .....	104
4.8. Zróżnicowanie zasiedlania poszczególnych taksonów drzew .....	107
4.9. Zróżnicowanie stopnia kolonizacji pnia .....	116
4.10. Preferencje epifitów względem wybranych czynników siedliskowych .....	120
4.11. Znaczenie przestrzeni miejskiej dla lokalnej różnorodności epifitów .....	122
<b>5. PODSUMOWANIE WYNIKÓW</b> .....	<b>125</b>
<b>6. WNIOSKI</b> .....	<b>130</b>
<b>7. LITERATURA</b> .....	<b>135</b>
<b>8. STRESZCZENIE W JĘZYKU POLSKIM</b> .....	<b>156</b>
<b>9. STRESZCZENIE W JĘZYKU ANGIELSKIM (SUMMARY)</b> .....	<b>159</b>
<b>ZAŁĄCZNIKI</b> .....	<b>162</b>
I. ....	162
II. ....	168
III. ....	178
IV. ....	185
V. ....	188
VI. ....	192

## WSTĘP I CELE PRACY

Epifity to organizmy wykorzystujące powierzchnię roślin jako specyficzne miejsce do wzrostu i rozwoju. W strefie klimatu umiarkowanego epifitami są głównie grzyby zliczenizowane (porosty) oraz mszaki (mchy i wątrobowce), które kolonizują drewniejące pędy drzew i krzewów (forofitów) (Leuschner, Ellenberg 2017). Populacje poszczególnych gatunków epifitów tworzą na korze zasiedlanych roślin wielogatunkowe, wzajemnie przerastające się zbiorowiska (Barkmann 1958; John, Dale 1995).

Gatunki typowych (obligatoryjnych) epifitów wykazują szereg morfologicznych przystosowań do występowania na korze drzew (Vitt 1981; Hedenäs 2012). Jako rośliny wysoko wyspecjalizowane, odznaczają się szczególną wrażliwością na zmiany środowiska (Bates 1992). Jednym z czynników, który ma zasadniczy wpływ na ich różnorodność jest zanieczyszczenie powietrza (Gilbert 1970, 1989; Leblanc, Rao 1974; Adams, Preston 1992; Larsen i in. 2007). Dynamiczny rozwój przemysłu ciężkiego w Europie, skutkujący ciągłym zwiększaniem emisji gazów, sprawił, że zanieczyszczenie powietrza stało się głównym czynnikiem limitującym występowanie epifitów w europejskich miastach. W XX w. szeroko opisywano zanikanie epifitycznych mszaków i porostów na obszarach zurbanizowanych (m.in. Barkmann 1958; Gilbert 1968, 1971; Rao 1982). Regres epifitów trwał aż do przełomu XX i XXI w. kiedy to zaobserwowano zmiany w dynamice lokalnych zasięgów niektórych gatunków. Spadek poziomu zanieczyszczenia powietrza spowodował, że epifity zaczęły rozprzestrzeniać się na obszarach, na których od wielu dekad nie były odnotowywane (m.in. Vanderpoorten 1997; Stapper, Kricke 2004; Duckett, Pressel 2009; Richter i in. 2009a; Munzi i in. 2007; Sérgio i in. 2016). Podobne tendencje zaobserwowano także w Polsce, w tym na terenie Katowic (Stebel, Fojcik 2016). Miasto to stanowi główny ośrodek konurbacji katowickiej, będącej najgęściej zaludnionym i najbardziej uprzemysłowionym obszarem w Polsce (Krzysztofik 2021). Ze względu na rozwój przemysłu i dużą liczbę ludności, region ten był szczególnie obciążony z powodu presji człowieka wywieranej na środowisko. Jeszcze stosunkowo niedawno typowe mszaki epifityczne na tym obszarze nie występowały lub należały do gatunków rzadkich i bardzo rzadkich (Jędrzejko 1985, 1990). Jednak w ostatnich latach, sytuacja ta ulega dynamicznej zmianie (Stebel, Fojcik 2016). W związku z tym zrodziło się pytanie – na jaką skalę i w jakich uwarunkowaniach następuje proces rekolonizacji epifitów w centralnej części konurbacji katowickiej.

Wpływ działalności człowieka na różnorodność gatunkową i obfitość występowania epifitów nie jest ograniczony jedynie do samego zanieczyszczenia powietrza. Ludzie przekształcają środowisko naturalne, kreując przestrzeń miasta, w której funkcjonują. Obszary miejskie cechuje znaczące zróżnicowanie przestrzenne (Pickett i in. 2017), warunkowane m.in. ukształtowaniem terenu, rozmieszczeniem wód powierzchniowych i terenów zielonych (w tym obecnością drzew) oraz stosunkiem powierzchni biologicznie czynnej do powierzchni nieprzepuszczalnej. Ma to wpływ na temperaturę oraz cyrkulację i wilgotność powietrza, które mogą ulegać znaczącym zmianom w przestrzeni miejskiej. Zasadniczo na terenach wysoce zurbanizowanych temperatura jest wyższa, przy jednocześnie niższej wilgotności powietrza w porównaniu z obszarami podmiejskimi, co określa się mianem miejskiej wyspy ciepła (Oke 1988; Arnfield 2003; Forman 2014). Zjawisko to występuje także na obszarze konurbacji katowickiej (Nádudvari 2021). Lokalne różnice mezo- i mikroklimatu mają znaczący wpływ na mszaki epifityczne, które jako rośliny pojkilohydryczne, są zależne od miejscowych warunków wilgotnościowych (Heylen i in. 2005; Richter i in. 2009a; Fojcik i in. 2015). Istnieją również ogólne powiązania pomiędzy rodzajem forofitu, a występującymi na jego korze gatunkami epifitów (m.in. Barkman 1958; Mežaka i in. 2008, 2012; Fudali, Szymanowski 2019; Kubiak, Osyczka 2019). Wśród najistotniejszych czynników mających wpływ na tę zależność wymienia się chemizm (Barkman 1958; Bates 1992; Jagodziński i in. 2018), pojemność wodną (Studlar 1982; Jagodziński i in. 2018) oraz strukturę kory (Barkman 1958; Gough 1975; Bates 1992). Chociaż właściwości te są zmienne w cyklu życiowym drzewa i podlegają również zmienności środowiskowej (Johnsen, Søechting 1974; Larsen i in. 2007; Fojcik i in. 2015; Kubiak, Osyczka 2020) to zasadniczo są związane z gatunkiem drzewa. Na obszarach miejskich mszaki epifityczne mają większą różnorodność możliwych do zasiedlenia gatunków forofitów, co wynika z dużego udziału gatunków obcego pochodzenia (Pyšek 1998; Pyšek i in. 2010). Obce gatunki drzew i krzewów są nasadzone w celu wizualnego upiększenia miejskich parków i przydrożnych zadrzewień (Kowarik i in. 2013; Čeplová i in. 2017), a także w ramach rekultywacji zdegradowanych terenów przemysłowych (Rostański 2006; Krzaklewski 2017; Šebelíková i in. 2019), nierzadko wtórnie spontanicznie rozprzestrzeniając się na obszarach miast (Kowarik 2005; Tokarska-Guzik 2005; Sámuel, Kowarik 2009; Čeplová i in. 2017).

Miasta tworzą przestrzennie heterogeniczny układ terenów o większym i mniejszym stopniu urbanizacji (Sudnik-Wójcikowska 1998; Sabovljević, Grdović 2009;

Żołnierz i in. 2022). W przestrzeni tej enklawy leśne oraz parki stanowią jedyne, choć zwykle niewielkie, obszary o znacznym zwarcie drzewostanów. Na terenach zabudowanych zwłaszcza duże parki zapewniają odpowiednie warunki do występowania dla licznych gatunków mszaków (Fudali 2006), w tym epifitów (Godovičová, Mišíková 2017, Fudali 2019).

Wiedza o czynnikach kształtujących występowanie mszaków epifitycznych na terenach zurbanizowanych jest wciąż niewystarczająca. Uwzględniając dynamikę procesu rozprzestrzeniania się epifitów w zmieniających się warunkach środowiska, istnieje potrzeba dalszych badań ich różnorodności, zwłaszcza w większej skali przestrzennej.

W badaniu przyjęto następujące cele:

- ocenę skali występowania mszaków epifitycznych w centralnej części konurbacji katowickiej;
- ocenę zróżnicowania dendroflory (potencjalnych siedlisk występowania epifitów) - ogółem oraz w wyróżnionych formach użytkowania przestrzeni miejskiej;
- określenie czynników istotnych dla występowania epifitów mszystych w miastach;
- określenie zróżnicowania epifitów w różnych formach użytkowania przestrzeni miejskiej.

Na potrzeby prowadzonych badań przyjęto następujące hipotezy.

- I. Na terenie konurbacji katowickiej postępują zmiany związane z rozprzestrzenianiem się brioflory epifitycznej.
- II. Zróżnicowanie dendroflory w konurbacji katowickiej jest duże, niezależnie od formy użytkowania przestrzeni miejskiej.
- III. Zróżnicowanie przestrzeni miejskiej oraz lokalnej dendroflory (ilościowe i jakościowe) to obecnie istotne czynniki warunkujące występowanie epifitów mszystych na terenach zurbanizowanych.
- IV. Wśród analizowanych form użytkowania przestrzeni miejskiej, w parkach występuje największe zróżnicowanie mszaków epifitycznych, a najmniejsze w jest w zabudowie zwartej.

# **1. CHARAKTERYSTYKA TERENU BADAŃ**

## **1.1. Opis konurbacji katowickiej**

Konurbacja katowicka to region miejski zlokalizowany w południowej Polsce, w województwie śląskim. W granicach określonych przez Krzysztofika (2021) konurbacja katowicka obejmuje obszar 3 329 km<sup>2</sup>, zamieszkały przez 2,4 mln mieszkańców (stan na 2018 rok). Ten region miejski swój dynamiczny rozwój zawdzięczał głównie wydobywaniu węgla kamiennego i przemysłowi ciężkiemu (Krzysztofik i in. 2011; Dulias 2018). Konurbacja katowicka pod względem liczby mieszkańców jest największym obszarem zaglomeryzowanym w Polsce oraz drugim co do wielkości w Europie Środkowej (Krzysztofik 2021). Na przestrzeni lat ten zespół miejski był w wieloraki sposób definiowany przy użyciu odmiennych kryteriów, obejmując obszar w różnych granicach administracyjnych, czego przejawem są również rozliczne nazwy funkcjonujące w opracowaniach tego regionu m.in. „Górnośląski Okręg Przemysłowy”, „Górnośląski Związek Metropolitalny”, „Śląski Obszar Metropolitalny”, „Śląsko-Dąbrowski Obszar Metropolitalny”, „konurbacja górnośląska”, „aglomeracja górnośląska”, „aglomeracja katowicka” (Hibszter i in. 2008). Chociaż nazwy te nie są swoimi odpowiednikami, to jednak często stosowane są zamiennie i traktowane jako synonimy (Krzysztofik i in. 2011). Obecnie, zgodnie z teorią regionu miejskiego, w tej pracy przyjęto nazwę „konurbacja katowicka” w granicach wyznaczonych przez Krzysztofika (2021).

Rdzeń konurbacji katowickiej ma zwarty, wielkomiejski charakter. Należy do niej 17 miast: Będzin, Bytom, Chorzów, Czeladź, Dąbrowa Górnicza, Gliwice, Jaworzno, Katowice, Mysłowice, Piekary Śląskie, Ruda Śląska, Siemianowice Śląskie, Sosnowiec, Świętochłowice, Tarnowskie Góry, Tychy i Zabrze, zamieszkałych łącznie przez ok. 1,6 mln mieszkańców (Krzysztofik i in. 2011; Krzysztofik 2021)

Konurbacja katowicka położona jest prawie w całości na Wyżynie Śląskiej, jedynie jej niewielkie fragmenty w północnej i północno-wschodniej części leżą na Wyżynie Woźnicko-Wieluńskiej, a południowe w Kotlinie Oświęcimskiej. Centralna część konurbacji położona jest w większości na Wyżynie Katowickiej, stanowiącej podjednostkę Wyżyny Śląskiej (Nita i in. 2021).

## **1.2. Morfologia terenu**

Powierzchnia Wyżyny Katowickiej wznosi się średnio na wysokość 250-300 m n.p.m, miejscami przekraczając 320-340 m n.p.m. Najwyższe wzniesienia to Góra św. Doroty



(382 m n.p.m.) i Wzgórze Wandy (355 m n.p.m.) (Nita, Myga-Piątek 2021). Ukształtowanie powierzchni Wyżyny Katowickiej jest bardzo urozmaicone i charakteryzuje się występowaniem zrębowych płaskowyży, garbów i wzgórz, oddzielonych od siebie kotlinami zapadliskowymi. W krajobrazie wyróżniają się także formy antropogeniczne, głównie w postaci zwałowisk, wyrobisk po eksploatacji piasków, kamieniołomów, zapadlisk i glinianek (Pełka-Gościniak, Szczypek 2008; Nita, Myga-Piątek 2021)

### **1.3. Geologia i warunki glebowe**

Główną jednostką tektoniczną Wyżyny Katowickiej jest dewońsko-karbońskie zapadlisko górnośląskie (Nita 2008, Dulias 2018). Fundament geologiczny Wyżyny Katowickiej stanowią węglonośne utwory karbońskie, na których zalegają skały mezozoiczne, głównie triasowe wapienie i dolomity (Chybiorz, Tyc 2012; Dulias 2018). Utwory triasowe wychodzą na powierzchnię i dominują w pokrywie na północ od linii Zabrze – Katowice – Sosnowiec (Nita 2008; Chybiorz, Tyc 2012). Większość powierzchni Wyżyny Katowickiej pokrywają utwory czwartorzędowe (Nita 2008). Są to głównie osady plejstocenyjskie w postaci glacialnych glin zwałowych oraz piasków i żwirów wodnolodowcowych (Chybiorz, Tyc 2012).

Osady holocenyjskie ograniczają swoje występowanie do dolin rzecznych; są to głównie aluwialne piaski i mułki oraz torfy. Wśród utworów powierzchniowych duże znaczenie mają utwory antropogeniczne (np. skała płonna z kopalń, odpady pchutnicze), które często mieszają się z osadami autochtonicznymi (Dulias 2018).

Pokrywa glebowa w rejonie Wyżyny Katowickiej jest zróżnicowana. Na terenach zurbanizowanych i przemysłowych w centralnej części Wyżyny Katowickiej dominują gleby antropogeniczne, kształtujące się pod wpływem działalności człowieka (Czaja 1992; Fajer 2008). Poza tym największy udział mają gleby płowe, brunatne wylugowane oraz biellicowe, a mniejsze powierzchnie zajmują rędziny, gleby brunatne właściwe, gleby hydrogeniczne, czarne ziemie i mady (Fajer 2008).

### **1.4. Hydrografia**

Przez obszar Wyżyny Katowickiej biegnie dział wodny między Wisłą a Odrą. Do dorzecza Odry należy część zachodnia Wyżyny, odwadniana przez Kłodnicę z dopływami: Ślepiotką, Jamną, Żabnicą, Promną (lewobrzeżne) oraz Kokocińcem, Potokiem Bielszowickim (Kochłówka), Czarniawką i Bytomką z Potokiem

Mikulczyckim (prawobrzeżne). Do dorzecza Wisły należy część wschodnia wyżyny, odwadniana przez Czarną Przemszę z prawobrzeżnymi dopływami Brynicą (z Rawą) i Boliną, oraz dopływającą lewobrzeżnie Białą Przemszę (z Bobrkiem) (Absalon 2008; Dulias 2018).

Wyżyna Katowicka leży na terenie tzw. „Górnośląskiego Pojezierza Antropogenicznego” (Rzętała 2008). Określenie „pojezierze” odzwierciedla stosunkowo duże nagromadzenie antropogenicznych zbiorników wodnych. Są to najczęściej zalane wodą niecki zapadliskowe (powstałe w wyniku podziemnej eksploatacji węgla kamiennego) oraz wyrobiska glinianek, piaskowni i żwirowni (Rzętała, Rzętała 2008; Machowski 2010)

### **1.5. Klimat**

Wyżyna Katowicka, jak i cała Wyżyna Śląska, położona jest w zasięgu klimatu umiarkowanego. Jest on kształtowany głównie przez napływające z zachodu atlantyckie masy powietrza polarno-morskiego. Mniejszy udział mają płynące ze wschodu masy powietrza polarno-kontynentalnego, zaś najmniejsze znaczenie mają masy powietrza pochodzenia arktycznego i zwrotnikowego. Przeważają wiatry z kierunków zachodnich (Łupikasza, Widawski 2008)

Średnia roczna temperatura powietrza na Wyżynie Katowickiej wynosi 7-8°C (Romańczyk i in. 2015). Na terenach silnie zurbanizowanych średnia roczna temperatura powietrza jest o 1,5°C wyższa (Kruczała 2000). Istotne są także długookresowe tendencje zmian temperatury – w latach 1951-2007 średnia roczna temperatura powietrza wzrosła z 6.1°C do 9.9°C. Tendencje zmian temperatury powietrza w regionie śląskim nawiązują do zmian warunków termicznych w całej Europie Środkowej, związanych z postępującym ociepleniem klimatu obserwowanym w ciągu ostatnich dziesięcioleci (Łupikasza, Widawski 2008). Analiza danych meteorologicznych z ostatnich 35 lat (1981-2015) wykazała wzrost częstotliwości fal upałów z temperaturą powyżej 30°C oraz zwiększeniem liczby dni suchych z temperaturą powyżej 25°C (Cenowski i in. 2019).

Średnia roczna suma opadów atmosferycznych w rejonie Wyżyny Katowickiej waha się w granicach 700—800 mm (Romańczyk i in. 2015). Jest to wartość wyższa w porównaniu ze średnią dla Polski, wynoszącą około 600 mm. Główną tego przyczyną jest występowanie w centralnej części regionu śląskiego rozległego obszaru miejsko-przemysłowego, z którego jest emitowana do atmosfery znaczna ilość energii

cieplnej, pary wodnej, gazów, aerozli i pyłów, stanowiących aktywne źródła kondensacji (Dulias 2018).

Na naturalne uwarunkowania klimatyczne nakładają się czynniki antropogeniczne, co powoduje powstawanie lokalnych topoklimatów w obrębie terenów zurbanizowanych, różniących się warunkami od obszarów otaczających. Lokalny klimat „miejsko-przemysłowy” cechują zwiększone opady i temperatura. Charakterystyczne jest kształtowanie się miejskiej wyspy ciepła, która obok zanieczyszczenia powietrza i większych sum opadów, jest głównym wyznacznikiem klimatu miast (Dulias 2018; Gorgoń 2019). Miejska zabudowa powoduje także zmniejszenie prędkości wiatru, wskutek czego różnego rodzaju zanieczyszczenia mogą się utrzymywać w powietrzu dłużej i osiągać wyższe stężenia (Romańczyk i in. 2015).

### **1.6. Szata roślinna**

Lasy Wyżyny Katowickiej mają w większości pochodzenie wtórne, a ich rozmieszczenie jest nierównomierne. W centralnej, silnie zurbanizowanej i uprzemysłowionej części regionu, występuje mało lasów, np. w niektórych miastach konurbacji katowickiej, takich jak: Siemianowice Śląskie (1,5%), Piekary Śląskie (5,3%), Chorzów (7,1%) (Dulias 2018). Ogólne zalesienie obszaru konurbacji katowickiej wynosi około 26% (Gorgoń 2019). Duży udział mają tu lasy miejskie o zaburzonej strukturze i z dużym udziałem gatunków obcego pochodzenia.

Wśród zbiorowisk nieleśnych wyróżniamy zbiorowiska półnaturalne i synantropijne. Do pierwszej grupy należą łąki, murawy kserotermiczne i termofilne okrajki, a do drugiej — roślinność segetalna i ruderalna. Na terenach silnie uprzemysłowionych roślinność ruderalna odgrywa rolę dominującą (Rostański 2006).

### **1.7. Antropopresja**

Do końca XVIII w. obszar Wyżyny Katowickiej był ogólnie słabo zaludniony. Dopiero z początkiem XIX w. wraz z intensywną industrializacją nastąpił rozwój osadnictwa miejskiego (Pietraszyn, Zuzańska-Żyśko 2008). Szczególną rolę w rozwoju gospodarczym obszaru konurbacji katowickiej odegrało górnictwo węgla kamiennego, rozwijające się na szeroką skalę od początku XIX w., a także hutnictwo żelaza i metali nieżelaznych (cynku i ołowiu) (Dulias 2018). Rozwój przemysłu ciężkiego oraz powstawanie nowych ośrodków produkcji w oparciu o bogate złoża węgla kamiennego doprowadził do powstania największego w Polsce okręgu przemysłowego - GOP

(Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego) (Tkocz 2008). Region ten stał się największym centrum przemysłu tradycyjnego w Europie Środkowej (Krzysztofik i in. 2011). Zapotrzebowanie na siłę roboczą spowodowało napływu ludności z innych części kraju. Wzrost ludności miast wokół największych ośrodków przemysłowych sprawił, że obszar ten nabrał wyraźnie charakteru konurbacji miejsko-przemysłowej (Krzysztofik i in. 2011; Krzysztofik 2021).

Po roku 1989 nastąpił okres transformacji gospodarczej. W wyniku restrukturyzacji górnictwa zaczęto likwidować nierentowne kopalnie, zaś większość hut przekształcono w zakłady przetwórstwa hutniczego (niektóre zlikwidowano). W 1996 r. utworzono katowicką specjalną strefę ekonomiczną mającą na celu wspomaganie procesów restrukturyzacji gospodarki. Miasta konurbacji katowickiej zaczęły się stopniowo przekształcać z monofunkcyjnych ośrodków górniczo-hutniczych w wielodziałowe ośrodki przemysłowe (Tkocz 2008; Krzysztofik 2021). Obecnie w konurbacji katowickiej zachodzi gwałtowna depopulacja regionu. Największy ubytek mieszkańców notują miasta tworzące jej rdzeń, zwłaszcza w części śródmieścia. Jednocześnie obserwuje się proces suburbanizacji, zarówno wewnętrznej, w obrębie tych samych miast, jak również zewnętrznej, w gminach znajdujących się w bezpośrednim sąsiedztwie miast tworzących rdzeń konurbacji (Spórna 2018; Krzysztofik 2021).

Obecnie cechą charakterystyczną Wyżyny Katowickiej jest duże przeobrażenie środowiska przyrodniczego, spowodowane intensywnym rozwojem górnictwa, przemysłu, urbanizacji i transportu. Niekorzystne zmiany w środowisku przyrodniczym obejmują przeobrażenia rzeźby, zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego, zmiany stosunków wodnych, zanieczyszczenie wód powierzchniowych i podziemnych oraz degradację gleb i szaty roślinnej (Dulias 2018).

Rozwojowi przemysłu i urbanizacji towarzyszył wzrost zanieczyszczenia powietrza w wyniku emisji pyłów, gazów i aerozoli. W okresie najintensywniejszego rozwoju górnictwa i przemysłu na Wyżynie Śląskiej, przypadającego na lata 70. XX wieku, zanieczyszczenia pyłowe i gazowe powietrza przekraczały wielokrotnie dopuszczalne normy (Kapała 1983). W latach 80. XX wieku nastąpił spadek ilości zanieczyszczeń związany ze zmniejszeniem produkcji w okresie kryzysowym oraz likwidacją zakładów najbardziej uciążliwych dla środowiska (Dulias 2018). Z początkiem lat 90. XX wieku, w wyniku przeprowadzonej restrukturyzacji przemysłu, emisja zanieczyszczeń pyłowych i gazowych w Polsce ulega wyraźnemu obniżeniu (ryc. 1a-c). Dotyczy to również miast konurbacji katowickiej, chociaż emisje

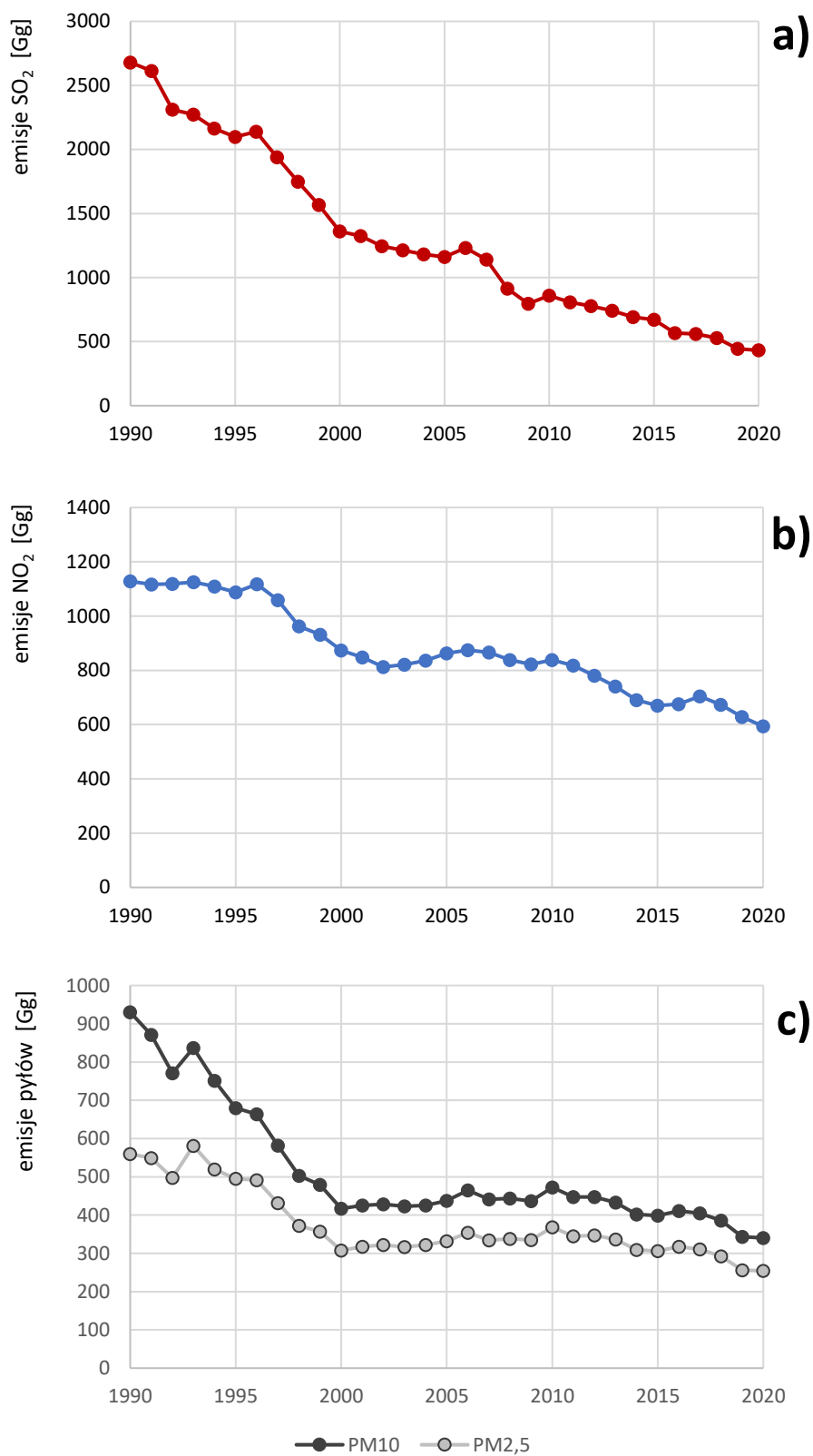
zanieczyszczeń na tym obszarze wciąż należą do najwyższych w Polsce i Europie (Leśniok, Degórska 2008; Dulias 2018; Bednarski i in. 2020).

Zanieczyszczenie powietrza przekłada się na jakość opadów, a zwłaszcza ich zakwaszenie. Główną rolę w procesie zakwaszania wód opadowych odgrywają związki gazowe: dwutlenek siarki (SO<sub>2</sub>), tlenki azotu (NO<sub>x</sub>), dwutlenek węgla (CO<sub>2</sub>) i ozon (O<sub>3</sub>) (Leśniok, Degórska 2008). Zjawisko „kwaśnego deszczu” (pH < 5,6) jest charakterystyczne dla obszarów silnie uprzemysłowionych i opisywane w literaturze już w drugiej połowie XIX w. (Menz, Seip 2004). Proces zakwaszenia opadów jest osłabiany przez związki wapnia (Ca) wchodzące w skład emitowanych pyłów oraz amoniak (NH<sub>3</sub>) (Leśniok, Degórska 2008).

W konurbacji katowickiej w latach 70. i 80. XX wieku kwaśne deszcze nie były notowane zbyt często w związku z dużym zanieczyszczeniem powietrza związkami pyłowymi zawierającymi alkalizujący węglan wapnia. Średnia wartość pH dla centralnej części konurbacji katowickiej wahała się od 6,5 do 7,4 (Jankowska 1982). W latach 90. i później, pomimo ogólnego spadku poziomu emisji zakwaszających, w wyniku spadku zapylenia kwaśne deszcze zaczęły pojawiać się częściej (Grodzińska-Jurczak, Godzik 1999; Leśniok, Degórska 2008). Przykładowo, w 2017 r. w Katowicach średnia roczna pH opadów wyniosła 4,83 przy czym minimalna wartość pH wynosiła 3,93 (Szczygieł i in. 2018).

Zanieczyszczenia zawarte w powietrzu i opadach są deponowane do podłoża (Liana 2019). Wynikiem tego jest m.in. znacząca alkalizacja wierzchniej warstwy gleby (Romańczyk i in. 2015). Na obszarach dawnego górnictwa i hutnictwa rud cynku i ołowiu gleby są zanieczyszczone metalami ciężkimi, szczególnie w niektórych rejonach Bytomia (Romańczyk i in. 2015; Dulias 2018). Stosunki wodne na Wyżynie Katowickiej zostały zaburzone głównie na skutek odwadniania kopalń (cały obszar objęty jest lejem depresyjnym) oraz regulacji koryt rzecznych. Wody powierzchniowe są silnie zanieczyszczone w wyniku odprowadzania do rzek dużej ilości nieoczyszczonych ścieków komunalnych i przemysłowych (m.in. zrzuty słonych wód z kopalń węgla kamiennego). W centralnej części Wyżyny Śląskiej wody przeważnie są pozaklasowe (Absalon 2008; Dulias 2018).

Na terenie Wyżyny Katowickiej jeszcze do końca XVII w. występowały naturalne zbiorowiska leśne. Obecnie przeważająca jej część jest odlesiona, a rosnące tu lasy mają charakter wtórny (Cabała 1990). Dominuje synantropijna roślinność ruderalna. Z nasileniem procesów synantropizacji wiąże się także celowe wprowadzanie i spontaniczna migracja gatunków obcego pochodzenia (Romańczyk in. 2015).



Ryc. 1. Wartości rocznych emisji dwutlenku siarki (a); dwutlenku azotu (b); pyłów (c) w Polsce w latach 1990-2020 (na podstawie: EMEP/CEIP 2022; udostępnione na warunkach CC BY 4.0).

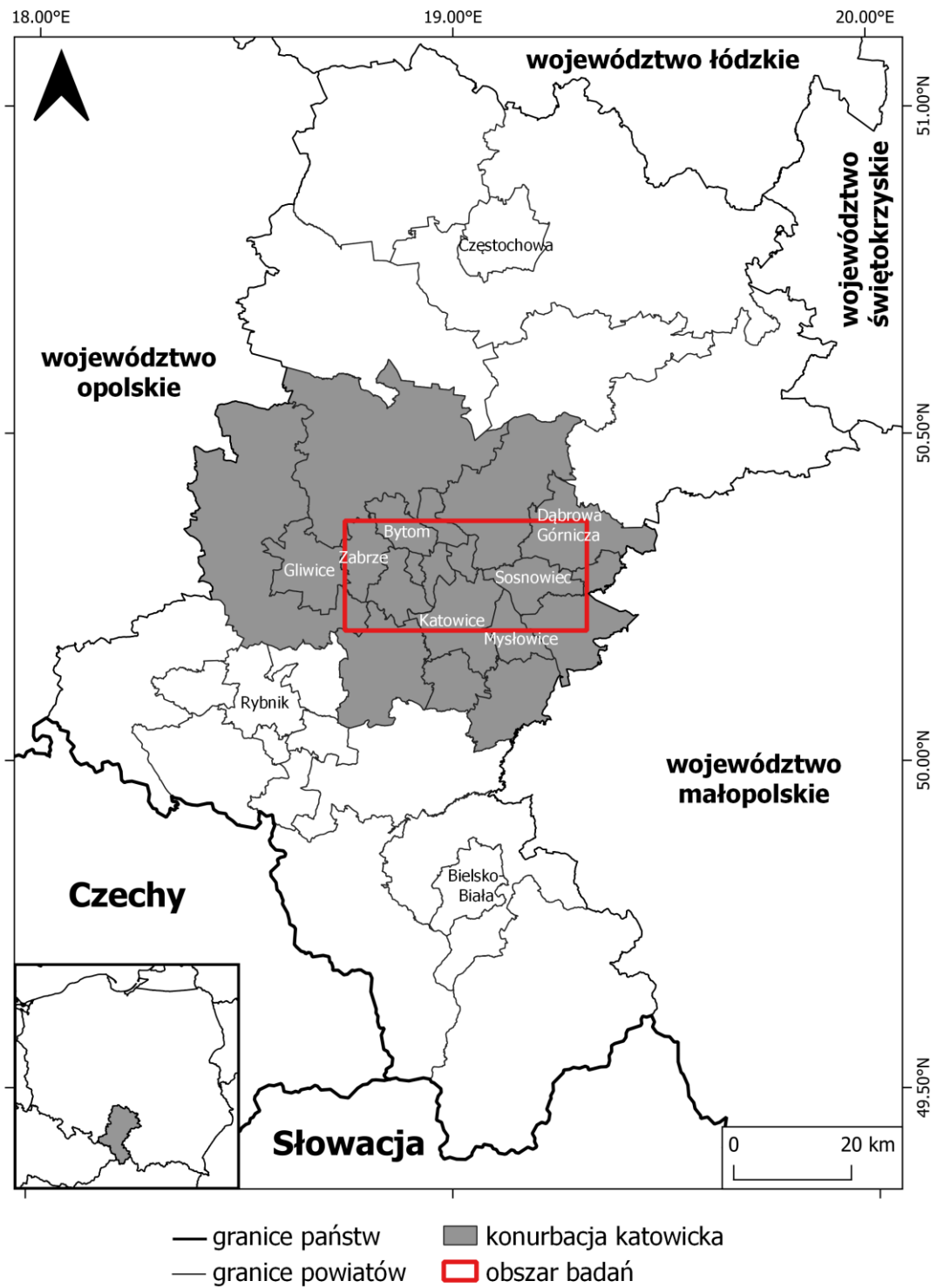
## 2. METODYKA BADAŃ

### 2.1. Badania terenowe

Prace w terenie prowadzono w latach 2019-2020, w miesiącach od czerwca do października. Czas ich trwania był uzależniony od warunków atmosferycznych panujących w danym roku, dostosowany tak, aby ulistnienie drzew było w pełni rozwinięte. Badaniami objęto centralną część konurbacji katowickiej (ryc. 2, 3), zgodnie definicją tego obszaru przyjętą w opracowaniu przez Krzysztofika (2021). Powierzchnie badawcze wyznaczono w granicach administracyjnych 12 miast: Będzina, Bytomia, Chorzowa, Czeladzi, Dąbrowy Górniczej, Katowic, Mysłowic, Rudy Śląskiej, Siemianowic Śląskich, Sosnowca, Świętochłowic i Zabrze.

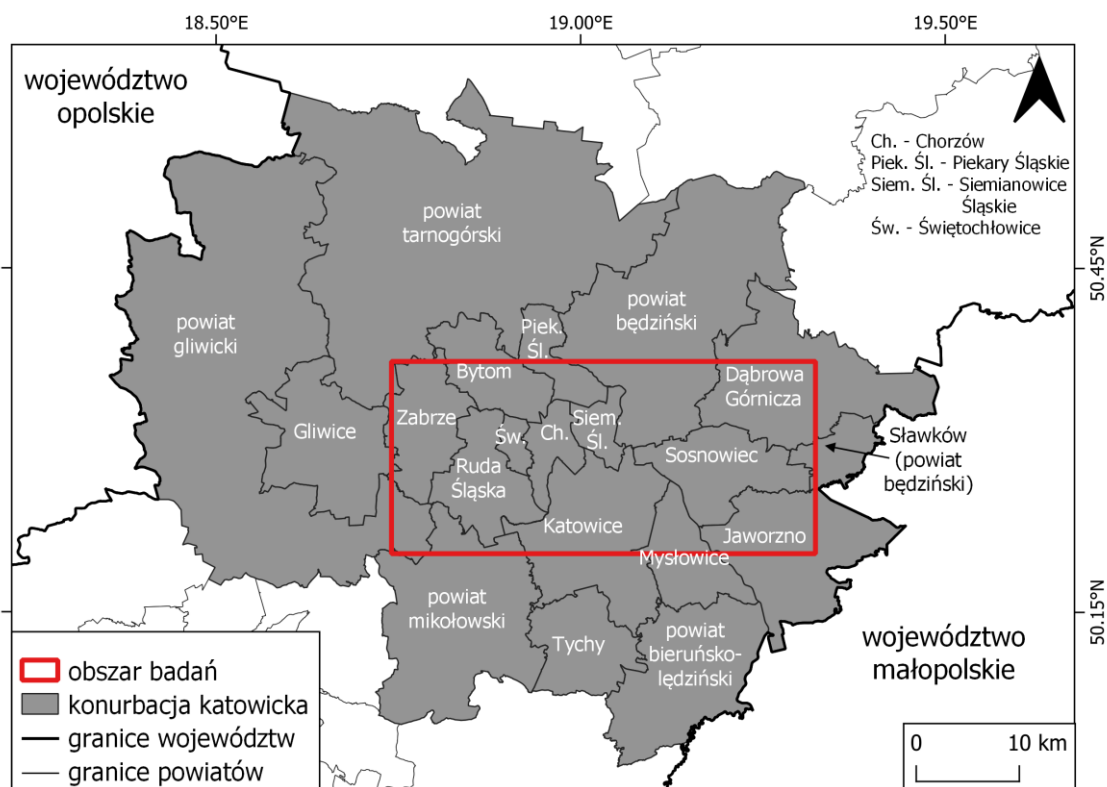
Na potrzeby prowadzonych badań wyróżniono cztery formy użytkowania przestrzeni miejskiej (ryc. 4):

- zabudowa zwarta (kamieniczna) – zlokalizowana zwykle we współczesnym bądź historycznym centrum miasta; zwarty układ przynajmniej jednopiętrowych budynków (najczęściej kamienic), z ciągłą zabudową frontu działki;
- zabudowa luźna (blokowa) – układ wolnostojących, wielokondygnacyjnych budynków mieszkalnych, o zróżnicowanym układzie przestrzennym, jednak z zachowaniem wyraźnych odległości pomiędzy poszczególnymi budynkami;
- parki – rodzaj urządzonej zieleni miejskiej utworzony w celach wypoczynkowych i rekreacyjnych dla lokalnej ludności (czasami pozostałości po dawnych parkach dworskich), gdzie roślinność ma charakter urządzony, świadomie kształtowany przez człowieka;
- lasy miejskie – niewielkie obszary zadrzewione, izolowane od większych kompleksów leśnych przez tereny nieleśne (zabudowę mieszkalną, przemysłową, handlową, tereny rolnicze czy ciągi komunikacyjne), których roślinność obecnie kształtuje się w sposób spontaniczny, nawet jeśli część drzew pochodzi z dawnych, celowych nasadzeń (w ramach rekultywacji czy założeń parkowych).



Ryc. 2. Położenie konurbacji katowickiej wraz z zaznaczonym obszarem badań (Krzysztofik 2021, zmienione).



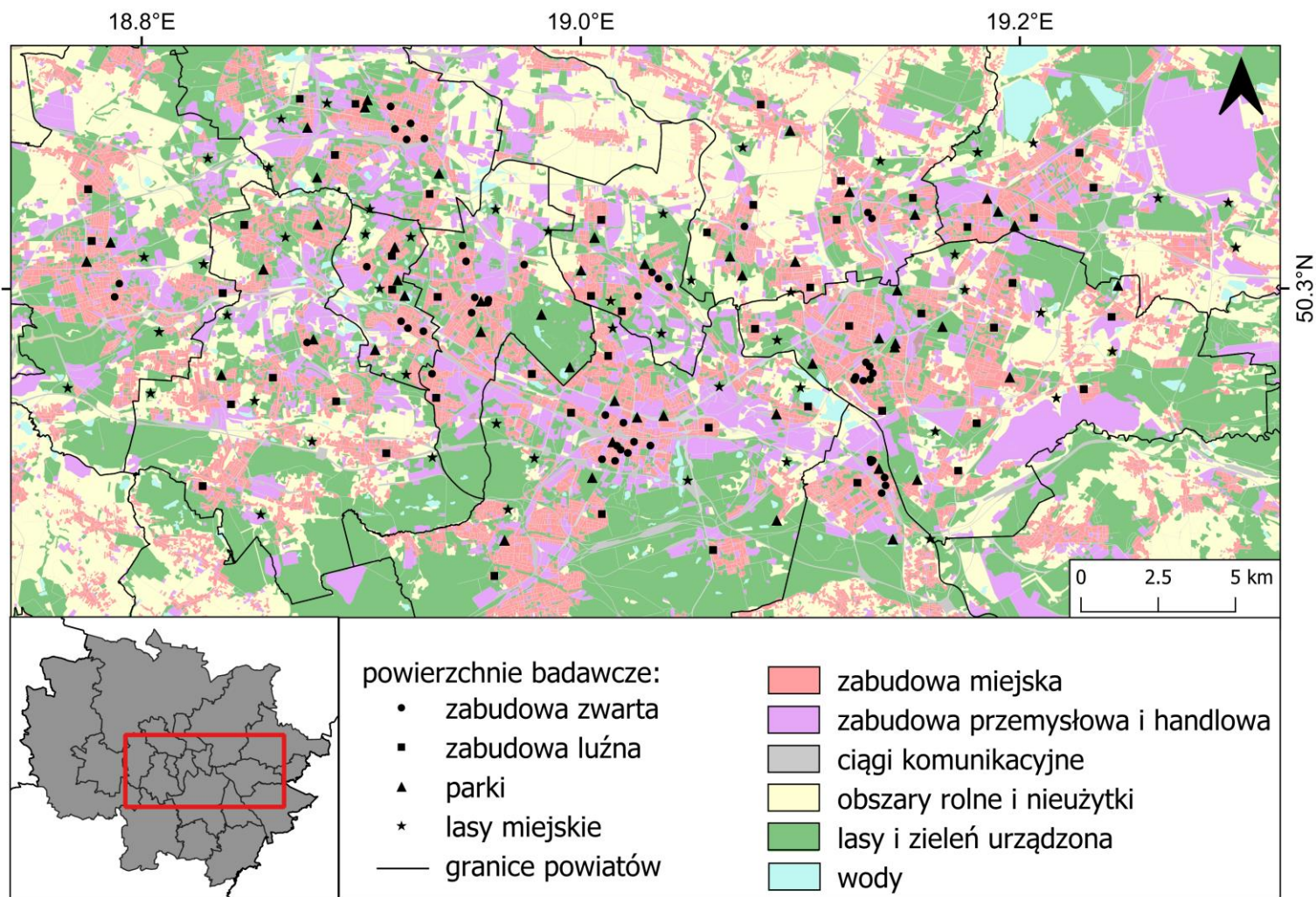


Ryc. 3. Miasta tworzące konurbację katowicką wraz z zaznaczonym obszarem badań (Krzysztofik 2021, zmienione).

Wyznaczono łącznie 200 powierzchni badawczych, po 50 powierzchni w każdej z czterech wyróżnionych form użytkowania przestrzeni miejskiej (ryc. 5, załącznik III). Pojedynczą powierzchnią badawczą stanowił kwadrat o wymiarach 30×30 m, wyznaczony przy pomocy tyczek geodezyjnych i taśmy mierniczej z wykonanym w środku namiarem GPS (Garmin Oregon 550t). Wybór lokalizacji powierzchni badawczych miał charakter ekspercki i opierał się na wcześniejszej analizie dostępnych opracowań kartograficznych oraz późniejszej wizji lokalnej. Na założenie powierzchni wybierano miejsca, gdzie na korze przynajmniej jednego drzewa odnotowano występowanie epifitów mszystych (w miarę możliwości jednorodnie przestrzennie i dające się łatwo przyporządkować do jednej z czterech wyróżnionych form użytkowania przestrzeni miejskiej). Unikano miejsc, gdzie drzewa były porośnięte przez pnącza, widoczne były ślady bielienia kory drzew wapnem lub drzewa były poddane niedawnym zabiegom redukcji korony. Starano się przy tym, aby rozmieszczenie powierzchni badawczych było w miarę możliwości równomiernie i obejmowało całą centralną część konurbacji katowickiej.



Ryc. 4. Przykłady powierzchni w ramach wyróżnionych form użytkowania przestrzeni miejskiej; LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.



Ryc. 5. Rozmieszczenie powierzchni badawczych w centralnej części konurbacji katowickiej.

Na każdej powierzchni badawczej dokonano inwentaryzacji wszystkich drzew o pierśnicy  $\geq 10$  cm. W przypadku gdy pień rozdzielał się poniżej wysokości pierśnicy na więcej niż jeden przewodnik (co zdarzało się sporadycznie), postępowano w zależności od wysokości na jakiej pień się rozdzielał:

- jeżeli następowało to na wysokości  $\leq 0,8$  m (licząc od poziomu gruntu), to dla każdego z pni mierzono ich indywidualną pierśnicę, traktując jako oddzielne pnie;
- jeżeli następowało to na wysokości  $\geq 0,9$  m (licząc od poziomu gruntu) to pierśnicę mierzono tuż przed miejscem rozdzielania się pni, traktując jako jeden pień.

Odnotowano także sumarycznie zwanie koron drzew na całej powierzchni badawczej (szacunkowo w przedziałach 10%).

Dla każdego drzewa notowano:

- takson drzewa,
- pierśnicę (średnicę pnia na wysokości 1,3 m od poziomu gruntu),
- odchylenie pnia (rozumiane jako kąt zawarty między prostą prostopadłą do poziomu gruntu, a prostą wyznaczoną przez pień drzewa, mierzony przy pomocy kątomierza cyfrowego)
- średnicę korony (szacunkowo z dokładnością do 1 metra),
- zwanie korony (szacunkowo w przedziałach 10%),
- uśrednioną ocenę faktury kory pnia drzewa (według przyjętej skali: **1** – kora gładka, spękania do 3 mm; **2** – kora średnio spękana, szczeliny 3-10 mm; **3** – kora silnie spękana, szczeliny powyżej 10 mm),
- ogólne pokrycie przez epifity w przyjętym przedziale wysokości od 0,3 do 2 m od poziomu gruntu (według przyjętej skali: **1** – do 9 cm<sup>2</sup> (3×3 cm); **2** – od 10 do 100 cm<sup>2</sup> (maksymalnie 10×10 cm); **3** – od 101 do 1000 cm<sup>2</sup> (maksymalnie 30×30 cm); **4** – od 1001 do 2500 cm<sup>2</sup> (maksymalnie 50×50 cm); **5** – powyżej 2500 cm<sup>2</sup>).

Ponadto odnotowywano wszystkie uwagi dotyczące stanu drzewa, takie jak obecność wypróchnień, obumarłych konarów, uszkodzenia mrozowe, a także wykonywane w przeszłości zabiegi redukcji korony.

Na pniach drzew zasiedlonych przez epifity dokonano analizy występowania mszaków (mchów i wątrobowców). Badaniami objęto pień w przyjętym przedziale wysokości od 0,3 do 2 m od poziomu gruntu. Dla każdego drzewa wykonano szczegółowy opis występowania epifitów, uwzględniając:

- całkowitą liczbę gatunków na pojedynczym foroficie,
- zasięg pionowy, rozumiany jako najniższy oraz najwyższy punkt występowania mszaków,
- strefę pnia, w której zaobserwowano największą obfitość występowania epifitów mszystych; wyróżniono 3 strefy: dolna część pnia (na wysokości od 0,3 m do 0,8 m), środkowa część pnia (od 0,9 m do 1,4 m), górna część pnia (od 1,5 m do 2,0 m),
- ekspozycję względem kierunków świata, zaznaczając gdzie pokrywa mszysta występowała w największej obfitości (N – północ, S – południe, W – zachód, E – wschód).

Dla każdego gatunku epifita na danym foroficie określono także:

- obfitość występowania w przyjętym przedziale wysokości (według przyjętej skali: **1** – do 9 cm<sup>2</sup> (3×3 cm); **2** – od 10 do 100 cm<sup>2</sup> (maksymalnie 10×10 cm); **3** – od 101 do 1000 cm<sup>2</sup> (maksymalnie 30×30 cm); **4** – od 1001 do 2500 cm<sup>2</sup> (maksymalnie 50×50 cm); **5** – powyżej 2500 cm<sup>2</sup>),
- ekspozycję, w której gatunek występował najobficiej,
- obecność i obfitość tworzenia sporofitów (według przyjętej skali: **0** – brak sporofitów; **1** – pojedyncze sporofity lub wyraźne ślady ich wcześniejszego występowania; **2** – obfite wytwarzanie sporofitów). Wskaźnik ten nie był odnotowywany u wątrobowców ze względu na krótki czas trwania struktur generatywnych u tej grupy roślin.

Ponadto odnotowywano uwagi dotyczące poszczególnych gatunków mszaków obserwowanych w terenie, m.in. wytwarzanie rozmnożeń (struktur rozmnażania wegetatywnego) czy zamieranie populacji.

W razie wątpliwości okazy mszaków były dokładnie identyfikowane w laboratorium, przy użyciu standardowych technik mikroskopowych. Zebrany materiał został zdeponowany w Zielniku Naukowym Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach (KTU).

## 2.2. Analiza briofory

Nomenklaturę oraz status taksonów drzew we florze Polski przyjęto za opracowaniem Mirka i in. (2020). Nomenklaturę i systematykę mszaków (mchów i wątrobowców) przyjęto zgodnie z „An annotated checklist of bryophytes of Europe, Macaronesia and Cyprus” (Hodgetts i in. 2020), przy czym w kilku przypadkach zdecydowano się na odstępstwa od rozwiązań przyjętych w tej publikacji. Rodzaj *Bryum* pozostawiono w tradycyjnym, szerokim ujęciu, tak jak w późniejszym opracowaniu dla

Wysp Brytyjskich (Bloekeel i in. 2021). Prezentowane w wynikach notowania *Ulota crispa* nie są tożsame z rozumieniem tego gatunku jak u Hodgetts i in. (2020), gdzie przyjęto wąskie ujęcie tego taksonu, a zgodnie z szerszą koncepcją, tak jak w starszych opracowaniach (Ochyra i in. 2003). Ponadto w prezentowanych wynikach uznano odmianę *Lewinskya affinis* var. *bohemica* jako pełnoprawną odmianę (Plášek i in. 2011; Procházková i Plášek 2020), a nie jako synonim *Lewinskya affinis* (Hodgetts i in. 2020). W wykazie taksonów mszaków uwzględniono także jako synonimy (syn.) nazwy mchów przyjęte w „Census Catalogue of Polish Mosses” (Ochyra i in. 2003) i wątrobowców w „An Annotated Checklist of Polish Liverworts and Hornworts” (Szweykowski 2006), jeśli nie były one tożsame z nazwami użytymi w pracy Hodgetts i in. (2020).

Na podstawie otrzymanych danych określono dla każdego z gatunków mszaków częstości występowania:

- gatunek bardzo rzadki – odnotowany na 1 do 4 stanowiskach ( $\leq 2\%$ );
- gatunek rzadki – odnotowany na 5 do 20 stanowiskach ( $\leq 10\%$ );
- gatunek niezbyt częsty – odnotowany na 21 do 50 stanowiskach ( $\leq 25\%$ );
- gatunek częsty – odnotowany na 51 do 100 stanowiskach ( $\leq 50\%$ );
- gatunek bardzo częsty – odnotowany na powyżej 100 stanowiskach ( $\geq 50\%$ ).

Pod pojęciem „stanowisko” rozumie się stwierdzenie występowania danego gatunku na powierzchni, natomiast poprzez „notowanie” rozumie się każde pojedyncze stwierdzenie danego gatunku na drzewie.

Do analizy preferencji siedliskowych poszczególnych gatunków wykorzystano wybrane ekologiczne liczby wskaźnikowe: L – światło, F – wilgotności, R – odczyn podłoża (Ellenberg, Leuschner, 2010).

Stopień ochrony prawnej mszaków podano zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 roku. Stopień zagrożenie poszczególnych elementów brioflory w skali kraju przyjęto za opracowaniami Żarnowca i in. (2004) dla mchów, oraz Klamy i Górskiego (2018) dla wątrobowców. Ponadto stopień zagrożenia mszaków w regionie (województwo śląskie) podano zgodnie z opracowaniem Stebla i in. (2012).

### **2.3. Opracowanie kartograficzne**

Wszystkie mapy wykorzystane w pracy zostały opracowane w programie QGIS 3.12 (QGIS Development Team, 2020). Dla zobrazowania rozmieszczenia powierzchni badawczych oraz poszczególnych taksonów epifitów mszystych (załącznik VI)

wykorzystano podkład opracowany na bazie danych o formach użytkowaniu terenu Urban Atlas (European Union, Copernicus Land Monitoring Service, 2018).

#### **2.4. Analiza statystyczna**

Wszystkie obliczenia statystyczne oraz wizualizacje wyników testów statystycznych wykonano w środowisku i języku programowania R (R Core Team 2020) przy użyciu następujących bibliotek: stats, car, lme4, lmerTest, textreg, effects, fitdstrplus, multcomp, emmeans, ggplot2, ggpubr, glmmTMB, MuMIn, vegan. W analizach statystycznych zdecydowano się nie uwzględniać taksonów niższej rangi (odmian-varietas), ze względu na trudności w ich jednoznacznej identyfikacji w terenie.

Porównanie charakterystyk powierzchni między 4 formami użytkowania przestrzeni miejskiej pod względem średniego zwarcia drzewostanów, średniej liczby: drzew, taksonów drzew, drzew zasiedlonych przez epifity itp. dokonano za pomocą testu Kruskala-Wallisa, a jako test post-hoc użyto testu Dunna.

W celu określenia zmian jakościowych czyli w składzie gatunkowym wykonano analizę ordynacyjną nietendencyjną analizę zgodności (DCA) dla dwóch zbiorów danych: macierzy zerojedynkowej w oparciu o obecność gatunków oraz dla macierzy z frekwencją gatunków. Jako macierz posłużono się danymi dla 200 powierzchni. Aby określić istotność statystyczną w składzie gatunkowym między formami użytkowania terenu wykonano permutacyjną wielowymiarową analizę wariancji z wykorzystaniem macierzy odległości PERMANOVA przy pomocy funkcji tzw. adonis w pakiecie vegan. Jako miarę odległości użyto domyślnej miary niepodobieństwa Braya-Curtisa dla danych ilościowych.

Określenie gatunków wskaźnikowych dla danej formy użytkowania terenu wykonano za pomocą wartości wskaźnika IndVal (Dufrene, Legendre 1997) zmodyfikowanego przez Cáceres i in. (2010). Statystyczną istotność tej zależności testowano za pomocą testu permutacyjnego z 999 iteracjami.

Ocena wymiany gatunkowej w przestrzeni między formami użytkowania terenu została przeprowadzona poprzez analizę beta-różnorodności Whittakera (1960). Formuła dla beta-różnorodności jest następująca:

$\beta_w = (a + b + c) / ((2a + b + c) / 2)$ , gdzie a = liczba gatunków wspólnych dla dwóch miejsc, b = liczba gatunków w 1 miejscu ale nieobecna w 2, and c = liczba gatunków w miejscu 2, ale nieobecna w miejscu 1.

Celem określenia prawdopodobieństwa kolonizacji badanych drzew wykonano ogólny model liniowy GLM z funkcją binomial (regresja logistyczna). Dla potrzeb tej analizy fakt wystąpienia mszaków na drzewie zakodowano jako 1, a brak jako 0. Wyniki analizy zwizualizowano, gdzie prawdopodobieństwo kolonizacji przyjmuje wartości od 0 do 1.

Aby określić wpływ formy użytkowania przestrzeni miejskiej na bogactwo gatunkowe (liczbę gatunków) mszaków oraz zależność od innych cech drzew takich jak: pierśnica [m], odchylenie pnia[°], średnica korony [m], zwarcie korony przy pniu [%], faktura kory [wg. skali] zastosowano uogólniony model liniowy z elementami stałymi i losowymi (GLMM). Za elementy stałe (*fixed variables*) uznano w/w cechy natomiast nr powierzchni badawczej określono jako element losowy (*random variable*), gdyż na powierzchniach badawczych drzewa występowały w koncentracjach oraz rosły w podobnych warunkach (autokorelacja przestrzenna). Ponieważ wiele drzew nie było zasiedlonych, zmienną liczbę gatunków estymowano do rozkładu uciętego Poissona (*truncated Poisson lub zero-inflated Poisson*) ze względu na dużą liczbę zer w zbiorze danych. Aby zdiagnozować istotność modelu wykonano 128 modeli, a model z najlepszym dopasowaniem wybrano posługując się najmniejszymi wartościami AIC (kryterium informacyjnym Akaikego) oraz wartością delty (która musiała mieć wartość zero) (załącznik I). Istotność modelu zbadano wyliczając statystykę Walda oraz wartość prawdopodobieństwa p. dla współczynników modelu podano jego współczynniki nachylenie (*estimate*), błąd standardowy (SE), błąd standardowy dopasowany (*SE adj*), statystykę z oraz istotność danej zmiennej. Model zaprezentowano jako pełen oraz warunkowy przy współdziałaniu pozostałych zmiennych.

Aby ocenić wpływ formy użytkowania przestrzeni miejskiej na bogactwo gatunkowe (liczbę gatunków) mszaków oraz zależność od innych cech drzew takich jak: pierśnica [m], odchylenie pnia[°], średnica korony [m], zwarcie korony przy pniu [%], faktura kory [wg. skali] na całkowite pokrycie gatunków mszaków na badanych drzewach analizę przeprowadzono wyłącznie dla skolonizowanych drzew. Rozkład badanej cechy zależnej (pokrycie mszaków) estymowano do rozkładu lognormalnego. Wykonano uogólniony model liniowy z elementami stałymi i losowymi (GLMM). Za elementy stałe (*fixed variables*) uznano w/w cechy natomiast nr powierzchni badawczej określono jako element losowy (*random variable*). W celach diagnostycznych zbudowano 256 modeli, a najlepiej dopasowany wybrano posługując się najmniejszą wartością AIC oraz delty (załącznik II). Istotność modelu zbadano wyliczając statystykę Walda oraz wartość



prawdopodobieństwa  $p$ . Dla współczynników modelu podano jego współczynniki: wyraz wolny (intercept) nachylenie, błąd standardowy, błąd standardowy dopasowany, statystykę  $z$  oraz istotność danej zmiennej. Model zaprezentowano jako pełen oraz warunkowy przy współdziałaniu pozostałych zmiennych.

Dla obu modeli w przypadku zmiennych jakościowych istotność różnic obliczono dla średnich brzeżnych za pomocą testu Tukeya.

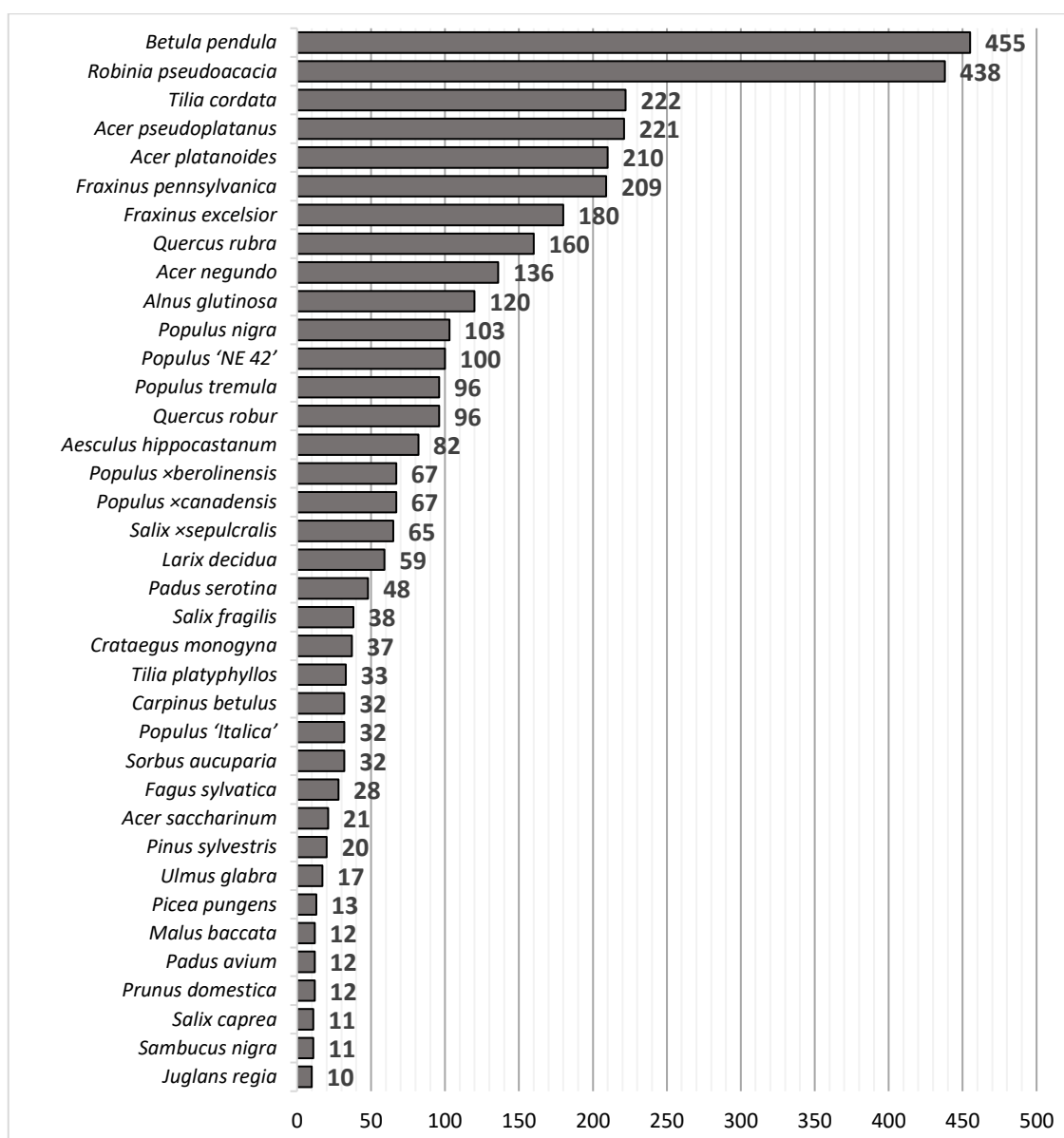
Celem określenia zależności między występowaniem mszaków epifitycznych a uśrednionymi cechami drzew na 200 powierzchniach badawczych wykonano analizę NMDS (niemetryczne wielowymiarowe skalowanie, *nonmetrical multidimensional scaling*). Jako miarę odległości zastosowano miarę Braya-Curtisa. Wartość stresu poniżej 0,20 (0,1802) uprawniała do wykonania tej analizy. Ponieważ wśród danych siedliskowych użyto ważonych liczb Ellenberga (dla światła, odczynu podłoża oraz wilgotności) wyliczonych na podstawie składu gatunkowego mszaków i ich preferencji, wykonano pasywną interpretację poprzez nałożenie czynników siedliskowych jako wektorów na przestrzeń ordynacyjną (tzw. *vector fitting*), a istotność zbadano za pomocą testu permutacyjnego (999 iteracji).

### 3. WYNIKI

#### 3.1. Zróżnicowanie siedlisk epifitów mszystych

##### 3.1.1. Ogólne zróżnicowanie drzew na powierzchniach badawczych

Na wszystkich powierzchniach badawczych odnotowano łącznie 3 632 drzewa z 37 rodzajów, przynależne do 71 taksonów w randze gatunku, gatunku mieszańcowego lub odmiany uprawnej (załącznik IV). Wśród drzew najliczniej reprezentowane były rodzaje *Acer* (592 notowań), *Populus* (474), *Betula* (461), *Robinia* (438), *Fraxinus* (389), *Quercus* (258) oraz *Tilia* (255). Najczęściej notowanym taksonem była *Betula pendula* (odnotowana 455 razy) oraz *Robinia pseudoacacia* (438) (ryc. 6).

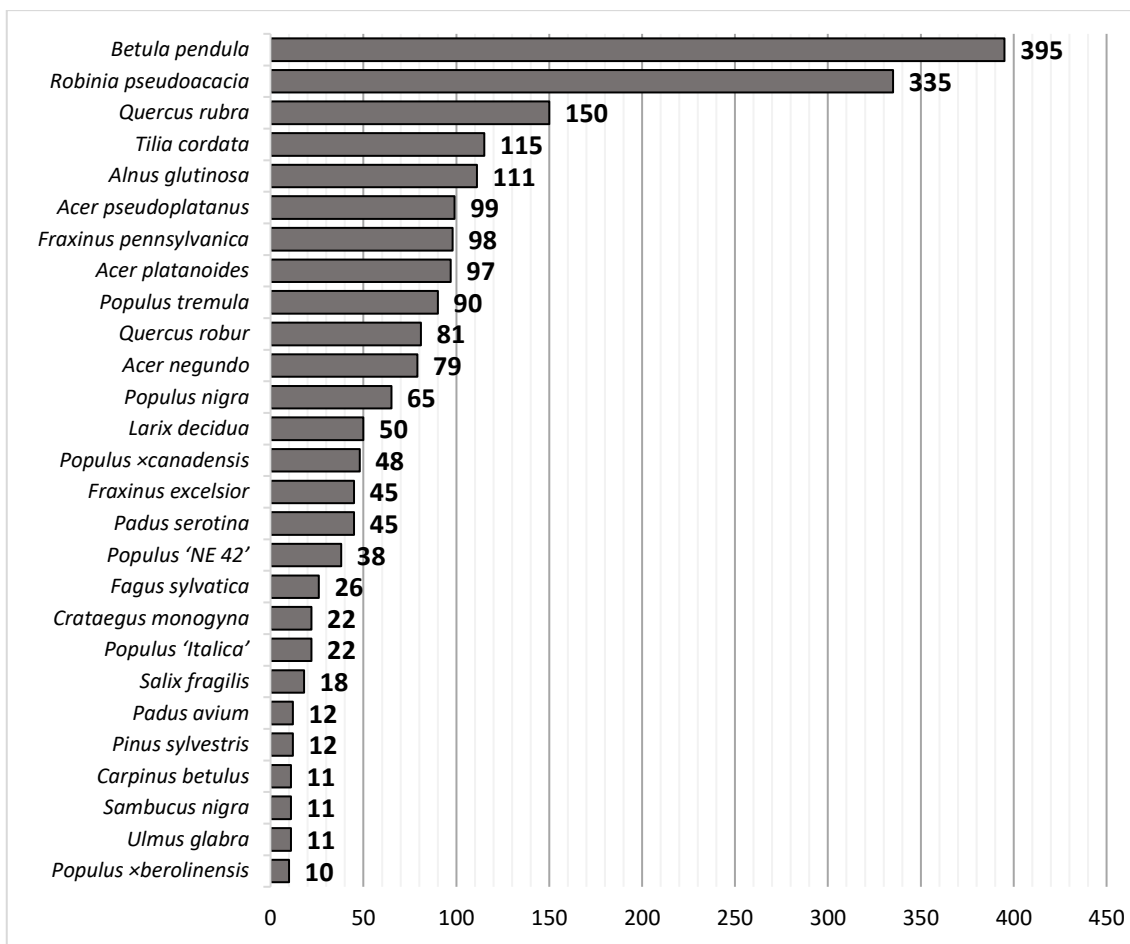


Ryc. 6. Zróżnicowanie liczby notowań taksonów drzew na wszystkich powierzchniach badawczych (nie uwzględniono taksonów poniżej 10 notowań).

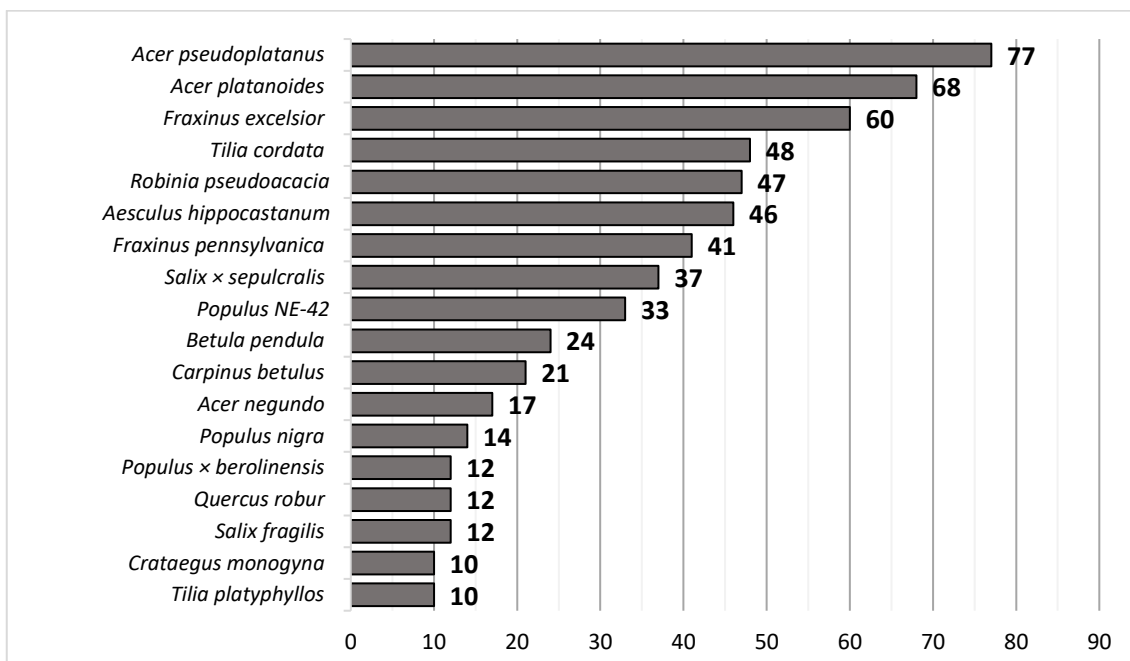
34 taksony były odnotowane mniej niż 10 razy; reprezentowało je łącznie 127 drzew (3,5%). Do tej grupy należały: *Cerasus avium*, *Morus alba* i *Sorbus intermedia* (po 9 notowań), *Crataegus intricata* (8), *Pinus strobus* i *Syringa vulgaris* (po 7), *Corylus colurna* i *Platanus ×hispanica* (po 6), *Betula pubescens*, *Malus domestica*, *Picea abies*, *Pinus nigra* i *Populus simonii* (po 5), *Populus ×canescens* (4), *Acer campestre*, *Laburnum anagyroides*, *Picea omorika*, *Pinus rigida* i *Thuja occidentalis* (po 3), *Catalpa bignonioides*, *Cerasus vulgaris*, *Ginkgo biloba*, *Pyrus communis*, *Quercus petraea*, *Taxus baccata* i *Thuja orientalis* (po 2) oraz *Abies concolor*, *Acer rubrum*, *Ailanthus altissima*, *Betula papyrifera*, *Cornus sanguinea*, *Juglans nigra*, *Salix alba* i *Ulmus laevis* (po 1).

Częstość występowania poszczególnych taksonów drzew przedstawiała się odmiennie w analizowanych formach użytkowania przestrzeni miejskiej. W lasach miejskich do najliczniej reprezentowanych rodzajów należały *Betula* (399 notowań), *Robinia* (335) i *Acer* (279), *Populus* (273) oraz *Quercus* (233). Do taksonów notowanych najczęściej należały *Betula pendula* (395 razy), *Robinia pseudoacacia* (335) i *Quercus rubra* (150) (ryc. 7). Mniej niż 10 razy odnotowano: *Salix caprea* (8 notowań), *Sorbus aucuparia* (6), *Betula pubescens* (4), *Acer saccharinum*, *Pinus rigida* i *Tilia platyphyllos* (po 3), *Aesculus hippocastanum*, *Juglans regia*, *Prunus avium* i *Quercus petraea* (po 2) oraz *Acer campestre*, *Cornus sanguinea*, *Malus domestica*, *Pyrus communis*, *Salix alba* i *Sorbus intermedia* (po 1). Łącznie na powierzchniach założonych w lasach miejskich odnotowano 2137 drzew należących do 43 taksonów.

W parkach do najliczniej reprezentowanych rodzajów drzew należały *Acer* (170 notowań), *Fraxinus* (101) i *Populus* (68). Do taksonów notowanych najczęściej należały *Acer pseudoplatanus* (77 razy), *Acer platanoides* (68) i *Fraxinus excelsior* (60) (ryc. 8). Mniej niż 10 razy odnotowano: *Alnus glutinosa* i *Morus alba* (po 9 notowań), *Crataegus intricata* (8), *Malus baccata* i *Pinus strobus* (po 7), *Picea pungens*, *Prunus domestica* i *Sorbus aucuparia* (po 6), *Acer saccharinum*, *Populus simonii*, *Quercus rubra* i *Ulmus glabra* (po 5), *Platanus ×hispanica* (4), *Laburnum anagyroides*, *Populus ×canadensis* i *Salix caprea* (po 3), *Acer campestre*, *Cerasus avium*, *Larix decidua*, *Padus serotina*, *Sorbus intermedia*, *Syringa vulgaris* i *Taxus baccata* (po 2) oraz *Acer rubrum*, *Betula papyrifera*, *Catalpa bignonioides*, *Fagus sylvatica*, *Juglans nigra*, *Malus domestica*, *Pinus nigra*, *Pinus sylvestris*, *Populus tremula* i *Pyrus communis* (po 1). Łącznie na powierzchniach założonych w parkach odnotowano 704 drzew należących do 51 taksonów.

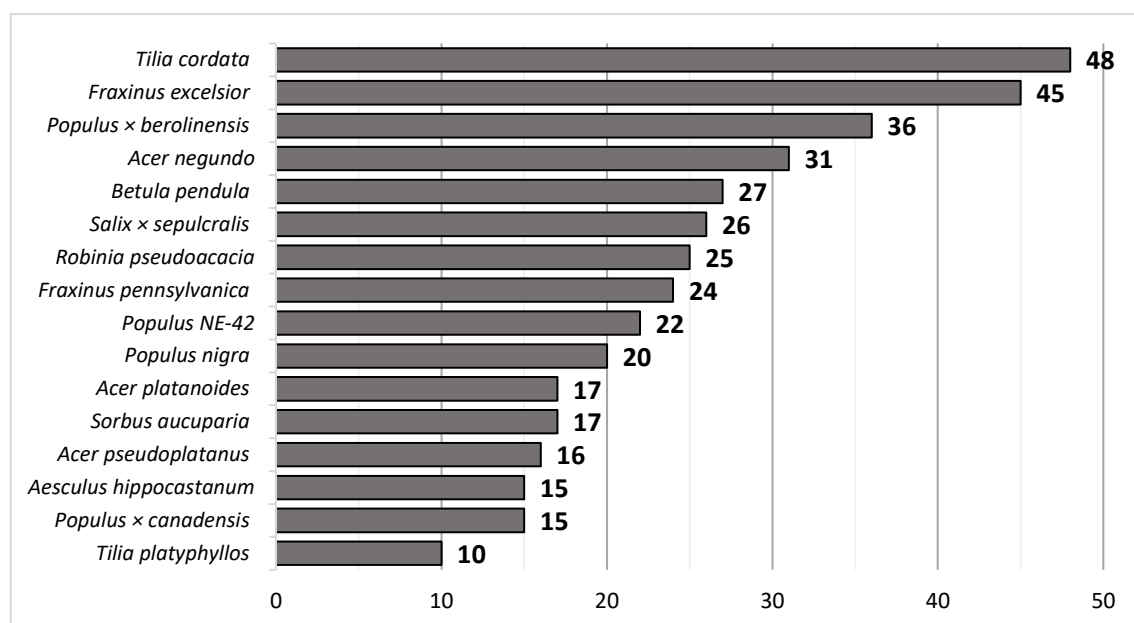


Ryc. 7. Zróżnicowanie liczby notowań taksonów drzew na powierzchniach w lasach miejskich (nie uwzględniono taksonów poniżej 10 notowań).



Ryc. 8. Zróżnicowanie liczby notowań taksonów drzew na powierzchniach w parkach (nie uwzględniono taksonów poniżej 10 notowań).

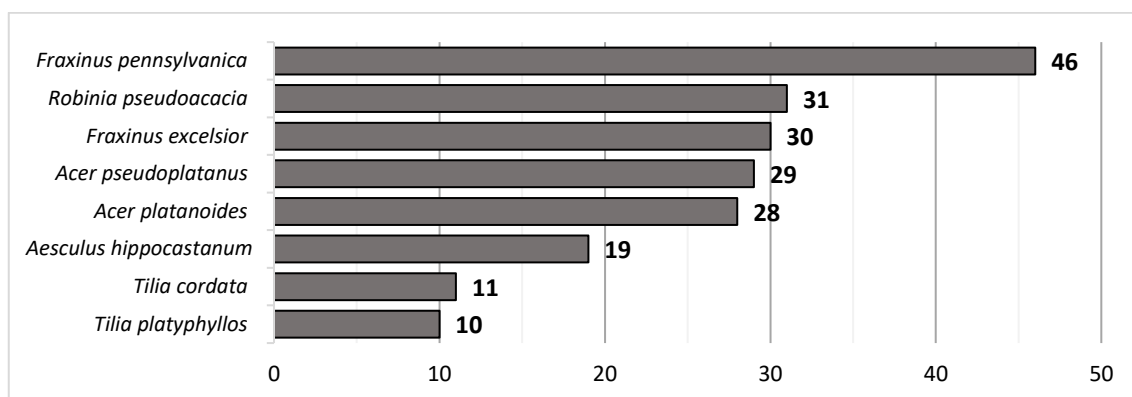
W zabudowie luźnej do najliczniej reprezentowanych rodzajów drzew należały *Populus* (107 notowań), *Fraxinus* (69), *Acer* (68) oraz *Tilia* (58). Do taksonów notowanych najczęściej należały *Tilia cordata* (48 razy), *Fraxinus excelsior* (45) i *Populus ×berolinensis* (36) (ryc. 9). Mniej niż 10 razy odnotowano: *Populus 'Italica'* (9 notowań), *Larix decidua* i *Salix fragilis* (po 7), *Juglans regia*, *Prunus domestica* i *Sorbus intermedia* (po 6), *Picea abies*, *Picea pungens*, *Pinus sylvestris*, *Populus tremula*, *Quercus rubra*, *Syringa vulgaris* (po 5), *Acer saccharinum*, *Cerasus avium* i *Pinus nigra* (po 4), *Crataegus monogyna*, *Malus domestica*, *Picea omorika*, *Quercus robur* i *Thuja occidentalis* (po 3), *Cerasus vulgaris*, *Corylus colurna* i *Thuja orientalis* (po 2) oraz *Ailanthus altissima*, *Betula pubescens*, *Catalpa bignonioides*, *Malus baccata*, *Padus serotina* i *Platanus ×hispanica* (po 1). Łącznie na powierzchniach założonych w zabudowie luźnej odnotowano 504 drzew należących do 45 taksonów.



Ryc. 9. Zróżnicowanie liczby notowań taksonów drzew na powierzchniach w zabudowie luźnej (nie uwzględniono taksonów poniżej 10 notowań).

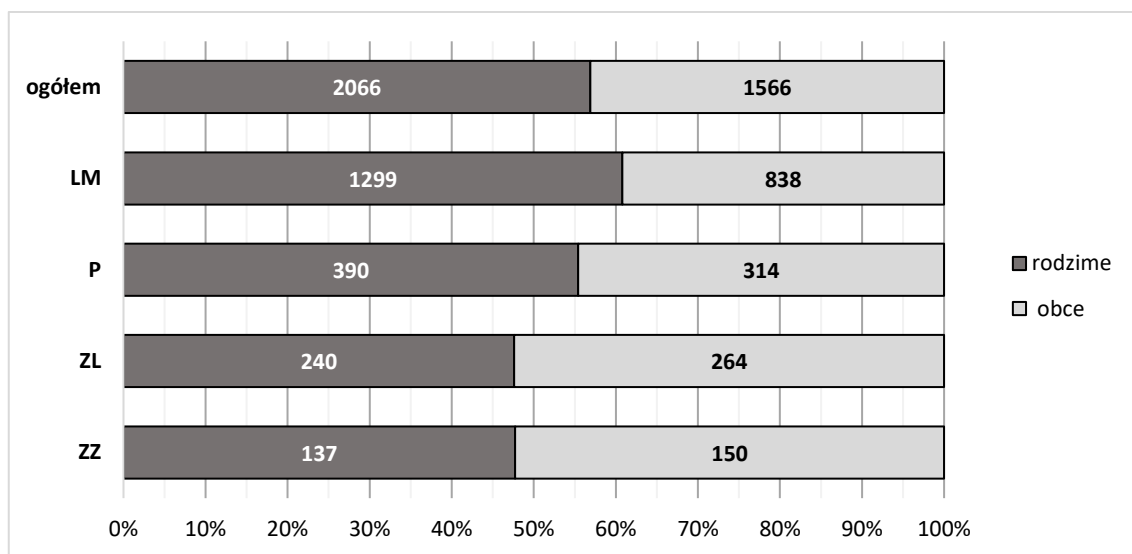
W zabudowie zwartej do najliczniej reprezentowanych rodzajów drzew należały *Fraxinus* (76 notowań) oraz *Acer* (75). Do taksonów notowanych najczęściej należały *Fraxinus pennsylvanica* (46 razy), *Robinia pseudoacacia* (31), *Fraxinus excelsior* (30) (ryc. 10). Mniej niż 10 razy odnotowano: *Acer negundo*, *Acer saccharinum*, *Betula pendula* i *Populus ×berolinensis* (po 9 notowań), *Populus 'NE 42'* (7), *Corylus colurna*, *Malus baccata*, *Populus ×canescens* i *Populus nigra* (po 4), *Sorbus aucuparia* (3), *Crataegus monogyna*, *Ginkgo biloba*, *Juglans regia*, *Picea pungens*, *Pinus sylvestris* i *Salix ×sepulcralis* (po 2) oraz *Abies concolor*, *Cerasus avium*, *Fagus sylvatica*,

*Platanus ×hispanica*, *Populus 'Italica'*, *Populus ×canadensis*, *Salix fragilis*, *Ulmus glabra* i *Ulmus laevis* (po 1). Łącznie na powierzchniach założonych w zabudowie zwartej odnotowano 287 drzew należących do 33 taksonów.



Ryc. 10. Zróżnicowanie liczby notowań taksonów drzew na powierzchniach w zabudowie zwartej (nie uwzględniono taksonów poniżej 10 notowań).

Analiza dendroflory pod względem statusu we florze Polski wykazała obecność 31 taksonów rodzimych, łącznie odnotowanych 2066 razy (56,88%) (ryc. 11). Drzewa obcego pochodzenia (zadomowione bądź uprawiane) należały do 40 taksonów; łącznie odnotowano ich 1566 (43,12%) (ryc. 11), a najczęściej występowały *Robinia pseudoacacia*, *Fraxinus pennsylvanica* i *Acer negundo* (ryc. 6). Najwyższy procentowy udział taksonów obcych odnotowano na powierzchniach w zabudowie luźnej i zwartej, a najmniejszy w lasach miejskich (ryc. 11, tab. 1). Ogólnie najbardziej zróżnicowana pod względem taksonomicznym była dendroflora powierzchni parkowych (tab. 1).



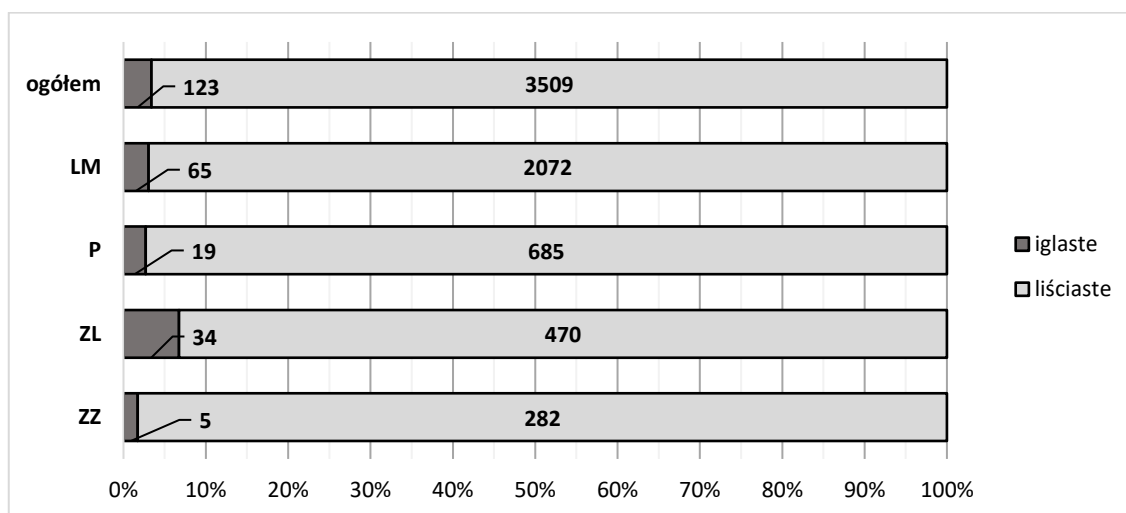
Ryc. 11. Udział procentowy drzew rodzimych oraz obcego pochodzenia, ogółem oraz w wyróżnionych formach użytkowania przestrzeni miejskiej; LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

Tab. 1. Zróżnicowanie dendroflory w analizowanych formach użytkowania przestrzeni miejskiej.

	LM	P	ZL	ZZ
całkowita liczba drzew	2137	704	504	287
całkowita liczba taksonów drzew	43	51	45	33
liczba taksonów rodzimych/obcych	27/16	22/29	17/28	16/17
udział taksonów/ drzew obcych	37,21%/39,21%	56,86%/44,6%	62,22%/52,38%	51,51%/52,26%
liczba taksonów drzew iglastych/liściastych	3/40	6/45	8/37	3/30
udział taksonów/ drzew iglastych	6,98%/3,04%	11,76%/2,7%	17,78%/6,75%	9,09%/1,74%

Objaśnienia: LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

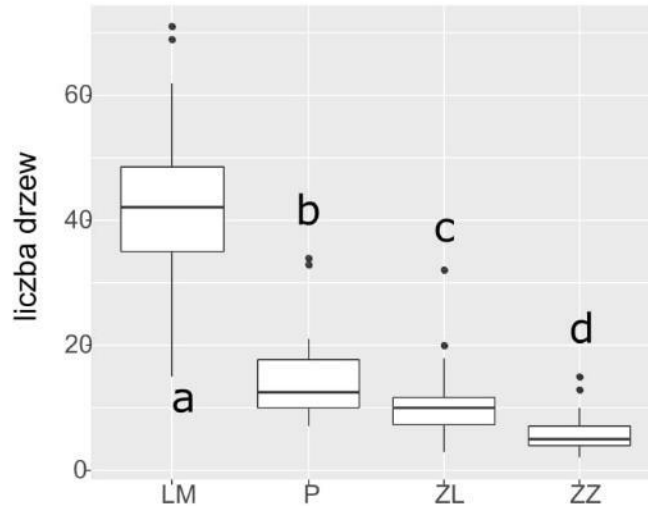
Pod względem typu ulistnienia drzew zdecydowanie przeważały taksony liściaste (59), które odnotowane łącznie 3 509 razy (96,61%) (ryc.12, tab. 1). Drzewa iglaste reprezentowane były przez 12 taksonów, które odnotowano łącznie 123 razy (3,39%). Najwyższy procentowy udział drzew iglastych odnotowano na powierzchniach w zabudowie luźnej (6,75%), a najmniejszy w zabudowie zwartej (1,74%) (ryc. 12, tab. 1).



Ryc. 12. Udział procentowy drzew iglastych oraz liściastych, ogółem oraz w wyróżnionych formach użytkowania przestrzeni miejskiej; LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

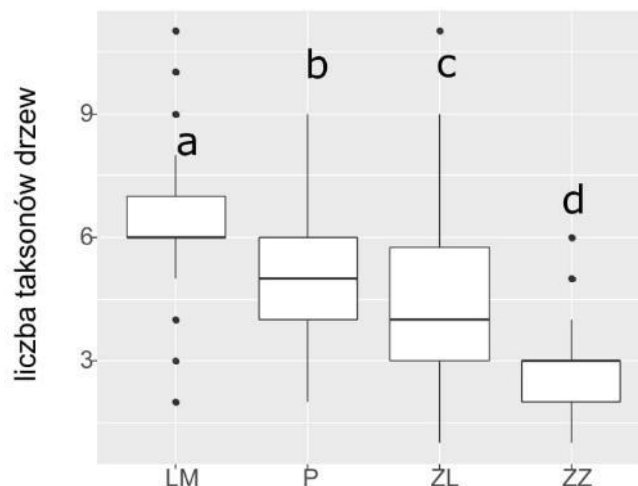
### 3.1.2. Liczba i rozmiary drzew na powierzchniach badawczych

Analizowane powierzchnie znacząco różniły się pod względem liczby odnotowanych drzew. Średnia liczba drzew na powierzchni malała wraz ze wzrostem urbanizacji terenu, przyjmując najwyższe wartości w lasach miejskich (42,74), malejąc w parkach (14,08) oraz zabudowie luźnej (10,08), osiągając wartość najniższą w zabudowie zwartej (5,74) (ryc. 13).



Ryc. 13. Liczba drzew na powierzchniach badawczych w analizowanych formach użytkowania przestrzeni miejskiej. Wartości, które nie mają tej samej litery różnią się przy  $p < 0,0001$  (Test Kruskala-Wallis: chi-kwadrat= 150,4,  $df = 3$  i post-hoc Test Dunna); LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

Również średnia liczba taksonów drzew na powierzchni maląła wraz ze wzrostem urbanizacji terenu, przyjmując najwyższe wartości w lasach miejskich (6,6), malejąc w parkach (5,28) oraz w zabudowie luźnej (4,26), osiągając wartość najniższą w zabudowie zwartej (2,74) (ryc. 14).

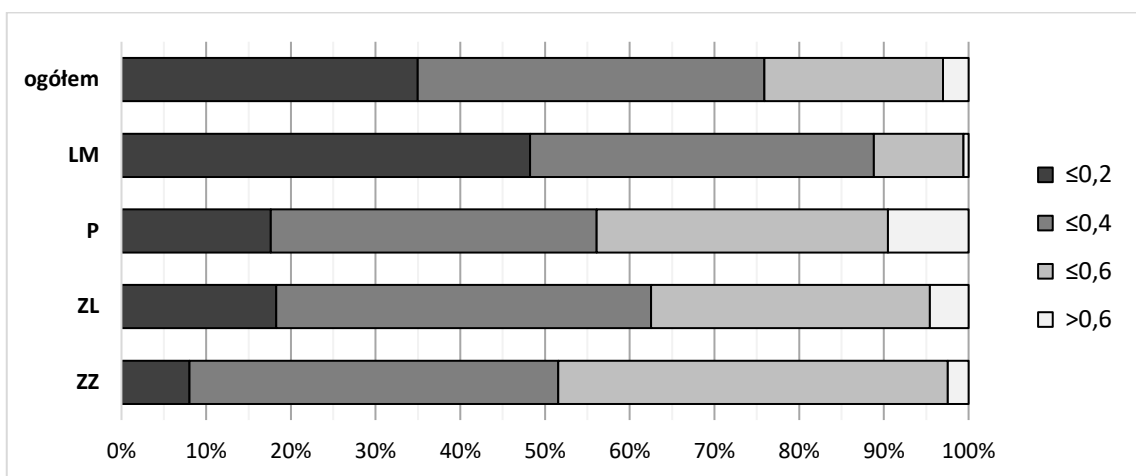


Ryc. 14. Liczba taksonów drzew na powierzchniach badawczych w analizowanych formach użytkowania przestrzeni miejskiej. Wartości, które nie mają tej samej litery różnią się przy  $p < 0,0001$  (Test Kruskala-Wallis: chi-kwadrat= 150,4,  $df = 3$  i post-hoc Test Dunna); LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

Pierśnica drzew (DBH) na powierzchniach badawczych oscylowała w granicach od 0,1 do 2,25 m i wynosiła średnio 0,3 m. Najczęściej notowano drzewa w przedziale wartości pierśnicy  $0,2 > DBH \leq 0,4$  m (40,91%). Najmniej licznie reprezentowane były

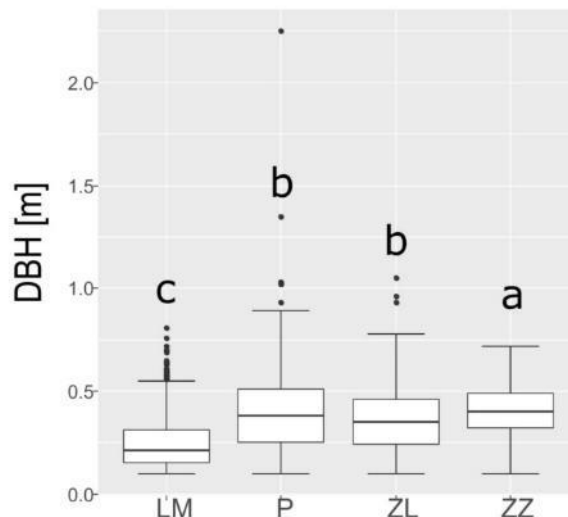


drzewa o pierśnicy powyżej 0,6 m (3,03%) (ryc. 15). Drzewa o najmniejszej pierśnicy  $\leq 0,2$  m stanowiły procentowo największą grupę w lasach miejskich (48,25%), a najmniejszą w zabudowie zwartej (8,01%). Drzewa o pierśnicy powyżej 0,6 metra stanowiły procentowo największą grupę w parkach (9,52%), a najmniejszą w lasach miejskich (0,61%). Największą pierśnicę spośród wszystkich zinwentaryzowanych drzew odnotowano u *Populus nigra* (2,25 m), rosnącej na powierzchni parkowej w Sosnowcu (Zespół Parkowo-Pałacowy Schöna). W lasach miejskich największą pierśnicę odnotowano u *Populus ×canadensis* (0,81 m), w zabudowie luźnej u *Populus nigra* (1,05 m), zaś w zabudowie zwartej u *Populus* ‘NE 42’ (0,72 m).



Ryc. 15. Udział procentowy poszczególnych klas wielkości drzew (pod względem DBH), ogółem oraz w wyróżnionych formach użytkowania przestrzeni miejskiej; LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

Średnia wartość DBH była najwyższa w zabudowie zwartej i wyniosła 0,392 metra, była tylko nieznacznie wyższa od średniej wartości DBH w parkach, która wynosiła 0,388 m (ryc. 16). W zabudowie luźnej średnia DBH wyniosła 0,36 m, a w lasach miejskich wartość ta była najmniejsza i wyniosła 0,24 m.



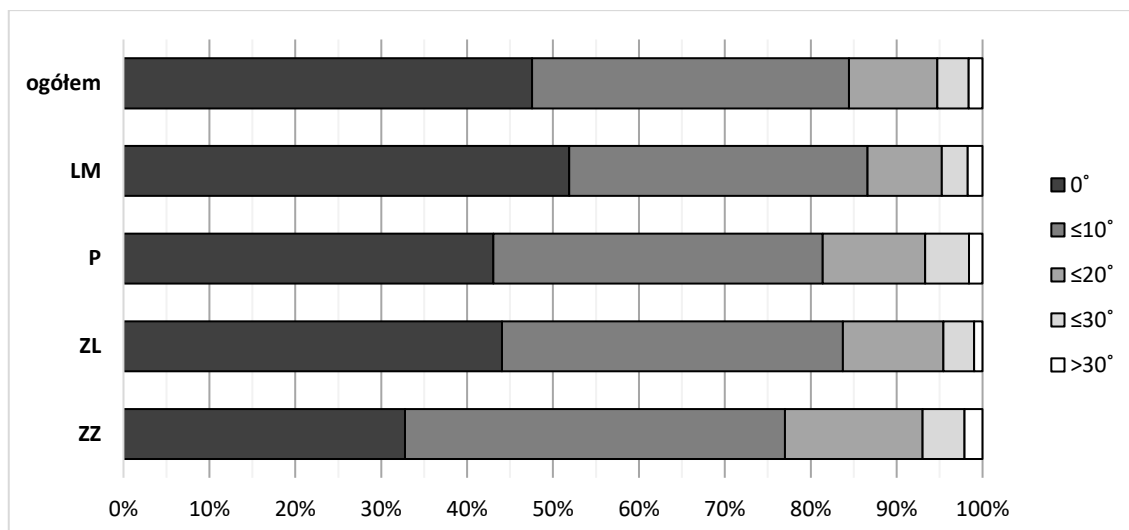
Ryc. 16. Pierśnica drzew na powierzchniach badawczych w analizowanych formach użytkowania przestrzeni miejskiej. Wartości, które nie mają tej samej litery różnią się przy  $p < 0,0001$  (Test Kruskala-Wallis: chi-kwadrat = 702.19,  $df = 3$  i post-hoc Test Dunna); LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

### 3.1.3. Odchylenie pni

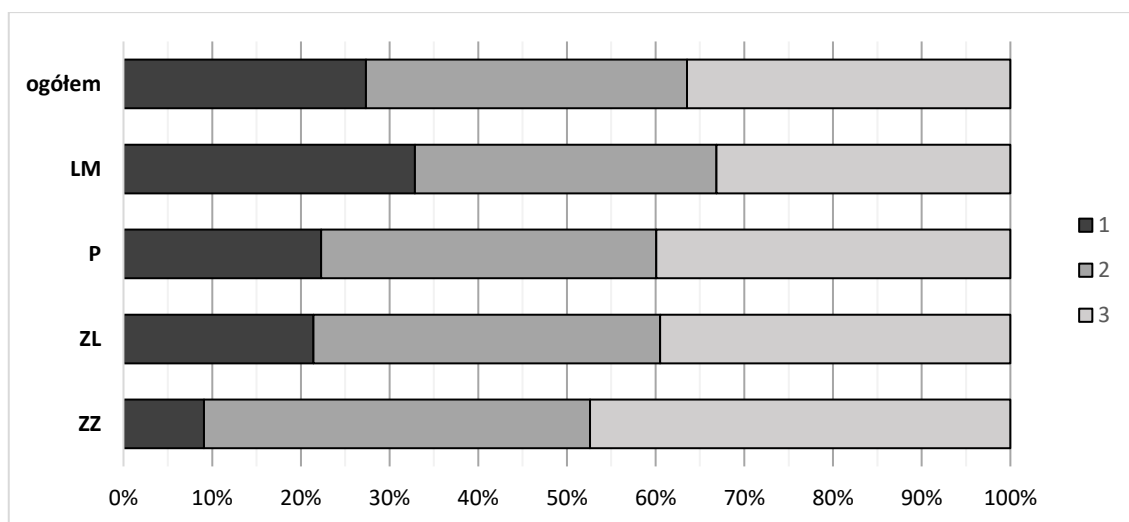
Przeprowadzona inwentaryzacja drzew wykazała, że drzewa o prostych pniach (nieodchylone od pionu) stanowiły ogólnie 47,58% wszystkich drzew rosnących na powierzchniach badawczych, natomiast drzewa odchylone stanowiły 52,42% (ryc. 17). Największy udział procentowy drzew odchylonych odnotowano w zabudowie zwartej (67,25%). Wśród drzew odchylonych, we wszystkich wyróżnionych formach użytkowania przestrzeni miejskiej, największą grupę stanowiły drzewa odchylone nieznacznie ( $\leq 10^\circ$ ), natomiast najmniej liczne były drzewa odchylone o więcej niż  $30^\circ$ . Jedynie w lasach miejskich drzewa nieodchylone stanowiły nieznaczną większość wszystkich odnotowanych drzew (51,9%).

### 3.1.4. Faktura kory

Na powierzchniach badawczych największą grupę stanowiły drzewa o korze silnie spękanej (szczeliny powyżej 10 mm)  $\approx 36,45\%$ , a najmniejszą o korze gładkiej (spękania do 3 mm)  $\approx 27,34\%$  (ryc. 18).

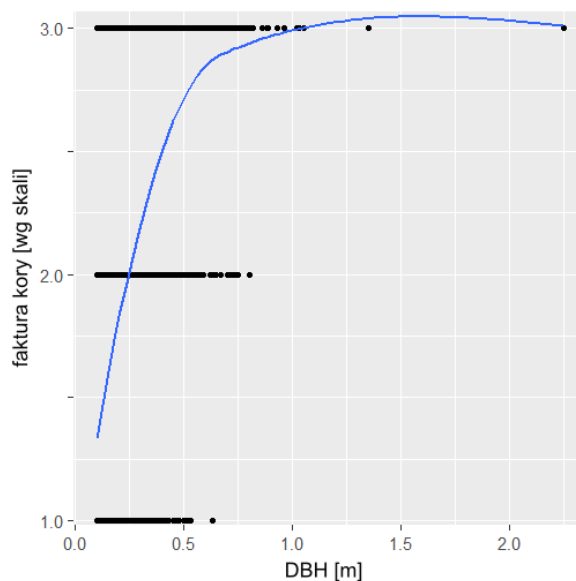


Ryc. 17. Udział procentowy poszczególnych klas odchylenia drzew, ogółem oraz w wyróżnionych formach użytkowania przestrzeni miejskiej; LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.



Ryc. 18. Udział procentowy poszczególnych klas stopnia spękania kory, ogółem oraz w wyróżnionych formach użytkowania przestrzeni miejskiej; 1 – kora gładka, 2 – kora średnio spękana, 3 – kora silnie spękana (szczegóły w metodyce); LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

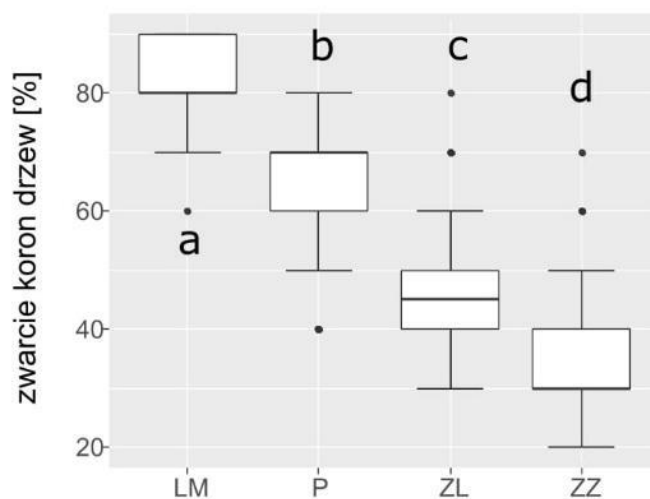
Największy udział drzew o korze gładkiej stwierdzono w lasach miejskich (32,85%), a najmniejszy w zabudowie zwartej (9,06%). Z kolei w przypadku drzew o korze silnie spękanej stanowiły one największą grupę w zabudowie zwartej (47,39%), zaś najmniejszą w lasach miejskich (33,13%). Analiza wykazała istotną statystycznie dodatnią korelację pomiędzy pierśnicą (DBH) drzewa, a stopniem spękania kory (ryc. 19).



Ryc. 19. Zależność między fakturą kory (wg skali przyjętej w metodyce), a pierśnicą (DBH) drzew (Korelacja Spearmana:  $r_s=0,58$ ,  $p<0,001$ ).

### 3.1.5. Zwarcie koron

Zwarcie koron drzew na powierzchniach badawczych oscylowało w granicach od 20% do 90%. Średnie zwarcie koron malało wraz ze wzrostem stopnia urbanizacji terenu (ryc. 20). Najwyższą wartość średnią stwierdzono w lasach miejskich (82,6%), następnie w parkach (64,4%) oraz w zabudowie luźnej (46,6%), a najniższą w zabudowie zwartej (35,2%).



Ryc. 20. Zwarcie koron drzew [%] na powierzchniach badawczych w analizowanych formach użytkowania przestrzeni miejskiej. Wartości, które nie mają tej samej litery różnią się przy  $p<0,0001$  (Test Kruskala-Wallisa,  $\chi^2=141,02$ ,  $df=3$  i post-hoc Test Dunna); LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

### 3.2. Ogólna charakterystyka brioflory epifitycznej

Łącznie na wszystkich powierzchniach badawczych odnotowano 88 gatunków mszaków, z czego 81 gatunków to mchy, a 7 gatunków to wątrobowce. Pod względem liczby rodzajów najliczniej reprezentowane były rodziny Brachytheciaceae (7), Orthotrichaceae (6) oraz Pottiaceae (5) (tab. 2). Najwięcej notowań należało do mchów z rodzin Orthotrichaceae (3 448), Hypnaceae (1 561) oraz Brachytheciaceae (1 486).

Tab. 2. Ogólne różnicowanie taksonomiczne odnotowanych epifitów.

rodzina	liczba rodzajów	liczba gatunków	ogólna liczba notowań
Amblystegiaceae	4	4	858
Anomodontaceae	1	1	2
Aulacomniaceae	1	1	2
Brachytheciaceae	7	10	1 486
Bryaceae	2	4	573
Callicladiaceae	1	1	11
Cephaloziellaceae	1	1	4
Climaciaceae	1	1	2
Dicranaceae	1	4	591
Dicranellaceae	1	1	38
Ditrichaceae	1	1	641
Frullaniaceae	1	1	13
Grimmiaceae	2	2	83
Hedwigiaceae	1	1	7
Hylocomiaceae	1	1	32
Hypnaceae	1	1	1 561
Jocheniaceae	1	1	161
Lembophyllaceae	1	1	1
Leskeaceae	1	1	250
Leucobryaceae	1	1	1
Leucodontaceae	1	1	3
Lophocoleaceae	1	1	267
Metzgeriaceae	1	1	6
Mniaceae	3	3	220
Neckeraceae	1	1	1
Orthotrichaceae	6	17	3 448
Plagiotheciaceae	2	4	195
Polytrichaceae	2	2	11
Porellaceae	1	1	2
Pottiaceae	5	9	177
Pterigynandraceae	1	1	40
Ptilidiaceae	1	1	3
Pylaisiaceae	2	2	466
Pylaisiadelphaceae	1	1	95
Radulaceae	1	1	113
Rhabdoweisiaceae	1	1	433
Scorpidiaceae	1	1	44
Tetraphidaceae	1	1	3

Ogólna liczba notowań mszaków we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej wyniosła 11 844, z czego 10 923 to mchy (92,22%), a 921 to wątrobowce (7,78%).

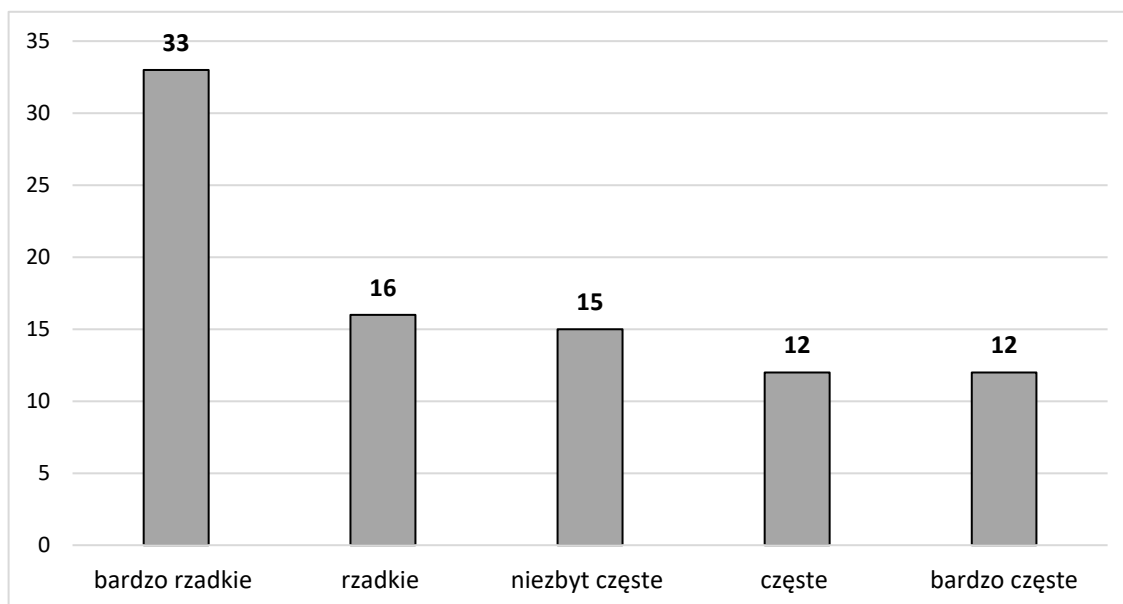
Wśród odnotowanych gatunków mszaków 19 jest objętych ochroną prawną (19,32%), w tym 3 gatunki chronione są ściśle, a 16 częściowo (tab. 3). 13 gatunków (14,77%) widnieje na krajowych czerwonych listach zagrożonych mchów i wątrobowców, z czego 1 jest bliski zagrożenia, 6 rzadkich, 4 narażone i 2 wymierające (tab. 3). Jedynie 2 gatunki mchów umieszczono jako zagrożone na regionalnej czerwonej liście województwa śląskiego (2,27%) w kategorii krytycznie zagrożonych (tab. 3). Natomiast 14 gatunków jest bliskich zagrożenia (NT) w regionie.

Tab. 3. Gatunki chronione i zagrożone z uwzględnieniem ogólnej liczby notowań.

gatunek	liczba notowań	ochrona prawna w Polsce	status zagrożenia w Polsce	status zagrożenia w woj. śląskim
<i>Anomodon viticulosus</i>	2	częściowa	brak	brak
<i>Calliergonella cuspidata</i>	1	częściowa	brak	brak
<i>Climacium dendroides</i>	2	częściowa	brak	brak
<i>Dicranum scoparium</i>	254	częściowa	brak	brak
<i>Eurhynchium angustirete</i>	4	częściowa	brak	brak
<i>Eurhynchium striatum</i>	1	częściowa	brak	brak
<i>Frullania dilatata</i>	13	częściowa	brak	NT
<i>Homalia trichomanoides</i>	1	częściowa	brak	NT
<i>Lewinskya striata</i>	52	brak	V	brak
<i>Orthotrichum patens</i>	39	brak	R	brak
<i>Orthotrichum stramineum</i>	167	brak	V	brak
<i>Pleurozium schreberi</i>	32	częściowa	brak	brak
<i>Porella platyphylla</i>	2	ściśła	NT	NT
<i>Pseudocampyllum radicale</i>	1	częściowa	R	NT
<i>Pulviger a lyellii</i>	10	częściowa	R	NT
<i>Syntrichia latifolia</i>	23	częściowa	R	NT
<i>Syntrichia papillosa</i>	62	częściowa	R	NT
<i>Syntrichia virescens</i>	10	częściowa	R	NT
<i>Ulota bruchii</i>	203	częściowa	V	NT
<i>Ulota crispa</i>	4	częściowa	V	NT
<i>Zygodon dentatus</i>	1	ściśła	E	CR
<i>Zygodon rupestris</i>	2	ściśła	E	CR

Objaśnienia: **NT**- bliskie zagrożenia; **R** – rzadkie; **V** – narażone, **E** – wymierające, **CR** – krytycznie zagrożone.

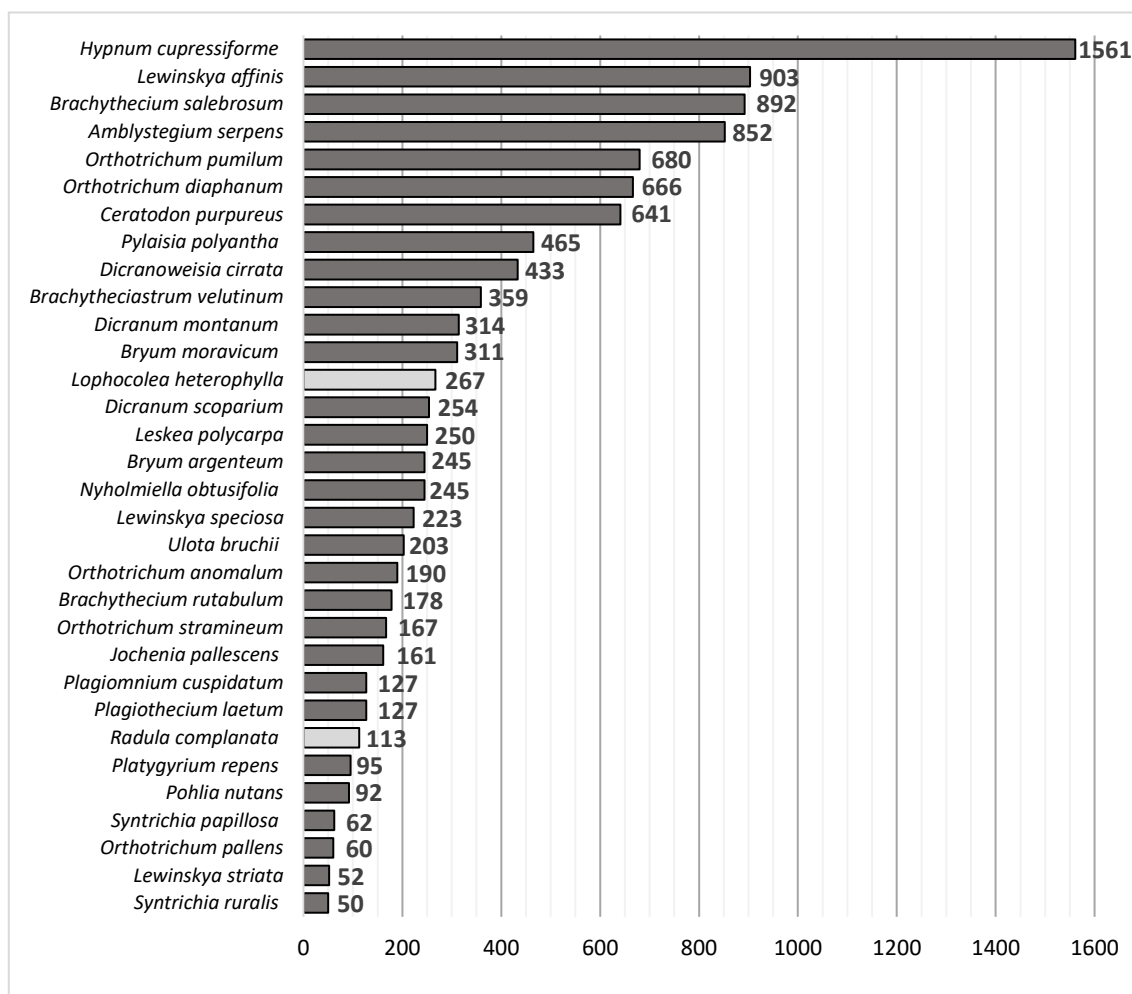
Pod względem częstości występowania (liczba powierzchni badawczych) największą grupę stanowiły gatunki bardzo rzadkie (33), natomiast najmniej licznie reprezentowane były gatunki częste i bardzo częste (po 12 gatunków) (ryc. 21).



Ryc. 21. Zróżnicowanie częstości występowania odnotowanych gatunków epifitycznych.

Najczęściej notowanym gatunkiem epifitycznym (pod względem liczby zasiedlonych drzew) był mech *Hypnum cupressiforme* (odnotowany 1 561 razy na 194 powierzchniach) (ryc. 22, załącznik V). Spośród wątrobowców najczęściej występowały *Lophocolea heterophylla* i *Radula complanata* (odpowiednio 267 i 113 notowań). 56 gatunków stwierdzono mniej niż 50 razy; mszaki te stanowiły łącznie 606 notowań (5,12% wszystkich notowań mszaków). Do tej grupy należały mchy: *Sanionia uncinata* (44 notowania), *Grimmia pulvinata* (42), *Schistidium crassipilum* (41), *Pterigynandrum filiforme* (40), *Orthotrichum patens* (39), *Dicranella heteromalla* (38), *Herzogiella seligeri* (36), *Sciuro-hypnum populeum* (35), *Pleurozium schreberi* (32), *Plagiothecium curvifolium* (24), *Syntrichia latifolia* (23), *Dicranum tauricum* i *Tortula muralis* (po 22), *Bryum caespiticium* (15), *Callicladium haldanianum* i *Sciuro-hypnum reflexum* (po 11), *Atrichum undulatum*, *Pulviger a lyellii* i *Syntrichia virescens* (po 10), *Plagiothecium denticulatum* (8), *Hedwigia ciliata* (7), *Barbula unguiculata* (5), *Eurhynchium angustirete*, *Leptodictyum riparium* i *Ulota crispa* (po 4), *Homalothecium sericeum*, *Leucodon sciuroides* i *Tetraphis pellucida* (po 3), *Anomodon viticulosus*, *Aulacomnium androgynum*, *Bryoerythrophyllum recurvirostrum*, *Bryum capillare*, *Climacium dendroides*, *Orthotrichum pulchellum*, *Oxyrrhynchium hians*, *Tortula subulata* oraz *Zygodon rupestris* (po 2) oraz *Amblystegium radicale*, *Calliergonella cuspidata*,

*Campylophyllopsis calcarea*, *Campylopus introflexus*, *Dicranum flagellare*, *Didymodon rigidulus*, *Eurhynchium striatum*, *Homalia trichomanoides*, *Isothecium alopecuroides*, *Kindbergia praelonga*, *Mnium hornum*, *Orthotrichum schimperi*, *Polytrichum formosum* i *Zygodon dentatus* (po 1), a także wątrobowce: *Frullania dilatata* (13 notowań), *Metzgeria furcata* (6), *Cephaloziella rubella* (4), *Ptilidium pulcherrimum* (3) oraz *Porella platyphylla* (2).



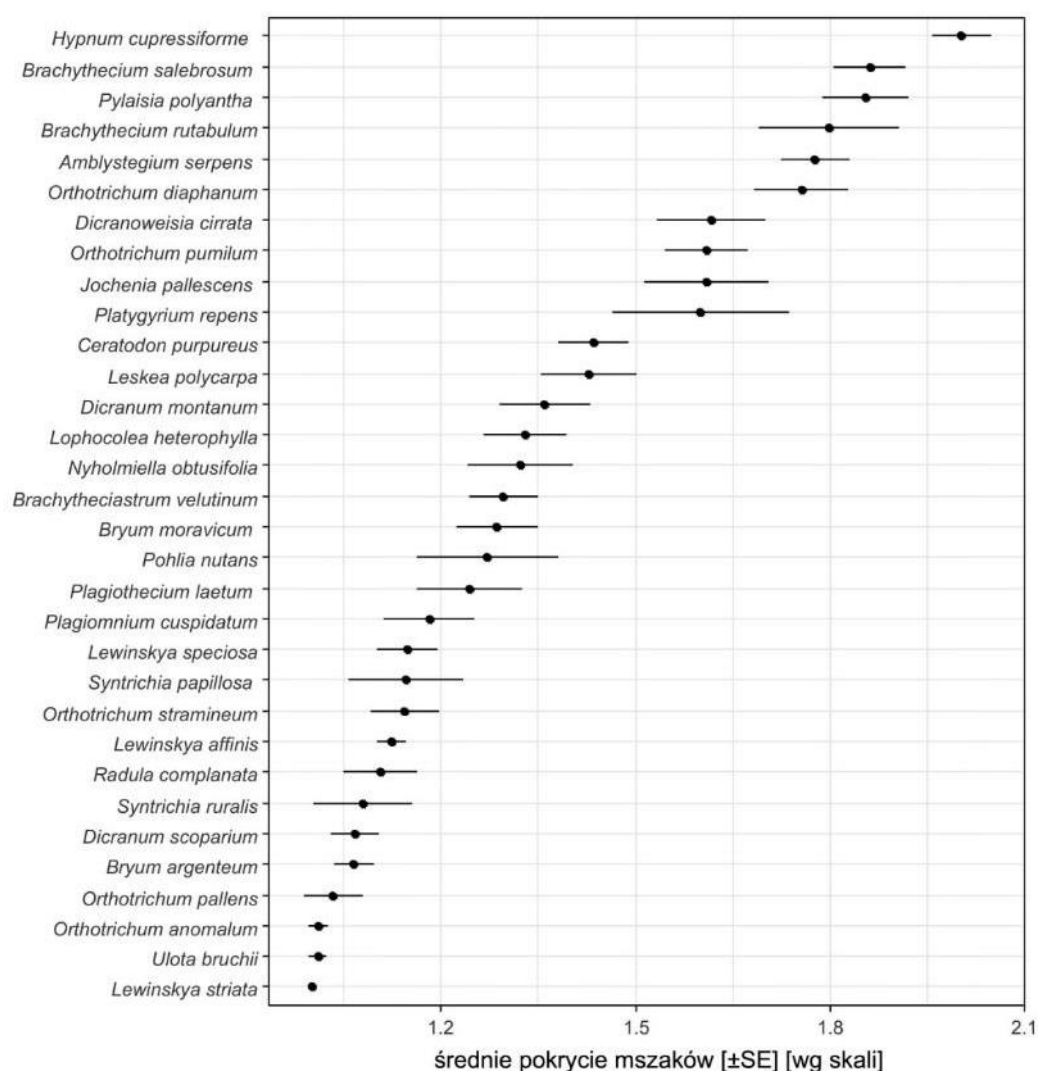
Ryc. 22. Zróżnicowanie liczby notowań gatunków mszaków epifitycznych we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej (nie uwzględniono gatunków poniżej 50 notowań).

35 gatunków (39,77%) występowało we wszystkich wyróżnionych formach użytkowania przestrzeni miejskiej. Były to mchy: *Amblystegium serpens*, *Brachytheciastrum velutinum*, *Brachythecium rutabulum*, *Brachythecium salebrosum*, *Bryum argenteum*, *Bryum caespiticium*, *Bryum moravicum*, *Ceratodon purpureus*, *Dicranoweisia cirrata*, *Grimmia pulvinata*, *Hypnum cupressiforme*, *Jochenia pallescens*, *Leskea polycarpa*, *Lewinskya affinis*, *Lewinskya speciosa*, *Lewinskya striata*,



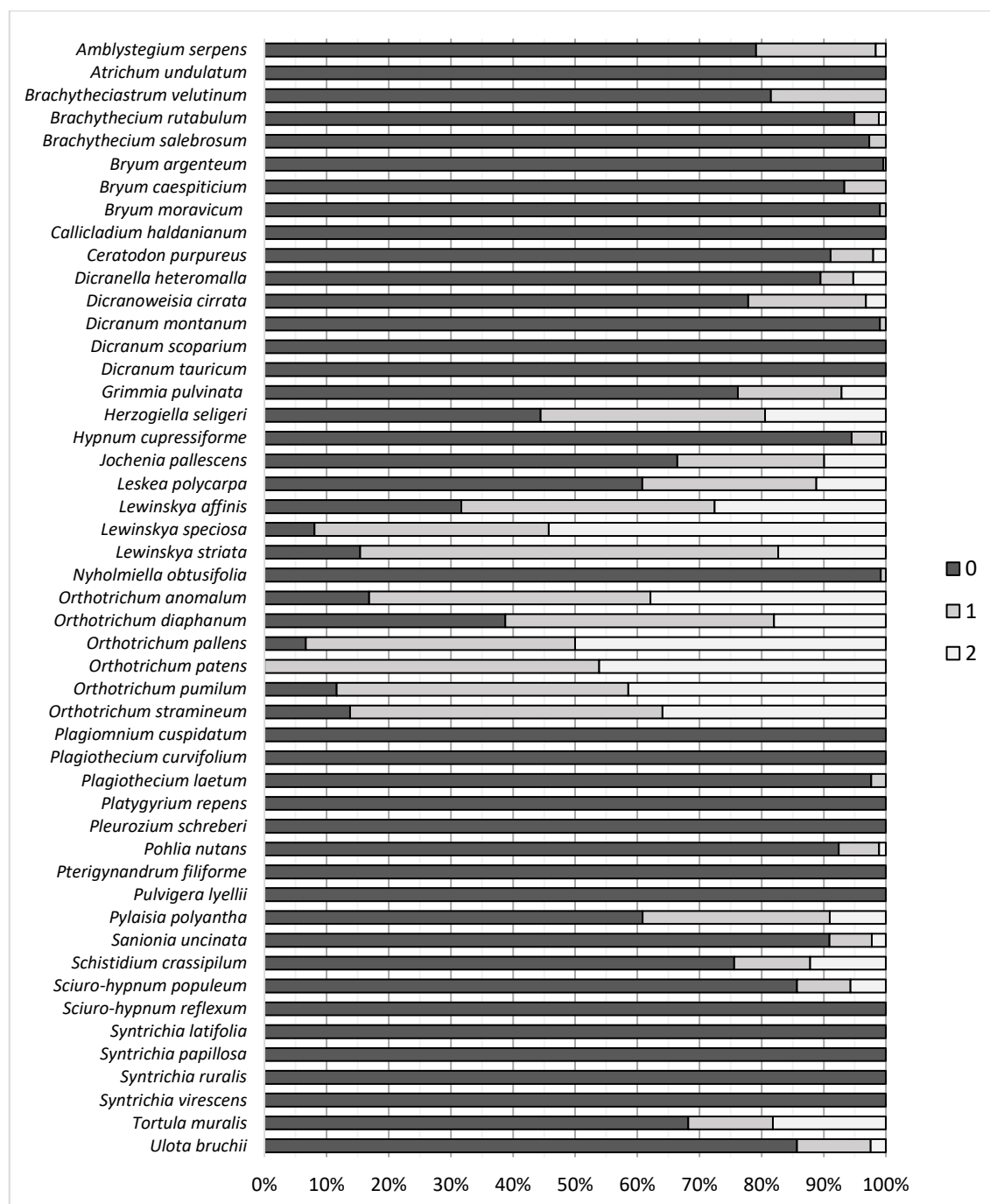
*Nyholmiella obtusifolia*, *Dicranum montanum*, *Orthotrichum anomalum*, *Orthotrichum diaphanum*, *Orthotrichum pallens*, *Orthotrichum patens*, *Orthotrichum pumilum*, *Orthotrichum stramineum*, *Platygyrium repens*, *Pleurozium schreberi*, *Pohlia nutans*, *Pterigynandrum filiforme*, *Pylaisia polyantha*, *Schistidium crassipilum*, *Syntrichia papillosa*, *Syntrichia ruralis*, *Tortula muralis* oraz *Ulota bruchii*. Jedynym wątrobowcem występującym we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej była *Radula complanata*.

Wśród gatunków odnotowanych na drzewach więcej niż 10 razy największą średnią wartość wskaźnika obfitości (pokrycia) stwierdzono u mchów plagiotropowych *Hypnum cupressiforme*, *Brachythecium salebrosum* oraz *Pylaisia polyantha* (ryc. 23).



Ryc. 23. Średnie pokrycie mszaków ± błąd standardowy epifitycznych we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej (wg przyjętej w metodyce skali obfitości; nie uwzględniono gatunków poniżej 50 notowań).

Wśród gatunków odnotowanych co najmniej 10 razy najobficiej sporofity wytwarzały mchy z rodzajów *Lewinskya* oraz *Orthotrichum*, a wśród nich najczęściej *Lewinskya speciosa* oraz *Orthotrichum patens* i *Orthotrichum pallens* (ryc. 24). Spośród 81 odnotowanych gatunków mchów u 40 (49,38%) nie stwierdzono obecności sporofitów (przynajmniej raz). 22 gatunki mszaków (27,16%) wytwarzały różnego typu rozmnożki.

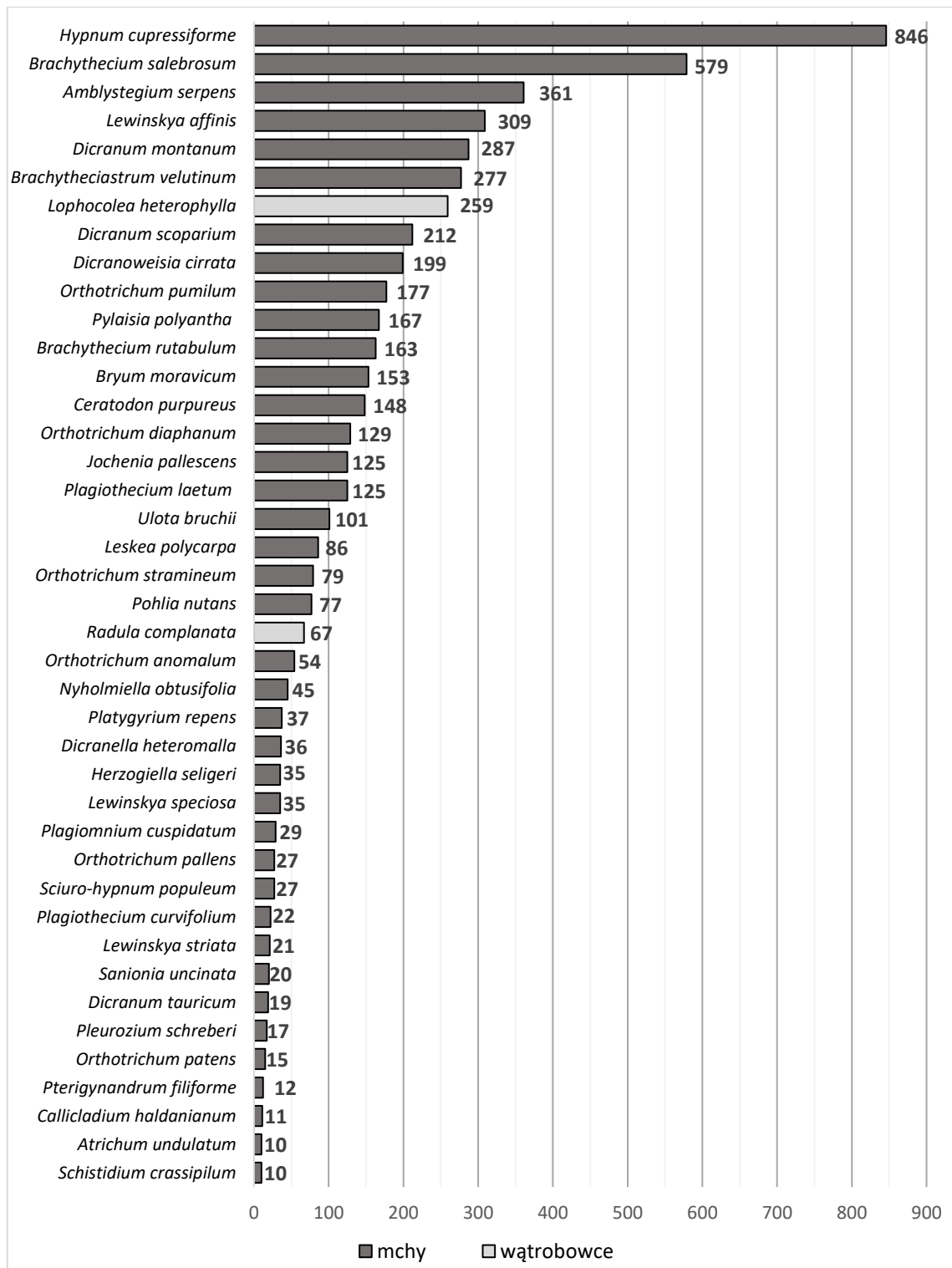


Ryc. 24. Udział procentowy populacji o różnym stopniu intensywności wytwarzania sporofitów; 0 – brak sporofitów, 1 – pojedyncze sporofity, 2 – liczne sporofity (nie uwzględniono gatunków poniżej 10 notowań).

### 3.3. Zróźnicowanie brioflory epifitycznej na rŹoźnych typach powierzchni

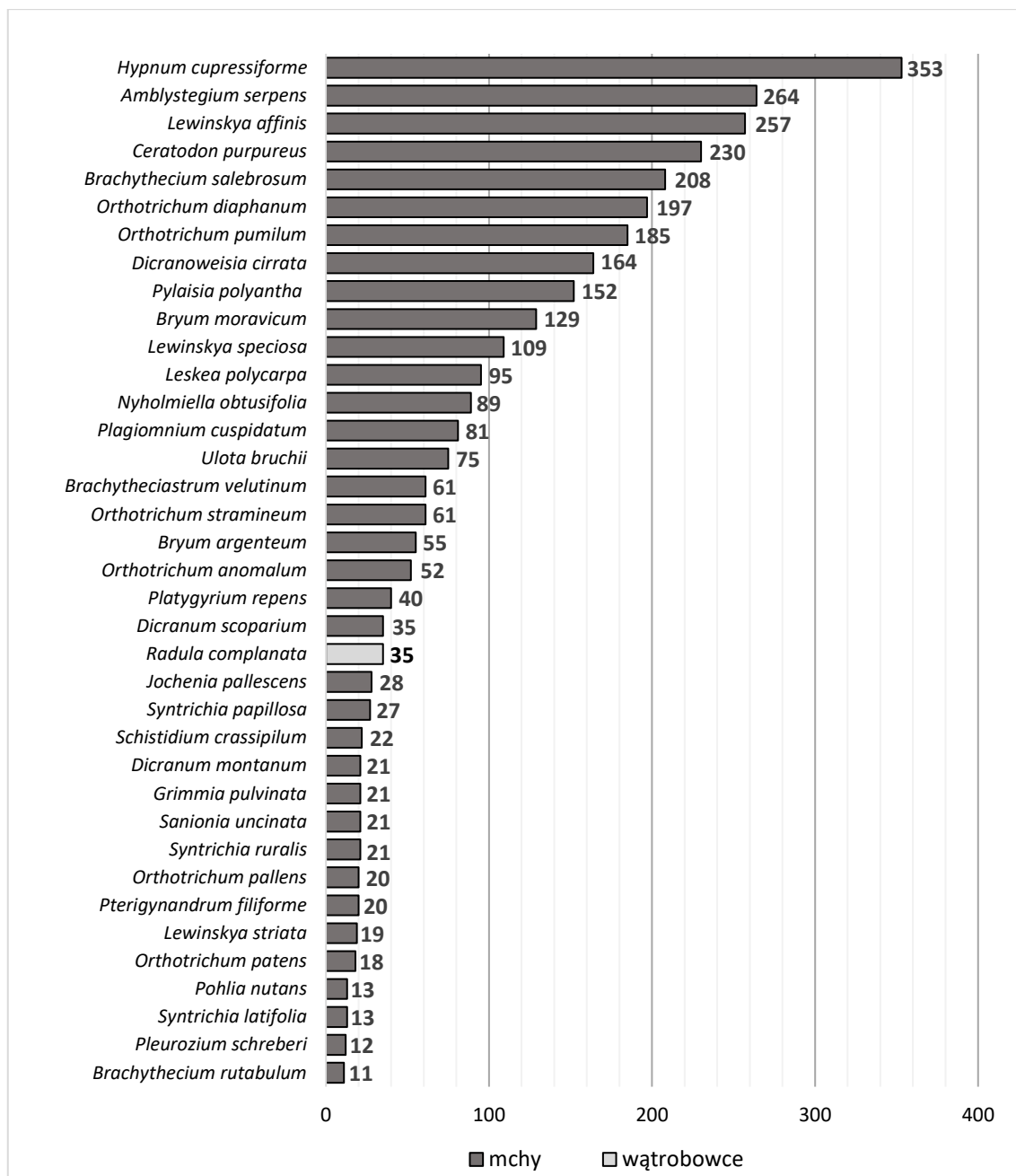
W lasach miejskich odnotowano łącznie 76 gatunkŹw mszakŹw epifitycznych (69 gatunkŹw mchŹw i 7 gatunkŹw wątrobowcŹw). Najczęściej notowanym gatunkiem (w odniesieniu do wszystkich drzew) był mech *Hypnum cupressiforme* (846 notowań na 50 powierzchniach) (ryc. 25, załącznik V). 35 gatunkŹw było odnotowanych mniej niż 10 razy. Były to mchy: *Plagiothecium denticulatum* (8 notowań), *Syntrichia papillosa* (7), *Grimmia pulvinata* i *Sciuro-hypnum reflexum* (po 5), *Syntrichia ruralis* (4), *Bryum argenteum*, *Eurhynchium angustirete*, *Tetraphis pellucida* i *Ulota crispa* (po 3), *Anomodon viticulosus*, *Aulacomnium androgynum*, *Bryum capillare* i *Zygodon rupestris* (po 2) oraz *Pseudocampyllum radicale*, *Barbula unguiculata*, *Bryum caespiticium*, *Calliergonella cuspidata*, *Campylophyllopsis calcarea*, *Climacium dendroides*, *Dicranum flagellare*, *Eurhynchium striatum*, *Homalia trichomanoides*, *Kindbergia praelonga*, *Leucodon sciuroides*, *Mnium hornum*, *Orthotrichum pulchellum*, *Oxyrrhynchium hians*, *Polytrichum formosum*, *Tortula muralis* i *Zygodon dentatus* (po 1), a także wątrobowce: *Cephaloziella rubella* i *Metzgeria furcata* (po 4 notowania), *Frullania dilatata* (3) oraz *Porella platyphylla* i *Ptilidium pulcherrimum* (po 2).

Łącznie na powierzchniach założonych w lasach miejskich stwierdzono 5 489 notowań mszakŹw. 20 gatunkŹw mszakŹw stwierdzono jedynie na powierzchniach zlokalizowanych w lasach miejskich, były to: *Anomodon viticulosus*, *Atrichum undulatum*, *Aulacomnium androgynum*, *Bryum capillare*, *Callicladium haldanianum*, *Calliergonella cuspidata*, *Campylophyllopsis calcarea*, *Cephaloziella rubella*, *Dicranum flagellare*, *Eurhynchium striatum*, *Homalia trichomanoides*, *Kindbergia praelonga*, *Mnium hornum*, *Plagiothecium denticulatum*, *Polytrichum formosum*, *Porella platyphylla*, *Pseudocampyllum radicale*, *Tetraphis pellucida*, *Zygodon dentatus* oraz *Zygodon rupestris*.



Ryc. 25. Zróżnicowanie liczby notowań mszaków epifitycznych na powierzchniach w lasach miejskich (nie uwzględniono gatunków poniżej 10 notowań).

W parkach odnotowano łącznie 66 gatunków mszaków epifitycznych (61 gatunków mchów i 5 gatunków wątrobowców). Najczęściej notowanym gatunkiem był mech *Hypnum cupressiforme* (353 notowania na 50 powierzchniach; w tym raz *H. cupressiforme* var. *heseleri*) (ryc. 26, załącznik V).



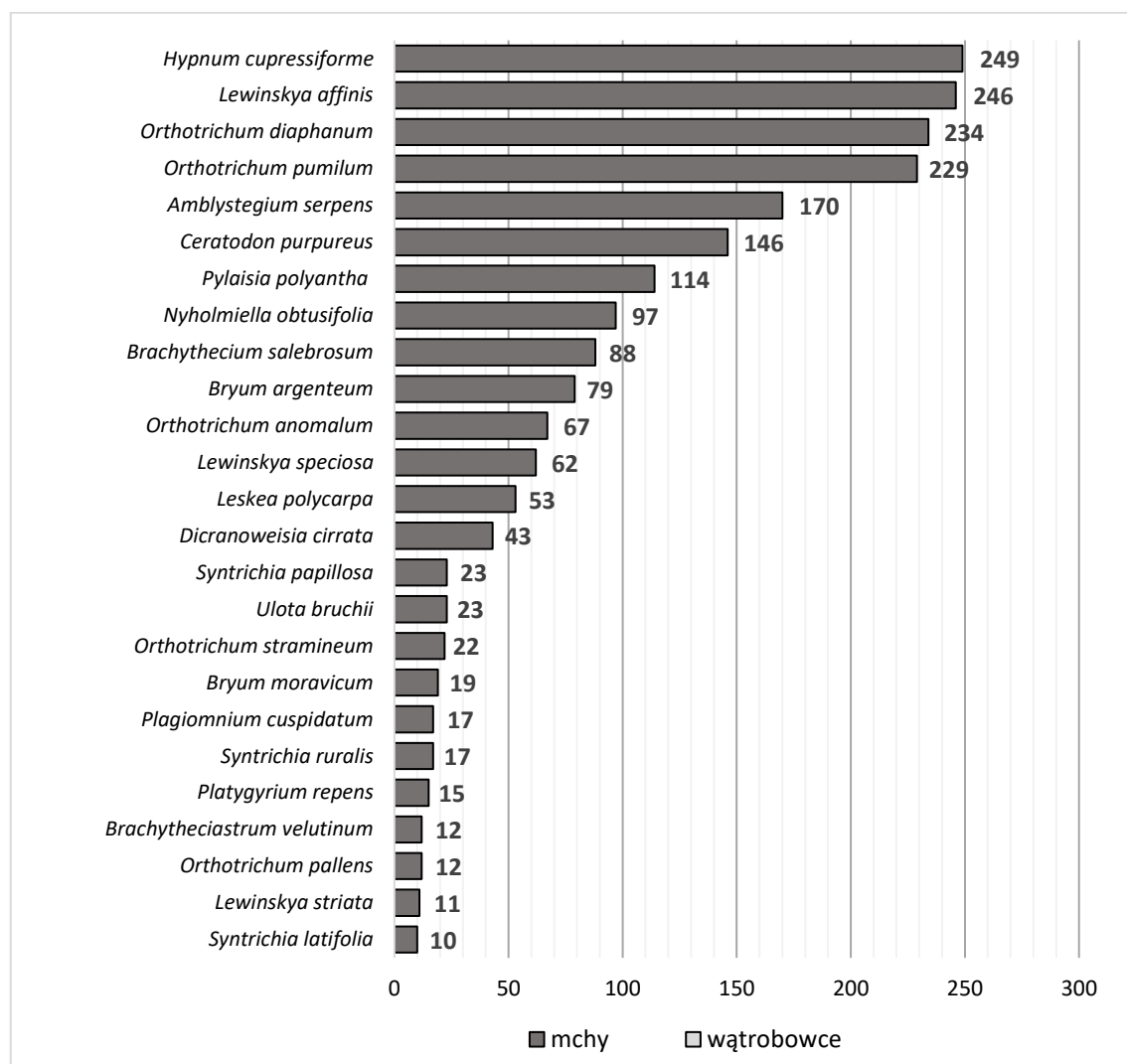
Ryc. 26. Zróżnicowanie liczby notowań mszaków epifitycznych na powierzchniach w parkach (nie uwzględniono gatunków poniżej 10 notowań).

Na powierzchniach parkowych 29 gatunków odnotowano mniej niż 10 razy. Były to mchy: *Sciuro-hypnum populeum* (7 notowań), *Sciuro-hypnum reflexum* (6), *Bryum caespiticium* i *Pulviger a lyellii* (po 5), *Hedwigia ciliata*, *Leptodictyum riparium* i *Tortula muralis* (po 4), *Dicranella heteromalla*, *Dicranum tauricum*, *Leucodon sciuroides*, *Plagiothecium curvifolium*, *Plagiothecium laetum* i *Syntrichia virescens* (po 2) oraz *Barbula unguiculata*, *Bryoerythrophyllum recurvirostrum*, *Climacium dendroides*, *Didymodon rigidulus*, *Eurhynchium angustirete*, *Herzogiella seligeri*,

*Homalothecium sericeum*, *Isothecium alopecuroides*, *Orthotrichum pulchellum*, *Oxyrrhynchium hians*, *Tortula subulata* i *Ulota crispa* (po 1), a także wątrobowce: *Frullania dilatata* i *Lophocolea heterophylla* (po 7 notowań), *Metzgeria furcata* (2) oraz *Ptilidium pulcherrimum* (1).

Łącznie na powierzchniach założonych w parkach stwierdzono 3 290 notowań mszaków. Trzy gatunki mchów stwierdzono jedynie na powierzchniach zlokalizowanych w parkach, były to: *Didymodon rigidulus*, *Isothecium alopecuroides* oraz *Leptodictyum riparium*.

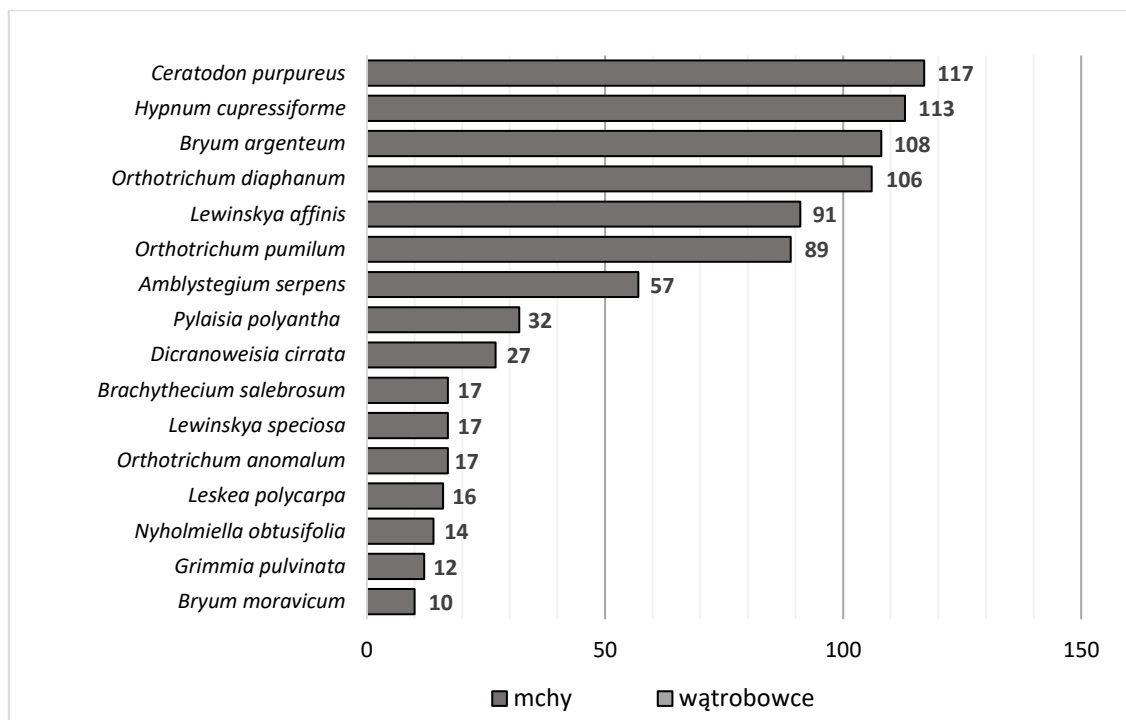
W zabudowie luźnej odnotowano łącznie 49 gatunków mszaków epifitycznych (46 gatunków mchów i 3 gatunki wątrobowców). Najczęściej notowanym gatunkiem był mech *Hypnum cupressiforme* (249 notowań na 50 powierzchniach) (ryc. 27, załącznik V).



Ryc. 27. Zróźnicowanie liczby notowań mszaków epifitycznych na powierzchniach w zabudowie luźnej (nie uwzględniono gatunków poniżej 10 notowań).

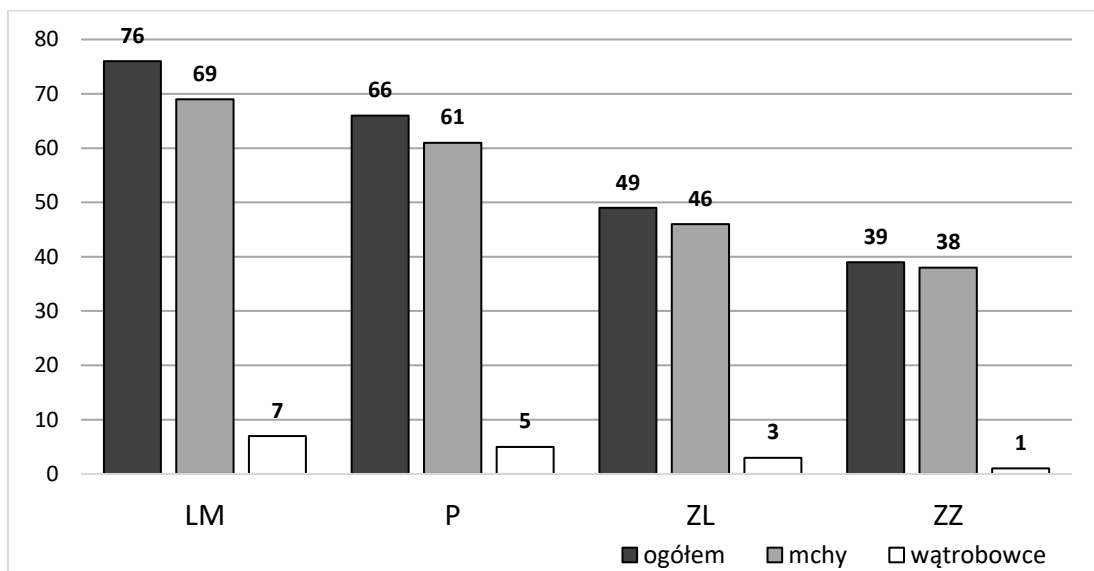
Na powierzchniach w zabudowie luźnej istotny był też udział gatunków mchów z rodziny Orthotrichaceae: *Lewinskya affinis* (246 notowań), *Orthotrichum diaphanum* (234) oraz *Orthotrichum pumilum* (229). 24 gatunki były odnotowane mniej niż 10 razy. Były to mchy: *Schistidium crassipilum*, *Syntrichia virescens* i *Tortula muralis* (po 8 notowań), *Dicranum scoparium* i *Jochenia pallescens* (po 7), *Bryum caespiticium* (6), *Dicranum montanum*, *Orthotrichum patens*, *Pterigynandrum filiforme* i *Pulvigerella lyellii* (po 5), *Grimmia pulvinata* (4), *Barbula unguiculata* i *Sanionia uncinata* (po 3), *Hedwigia ciliata*, *Homalothecium sericeum* i *Pleurozium schreberi* (po 2) oraz *Brachythecium rutabulum*, *Bryoerythrophyllum recurvirostrum*, *Dicranum tauricum*, *Pohlia nutans* i *Sciuro-hypnum populeum* (po 1). Wszystkie wątrobowce stwierdzone na powierzchniach w zabudowie luźnej odnotowano mniej niż 10 razy, były to: *Radula complanata* (9 notowań), *Frullania dilatata* (3) oraz *Lophocolea heterophylla* (1). Łącznie na powierzchniach założonych w zabudowie luźnej stwierdzono 2 156 notowań mszaków. Na powierzchniach w zabudowie luźnej nie stwierdzono gatunków wyłącznych dla tej formy użytkowania przestrzeni miejskiej.

W zabudowie zwartej odnotowano łącznie 39 gatunków mszaków epifitycznych (38 gatunków mchów i 1 gatunek wątrobowca). Najczęściej notowanym gatunkiem był mech *Ceratodon purpureus* (117 notowań na 46 powierzchniach) (ryc. 28, załącznik V). 23 gatunki były odnotowane mniej niż 10 razy. Były to mchy: *Brachytheciastrum velutinum* i *Tortula muralis* (po 9 notowań), *Syntrichia ruralis* (8), *Orthotrichum stramineum* i *Syntrichia papillosa* (po 5), *Ulota bruchii* (4), *Brachythecium rutabulum*, *Bryum caespiticium*, *Platygyrium repens* i *Pterigynandrum filiforme* (po 3) oraz *Campylopus introflexus*, *Dicranum montanum*, *Hedwigia ciliata*, *Jochenia pallescens*, *Lewinskya striata*, *Orthotrichum pallens*, *Orthotrichum patens*, *Orthotrichum schimperii*, *Pleurozium schreberi*, *Pohlia nutans*, *Schistidium crassipilum* i *Tortula subulata* (po 1). Jedyne stwierdzone w zabudowie zwartej gatunki wątrobowca, *Radula complanata*, odnotowany był dwukrotnie. Łącznie na powierzchniach założonych w zabudowie zwartej stwierdzono 909 notowań mszaków. Dwa gatunki mchów stwierdzono jedynie na powierzchniach zlokalizowanych w zabudowie zwartej, były to: *Campylopus introflexus* oraz *Orthotrichum schimperii*.



Ryc. 28. Zróżnicowanie liczby notowań mszaków epifitycznych na powierzchniach w zabudowie zwartej (nie uwzględniono gatunków poniżej 10 notowań).

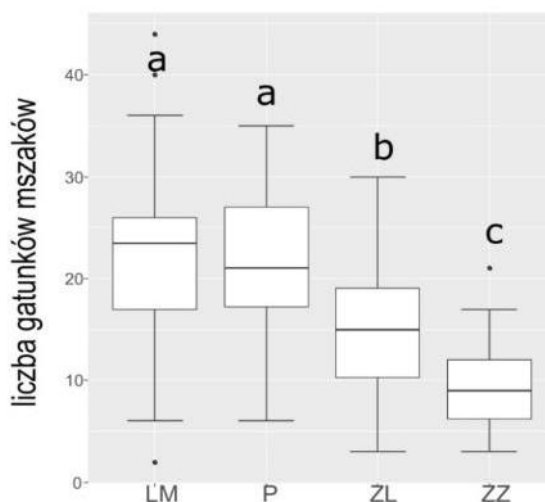
Porównanie ogólnej liczby gatunków odnotowanych w poszczególnych typach powierzchni wykazało, że liczba gatunków malała wraz ze wzrostem urbanizacji terenu. Najwięcej gatunków odnotowano w lasach miejskich, a najmniej w zabudowie zwartej. Dotyczy to zarówno mchów, jak i wątrobowców (ryc. 29).



Ryc. 29. Liczba gatunków mszaków z uwzględnieniem podziału na mchy i wątrobowce ogółem oraz w wyróżnionych formach użytkowania przestrzeni miejskiej; LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

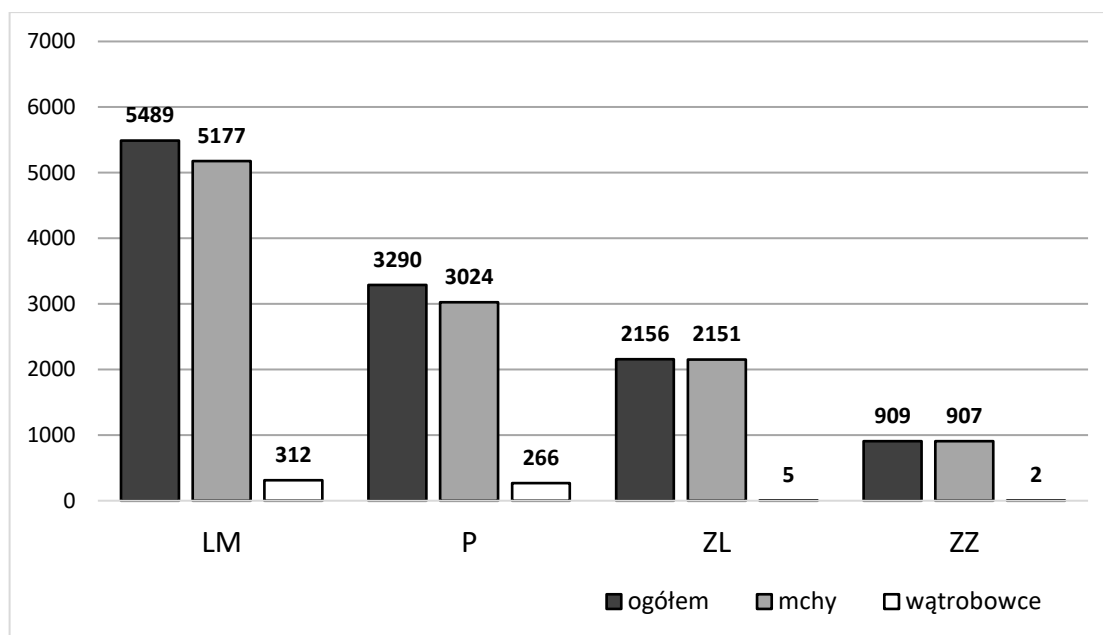


Średnia liczba gatunków na jednej powierzchni badawczej była najwyższa w lasach miejskich (22,28), mniejsze wartości osiągała w parkach (21,8) i zabudowie luźnej (14,84), a najniższa średnia odnosi się do zabudowy zwartej (9,58) (ryc. 30).



Ryc. 30. Liczba gatunków mszaków epifitycznych na powierzchniach badawczych w analizowanych formach użytkowania przestrzeni miejskiej. Wartości, które nie mają tej samej litery różnią się przy  $p < 0,0001$  (Test Kruskala-Wallis, chi-kwadrat = 86,603,  $df = 3$  i post-hoc Test Dunna); LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

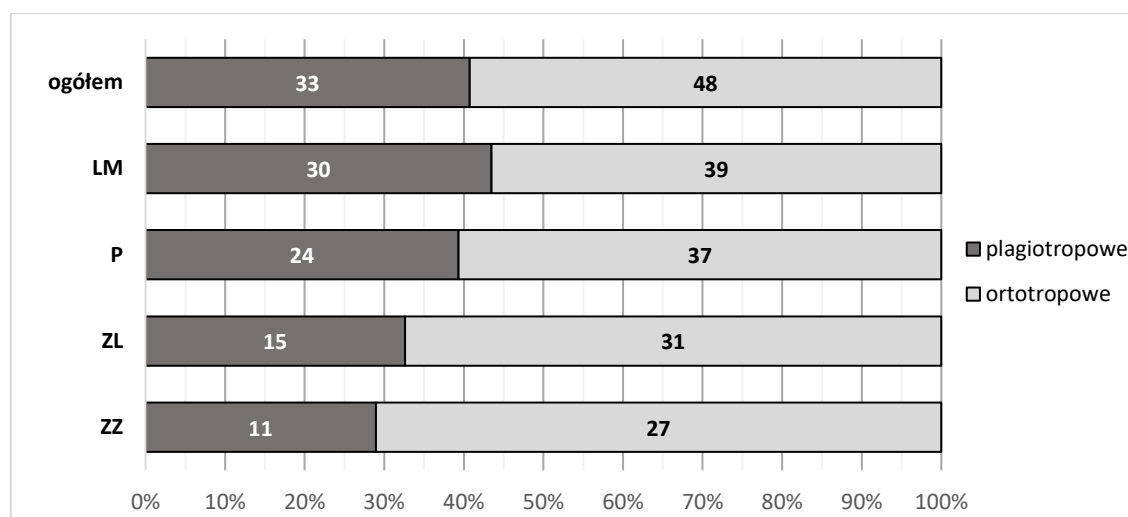
Najwięcej notowań epifitów mszystych (suma notowań wszystkich gatunków na wszystkich drzewach) stwierdzono na powierzchniach w lasach miejskich, a najmniej w zabudowie zwartej (ryc. 31). Dotyczy to zarówno mchów, jak i wątrobowców.



Ryc. 31. Liczba notowań mszaków z uwzględnieniem podziału na mchy i wątrobowce ogółem oraz w wyróżnionych formach użytkowania przestrzeni miejskiej; LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

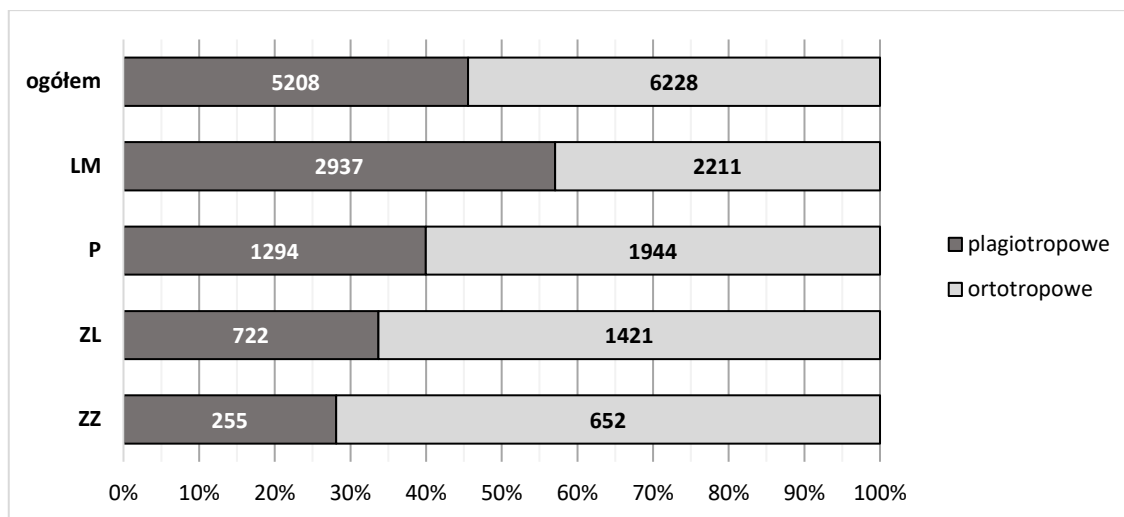
Ogólny udział gatunków mchów ortotropowych i plagiotropowych był różny na różnych typach powierzchni (ryc. 32). Dominowały gatunki ortotropowe, zarówno w całości analizowanej brioflory (59,26%), jak i w poszczególnych formach użytkowania przestrzeni miejskiej. Udział gatunków plagiotropowych spadał wraz ze wzrostem urbanizacji terenu. Był najwyższy w lasach miejskich (43,48%), a najniższy w zabudowie zwartej (28,95%). Wśród gatunków ortotropowych mchy najczęściej tworzyły zbite poduszki, jak np. u niektórych *Orthotrichum*, *Dicranoweisia cirrata* czy *Dicranum montanum*. Rzadziej przybierała postać luźnych kępek, jak np. u *Atrichum undulatum*. U gatunków plagiotropowych, mchy przybierały najczęściej postać płaskich mat, jak np. u *Amblystegium serpens* czy *Hypnum cupressiforme*.

Wśród wątrobowców dominowały gatunki liściaste (6), nad plechowatymi (1). Jedyne plechowate wątrobowce - *Metzgeria furcata*, został odnotowany w lasach miejskich oraz parkach. W zabudowie luźnej oraz zabudowie zwartej stwierdzono wyłącznie wątrobowce liściaste.



Ryc. 32. Udział procentowy gatunków mchów o różnym typie formy wzrostu, ogółem oraz w wyróżnionych formach użytkowania przestrzeni miejskiej; LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

Pod względem liczby notowań większość stanowiły mchy ortotropowe (54,46%) (ryc. 33). Udział notowań mchów o plagiotropowej formie wzrostu malał wraz ze wzrostem urbanizacji terenu. Jedynie w lasach miejskich notowania mchów plagiotropowych stanowiły ponad połowę wszystkich notowań (57,05%), natomiast najmniejszy udział tej grupy mchów stwierdzono w zabudowie zwartej (28,11%). Analogicznie udział notowań mchów ortotropowych rósł wraz ze wzrostem urbanizacji terenu. Był najniższy na powierzchniach w lasach miejskich (42,95%), a najwyższy w zabudowie zwartej (71,89%).



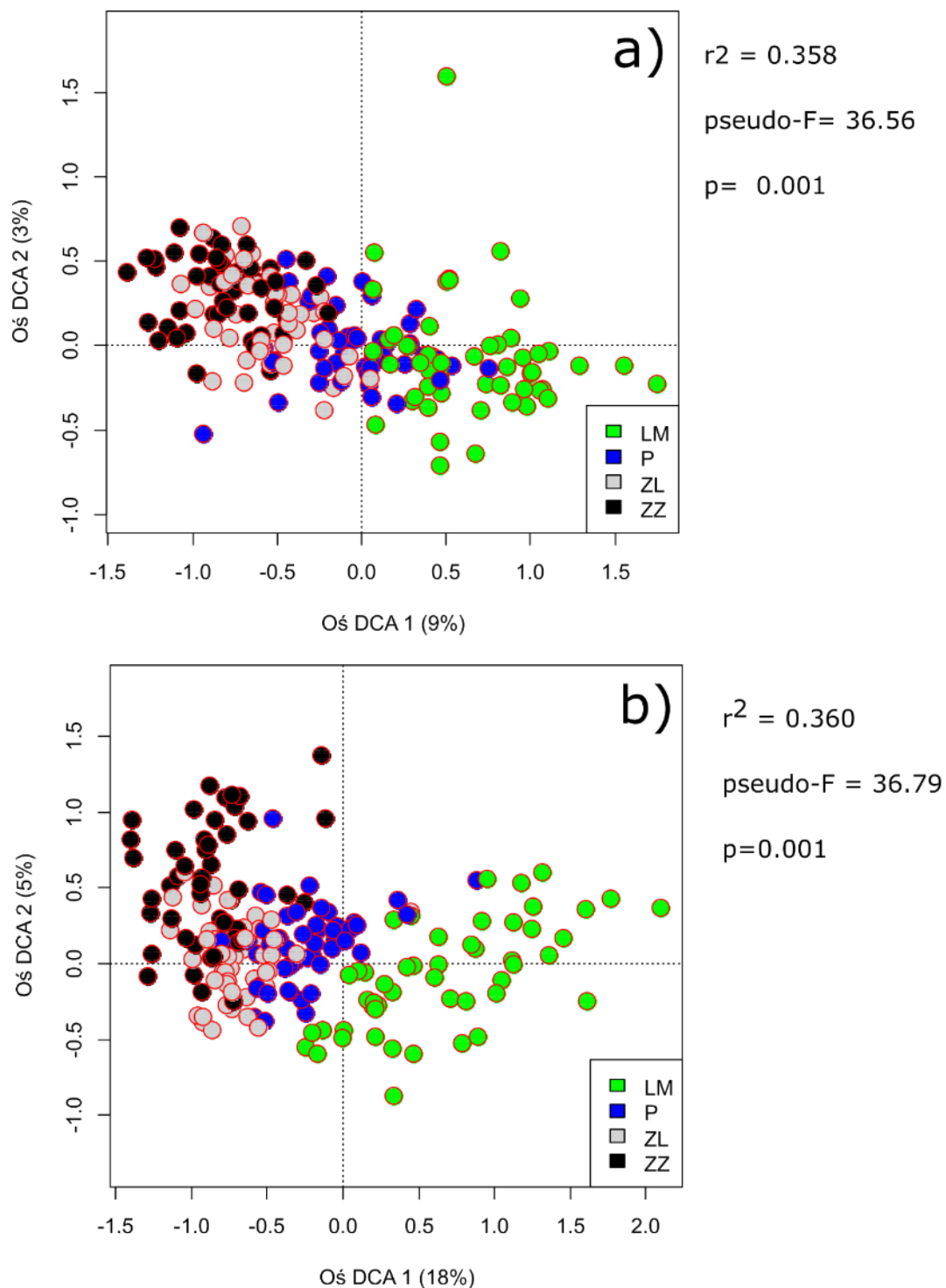
Ryc. 33. Udział procentowy notowań mchów o różnym typie formy wzrostu, ogółem oraz w wyróżnionych formach użytkowania przestrzeni miejskiej; LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

Największą wymianę gatunkową (*species turnover*) świadczącą o odrębności powierzchni stwierdzono w obrębie lasów miejskich, a najmniejszą w parkach (tab. 4). Średnia wymiana gatunkowa dla całości flory epifitycznej wynosi 0,48. W przypadku wymiany gatunkowej między różnymi typami powierzchni, największa zachodzi pomiędzy zabudową zwartą a lasami miejskimi, a najmniejsza między zabudową luźną a parkami. W przypadku flory całkowitej najmniejsza wymiana gatunkowa zachodzi między lasami miejskimi, a najwyższa między zabudową zwartą.

Tab. 4. Wymiana gatunkowa w obrębie (wartość pogrubiona, podana w nawiasach) oraz pomiędzy poszczególnymi formami użytkowania terenu wyrażone wartością beta-różnorodności Whittakera.

	las miejskie <b>(0,42)</b>	parki <b>(0,35)</b>	zabudowa luźna <b>(0,38)</b>	zabudowa zwarta <b>(0,38)</b>
parki	0,211			
zabudowa luźna	0,312	0,148		
zabudowa zwarta	0,391	0,295	0,182	
flora całkowita <b>(0,48)</b>	0,073	0,143	0,285	0,386

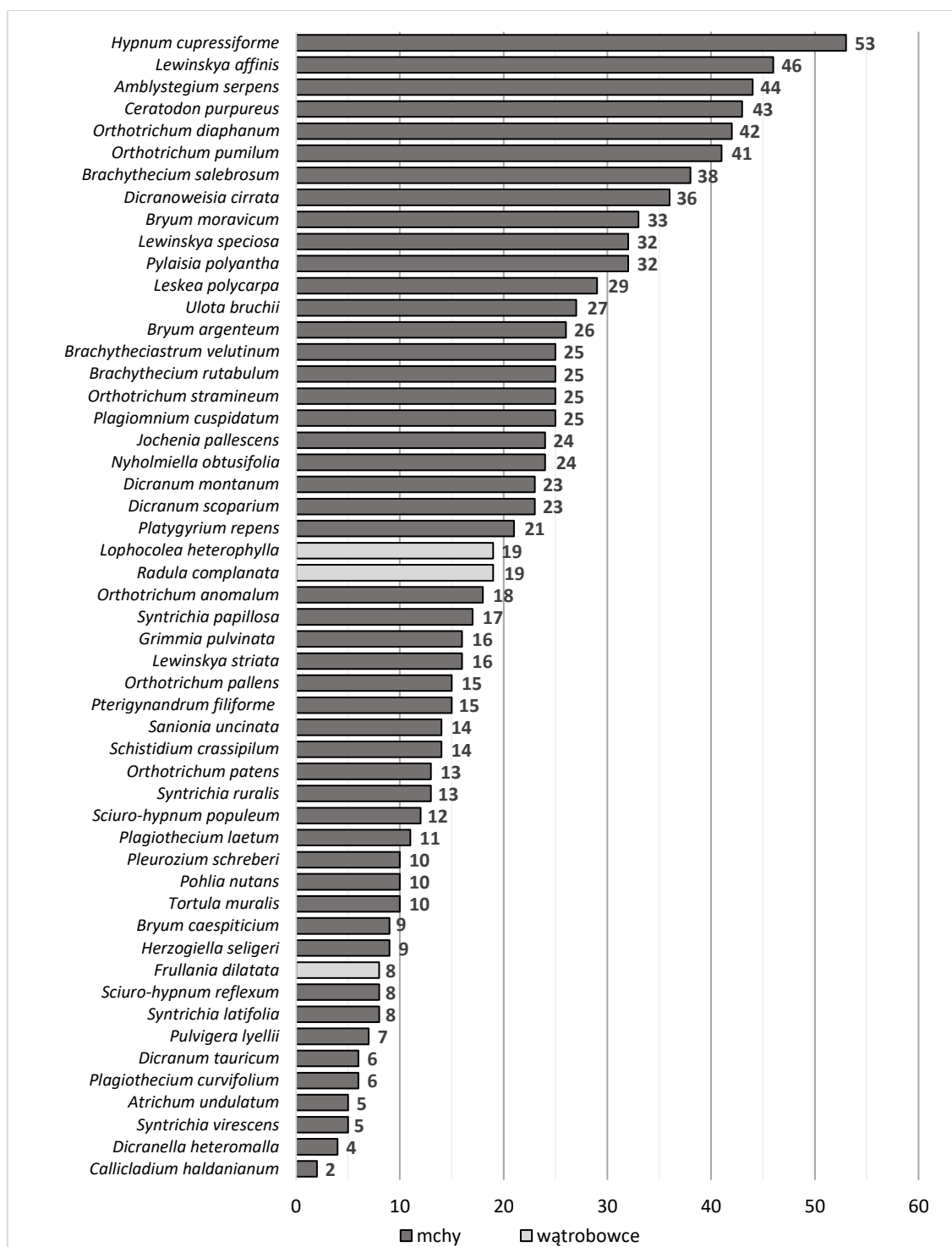
Na podstawie składu gatunkowego i ordynacji stwierdzono, że dla danych ilościowych analiza DCA lepiej tłumaczy zmienność gatunkową w obrębie poszczególnych form użytkowania przestrzeni miejskiej – 23% dla pierwszych dwóch osi (ryc. 34b), a w przypadku macierzy z obecnością gatunków DCA tłumaczy 12% zmienności (ryc. 34a). PERMANOWA dla obu zestawów danych wskazuje na istotne różnice między formami użytkowania terenu. Różnice w składzie gatunkowym układają się w gradiencie wzdłuż 1 osi DCA.



Ryc. 34. Wykres nietendencyjnej analizy zgodności DCA dla dwóch pierwszych osi: a) dla danych zerojedynkowych (obecność/brak gatunków), b) dla sumy frekwencji gatunków na powierzchni badawczej; LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

### 3.4. Preferencje siedliskowe brioflory epifitycznej

Do gatunków mszaków epifitycznych odnotowanych na największej liczbie taksonów forofitów należały *Hypnum cupressiforme* (na 53), *Lewinskya affinis* (46) oraz *Amblystegium serpens* (44) (ryc. 35).



Ryc. 35. Liczba taksonów forofitów, na których stwierdzono występowania poszczególnych gatunków mszaków epifitycznych (nie uwzględniono gatunków poniżej 10 notowań).

Analiza gatunków wskaźnikowych dla form użytkowania przestrzeni miejskiej wykazała 46 gatunków wyróżniających, dla których podano wartość wskaźnika (IndVa) wraz z istotnością statystyczną (tab. 5) Dla lasów miejskich wskazano 26 gatunków wskaźnikowych, dla parków 14 gatunków, 5 gatunków dla zabudowy luźnej i tylko 1 gatunek wyróżniający zabudowę zwartą. Wśród gatunków o najwyższej wartości wskaźnika, znalazły się gatunki notowane we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej. I tak w lasach miejskich były to *Dicranum montanum* (0,7861) i *Brachythecium velutinum* (0,7099). W parkach *Lewinskya speciosa* (0,4106), w zabudowie luźnej *Orthotrichum diaphanum* (0,3453) i *Orthotrichum pumilum* (0,33), a w zabudowie zwartej *Bryum argenteum* (0,4232). Z gatunków odnotowanych wyłącznie w jednym typie powierzchni, za wskaźnikowe uznano dla lasów miejskich *Callicladium haldanianum*, *Plagiothecium denticulatum* (po 0,12) *Atrichum undulatum* (0,1) oraz *Cephaloziella rubella* (0,08), a dla parków *Leptodictyum riparium* (0,08).

Analiza brioflory pod względem wybranych preferencji ekologicznych wykazała różnice w udziale procentowym poszczególnych grup ekologicznych. Największy udział gatunków światłolubnych stwierdzono w zabudowie zwartej (58,97%), a najmniejszy w lasach miejskich (40%) (tab. 6). Jedynie w lasach miejskich odnotowano mszaki zaliczane do grupy gatunków ceniolubnych, ale stanowiły one jedynie (1,33%) całości brioflory. Gatunki kserofilne miały największy udział w zabudowie luźnej (29,17%) i jedynie nieco niższy w zabudowie zwartej (28,95%), a najmniejszy w lasach miejskich (17,33%) (tab. 7). Liczba gatunków hydrofilnych była taka sama w lasach miejskich i parkach (po 2), w zabudowie luźnej jeden, a w zabudowie zwartej nie stwierdzono gatunków o takich preferencjach. Jednak przy różnej sumie gatunków odnotowanych w tych formach użytkowania przestrzeni miejskiej gatunki hydrofilne procentowo stanowiły największą grupę w parkach (3,08%).

W zabudowie zwartej był najmniejszy udział zarówno gatunków acidofilnych, jak i kalcyfilnych (odpowiednio 16,67% i 25%) (tab. 8). Gatunki acidofilne miały największy udział w brioflorze lasów miejskich (24,66%), a kalcyfilne w zabudowie luźnej (32,61%). W zabudowie zwartej stwierdzono najwyższy udział gatunków nautrofilnych ze wszystkich wyróżnionych form użytkowania przestrzeni miejskiej (58,33%).

Wśród wszystkich rozpatrywanych wskaźników gatunki o preferencjach pośrednich (umiarkowanych) stanowiły najliczniej reprezentowaną grupę gatunków.

Tab. 5. Wykaz gatunków wskaźnikowych dla wyróżnionych form użytkowania przestrzeni miejskiej wraz z wartością wskaźnika (Indicator Value) i istotnością statystyczną.

nazwa gatunkowa	forma użytkowania przestrzeni miejskiej	wartość wskaźnika (IndVa)	prawdopodobieństwo
<i>Dicranum montanum</i>	LM	0,7861	0,001
<i>Brachytheciastrum velutinum</i>	LM	0,7099	0,001
<i>Brachythecium rutabulum</i>	LM	0,696	0,001
<i>Lophocolea heterophylla</i>	LM	0,679	0,001
<i>Dicranum scoparium</i>	LM	0,6677	0,001
<i>Brachythecium salebrosum</i>	LM	0,6102	0,001
<i>Jochenia pallescens</i>	LM	0,5745	0,001
<i>Plagiothecium laetum</i>	LM	0,5709	0,001
<i>Hypnum cupressiforme</i>	LM	0,542	0,001
<i>Amblystegium serpens</i>	LM	0,3813	0,001
<i>Bryum moravicum</i>	LM	0,3542	0,001
<i>Pohlia nutans</i>	LM	0,3515	0,001
<i>Herzogiella seligeri</i>	LM	0,35	0,001
<i>Ulota bruchii</i>	LM	0,3383	0,001
<i>Radula complanata</i>	LM	0,3083	0,001
<i>Orthotrichum stramineum</i>	LM	0,2649	0,001
<i>Sciuro hypnum populeum</i>	LM	0,2623	0,001
<i>Dicranella heteromalla</i>	LM	0,2463	0,001
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	LM	0,22	0,001
<i>Orthotrichum pallens</i>	LM	0,18	0,007
<i>Dicranum tauricum</i>	LM	0,1727	0,002
<i>Callicladium haldanianum</i>	LM	0,12	0,001
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	LM	0,12	0,002
<i>Pleurozium schreberi</i>	LM	0,1169	0,015
<i>Atrichum undulatum</i>	LM	0,1	0,003
<i>Cephaloziella rubella</i>	LM	0,08	0,01
<i>Lewinskya speciosa</i>	P	0,4106	0,001
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	P	0,3572	0,001
<i>Ceratodon purpureus</i>	P	0,3516	0,001
<i>Dicranoweisia cirrata</i>	P	0,3485	0,001
<i>Pylaisia polyantha</i>	P	0,3007	0,003
<i>Leskea polycarpa</i>	P	0,2812	0,001
<i>Platygyrium repens</i>	P	0,1937	0,004
<i>Sanionia uncinata</i>	P	0,1527	0,004
<i>Schistidium crassipilum</i>	P	0,1502	0,003
<i>Syntrichia papillosa</i>	P	0,1481	0,018
<i>Grimmia pulvinata</i>	P	0,14	0,013
<i>Pterigynandrum filiforme</i>	P	0,13	0,013
<i>Orthotrichum patens</i>	P	0,12	0,033
<i>Leptodictyum riparium</i>	P	0,08	0,02
<i>Orthotrichum diaphanum</i>	ZL	0,3453	0,001
<i>Orthotrichum pumilum</i>	ZL	0,33	0,005

nazwa gatunkowa	forma użytkowania przestrzeni miejskiej	wartość wskaźnika (IndVa)	prawdopodobieństwo
<i>Nyholmia obtusifolia</i>	ZL	0,2771	0,002
<i>Orthotrichum anomalum</i>	ZL	0,2245	0,031
<i>Syntrichia virescens</i>	ZL	0,096	0,01
<i>Bryum argenteum</i>	ZZ	0,4232	0,001

Objaśnienia: LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

Tab. 6. Zróżnicowanie liczby epifitów mszystych o określonych wartościach wskaźnika świetlnego w różnych formach użytkowania przestrzeni miejskiej.

wartość wskaźnika	wskaźnik świetlny (L) liczba gatunków/udział procentowy							
	LM		P		ZL		ZZ	
1	0	1,33%	0	0%	0	0%	0	0%
2	0		0		0		0	
3	1		0		0		0	
4	13	58,67%	9	50%	6	43,75%	2	41,03%
5	19		16		9		7	
6	12		7		6		7	
7	13	40%	15	50%	12	56,25%	8	58,97%
8	15		14		12		12	
9	2		3		3		3	

Objaśnienia: LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

Tab. 7. Zróżnicowanie liczby epifitów mszystych o określonych wartościach wskaźnika wilgotnościowego w różnych formach użytkowania przestrzeni miejskiej.

wartość wskaźnika	wskaźnik wilgotnościowy (F) liczba gatunków/udział procentowy							
	LM		P		ZL		ZZ	
1	2	17,33%	2	23,08%	2	29,17%	2	28,95%
2	6		8		8		7	
3	5		5		4		2	
4	28	80%	26	73,85%	19	68,75%	15	71,05%
5	22		20		14		12	
6	10		2		0		0	
7	2	2,67%	2	3,08%	1	2,08%	0	0%
8	0		0		0		0	
9	0		0		0		0	

Objaśnienia: LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

Tab. 8. Zróżnicowanie liczby epifitów mszystych o określonych wartościach wskaźnika odczynu podłoża w różnych formach użytkowania przestrzeni miejskiej.

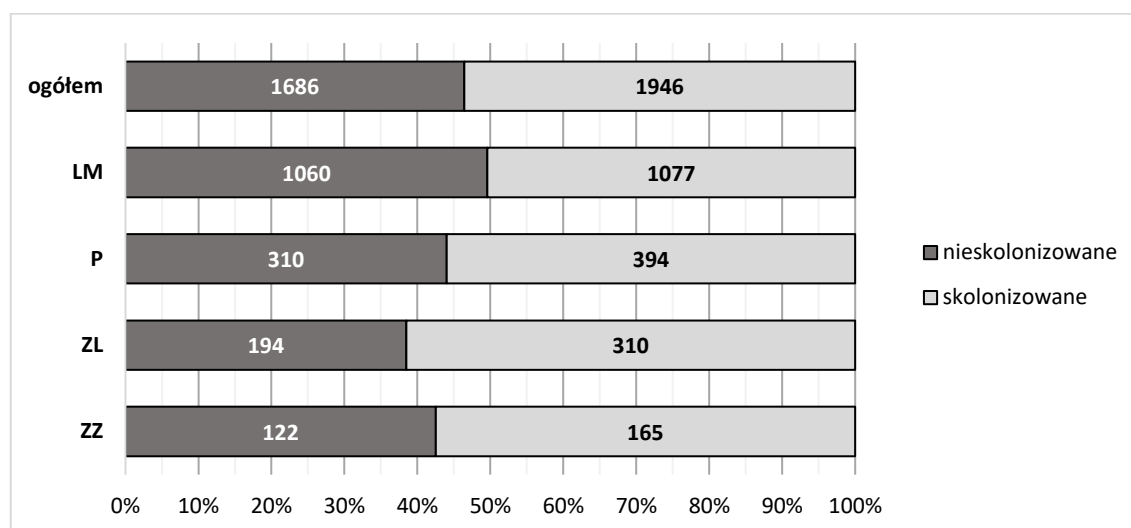
wartość wskaźnika	wskaźnik odczynu podłoża (R) liczba gatunków/udział procentowy							
	LM		P		ZL		ZZ	
1	0	24,66%	0	19,05%	0	17,39%	0	16,67%
2	13		9		5		6	
3	5		3		3		0	
4	7	47,95%	6	52,38%	3	50%	2	58,33%
5	9		9		5		5	
6	19		18		15		14	
7	15	27,4%	15	28,57%	12	32,61%	6	25%
8	5		3		3		3	
9	0		0		0		0	

Objaśnienia: LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.



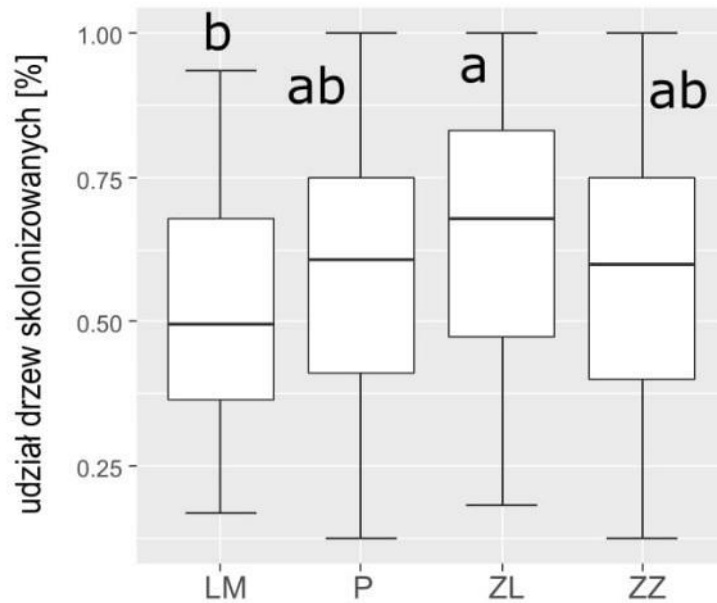
### 3.5. Zróżnicowanie stopnia zasiedlenia drzew przez mszaki epifityczne

Na korze 1 946 analizowanych drzew (53,58%) stwierdzono występowanie epifitów, a 1 686 (46,42%) pozostawało nieskolonizowanych. We wszystkich analizowanych formach użytkowania przestrzeni miejskiej odnotowano więcej drzew skolonizowanych przez epifity, niż tych nie skolonizowanych (ryc. 36). Udział drzew zasiedlonych do wszystkich odnotowanych drzew był najwyższy w zabudowie luźnej (65,22%), następnie w zabudowie zwartej (60,49%) oraz w parkach (59,98%), a najniższy w lasach miejskich (52,15%). Różnice te okazały się istotne statystycznie pomiędzy najbardziej skrajnymi wartościami, najwyższą w zabudowie luźnej i najniższą w lasach miejskich (ryc. 37).

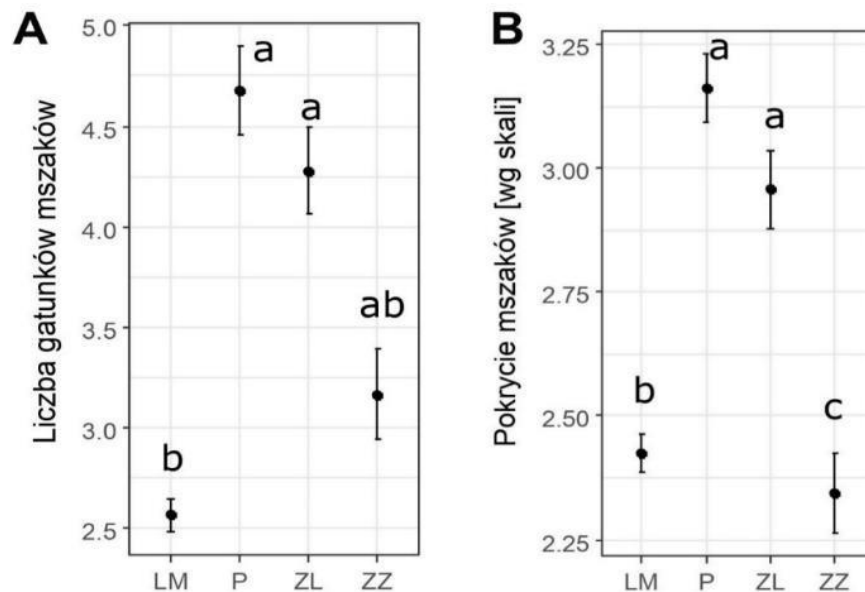


Ryc. 36. Udział procentowy drzew nieskolonizowanych i skolonizowanych przez epifity, ogółem oraz w wyróżnionych formach użytkowania przestrzeni miejskiej; LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

Analizując w wyróżnionych formach użytkowania przestrzeni miejskiej liczbę gatunków epifitów mszystych odnotowanych na wszystkich drzewach (skolonizowanych i nieskolonizowanych), średnio najwięcej gatunków stwierdzono na korze drzew w parkach (4,67), następnie w zabudowie luźnej (4,28), zabudowie zwartej (3,18), a najmniej w lasach miejskich (2,57) (ryc. 38a). Na drzewach skolonizowanych średnie pokrycie epifitów, wyrażone średnią wartością wskaźnika obfitości, było najwyższe w parkach (3,14), następnie w zabudowie luźnej (2,94), lasach miejskich (2,43), a najniższe w zabudowie zwartej (2,35) (ryc. 38b).



Ryc. 37. Udział procentowy drzew zasiedlonych przez epifity na powierzchniach badawczych w analizowanych formach użytkowania przestrzeni miejskiej. Wartości, które nie mają tej samej litery różnią się przy  $p < 0,0001$  (Test Kruskala-Wallisa, chi-kwadrat = 8.0153,  $df = 3$  i post-hoc Test Dunna).

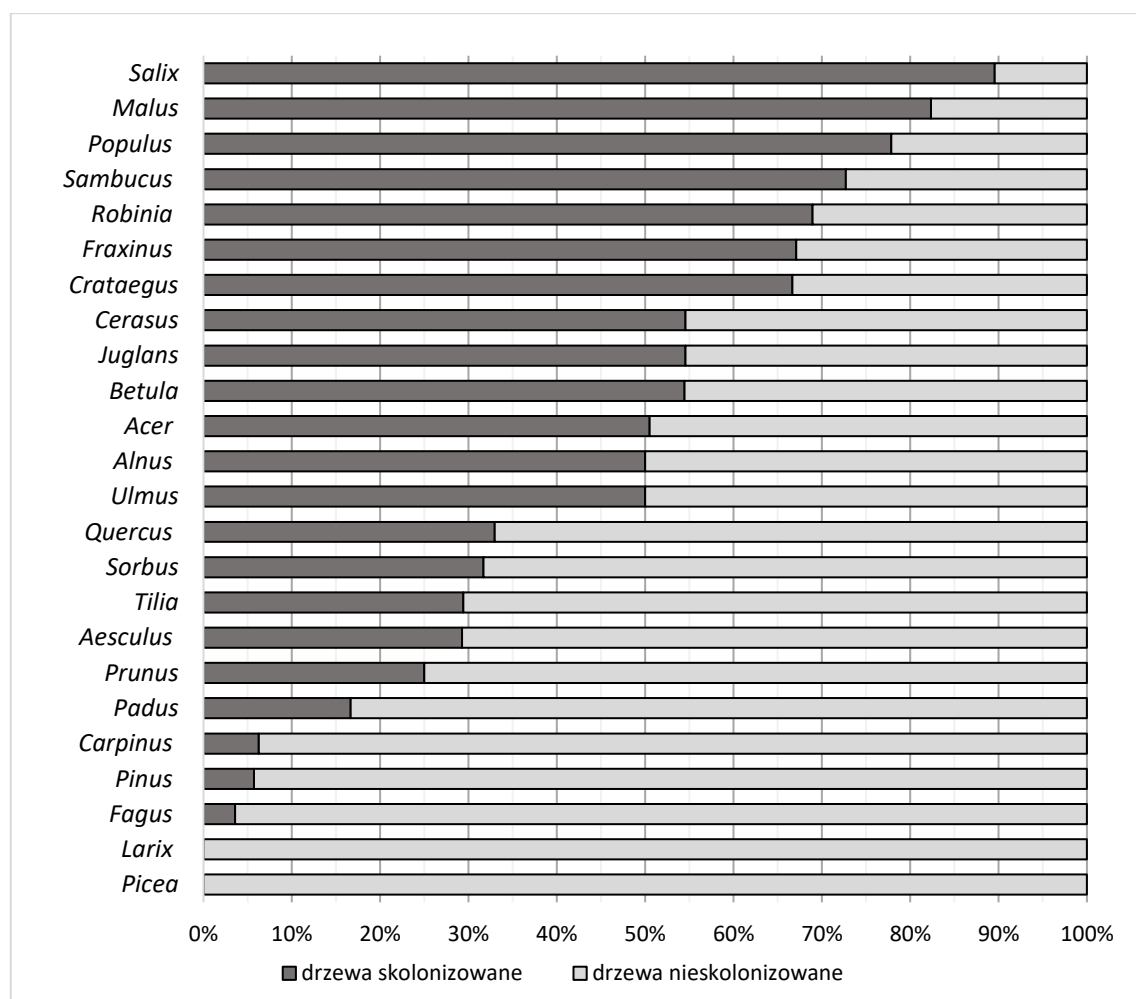


Ryc. 38. Porównanie liczby gatunków mszaków (A) na wszystkich drzewach oraz ich pokrycia (B) na drzewach skolonizowanych między formami użytkowania terenu. Wartości, które nie mają tej samej litery różnią się przy  $p < 0,05$  (Test Tukeya po GLMM); LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

Spośród rozpatrywanych rodzajów drzew, udział drzew skolonizowanych do nieskolonizowanych był najwyższy u *Salix* (89,57%), *Malus* (82,35%) i *Populus* (77,85%) (ryc. 39) i zasadniczo najniższy u przedstawicieli drzew iglastych; jedynie rodzaj *Pinus*

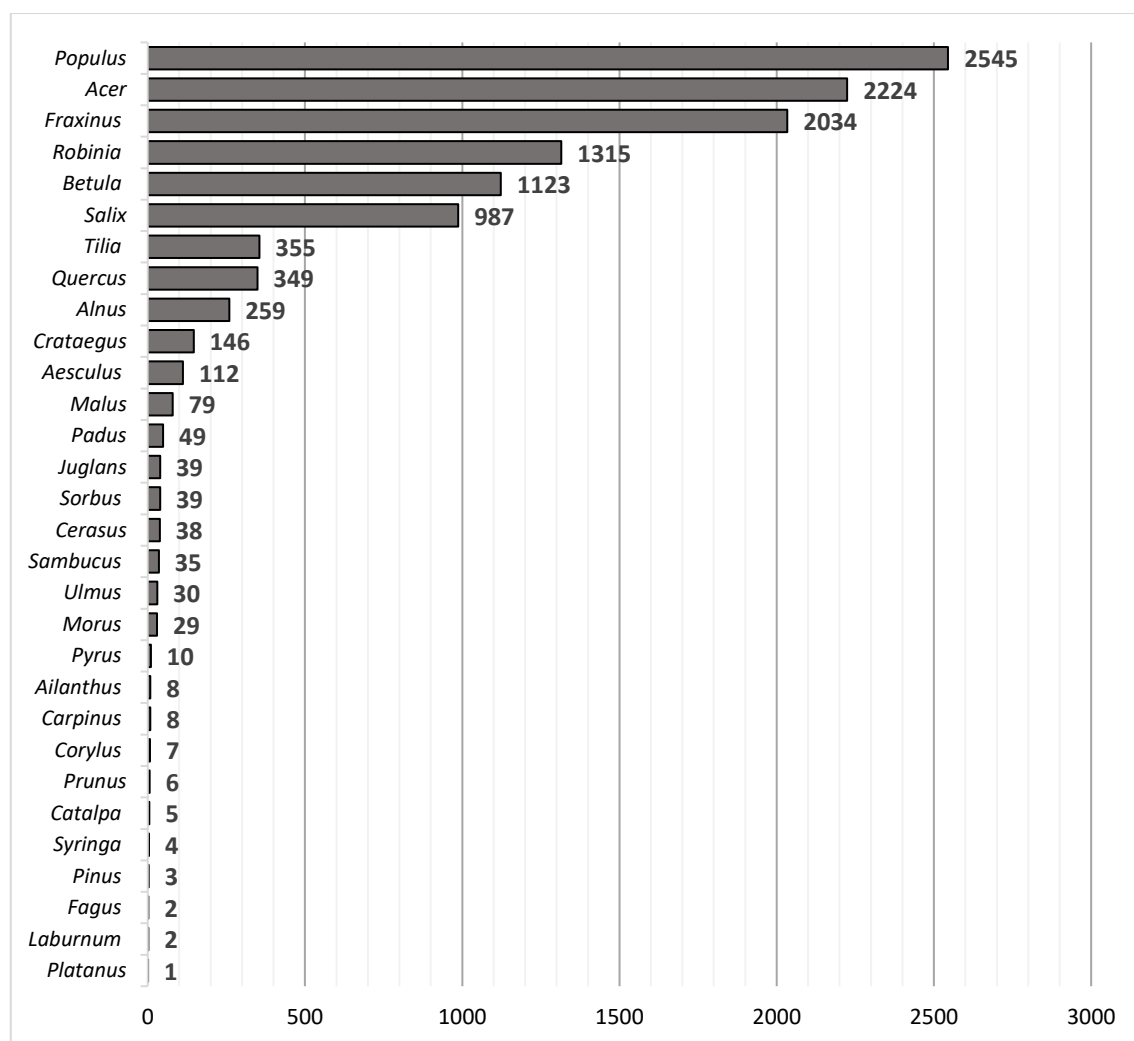
(5,71%) miał nieznacznie wyższy udział drzew skolonizowanych niż *Fagus* (3,57%), przedstawiciel drzew liściastych o najniższej wartości tego współczynnika. Najwięcej notowań mszaków epifitycznych stwierdzono na korze drzew z rodzaju *Populus* (2545 notowań), *Acer* (2224) oraz *Fraxinus* (2034) (ryc. 40). Na drzewach z rodzaju *Abies Cornus*, *Ginkgo*, *Larix*, *Picea*, *Taxus* i *Thuja* nie stwierdzono występowania epifitów mszystych.

Najwięcej gatunków mszaków stwierdzono na korze drzew z rodzaju *Populus* (67), *Fraxinus* (61) oraz *Acer* (56), *Betula* i *Salix* (po 47), *Robinia* (46) oraz *Quercus* (41) (ryc. 41). Przy czym liczba odnotowanych epifitów była różna w przypadku poszczególnych taksonów w obrębie wymienionych rodzajów. U rodzaju *Populus* najwięcej gatunków stwierdzono na korze *P. nigra* (52) (ryc. 42), w dalszej kolejności na pozostałych siedmiu taksonach z tego rodzaju stwierdzono mniejszą liczbę epifitów, u *P. 'NE 42'*(46), *P. ×canadensis* (40), *P.×berolinensis* (37), *P. 'Italica'* (30), *P. simonii* (22) oraz *P. ×canescens* i *P. tremula* (po 13). Na *F. pennsylvanica* odnotowano najwięcej gatunków epifitów spośród wszystkich drzew (ryc. 42).



Ryc. 39. Udział procentowy drzew skolonizowanych i nieskolonizowanych przez epifity (nie uwzględniono rodzajów poniżej 10 notowań)

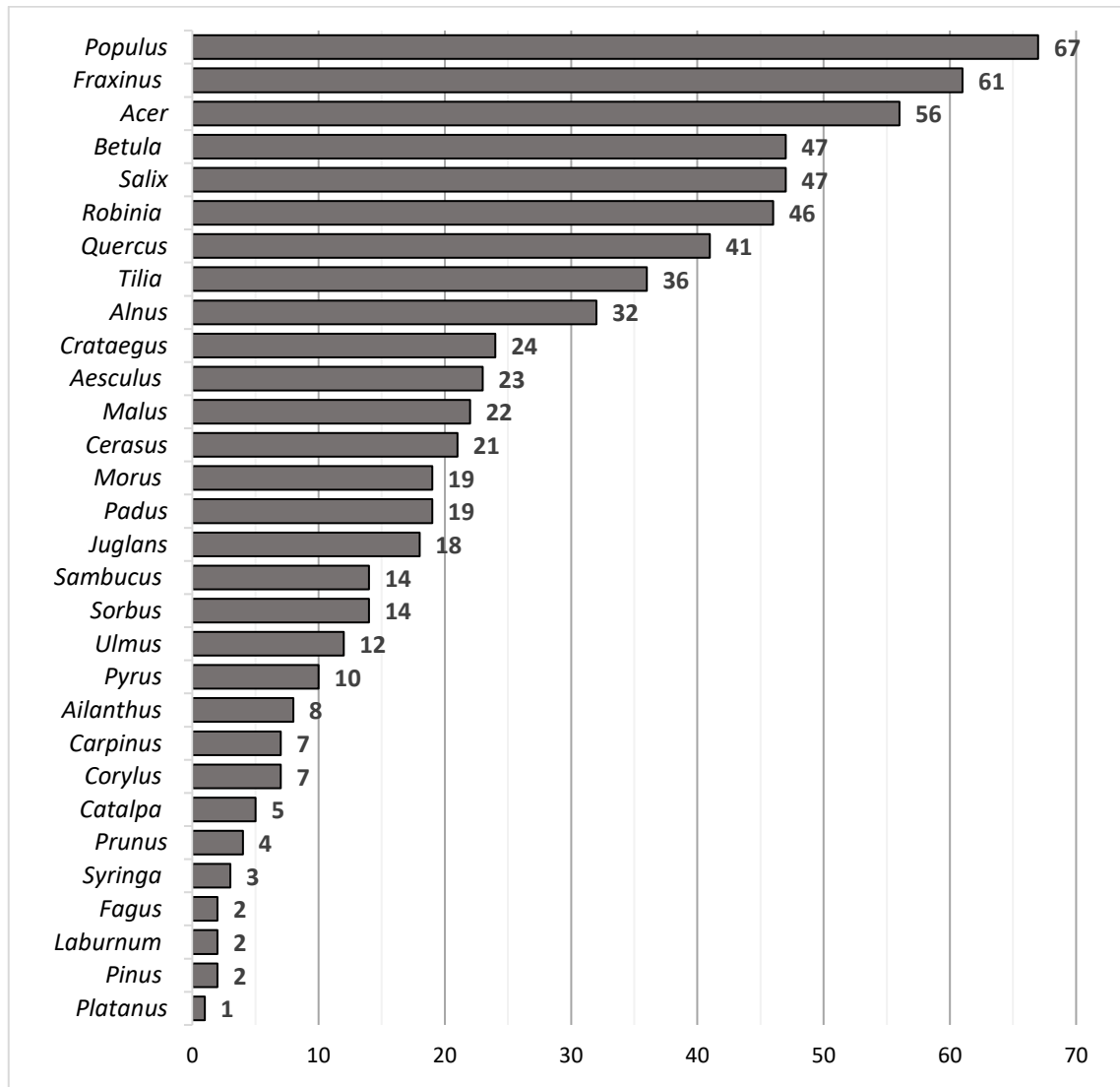
Najwięcej gatunków epifitów odnotowano na *F. pennsylvanica* (ryc. 42). Wśród klonów najwięcej gatunków stwierdzono na *A. platanoides* (49), w dalszej kolejności na *A. negundo* (43), *A. pseudoplatanus* (35), *A. saccharinum* (14), *A. campestre* (8), oraz na odnotowanym jedynie raz *A. rubrum* (4). Wśród brzoź najwięcej gatunków epifitów stwierdzono na najczęściej notowanym w badaniach taksonie – *Betula pendula* (47), znacznie więcej niż u *B. papyrifera* (5) i *B. pubescens* (na korze tej ostatniej nie stwierdzono występowania epifitów mszystych).



Ryc. 40. Zróżnicowanie całkowitej liczby notowań mszaków epifitycznych na korze poszczególnych rodzajów drzew (nie uwzględniono tych rodzajów, na korze których nie stwierdzono mszaków).

Wśród wierzb najwięcej gatunków epifitów stwierdzono na *Salix ×sepulcralis* (44), w dalszej kolejności na *S. fragilis* (36), *S. caprea* (11), a najmniej u odnotowanej

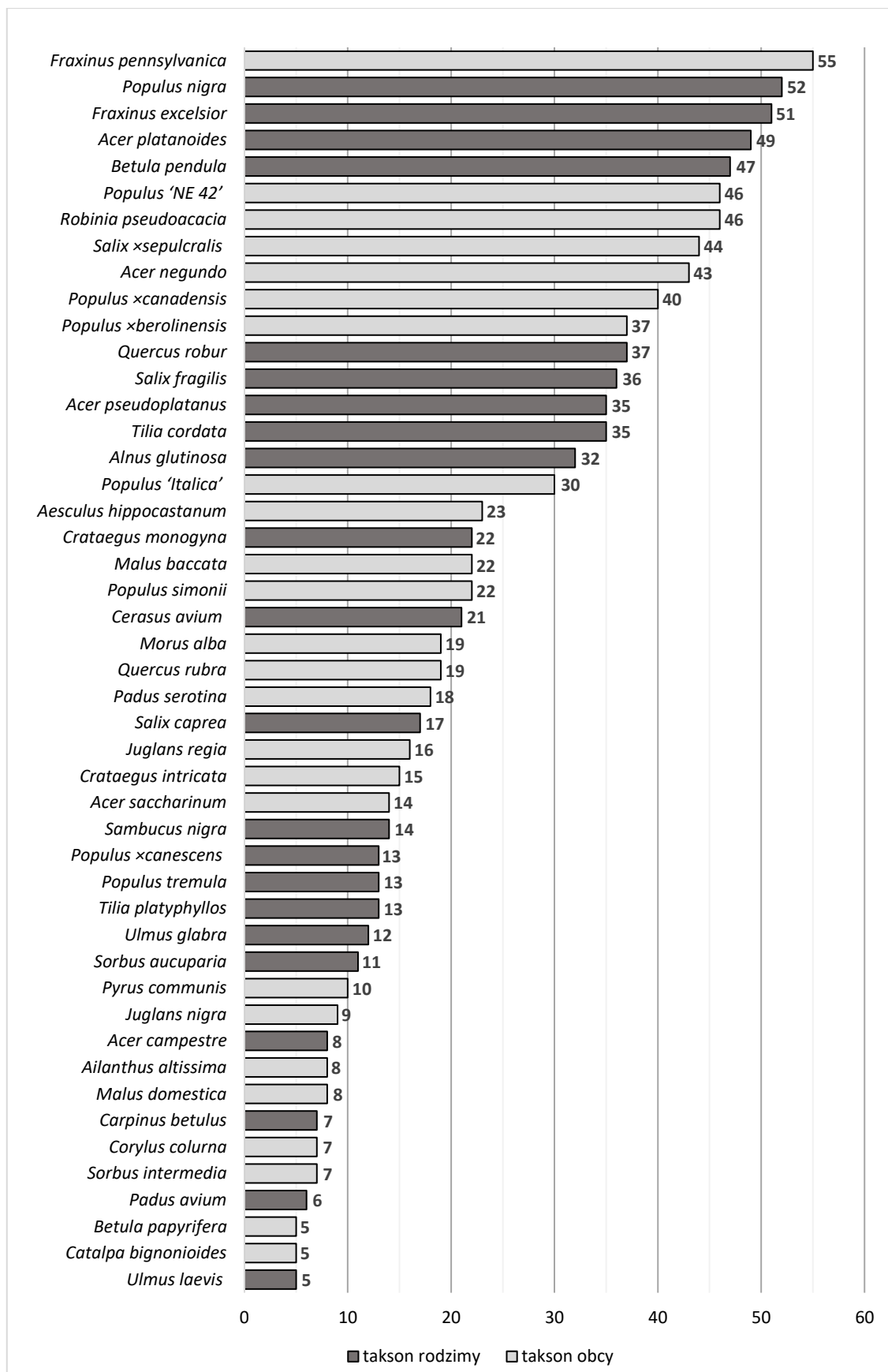
jedynie raz *S. alba* (4). Wśród dębów najwięcej notowań epifitów stwierdzono u *Quercus robur* (37), w dalszej kolejności na *Q. rubra* (19) oraz na odnotowanym jedynie raz *Q. petraea* (1).



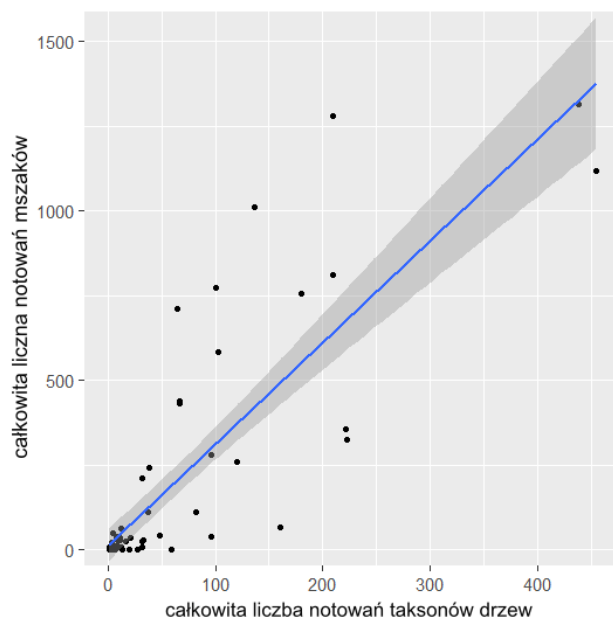
Ryc. 41. Zróżnicowanie liczby gatunków mszaków epifitycznych stwierdzonych na korze poszczególnych rodzajów drzew (nie uwzględniono tych, na korze których nie stwierdzono mszaków).

Analiza wykazała istotną statystycznie dodatnią korelację pomiędzy liczbą notowań danego taksonu drzewa, a stwierdzoną na nim liczbą gatunków epifitów mszystych (ryc. 43).

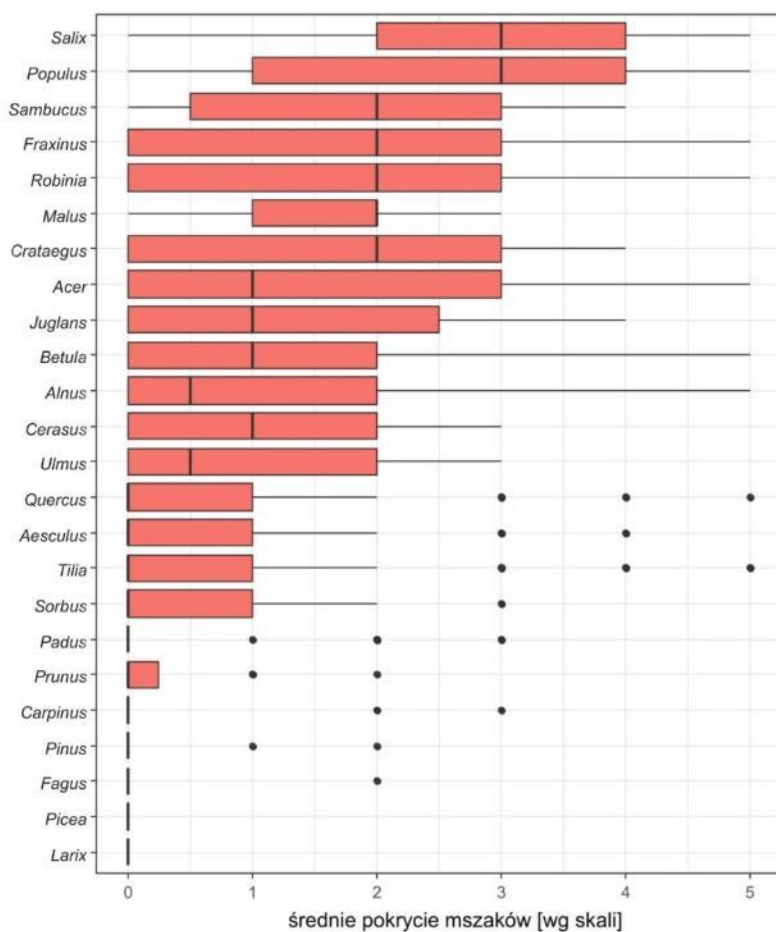
Najwyższe średnie pokrycie wśród rodzajów drzew odnotowanych nie mniej niż 10 razy stwierdzono na drzewach z rodzaju *Salix*, *Populus* oraz *Sambucus* (ryc. 44).



Ryc. 42. Zróźnicowanie liczby gatunków mszaków epifitycznych stwierdzonych na korze poszczególnych taksonów drzew (nie uwzględniono tych, na korze których stwierdzono mniej niż 5 gatunków mszaków).



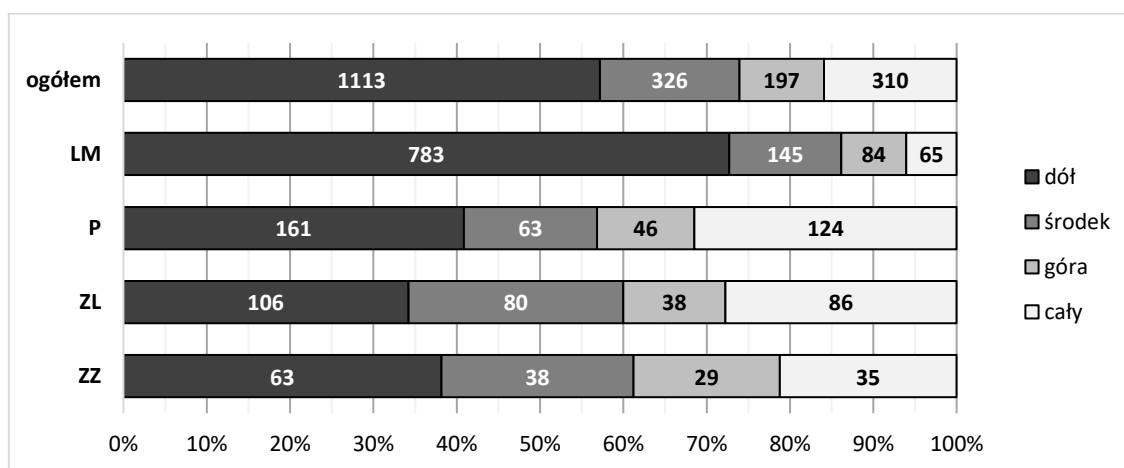
Ryc. 43. Zależność między całkowitą liczbą notowań mszaków epifytycznych na korze poszczególnych taksonów drzew, a całkowitą liczbą notowań tychże taksonów (korelacja Spearmana,  $r_s=0,71$ ,  $p<0,001$ ).



Ryc. 44. Wartość wskaźnika obfitości epifitów na korze poszczególnych rodzajów drzew (nie uwzględniono tych drzew, na korze których nie stwierdzono mszaków).

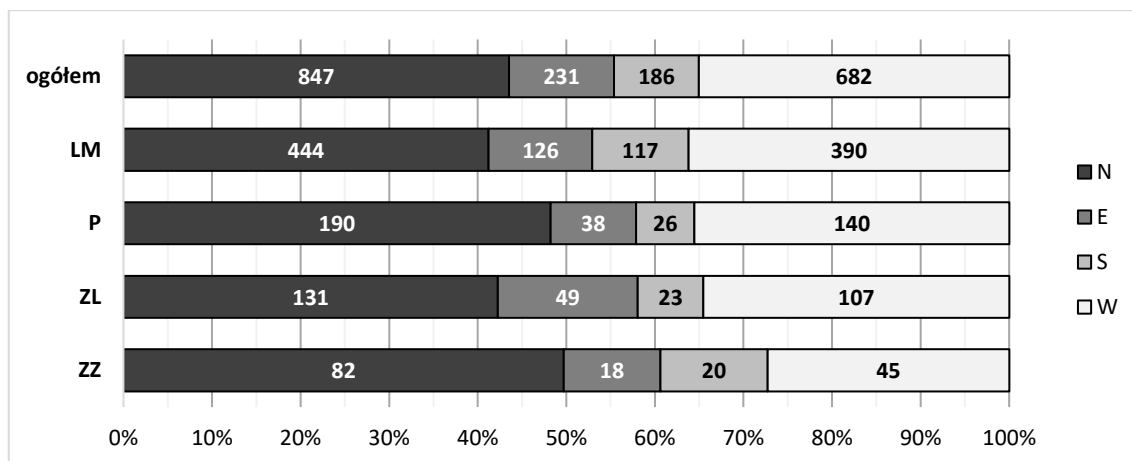
W badanym zakresie wysokości pnia (od 0,3-2,0 metra) najczęściej warstwa mszysta występowała najobficiej w jego dolnej części (od 0,3 m do 0,8 m), łącznie na 1 113 drzewach (57,19%), najrzadziej zaś w górnej części (od 1,5 m do 2,0 metra), na 197 drzewach (10,12%). We wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej warstwa mszysta najczęściej była najobficiej rozwinięta w dolnej części pnia, przy czym udział takich drzew był największy w lasach miejskich (72,70%), a najmniejszy w zabudowie luźnej (34,19%) (ryc. 45). Pnie drzew porośnięte epifitami na całym badanym odcinku stanowiły największą grupę w parkach (31,47%), a najmniejszą w lasach miejskich 6,04%.

Pod względem ekspozycji (w odniesieniu do kierunków geograficznych), pokrywa epifityczna kształtowała się najobficiej głównie po stronie północnej (na 847 drzewach, 43,53%) i zachodniej (na 682 drzewach, 35,05%) analizowanych pni drzew. Najmniej licznie mszaki pojawiały się po stronie wschodniej (na 231 drzewach, 11,87%) i południowej (na 186 drzewach, 9,56%) (ryc. 46). We wszystkich wyróżnionych formach użytkowania przestrzeni miejskiej warstwa mszysta najobficiej rozwijała się po stronie północnej. Drzewa porośnięte najobficiej przez epifity po stronie północnej miały najwyższy udział w zabudowie zwartej, a najniższy w lasach miejskich. Drzewa, u których warstwa mszysta występowała najobficiej po stronie południowej stanowiły najmniej liczną grupę we wszystkich czterech formach użytkowania przestrzeni miejskiej, udział takich drzew był najwyższy w zabudowie zwartej 12,12%, a najniższy w parkach 6,6%.



Ryc. 45. Udział procentowy poszczególnych klas forofitów podzielonych pod względem strefy pnia, w której zaobserwowano największą obfitość występowania epifitów mszystych, ogółem oraz w wyróżnionych formach użytkowania przestrzeni miejskiej; LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

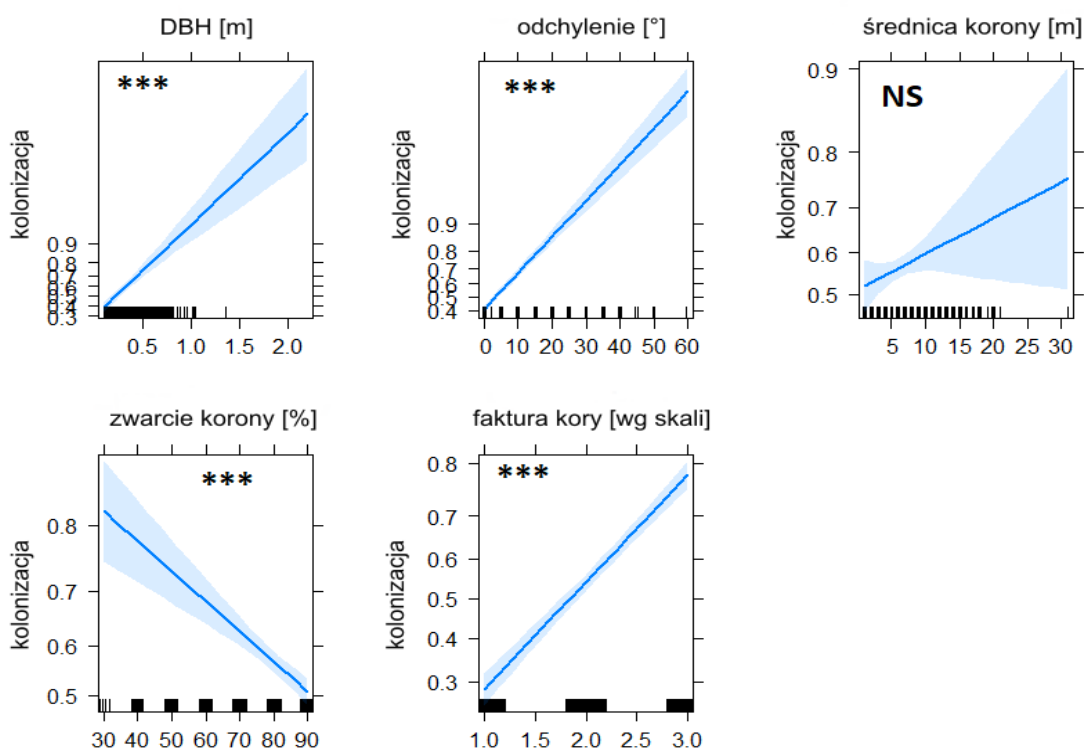




Ryc. 46. Udział procentowy poszczególnych klas forofitów podzielonych pod względem ekspozycji epifitów mszystych na kierunku świata, ogółem oraz w wyróżnionych formach użytkowania przestrzeni miejskiej; LM – lasy miejskie, P – parki, ZL – zabudowa luźna, ZZ – zabudowa zwarta.

### 3.6. Czynniki wpływające na występowanie mszaków epifitycznych

Prawdopodobieństwo stwierdzenia epifitów mszystych na korze drzew było dodatnio skorelowane z pierśnicą (DBH), stopniem odchyleniem drzewa oraz fakturą kory (stopniem spękania). Korelacja wykazała wartość ujemną w przypadku zwarcia koron drzew (ryc. 47, tab. 9). W przypadku średnicy korony drzew zależność ta okazała się statystycznie nieistotna.

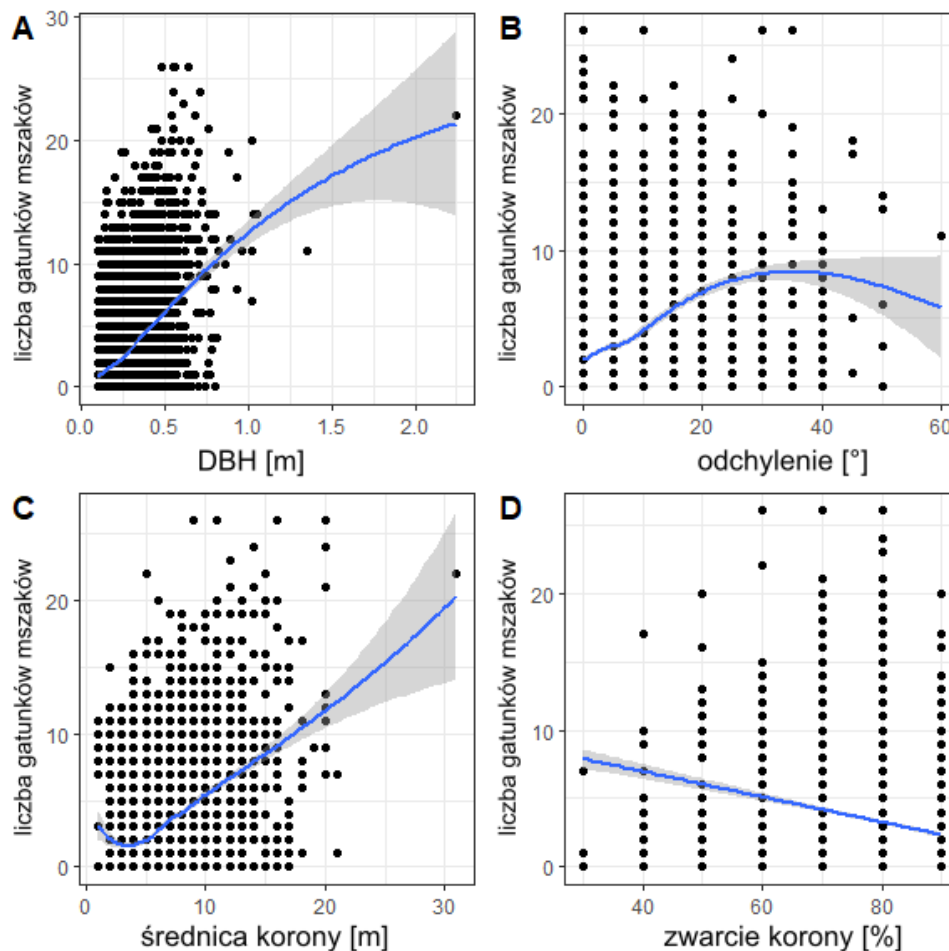


Ryc. 47. Prawdopodobieństwo (0 – 1) kolonizacji drzew przez mszaki (NS – nieistotne, \*\*\*  $p < 0,0001$ ) na podstawie modelu GLM z regresją logistyczną.

Tab. 9. Współczynniki ogólnego modelu liniowego z funkcją logistyczną (GLM) dla prawdopodobieństwa kolonizacji drzew przez mchy

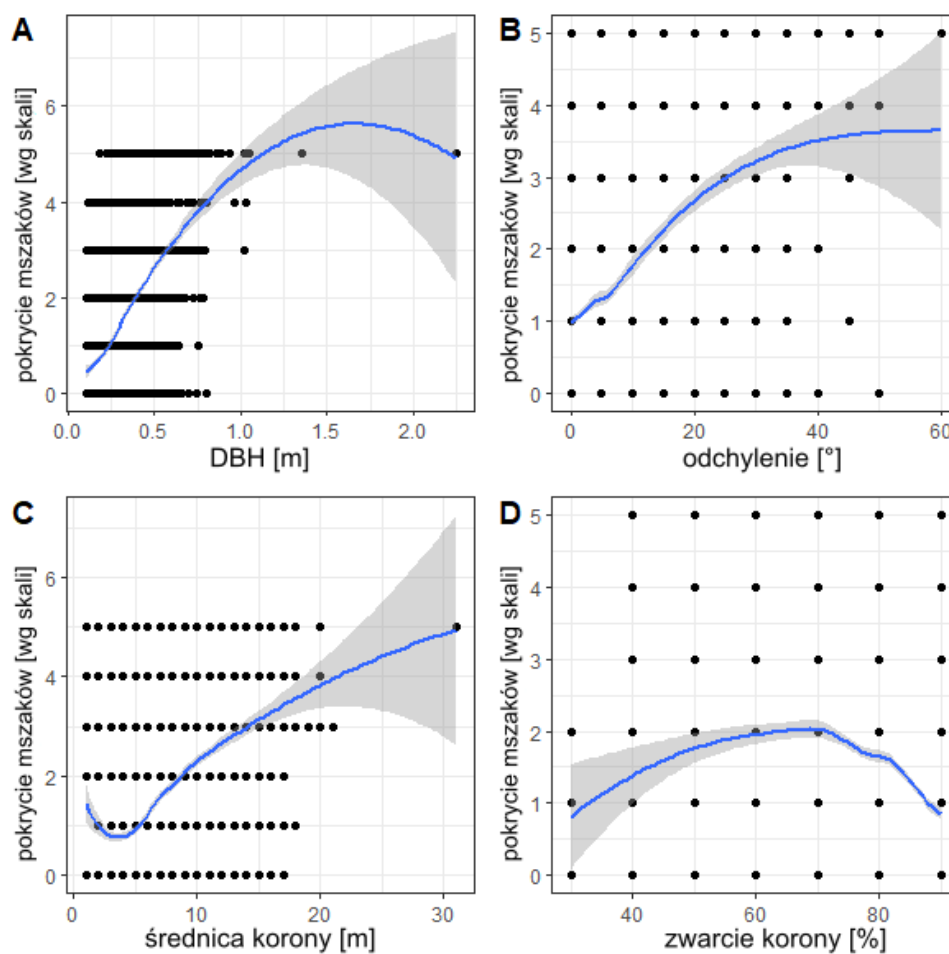
	Estimate	SE	z	Pr(> z )
(Intercept)	-2,064278	0,362116	-5,701	<0,0001
DBH	3,847589	0,517448	7,436	<0,0001
odchylenie pnia	0,108518	0,006593	16,460	<0,0001
średnica korony	0,035055	0,022504	1,558	0,119
zwarcie korony	-0,024553	0,004071	-6,031	<0,0001
faktura kory	1,097288	0,065455	16,764	<0,0001

Analiza zależności pomiędzy bogactwem gatunkowym a wybranymi cechami dendrometrycznymi forofitów wykazała ich istotność dla całkowitej liczby gatunków (ryc. 48, załącznik I). Dla DBH oraz średnicy korony trend był generalnie wzrostowy. W przypadku odchylenia pnia drzewa trend był zmienny, dodatni, aż do wartości 35° odchylenia, powyżej tej wartości obserwowane bogactwo gatunkowe zaczynało spadać. W przypadku zwarcia korony drzewa trend był spadkowy wraz ze wzrostem zwarcia korony.



Ryc. 48. Porównanie liczby gatunków mszaków w zależności od cech dendrometrycznych badanych drzew (A-D). Wyniki są istotne wg GLMM.

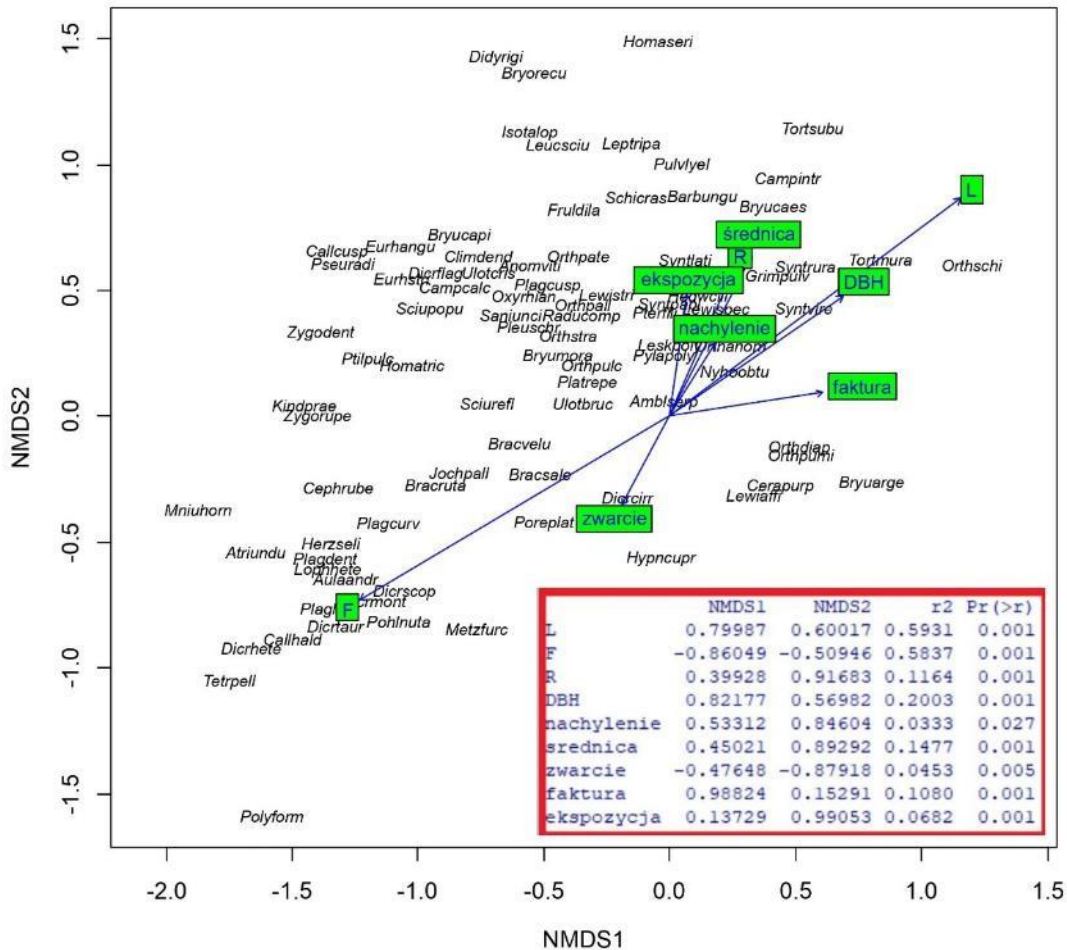
Obfitość mszaków epifitycznych była również zależna od cech forofitów (ryc. 49, załącznik II). Kształtowała się zmiennie. W przypadku DBH obfitość mszaków wzrastała wraz ze wzrostem watości pierśnicy, aż do DBH  $\approx 1.75$  metra, gdzie zaczęła spadać. Odchylenie pnia drzewa było zasadniczo dodatnio skorelowane z obfitością występowania epifitów mszystych. W przypadku średnicy korony po początkowym spadku wraz ze wzrostem wartości do 4 metrów obserwowano stały wzrost obfitości epifitów wraz ze wzrostem wartości tej cechy. W przypadku zwarcia korony drzew obserwowano wzrost obfitości aż do 70%, gdzie po przekroczeniu tej wartości następował stopniowy spadek obfitości mszaków.



Ryc. 49. Zależność między pokryciem gatunków mszaków na badanych drzewach a cechami dendrometrycznymi badanych drzew. Wyniki są istotne wg GLMM

Analiza ordynacyjna (NMDS) wyróżnionych czynników siedliskowych wykazała, że największą istotność dla układu gatunków w przestrzeni miała uśredniona wartość wskaźnika świetlnego (L) oraz wilgotności (F) (ryc. 50). Wartość wskaźnika wilgotności oraz zwarcie korony drzewa było w pewnym stopniu ze sobą słabo skorelowane.

Z drugiej strony czynniki takie jak nachylenie pnia, ekspozycja, średnica korony oraz średnia wartość odczynu podłoża (R), a także pierśnica i średnia wartość wskaźnika świetlnego (L) oraz w ograniczonym zakresie również faktura kory, wykazywały wzajemnie dodatnią korelację.



Ryc. 50. Diagram niemetrycznego wielowymiarowego skalowania (NMDS) z pasywnym dopasowaniem czynników siedliskowych wpływających na występowanie poszczególnych gatunków epifitów mszystych. Objasnienia: DBH– wartość pierśnicy [m]; średnica – średnica korony drzewa [m]; zwarcie – zwarcie korony przy pniu [%]; faktura – faktura kory [wg. skali]; nachylenie – wartość odchylenia pnia[°]; ekspozycja – kierunek geograficzny, w którym gatunek występował najobficiej; L – wskaźnik świetlny; F – wskaźnik wilgotności; R – wskaźnik odczynu podłoża.

Znaczna część gatunków wykazywała brak ścisłego przywiązania do poszczególnych analizowanych czynników, były to najczęściej mszaki notowane sporadycznie jak m.in. *Bryum capillare*, *Climacium dendroides*, *Eurhynchium angustirete* czy *Ulotta crista*. Wartość wskaźnika wilgotności (F) wyraźnie grupowała gatunki przywiązane do siedlisk leśnych, wśród których do częścię notowanych należały m.in. *Dicranum montanum*, *D. scoparium*, *Lophocolea heterophylla*, *Plagiothecium laetum*, *Pohlia nutans*. Natomiast z gatunków bardzo częstych *Dicranoweisia cirrata* i *Hypnum cupressiforme*

wykazywały związek ze zwarciem korony drzewa. Nachylenie pnia, a także ekspozycja, średnica korony drzewa, DBH, a także uśredniona wartość wskaźnika odczynu podłoża, pozostawały ze sobą blisko skorelowane i grupowały dość liczną grupę gatunków m.in. *Leskea polycarpa*, *Orthotrichum anomlaum*, *Pylaisia polyantha* (nachylenie pnia drzewa), *Lewinskya speciosa*, *Pterigynandrum filiforme*, *Syntrichia papillosa* (nachylenie/ekspozycja), *Lewinskya striata*, *Syntrichia latifolia* (ekspozycja), *Syntrichia virescens*, *Tortula muralis* (DBH), *Grimmia pulvinata*, *Syntrichia ruralis* (ekspozycja/DBH/średnica korony drzewa/R). Część z notowanych bardzo często gatunków jak *Bryum argenteum*, *Ceratodon purpureus*, *Lewinskya affinis*, *Orthotrichum diaphanum* i *O. pumilum*, grupowała się wzajemnie blisko siebie, ale nie wykazywało ścisłego przywiązania do wybranych czynników, a jedynie słabą korelację ze zwarciem korony drzewa oraz fakturą kory.

### 3.7. Lista wraz z ogólną charakterystyką gatunków mszaków

*Amblystegium serpens* (Hedw.) Schimp. – mech plagiotropowy z rodziny Amblystegiaceae; gatunek bardzo częsty (852 notowania, 167 stanowisk; załącznik VI, map. 1), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Acer negundo*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Robinia pseudoacacia* i *Populus* ‘NE 42’).

*Anomodon viticulosus* (Hedw.) Hook. & Taylor – mech plagiotropowy z rodziny Anomodontaceae; gatunek bardzo rzadki (2 notowania, 2 stanowiska; map. 2), odnotowany wyłącznie w lasach miejskich na *Fraxinus pennsylvanica* i *Populus ×berolinensis*; podlega ochronie częściowej.

*Atrichum undulatum* (Hedw.) P.Beauv. – mech ortotropowy z rodziny Polytrichaceae; gatunek rzadki (10 notowań, 6 stanowisk; map. 3), odnotowany wyłącznie w lasach miejskich, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla tej formy użytkowania przestrzeni miejskiej; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Robinia pseudoacacia*).

*Aulacomnium androgynum* (Hedw.) Schwägr. – mech ortotropowy z rodziny Aulacomniaceae; gatunek bardzo rzadki (2 notowania, 2 stanowiska; map. 4), odnotowany wyłącznie w lasach miejskich na *Alnus glutinosa* i *Robinia pseudoacacia*.

*Barbula unguiculata* Hedw. – mech ortotropowy z rodziny Pottiaceae; gatunek bardzo rzadki (5 notowań, 4 stanowiska; map. 5), odnotowany w lasach miejskich, parkach oraz zabudowie luźnej, wyłącznie na topolach.

*Brachytheciastrum velutinum* (Hedw.) Ignatov & Huttunen – mech plagiotropowy z rodziny Brachytheciaceae; gatunek częsty (359 notowań, 91 stanowisk; map. 6), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Robinia pseudoacacia* i *Fraxinus pennsylvanica*).

*Brachythecium rutabulum* (Hedw.) Schimp. – mech plagiotropowy z rodziny Brachytheciaceae; gatunek niezbyt częsty (178 notowań, 50 stanowisk; map. 7), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Populus ×canadensis* i *Robinia pseudoacacia*).

*Brachythecium salebrosum* (Hoffm. ex F.Weber & D.Mohr) Schimp. – mech plagiotropowy z rodziny Brachytheciaceae; gatunek bardzo częsty (892 notowania, 139 stanowisk; map. 8), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Robinia pseudoacacia*, *Fraxinus pennsylvanica* i *Acer negundo*).

*Bryoerythrophyllum recurvirostrum* (Hedw.) P.C.Chen – mech ortotropowy z rodziny Pottiaceae; gatunek bardzo rzadki (2 notowania, 2 stanowiska; map. 9), odnotowany w parku i zabudowie luźnej na *Fraxinus excelsior* i *Salix ×sepulcralis*.

*Bryum argenteum* Hedw. – mech ortotropowy z rodziny Bryaceae; gatunek bardzo częsty (245 notowań, 109 stanowisk; map. 10), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla zabudowy zwartej; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Fraxinus pennsylvanica*, *Fraxinus excelsior* i *Acer platanoides*).

*Bryum caespiticium* Hedw. – mech ortotropowy z rodziny Bryaceae; gatunek rzadki (15 notowań, 14 stanowisk; map. 11), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej na różnych taksonach drzew.

*Bryum capillare* Hedw. [*Rosulabryum capillare* (Hedw.) J.R.Spence] – mech ortotropowy z rodziny Bryaceae; gatunek bardzo rzadki (2 notowania, 2 stanowiska; map. 12), odnotowany wyłącznie w lasach miejskich, wyłącznie na topolach.

*Bryum moravicum* Podp. [*Rosulabryum laevifilum* (Syed) Ochyra] – mech ortotropowy z rodziny Bryaceae; gatunek częsty (311 notowań, 98 stanowisk; map. 13), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Robinia pseudoacacia* i *Fraxinus pennsylvanica*).

*Callicladium haldanianum* (Grev.) H.A.Crum – mech plagiotropowy z rodziny Callicladiaceae; gatunek rzadki (11 notowań, 6 stanowisk; map. 14), odnotowany wyłącznie w lasach miejskich, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla tej formy użytkowania przestrzeni miejskiej; występował głównie na *Betula pendula*.

*Calliergonella cuspidata* (Hedw.) Loeske – mech plagiotropowy z rodziny Pylaisiaceae; gatunek bardzo rzadki (1 notowanie, 1 stanowisko; map. 15), odnotowany w lesie miejskim na *Populus nigra*; podlega ochronie częściowej.

*Campylophyllopsis calcarea* (Crundw. & Nyholm) Ochyra [*Campylidium calcareum* (Crundwell & Nyholm) Ochyra] – mech plagiotropowy z rodziny Amblystegiaceae; gatunek bardzo rzadki (1 notowanie, 1 stanowisko; map. 16), odnotowany w lesie miejskim na *Salix fragilis*; w regionie bliski zagrożenia (NT).

*Campylopus introflexus* (Hedw.) Brid. – mech ortotropowy z rodziny Leucobryaceae; gatunek bardzo rzadki (1 notowanie, 1 stanowisko; map. 17), odnotowany w zabudowie zwartej na *Fraxinus pennsylvanica*.

*Cephaloziella rubella* (Nees) Warnst. – wątrobowiec liściasty z rodziny Cephaloziellaceae; gatunek bardzo rzadki (4 notowania, 4 stanowiska; map. 18), odnotowany wyłącznie w lasach miejskich, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla tej formy użytkowania przestrzeni miejskiej; występował wyłącznie na *Betula pendula*; w regionie bliski zagrożenia (NT).

*Ceratodon purpureus* (Hedw.) Brid. – mech ortotropowy z rodziny Ditrichaceae; gatunek bardzo częsty (641 notowań, 179 stanowisk; map. 19), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla parków; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Robinia pseudoacacia* i *Fraxinus pennsylvanica*).

*Climacium dendroides* (Hedw.) F.Weber & D.Mohr – mech plagiotropowy z rodziny Climaciaceae; gatunek bardzo rzadki (2 notowania, 2 stanowiska; map. 20), odnotowany w lesie miejskim i parku, wyłącznie na topolach; podlega ochronie częściowej.

*Dicranella heteromalla* (Hedw.) Schimp. – mech ortotropowy z rodziny Dicranellaceae; gatunek rzadki (38 notowań, 15 stanowisk; map. 21), odnotowany w lasach miejskich oraz parkach, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Betula pendula*).

*Dicranoweisia cirrata* (Hedw.) Lindb. – mech ortotropowy z rodziny Rhabdoweisiaceae; gatunek bardzo częsty (433 notowania, 126 stanowisk; map. 22), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla parków; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Robinia pseudoacacia* i *Betula pendula*).

*Dicranum flagellare* Hedw. [*Orthodicranum flagellare* (Hedw.) Loeske] – mech ortotropowy z rodziny Dicranaceae; gatunek bardzo rzadki (1 notowanie, 1 stanowisko; map. 23), odnotowany w lesie miejskim na *Betula pendula*.

*Dicranum montanum* Hedw. [*Orthodicranum montanum* (Hedw.) Loeske] – mech ortotropowy z rodziny Dicranaceae; gatunek częsty (314 notowań, 61 stanowisk; map. 24), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Betula pendula*).

*Dicranum scoparium* Hedw. – mech ortotropowy z rodziny Dicranaceae; gatunek częsty (254 notowania, 66 stanowisk; map. 25), odnotowany w lasach miejskich, parkach oraz w zabudowie luźnej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Betula pendula*); podlega ochronie częściowej.



*Dicranum tauricum* Sapjegin [*Orthodicranum tauricum* (Sapjegin) Smirnova] – mech ortotropowy z rodziny Dicranaceae; gatunek rzadki (22 notowania, 13 stanowisk; map. 26), odnotowany w lasach miejskich, parkach oraz w zabudowie luźnej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Betula pendula*).

*Didymodon rigidulus* Hedw. – mech ortotropowy z rodziny Pottiaceae; gatunek bardzo rzadki (1 notowanie, 1 stanowisko; map. 27), odnotowany w parku na *Populus nigra*.

*Eurhynchium angustirete* (Broth.) T.J.Kop. – mech plagiotropowy z rodziny Brachytheciaceae; gatunek bardzo rzadki (4 notowania, 3 stanowiska; map. 28), odnotowany w lasach miejskich oraz parkach na różnych taksonach drzew; podlega ochronie częściowej.

*Eurhynchium striatum* (Hedw.) Schimp. – mech plagiotropowy z rodziny Brachytheciaceae; gatunek bardzo rzadki (1 notowanie, 1 stanowisko; map. 29), odnotowany w lesie miejskim na *Populus nigra*; podlega ochronie częściowej.

*Frullania dilatata* (L.) Dumort. – wątrobowiec liściasty z rodziny Frullaniaceae; gatunek rzadki (13 notowań, 13 stanowisk; map. 30), odnotowany w lasach miejskich, parkach oraz w zabudowie luźnej; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Salix ×sepulcralis*); podlega ochronie częściowej, w regionie bliski zagrożenia (NT).

*Grimmia pulvinata* (Hedw.) Sm. [*Dryptodon pulvinatus* (Hedw.) Brid.] – mech ortotropowy z rodziny Grimmiaceae; gatunek niezbyt częsty (42 notowania, 34 stanowiska; map. 31), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla parków; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Fraxinus pennsylvanica*).

*Hedwigia ciliata* (Hedw.) P.Beauv. – mech ortotropowy z rodziny Hedwigiaceae; gatunek rzadki (7 notowań, 6 stanowisk; map. 32), odnotowany w parkach, zabudowie luźnej oraz w zabudowie zwartej, na różnych taksonach drzew.

*Herzogiella seligeri* (Brid.) Z.Iwats. – mech plagiotropowy z rodziny Plagiotheciaceae; gatunek rzadki (36 notowań, 19 stanowisk; map. 33), odnotowany w lasach miejskich oraz parkach, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Robinia pseudoacacia* i *Betula pendula*).

*Homalia trichomanoides* (Hedw.) Brid. [*Homalia trichomanoides* (Hedw.) Schimp.] – mech plagiotropowy z rodziny Neckeraceae; gatunek bardzo rzadki (1 notowanie, 1 stanowisko; map. 34), odnotowany w lesie miejskim na *Fraxinus pennsylvanica*; podlega ochronie częściowej, regionalnie bliski zagrożenia (NT).

*Homalothecium sericeum* (Hedw.) Schimp. – mech plagiotropowy z rodziny Brachytheciaceae; gatunek bardzo rzadki (3 notowania, 3 stanowiska; map. 35), odnotowany w parkach oraz zabudowie luźnej na *Acer negundo* i *Populus* ‘NE 42’.

*Hypnum cupressiforme* Hedw. – mech plagiotropowy z rodziny Hypnaceae; gatunek bardzo częsty (1561 notowań, 194 stanowiska; map. 36), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Robinia pseudoacacia*, *Betula pendula* i *Fraxinus pennsylvanica*). Odmiana *Hypnum cupressiforme* var. *heseleri* (Ando & Higuchi) M.O.Hill została stwierdzona na powierzchni parkowej, na korze *Salix ×sepulcralis* (1 notowanie, 1 stanowisko; map. 37).

*Isothecium alopecuroides* (Lam. ex Dubois) Isov. – mech plagiotropowy z rodziny Lembophyllaceae; gatunek bardzo rzadki (1 notowanie, 1 stanowisko; map. 38), odnotowany w parku na *Acer negundo*.

*Jochenia pallescens* (Hedw.) Hedenäs, Schlesak & D.Quandt [*Hypnum pallescens* (Hedw.) P.Beauv.] – mech plagiotropowy z rodziny Jocheniaceae; gatunek częsty (161 notowań, 60 stanowisk; map. 39), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Betula pendula*, *Robinia pseudoacacia* i *Fraxinus pennsylvanica*).

*Kindbergia praelonga* (Hedw.) Ochyra – mech plagiotropowy z rodziny Brachytheciaceae; gatunek bardzo rzadki (1 notowanie, 1 stanowisko; map. 40), odnotowany w lesie miejskim na *Populus ×canadensis*.

*Leptodictyum riparium* (Hedw.) Warnst. – mech plagiotropowy z rodziny Amblystegiaceae; gatunek bardzo rzadki (4 notowania, 4 stanowiska; map. 41), odnotowany wyłącznie w parkach, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla tej formy użytkowania przestrzeni miejskiej; występował na różnych taksonach drzew.

*Leskea polycarpa* Hedw. – mech plagiotropowy z rodziny Leskeaceae; gatunek bardzo częsty (250 notowań, 105 stanowisk; map. 42), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla parków; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Acer negundo*, *Populus* ‘NE 42’ i *Salix* ×*sepulcralis*).

*Leucodon sciuroides* (Hedw.) Schwägr. – mech plagiotropowy z rodziny Leucodontaceae; gatunek bardzo rzadki (3 notowania, 3 stanowiska; map. 43) odnotowany w lasach miejskich i parkach na *Populus* ‘Italica’ i *Salix* ×*sepulcralis*; w regionie bliski zagrożenia (NT).

*Lewinskya affinis* (Schrad. ex Brid.) F.Lara, Garilleti & Goffinet [*Orthotrichum affine* Schrad. ex Brid.] – mech ortotropowy z rodziny Orthotrichaceae; gatunek bardzo częsty (903 notowania; 180 stanowisk; map. 44), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Fraxinus pennsylvanica* i *Acer negundo*). Odmiana *Lewinskya affinis* var. *bohemica* (Plášek & Sawicki) Plášek została stwierdzona, we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej (12 notowań, 10 stanowisk; map. 45).

*Lewinskya speciosa* (Nees) F.Lara, Garilleti & Goffinet [*Orthotrichum speciosum* Nees] – mech ortotropowy z rodziny Orthotrichaceae; gatunek bardzo częsty (223 notowania, 106 stanowisk; map. 46), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla parków; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Fraxinus pennsylvanica* i *Salix* ×*sepulcralis*).

*Lewinskya striata* (Hedw.) F.Lara, Garilleti & Goffinet [*Orthotrichum striatum* Hedw.] – mech ortotropowy z rodziny Orthotrichaceae; gatunek niezbyt częsty (52 notowania, 36 stanowisk; map. 47), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Fraxinus pennsylvanica* i *Populus* ‘NE 42’); w Polsce narażony na wyginięcie (V).

*Lophocolea heterophylla* (Schrad.) Dumort. – wątrobowiec liściasty z rodziny Lophocoleaceae; gatunek niezbyt częsty (267 notowań, 40 stanowisk; map. 48), odnotowany w lasach miejskich, parkach oraz w zabudowie luźnej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Betula pendula*).

*Metzgeria furcata* (L.) Corda [*Metzgeria furcata* (L.) Dumort.] – wątrobowiec plechowaty z rodziny Metzgeriaceae; gatunek rzadki (6 notowań, 6 stanowisk; map. 49), odnotowany w lasach miejskich oraz parkach, na różnych taksonach drzew .

*Mnium hornum* Hedw. – mech ortotropowy z rodziny Mniaceae; gatunek bardzo rzadki (1 notowanie, 1 stanowisko; map. 50), odnotowany w lesie miejskim na *Betula pendula*.

*Nyholmiella obtusifolia* (Brid.) Holmen & E.Warncke [*Orthotrichum obtusifolium* Brid.] – mech ortotropowy z rodziny Orthotrichaceae; gatunek częsty (245 notowań, 91 stanowisk; map. 51), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla zabudowy luźnej; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Acer negundo*, *Populus* ‘NE 42’ i *Salix ×sepulcralis*).

*Orthotrichum anomalum* Hedw. – mech ortotropowy z rodziny Orthotrichaceae; gatunek częsty (190 notowań, 92 stanowiska; map. 52), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla zabudowy luźnej; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Acer negundo*, *Populus* ‘NE 42’ i *Fraxinus pennsylvanica*).

*Orthotrichum diaphanum* Brid. – mech ortotropowy z rodziny Orthotrichaceae; gatunek bardzo częsty (666 notowań, 172 stanowiska; map. 53), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla zabudowy luźnej; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Acer negundo*, *Fraxinus pennsylvanica* i *F. excelsior*).

*Orthotrichum pallens* Bruch ex Brid. – mech ortotropowy z rodziny Orthotrichaceae; gatunek niezbyt częsty (60 notowań, 46 stanowisk; map. 54), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Acer negundo*).

*Orthotrichum patens* Bruch ex Brid. – mech ortotropowy z rodziny Orthotrichaceae; gatunek niezbyt częsty (39 notowań, 28 stanowisk; map. 55), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla parków; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Fraxinus pennsylvanica*); w Polsce rzadki (R).

*Orthotrichum pulchellum* Brunt. – mech ortotropowy z rodziny Orthotrichaceae; gatunek bardzo rzadki (2 notowania, 2 stanowiska; map. 56), odnotowany w lesie miejskim i parku na *Fraxinus pennsylvanica* i *Quercus robur*.

*Orthotrichum pumilum* Sw. ex anon. – mech ortotropowy z rodziny Orthotrichaceae; gatunek bardzo częsty (680 notowań, 169 stanowisk; map. 57), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla zabudowy luźnej; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Acer negundo* i *Fraxinus pennsylvanica*).

*Orthotrichum schimperi* Hammar – mech ortotropowy z rodziny Orthotrichaceae; gatunek bardzo rzadki (1 notowanie, 1 stanowisko; map. 58), odnotowany w zabudowie zwartej na *Acer pseudoplatanus*.

*Orthotrichum stramineum* Hornsch. ex Brid. – mech ortotropowy z rodziny Orthotrichaceae; gatunek częsty (167 notowań, 77 stanowisk; map. 59), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Fraxinus pennsylvanica* i *Salix ×sepulcralis*); w Polsce narażony na wyginięcie (V).

*Oxyrrhynchium hians* (Hedw.) Loeske – mech plagiotropowy z rodziny Brachytheciaceae; gatunek bardzo rzadki (2 notowania, 2 stanowiska; map. 60), odnotowany w lesie miejskim i parku na *Acer negundo* i *Populus* ‘NE 42’.

*Plagiomnium cuspidatum* (Hedw.) T.J.Kop. – mech ortotropowy z rodziny Mniaceae; gatunek częsty (127 notowań, 54 stanowiska; map. 61), odnotowany w lasach miejskich, parkach oraz w zabudowie luźnej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla parków; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Acer platanoides* i *Fraxinus pennsylvanica*).

*Plagiothecium curvifolium* Schlieph. ex Limpr. – mech plagiotropowy z rodziny Plagiotheciaceae; gatunek rzadki (24 notowania, 14 stanowisk; map. 62), odnotowany w lasach miejskich oraz parkach, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Betula pendula*, *Alnus glutinosa* i *Robinia pseudoacacia*).

*Plagiothecium denticulatum* (Hedw.) Schimp. – mech plagiotropowy z rodziny Plagiotheciaceae; gatunek rzadki (8 notowań, 6 stanowisk; map. 63), odnotowany wyłącznie w lasach miejskich, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla tej formy użytkowania przestrzeni miejskiej; występował na różnych taksonach drzew.

*Plagiothecium laetum* Schimp. – mech plagiotropowy z rodziny Plagiotheciaceae; gatunek niezbyt częsty (127 notowań, 31 stanowisk; map. 64), odnotowany w lasach miejskich oraz parkach, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Betula pendula* i *Robinia pseudoacacia*).

*Platygyrium repens* (Brid.) Schimp. – mech plagiotropowy z rodziny Pylaisiadelphaceae; gatunek częsty (95 notowań, 59 stanowisk; map. 65), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla parków; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Acer platanoides*, *Salix ×sepulcralis*, *Fraxinus pennsylvanica* i *Robinia pseudoacacia*).

*Pleurozium schreberi* (Willd. ex Brid.) Mitt. – mech plagiotropowy z rodziny Hylocomiaceae; gatunek niezbyt częsty (32 notowania, 23 stanowiska; map. 66), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Betula pendula*); podlega ochronie częściowej.

*Pohlia nutans* (Hedw.) Lindb. – mech ortotropowy z rodziny Mniaceae; gatunek niezbyt częsty (92 notowania, 34 stanowiska; map. 67), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Betula pendula*).

*Polytrichum formosum* Hedw. [*Polytrichastrum formosum* (Hedw.) G.L.Sm.] – mech ortotropowy z rodziny Polytrichaceae; gatunek bardzo rzadki (1 notowanie, 1 stanowisko; map. 68), odnotowany w lesie miejskim na *Betula pendula*.

*Porella platyphylla* (L.) Pfeiff. – wątrobowiec liściasty z rodziny Porellaceae; gatunek bardzo rzadki (2 notowania, 2 stanowiska; map. 69), odnotowany wyłącznie w lasach miejskich na *Acer negundo* i *Fraxinus pennsylvanica*; podlega ochronie ścisłej, bliski zagrożenia w regionie i w Polsce (NT).

*Pseudocampyllum radicale* (P.Beauv.) Vanderp. & Hedenäs [Amblystegium radicale (P.Beauv.) Schimp.] – mech plagiotropowy z rodziny Amblystegiaceae; gatunek bardzo rzadki (1 notowanie, 1 stanowisko; map. 70), odnotowany w lesie miejskim na *Populus nigra*; podlega ochronie częściowej, w Polsce rzadki (R), w regionie bliski zagrożenia (NT).

*Pterigynandrum filiforme* Hedw. – mech plagiotropowy z rodziny Pterigynandraceae; gatunek niezbyt częsty (40 notowań, 30 stanowisk; map. 71), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla parków; występuje na różnych taksonach drzew (najczęściej *Acer platanoides*, *Fraxinus pennsylvanica* i *Salix ×sepulcralis*).

*Ptilidium pulcherrimum* (Weber) Vain. – wątrobowiec liściasty z rodziny Ptilidiaceae; gatunek bardzo rzadki (3 notowania, 3 stanowiska; map. 72), odnotowany w lasach miejskich oraz parkach na *Acer platanoides*, *Betula pendula* i *Fraxinus excelsior*.

*Pulviger a lyellii* (Hook. & Taylor) Plášek, Sawicki & Ochyra [*Orthotrichum lyellii* Hook. & Taylor] – mech ortotropowy z rodziny Orthotrichaceae; gatunek rzadki (10 notowań, 10 stanowisk; map. 73), odnotowany w parkach oraz zabudowie luźnej na różnych taksonach drzew; podlega ochronie częściowej, w Polsce rzadki (R), w regionie bliski zagrożenia (NT).

*Pylaisia polyantha* (Hedw.) Schimp. – mech plagiotropowy z rodziny Pylaisiaceae; gatunek bardzo częsty (465 notowań, 135 stanowisk; map. 74), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla parków; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Acer negundo* i *Fraxinus pennsylvanica*).

*Radula complanata* (L.) Dumort. – wątrobowiec liściasty z rodziny Radulaceae; gatunek częsty (113 notowań, 56 stanowisk; map. 75), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Fraxinus pennsylvanica*, *Acer negundo* i *Populus* ‘NE 42’); w regionie bliski zagrożenia (NT).

*Sanionia uncinata* (Hedw.) Loeske – mech plagiotropowy z rodziny Scorpidiaceae; gatunek niezbyt częsty (44 notowania, 29 stanowisk; map. 76), odnotowany w lasach miejskich, parkach oraz zabudowie luźnej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla parków; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Fraxinus pennsylvanica*).

*Schistidium crassipilum* H.H.Blom – mech ortotropowy z rodziny Grimmiaceae; gatunek niezbyt częsty (41 notowań, 30 stanowisk; map. 77), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla parków; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Populus* ‘NE 42’).

*Sciuro-hypnum populeum* (Hedw.) Ignatov & Huttunen – mech plagiotropowy z rodziny Brachytheciaceae; gatunek niezbyt częsty (35 notowań, 25 stanowisk; map. 78), odnotowany w lasach miejski, parkach oraz zabudowie luźnej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Fraxinus pennsylvanica*).

*Sciuro-hypnum reflexum* (Starke) Ignatov & Huttunen – mech plagiotropowy z rodziny Brachytheciaceae; gatunek rzadki (11 notowań, 10 stanowisk; map. 79), odnotowany w lasach miejski oraz parkach na różnych taksonach drzew.

*Syntrichia latifolia* (Bruch ex Hartm.) Huebener – mech ortotropowy z rodziny Pottiaceae; gatunek rzadki (23 notowania, 9 stanowisk; map. 80), odnotowany w parkach oraz zabudowie luźnej; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Acer negundo*, *Fraxinus excelsior* i *Tilia cordata*); podlega ochronie częściowej, w Polsce rzadki (R), w regionie bliski zagrożenia (NT).

*Syntrichia papillosa* (Wilson) Jur. – mech ortotropowy z rodziny Pottiaceae; gatunek niezbyt częsty (62 notowania, 44 stanowiska; map. 81), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla parków; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Salix ×sepulcralis*); podlega ochronie częściowej, w Polsce rzadki (R), w regionie bliski zagrożenia (NT).

*Syntrichia ruralis* (Hedw.) F.Weber & D.Mohr – mech ortotropowy z rodziny Pottiaceae; gatunek niezbyt częsty (50 notowań, 37 stanowisk; map. 82), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Acer negundo*, *Salix ×sepulcralis* i *Populus* ‘NE 42’).

*Syntrichia virescens* (De Not.) Ochyra – mech ortotropowy z rodziny Pottiaceae; gatunek rzadki (10 notowań, 8 stanowisk; map. 83), odnotowany w parkach oraz zabudowie luźnej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla zabudowy luźnej; występował na różnych taksonach drzew; podlega ochronie częściowej, w Polsce rzadki (R), w regionie bliski zagrożenia (NT).



*Tetraphis pellucida* Hedw. – mech ortotropowy z rodziny Tetraphidaceae; gatunek bardzo rzadki (3 notowania, 2 stanowiska; map. 84), odnotowany wyłącznie w lasach miejskich, wyłącznie na *Betula pendula*.

*Tortula muralis* Hedw. – mech ortotropowy z rodziny Pottiaceae; gatunek rzadki (22 notowania, 18 stanowisk; map. 85), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Fraxinus pennsylvanica*).

*Tortula subulata* Hedw. – mech ortotropowy z rodziny Pottiaceae; gatunek bardzo rzadki (2 notowania, 2 stanowiska; map. 86), odnotowany w parku i zabudowie zwartej na *Fraxinus pennsylvanica* i *Populus ×berolinensis*.

*Ulota bruchii* Hornsch. ex Brid. – mech ortotropowy z rodziny Orthotrichaceae; gatunek częsty (203 notowania, 88 stanowisk; map. 87), odnotowany we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, w badaniach uznany za gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich; występował na różnych taksonach drzew (najczęściej *Fraxinus pennsylvanica*); podlega częściowej ochronie, w Polsce narażony na wyginięcie (V), w regionie bliski zagrożenia (NT).

*Ulota crispa* (Hedw.) Brid. – mech ortotropowy z rodziny Orthotrichaceae; gatunek bardzo rzadki (4 notowania, 4 stanowiska; map. 88), odnotowany w lasach miejskich oraz parkach na różnych taksonach drzew; podlega częściowej ochronie, w Polsce narażony na wyginięcie (V), w regionie bliski zagrożenia (NT).

*Zygodon dentatus* (Limpr.) Kartt. [*Zygodon dentatus* (Limpr.) Karttunen] – mech ortotropowy z rodziny Orthotrichaceae; gatunek bardzo rzadki (1 notowanie, 1 stanowisko; map. 89), odnotowany w lesie miejskim na *Fraxinus pennsylvanica*; podlega ochronie ścisłej, w Polsce wymierający (E), w regionie krytycznie zagrożony (CR).

*Zygodon rupestris* Schimp. ex Lorentz – mech ortotropowy z rodziny Orthotrichaceae; gatunek bardzo rzadki (2 notowania, 2 stanowiska; map. 90), odnotowany wyłącznie w lasach miejskich na *Fraxinus excelsior* i *Fraxinus pennsylvanica*; podlega ochronie ścisłej, w Polsce wymierający (E), w regionie krytycznie zagrożony (CR).

## 4. DYSKUSJA

### 4.1. Ogólne czynniki warunkujące występowanie epifitów

Występowanie epifitów na terenach zurbanizowanych to zagadnienie będące w kręgu zainteresowań naukowców od wielu dekad (Barkman 1958; Giordano i in. 2004; Dymytrova 2009). Do głównych czynników warunkujących występowanie epifitów w miastach należą przede wszystkim zanieczyszczenie powietrza, mezo- i mikroklimat (zwłaszcza wilgotność) oraz zróżnicowanie lokalnej dendroflory (Seaward 1979; Zechmeister, Hohenwallner 2006; Dymytrova 2009). Wielu autorów podkreśla, że ograniczenie obecności epifitów na obszarach miejskich i przemysłowych spowodowane jest zanieczyszczeniem powietrza (m.in. Gilbert 1970, 1989; Leblanc, Rao 1974; Adams, Preston 1992; Larsen i in. 2007). Wykazywano wrażliwość gatunków epifitycznych, szczególnie na ponadnormatywne występowanie SO<sub>2</sub>, tlenków azotu oraz metali ciężkich (Farmer i in. 1992; Govindaparyari i in. 2010). Zwłaszcza zakwaszenie opadów wpływało niekorzystnie na procesy fizjologiczne epifitów, w tym rozmnażanie (Farmer i in. 1992; Govindaparyari i in. 2010). Kwaśne deszcze znacząco zmieniały także właściwości chemiczne bezpośredniego siedliska gatunków epifitycznych, czyli kory (Grodzińska 1977; Bates i in. 1990; Marmor, Randlane 2007; Govindaparyari i in. 2010). Wrażliwość epifitów na zanieczyszczenie powietrza była powszechnie wykorzystywana w monitorowaniu stanu środowiska w miastach i wokół emitorów zanieczyszczeń (Onianwa 2001; Chakraborty, Paratkar 2006).

W ostatnich dziesięcioleciach w Europie i w Polsce obserwujemy istotne ograniczenie emisji zanieczyszczeń powietrza (Hermens i in. 2004; Adamska 2011; Colette i in. 2011; Lisowska 2011; Lackovicova i in. 2013). Zmiany te nie pozostały bez wpływu na lokalne występowanie epifitów (porostów i mszaków). Już w latach 80. i 90. w krajach Europy zachodniej sygnalizowano zjawisko „powrotu” epifitów na obszary miejskie (Hawksworth, McManus 1989; Bates i in. 1990; Adams, Preston 1992). Nieco później podobną tendencję zaczęto opisywać z terenu Polski (Adamska 2011; Fudali 2012; Stebel, Fojcik 2016). Nasilenie się tego zjawiska w ostatnich latach sugeruje, że zanieczyszczenie powietrza nie jest już głównym czynnikiem ograniczającym występowanie epifitów na terenach zurbanizowanych. Istotniejszą rolę wydają się odgrywać czynniki związane z bezpośrednim siedliskiem występowania epifitów, a więc struktura dendroflory, właściwości kory drzew oraz lokalizacja potencjalnych

forofitów w przestrzeni miejskiej, dlatego w niniejszej pracy tym czynnikiem poświęcono szczególną uwagę.

#### 4.2. Ogólne zróżnicowanie dendroflory

Wielu autorów podkreśla, że rodzaj drzewa jest jednym z kluczowych czynników warunkujących kolonizację kory przez epifity (Barkman 1958; Smith 1982; Meżaka i in. 2008, 2012; Putna, Meżaka 2014). W badaniach nad różnorodnością epifitów istotne jest rozpoznanie ogólnego zróżnicowania dendroflory (nie tylko drzew skolonizowanych przez epifity), co pozwala na określenie preferencji epifitów w zasiedlaniu konkretnych taksonów drzew.

Zróżnicowanie dendroflory na obszarach zurbanizowanych jest duże, co potwierdziły niniejsze badania (odnotowano występowanie 71 taksonów drzew). Wynika to ze znacznego udziału taksonów obcego pochodzenia, co jest cechą charakterystyczną flor miejskich (Chocholoušková, Pyšek 2003; Gustavsson i in. 2005; Kowarik i in. 2013). Także wśród drzew odnotowanych na badanych powierzchniach ogólnie ponad połowa taksonów (56%) należała do antropofitów (Tokarska-Guzik i in. 2012). Udział taksonów obcych był najniższy w lasach miejskich (choć i tak stosunkowo wysoki, bo ponad 30%) i był wyraźnie mniejszy w porównaniu z innymi formami użytkowania przestrzeni miejskiej (parki, zabudowa luźna, zabudowa zwarta), gdzie przekraczał 50%. Jest to spowodowane z jednej strony ograniczeniem spontanicznego rozprzestrzeniania się drzew rodzimych na terenach nieleśnych (zwłaszcza w zabudowie zwartej oraz luźnej), a z drugiej strony celowym doborem do zadrzewień gatunków obcego pochodzenia. Gatunki obce są zwykle nasadzone albo ze względów estetycznych, albo ze względu na lepsze dostosowanie do lokalnych warunków środowiska miejskiego (Kowarik 1995; Sjöman i in. 2016; Kowarik i in. 2019). Ogólna liczba obcych taksonów drzew była najwyższa w parkach i w zabudowie luźnej, ale często były to taksony notowane nielicznie, sadzone ze względu na swoje walory ozdobne (np. *Acer rubrum*, *Ailanthus altissima*, *Catalpa bignonioides*, *Populus simonii*).

Wśród odnotowanych taksonów drzew zdecydowanie dominowały drzewa liściaste. Gatunki iglaste występowały zdecydowanie rzadziej, zarówno w aspekcie jakościowym (udział taksonów) jak i ilościowym (udział drzew). Pod względem ilościowym było to widoczne zwłaszcza w zabudowie zwartej, gdzie drzewa z tej grupy stanowiły tylko 1,74%. Rodzime gatunki iglaste wykazują zwykle większą wrażliwość na zanieczyszczenie powietrza, są również bardziej wrażliwe na suchy i cieplejszy

mezoklimat miasta (Gawrońska 2000; Wertz 2012). Prawdopodobnie właśnie z tych względów na badanych powierzchniach rodzime gatunki iglaste były reprezentowane głównie w lasach miejskich i najczęściej przez *Larix decidua*, drzewo stosunkowo odporne na zanieczyszczenie powietrza (Chylarecki 1985; Wertz, Wilczyńska 2012). Występowanie rodzimych gatunków drzew iglastych na obszarach zurbanizowanych może podlegać dalszemu ograniczeniu w związku z postępującymi zmianami klimatu, objawiającymi się wyższą średnią temperaturą oraz dłuższymi okresami suszy (Dyderski i in. 2018). Już teraz można zauważyć, że trwałość nasadzeń tego typu gatunków w miastach jest niższa, gdyż wiele z tych drzew usycha w okresie letnim. Dlatego na obszarach zurbanizowanych obecnie sadzone są głównie obce taksony iglaste, bardziej odporne na stresowe warunki miejskie, jak obserwowane na badanym terenie *Abies concolor* czy *Pinus nigra*.

Spośród wszystkich odnotowanych taksonów dwa gatunki były notowane wyraźnie częściej w stosunku od innych – *Betula pendula* i *Robinia pseudoacacia*. Brzoza brodawkowata to gatunek rodzimy, który ze względu na produkcję drobnych, lotnych nasion szybko kolonizuje nowe tereny, ma więc charakter drzewa pionierskiego (Koski, Rousi 2005; Řehouňková i in. 2018). Także na badanym terenie jest stałym składnikiem drzewostanów w lasach miejskich, bywa też sadzona w miejskiej zieleni urządzonej. Jednak w zabudowie zwartej *Betula pendula* występowała rzadko. Natomiast drugi pod względem częstości występowania gatunek – *Robinia pseudoacacia* występowała powszechnie we wszystkich typach powierzchni. Robinia akacja jest drzewem pochodzącym z Ameryki Północnej, sprowadzonym do Polskie na przełomie XVIII i XIX wieku, obecnie powszechnie występującym na terenie całego kraju i zaliczanym do roślin inwazyjnych (Tokarska-Guzik i in. 2012). W trakcie niniejszych badań była bardzo często odnotowywana w lasach miejskich oraz w zabudowie zwartej, nieco mniej licznie występowała w parkach oraz zabudowie luźnej.

Na obszarach zurbanizowanych dendroflora podlega określonym procesom dynamicznym, które warunkują jej aktualny obraz. Niektóre taksony mogą się rozprzestrzeniać (spontanicznie lub w wyniku celowych nasadzeń), inne ustępują pod wpływem zmian środowiska. Rozprzestrzenianie się jest widoczne zwłaszcza w odniesieniu do gatunków inwazyjnych (Tokarska-Guzik i in. 2012), co obserwowano także w trakcie prowadzenia niniejszych badań. Do najczęściej notowanych taksonów z tej grupy należały *Robinia pseudoacacia*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Quercus rubra* i *Acer negundo*. Warunki miejskie sprzyjają rozprzestrzenianiu się obcych taksonów

drzew, zwłaszcza tych o wyższych wymaganiach termicznych (Paż-Dyderska i in. 2020). Dobrym przykładem jest *Juglans regia*, gatunek sadzony w Polsce od stuleci, lecz dopiero w ciągu ostatnich dziesięcioleci zaczął się spontanicznie odnawiać, a obecnie zaliczany jest do gatunków inwazyjnych (Lenda, Skórka 2009; Tokarska-Guzik i in. 2012). W konurbacji katowickiej gatunek ten stał się stałym elementem lasów miejskich (Wysiński 2022). Chociaż w trakcie niniejszych badań orzech włoski był nadal nielicznie notowany, to młode osobniki tego gatunku powszechnie obserwowano w podszycie lasów miejskich. Szacuje się, że gatunek ten będzie rozprzestrzeniał się na terenie całego kraju (Paż-Dyderska i in. 2021).

Spadek udziału poszczególnych taksonów drzew w dendroflorze miasta może być efektem prowadzenia celowych zabiegów na terenach zieleni miejskiej (np. obserwowane obecnie wycinanie topól), albo też wynikać z naturalnych procesów, jak pojawienie się patogenów powodujących zamieranie drzew, co w ostatnich latach obserwowano w przypadku wiązów i jesionów (Karnosky 1979; Coker i in. 2019). Również zmiany klimatu i związane z nimi wydłużające się okresy suszy z wysoką temperaturą stanowią realne zagrożenie dla wielu rodzimych gatunków drzew. W ostatnich latach w okresie letnim obserwowano częstsze zamieranie m.in. pojedynczych drzew *Betula pendula*. W prognozowanych scenariuszach klimatycznych przewiduje się ustępowanie zarówno brzozy, jak i innych istotnych rodzimych gatunków lasotwórczych na terenie całego kraju (Dyderski i in. 2018). Procesy rozprzestrzeniania się i zanikania gatunków mogą mieć istotne znaczenie dla epifitów, zwłaszcza gdy dotyczą drzew stosunkowo często i obficie zasiedlanych przez epifity mszyste (Stebel, Fojcik 2016; Fudali, Szymanowski 2019).

#### **4.3. Zróżnicowanie dendroflory na różnych typach powierzchni badawczych**

Różnorodność drzew na powierzchniach w lasach miejskich była stosunkowo duża, zwłaszcza uwzględniając niewielkie zróżnicowanie jakie obserwujemy w podmiejskich lasach gospodarczych (Fojcik i in. 2019). Podobnie jak w odniesieniu do całej analizowanej dendroflory, najczęściej notowane były *Betula pendula* i *Robinia pseudoacacia*. Drzewa te często tworzą drzewostany lasów, powstałych na obszarach miejskich w wyniku spontanicznej sukcesji (Kowarik 2008; Wysiński 2022), ale także w drzewostanach częściowo nasadzanych w ramach rekultywacji, wykształconych na zwałowiskach po górnictwie węgla kamiennego (Rostański 2006). Wiele z odnotowanych w lasach miejskich drzew, jak wspomniana wcześniej *Robinia pseudoacacia*, a także m.in. *Quercus rubra*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Acer negundo*, *Populus* spp., czy *Alnus*

*glutinosa* i *Larix decidua* to gatunki wykorzystywane w rekultywacji obszarów zdegradowanych w kierunku leśnym (Rostański 2006; Krzaklewski 2017). Gatunki te były powszechnie odnotowywane na powierzchniach w lasach miejskich, chociaż ich spontaniczne odnawianie nie zawsze było obserwowane.

Poza lasami kształtowanie się składu gatunkowego drzewostanów było już mocno ograniczone. W parkach w trakcie prowadzonych badań najczęściej notowano taksony rodzime – *Acer pseudoplatanus*, *A. platanoides* oraz *Fraxinus excelsior*. Jednak duży udział w dendroflorze miały taksony obcego pochodzenia, zwłaszcza mające charakter ozdobny, jak np. *Aesculus hippocastanum*, *Salix ×sepulcralis* czy *Morus alba*. Chociaż ozdobne drzewa obcego pochodzenia były stałym elementem powierzchni parkowych, to zwykle występowały na nich nielicznie. Podobny charakter miała dendroflora w zabudowie luźnej. Na badanych powierzchniach najczęściej notowane były dwa taksony rodzime – *Tilia cordata* i *Fraxinus excelsior*. Jednak powszechne było też występowanie obcych taksonów drzew, których ogólny udział w dendroflorze był nawet wyższy niż na powierzchniach w zieleni parkowej. Głównie ze względu na częste występowanie w zabudowie luźnej różnych, uprawnych taksonów z rodzaju *Populus*. Sumując notowania wszystkich topól, rodzaj ten miał największy udział w drzewostanach właśnie w zabudowie luźnej. Drzewa te były często sadzone na terenie osiedli mieszkaniowych budowanych w II połowie XX wieku (Korbik 2021). Przestrzeń pomiędzy nowopowstałymi blokami mieszkalnymi była zwykle pozbawiona drzew, a topole charakteryzowały się szybkim przyrostem, a także były odporne na niekorzystne warunki środowiska miejskiego (Bojarczuk i in. 1980; Borowski, Latocha 2006).

Ogólna różnorodność drzew była najniższa w zabudowie zwartej. Specyficzne warunki panujące w ścisłym centrum miasta ograniczają dobór sadzonych gatunków (Ware 1994; Sæbø i in. 2005). W przeciwieństwie do pozostałych trzech typów powierzchni, dwa najczęściej notowane gatunki drzew to taksony obce, *Fraxinus pennsylvanica* oraz *Robinia pseudoacacia*. Gatunki te często były sadzone jako drzewa przydrożne. Udział drzew obcego pochodzenia był tu również wysoki, stanowiły one ponad połowę taksonów, a także ogólnej liczby odnotowanych drzew.

W badaniach przeprowadzonych na terenie konurbacji katowickiej widoczne jest wyraźne zróżnicowanie powierzchni badawczych, odzwierciedlające lokalny typ zagospodarowania przestrzeni miejskiej. Analizowane cztery odmienne formy zagospodarowania, o różnym stopniu urbanizacji (od lasów miejskich przez parki, zabudowę luźną po zabudowę zwartą), tworząc gradient zmiennych uwarunkowań

środowiskowych, istotnych dla epifitów. Dotyczy to zwłaszcza zagęszczenia drzew, dostępności światła oraz wilgotności powietrza (Sudnik-Wójcikowska 1998; Sabovljević, Grdović 2009; Żołnierz i in. 2022). Dlatego dla procesów kolonizacji przez epifity istotne jest także umiejscowienie samego drzewa w strukturze przestrzennej miasta.

Różnice między analizowanymi typami powierzchni widać przede wszystkim w liczbie drzew (zagęszczeniu) i liczbie taksonów na badanych powierzchniach, które malały wraz ze wzrostem urbanizacji terenu. Najmniejsza średnia liczba drzew występowała w obrębie zabudowy zwartej, gdzie charakterystyczny jest duży udział powierzchni utwardzonej, a spontaniczne rozprzestrzenianie się drzew praktycznie nie występuje. Również w zabudowie luźnej oraz w parkach spontaniczne rozprzestrzenianie się drzew jest w dużej mierze kontrolowane. Jednak ze względu na ogólny charakter tych miejsc oraz mniejszy udział powierzchni utwardzonej, liczba stwierdzonych drzew była tam wyższa, niż miało to miejsce w zabudowie zwartej. Najwięcej drzew, zgodnie z przewidywaniami, zostało odnotowane na powierzchniach w lasach miejskich, w których rozwój drzewostanów w wielu przypadkach nie był kontrolowany.

Zagęszczenie drzew wpływa na stopień zwarcia koron drzew, które także malało wraz ze wzrostem stopnia urbanizacji terenu. Stopień zwarcia koron jest ważnym czynnikiem wpływającym na warunki siedliskowe istotne dla epifitów, przede wszystkim regulując dopływ światła, opadów oraz ogólnie wilgotność (która jest większa na siedliskach ocienionych) (Barkman 1958; Friedel i in. 2006). Ma to istotne znaczenie zwłaszcza w warunkach miejskich.

#### **4.4. Zróżnicowanie indywidualnych cech drzew**

Oprócz ogólnego zróżnicowania dendroflory miejskiej dla procesu kolonizacji epifitów istotne są także inne cechy drzew, jak rozmiar i odchylenie pnia czy faktura kory (Barkman 1958; Friedel i in. 2006; Király, Ödor 2010; Mežaka i in. 2010).

W przestrzeni miejskiej zaznacza się wyraźny brak sędziwych drzew (Roman, Scatena 2011; Johnston 2012; Czaja i in. 2020). Stare drzewa są usuwane zwykle ze względu na pogarszający się wraz z wiekiem stan fitosanitarny oraz obawy o bezpieczeństwo ludzi i ewentualną odpowiedzialność prawną w przypadku powstania szkód np. w wyniku obłamania konarów czy powalenia drzewa (Ellison 2005; Carpaneto i in. 2010; Krynicki, Witkoś-Gnach 2016). Widać to także w zróżnicowaniu ilościowym analizowanych klas wielkości drzew, gdzie udział tych o dużych rozmiarach (DBH

powyżej 0,6 metra) był stosunkowo niewielki we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej. Drzewa o największej pierśnicy miały największy udział na powierzchniach parkowych. Najmniejszy udział dużych drzew odnotowano w lasach miejskich, gdzie jednocześnie największy udział miały drzewa o DBH poniżej 0,2 metra. Wskazuje to pośrednio, że powierzchnie te uzyskały swój „leśny” charakter stosunkowo niedawno, a także na dużą dynamikę w kształtowaniu się składu gatunkowego drzew oraz roślinności w tych miejscach. Pewnym zaskoczeniem było, że średnia wartość DBH drzew była najwyższa w zabudowie zwartej. W tej formie użytkowania przestrzeni miejskiej udział drzew o najwyższej klasie wielkości nie był duży (druga najniższa wartość po lasach miejskich). Jednak niski był również udział drzew o najniższej klasie DBH, co miało wpływ na średnią wartość pierśnicy drzew na tym typie powierzchni.

Wśród drzew o największych rozmiarach pierśnicy dominowały taksony z rodzaju *Populus*. Nie jest to zaskoczeniem, gdyż drzewa te wykazują szybki przyrost, nawet w warunkach miejskich. Większość z nich była sadzona w II połowie XX wieku, a dziś często są wycinane ze względu na zagrożenie związane z obłamywaniem się konarów, spowodowane właściwościami mechanicznymi drewna u tych drzew oraz wcześniejszą nieprawidłową pielęgnacją (Korbik 2021). Warto jednak zwrócić uwagę, że ich obecność w przestrzeni miejskiej generalnie zwiększa średnią wartość DBH drzew w miastach.

Analiza zmienności różnych parametrów drzew obejmowała również stopień odchylenia pnia od pionu, co może wpływać zarówno na właściwości kory drzew (Kovářová i in. 2022), jak również na kolonizację przez epifity (Richter i in. 2009a). Udział drzew prostych, niepochylonych, był największy w lasach miejskich, natomiast drzewa o różnym stopniu odchylenia występowały najczęściej w zabudowie zwartej. Odchylenie się pni drzew może być spowodowane zarówno zdarzeniami z przeszłości (mechaniczne uszkodzenia pnia lub korzeni), a także warunkami, w jakich drzewo wzrasta, jak nierównomierna ekspozycja korony drzewa na wiatr lub oświetlenie (Harker 1996). Drzewa odchylone znacznie, powyżej 30°, zdarzały się na badanych powierzchniach incydentalnie. Tak duże pochYLENIE drzewa zaburza jego statykę i na terenach zurbanizowanych może służyć jako argument uzasadniający jego wycinkę ze względów bezpieczeństwa (Krynicky, Witkoś-Gnach 2016).

Do czynników warunkujących kolonizację epifitów należy także charakterystyka kory, a zwłaszcza jej faktura (Barkman 1958; Gustafsson, Eriksson, 1995; Snäll i in. 2004;



Meżaka i in. 2008). Charakterystyka kory w dużej mierze zależy od rodzaju i gatunku drzewa, jednak pewne cechy, jak faktura czy chemizm, zmieniają się również wraz z wiekiem drzewa (Barkman 1958; Cummings i in. 2006; Bartels, Chen 2012). Pnie starszych (większych) drzew mogą tworzyć większe zróżnicowanie mikrosiedlisk dogodnych do kolonizacji przez epifity (Fritz, Heulmann-Clausen 2010; Bartels, Chen 2012; Izuddin, Web 2015). Także w trakcie niniejszych badań wykazano, że stopień spękania kory drzew wzrastał z wiekiem drzewa (wartością pierśnicy użytą jako wskaźnik zastępczy do oceny wieku drzewa). Chociaż charakterystyka spękań kory jest odmienna u różnych taksonów drzew, to jednak w ogólnym ujęciu bardziej spękaną kora występuje częściej u starszych drzew. Drzewa o korze silnie spękaną miały największy udział w zabudowie zwartej, a najmniejszy w lasach miejskich. Nawiązuje to do średniego DBH drzew, która to wartość była najniższa w lasach miejskich, a najwyższa w zabudowie zwartej.

#### 4.5. Ogólna charakterystyka brioflory epifitycznej

Przeprowadzone w centralnej części konurbacji katowickiej badania wykazały obecność 88 mszaków epifitycznych. Jest to liczba zaskakująco wysoka, zwłaszcza, że obszar prowadzonych badań obejmował jeden z najbardziej zurbanizowanych terenów w tej części Europy (Krzysztofik 2021). W monografii opublikowanej w 2001 roku, poświęconej zróżnicowaniu mszaków na terenie Katowic (głównego miasta konurbacji), możemy przeczytać: „Brioflora typowo epifityczna spotykana na terenie Katowic jest stosunkowo uboga (w centrum miasta praktycznie nie występuje, z wyjątkiem nielicznych populacji – głównie *Ceratodon purpureus*)” (Fojcik, Stebel 2001). Chociaż przytoczona obserwacja dotyczyła tylko Katowic, można przypuszczać, że sytuacja wyglądała podobnie również w innych miastach konurbacji katowickiej. Po nieco ponad 10 latach od opublikowania przytoczonej pracy zaobserwowano zdecydowany wzrost różnorodności mszaków na siedliskach epifitycznych w tym mieście (Fojcik, Stebel 2014; Stebel, Fojcik 2016). Na stosunkowo szybkie tempo rekolonizacji epifitów na obszarach zurbanizowanych wskazywali też inni autorzy (Bates i in. 1990; Adams, Preston 1992; Richter in. 2009a, b; Sérgio i in. 2016). Otrzymane w ramach niniejszej pracy dane florystyczne potwierdzają zwiększanie się różnorodności epifitów na obszarze konurbacji katowickiej. Zwłaszcza gdy porównamy częstość ich występowania z danymi historycznymi (Jędrzejko 1985, 1990).

W podobnych badaniach poświęconych ekologii i różnorodności epifitów w miastach Europy Środkowej liczba odnotowanych gatunków była znacznie mniejsza. I tak w Halle odnotowano 47 gatunków (Richter i in. 2009b), Wrocławiu – 38 gatunków (Fudali 2019), Katowicach – 56 gatunków (Fojcik, Stebel 2014), w Grazu (Sündhofer i in. 2021) oraz Bratysławie po 27 gatunków (Godovičová, Mišíková 2017). Na tle przywołanych badań bogactwo epifitów w konurbacji katowickiej można określić jako wysokie. Jednak, jak słusznie zauważa Fudali (2019), trudno jest obiektywnie porównywać liczbę gatunków epifitów w miastach. Jest to związane m.in. z odmienną metodyką badań, a także powierzchnią i lokalizacją miasta (odmienne ogólne uwarunkowania klimatyczne). Ponadto, chociaż centralna część konurbacji katowickiej tworzy zwarty obszar miejski to jednak, jak każda miejska przestrzeń, tworzy mozaikę obszarów o większym i mniejszym stopniu urbanizacji terenu. Ta heterogeniczność terenu, powstała w wyniku rozrastania i zlewania się obszarów miejskich, może mieć również wpływ na stosunkowo wysoką różnorodność mszaków epifitycznych odnotowaną w trakcie tych badań.

Generalnie wśród odnotowanych gatunków dominują mchy z rodzin Orthotrichaceae, Hypnaceae oraz Brachytheciaceae. Pod względem częstości występowania największą grupę stanowiły gatunki bardzo rzadkie (notowane na 1-4 powierzchniach), a najmniejszą gatunki częste i bardzo częste. Jest to ogólnie cecha charakterystyczna flor lokalnych, w tym flor obszarów miejskich (Fudali 1994; Żarnowiec 1996; Fojcik, Stebel 2001; Sabovljević, Grdović 2009).

Analiza badań dotyczących występowania epifitów na obszarach miejskich pozwala dopatrzeć się pewnych podobieństw i prawidłowości. Obserwowany jest znacznie wyższy udział mchów w porównaniu z wątrobowcami (Sabovljević, Sabovljević 2009; Fudali 2012; Godovičová, Mišíková 2017; Fudali, Żołnierz 2019), co zostało potwierdzone również w tych badaniach. Wynika to przede wszystkim z faktu, iż wątrobowce wykazują większą wrażliwość na niższą wilgotność i wyższą temperaturę otoczenia (Landuyt, Calster 2022), a takie uwarunkowania są charakterystyczne dla środowiska miejskiego (Sukopp, Wurzel 2003; Hass i in. 2016; Nádudvari 2021).

W brioflorze epifitycznej konurbacji katowickiej występują gatunki o różnych preferencjach siedliskowych, podobnie jak w innych florach miejskich (Richter i in. 2009b; Godovičová, Mišíková 2017; Fudali 2019). Obserwujemy zarówno gatunki określane jako wielosiedliskowe (epifity fakultatywne), jak i gatunki zasiedlające wyłącznie korę drzew (epifity obligatoryjne). Charakterystyczne jest także stosunkowo częste zasiedlanie kory przez gatunki typowo epifityczne, jak *Tortula muralis*, *Grimmia pulvinata*,

*Orthotrichum anomalum* i *Schistidium crassipilum* (Dymytrova 2009; Fudali 2012; Marka, Zaloshnja 2017).

W niniejszych badaniach najczęściej notowanym gatunkiem był wielosiedliskowy, plagiotropowy mech *Hypnum cupressiforme*. Był to również gatunek o najwyższej średniej wartości wskaźnika obfitości (pokrycia). Występował we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, będąc zwykle najliczniej notowanym gatunkiem. Wyjątek stanowiła zabudowa zwarta, gdzie liczniej od niego występował inny wielosiedliskowy mech, *Ceratodon purpureus*. W ramach badań prowadzonych we Wrocławiu przez Fudali (2012) stwierdzono, że na terenie tego miasta *Hypnum cupressiforme* w ostatnich latach znacząco zwiększył częstość występowania na siedliskach epifitycznych. Powszechność występowania tego gatunku w konurbacji katowickiej jest o tyle zastanawiająca, że występując na korze drzew w miastach stosunkowego rzadko wytwarzał sporofity. Mech ten nie wytwarza także wegetatywnych rozmnożeń (Smith 2004). Jednak *Hypnum cupressiforme* jest pospolitym gatunkiem na obszarach leśnych (Fojcik i in. 2019), gdzie o wiele częściej wytwarza sporofity. U mchów potencjalna zdolność do rozprzestrzeniania się jest wysoka (Adams, Preston 1992), zwłaszcza w przypadku epifitów (Miles, Longton, 1992; Snäll i in. 2003), dlatego wydaje się, że lasy podmiejskie odgrywają istotną rolę w rozprzestrzenianiu się i przenikaniu wielu gatunków do środowiska miejskiego. Do gatunków typowo leśnych, obserwowanych w trakcie niniejszych badań również poza lasami (głównie w parkach), należą np. *Dicranum scoparium*, *Eurhynchium angustirete*, *Plagiothecium laetum*, *Pleurozium schreberi* i *Ptilidium pulcherrimum*.

Do najliczniej odnotowanych gatunków wielosiedliskowych należy również inny, plagiotropowy mech – *Brachythecium salebrosum*. Tak liczne jego występowanie jest zastanawiające, gdyż w innych badaniach gatunek ten był notowany mniej licznie (Richter i in. 2009b; Godovičová, Mišíková 2017). We Wrocławiu *B. salebrosum* był gatunkiem notowanym sporadycznie, a znacznie częściej występował pokrewny gatunek z tego rodzaju – *Brachythecium rutabulum* (Fudali 2019). W niniejszych badaniach *B. rutabulum* był stwierdzany znacznie rzadziej i swoim występowaniem był ograniczony głównie do lasów miejskich (w analizach typowany jako gatunek wskaźnikowy dla lasów miejskich). Dużą częstość występowania *B. salebrosum* na terenach zurbanizowanych mogą tłumaczyć wyniki badań Roli i Pláška (2022), którzy opisując zbiorowiska mszaków rosnących na glebie o wysokiej koncentracji metali ciężkich, umieścili *Brachythecium salebrosum* w grupie gatunków tolerujących wysokie zanieczyszczenie

metalami ciężkimi, a zarazem preferujących ogólnie wysoką zawartość azotu oraz zasadowy charakter podłoża. Użyźnianie kory poprzez depozycję azotu pochodzącego głównie z transportu samochodowego (Butler i in. 2005; Bettez i in. 2013; Hodgetts i in. 2019) oraz wzrost pH kory poprzez osadzanie się pyłów zawieszonych (Marmor, Randlane 2007; Veselkin 2023) to zjawiska charakterystyczne dla obszarów miejskich. Może to częściowo tłumaczyć rozpowszechnienie *Brachythecium salebrosum* na korze drzew w konurbacji katowickiej.

Typowe, obligatoryjne epifity najliczniej były reprezentowane przez gatunki z rodziny Orthotrichaceae. Większość z nich (11 z 17) odnotowano we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, łącznie z *Orthotrichum anomalum* i *O. diaphanum*, które zwykle preferują siedliska epilityczne (Smith 2004). Powszechne i częste występowanie przedstawicieli rodziny Orthotrichaceae jest jednym z przejawów obserwowanych w ostatnich latach dynamicznym zmian rekolonizacyjnych, opisywanych w europejskich miastach (Richter i in. 2009a; Sérgio i in. 2016; Stebel, Fojcik 2016). Podobne procesy zachodzą na większym obszarze konurbacji katowickiej, o czym świadczy brak notowań większości gatunków z rodziny Orthotrichaceae jeszcze w opracowaniach z końca XX wieku (Jędrzejko 1990). Obecna ekspansja tej grupy gatunków wynika m.in. z faktu, że obficie wytwarzają sporofity, a niektóre z nich mogą się skutecznie rozprzestrzeniać dzięki wegetatywnym rozmnożkom, co dodatkowo zwiększa efektywność rekolonizacji (Miles, Longton, 1992; Longton 1997).

Spośród gatunków typowo epifitycznych z rodziny Orthotrichaceae, odnotowanych na wszystkich typach powierzchni, do najczęstszych należała *Lewinskya affinis*. To drugi, obok *Hypnum cupressiforme*, najliczniej notowany gatunek mchu w kontekście całej analizowanej brioflory. Ponadto we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej odnotowano występowanie *Lewinskya affinis* var. *bohémica*, formy opisanej po raz pierwszy terenu z Republiki Czeskiej (Plášek i in. 2011), a potwierdzonej po raz pierwszy w Polsce w 2012 roku z Pomorza Zachodniego (Ellis i in. 2012). Innym szeroko rozpowszechnionym epifitem z rodzaju *Orthotrichum* był *O. pumilum*, występujący również we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, ale wyraźnie rzadziej w lasach miejskich. W latach 2001-2015 na terenie miasta Katowice zaobserwowano dynamiczny wzrost notowań zwłaszcza tego gatunku (Stebel, Fojcik 2016). Podobne zjawisko opisuje Fudali (2018) odnośnie brioflory epifitycznej Wrocławia, gdzie *O. pumilum* wykazywał przywiązanie zwłaszcza do obszarów zwartej zabudowy w centrum miasta. Mech ten jest opisywany jako częsty epifit również

w innych miastach (Dymytrova 2009; Godovičová, Mišíková 2017; Richter i in. 2009b; Sündhofer i in. 2021) i wymieniany jest jako przykład gatunku urbanofilnego (Mamchur 2010; Fudali 2018). Podobnie jak *Orthotrichum diaphanum*, z tym że gatunek ten występuje równie często na siedliskach epifitycznych oraz epilitycznych (Richter i in. 2009a; Fudali 2012; Sérgio i in. 2016; Fudali, Żołnierz 2019).

Inne gatunki epifitów z rodziny Orthotrichaceae występowały rzadziej oraz wykazywały swoiste, odmienne preferencje. *Lewinskya speciosa* występowała bardzo często, ale wyraźnie częściej w zabudowie luźnej oraz w parkach, podobnie jak *Nyholmiella obtusifolia*. Inne gatunki, takie jak *Lewinskya striata*, *O. pallens*, *O. patens*, *O. stramineum* czy *Ulota bruchii* występowały mniej licznie, a częstość ich występowania malała zgodnie z rosnącym gradientem urbanizacji. Gatunki te były najczęściej notowane w lasach miejskich lub parkach, a najrzadziej w zabudowie zwartej. Potwierdzałoby to opisywaną w literaturze tendencję przenikania niektórych gatunków z obszarów peryferyjnych w kierunku bardziej przekształconego centrum miasta (Duckett, Pressel 2009; Sérgio i in. 2016).

Na szczególną uwagę zasługuje odnotowanie na badanym terenie stanowisk *Orthotrichum pulchellum*. Gatunek został stwierdzony dwukrotnie w zachodniej części konurbacji, na powierzchniach w Parku Miejskim im. Franciszka Kachla w Bytomiu (na korze *Fraxinus pennsylvanica*) oraz w lesie miejskim w Rudzie Śląskiej-Halembie (na korze *Quercus robur*). Od kilku lat obserwuje się wyraźne rozprzestrzenianie się tego gatunku w Europie Środkowej (Frahm 2002; Stebel, Smoczyk 2017; Plášek i in. 2022). Z terenu Polski (w obecnych granicach) gatunek ten został podany po raz pierwszy w XIX z Pomorza Zachodniego (Ruthe 1867) i nie był ponownie stwierdzony aż do roku 2012, kiedy to odkryto w tym regionie cztery nowe lokalizacje (Plášek i in. 2013). Kolejne lata przyniosły dynamiczny wzrost liczby notowań tego gatunku w kraju (Stebel, Smoczyk 2017; Plášek i in. 2022). Wśród głównych przyczyn mających wyjaśniać dużą dynamikę obserwowanej ekspansji wymienia się poprawę jakości powietrza oraz zmiany klimatu (Frahm 2002; Plášek i in. 2013, 2022; Stebel, Smoczyk 2017).

Szczególną grupą w obrębie epifitów stanowią obserwowane także w konurbacji katowickiej tzw. acydofilne epifity (Grevén 1992; Söderström 1992). Do tej grupy zalicza się gatunki wykazujące stosunkowo dużą odporność na zanieczyszczenie środowiska SO<sub>2</sub> (kwaśne deszcze), dynamicznie rozprzestrzeniające się w ostatnich dziesięcioleciach, zwłaszcza na obszarach zurbanizowanych, takie jak *Dicranoweisia cirrata*, *Dicranum montanum*, *D. tauricum* i *Jochenia pallescens* (Adams, Preston 1992; Stebel, Plášek 2001;

Bates i in. 2004, 1997). W konurbacji katowickiej najliczniej notowanym i najbardziej rozpowszechnionym gatunkiem z tej grupy jest *Dicranoweisia cirrata* (występowała we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej). Ekspansja tego gatunku w warunkach miejskich została dobrze udokumentowana zarówno w Polsce (Fudali 2012) jak i w Europie Zachodniej (Adams, Preston 1992; Stapper, Kricke 2004; Richter i in. 2009a). Inne gatunki z tej grupy były również odnotowane w trakcie niniejszych badań we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, z tym że wykazywały one zdecydowanie większe przywiązanie do lasów miejskich (*Dicranum montanum*, *Jochenia pallescens*) lub lasów miejskich i parków (*Platygyrium repens*). Na obszarach zabudowanych gatunki te były notowane znacznie rzadziej.

Do szczególnie interesujących gatunków z grupy acydofilnych epifitów, chociaż rzadziej notowanych na siedliskach epifitycznych w centralnej części konurbacji katowickiej, należy *Dicranum tauricum*. Na terenie Polski gatunek ten po raz pierwszy został podany z Pomorza Zachodniego (Loeske 1922) i przez długi czas był znany jedynie z kilku stanowisk (Stebel i in. 2012b). Z końcem lat 80. ubiegłego wieku *Dicranum tauricum* zaczął być podawany z wielu nowych lokalizacji, których liczba stale rosła (Stebel, Plášek 2001; Stebel i in. 2008, 2012b, c). Obecnie jest to gatunek notowany w całej Polsce, z wyraźną koncentracją stanowisk w województwie śląskim (Stebel, Plášek 2001; Stebel i in. 2012b). Wyraźnie większa liczba notowań w rejonie konurbacji katowickiej, obszarze silnie zurbanizowanym i uprzemysłowionym, może potwierdzać tezę o sprzyjającym wpływie kwaśnych deszczy na rozprzestrzenianie się tego gatunku (oraz innych acydofilnych epifitów) (Adams, Preston 1992; Bates i in. 1997). Chociaż trzeba pamiętać, że obszar ten należy do najlepiej rozpoznanych briologicznie w Polsce (Stebel 2020), co ma niewątpliwie wpływ na większą liczbę doniesień o tym gatunku. *Dicranum tauricum* występuje głównie w lasach, gdzie kolonizuje kwaśne siedliska (kora brzoź, dębów i buków oraz martwe drewno) (Stebel i in. 2012b). Również w tych badaniach gatunek wykazywał znaczne przywiązanie do powierzchni w lasach miejskich. Rósł prawie wyłącznie na korze *Betula pendula*, która była zarazem głównym gatunkiem tworzącym drzewostany w lasach miejskich. Rozprzestrzenianiu się tego gatunku sprzyja intensywne rozmnażanie wegetatywnie poprzez łamliwe końce listków (Smith 2004), a raptowny wzrost liczby stanowisk w Europie Środkowej tłumaczony jest nie tylko zakwaszeniem środowiska (Söderström 1992), a także zmianami klimatu (Stebel i in. 2008).

Interesującym zjawiskiem, obserwowanym także na terenie konurbacji katowickiej, jest kolonizacja kory drzew przez typowo naskalne, kalcyfilne gatunki

mchów. Ze względu na pewne podobieństwo w charakterystyce siedlisk niektóre z mszaków mogą kolonizować zarówno skały, jak i korę drzew, jednak większość gatunków ma określone preferencje i częściej (lub prawie wyłącznie) występuje jako epifit lub epilit (Barkman 1958; Smith 1982; Mazimpaka, Lara 1995). Zjawisko kolonizacji kory przez gatunki naskalne (epility) jest różnie tłumaczone. Barkman (1958) sformułował tezę, że gatunki epifityczne w przypadku zmian warunków środowiskowych mogą zasiedlać również inne substraty, a o tym, czy gatunki są epifitami obligatoryjnymi czy fakultatywnymi, w dużej mierze decydują lokalne uwarunkowania. Twierdził również, że gatunki epifityczne w warunkach bardziej suchego klimatu mogą kolonizować inne siedliska, jak skały czy gleba (Barkman 1958). Odwrotnie wnioskuje Bates i in. (2004) – gatunki epilityczne, jak *Grimmia pulvinata* i *Tortula muralis*, zmieniały swoje preferencje siedliskowe występując jako epifity w warunkach ciepłego i suchego klimatu. Częste występowanie gatunków epilitycznych na korze drzew w miastach uzasadnia się także alkalizacją kory drzew przez zanieczyszczenia pyłowe, co sprzyja kolonizacji przez kalcyfilne epility (Seaward, Letrouit-Galinou 1991; Marmor, Randlane 2007; Mamchur 2010). Prawdopodobnie z tego względu występowanie na korze drzew epilitów takich jak *Grimmia pulvinata* (Durwael, Lock 2000; Stapper, Kricke 2004; Duckett, Pressel 2009; Dymytrova 2009; Richter i in. 2009a; Godovičová, Mišíková 2017; Fudali, Szymanowski 2019; Fudali, Żołnierz 2019), *Orthotrichum anomalum* (Stebel, Fojcik 2016; Fudali, Szymanowski 2019) *Schistidium spp.* (Richter i in. 2009a) czy *Tortula muralis* (Durwael, Lock 2000; Stapper, Kricke 2004; Richter i in. 2009a; Mamchur 2010; Sérgio i in., 2016; Godovičová, Mišíková 2017) jest w miastach stosunkowo częste. Wymienione wyżej gatunki zostały odnotowane na wszystkich typach powierzchni w konurbacji katowickiej. Na tak powszechne występowanie gatunków naskalnych na korze drzew na tym terenie może mieć wpływ zarówno lokalnie wyższa temperatura oraz bardziej suchy mezoklimat, związany z efektem miejskiej wyspy ciepła (Nádudvari 2021), oraz ogólnie wysoki poziom pyłów zawieszonych (Kobza i in. 2018).

Na szczególną uwagę zasługuje stwierdzenie w trakcie prowadzenia niniejszych badań występowania na korze drzew jednego z mchów typowo epilitycznych – *Hedwigia ciliata*. W przeciwieństwie do wcześniej opisywanych gatunków, *Hedwigia ciliata* jest zwykle związana ze skałami ubogimi w węglan wapnia (Dierßen 2001). Występowanie tego gatunku jako epifitu na obszarach miejskich odnotowali wcześniej Stapper i Kricke (2004) w Düsseldorfie. W Polsce zaobserwowano pojawianie się tego mchu na korze drzew dopiero w ostatnich latach. W zaskakująco krótkim czasie

potwierdzono występowanie *Hedwigia ciliata* na kolejnych kilkunastu stanowiskach epifitycznych, głównie w południowo-zachodniej i centralnej Polsce (Stebel i in. 2021). Wyjaśnienie występowania *Hedwigia ciliata* na korze drzew okazuje się również problematyczne. Zjawisko to próbuje się tłumaczyć postępującymi zmianami klimatu, a więc ogólnie wyższą temperaturą i dłuższymi okresami suszy (Stebel i in. 2021), zgodnie z teorią, że gatunki przywiązane do siedlisk naskalnych w cieplejszym i bardziej suchym klimacie częściej obserwowano na korze drzew (Bates, Preston 2004). Antropogeniczne zmiany klimatu są na pewno czynnikiem istotnym dla rozprzestrzeniania się niektórych gatunków epifitów, zwłaszcza tych o wyższych wymaganiach termicznych (Sérgio i in. 2011; Callaghan i in. 2022; Landuyt, Calster 2022; Plášek i in. 2022). Zmiany klimatu to obok przekształcania siedlisk oraz ogólnego wpływu zanieczyszczenia środowiska jeden z głównych czynników warunkujących zmiany obserwowane obecnie we florze mszaków w Europie (Hodgetts i in. 2019).

Spośród ogólnie rzadko notowanych w trakcie badań wątrobowców najczęściej występowała *Radula complanata*, która jednocześnie jako jedyna z tej grupy została stwierdzona we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej. Częściej występowała też *Lophocolea heterophylla*, ale głównie na powierzchniach w lasach miejskich. Większość z odnotowanych wątrobowców jeszcze do niedawna była podawana z okolic Wyżyny Śląskiej tylko z pojedynczych stanowisk (Jędrzejko 1985; Stebel 1998). Stwierdzenie występowania w parkach w konurbacji katowickiej takich gatunków jak *Frullania dilatata* i *Metzgeria furcata* było dużym zaskoczeniem, chociaż wzrost częstości występowania wątrobowców typowo epifitycznych, w tym wspomnianych gatunków, zauważono również na terenach zurbanizowanych w innych częściach Europy (Landuyt, Calster 2022).

Szczególnie istotnym elementem flory terenów miejskich są gatunki chronione i zagrożone (Kowarik 2011; Buchholz i in. 2016). W trakcie badań prowadzonych na terenie konurbacji katowickiej stwierdzono występowanie 19 gatunków objętych ochroną, 13 zaliczanych do zagrożonych na terenie Polski i 2 zagrożone w województwie śląskim. To dużo, zwłaszcza jak na obszar poddany tak silnej antropopresji. Jednak część gatunków z tej grupy nie jest lokalnie rzadka, a uwzględniając również inne typy podłoża, występują pospolicie. Dotyczy to przede wszystkim niektórych mchów objętych ochroną częściową, których umieszczenie w wykazie służyło głównie lepszej kontroli ich pozyskania do celów gospodarczych, takich jak *Calliergonella cuspidata*, *Climacium dendroides*, *Dicranum scoparium*, *Eurhynchium angustirete* czy *Pleurozium schreberi*.



Przykładowo, w trakcie niniejszych badań *Dicranum scoparium* występował często i odnotowany został na 254 drzewach.

Na szczególną uwagę zasługuje odnalezienie na badanym terenie stanowisk dwóch przedstawicieli rodzaju *Zygodon* (Orthotrichaceae), mianowicie *Zygodon dentatus* i *Z. rupestris*. Występowanie tych gatunków w Polsce jest bardzo ograniczone (Stebel, Żarnowiec 2017) i są zaliczane do mchów wymierających (Żarnowiec i in. 2004). Znajdują się także na liście gatunków zagrożonych w województwie śląskim jako krytycznie zagrożone (Stebel i in. 2012a). *Zygodon rupestris* był dotychczas podawany z Wyżyny Śląskiej jedynie przez florystów niemieckich, którzy w latach 70. XIX w. obserwowali jego występowanie w Rybniku-Ochojcu (Stebel, Żarnowiec 2017). W trakcie niniejszych badań odnotowano 2 stanowiska tego gatunku, w Czeladzi (na korze *Fraxinus excelsior*) oraz w Sosnowcu (na korze *Fraxinus pennsylvanica*) i są to obecnie jedyne jego stanowiska na Wyżynie Śląskiej. Z kolei *Zygodon dentatus* jest gatunkiem górskim i jego występowanie skoncentrowane jest głównie w Karpatach (Stebel 2006; Stebel, Żarnowiec 2017). Stanowisko odnalezione w Siemianowicach Śląskich (na korze *Fraxinus pennsylvanica* w Lasku Bytkowskim) to jak do tej pory jedyne notowanie tego gatunku na polskim niżu (Stebel, Żarnowiec 2017). Należy jednak wspomnieć, że w ostatnich latach w Europie Środkowej rośnie liczba notowań mchów z rodzaju *Zygodon*, co może wskazywać, że przedstawiciele tego rodzaju mogą być obecnie w ekspansji (Seifert 2009; Marková, Plášek 2012; Stebel, Żarnowiec 2017). Te obserwacje znalazły odzwierciedlenie w opracowaniu Stebla i Żarnowca (2017), dotyczącym m.in. aktualnego zagrożenia przedstawicieli rodzaju *Zygodon* w Polsce – ze względu na rosnącą liczbę notowań autorzy proponują obniżyć kategorię zagrożenia dla *Zygodon rupestris* do NT (gatunek bliski zagrożenia), a w przypadku *Zygodon dentatus* do VU (narażony). Oczywiście przy takich działaniach należy zachować daleko idącą ostrożność, gdyż obserwowane populacje są zwykle niewielkie, zwłaszcza w porównaniu z okazami zebranymi w ubiegłych stuleciach i zdeponowanymi w kolekcjach zielnikowych.

Weryfikacja stopnia zagrożenia powinna dotyczyć także innych epifitów z rodziny Orthotrichaceae – w związku z ich ekspansją obserwowaną w ostatnich latach (Stebel i in. 2012a; Stebel, Żarnowiec 2014; Stebel, Fojcik 2016). Potwierdzają to także badania prowadzone na terenie konurbacji katowickiej i liczne notowania np. *Lewinskya striata* (52), *Orthotrichum stramineum* (167) i *Ulota bruchii* (203) – gatunków dotąd uważanych w kraju za narażone na wyginięcie (Żarnowiec i in. 2004). Gatunki te

występowały we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, także w zabudowie zwartej, jednak tam o wiele rzadziej.

Pomimo tego, że tereny zurbanizowane charakteryzuje zasadniczo niska różnorodność wątrobowców, to jednak wśród epifitów z tej grupy również obserwuje się dynamiczne rozprzestrzenianie niektórych gatunków (Landuyt, Calster 2022). W konurbacji katowickiej obserwuje się wzrost częstości występowania niektórych epifitycznych wątrobowców jak *Radula complanata*, *Frullania dilatata* oraz *Metzgeria furcata*. Gatunki te jeszcze niedawno były bardzo rzadko notowane na Wyżynie Śląskiej (Jędrzejki 1985; Stebel 1998). W trakcie tych badań *Radula complanata* została odnotowana na 113 drzewach, *Frullania dilatata* na 13, a *Metzgeria furcata* na 6. Choć wspomniane gatunki charakteryzują się odmienną częstością występowania w regionie, to jednak w odniesieniu do wszystkich zaobserwowano lokalny wzrost liczby stanowisk.

Częstość występowania poszczególnych gatunków zmienia się na przestrzeni lat. Wymagane jest stałe monitorowanie gatunków, gdyż tylko w oparciu o aktualne dane możliwa jest realna ocena stopnia ich zagrożenia. Obserwowane rozprzestrzenianie się niektórych gatunków epifitycznych jest jednym z przykładów dynamicznych zmian zachodzących w przyrodzie. O ile czerwona lista wątrobowców Polski została niedawno skorygowana (Klama, Górski 2018), to w przypadku mchów wymagane jest opracowanie uaktualnienia stopnia zagrożenia niektórych gatunków, uwzględniające m.in. obserwowane zmiany, a także najnowsze wytyczne IUCN.

#### **4.6. Zróżnicowanie brioflory epifitycznej na różnych typach powierzchni badawczych**

Analiza zróżnicowania epifitów w przyjętym gradiencie siedliskowym (las miejskie – parki – zabudowa luźna – zabudowa zwarta) wykazała istotne różnice w występowaniu epifitów w różnych typach zagospodarowania przestrzeni miejskiej. Ogólnie najwięcej gatunków (76), a także największy udział wątrobowców odnotowano na powierzchniach zlokalizowanych w lasach miejskich. Powierzchnie te miały bardzo zróżnicowaną charakterystykę, co wynika z ogólnej specyfiki lasów miejskich. Powstają albo w wyniku zamierzonej działalności człowieka i nasadzeniu określonych gatunków, albo wykształcają się spontanicznie w wyniku naturalnej kolonizacji nieużytków przez gatunki różnego pochodzenia (Keil, Loos 2005; Trentanovi i in. 2021). Ponadto ogólne rozdrobienie oraz brak historycznej ciągłości wymieniane są jako czynniki mające negatywny wpływ na ogólną różnorodnością biologiczną w lasach (Esseen i in. 1992; Nordén i in. 2014). Dlatego zaskakujące było odnotowanie w trakcie niniejszych badań

tak dużej liczby gatunków, tym bardziej, że naziemna warstwa mszysta z reguły była bardzo słabo wykształcona, co ograniczało możliwości kolonizacji drzew przez liczne gatunki fakultatywnych epifitów. Nie bez znaczenia jest też duży udział drzew obcego pochodzenia, które odgrywają istotną rolę zwiększając zróżnicowanie siedlisk dostępnych dla epifitów mszystych (Fudali, Szymanowski 2019).

Najczęściej na powierzchniach leśnych notowane były *Hypnum cupressiforme*, *Brachythecium salebrosum* i *Amblystegium serpens*. Warto podkreślić, że 20 gatunków odnotowano wyłącznie w lasach. Wśród nich oprócz typowych epifitów dużą grupę stanowiły epifity fakultatywne, preferujące siedliska naziemne (np. *Atrichum undulatum*, *Eurhynchium striatum* i *Polytrichum formosum*) lub epiksyliczne (np. *Aulacomnium androgynum*, *Callicladium haldanianum* i *Tetraphis pellucida*). Na uwagę zasługuje także odnotowanie gatunków określanych jako charakterystyczne dla lasów naturalnych (gatunki starych lasów, gatunki puszczańskie) (Cieśliński i in. 1996a; Stebel, Żarnowiec 2014). Do tej grupy należą *Anomodon viticulosus*, *Homalia trichomanoides*, *Zygodon dentatus* i *Z. rupestris*. W przypadku mszaków należałoby uwzględnić nie tylko samą obecność, ale również zajmowane siedlisko i obfitość populacji (Stebel, Żarnowiec 2014; Czerepko i in. 2021). Biorąc pod uwagę kryterium obfitości należy podkreślić, że wszystkie populacje tych gatunków były bardzo niewielkie i nie posiadały charakteru wskaźnikowego. Ponadto mchy *Ulota bruchii* i *U. crispa*, jeszcze niedawno zaliczane do gatunków wskaźnikowych, w kontekście obserwowanej w ostatnich latach ekspansji, również przestają spełniać przyjęte dla tej grupy kryteria (Stebel, Żarnowiec 2014).

Na powierzchniach zlokalizowanych w parkach odnotowano występowanie 66 gatunków mszaków epifitycznych. Najczęściej notowane były *Hypnum cupressiforme* i *Amblystegium serpens*. Wśród gatunków z największą liczbą notowań większy udział (w porównaniu z lasami) mają światłolubne taksony z rodziny Orthotrichaceae, czemu sprzyja zwykle mniejsze zwarcie drzewostanów w parkach. Trzy gatunki występowały tylko na powierzchniach parkowych: *Didymodon rigidulus*, *Isothecium alopecuroides* i *Leptodictyum riparium*. Są to epifity fakultatywne, a *Didymodon rigidulus* należy do typowych epifitów, stosunkowo rzadko kolonizujących korę drzew. Interesująca jest także obecność *Leptodictyum riparium*, gatunku mającego optimum siedliskowe w strefie bezpośredniego sąsiedztwa wody (wilgotna gleba, kamienie, kora drzew). Pomimo takich preferencji gatunek ten często jest podawany jako element brioflory miast na siedliskach zarówno epifitycznych (Fudali 2005, 2012; Richter i in. 2009a, b; Barsukov 2014) jak i epifitycznych (zasiedla np. betonowe murki czy gruz) (Fojcik, Stebel 2001; Fudali

2005). Ponadto wyłącznie na powierzchni parkowej stwierdzono występowanie formy *Hypnum cupressiforme* var. *heseleri*. Takson ten został opisany stosunkowo niedawno (Ando, Higuchi 1994), a jego występowanie zostało potwierdzone w kilku krajach europejskich, także w Polsce (Ellis i in. 2019; Stebel, Krajewski 2019), w tej samej lokalizacji, która również była analizowana w tych badaniach (Park Wygoda w Sosnowcu-Modrzejowie).

Warto dodać, że w parkach odnotowano najwyższą średnią liczbę gatunków przypadających na pojedyncze drzewo, a także najwyższe średnie pokrycie drzew skolonizowanych przez mszaki epifityczne. Świadczy to o ogólnie sprzyjających warunkach siedliskowych dla epifitów w tym typie przestrzeni miejskiej (Hohenwallner, Zechmeister 2001; Fudali 2006, 2011; Godovičová, Mišíková 2017).

Na powierzchniach zlokalizowanych w zabudowie luźnej odnotowano występowanie 49 gatunków mszaków epifitycznych. Najczęściej notowane były *Hypnum cupressiforme* oraz światłolubne gatunki z rodziny Orthotrichace – *Lewinskya affinis*, *Orthotrichum diaphanum* i *O. pumilum*. Nie stwierdzono gatunków występujących tylko i wyłącznie w tej formie użytkowania przestrzeni miejskiej. Może wynikać z przejściowego charakteru zabudowy luźnej, nawiązującego zarówno do powierzchni w zabudowie zwartej, jak i w parkach. Chociaż dominujące rodzaje drzew oraz sam charakter zadrzewień bardziej upodabniał zabudowę luźną do powierzchni parkowych (duży udział powierzchni nieutwardzonej, stosunkowo luźny drzewostan, często z udziałem większych drzew). Na stosunkowo duże zróżnicowanie brioflory w tym typie przestrzeni miejskiej może wpływać m.in. duży udział topól, charakteryzujących się dużym zróżnicowaniem epifitów (Vanderpoorten i in. 2004; Dymytrova 2009; Richter in. 2009b; Stebel, Fojcik 2016; Godovičová, Mišíková 2017).

Na powierzchniach zlokalizowanych w zabudowie zwartej odnotowano obecność 39 gatunków mszaków epifitycznych. Najczęściej występowały tu *Ceratodon purpureus*, *Hypnum cupressiforme*, *Bryum argenteum* i *Orthotrichum diaphanum*, gatunki stosunkowo odporne na zanieczyszczenie powietrza (Markert i in. 2003; Govindaparyi i in. 2010). Charakterystyczne jest liczne występowanie *Bryum argenteum*, gatunku zwykle rzadko pojawiającego się na siedliskach epifitycznych. To zjawisko jest często obserwowane na obszarach silnie zurbanizowanych i tłumaczone osiadaniami pyłów z powietrza na korze drzew, co prawdopodobnie wiąże się z większym dopływem nutrientów (Smith 1982; Fudali 2006, 2019; Dymytrova 2009; Sérgio i in., 2016; Marka, Zaloshnja 2017). Ta stosunkowo duża różnorodność mszaków, jak na warunki panujące

w zabudowie zwartej, z pewnością wynikam.in. ze struktury dendroflory na badanych powierzchniach. Najczęściej występowały dwa gatunki obcego pochodzenia, *Fraxinus pennsylvanica* i *Robinia pseudoacacia*, zalecane do sadzenia w miastach (Bojarczuk i in. 1980), zwłaszcza w trudnych warunkach siedliskowych (Borowski, Latocha 2006), a jednocześnie chętnie kolonizowane przez epifity (Stebel, Fojcik 2016; Godovičová, Mišiková 2017).

Wśród gatunków stwierdzonych wyłącznie na powierzchniach w zabudowie zwartej znalazły się dwa warte odnotowania mchy, *Campylopus introflexus* i *Orthotrichum schimperi* (obydwa na pojedynczych stanowiskach). *Campylopus introflexus* to gatunek inwazyjny, naturalnie występujący na półkuli południowej (Żarnowiec i in. 2019). Na obszarze Polski został stwierdzony po raz pierwszy w 1986 roku w Wielkopolsce (Lisowski, Urbański 1989) i od tego czasu stale powiększa swój zasięg w kraju (Fudali i in. 2009; Żarnowiec i in. 2019). Występuje głównie na siedliskach naziemnych, rzadziej na murszejącym drewnie (Żarnowiec i in. 2019). W trakcie badań prowadzonych na terenie konurbacji katowickiej nieoczekiwanie stwierdzono występowanie niewielkiej populacji tego gatunku w śródmieściu Katowic (ul. Królowej Jadwigi), gdzie rósł na korze *Fraxinus pennsylvanica*. Występowanie w europejskim mieście inwazyjnego mchu z półkuli południowej, na korze innego inwazyjnego drzewa z Ameryki Północnej, wydaje się być dobrą ilustracją ‘novel ecosystems’, kształtowania się nowych układów roślin, w nowych warunkach, pod wpływem działalności człowieka (Hobbs i in. 2006; Kowarik 2011). Z kolei *Orthotrichum schimperi* został znaleziony w śródmieściu Zabrze (ul. Opolska), gdzie rósł na korze *Acer pseudoplatanus* (wytwarzając licznie sporofity). Jest to gatunek koncentrujący swoje występowanie głównie w Europie, z wyraźnym zagęszczeniem stanowisk na obszarze basenu Morza Śródziemnego, a w Europie Środkowej występuje w znacznym rozproszeniu (Plášek, Ochyra 2020). W Polsce obserwowany jest bardzo rzadko i podany do tej pory z Pojezierza Mazurskiego oraz Wyżyny Kieleckiej, z obszarów oddalonych od większych ośrodków miejskich (Plášek, Ochyra 2020). Rozmieszczenie tego gatunku w Europie może sugerować jego wyższe wymagania termiczne. Badania flor miejskich wskazują, że termofilne rośliny mają większą skłonność do występowania w centrum miasta, które zwykle zapewnia im nieco wyższą średnią temperaturę otoczenia (Sudnik-Wójcikowska 2002). W rozprzestrzenianiu się gatunków termofilnych istotne znaczenie ma również ocieplanie się klimatu.

Obserwowane ogólne zróżnicowanie brioflory na badanych powierzchniach odpowiadało różnicom w typie zagospodarowania przestrzeni miejskiej w przyjętym

gradientcie siedliskowym. Gradient ten dotyczy m.in. istotnych dla brioflory czynników, jakimi są wilgotność i temperatura powietrza, które modyfikują przestrzenne zróżnicowanie epifitów oraz ich obfitość na terenie miasta (Żołniercz i in. 2022). Ogólnie najczęściej gatunków odnotowano na powierzchniach leśnych (76), liczba ta zmniejszała się wraz ze wzrostem stopnia urbanizacji – 66 gatunków odnotowano w parkach, 49 w zabudowie luźnej i najmniej, 39 w zabudowie zwartej. Podobna tendencja występuje w przypadku liczby notowań i średniej liczby gatunków na jednej powierzchni. Także analiza form wzrostu mszaków wykazała istotne różnice związane z gradientem urbanizacji terenu. Zarówno pod względem składu gatunkowego, jak ogólnej liczby notowań, wraz z rosnącym gradientem urbanizacji malał udział gatunków plagiotropowych, a rósł udział tych o ortotropowej formie wzrostu. Wzrost udziału form ortotropowych wydaje się więc być spowodowany pogarszającymi się warunkami siedliskowymi (zwłaszcza w odniesieniu do mezo- i mikroklimatu), gdyż tworzenie mniej lub bardziej zbitych kępek przez mchy ogranicza ich szybkie wysychanie (Deltoro i in. 1998; Zötz i in. 2000).

Różnice w ogólnych uwarunkowaniach siedliskowych sprawiają, że gatunki o określonych preferencjach występują częściej lub rzadziej w określonym typie powierzchni. Szczególne znaczenie mają gatunki wskaźnikowe. Największą liczbę gatunków wskaźnikowych wytypowano dla lasów miejskich (26). Ponadto jedynie w lasach miejskich, w tej grupie znalazły się nie tylko mchy, ale również wątrobowce (*Lophocolea heterophylla*, *Radula complanata* i *Cephaloziella rubella*). W grupie tej udział mszaków cienioznośnych (L= 4-6), mezofilnych (F= 4-6) oraz acydofilnych (R= 1-3) był wyższy w porównaniu z całością brioflory lasów miejskich, co dobrze odzwierciedla odmienny charakter tych powierzchni.

Grupa mszaków wskaźnikowych dla parków obejmuje 14 gatunków. Zaliczono tu m.in. dwa kserofilne i kalcyfilne mchy eliptyczne, *Schistidium crassipilum* i *Grimmia pulvinata*. W tej grupie udział mszaków światłolubnych (L= 7-9), a także zarówno kserofilnych (F= 1-3) jak i hydrofilnych (F= 7-9) oraz kalcyfilnych (R= 7-9) był wyższy w porównaniu z całością brioflory parków. Dla zabudowy luźnej wyróżniono tylko 5 gatunków wskaźnikowych. Wszystkie to mchy światłolubne, z przewagą gatunków kserofilnych i kalcyfilnych. Dla zabudowy zwartej wykazano tylko jeden gatunek wskaźnikowych i był nim *Bryum argenteum*. Jest to gatunek światłolubny, charakteryzujący się dużą tolerancją względem zanieczyszczenia powietrza. Mech ten

był rzadziej notowany jako epifity na innych typach powierzchni (o czym już wspomniano powyżej).

Również analiza zróżnicowania ogółu brioflory przy pomocy ekologicznych liczb wskaźnikowych (Ellenberg, Leuschner 2010) zasadniczo dobrze odzwierciedlała zmienność warunków siedliskowych na powierzchniach badawczych. Pod względem wilgotności oraz odczynu podłoża na wszystkich typach powierzchni dominowały gatunki mezofilne, neutrofilne. Udział gatunków światłolubnych (L= 7-9) wzrastał, a cienioznośnych (L= 4-6) malał wraz ze zwiększającym się gradientem urbanizacji terenu, a więc również spadającą średnią liczbą drzew na powierzchni oraz zwarcie tworzonych przez nie drzewostanów. Korespondowało to z najwyższym udziałem gatunków kserofilnych (F= 1-3) na obszarach zabudowy luźnej oraz zwartej, a najniższym ich udziałem w lasach miejskich. W przypadku preferencji względem pH podłoża, udział gatunków acydofilnych (R= 1-3) malał wraz z rosnącym stopniem urbanizacji terenu. Był najwyższy w lasach miejskich, a najniższy w zabudowie zwartej. Stosunkowo duży udział gatunków acydofilnych na powierzchniach leśnych może wynikać z dużego udziału drzew o kwaśnej korze, jak *Betula pendula* i *Quercus rubra* (Bates i in. 2004).

Zróżnicowanie brioflory epifitycznej analizowanych typów powierzchni potwierdziła również analiza wymiany gatunkowej – species turnover (wyrażonej wartością beta-różnorodności Whittakera). Największa wymiana gatunkowa zachodziła w przypadku lasów miejskich i zabudowy zwartej. Ten wynik był dość przewidywalny, gdyż ilustruje odrębność pomiędzy dwiema najbardziej skrajnymi formami w gradiencie użytkowania przestrzeni miejskiej. Z kolei najmniejsza wymiana gatunkowa zachodzi pomiędzy parkami i zabudową luźną. Wynika to prawdopodobnie ze stosunkowo dużego podobieństwa ich struktury oraz podobnego udziału najczęściej występujących rodzajów drzew. Natomiast część powierzchni parkowych o większym zagęszczeniu drzew przypominały bardziej mniej zwarte lasy miejskie. Zmienność wykazano również pomiędzy poszczególnymi powierzchniami w obrębie tego samego typu powierzchni. To zróżnicowanie, opisane wskaźnikiem wymiany gatunkowej, było największe w przypadku lasów miejskich. Wynika to prawdopodobnie z dość dużej heterogeniczności tych powierzchni, których drzewostany powstały w zróżnicowanych warunkach (grunty porolne, nieużytki przemysłowe, spontaniczna sukcesja, rekultywacja w kierunku leśnym itd.). Oczywiście przytoczone prawdopodobne

przyczyny obserwowanej wewnętrznej zmienności w mniejszym lub większym stopniu dotyczą również pozostałych powierzchni.

Ogólną zmienność zróżnicowania brioflory epifitycznej na analizowanych powierzchniach zgodnie z gradientem stopnia natężenia urbanizacji potwierdziła również analiza ordynacyjna. Najbardziej oddalone od siebie były zgrupowania powierzchni skrajnych (lasy miejskie i zabudowa zwarta). Widoczne jest, że obserwowaną zmienność lepiej tłumaczy liczba notowań poszczególnych gatunków niż sam skład gatunkowy. Może to wynikać m.in. z faktu, że aż 35 gatunków mszaków występowało we wszystkich czterech analizowanych typach powierzchni. Zwykle były to gatunki częste lub bardzo częste, o szerokiej tolerancji względem zajmowanego siedliska. Analiza uwzględniająca liczbę notowań wyraźniej akcentuje odmiennosc powierzchni leśnych, pokazuje też przejściowy charakter powierzchni w zabudowie luźnej względem parków i zabudowy zwartej. Generalnie analiza ta potwierdza wpływ zmienności uwarunkowań środowiskowych, wynikający ze zróżnicowania form zagospodarowania przestrzeni miejskiej, na zróżnicowanie lokalnej brioflory (Sudnik-Wójcikowska 1998; Sabovljević, Grdović 2009; Żołnierz i in. 2022).

#### **4.7. Wytwarzanie diaspor przez mszaki epifityczne**

Sukces kolonizacyjny epifitów w dużej mierze jest uwarunkowany efektywnością w rozprzestrzenianiu się, co wiąże się z wytwarzaniem spor i wegetatywnych rozmnożeń (Rao 1982; Bates i in. 1997; Longton 1997). Wśród odnotowanych w konurbacji katowickiej epifitów najczęściej i najobficiej sporofity wytwarzały mchy z rodziny Orthotrichaceae. Jest to grupa mchów z reguły intensywnie wytwarzająca sporofity, co wpływa na stosunkowo szybkie rozprzestrzenianie się tych gatunków (Bates i in. 1997; Richter i in. 2009a; Sérgio i in., 2016; Stebel, Fojcik 2016). Większość gatunków należących do tej rodziny występowała na wszystkich typach powierzchni. Warto odnotowania jest dwukrotne stwierdzenie występowania pojedynczych sporofitów u *Nyholmiella obtusifolia* (Orthotrichaceae) (na korze *Salix x sepulcralis* w parku i zabudowie luźnej). To dwupienny mech, który intensywnie rozmnaża się wegetatywnie, ale wytwarzanie sporofitów w Polsce jest obserwowane rzadko (Sawicki i in. 2011). Gatunki dwupiennie, ze względu na problemy związane z dyspersją plemników w środowisku lądowym, a także zmienną częstością występowania osobników odmiennych płci, znacznie rzadziej wytwarzają sporofity niż gatunki jednopienne (Frahm 2008; Frey, Kürschner 2011). Mamchur (2010) wskazuje, że jednopiennosc jest cechą predysponującą gatunki do



występowania w środowisku miejskim. Wśród gatunków plagiotropowych największy udział populacji wytwarzających sporofity odnotowano u *Herzogiella seligeri*. Mech ten, na badanym terenie był obserwowany rzadko i prawie wyłącznie w lasach, jest fakultatywnym epifitem (z optimum występowania na murszejącym drewnie). Tak duża intensywność wytwarzania sporofitów, w porównaniu do innych mchów plagiotropowych, może wiązać się właściwą gatunkowi biologią, który ze względu na przywiązanie do murszejącego drewna, a zatem siedliska ograniczonego w czasie i przestrzeni, przystosowany jest do obfitego tworzenia spor.

Oprócz zarodników mszaki do rozprzestrzeniania się wykorzystują również różnego typu rozmnożki (Frahm 2008; Frey, Kürschner 2011). Zwykle mszaki, które intensywnie wytwarzały rozmnożki, rzadko tworzyły sporofity (np. *Nyholmiella obtusifolia* i *Bryum moravicum*). Do wyjątków od tej reguły należała *Dicranoweisia cirrata*, która obficie wytwarzała rozmnożki, a także stosunkowo często sporofity. Intensywne wytwarzanie przez ten gatunek obydwu typów diaspor, zarówno wegetatywnych jak i generatywnych, było podkreślane przez Stebla i Pláška (2001) jako ważny czynnik wpływający na dynamiczną ekspansję gatunku na pograniczu polsko-czeskim. Warto także zwrócić uwagę, że niektóre gatunki do niedawna bardzo rzadkie lub w ogóle nie obserwowane na terenie konurbacji katowickiej (Jędrzejko 1990; Stebel 1998; Stebel, Fojcik 2016), a w obecnym badaniach notowane od kilku do kilkunastu razy, to gatunki rozprzestrzeniające się głównie poprzez wytwarzanie wegetatywnych rozmnożek (*Leucodon sciuroides*, *Pterigynandrum filiforme*, *Pulvigerella lyellii*, *Syntrichia latifolia* i *S. papillosa*). Wśród wątrobowców wytwarzanie rozmnożek zaobserwowano jedynie u *Radula complanata*, która również jest gatunkiem dynamicznie rozprzestrzeniającym się w ostatnich latach (Stebel, Fojcik 2016).

Chociaż mszaki epifityczne należą do grupy gatunków o wysokich zdolnościach do rozprzestrzeniania się, to jednak wykorzystywanie w tym celu wegetatywnych diaspor, wyraźnie większych w porównaniu z zarodnikami, wpływa na ogólnie mniejszą zdolność do dyspersji (Adams, Preston 1992; Söderström 1994; Löbel, Rydin 2010). Jednak w warunkach miejskich nawet większe diaspory mszaków mogą być skuteczniej przenoszone siłą wiatru generowaną poprzez ruch uliczny (Plášek i in. 2014). Ponadto rozprzestrzenianie się z wykorzystaniem rozmnożek pozwala uniknąć w cyklu rozwojowym mszaków stadium splotka, który jest tworem wykazującym wyjątkową wrażliwość na przesuszenie siedliska (Proctor i in. 2007) oraz zanieczyszczenie powietrza (Gilbert 1968; Nash, Nash 1974; Basile i in. 1995; Tyler 1990). Ponadto

efektywność w kolonizacji, a także zdolność do utrzymania się w nowym miejscu, są wyższe w przypadku diaspor wegetatywnych (Löbel, Rydin 2010). Nie bez znaczenia jest także fakt, iż wytwarzanie zarodników podlega sezonowości, a wegetatywne rozmnożki nie. W przypadku obserwowanych zmian klimatu, a więc coraz krótszych okresów typowo zimowych, a także ogólnie wyższej temperatury i niższej wilgotności powietrza, to właśnie gatunki rozmnażające się głównie wegetatywne mogą okazać się lepiej przystosowane do warunków miejskich.

Przy intensywnym wytwarzaniu zarodników, występowanie wegetatywnych rozmnożek u gatunków z rodzaju *Orthotrichum* nie jest zjawiskiem powszechnym, choć jest opisywane w literaturze (Duckett, Pressel 2009; Mamchur 2010; Stebel, Fojcik 2016). Jednak wytwarzanie rozmnożek nie służy jedynie rozprzestrzenianiu się. U niektórych gatunków, pozwala przetrwać okres niesprzyjających warunków środowiskowych, aby odtworzyć populację po ustąpieniu oddziaływania czynników niekorzystnych (Frey, Kürschner 2011). U *Orthotrichum pumilum* i *O. diaphanum* niekiedy obserwowano intensywne wytwarzanie rozmnożek na powierzchni listków, gdy populacja (lub części jej, fragment populacji), wykazywała oznaki zamierania. Miało to miejsce najczęściej w zabudowie zwartej. Takie uwarunkowanie wytwarzania rozmnożek u tych gatunków wyraźnie wskazuje na próbę odnowienia się zamierających osobników.

Intensywność wytwarzania diaspor wydaje się więc być jednym z kluczowych czynników w kolonizowaniu nowych terenów przez mszaki (Dyderski i in. 2022), a obserwowane obecnie zmiany w brioflorze epifitów i rozprzestrzenianie się niektórych gatunków wydają się to potwierdzać (Adams, Preston 1992; Miles, Longton, 1992; Snäll i in. 2003). Fakt, że u niektórych, nawet bardzo często występujących epifitów nie stwierdzono równie częstego wytwarzania sporofitów wynika zapewne z tego, że w miastach są to gatunki rozpowszechnione na innych siedliskach (np. *Bryum argenteum*, *Brachythecium salebrosum* czy *Ceratodon purpureus*) (Fudali 1998, 2006). Rosnąc w bardziej optymalnych dla siebie warunkach mogą częściej wytwarzać zarodniki niż to ma miejsce na korze drzew. Ponadto wydaje się, że dla niektórych gatunków naziemnych, jak u *Pleurozium schreberi*, w kolonizacji kory drzew istotne mogło być przenoszenie większych, oderwanych fragmentów rośliny na znaczne odległości. Jak mogło mieć miejsce w przypadku niewielkiej populacji tego gatunku, odnotowanej na korze *Fraxinus pennsylvanica* w śródmieściu Katowic, w obrębie zabudowy zwartej.

#### 4.8. Zróżnicowanie zasiedlania poszczególnych taksonów drzew

Do najważniejszych czynników warunkujących występowanie gatunków epifitycznych należy rodzaj i gatunek zasiedlanego drzewa (Barkman 1958; Smith 1982; Dymytrowa 2009; Meżaka i in. 2012; Putna, Meżaka 2014). Badania przeprowadzone na terenie konurbacji katowickiej wykazały duże zróżnicowanie liczby forofitów kolonizowanych przez poszczególne gatunki epifitów. Największą tolerancję względem zasiedlanych drzew wykazał *Hypnum cupressiforme*, występujący na 53 taksonach. Zasiedlanie większej liczby forofitów zwiększa możliwości kolonizacyjne epifitów i częstość ich występowania. Wśród dziesięciu najliczniej odnotowanych gatunków mszaków równocześnie, aż osiem z nich zasiedlało największą liczbę taksonów drzew (*Hypnum cupressiforme*, *Lewinskya affinis*, *Brachythecium salebrosum*, *Amblystegium serpens*, *Orthotrichum pumilum*, *O. diaphanum*, *Ceratodon purpureus* i *Dicranoweisia cirrata*).

Analiza stopnia kolonizacji drzew na poszczególnych typach powierzchni wykazała, że udział drzew zasiedlonych był największy w zabudowie luźnej. Wynika to prawdopodobnie z większego udziału na tego typu powierzchniach niektórych obcych taksonów drzew, chętnie zasiedlanych przez mszaki epifityczne (Stebel, Fojcik 2016; Fudali, Szymanowski 2019). Na badanym terenie dotyczy to zwłaszcza topól, ale także *Salix xsepulcralis*, *Acer negundo*, *Robinia pseudoacacia* i *Fraxinus pennsylvanica*.

Badania przeprowadzone na terenie konurbacji katowickiej wykazały, że niektóre rodzaje i gatunki drzew w przestrzeni miejskiej są zasiedlane przez epifity szczególnie często i obficie. Największy udział drzew skolonizowanych odnotowano w przypadku rodzajów *Salix*, *Malus* i *Populus*, najobficiej epifity występowały na drzewach z rodzaju *Salix*, *Populus* i *Sambucus*, a najwięcej gatunków stwierdzono na korze drzew z rodzaju *Populus*, *Fraxinus* i *Acer*. Najwięcej gatunków występowało na *Fraxinus pennsylvanica*, *Populus nigra* i *Fraxinus excelsior*. Niewątpliwie wynika to z właściwości kory tych forofitów. Kora drzew z rodzajów *Acer*, *Malus*, *Populus*, *Salix* i *Sambucus* jest stosunkowo żyzna (eutroficzna) oraz zasadowa bądź neutralna, co sprzyja kolonizacji drzew przez epifity (Barkman 1958; Bates i in. 2004; Meżaka i in. 2008; Dymytrowa 2009). Wielu autorów podkreśla, że różnice w stopniu zasiedlania poszczególnych rodzajów i gatunków drzew wynikają przede wszystkim w zróżnicowaniu właściwości fizycznych i chemicznych kory jako siedliska (Barkman 1958; Mitchell i in. 2021). Szczególnie pH kory i żyzność (zawartość nutrientów) są czynnikami wpływającymi

na bogactwo zbiorowisk epifitycznych (Barkman 1958; Vanderpoorten, Goffinet 2009; Putna, Mežaka 2014). Widoczne jest to zwłaszcza na obszarach zurbanizowanych (Bates i in. 1990; Godovičová, Mišíková 2017). Liczba epifitów zwykle wzrasta wraz ze wzrostem pH kory drzewa (Studlar 1982; Kubiak, Osyczka 2020). Bardziej alkaliczna kora wykazuje wyższe właściwości buforujące dla kwaśnych opadów atmosferycznych (Gilbert 1968,1992; Fojcik i in. 2015), ma to szczególne znaczenie w warunkach miejskich. Stąd drzewa o takich właściwościach kory są zarówno często kolonizowane przez epifity, jak i charakteryzują się zwykle ich wysoką różnorodnością i obfitością. Na terenach miejskich są to zwłaszcza topole i wierzby. Nie bez znaczenia jest fakt, iż na korze o wyższym pH zarodniki łatwiej kiełkują i szybciej rozwija się spletek (Leblanc, Rao 1974; Wiklund, Rydin 2004; Löbel, Rydin 2010). Trzeba jednak pamiętać, że gdy kora wystawiona na kwaśne opady przez dłuższy czas może nieodwracalnie utracić właściwości buforujące (Bates i in. 1990). Obecnie niskie pH kory starszych drzew (np. topól) może odzwierciedlać m.in. dawne wysokie emisje zanieczyszczeń (Fojcik i in. 2015).

Właściwości chemiczne kory, w tym pH, zmieniają się wraz z wiekiem drzewa, podlegają także sezonowym i siedliskowym wahaniom (Farmer i in. 1991; Fojcik i in. 2015; Kubiak, Osyczka 2020). Na przykład pH kory buka może się wahać w granicach 5,3-7 (Fritz i in. 2009), a pH kory topoli w Katowicach wahało się od 4 do ponad 5 (Fojcik i in. 2015). Wraz z wiekiem drzewa, pH kory zwykle spada (Bates 1992). Chemizm kory ulega również modyfikacji pod wpływem zanieczyszczenia powietrza (Marmor, Randlane 2007; Fojcik i in. 2015, 2017). Kwaśne opady zakwaszają korę (Gilbert 1970; Suchara 2012), a niskie pH może zwiększać stopień toksyczności siarki i biodostępność innych potencjalnie toksycznych elementów (np. metali ciężkich) (Larsen i in. 2007). Z kolei pyły przemysłowe mogą alkalizować korę, co umożliwia osiedlanie się epifitów wrażliwych na zanieczyszczenie powietrza (buforowanie czynników niekorzystnych) (Johnsen, Sochting 1976). Tak więc pH kory jest wypadkową działania wielu czynników – specyfiki gatunku, wieku drzewa, właściwości buforujących kory oraz wpływu zanieczyszczeń (Barkman 1958; Bates i in. 2004; Poikolainen 2004).

Kora różnych gatunków drzew różni się także zdolnością zatrzymywania wody (pojemnością wodną) (Valova, Bieleszova 2008), a wilgotność kory (podobnie jak wilgotność otoczenia) to jeden z ważniejszych czynników warunkujących występowanie epifitów (Barkman 1958; Smith 1982; Ilek i in. 2017a). Pojemność wodna kory jest modyfikowana przez wiek drzewa (Valova, Bieleszova 2008; Fritz i in. 2009; Ilek i in. 2017b). Z wiekiem zmieniają się właściwości kory, zwiększają się rozmiary pnia

i zwiększa grubość kory i głębokość spękań, przez co zdolność do absorpcji wody u starszych drzew jest wyższa. U młodych drzew kora jest zwykle mniej spękana i woda łatwiej po niej spływa, szybciej także wysycha. Wilgoć jest dla epifitów czynnikiem bardzo istotnym. Chociaż generalnie epifity wykazują szereg przystosowań do występowania na siedliskach keserofilnych (Vitt 1981; Hedenäs 2012), to jednak w swoim cyklu rozwojowym są zależne od odpowiednich warunków wilgotnościowych, zwłaszcza podczas kiełkowania zarodników (Proctor, Tuba, 2002).

Należy dodać, że kora jest siedliskiem wyjątkowo heterogenicznym, a jej właściwości mogą być zróżnicowana także w obrębie samego pnia drzewa (Gilbert 1970; Marmor, Randlane 2007). Występowanie wypróchnień na powierzchni kory może obniżać pH, a także lokalnie zwiększać dostępność wilgoci, natomiast nagromadzenie w spękaniach pyłów, może skutkować jej miejscową alkalizacją, a także podwyższać jej żyzność (Barkman 1958). Dlatego, co również zaobserwowano w trakcie badań prowadzonych w konurbacji katowickiej, nawet drzewa o zasadniczo niskim pH kory, jak np. *Betula pendula*, mogą być niekiedy kolonizowane przez gatunki kalcyfilne (np. *Schistidium crassipilum* czy *Orthotrichum anomalum*), a gatunki o zasadniczo wysokim pH kory, jak *Populus* spp., mogą być kolonizowane przez mszaki acydofilne (np. *Dicranum montanum* czy *Jochenia pallescens*).

Zmienność ogólnych cech charakteryzujących korę, a także jej miejscowe zróżnicowanie na poszczególnych drzewach sprawia, że przy analizie w większej skali przestrzennej nie obserwuje się ścisłego przywiązania epifitów do konkretnych taksonów drzew. Drzewa lokalnie występujące często zwykle charakteryzują się również dużą ogólną liczbą epifitów stwierdzanych na ich korze (z wyjątkiem drzew iglastych) (Dymytrowa 2009; Putna i Mežaka 2014; Godovičová, Mišíková 2017). Taką zależność zaobserwowano, także w tym badaniu.

Rozprzestrzenianie się epifitów na obszarach miejskich, na których w przeszłości odnotowywano ogólnie wysoki poziom zanieczyszczenia powietrza, jest najbardziej zauważalne na drzewach, których kora ma bardziej zasadowy charakter (Bates i in. 1990; Godovičová, Mišíková 2017). Jednym z takich rodzajów drzew jest topola – *Populus*, która wyróżnia się zwykle bardzo wysokim bogactwem gatunkowym epifitów (Fudali 2012; Stebel, Fojcik 2016; Godovičová, Mišíková 2017). Również w konurbacji katowickiej na korze drzew z tego rodzaju stwierdzono najwyższą liczbę gatunków mszaków oraz najwyższą liczbę notowań epifitów. Drzewa te charakteryzowały się także ogólnym wysokim średnim wskaźnikiem pokrycia oraz udziałem drzew skolonizowanych

przez epifity. Jednak wartości te były zróżnicowane w obrębie poszczególnych taksonów. Na szczególną uwagę zasługuje występowanie na różnych taksonach topoli mszaków bardzo rzadkich na omawianym terenie, np. *Leucodon sciuroides* na *Populus* 'Italica'; *Homalothecium sericeum* na *Populus* 'NE 42', *Anomodon viticulosus* oraz *Tortula subulata* na *Populus* *×berolinensis*.

Topole są typowym elementem miejskiego krajobrazu (Korbik 2021), jednak obecnie drzewa te są często wycinane w miastach ze względu na szybkie starzenie się i dużą łamliwość drewna. Zachodzące zmiany w częstości występowania tego ważnego dla mszaków epifitycznych rodzaju drzewa mogą również przełożyć się na częstość występowania niektórych epifitów w miastach.

Analizując liczbę gatunków na trzech taksonach topoli o podobnej ogólnej liczbie notowań widać wyraźne różnice w ogólnej liczbie odnotowanych gatunków epifitów. Na *Populus nigra* stwierdzono łącznie 52 gatunki mszaków, na *Populus* 'NE 42' 46 gatunków, natomiast na *Populus tremula* jedynie 13 gatunków. Różnice te mogą wynikać nie tylko z odmiennej charakterystyki kory poszczególnych taksonów, ale także mogą być związane z różnicami w rozmiarze samych drzew, a także częstością występowania w poszczególnych typach powierzchni. Występowanie *Populus tremula* było praktycznie ograniczone wyłącznie do lasów miejskich, a poszczególne drzewa osiągały raczej niewielkie rozmiary, w porównaniu z innymi przedstawicielami tego rodzaju. Ojala i in. (2000), badając różnorodność epifitów w borealnych lasach na północy Europy, wskazała ten gatunek drzewa jako kluczowy dla różnorodności epifitów w tamtejszych lasach. Podnoszono również kwestię lokalnego zróżnicowania oraz samej wielkości pnia (DBH) jako czynnika istotnego dla opisywanej różnorodności. Dotyczyło to jednak układów o zupełnie odmiennej specyfice (klimat oraz zróżnicowanie gatunkowe drzew). W lasach Puszczy Białowieskiej, przy większej różnorodności drzew, topola osika posiadała ubogą bryoflorę epifityczną w porównaniu z innymi gatunkami drzew liściastych (Cieśliński i in. 1996b), chociaż ogólna liczba gatunków była znacznie wyższa niż ta stwierdzona z kory tego drzewa w konurbacji katowickiej.

Z reguły wysoka różnorodność epifitów charakteryzuje również wierzby (Vanderpoorten i in. 2004; Richter i in. 2009b; Stebel, Fojcik 2016). Co prawda w tym badaniu rodzaj ten ustępował pod względem liczby gatunków epifitów kilku innym taksonom drzew, ale jest to zapewne spowodowana faktem, iż wierzby ogólnie nie były często notowane. Wierzby w miastach są jednymi z najczęściej zasiedlanych drzew przez mszaki epifityczne (Fojcik i in. 2015). Również w tych badaniach rodzaj *Salix* posiadał

najwyższy udział drzew skolonizowanych do nieskolonizowanych przez epifity. Wśród taksonów wierzb najwyższą różnorodność gatunków stwierdzono na nasadzonym, obcym taksonie wierzby *Salix ×sepulcralis*. Na korze tego drzewa stwierdzono występowanie bardzo rzadkich epifitów, takich jak *Leucodon sciuroides* czy *Hypnum cupressiforme* var. *heseleri*. Podobną wysoką różnorodnością epifitów obserwowano na *Salix fragilis*. Do epifitów odnotowanych wśród taksonów wierzb wyłącznie na korze *Salix fragilis* należały *Campylophyllopsis calcarea*, *Sciuro-hypnum populeum*, *Sciuro-hypnum reflexum* oraz *Ulotia crispa*. Pozostałe gatunki z rodzaju *Salix* były notowane na powierzchniach nielicznie i miały również wyraźnie mniejszą liczbę epifitów.

Rodzaj *Fraxinus* był z jednym rodzajów drzew mających największy wpływ na ogólną różnorodności epifitów. Podobnie jak w innych badaniach, drzewa z tego rodzaju odznaczały się wysoką różnorodnością epifitów (Fojcik, Stebel 2001; Fojcik 2011; Kubiak, Osyczka 2019; Hugonnot 2020; Łubek i in. 2020), a także relatywnie wysokim pokryciem i udziałem drzew skolonizowanych przez mszaki. Jesiony miały znaczący udział w drzewostanach na powierzchniach parkowych oraz w zabudowie luźnej. Częściej występował tam rodzimy *Fraxinus excelsior* (w porównaniu z obcym *Fraxinus pennsylvanica*). Natomiast w zabudowie zwartej *Fraxinus pennsylvanica* był najczęściej notowanym taksonem wśród wszystkich drzew, a *Fraxinus excelsior* występował już nieco mniej licznie. Ogólnie zabudowa zwarta charakteryzowała się najwyższym udziałem drzew z tego rodzaju. Drzewa te mają istotne znaczenie dla ogólnej różnorodności epifitów jaką obserwowano w przestrzeni miasta. Na korze *Fraxinus pennsylvanica* stwierdzono największą liczbę gatunków epifitów, w tym gatunków lokalnie bardzo rzadkich m.in. *Anomodon viticulosus*, *Homalia trichomanoides*, *Orthotrichum pulchellum*, *Porella platyphylla*, *Zygodon dentatus* i *Zygodon rupestris*, a także rzadko notowanych na siedliskach epifitycznych jak *Campylopus introflexus* czy *Tortula subulata*. Dla obu mchów z rodzaju *Zygodon* jest to pierwsze potwierdzone notowanie z kory *Fraxinus pennsylvanica* w Polsce (Stebel, Żarnowiec 2017). Natomiast *Fraxinus excelsior* był nieco rzadziej występującym drzewem (o 29 notowań mniej) i stwierdzono na nim o 4 gatunki epifitów mniej. *Bryoerythrophyllum recurvirostrum*, *Hedwigia ciliata*, *Leptodictyum riparium*, *Ptilidium pulcherrimum*, *Syntrichia latifolia* oraz *Syntrichia virescens* to gatunki mszaków odnotowane na korze *Fraxinus excelsior*, a niepotwierdzone na *Fraxinus pennsylvanica*.

Rodzaj *Acer* był najczęściej notowanym rodzajem drzewa w tym badaniu oraz trzecim pod względem liczby gatunków epifitów po *Populus* i *Fraxinus*. Łącznie

odnotowano 6 gatunków drzew z tego rodzaju, przy czym *Acer campestre*, *Acer rubrum* oraz *Acer saccharinum* nie występowały licznie, a różnorodność epifitów na ich korze była niewielka. Obcy, inwazyjny gatunek *Acer negundo* występował we wszystkich formach użytkowania przestrzeni miejskiej, jednak najczęściej w lasach miejskich. W warunkach miejskich *Acer negundo* jest stosunkowo często zasiedlany przez epifity mszyste (Fojcik i in. 2015; Fudali, Szymanowski 2019). Podobnie jak w przypadku badań brioflory epifitycznej Wrocławia, na korze tego gatunku często stwierdzano występowanie *Orthotrichum pallens* (Fudali, Szymanowski 2019). Ponadto na korze *Acer negundo* odnotowano występowanie kilku mchów lokalnie rzadkich, jak m.in. *Homalothecium sericeum*, *Isothecium alopecuroides* i *Porella platyphylla*.

Wśród klonów najwięcej gatunków epifitów odnotowano na korze *Acer platanoides*. Inny rodzimy gatunek, *Acer pseudoplatanus*, miał zbliżoną ogólną liczbę notowań oraz podobny udział w poszczególnych formach użytkowania przestrzeni miejskiej. Oba gatunki charakteryzują się również podobnym pH kory (Fojcik i in. 2017). Jednak na korze *Acer platanoides* stwierdzono o 14 gatunków więcej niż na *Acer pseudoplatanus*. Jedynie dwa gatunki mchów, *Orthotrichum schimperi* i *Sciuro-hypnum reflexum*, występowały na korze *Acer pseudoplatanus*, a zarazem nie zostały odnotowane na *Acer platanoides*. Podobne różnice w bogactwie gatunkowym epifitów na tych dwóch gatunkach klonów zaobserwowali Pleskach i Virchenko (2020). Przy znacznym podobieństwie chemizmu kory, różnice te mogą być związane z charakterystyką spękania kory, która u *Acer pseudoplatanus* łuszczy się, a następnie odpada od pnia drzewa. Duża zmienność (niestabilność) tego siedliska może utrudniać zarówno proces kolonizacji, jak i utrzymanie się występujących już na jej powierzchni epifitów. Drzewa posiadające łuszczącą się korę zwykle charakteryzują się niską różnorodnością epifitów (Barsukov 2014; Jagodziński i in. 2018; Fojcik, Chmura 2020). Należy jednak zauważyć, że kora *Acer pseudoplatanus* charakteryzuje się niską pojemnością wodną (Leuschner, Ellenberg 2017), co może dodatkowo utrudniać kolonizację kory przez epifity, zwłaszcza w warunkach bardziej suchego miejskiego klimatu. Na terenach górskich o zasadniczo innej charakterystyce, w tym odmiennych warunkach klimatycznych (m.in. wyższa wilgotność powietrza), *Acer pseudoplatanus* charakteryzował się wysoką różnorodnością epifitów (Stebel 2006).

Podobne różnice w różnorodności epifitów są zauważalne pomiędzy dwoma gatunkami dębów, *Quercus robur* i *Quercus rubra*. W badaniach Woziwody i in. (2017) na terenach leśnych *Quercus rubra* charakteryzował się podobną różnorodnością epifitów



jak rodzime gatunki dębów. Jednak zwykle obserwuje się ogólnie niższą liczbę epifitów na korze *Quercus rubra* w porównaniu do *Quercus robur* (m.in. Jagodziński i in. 2018; Fudali, Żołnierz 2019; Pleskach, Virchenko 2020; Möller i in. 2021), co potwierdzono również w tych badaniach. Pomimo częstszego notowania *Quercus rubra* w drzewostanach, na korze rodzimego *Quercus robur* odnotowano wyraźnie większą liczbę epifitów. *Quercus robur* charakteryzuje się zasadniczo wysoką różnorodnością epifitów (Cieśliński i in. 1996b; Fudali 2012; Fudali, Żołnierz 2019). Oba gatunki dębów odznaczają się zbliżonymi parametrami kory, takimi jak pH czy pojemność wodna (Jagodziński i in. 2018). Jednak u *Quercus robur* kora nawet u młodych drzew ulega wyraźnym spękaniom, podczas gdy u *Quercus rubra* przez dłuższy okres czasu pozostaje gładka. Kora o słabo zróżnicowanej powierzchni posiada mniejszą liczbę mikrosiedlisk w obrębie samego pnia drzewa, co utrudnia osadzanie się na nim diaspor mszaków (Király, Ódor, 2010). Ponadto opadłe liście *Quercus rubra* wolno podlegają procesowi rozkładu co powoduje ich nagromadzenie w postaci grubej warstwy ściółki (Dobrylovska 2001), a to utrudnia rozwój naziemnej warstwy mszystej (Woziwoda i in. 2017; Fojcik i in. 2019; Rola i in. 2021). Ograniczanie rozwoju naziemnej warstwy mszystej zmniejsza z kolei prawdopodobieństwo kolonizacji kory drzew przez niektóre gatunki epifitów fakultatywnych, które na korę drzew wkraczają z pobliskich siedlisk terestrycznych.

Na analizowanych powierzchniach do najbardziej rozpowszechnionych forofitów należały *Betula pendula* i *Robinia pseudoacacia* (zwłaszcza w lasach miejskich). Brzoza charakteryzuje się stosunkowo niskim pH kory (Fojcik i in. 2017; Leuschner, Ellenberg 2017). Dlatego też z drzewem tym związane jest występowanie niektórych acydoofilnych gatunków mszaków (Stebel, Plášek 2001; Stebel 2013; Fudali 2019; Fudali, Żołnierz 2019). Również w tych badaniach m.in. *Callicladium haldanianum*, *Dicranella heteromalla*, *Dicranum montanum*, *Dicranum tauricum*, *Dicranum scoparium*, *Lophocolea heterophylla*, *Pleurozium schreberi* czy *Pohlia nutans* wykazywały wyraźne przywiązanie do występowania na korze brzozy. Pięć gatunków stwierdzono wyłącznie z kory tego drzewa. Były to głównie gatunki leśne jak *Mnium hornum*, *Polytrichum formosum* (mchy naziemne) oraz *Dicranum flagellare* i *Tetraxis pellucida* (mchy epiksyliczne). *Dicranum flagellare* to mech regionalnie rzadko notowany, jednak w ostatnich latach, w rejonie konurbacji katowickiej zwiększa częstość swojego występowania (obserwacje własne autora). Rośnie głównie na murszejącym drewnie, ale zasiedla również korę drzew o niskim pH (Fojcik, Chmura 2020). Ponadto z czterech gatunków wątrobowców odnotowanych na tym drzewie, jeden – *Cephaloziella rubella*,

występował wyłącznie na korze brzozy. Jest to gatunek kserofilny, światłolubny, preferujący siedliska kwaśne (Ellenberg, Leuschner 2010). Kora *Betula pendula*, charakteryzuje się niską pojemnością wodną, a zatem niewielką zdolnością zatrzymywania wilgoci (Leuschner, Ellenberg 2017; Jagodziński i in. 2018). Taka charakterystyka kory, a więc niskie pH oraz niska pojemność wodna, tłumaczyłoby pewne przywiązanie tego acydofilnego i kserofitycznego wątrobowca do występowania właśnie na korze brzozy.

Pomimo raczej niesprzyjającej epifitom charakterystyce kory, mszaki były stosunkowo często odnotowywane na brzozie (ponad 50% drzew skolonizowanych, stosunkowo duża liczba gatunków oraz ogólna liczba notowań). Wynika to z jednej strony z dużej częstości występowania *Betula pendula* na badanym terenie, a także z występowania tego drzewa głównie w lasach miejskich. Lokalnie wyższa wilgotność mogła częściowo kompensować niską pojemność wodną charakterystyczną dla tego drzewa. Jednocześnie silnie spękana kora u starszych drzew stwarza szereg mikrosiedlisk dogodnych do kolonizacji (Madzule i in. 2012). W parkach Wrocławia *Betula pendula* również należała do drzew często kolonizowanych przez epifity mszyste (Fudali 2012).

Kora *Robinia pseudoacacia* ma nieznacznie wyższe pH kory niż brzoza (Fojcik i in. 2017) oraz charakteryzuje się większą żyznością oraz pojemnością wodną (Jagodziński i in. 2018). Jest też silnie spękana, co jest widoczne nawet u młodych drzew. Stwarza to dogodne warunki do kolonizacji przez mszaki epifityczne. Widać to zarówno w wysokim udziale drzew skolonizowanych na terenie konurbacji katowickiej, jak i ogólnie stwierdzanej wysokiej różnorodności mszaków epifitycznych na korze *Robinia pseudoacacia* (Jagodziński i in. 2018; Fudali, Szymanowski 2019).

Najniższy udział drzew skolonizowanych zaobserwowano wśród drzew iglastych (były praktycznie niezasiedlane przez epifity). Potwierdza to ogólnie obserwowaną prawidłowość, że brioflora epifityczna na drzewach iglastych strefy umiarkowanej jest stosunkowo uboga (Snäll i in. 2004; Király, Ódor 2010; Király i in., 2013). Wśród przyczyn tego zjawiska wymienia się najczęściej niskie pH kory, jej oligotroficzność, a także silne złuszczenie się (Barkman 1958; Jagodziński i in. 2018). W warunkach miejskich drzewa iglaste często są całkowicie pozbawione epifitów (Fojcik i in. 2015; Fudali, Szymanowski 2019). W trakcie niniejszych badań spośród wszystkich taksonów drzew iglastych obecność epifitów stwierdzono jedynie na *Pinus nigra* i *Pinus sylvestris*. Odnotowane na nich mszaki to typowe gatunki preferujące siedliska kwaśne, jak mech *Dicranum montanum* oraz wątrobowiec *Lophocolea heterophylla*. *Lophocolea heterophylla*

jest przykładem wątrobowca stosunkowo często występującego na korze sosny (Ódor i in. 2013; Fojcik i in. 2019).

Pomimo powszechnego występowania obcych gatunków drzewiastych w miastach (Konijnendijk, Randrup 2004; Gustavsson i in. 2005) wciąż niedostatecznie dobrze rozpoznane są interakcje zachodzące pomiędzy nierodzimi gatunkami drzew i krzewów, a kolonizującymi je epifitami, a teorie wysuwane w tej kwestii są nierzadko ze sobą sprzeczne. Barkman (1958) w swojej pracy zasugerował, że epifity rozprzestrzeniają się na obce gatunki drzewiaste z najczęściej występujących rodzimych gatunków drzew i krzewów, które charakteryzują się zasadniczo wyższą różnorodnością epifitów, względem gatunków obcych. Jednak obecnie coraz częściej wskazuje się, że niektóre obce gatunki drzewiaste mogą charakteryzować się relatywnie wysoką różnorodnością epifitów (Richter in. 2009b; Stebel, Fojcik 2016; Fudali, Szymanowski 2019; Mitchell i in. 2021). Zjawisko to obserwowano także na terenie konurbacji katowickiej. Wśród dziesięciu taksonów drzew zasiedlanych przez największą liczbę gatunków ponad połowa to taksony obcego pochodzenia (*Fraxinus pennsylvanica* – najwięcej gatunków, następnie *Populus* ‘NE 42’, *Robinia pseudoacacia*, *Salix xsepulcralis*, *Acer negundo* i *Populus xcanadensis*). Chociaż gatunki obce postrzega się najczęściej w kontekście negatywnego oddziaływania na rodzimą bioróżnorodność (Tokarska-Guzik i in. 2012), to dla epifitów ich obecność powoduje większe zróżnicowanie dostępnych siedlisk (Rodriguez 2006) i może przyczyniać się do ich wyższej ogólnej różnorodności obserwowanej w miastach (Fudali, Szymanowski 2019). Potwierdzają to wyniki tych badań, gdzie aż 13 gatunków mszaków odnotowano wyłącznie na korze drzew obcego pochodzenia, w tym również mszaki regionalnie rzadkie, jak *Anomodon viticulosus*, *Homalia trichomanoides*, *Homalothecium sericeum*, *Isothecium alopecuroides*, *Leucodon sciuroides*, *Porella platyphylla* czy *Zygodon dentatus*.

Należy pamiętać, że na procesy kolonizacyjne ma wpływ również częstość występowania poszczególnych forofitów na danym obszarze (Putna, Mežaka 2014; Godovičová i Mišíková 2017). Odnosi się to zwłaszcza do drzew częściej zasiedlanych przez epifity. Potwierdza to stwierdzona w niniejszym badaniu istotna statystycznie dodatnia korelacja pomiędzy liczbą notowań danego taksonu drzewa a ogólną liczbą odnotowanych mszaków występujących na korze tych drzew. Jednak w przypadku konkretnych gatunków widoczne są odstępstwa od tej ogólnej zależności. Przykładowo na korze dwóch najczęściej występujących gatunków drzew *Betula pendula* oraz *Robinia*

*pseudoacacia* (ponad 400 notowań) stwierdzono odpowiednio 47 i 46 gatunków epifitów mszystych, jednak najwięcej gatunków – 53, występowało na korze *Fraxinus pennsylvanica* (209 notowań). Widać więc, że w niektórych przypadkach to właściwości kory a nie częstość występowania warunkują większe zróżnicowanie brioflory epifitycznej.

#### 4.9. Zróżnicowanie stopnia kolonizacji pnia

Aby sprawdzić, czy mszaki epifityczne wykazują w warunkach miejskich preferencje co do zasięgu pionowego na pniu, odnotowywano przedziały wysokości na których obfitość epifitów była największa. W niniejszej pracy analizowano przedział wysokości od 0,3 do 2 metrów od poziomu gruntu. Wykluczono część nasadową pnia (do 0,3 metra) jako strefę o wyraźnie odmiennym specyfice siedliskowej, o charakterze przejściowym między korą drzewa a glebą, kolonizowaną głównie przez gatunki wkraczające z siedlisk naziemnych (Smith 1982; Moe, Botnen 1997, 2000). Ponadto nasadowa część pnia drzewa w warunkach miejskich często jest obsikiwana przez psy – tzw. „psia strefa” (Gilbert 1989; Seaward, Letrouit-Galinou 1991), co niewątpliwie ma wpływ na charakterystykę tego siedliska, zasadniczo ograniczając występowanie epifitów. Górna granica badań została wyznaczona na wysokości 2 metrów ze względów praktycznych i często jest przyjmowana w tego typu badaniach (Smith 1982; Heylen i in. 2005; Johansson i in. 2007; Nordén i in. 2012;). Trzeba więc mieć na uwadze, że badano stosunkowo mały fragment całego pnia drzewa, co niewątpliwie ma wpływ na uzyskane wyniki. Tak prowadzone badania nie uwzględniają epifitów występujących wyżej, zwłaszcza niektórych światłolubnych gatunków zasiedlających częściej korony drzew, dlatego ogólne występowanie epifitów bywa niedoszacowane (Boch i in. 2013; Fojcik, Chmura 2020).

Najczęściej najwyższą obfitość mszaków w wyróżnionych przedziałach wysokości obserwowano w dolnej strefie pnia (od 0,3 m do 0,8 m) i dotyczy to wszystkich typów powierzchni. Wynika to prawdopodobnie z faktu, iż w nasadowej części pnia poziom wilgotności jest z reguły wyższy w porównaniu z jego górnymi partiami (Ranius i in. 2008; Ódor i in. 2013), co jest szczególnie istotne dla epifitów rosnących w bardziej suchych warunkach miejskich. Również na wysoką obfitość mszaków obserwowaną w dolnej części pnia może mieć wpływ wkraczanie gatunków typowo naziemnych (epifity fakultatywne) (Mickiewicz, Trocewicz 1958; Moe, Botnen 1997; Barsukov 2014).

Najwyższy udział drzew zasiedlonych przez epifity w dolnej części pnia drzewa odnotowano na powierzchniach leśnych. Jest to po części związane z częstym występowaniem w tej strefie gatunków typowo naziemnych (np. *Atrichum undulatum*, *Calliergonella cuspidata*, *Eurhynchium angustirete*, *E. striatum*, *Mnium hornum*). Charakterystyczne jest, że w lasach o zaburzonej strukturze (a takimi są lasy miejskie), w warunkach utrudnionego rozwoju na glebie (np. zalegająca warstwa nierozłożonych liści), gatunki naziemne notowane są częściej w miejscach wyniesionych ponad warstwę runa, jak nasady pni drzew oraz fragmenty murszejącego drewna (Fojcik i in. 2019). Na powierzchniach nieleśnych bezpośrednie wkraczanie gatunków naziemnych było ograniczone, gdyż generalnie mszaki rzadko występowały na glebie w bezpośrednim otoczeniu drzew. Dotyczy to zwłaszcza zabudowy zwartej, gdzie powierzchnia wokół drzew była często utwardzona. Ponadto drzewa rosły tam zwykle w bezpośrednim sąsiedztwie dróg, przez co nasadowa część pnia była bezpośrednio narażona na zachlapywanie kory przez jadące samochody wodą gromadzącą się na drodze, zawierającą mieszaninę różnorodnych zanieczyszczeń, w tym soli drogowej (Plášek i in. 2014; Donovan i in. 2016).

Największy udział pni porastanych najobficiej (w całym w rozpatrywanym przedziale wysokości) występował w parkach. Koreponduje to z najwyższą ogólną obfitością występowania epifitów, którą również stwierdzono na powierzchniach parkowych. Także we Wrocławiu parki miejskie były tą formą zagospodarowania terenu, która charakteryzowała się najwyższą obfitością występowania epifitów mszystych (Fudali 2019).

We wszystkich wyróżnionych formach użytkowania przestrzeni miejskiej warstwa mszysta rozwijała się w największej obfitości po stronie północnej pnia drzew, a także stosunkowo często po stronie zachodniej. Najrzadziej obserwowano najwyższą obfitość epifitów po stronie wschodniej oraz południowej pnia. Otrzymane wyniki są zgodne z obserwacjami prowadzone w innych miastach, gdzie także pokrycie warstwy mszystej było istotnie większe w przypadku północnej i zachodniej ekspozycji pnia drzewa (Richter i in. 2009a ; Fudali 2019; Sündhofer i in. 2021). To zjawisko, utrwalone zresztą w powszechnym przekonaniu, najczęściej uzasadnia się większym zacienieniem, a przez to wyższą wilgotnością pnia drzew po stronie północnej i zachodniej. W ciągu dnia najpierw wschodnia, a następnie południowa strona pnia nagrzewa się, szybciej ulegając przesuszeniu, natomiast kora od strony zachodniej i północnej pozostaje dłużej ocieniona, utrzymując wyższe warunki wilgotnościowe (Sündhofer i in. 2021). Częste występowanie

mszaków epifitycznych po zachodniej stronie pni drzew rozpatrywano również w kontekście uwarunkowań klimatycznych, zwłaszcza głównych kierunku wiatrów, wiejących w tej części Europy głównie z zachodu (Fudali 2019; Sündhofer i in. 2021). Wiatr wiejący z tego kierunku przynosi zwykle bardziej wilgotne i chłodniejsze powietrze. Główny kierunek wiatru może mieć również wpływ na nawiewanie opadów czy diaspor mszaków na korę drzewa. Jednak Sündhofer i in. (2021) odrzuca istotność tego czynnika w warunkach miejskich. Trzeba zaznaczyć, że rozmieszczenie epifitów względem kierunków świata może ulegać modyfikacji w warunkach miejskich poprzez wysoką zabudowę, która ma wpływ na ocienienie i przepływ powietrza w mieście. Również nachylenie pnia zwykle zmienia rozmieszczenie mszaków epifitycznych. Na drzewach pochylonych epifity zwykle występują po stronie przeciwnej do kierunku odchylenia pnia, niezależnie od ekspozycji (Mickiewicz, Trocewicz 1958).

Wiele czynników wpływających na kolonizację i obfitość występowania epifitów jest związana z charakterystyką poszczególnych drzew – rozmiarami (wiekiem), odchyleniem pnia, średnicą i zwarcie korony oraz fakturą kory. Zwłaszcza rozmiar drzew (powiązany z wiekiem) jest często wskazywany jako jeden z najważniejszych czynników warunkujących różnorodność gatunkową epifitów (Barkman 1958; Király, Ödor 2010; Mežaka i in. 2012; Putna, Mežaka 2014). Epifity mszyste generalnie preferują drzewa o większych rozmiarach (Hazell i in. 1998; Ingerpuu, Vellak, 2007; Fojcik i in. 2015). Potwierdziły to także niniejsze badania – liczba gatunków, a w dużej mierze także obfitość mszaków zasadniczo wzrastała wraz ze wzrostem pierśnicy pnia. Pień drzewa z wiekiem zwiększa swoje rozmiary, zwiększa się grubość i stopień spękania kory, z czym wiąże się także większa zdolności do zatrzymywania wilgoci (Barkman 1958; Fritz i in. 2009; Levia, Germer 2015; Ilek i in. 2017b). U młodych drzew kora jest bardziej gładka, przez co woda łatwiej po niej spływa, a kora szybciej wysycha (Valova, Bieleszova 2008). Ponadto pnie starszych (większych) drzew charakteryzuje zwykle wyższe zróżnicowanie mikrosiedlisk, zapewniających odpowiednie warunki do wzrostu dla większej liczby epifitów (Moe, Botnen 1997; Fritz, Heulmann-Clausen 2010; Bartels, Chen 2012; Izuddin, Web 2015). Duże drzewa charakteryzuje także większa powierzchnia dostępną dla kolonizacji przez diasporę epifitów, a także do ich późniejszego wzrostu (Flores-Palacios, García-Franco 2006; Bartels, Chen 2012). Poza tym, w przypadku drzew starszych procesy kolonizacyjne trwają dłużej – dłużej są dostępne jako siedlisko, co zwiększa prawdopodobieństwo skolonizowania przez większą liczbę epifitów (Snäll i in. 2005; Friedel i in. 2006; Bartels, Chen 2012).

Należy jednak podkreślić, że na badanym terenie niektóre z dużych drzew charakteryzowała się niewielką różnorodnością i obfitością mszaków lub były w ogóle pozbawione epifitów. Podobną prawidłowość zauważyli Landuyt i Calster (2022) w trakcie badań prowadzonych na silnie zurbanizowanym obszarze Flandrii. Podkreśla się, że na terenach zurbanizowanych kora starych drzew, przez długi czas ekspozycja na wysokie poziomy zanieczyszczeń (zwłaszcza kwaśne deszcze), może utracić swoje właściwości buforujące, co sprawia, że jej właściwości chemiczne (m.in. niskie pH kory) uniemożliwiają kolonizację przez epifity (Batty i in 2003; Fojcik i in. 2015).

Wśród czynników istotnie zwiększających prawdopodobieństwo kolonizacji drzewa przez epifity wyróżniono również odchylenie pnia (Barkman 1958; Richter 2009a; Chomba 2014). W tym badaniu czynnik ten także miał istotne znaczenie – drzewa pochylone odznaczały się większym stopniem kolonizacji przez epifity, zasadniczo wyższą różnorodnością gatunkową oraz obfitością występowania epifitów mszystych. Pochylenie drzewa poprawia warunki wilgotnościowe na powierzchni kory (zwiększenie ekspozycji pnia, kierunkowy spływ wody) (Barkman 1958; Bates 1992; Moe, Botnen 2000; Kovářová i in. 2022). Rosnące na pochylonym pniu drzewa mszaki powodują dodatkowo zatrzymywanie wody opadowej, a także sprzyjają utrzymywaniu się wyższych warunków wilgotnościowych na powierzchni, na której się rozwijają (Barkman 1958; Kovářová i in. 2022). Spływ wody po pochylonym pniu powoduje alkalizację kory w dolnej części pnia poprzez wypłukiwanie kationów związanych z korą w górnych partiach drzewa (Kovářová i in. 2022). Pochylenie pnia sprzyja także kumulowaniu się humusu oraz pyłów w spękaniach kory oraz ułatwia osadzanie się diaspor, co zwiększa prawdopodobieństwo kolonizacji i utrzymania się epifitów (Barkman 1958; Chomba 2014; Kovářová i in. 2022). Obserwowany spadek liczby gatunków, przy jednoczesnym nieznacznym wzroście obfitości (pokrycia) na pniach o znacznej wartości odchylenia (powyżej 35) może być spowodowany ekspansją w takich warunkach bardziej konkurencyjnych gatunków plagiotropowych (głównie *Hypnum cupressiforme*), co zostało kilkakrotnie odnotowane w terenie. Znaczny rozrost darni bardziej konkurencyjnych mchów ograniczał wtedy możliwość występowania większej liczby gatunków.

Do odnotowanych w trakcie niniejszych badań cech istotnych należy również ujemna korelacja między zwarcie koron poszczególnych drzew a prawdopodobieństwem występowania epifitów na korze drzew. Większe zwarcie korony ogranicza dopływ wody opadowej, a także pogarsza warunki światła, a zarówno wilgotność i jak natężenie światła należą do istotnych czynników kształtujących ogólną różnorodność epifitów (Friedel i in. 2006).

Natomiast wartość średnicy korony drzewa okazała się statystycznie nieistotna dla prawdopodobieństwa kolonizacji drzewa przez epifity. Jednocześnie zmienna ta była dodatnio skorelowana z ogólną liczbą gatunków oraz ich obfitością, co wynika raczej z pewnego związku średnicy korony z wiekiem drzewa. Jednak należy zauważyć, że wielkość ta pozostawała stosunkowo zmienna, a przez to była niemiernodajna. Wielkość korony zależy nie tylko do wieku, ale również od taksonu drzewa, a także od lokalizacji oraz ogólnego zwarcia koron drzew na powierzchni. Nie można wykluczyć, że w przypadku zieleni urządzonej korony drzew mogły być w przeszłości poddawane zabiegom redukcji, chociaż z zasady unikano zakładania powierzchni w takich miejscach.

Niektórzy autorzy podkreślają również, że wpływ na ogólną różnorodność gatunkową epifitów ma także faktura kory drzew, a zwłaszcza stopień jej spękania (Snäll i in. 2004; Friedel i in. 2006; Meżaka i in. 2010). Potwierdzają to także wyniki niniejszych badań – prawdopodobieństwo stwierdzenia epifitów mszystych na korze drzew było dodatnio skorelowane ze stopniem spękania kory. Ogólna charakterystyka spękań kory pozostaje w ścisłym związku z taksonem drzewa. Jednak niezależnie od tego, wraz z wiekiem drzewa struktura kory staje się bardziej heterogeniczna, a na jej powierzchni tworzą się różne mikrosiedliska, często o odmiennej charakterystyce (Gustafsson, Eriksson 1995; Snäll i in. 2004; Meżaka i in. 2008). Nawet na drzewach posiadających przez długi czas stosunkowo gładką korę, w dolnej, zwykle bardziej spękannej części pni pojawiają się epifity (Fritz 2009). Spękania kory zwiększają jej heterogeniczność, kształtując mikrosiedliska, charakteryzujące się większą żyznością oraz wilgotnością (Barkamn 1958; Snäll i in. 2004; Meżaka, Znotiņa 2006; Chomba 2014), ułatwiają również osadzenie się diaspor epifitów (Barkamn 1958; Király, Ódor 2010), o czym wspomiano wcześniej. Czynniki te zasadniczo zwiększają prawdopodobieństwo skolonizowania kory drzew przez mszaki.

#### **4.10. Preferencje epifitów względem wybranych czynników siedliskowych**

Preferencje poszczególnych gatunków względem wybranych czynników siedliskowych obrazuje analiza ordynacyjna, według której uśredniona wartość wskaźnika świetlnego (L) oraz wilgotności (F) miały największy wpływ na układ gatunków. Miejscowe warunki świetlne oraz wilgotnościowe są jednym z kluczowych czynników warunkujących lokalne rozmieszczenie i zróżnicowanie epifitów (Heylen i in. 2005; Friedel i in. 2006). Wartość wskaźnika odczynu podłoża (R) była mniej istotna. Ogólne warunki wilgotnościowe grupowały głównie gatunki związane z siedliskami



leśnymi. Indywidualne cechy drzewa takie jak DBH, średnica korony, odchylenie pnia oraz zwarcie grupowały niektóre częściej notowane gatunki mszaków. Zwłaszcza DBH oraz średnica korony drzewa, a więc parametry związane z wielkością (pośrednio z wiekiem drzew), wykazały istotność dla rozmieszczenia gatunków. W miastach duże drzewa zapewniają wyraźnie lepsze warunki siedliskowe dla epifitów (Izuddin, Web 2015). Dwa bardzo często notowane gatunki, *Hypnum cupressiforme* oraz *Dicranoweisia cirrata* wykazywały przywiązanie do zwarcie korony drzewa. Oba gatunki choć powszechne, odnotowywano z dużą częstością na powierzchniach w lasach miejskich oraz parkach, co wskazuje na ich przywiązanie do bardziej zwartych drzewostanów (z większą liczbą drzew i wyższym zwarcie koron). *Hypnum cupressiforme* jest częstym epifitem w miastach, ale w większej obfitości występuje w lasach (Fojcik i in. 2019; Fudali 2019; Fudali, Żołnierz 2019). Natomiast *Dicranoweisia cirrata* najczęściej rośnie w mniej zwartych drzewostanach (Fudali 2019) również na korze wolnostojących drzew (Stebel, Plášek 2001). Częściowo potwierdza to analiza gatunków wskaźnikowych, w której *Hypnum cupressiforme* został określony jako wskaźnikowy dla lasów miejskich, a *Dicranoweisia cirrata* dla parków. Również niektóre częściej notowane gatunki wykazywały związek z odchyleniem pnia drzewa, wśród nich były m.in. *Leskea polycarpa*, *Lewinskya speciosa*, *Orthotrichum anomalum* czy *Pterigynandrum filiforme*. Znaczenie zwarcia korony drzewa oraz pochylenia pnia dla poszczególnych gatunków było niewielkie, chociaż wykazano wcześniej istotne znaczenie tych zmiennych dla ogólnego prawdopodobieństwa skolonizowania drzewa przez epifity. Również ekspozycja na pniu grupowała niektóre gatunki m.in. *Lewinskya striata*, *Hedwigia ciliata* czy *Syntrichia latifolia*. Jednak zwykle poszczególne gatunki występowały tam, gdzie również stwierdzano najwyższą ogólną obfitość mszaków epifitycznych. Odstępstwa od tej reguły nie były częste. Wartość DBH grupowała niektóre niezbyt często notowane gatunki, jak *Syntrichia ruralis* i *S. virescens*, a także naskalne *Grimmia pulvinata* i *Tortula muralis*. Przy czym *Syntrichia ruralis* i *Grimmia pulvinata* wykazywały równocześnie pewne przywiązanie do innych zmiennych siedliskowych, takich jak średnica korony drzewa, ekspozycja oraz średnia wartość wskaźnika odczynu podłoża (R). Rzeczywiście niektóre z fakultatywnych epifitów, zwłaszcza epility, występowały częściej na korze starszych drzewach, zwykle o dużej pierśnicy. Kora starszych drzewach, o większych rozmiarach, charakteryzuje się większym zróżnicowaniem mikrosiedlisk (Friedel i in. 2006; Fritz, Heulmann-Clausen 2010; Bartels, Chen 2012) oraz jest eksponowana przez dłuższy czas na osadzanie się

diaspor mszaków (Snäll i in. 2003; Friedel i in. 2006; Bartels, Chen 2012), a także pyłów z miejskiego powietrza. Zasadniczo powinno to sprzyjać kolonizacji pni takich drzew przez epifity, zwłaszcza fakultatywne. W analizie duża grupa gatunków nie wykazywała związku z analizowanymi zmiennymi. Wśród nich były zarówno fakultatywne epifity, jak również gatunki występujące głównie na korze drzew. Jednak zwykle były to mszaki notowane nielicznie, rzadko lub bardzo rzadko w tym badaniu. Również niektóre bardzo często notowane gatunki wykazywały jedynie nieznaczące przywiązanie do rozpatrywanych zmiennych. Były to gatunki, które charakteryzował brak wyraźnych preferencji w częstości występowania względem form użytkowania przestrzeni miejskiej, jak m.in. *Ceratodon purpureus* i *Lewinskya affinis*, a także te, które częściej występowały na obszarach zabudowy zwartej jak *Bryum argenteum*.

Łatwiej jest określić czynniki siedliskowe sprzyjające występowaniu epifitów w miastach w odniesieniu do ogółu brioflory, niż dla poszczególnych gatunków. Jest to zwykle możliwe jedynie w odniesieniu do częściej występujących gatunków, a i tak związek z analizowanymi zmiennymi jest zwykle niewielki (Richter i in. 2009a). Przeważnie nie jest możliwe wskazanie pojedynczego czynnika (lub czynników), który z osobna jest kluczowy dla występowania epifitów – różne czynniki siedliskowe oddziałują kompleksowo (Barkman 1958; Smith 1982).

#### **4.11. Znaczenie przestrzeni miejskiej dla lokalnej różnorodności epifitów**

Niektórzy autorzy zwracają uwagę, że pewne cechy środowiska miejskiego, sprzyjają występowaniu lokalnie rzadkich epifitów (Plášek i in. 2014; Sérgio i in. 2016; Fudali, Szymanowski 2019; Hugonnot 2020). Przy relatywnie niskim poziomie SO<sub>2</sub> w miastach można obserwować ekspansję niektórych gatunków mszaków nitrofilnych, które jednocześnie wykazują umiarkowaną wrażliwość na poziom dwutlenku siarki w powietrzu (Sérgio i in. 2016). Ponadto wskazuje się, że wysokie zapylenie sprzyja kolonizowaniu kory drzew przez mszaki typowo naskalne (Dymytrova 2009; Sérgio i in. 2016; Fudali 2019), co lokalnie może podwyższać ogólną liczbę gatunków epifitów. Dlatego z dużą ostrożnością należy interpretować ocenę „jakości powietrza” w oparciu o dane ilościowe (Sérgio i in., 2016) lub jakościowe (Dymytrova 2009) epifitów mszystych, jak proponują niektórzy autorzy. Różne składowe zanieczyszczenia powietrza, mogą indukować odmienną reakcję poszczególnych gatunków wchodzących w skład lokalnej brioflory epifitycznej. Istotną rolę odgrywają też inne zmienne

środowiskowe, w tym te bezpośrednio związane z siedliskiem, a także wzajemne oddziaływanie między tymi czynnikami.

W odniesieniu do form użytkowania przestrzeni miejskiej, pewnym zaskoczeniem było stwierdzenie stosunkowo wysokiej różnorodności mszaków epifitycznych w lasach miejskich. Zwłaszcza mając na uwadze ogólne ubóstwo epifitów występujących w pobliskich lasach gospodarczych (Fojcik i in. 2019). Zgodnie z wynikami, zakładano wyższą częstość występowania na tym typie powierzchni pospolitych gatunków fakultatywnych epifitów, jak m.in. *Dicranella heteromalla*, *Dicranum scoparium* czy *Plagiothecium laetum*. Jednak uwzględniając czynniki mające ogólnie negatywny wpływ na różnorodność w lasach, jak niewielka powierzchnia (rozdrobienie) czy brak ciągłości historycznej (Esseen i in. 1992; Nordén i in. 2014), typowe dla spontanicznie kształtujących się lasów miejskich (Trentanovi i in. 2021), nie oczekiwano występowania niektórych gatunków lokalnie rzadkich. W miastach mszaki epifityczne kolonizują najpierw miejsca najbardziej dogodnie siedliskowo (Richter i in. 2009a), a takimi dla większości lokalnie rzadkich gatunków okazały się właśnie lasy miejskie. Oczywiście podkreślając znaczenia lasów miejskich należy pamiętać, że nie stanowią one alternatywy dla dobrze zachowanych lasów naturalnych, jednak na terenach zurbanizowanych obszary takie zwykle nie występują lub są ograniczone do niewielkich, izolowanych fragmentów, najczęściej na obrzeżach miasta (Kowarik i in. 2019). Natomiast lasy miejskie, rozproszone w obrębie miejskiej zabudowy, mogą pełnić ważną rolę korytarzy ekologicznych w rozprzestrzenianiu roślin i zwierząt na terenach zurbanizowanych (Kowarik i in. 2019). Mając na uwadze znaczenie obszarów lasów miejskich dla ogólnej różnorodności mszaków epifitycznych, postuluje się rozważenie włączania części tych terenów do „zielonej infrastruktury” miast, przy zachowaniu (przynajmniej w części) typowej dla tych obszarów struktury roślinności kształtującej się w sposób spontaniczny. Takie postulaty były już formułowane przez innych autorów (Kowarik i in. 2019; Trentanovi i in. 2021) i uważa się je za słuszne, zwłaszcza, że jest to działanie wymagające ograniczonych kosztów finansowych, w porównaniu z innymi formami zieleni urządzonej, wymagających wcześniejszej aranżacji oraz późniejszego utrzymania.

Wszystkie pozostałe formy użytkowania przestrzeni miejskiej, których struktura była w znacznej mierze kształtowana przez człowieka, charakteryzowały się niższą ogólną liczbą epifitów. Chociaż średnia liczba gatunków, a także ogólna obfitość występowania mszaków epifitycznych przypadająca na pojedyncze drzewo była

najwyższa w parkach (jedynie nieznacznie niższa w zabudowie luźnej), to jednak w parkach, a także w zabudowie luźnej stwierdzono mniejszą średnią liczbę gatunków na powierzchni. Znacznie mniej było też gatunków wyłącznych (w zabudowie luźnej ich nie odnotowano) w porównaniu z lasami miejskimi.

Sposób zarządzania i kształtowania obszarów zielonych wpływa na występowanie epifitów na terenach miejskich (Sérgio i in. 2016; Fudali 2019; Hugonnot 2020). Powierzchnie w zabudowie luźnej były zakładane wyłącznie w obrębie osiedli dużych bloków mieszkalnych, budowanych zwykle w drugiej połowie XX w. Podobnie jak we Wrocławiu (Fudali 2019), również w konurbacji katowickiej ten typ zabudowy odznacza się stosunkowo wysoką różnorodnością mszaków epifitycznych. Obecnie w projektowaniu osiedli mieszkaniowych obserwuje się znaczący spadek udziału powierzchni zielonych, zwłaszcza tych, na których planuje się niewielkie zadrzewienia (Kłopotowski 2017), co w przyszłości zapewne będzie miało przełożenie na znacznie mniejszą dostępność siedlisk dla epifitów, a także ogólnie ich niższą różnorodnością w tej formie miejskiej zabudowy.

Nawet w obrębie zabudowy zwartej, na powierzchniach o większej liczbie drzew, różnorodność epifitów nie była niska, zwłaszcza, średnia określana dla pojedynczego drzewa. Chociaż ogólnie w zabudowie zwartej stwierdzono najniższą liczbę gatunków, jednak odnotowano również gatunki do niedawna określane jako regionalnie rzadkie, jak m.in. *Orthotrichum pallens*, *Pterigynandrum filiforme* czy *Radula complanata*, a także wciąż widniejące na krajowej czerwonej liście gatunków zagrożonych, takie jak *Lewinskya striata*, *Orthotrichum patens*, *Orthotrichum stramineum*, *Syntrichia papillosa* czy *Ulota bruchii* (Żarnowiec i in. 2004).

Właściwa ochrona rzadkich i zagrożonych gatunków epifitycznych w warunkach miejskich jest problematyczna. Wynika to ze stosunkowo dużej dynamiki zmian w drzewostanach, związanej z celowym kształtowaniem obszarów zielonych lub zmianami sposobu zagospodarowania terenu. Może to prowadzić do nieświadomego niszczenia stanowisk gatunków lokalnie rzadkich. Odpowiednie wcześniejsze rozpoznanie przed wydaniem pozwolenia na wycinkę pozwoliłoby uniknąć sytuacji, jaka zaistniała w Katowicach, gdy wycięto drzewo na którym wcześniej stwierdzono występowanie skrajnie rzadkiego w Polsce mchu *Orthotrichum rogeri* (Stebel 2020). Rzadko bowiem, jak pokazuje praktyka, wydaniu pozwolenia na wcięcie drzewa towarzyszy jakakolwiek wcześniejsza ocena ekspercka (Krynicki, Witkoś-Gnach 2016).

## 5. PODSUMOWANIE WYNIKÓW

- Ogólne zróżnicowanie dendroflory było wysokie. Na powierzchniach stwierdzono łącznie 71 taksonów drzew w randze gatunku, gatunku mieszańcowego lub odmiany uprawnej. Liczba taksonów drzew była najwyższa w parkach (51), a najniższa w zabudowie zwartej (33). W całości dendroflory udział taksonów rodzimych był wyższy (56,88%), niż taksonów obcych (43,12%). Tam, gdzie dendroflora była w znacznym stopniu kształtowana przez człowieka, zaznaczał się wyraźny wzrost częstości występowania obcych taksonów drzewiastych. Najniższy był w lasach miejskich (39,21%), a najwyższy w zabudowie luźnej (52,38%).
- Najliczniej odnotowano drzewa z rodzaju *Acer*, *Populus*, *Betula*, *Robinia*, *Fraxinus*. Najczęściej występującymi gatunkami drzew były *Betula pendula* i *Robinia pseudoacacia*. Tak wysoka liczba notowań tych dwóch gatunków wynikała z powszechnego występowania tych drzew w drzewostanach lasów miejskich. W parkach do najczęściej notowanych taksonów drzew należały *Acer pseudoplatanus*, *Acer platanoides* oraz *Fraxinus excelsior* (najczęstsze rodzaje to *Acer*, *Fraxinus* i *Populus*), w zabudowie luźnej *Tilia cordata* oraz *Fraxinus excelsior* (najczęstsze rodzaje to podobnie jak w parkach – *Populus*, *Fraxinus*, *Acer*), a w zabudowie zwartej najczęściej notowano *Fraxinus pennsylvanica* (z rodzajów drzew – *Fraxinus* i *Acer*).
- Powierzchnie różniły się znacząco pod względem struktury drzewostanów (liczbą drzew oraz ich zagęszczeniem), ogólnym zróżnicowaniem dendroflory (średnią liczbą taksonów oraz udziałem gatunków obcych), a także charakterystyką samych drzew (średnią wielkością oraz udziałem drzew pochylonych). Średnia liczba drzew na powierzchni, a także zwarcie ich koron osiągały najwyższe wartości w lasach miejskich i malały zgodnie z rosnącym stopniem urbanizacji terenu.
- Stwierdzono łącznie 88 gatunków mszaków, z czego 81 to mchy, a 7 to wątrobowce. Najczęściej notowane były mchy z rodzin Orthotrichaceae, Hypnaceae oraz Brachytheciaceae. Gatunki notowane bardzo rzadko stanowiły najliczniejszą grupę gatunków, natomiast częste i bardzo częste były najmniej liczne. Jest to zgodne z ogólną tendencją obserwowaną w przypadku

większości flor lokalnych. W grupie bardzo często notowanych gatunków znalazły się zarówno mchy wielosiedliskowe, a także gatunki obligatoryjnych epifitów, występujących głównie na korze drzew. W grupie gatunków bardzo rzadkich znajdowały się zarówno mszaki rzadko występujące na korze drzew, jak również regionalnie rzadkie czy zagrożone. Najliczniej notowanym epifitem był wielosiedliskowy mech – *Hypnum cupressiforme* (1 561 notowań). Wątrobowce były notowane rzadziej. Jedynym częstym gatunkiem z tej grupy była *Radula complanata*.

- Najwyższym średnim pokryciem charakteryzowały się plagiotropowe mchy *Hypnum cupressiforme*, *Brachythecium salebrosum*, *Pylaisia polyantha*. Mchy ortotropowe charakteryzowały się niższym średnim pokryciem, a do gatunków o najwyższej obfitości należały *Orthotrichum diaphanum*, *Dicranoweisia cirrata* oraz *O. pumilum*.
- Największą liczbę gatunków (76), w tym również największą średnią liczbę gatunków przypadających na powierzchnię odnotowano w lasach miejskich. Lasy miejskie charakteryzowały się przy tym największą liczbą gatunków wyłącznych (20). Do najliczniej notowanych epifitów mszystych należały *Hypnum cupressiforme* (846 notowań), *Brachythecium salebrosum* (579) oraz *Amblystegium serpens* (361). Oprócz gatunków częstych znalazły się również mszaki regionalnie rzadkie, jak *Anomodon viticulosus*, *Campylophyllopsis calcarea*, *Cephaloziella rubella*, *Dicranum flagellare*, *Homalia trichomanoides*, *Porella platyphylla*, *Zygodon dentatus* czy *Z. rupestris*. Wskazuje to istotną rolę tej formy użytkowania przestrzeni miejskiej dla ogólnej różnorodności mszaków epifitycznych w konurbacji katowickiej.
- Liczba gatunków odnotowanych w parkach (66, w tym 4 gatunki wyłączne) była niższa niż w lasach miejskich. Do najliczniej notowanych epifitów mszystych należały *Hypnum cupressiforme* (353 notowań), *Amblystegium serpens* (264) oraz *Lewinskya affinis* (258).
- Zabudowa luźna, chociaż miała niższą ogólną liczbę gatunków (49, w tym brak gatunków wyłącznych), to jednak charakteryzowała się zbliżoną do powierzchni parkowych wysoką liczbą gatunków oraz obfitością mszaków epifitycznych przypadającą na jedno drzewo. Do najliczniej notowanych

epifitów mszystych należały *Hypnum cupressiforme* (249 notowań), *Lewinskya affinis* (246) oraz *Orthotrichum diaphanum* (235)

- Najniższą liczbę gatunków odnotowano w zabudowie zwartej (39), jednak również w tej formie stwierdzono wysoką zmienność w ogólnej liczbie gatunków, zależną od struktury i składu gatunkowego drzewostanów. Do najliczniej notowanych epifitów mszystych należały *Ceratodon purpureus* (117 notowań), *Hypnum cupressiforme* (113) oraz *Bryum argenteum* (108). Ponadto również w tej formie użytkowania przestrzeni miejskiej stwierdzono gatunki do niedawna regionalnie rzadkie, jak *Pterigynandrum filiforme*, *Radula complanata*, *Syntrichia papillosa*, czy niektóre gatunki z Orthotrichaceae. *Campylopus introflexus* oraz *Orthotrichum schimperi* były stwierdzone wyłącznie w zabudowie zwartej.
- Dużą grupę stanowiły gatunki wspólne dla wszystkich czterech form użytkowania przestrzeni miejskiej (39,77%). W tej grupie były zarówno mchy wielosiedliskowe, o szerokiej tolerancji środowiskowej, m.in. *Hypnum cupressiforme*, *Brachythecium salebrosum* czy *Amblystegium serpens*, jak i obligatoryjne epifity (głównie z rodziny Orthotrichaceae). W grupie gatunków wspólnych znalazły się również acidofilne epifity, takie jak *Dicranoweisia cirrata*, *Dicranum montanum* czy *Platygyrium repens*, a także mchy typowo naskalne – *Orthotrichum anomalum*, *Grimmia pulvinata*, *Schistidium crassipilum* i *Tortula muralis*. Jedynym gatunkiem wątrobowca odnotowanym we wszystkich typach powierzchni była *Radula complanata*.
- Udział mchów o plagiotropowej formie wzrostu był najwyższy w lasach miejskich i spadał wraz ze wzrostem urbanizacji terenu, osiągając najniższą wartość w zabudowie zwartej. Odwrotnie prezentował się udział mchów o ortotropowej formie wzrostu – był najniższy w lasach miejskich i rósł wraz ze wzrostem urbanizacji terenu, osiągając najwyższą wartość w zabudowie zwartej.
- Zarówno skład, jak i częstość występowania poszczególnych gatunków epifitów rozróżniały powierzchnie zgodnie z gradientem urbanizacji terenu. Najbardziej różniły się od siebie powierzchnie o dwóch skrajnych typach struktury, lasy miejskie oraz zabudowa zwarta. Największe podobieństwo wykazywały powierzchnie w parkach oraz w zabudowie luźnej. Wynika to

zarówno z podobnej struktury tych powierzchni (stosunkowo duży udział powierzchni nieutwardzonej, zbliżone zwarcie drzewostanów), a także podobnego składu najczęściej występujących rodzajów drzew. Najbardziej zmienna była bryoflora obserwowana na powierzchniach w obrębie lasów miejskich, a najmniej w parkach.

- Liczba gatunków wskaźnikowych dla poszczególnych typów powierzchni była najwyższa w lasach miejskich (26), niższa w parkach (14) oraz zabudowie luźnej (5), a najniższa w zabudowie zwartej (1).
- Analiza preferencji siedliskowych gatunków przy pomocy ekologicznych liczb wskaźnikowych dla światła (L), wilgotności (F) oraz odczynu podłoża (R) w poszczególnych formach użytkowania przestrzeni miejskiej dość dobrze charakteryzowała bryoflorę w poszczególnych typach powierzchni. Udział gatunków światłolubnych wzrastał wraz ze wzrostem stopnia urbanizacji terenu. Podobnie jak udział gatunków kserofilnych, z tym, że był on nieznacznie wyższy na powierzchniach w zabudowie luźnej, niż w zabudowie zwartej. Natomiast udział gatunków acydofilnych był najwyższy w lasach miejskich i malał wraz z rosnącym stopniem urbanizacji terenu.
- Drzewa w parkach charakteryzowały się najwyższą, a w lasach miejskich najniższą średnią liczbą gatunków przypadającą na jedno drzewo. Średnia obfitość (pokrycie) drzew skolonizowanych przez mszaki epifityczne była najwyższa w parkach, a najniższe w zabudowie zwartej.
- Poszczególne rodzaje drzew różniły się udziałem drzew skolonizowanych przez epifity. Najczęściej zasiedlane przez epifity były rodzaje *Salix*, *Malus* i *Populus*, a największą średnią wartością wskaźnika obfitości epifitów charakteryzowały się drzewa z rodzaju *Salix* i *Populus*. Drzewa iglaste były praktycznie niezasiedlane przez epifity.
- Mszaki epifityczne nie wykazywały ścisłego przywiązania do występowania na określonych taksonach drzew. Jednak częstość występowania niektórych gatunków epifitów jest wyższa na określonym taksonach forofitów, jak np. mszaków acydofilnych na korze *Betula pendula*.
- Liczba gatunków epifitów była najwyższa na drzewach z rodzajów *Populus* (67), *Fraxinus* (61) oraz *Acer* (56). Wśród taksonów drzew najwyższą różnorodność



gatunkową epifitów stwierdzono na korze *Fraxinus pennsylvanica* (53). Na całkowitą liczbę notowań mszaków epifitycznych na korze poszczególnych rodzajów drzew wpływ miały zarówno różnice w częstości zasiedlania poszczególnych drzew przez epifity, jak również frekwencja występowania samych drzew.

- Aż 13 gatunków mszaków odnotowano wyłącznie na korze drzew obcego pochodzenia, w tym gatunki regionalnie rzadkie, jak *Anomodon viticulosus*, *Homalia trichomanoides*, *Homalothecium sericeum*, *Isothecium alopecuroides*, *Leucodon sciuroides*, *Porella platyphylla* czy *Zygodon dentatus*.
- Potwierdzono wcześniejsze obserwacje, że mszaki epifityczne w warunkach miejskich występują głównie w dolnej części pnia, najczęściej po stronie północnej lub zachodniej.
- Dodatnio skorelowane z prawdopodobieństwem występowania epifitów mszystych były DBH, odchylenie pnia drzewa, a także faktura kory. Natomiast ujemnie skorelowane było zwarcie korony drzewa, co zapewne wiąże się z pogarszającymi się warunkami świetlnymi.
- Wśród wszystkich zasiedlonych drzew ogólna liczba gatunków oraz obfitość występowania mszaków epifitycznych była istotnie skorelowana z cechami drzewa jak DBH, odchylenie pnia drzewa, średnia korony oraz zwarcie korony.
- Analiza wyróżnionych czynników siedliskowych w odniesieniu do poszczególnych gatunków wykazała, że największą istotność miała uśredniona wartość wskaźnika świetlnego (L) oraz wilgotności (F). Część gatunków nie wykazywała ścisłego przywiązania do analizowanych czynników. Zwarcie korony drzewa, a także cechy związane z wielkością drzewa (DBH, średnica korony), odchyleniem pnia oraz ekspozycją na pniu drzewa, grupowały niektóre z częściej notowanych gatunków. Uśredniona wartość wskaźnika wilgotności (F) grupowała głównie gatunki leśne.

## 6. WNIOSKI

- Pomimo wciąż wysokiego poziomu zanieczyszczenia powietrza (w porównaniu z innymi obszarami w kraju), a także znacznego przekształcenia środowiska, różnorodność mszaków epifitycznych w centralnej części konurbacji katowickiej można uznać za wysoką.
- W porównaniu z danymi literaturowymi, wiele gatunków epifitów znacząco zwiększyło częstość występowania w regionie. W tym badaniu niektóre gatunki zostały podane po raz pierwszy z tego obszaru (*Orthotrichum schimperi*, *Zygodon dentatus*) lub zostały potwierdzone po wielu latach od pierwszych historycznych notowań (*Zygodon rupestris*). Do grupy gatunków, które w ostatnich latach zwiększają częstość występowania, należą głównie mchy z rodziny Orthotrichaceae, a także niektóre gatunki z rodzaju *Syntrichia* (*S. papillosa*, *S. latifolia*, *S. virescens*), czy inne mchy typowo epifityczne, m.in. *Pylaisia polyantha*, *Dicranoweisia cirrata*, *Leskea polycarpa* i *Pterigynandrum filiforme*. Wśród ogólnie rzadziej notowanych wątrobowców również można zauważyć wzrost częstości występowania niektórych gatunków, zwłaszcza tych preferujących siedliska epifityczne, jak *Radula complanata*, *Frullania dilatata* czy *Metzgeria furcata*. Wymienione gatunki różnią się znacząco częstością występowania, ale ogólnie liczba ich aktualnych stanowisk w regionie wzrosła w ostatnich latach. W dynamicznie zmieniającym się środowisku trudno określić czy trend ten utrzyma się również w przyszłości, dlatego również z tego powodu powinno się regularnie monitorować ogólną różnorodność mszaków epifitycznych w miastach.
- W odniesieniu do wcześniejszych prac z obszaru konurbacji katowickiej można zauważyć nie tylko wzrost częstości występowania poszczególnych gatunków mszaków epifitycznych, ale również rozprzestrzenianie się różnych gatunków typowych epifitów z obszarów peryferyjnych w kierunku centrum miasta. Wiele do niedawna rzadkich mszaków występuje również w ścisłym centrum miast konurbacji katowickiej, nie tylko w obrębie miejskich parków, ale również bezpośrednio na przydrożnych drzewach, w obszarze zabudowy zwartej (kamienicznej). Chociaż w odniesieniu do takich gatunków można zauważyć spadek częstości występowania na obszarach zwartej zabudowy, to jednak część typowo epifitycznych mchów nie wykazuje wyraźnej takiej tendencji jak *Lewinskya affinis* czy *Orthotrichum pumilum*.

- Epifity mszyste nie wykazują ścisłego przywiązania do konkretnych taksonów drzew. Jednak niektóre gatunki mogą występować częściej na drzewach, których charakterystyka kory odpowiada ich ogólnym preferencjom siedliskowym. Ponadto częstość zasiedlania oraz obfitość występowania mszaków epifitycznych jest zmienna u różnych taksonów drzew. Dlatego lokalna dendroflora ma wpływ na ogół mszaków epifitycznych występujących na danym obszarze, na bogactwo gatunkowe oraz częstość występowania poszczególnych epifitów mszystych. Obserwowane obecnie zamieranie (w wyniku zmian klimatu oraz rozprzestrzeniania się patogenów drzew), a także rozprzestrzenianie się niektórych gatunków drzewiastych może mieć znaczący wpływ na lokalną bryoflorę.
- Topole (*Populus* spp.) mają duże znaczenie dla ogólnej różnorodności mszaków epifitycznych w środowisku miejskim. Ich częste usuwanie, obserwowane obecnie na terenach zieleni miejskiej, przy jednoczesnym braku nowych nasadzeń, może mieć negatywny wpływ na częstość występowania niektórych epifitów w miastach. Co prawda przy planowaniu miejskich nasadzeń ogólny aspekt wspierania różnorodności, w tym różnorodności epifitów, nie może stanowić głównego kryterium przy doborze roślin, jednak powinien być także brany pod uwagę.
- Obecność obcych taksonów drzew zwiększa zróżnicowanie potencjalnych siedlisk dostępnych dla epifitów. Wśród nich były zarówno takie o ogólnie niskiej różnorodności epifitów (*Quercus rubra*), jak również często kolonizowane, o wysokiej różnorodności bryoflory epifitycznej (*Fraxinus pennsylvanica*). Obecność obcych taksonów drzewiastych w ogólnym ujęciu zwiększyła liczbę stwierdzonych gatunków epifitów, w tym również mszaków regionalnie rzadkich i zagrożonych.
- Zanieczyszczenie powietrza, głównie ponadnormatywny poziom  $SO_2$ , ma negatywny wpływ na lokalną różnorodność mszaków epifitycznych i nie można nie uwzględnić tego czynnika w analizach bryoflory. Jednak w ogólnym, szerszym ujęciu przestrzennym, zanieczyszczenie powietrza przestało być głównym czynnikiem limitującym występowanie epifitów w miastach. Ogólne różnice w różnorodności epifitów występują zgodnie z gradientem urbanizacji terenu, wynikającym z różnic w lokalnej wilgotności, temperaturze, warunkach świetlnych, w tym również z ekspozycji na zanieczyszczenia. Jednak wpływ na ogólną różnorodność mszaków

epifitycznych ma również skład gatunkowy drzew na powierzchni oraz poszczególne cechy dendrometryczne drzewa. To, że możemy obserwować tę zmienność, już świadczy o zmianach jakie zaszły w ostatnich latach w brioflorze epifitycznej miast regionu.

- Ocena „zanieczyszczenia powietrza” w oparciu o dane ilościowe lub jakościowe epifitów mszystych należy traktować z dużą ostrożnością, gdyż różne składowe tego zanieczyszczenia, mogą indukować odmienną reakcję poszczególnych gatunków. Przy obecnym relatywnie niskim poziomie SO<sub>2</sub> w powietrzu, możemy zauważyć nie tylko rozprzestrzenianie się gatunków umiarkowanie wrażliwych na SO<sub>2</sub>, ale również gatunków nitrofilnych (wpływ tlenków azotu) czy epifitycznych (wpływ pyłów zawieszonych). Ponadto istotną rolę odgrywają też inne zmienne środowiskowe, w tym te bezpośrednio związane z siedliskiem, a także wzajemne oddziaływania między tymi czynnikami. Obserwowana ilość gatunków, a także ich zróżnicowanie, jest wypadkową tych zmiennych.
- Lasy miejskie miały największe znaczenie dla ogólnej różnorodności mszaków epifitycznych na terenach zurbanizowanych konurbacji katowickiej. Wbrew powszechnej opinii o niskiej wartości terenów o spontanicznie kształtującej się roślinności, na powierzchniach w lasach miejskich odnotowano występowanie niektórych regionalnie rzadkich i zagrożonych w skali kraju gatunków. Warto prowadzić dalsze badania mające na celu lepsze rozpoznanie znaczenia lasów miejskich, również dla innych grup organizmów. Zaleca się także włączenie niektórych obszarów lasów miejskich do sieci terenów zielonych – zielonej infrastruktury miasta, z zachowaniem typowej dla tych obszarów struktury roślinności kształtującej się w sposób spontaniczny.
- Pozostałe formy użytkowania przestrzeni miejskiej charakteryzowały się mniej zróżnicowaną brioflorą. Wbrew założeniom, ogólna liczba gatunków epifitów nie była najwyższa w parkach, choć na tym typie powierzchni obserwowano najwyższą średnią liczbę oraz obfitość występowania mszaków epifitycznych przypadającą na pojedyncze drzewo. Ponadto w parkach obserwowano najwyższą stałość pod względem gatunków występujących na tych powierzchniach.

- Choć lasy miejskie posiadały najwyższą liczbę gatunków wyłącznych, to zarówno w parkach, jak i w zabudowie zwartej odnotowano gatunki nie stwierdzone na innych typach powierzchni. Dlatego zakłada się, że żadna z form użytkowania przestrzeni miejskiej nie zapewnia pełnego spektrum zróżnicowania siedliskowego dla wszystkich stwierdzonych w tym badaniu mszaków epifitycznych.
- Wysoka, zbliżona do parków średnia liczba gatunków oraz obfitość mszaków epifitycznych przypadająca na pojedyncze drzewo w zabudowie luźnej wskazuje, że również ta strefa może charakteryzować się relatywnie wysoką różnorodnością mszaków epifitycznych. Przy zachowaniu odpowiednich zasad projektowania przestrzeni miejskiej możemy istotnie kształtować zróżnicowanie potencjalnych siedlisk, nie tylko dla mszaków epifitycznych, ale również innych grup organizmów współwystępujących w przestrzeni miasta.
- W warunkach miejskich zależność pomiędzy rozmiarami drzewa, a różnorodnością i obfitością epifitów może być zniekształcona przez historyczne wysokie poziomy zanieczyszczeń powietrza, które oddziaływały w przeszłości na korę starych drzew. Pomimo tego widać, że wiek drzewa (określony zastępczo rozmiarem pierśnicy) jest istotnym czynnikiem mającym wpływ na ogólne zróżnicowanie powierzchni kory, przez co starsze drzewa zapewniają większe zróżnicowanie i liczbę potencjalnych mikrosiedlisk dostępnych dla epifitów. Tymczasem w miastach zaznacza się wyraźny niedostatek drzew starych, o dużych rozmiarach. Nasadzenia zastępcze nie rekompensują wycinania starych drzew o dużych rozmiarach, dotyczy to również potencjalnego zróżnicowania mikrosiedlisk dostępnych dla epifitów.
- Jedynie w oparciu o aktualne dane można określić realny stopień zagrożenia gatunków. Przeprowadzone badania dostarczają istotnych danych florystycznych o rozmieszczeniu mszaków epifitycznych w regionie. Można przypuszczać, że obserwowane na terenie konurbacji katowickiej zmiany mają charakter bardziej powszechny i w pewnym stopniu obrazują generalne tendencje obserwowane w całym kraju. Dlatego też należy podjąć prace w celu właściwego oszacowania i uaktualnienia poziomu zagrożenia szczególnie tych gatunków, które w ostatnich latach znacząco zmieniły częstość swojego występowania.

- Podsumowując potwierdzono, że terenie konurbacji katowickiej postępują zmiany związane z rozprzestrzenianiem się brioflory epifitycznej. Potwierdzono duże zróżnicowanie dendroflory niezależnie od formy użytkowania przestrzeni miejskiej. Potwierdzono, że zróżnicowanie przestrzeni miejskiej oraz lokalnej dendroflory to obecnie istotne czynniki warunkujące występowanie epifitów mszystych na terenach zurbanizowanych. Nie potwierdzono, że w prakach występuje największe zróżnicowanie gatunkowe mszaków epifitycznych. Natomiast zgodnie z oczekiwaniami najuboższa brioflora epifityczna występowała w zabudowie zwartej.

## 7. LITERATURA

1. Absalon D. 2008. Rzeki na obszarze Górnośląskiego Związku Metropolitalnego. W: R. Dulias, A. Hibszer (red.), Górnośląski Związek Metropolitalny. Zarys geograficzny. Polskie Towarzystwo Geograficzne. Oddział Katowicki, Sosnowiec, s. 56-70.
2. Adams K.L., Preston C.D. 1992 Evidence for the effects of atmospheric pollution on bryophytes from national and local recording. W: P.T. Harding (red.) Biological recording of changes in British wildlife. London, HMSO, s. 31-43.
3. Adamska E. 2011. Lichen recolonization in the city of Toruń. *Ecological Questions*, 15: 119-125.
4. Ando H., Higuchi M. 1994. *Hypnum heseleri* sp. nov. (Hypnaceae), a curious new moss from Europe. *Journal of the Hattori Botanical Laboratory*, 75: 97-105.
5. Arnfield J. 2003. Two decades of urban climate research: a review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. *International Journal of Climatology: a Journal of the Royal Meteorological Society*, 23(1): 1-26.
6. Barkman J.J. 1958. *Phytosociology and Ecology of Cryptogamic Epiphytes*. Van Gorcum and Company, Assen.
7. Barsukov O.O. 2014. Epiphytic bryophytes of Kharkiv city. *Ukrainian Botanical Journal*, 71(2): 214-222.
8. Bartels S.F., Chen H.Y.H. 2012. Mechanisms regulating epiphytic plant diversity. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 31: 391-400
9. Basile A., Giordano S., Spagnuolo V., Alfano F., Cobianchi R.C. 1995. Effect of lead and colchicine on morphogenesis in protonema of the moss *Funaria hygrometrica*. *Annals of Botany*, 76: 597-606.
10. Bates J.W. 1992. Influence of chemical and physical factors on *Quercus* and *Fraxinus* epiphytes at Loch Sunart, western Scotland: a multivariate analysis. *Journal of Ecology*, 80: 163-179.
11. Bates J.W., Bell J.N.B., Farmer A.M. 1990. Epiphyte recolonization of oaks along a gradient of air pollution in southeast England, 1979-1990. *Environmental Pollution*, 68: 81-99.
12. Bates J.W., Proctor M.C.F., Preston C.D., Hodgetts N.G., Perry A.R. 1997. Occurrence of epiphytic bryophytes in a 'tetrad' transect across southern Britain. 1. Geographical trends in abundance and evidence of recent change. *Journal of Bryology*, 19:685-714.
13. Bates J.W., Roy D.B., Preston C.D. 2004. Occurrence of epiphytic bryophytes in a 'tetrad' transect across southern Britain. 2. Analysis and modelling of epiphyte-environment relationships. *Journal of Bryology*, 26(3): 181-197.
14. Batty K., Bates J.W., Bell J.N.B. 2003. A transplant experiment on the factors preventing lichen colonization of oak bark in southeast England under declining SO<sub>2</sub> pollution. *Canadian Journal of Botany*, 81(5): 439-451.
15. Bednarski G., Grzechowski N., Kasperek M., Kawnik M., Łatkowska M., Pillich-Konieczny A., Szidek Ł., Szumowska A., Szymańska-Kubicka L., Wdziekońska D. 2020. Stan środowiska w województwie śląskim. Raport 2020. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Katowice.

16. Bettez N.D., Marino R., Howarth R.W., Davidson E.A. 2013. Roads as nitrogen deposition hot spots. *Biogeochemistry*, 114: 149-163.
17. Blockeel T.L., Bell N.E., Hill M.O., Hodgetts N.G., Long D.G., Pilkington S.L., Rothero G.P. 2021. A new checklist of the bryophytes of Britain and Ireland, 2020. *Journal of Bryology*, 43(1): 1-51.
18. Boch S., Müller J., Prati D., Blaser S., Fischer M. 2013. Up in the tree—the overlooked richness of bryophytes and lichens in tree crowns. *PloS One*, 8(12): e84913.
19. Bojarczuk T., Bugała W., Chylarecki H. 1980. Zrejonizowany dobór drzew i krzewów do uprawy w Polsce. *Arboretum Kórnickie*, 25: 329-375.
20. Borowski J., Latocha P. 2006. Dobór drzew i krzewów do warunków przyulicznych Warszawy i miast centralnej Polski. *Rocznik Dendrologiczn*, 54: 83-93.
21. Buchholz S., Blick T., Hannig K., Kowarik I., Lemke A., Otte V., Scharon J., Schönhofer A., Teige T., Lippe M., Seitz B. 2016. Biological richness of a large urban cemetery in Berlin. Results of a multi-taxon approach. *Biodivers Data Journal*, 4: e7057.
22. Butler T.J., Likens G.E., Vermeylen F.M., Stunder B.J. 2005. The impact of changing nitrogen oxide emissions on wet and dry nitrogen deposition in the northeastern USA. *Atmospheric Environment*, 39(27): 4851-4862.
23. Cabała S. 1990. Zróżnicowanie i rozmieszczenie zbiorowisk leśnych na Wyżynie Śląskiej. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.
24. Cáceres M., Legendre P., Moretti M. 2010. Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos*, 119(10): 1674-1684.
25. Callaghan D.A., Aleffi M., Alegro A., Bisang I., Blockeel T.L., Collart F., Dragičević S., Draper I., Erdağ A., Erzberger P., Garcia C.A., Garilleti R., Hugonnot V., Lara F., Natcheva R., Németh C., Papp B., Sabovljević M., Sérgio C., Sim-Sim M., Vanderpoorten A. 2022. Global geographical range and population size of the habitat specialist *Codonoblepharon forsteri* (Dicks.) Goffinet in a changing climate. *Journal of Bryology*, 44(1): 35-50.
26. Carpaneto G.M., Mazziotta A., Coletti G., Luiselli L., Audisio P. 2010. Conflict between insect conservation and public safety: the case study of a saproxylic beetle (*Osmoderma eremita*) in urban parks. *Journal of Insect Conservation*, 14: 555-565.
27. Cenowski M., Fudała J., Strzelecka-Jastrzab E. 2019. Zagrożenia miejskie wynikające ze zmian klimatu. W: J. Gorgoń (red.), *Obszary miejsko-przemysłowe wobec zmian klimatu na przykładzie miast centralnej części Górnos Śląsko-Zagłębiowskiej Metropolii*. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, Prace i Studia 89, s. 37-53.
28. Čeplová N., Lososová Z., Kalusová V. 2017. Urban ornamental trees: a source of current invaders; a case study from a European City. *Urban Ecosystems*, 20(5): 1135-1140.
29. Chakraborty S., Paratkar T.G. 2006. Biomonitoring of trace element air pollution using mosses. *Aerosol and Air Quality Research*, 6(3): 247-258.



30. Chocholoušková Z., Pyšek P. 2003. Changes in composition and structure of urban flora over 120 years: a case study of the city of Plzeň. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 198(5): 366-376.
31. Chomba C. 2014. Do epiphytes in drier climates select host tree substrates between rough and smooth bole textures and crown and stem, vertical and upright stems? What are the implications for water catchment and forest management? *Open Journal of Ecology*, 4: 641-652.
32. Chybiorz R., Tyc A. 2012. Raport o przyrodzie nieożywionej województwa śląskiego. Raporty Opinie 6. Centrum Dziedzictwa Przyrody Górnośląska, Katowice.
33. Chylarecki H. 1985. Uprawa drzew i krzewów iglastych w warunkach środowiska miejskiego. *Arboretum Kórnickie*, 30: 201-223.
34. Cieśliński S., Czyżewska K., Faliński J.B., Klama H., Mułenko W., Żarnowiec J. 1996a. Relikty lasu puszczańskiego. Zjawiska reliktowe. *Phytocoenosis*, 8: 47-64.
35. Cieśliński S., Czyżewska K., Klama H., Żarnowiec J. 1996b. Epiphytes and epiphytes. *Phytocoenosis*, 8: 15-35
36. Coker T.L., Rozsypálek J., Edwards A., Harwood T.P., Butfoy L., Buggs R.J. 2019. Estimating mortality rates of European ash (*Fraxinus excelsior*) under the ash dieback (*Hymenoscyphus fraxineus*) epidemic. *Plants, People, Planet*, 1: 48-58.
37. Colette A., Granier C., Hodnebrog Ø., Jakobs H., Maurizi A., Nyiri A., Bessagnet B., D'Angiola A., D'Isidoro M., Gauss M., Meleux F., Memmesheimer M., Mieville A., Rouil L., Russo F., Solberg S., Stordal F., Tampieri F. 2011. Air quality trends in Europe over the past decade: a first multi-model assessment. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11: 11657-11678.
38. Cummings J., Martin M., Rogers A. 2006. Quantifying the abundance of four large epiphytic fern species in remnant complex notophyll vine forest on the Atherton Tableland, North Queensland, Australia. *Cunninghamia*, 9: 521-527.
39. Czaja S. 1992. Zmiany zagospodarowania przestrzennego Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego w latach 1860—1985. W: Aktualne problemy ekologiczne regionu górnośląskiego, 1. Uniwersytet Śląski, WNoZ, Regionalny Ośrodek Edukacji Środowiskowej, Wydział Ekologii UW w Katowicach, Rogoźnik: 37-41.
40. Czaja M., Kołton A., Muras P. 2020. The complex issue of urban trees – stress factor accumulation and ecological service possibilities. *Forests*, 11(9): 932.
41. Czerepko J., Gawryś R., Szymczyk R., Pisarek W., Janek M., Haidt A., Kowalewska A., Piegdoń A., Stebel A., Kukwa M., Cacciatori C. 2021. How sensitive are epiphytic and epixylic cryptogams as indicators of forest naturalness? Testing bryophyte and lichen predictive power in stands under different management regimes in the Białowieża forest. *Ecological Indicators*, 125: 107532.
42. Deltoro V.I., Calatayud A., Gimeno C., Barreno E. 1998. Water relations, chlorophyll fluorescence, and membrane permeability during desiccation in bryophytes from xeric, mesic, and hydric environments. *Canadian Journal of Botany*, 76(11): 1923-1929.
43. Dierßen K. 2001. Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterisation of European bryophytes. J. Cramer Publishing Company, Stuttgart.

44. Dobrylovská D. 2001. Litter decomposition of red oak, larch and lime tree and its effect on selected soil characteristics. *Journal of Forest Science*, 47(11): 477-485.
45. Donovan G.H., Jovan S.E., Gatzliolis D., Burstyn I., Michael Y.L., Amacher M.C., Monleon V.J. 2016. Using an epiphytic moss to identify previously unknown sources of atmospheric cadmium pollution. *Science of the Total Environment*, 559: 84-93.
46. Duckett J., Pressel S. 2009. London's changing bryophyte flora. *Field Bryology*, 98: 30-46.
47. Dufrière M., Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3): 345-366.
48. Dulias R. 2018. *Geografia fizyczna Wyżyny Śląskiej*. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.
49. Durwael L., Lock K. 2000. Epiphytic bryophytes in the city of Ghent. *Belgian Journal of Botany* 133(1-2): 84-90.
50. Dyderski M.K., Paż S., Frelich L.E., Jagodziński A.M. 2018. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biology*, 24(3): 1150-1163.
51. Dyderski M., Żarnowiec J., Stebel A., Chmura D. 2022. Propagule pressure and land-use are more important than climate for invasive bryophytes regional distributions. *Landscape Ecology*, 37(7): 1871-1884.
52. Dymytrova L. 2009. Epiphytic lichens and bryophytes as indicators of air pollution in Kyiv city (Ukraine). *Folia Cryptogamica Estonica*, 46: 33-44.
53. Ellenberg H., Leuschner C. 2010. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 6. Auflage. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
54. Ellis L.T., Bednarek-Ochyra H., Ochyra R., Cykowska B., Dulin M.V., Ezer T., Kara R., Flores J.R., Suárez G.M., Garcia C., Martins A., Sérgio C., Garilleti R., Kırmacı M., Agcagil E., Kurbatova L.E., Lebouvier M., Papp B., Szurdoki E., Philippov D.A., Plášek V., Pócs T., Sabovljević M., Sawicki J., Sim-Sim M., Szücs P., Bidló A., Váňa J., Vigalondo B., Lara F., Draper I., Virchenko V.M., Wolski G.J. 2012. New national and regional bryophyte records, 33. *Journal of Bryology*, 34(4): 281-291.
55. Ellis L.T., Afonina O.M., Czernyadjeva I.V., Ivchenko T.G., Kholod S.S., Kotkova V.M., Kuzmina E.Yu., Potemkin A.D., Sergeeva Yu.M., Asthana A.K., Gupta D., Sahu V., Srivastava S., Bakalin V.A., Bednarek-Ochyra H., Campisi P., Dia M.G., Choi S.S., Dagnino D., Minuto L., Turcato C., Drapela P., Dugarova O.D., Tubanova D.Ya., Enroth J., Koponen T., Klama H., Erdağ A., Kırmacı M., Fedosov V.E., Hodgetts N.G., Holyoak D.T., Jukonienė I., Konstantinova N.A., Savchenko A.N., Vilnet A.A., Krival E.A., Kürschner H., Lapshina E.D., Larrain J., Ma W.Z., Maksimov A.I., Marino M.L., Müller F., Pande N., Park S.J., Sun B.Y., Pivoras A., Plášek V., Puglisi M., Sciandrello S., Rajian N.J., Suleiman M., Schäfer-Verwimp A., Shevock J.R., Spitale D., Stebel A., Taha M.A., Porley R.D. 2019. New national and regional bryophyte records, 61. *Journal of Bryology*, 41(4): 364-384.
56. Ellison M.J. 2005. Quantified tree risk assessment used in the management of amenity trees. *Journal of Arboriculture*, 31(2): 57-65.

57. Esseen P.A., Ehnström B., Ericson L., Sjöberg K. 1992. Boreal forests – the focal habitats of Fennoscandia. W: L. Hansson (red.), *Ecological principles of nature conservation*. Elsevier Applied Science, London, s. 252-325.
58. Fajer M. 2008. Gleby na obszarze Górnośląskiego Związku Metropolitalnego. W: R. Dulias, A. Hibszer (red.), *Górnośląski Związek Metropolitalny. Zarys geograficzny*. Polskie Towarzystwo Geograficzne. Oddział Katowicki, Sosnowiec, s. 119-130.
59. Farmer A.M., Bates J.W., Bell J.N.B. 1991. Seasonal variations in acidic pollutant inputs and their effects on the chemistry of stemflow, bark and epiphyte tissues in three oak woodlands in N.W. Britain. *New Phytologist*, 118: 441-451.
60. Farmer A.M., Bates J.W., Nigel J., Bell B., 1992. Ecophysiological effects of acid rain on bryophytes and lichens. W: J.W. Bates, A.M. Farmer (red.), *Bryophyte and lichens in a changing environment*. Clarendon Press, Oxford, s. 284-313.
61. Flores-Palacios A., García-Franco J.G. 2006. The relationship between tree size and epiphyte species richness: testing four different hypotheses. *Journal of Biogeography*, 33: 323-330.
62. Fojcik B. 2011. Mchy Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej w obliczu antropogenicznych przemian szaty roślinnej. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.
63. Fojcik B., Chmura D. 2020. Vertical distribution of epiphytic bryophytes depends on phorophyte type; a case study from windthrows in Kampinoski National Park (Central Poland). *Folia Cryptogamica Estonica*, 57: 59-71.
64. Fojcik B., Chruścińska M., Nadgórska-Socha A. 2017. Epiphytic habitats in an urban environment; contamination by heavy metals and sulphur in the barks of different tree species. *Polish Journal of Natural Sciences*, 32(2): 283-295.
65. Fojcik B., Chruścińska M., Nadgórska-Socha A., Stebel A. 2015. Determinants of occurrence of epiphytic mosses in the urban environment; a case study from Katowice city (S Poland). *Acta Musei Silesiae, Scientiae Naturales*, 64(3): 275-286.
66. Fojcik B., Stebel A. 2001. Struktura ekologiczna i przestrzenna brioflory miasta Katowice. *Materiały, Opracowania*, 5: 1-128.
67. Fojcik B., Stebel A. 2014. The diversity of moss flora of Katowice town (S Poland). *Cryptogamie, Bryologie*, 35(4): 373-385.
68. Fojcik B., Wierzoń M., Chmura D. 2019. Response of bryophytes to disturbances in managed forests. A case study from a Polish forest. *Cryptogamie, Bryologie*, 40(10): 105-118.
69. Forman R.T.T. 2014. *Urban ecology: science of cities*. Cambridge University Press, Cambridge.
70. Frahm J.P. 2002. Zur aktuellen Verbreitung von *Orthotrichum pulchellum*. *Bryologische Rundbriefe*, 52: 1-5.
71. Frahm J.P. 2008. Diversity, dispersal and biogeography of bryophytes (mosses). *Biodiversity and Conservation*, 17: 277-284.
72. Frey W., Kürschner H. 2011. Asexual reproduction, habitat colonization and habitat maintenance in bryophytes. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 206(3): 173-184.

73. Friedel A., Oheimb G., Dengler J., Härdtle W. 2006. Species diversity and species composition of epiphytic bryophytes and lichens – a comparison of managed and unmanaged beech forests in NE Germany. *Feddes Repertorium: Zeitschrift für botanische Taxonomie und Geobotanik*, 117(1-2): 172-185.
74. Fritz Ö. 2009. Vertical distribution of epiphytic bryophytes and lichens emphasizes the importance of old beeches in conservation. *Biodiversity and Conservation*, 18(2): 289-304.
75. Fritz Ö., Brunet J., Caldiz M. 2009. Interacting effects of tree characteristics on the occurrence of rare epiphytes in a Swedish beech forest area. *The Bryologist*, 112(3): 488-505.
76. Fritz Ö., Heulmann-Clausen J. 2010. Rot holes create key microhabitats for epiphytic lichens and bryophytes on beech (*Fagus sylvatica*). *Biological Conservation*, 143: 1008-1016.
77. Fudali E. 1994. Species diversity and spatial distribution of bryophytes in urban areas – a case study of the city of Szczecin. *Fragmenta Floristica et Geobotanica*, 39(2): 563-570.
78. Fudali E. 1998. Investigations of bryophytes in Polish towns – a review of the bryological research and data. *Fragmenta Floristica et Geobotanica*, 43(1): 77-101.
79. Fudali E. 2006. Influence of city on the floristical and ecological diversity of Bryophytes in parks and cemeteries. *Biodiversity, Research and Conservation*, 1(2): 131-137.
80. Fudali E. 2011. Zmiany zachodzące współcześnie w brioflorze miast – na przykładzie parków Wrocławia (obserwacje z lat 2000, 2006 i 2011). W: Kącki Z., Stefańska-Krzaczek E. (red.), *Synantropizacja w dobie zmian różnorodności biologicznej*. *Acta Botanica Silesiaca* 6: 81-95.
81. Fudali E. 2012. Recent tendencies in distribution of epiphytic bryophytes in urban areas: A Wrocław case study (south-west Poland). *Polish Botanical Journal*, 57(1): 231-241.
82. Fudali E. 2018. Ekspansja epifitycznego mchu *Orthotrichum pumilum* (Orthotrichaceae) na terenie Wrocławia. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica*, 25(2): 295-298.
83. Fudali E. 2019. Distribution of epiphytic bryophytes in Wrocław in relation to urban-use complexes. *Biodiversity Research and Conservation*, 54(1): 11-21.
84. Fudali E., Szczepański M., Rusińska A., Rosadziński S., Wolski G. 2009. The current distribution in Poland of some European neophytic bryophytes with supposed invasive tendencies. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 78(1): 73-80.
85. Fudali E., Szymanowski M. 2019. Epiphytic bryophytes on alien host-tree species in Wrocław (SW Poland). *Cryptogamie, Briologie*, 40(11): 119-129.
86. Fudali E., Żołnierz L. 2019. Epiphytic bryophytes in urban forests of Wrocław (SW Poland). *Biodiversity Research and Conservation*, 53(1): 73-83.
87. Gawrońska G. 2000. Wpływ zanieczyszczenia atmosfery na lasy Krainy Karpackiej. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 2: 195-204.
88. Gilbert O.L. 1968. Bryophytes as indicators of air pollution in the Tyne Valley. *New Phytologist*, 67(1): 15-30.

89. Gilbert O.L. 1970. Further studies on the effect of sulphur dioxide on lichens and bryophytes. *New Phytologist*, 69: 605-627.
90. Gilbert O.L. 1971. Urban bryophyte communities in north-east England. *Transactions of the British Bryological Society*, 6(2): 306-316.
91. Gilbert O.L., 1989. *The ecology of urban habitats*. Chapman and Hall, London.
92. Gilbert O.L., 1992. Lichen reinvasion with declining air pollution. W: Bates, J.W. Farmer, A.M. (red.), *Bryophyte and lichens in a changing environment*. Oxford, Clarendon Press, s. 159-177.
93. Giordano S., Sorbo S., Adamo P., Basile A., Spagnulo V., Cobianchii R.C. 2004. Biodiversity and trace element content of epiphytic bryophytes in urban and extraurban sites of southern Italy. *Plant Ecology*, 170: 1-14.
94. Godovičová K., Mišíková K. 2017. Epiphytic bryophytes in the urban environment of Bratislava. *Bryonora*, 59: 44-57.
95. Gough L.P. 1975. Cryptogam distributions on *Pseudotsuga menziesii* and *Abies lasiocarpa* in the Front Range, Boulder County, Colorado. *The Bryologist*, 78(2): 124-145.
96. Govindaparyi H., Leleeka M., Nivedita M., Uniyal P. 2010. Bryophytes: indicators and monitoring agents of pollution. *NeBIO*, 1(1): 35-41.
97. Greven H.C. 1992. Changes in the Dutch bryophyte flora and air pollution. *Dissertationes Botanicae*, 194: 1-237.
98. Grodzińska K. 1977. Acidity of tree bark as a bioindicator of forest pollution in southern Poland. *Water, Air, Soil Pollution*, 8: 3-7.
99. Grodzińska-Jurczak M., Godzik B. 1999. Air pollution and atmospheric precipitation chemistry in Poland - a review. *Environmental Reviews*, 7: 69-79.
100. Gustafsson L., Eriksson I. 1995. Factors of importance for the epiphytic vegetation of aspen *Populus tremula* with special emphasis on bark chemistry and soil chemistry. *Journal of Applied Ecology*, 32: 412-424
101. Gustavsson R., Hermy M., Konijnendijk C., Steidle-Schwahn A. 2005. Management of urban woodland and parks – searching for creative and sustainable concepts. W: C.C. Konijnendijk, K. Nilsson, T.B. Randrup, J. Schipperijn (red.), *Urban forests and trees*, s. 369-397.
102. Harker R.I. 1996. Curved tree trunks: indicators of soil creep and other phenomena. *The Journal of Geology*, 104(3): 351-358.
103. Hass A.L., Ellis K.N., Mason L.R., Hathaway J.M., Howe D.A. 2016. Heat and humidity in the city: neighborhood heat index variability in a mid-sized city in the southeastern United States. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(1): 117.
104. Hazell P., Kellner O., Rydin H., Gustafsson L. 1998. Presence and abundance of four epiphytic bryophytes in relation to density of aspen *Populus tremula* and other stand characteristics. *Forest Ecology and Management*, 107: 147-158.
105. Hawksworth D.L., McManus P.M. 1989. Lichen recolonization in London under conditions of rapidly falling sulphur dioxide levels, and the concept of zone skipping. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 100: 99-109.

106. Hedenäs L. 2012. Morphological and anatomical features associated with epiphytism among the pleurocarpous mosses—one basis for further research on adaptations and their evolution. *Journal of Bryology*, 34(2): 79-100.
107. Hermens H., Buse A., Büker P., Norris D., Mills G., Williams B., Reynolds B., Ashenden T.W., Rühling Á., Steinnes E. 2004. Heavy metal concentrations in European mosses: 2000/2001 survey. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 49: 425-436.
108. Heylen O., Hermy M., Schrevels E. 2005. Determinants of cryptogamic epiphyte diversity in a river valley (Flanders). *Biological Conservation*, 126: 371-382.
109. Hibszer A., Petryszyn J., Runge J. 2008. Położenie, obszar i zadania Górnośląskiego Związku Metropolitalnego. W: R. Dulias, A. Hibszer (red.), Górnośląski Związek Metropolitalny. Zarys geograficzny. Polskie Towarzystwo Geograficzne. Oddział Katowicki, Sosnowiec, s. 9-15.
110. Hobbs R.J., Arico S., Aronson J., Baron J.S., Bridgewater P., Cramer V.A., Epstein P.R., Ewel J.J., Klink C.A., Lugo A.E., Norton D., Ojima D., Richardson D.M., Sanderson E.W., Valladares F., Vilà M., Zamora R., Zobel M. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15(1): 1-7.
111. Hodgetts N., Cáliz M., Englefield E., Fettes N., García Criado M., Patin L., Nieto A., Bergamini A., Bisang I., Baisheva E., Campisi P., Cogoni A., Hallingbäck T., Konstantinova N., Lockhart N., Sabovljevic M., Schnyder N., Schröck C., Sérgio C., Sim Sim M., Vrba J., Ferreira C.C., Afonina O., Blockeel T., Blom H., Caspari S., Gabriel R., Garcia C., Garilleti R., González Mancebo J., Goldberg I., Hedenäs L., Holyoak D., Hugonnot V., Huttunen S., Ignatov M., Ignatova E., Infante M., Juutinen R., Kiebacher T., Köckinger H., Kučera J., Lönnell N., Lüth M., Martins A., Maslovsky O., Papp B., Porley R., Rothero G., Söderström L., Ștefănuț S., Syrjänen K., Untereiner A., Váňa J., Vanderpoorten A., Vellak K., Aleffi M., Bates J., Bell N., Brugués M., Cronberg N., Denyer J., Duckett J., During H.J., Enroth J., Fedosov V., Flatberg K.-I., Ganeva A., Górski P., Gunnarsson U., Hassel K., Hespanhol H., Hill M., Hodd R., Hylander K., Ingerpuu N., Laaka-Lindberg S., Lara F., Mazimpaka V., Mežaka A., Müller F., Orgaz J.D., Patiño J., Pilkington S., Puche F., Ros R.M., Rumsey F., Segarra-Moragues J.G., Seneca A., Stebel A., Virtanen R., Weibull H., Wilbraham J., Żarnowiec J. 2019. A miniature world in decline: European Red List of Mosses, Liverworts and Hornworts. IUCN, Brussels.
112. Hodgetts N.G., Söderström L., Blockeel T.L., Caspari S., Ignatov M.S., Konstantinova N.A., Lockhart N., Papp B., Schröck C., Sim-Sim M., Bell D., Bell N.E., Blom H.H., Bruggeman-Nannenga M.A., Brugués M., Enroth J., Flatberg K.I., Garilleti R., Hedenäs L., Holyoak D.T., Hugonnot V., Kariyawasam I., Köckinger H., Kučera J., Lara F., Porley R.D. 2020. An annotated checklist of bryophytes of Europe, Macaronesia and Cyprus. *Journal of Bryology*, 42(1): 1-116.
113. Hohenwallner D., Zechmeister H.G. 2001. Factors influencing bryophyte species richness and populations in urban environments : a case study. *Nova Hedwigia*, 73(1-2): 87-96.

114. Hugonnot V. 2020. New ecological and distributional data on *Lewinskya shawii* in France and its conservation in anthropogenic environments. *Herzogia*, 33(1): 188-206.
115. Heylen O., Hermy M., Schrevens E. 2005. Determinants of cryptogamic epiphyte diversity in a river valley (Flanders). *Biological Conservation*, 126: 371-382
116. Ilek A., Kucza J., Morkisz K. 2017a. Hygroscopicity of the bark of selected forest tree species. *iForest*, 10: 220-226.
117. Ilek A., Kucza J., Morkisz K. 2017b. Hydrological properties of bark of selected forest tree species. Part 2: Interspecific variability of bark water storage capacity. *Folia Forestalia Polonica, series A – Forestry*, 59 (2): 110-122.
118. Ingerpuu N., Vellak K. 2007. Growth of *Neckera pennata*, an epiphytic moss of old-growth forests. *The Bryologist*, 110(2): 309-318.
119. Izuddin M., Web E.L. 2015. The influence of tree architecture, forest remnants, and dispersal syndrome on roadside epiphyte diversity in a highly urbanized tropical environment. *Biodiversity and Conservation*, 24: 2063–2077.
120. Jagodziński A.M., Wierzcholska S., Dyderski M.K., Horodecki P., Rusińska A., Gdula A.K., Kasprowicz M. 2018. Tree species effects on bryophyte guilds on a reclaimed post-mining site. *Ecological Engineering* 110: 117-127.
121. Jankowska K. 1982. Wstępne wyniki badań składu chemicznego wód opadowych. *Geographia. Studia et dissertationes*, 6: 114-124.
122. Jędrzejko K. 1985. Wątrobowce (Hepaticopsida) Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego i Leśnego Pasa Ochronnego na Wyżynie Śląskiej wobec antropopresji. Śląska Akademia Medyczna w Katowicach, Katowice – Sosnowiec.
123. Jędrzejko K. 1990. Mchy (Bryopsida) Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego i Leśnego Pasa Ochronnego wobec antropopresji. *Prace i Studia IPIŚ PAN*, 39: 1-264.
124. Johansson P., Rydin H., Thor G. 2007. Tree age relationships with epiphytic lichen diversity and lichen life history traits on ash in southern Sweden. *Ecoscience*, 14(1): 81-91.
125. John E., Dale M.R.T. 1995. Neighbor relations within a community of epiphytic lichens and bryophytes. *The Bryologist* 98(1): 29-37.
126. Johnsen I., Søechting U. 1974. Influence of air pollution on the epiphytic lichen vegetation and bark properties of deciduous trees in the Copenhagen area. *Oikos*, 24: 344-351.
127. Johnston M. 2012. Trees in towns II: A new survey of urban trees in England and their condition and management. *Arboricultural Journal*, 34(2): 119-119.
128. Johnsen I., Sochting U. 1976. Distribution of cryptogamic epiphytes in a Danish city in relation to air pollution and bark properties. *Bryologist*, 79: 86-92.
129. Kapała J. 1983. Ocena jakości powietrza województwa katowickiego. Ossolineum, Wrocław.
130. Karnosky D.F. 1979. Dutch elm disease: a review of the history, environmental implications, control, and research needs. *Environmental Conservation*, 6(4): 311-322.

131. Keil P., Loos G.H. 2005. Urban woodland flora and vegetation on industrial fallow land in the Ruhrgebiet as a product of culture and nature – an outline of general tendencies. *Electronic Publications of the Biological Station of Western Ruhrgebiet* 2: 1-13.
132. Király I., Nascimbene J., Tinya F., Ódor P. 2013. Factors influencing epiphytic bryophyte and lichen species richness at different spatial scales in managed temperate forests. *Biodiversity and Conservation*, 22: 209-223.
133. Király I., Ódor P. 2010. The effect of stand structure and tree species composition on epiphytic bryophytes in mixed deciduous–coniferous forests of Western Hungary. *Biological Conservation*, 143: 2063-2069.
134. Klama H., Górski P. 2018. Red list of liverworts and hornworts of Poland (4th edition, 2018). *Cryptogamie, Bryologie*, 39(4): 415-441.
135. Kłopotowski M. 2017. Evolution of greenery in housing estates. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 245(6): 062045.
136. Kobza J., Geremek M., Dul L. 2018. Characteristics of air quality and sources affecting high levels of PM 10 and PM 2.5 in Poland, Upper Silesia urban area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190: 1-13.
137. Konijnendijk C.C., Randrup T.B. 2004. *Urban Forestry*. W: J. Burley, J. Evans, J.A Youngquist (red.). *Encyclopedia of forest sciences*. Elsevier Academic Press, Amsterdam, vol. 1, s. 471-478.
138. Korbik M. 2021. Renesans topól. *Zieleń Miejska*, 1: 161.
139. Koski V., Rousi M. 2005. A review of the promises and constraints of breeding silver birch (*Betula pendula* Roth) in Finland. *Forestry*, 78(2): 187-198.
140. Kovářová M., Pyszko P., Plášek V. 2022. How does the pH of tree bark change with the presence of the epiphytic bryophytes from the family Orthotrichaceae in the interaction with trunk inclination? *Plants*, 11(1): 63.
141. Kowarik I. 1995. Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. W: P. Pyšek, K. Prach, M. Rejmánek, M. Wade (red.), *Plant invasions – general aspects and special problems*. Academic Publishing, Amsterdam, s. 15-38.
142. Kowarik I. 2005. Urban ornamentals escaped from cultivation. W: J. Gressel (red.), *Crop fertility and volunteerism: a threat to food security in the transgenic era?* CRC Press, Boca Raton, s. 97-121.
143. Kowarik I. 2008. On the role of alien species in urban flora and vegetation *Urban ecology. An International Perspective on the Interaction between Humans and Nature*, Springer, New York.
144. Kowarik I. 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, 159(8-9): 1974-1983.
145. Kowarik I., Hiller A., Planchuelo G., Seitz B., von der Lippe M., Buchholz S. 2019. Emerging urban forests: opportunities for promoting the wild side of the urban green infrastructure. *Sustainability*, 11: 6318.
146. Kowarik I., Lippe M., Cierjacks A. 2013. Prevalence of alien versus native species of woody plants in Berlin differs between habitats and at different scales. *Preslia*, 85(2): 113-132.



147. Kruczała A. 2000. Atlas klimatu województwa śląskiego. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Oddział w Katowicach, Katowice.
148. Krzaklewski W. 2017. Podstawy rekultywacji leśnej. Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, Kraków.
149. Krzysztofik R., Runge J., Spórna T. 2011. Delimitacja Regionu Górnośląsko-Zagłębiowskiej Metropolii "Silesia". Opracowanie dla GZM, Katowice.
150. Krzysztofik R. 2021. The socio-economic transformation of the Katowice conurbation in Poland. W: W. Cudny, J. Kunc (red.), Growth and Change in Post-socialist Cities of Central Europe. Routledge, Londyn: 195-216.
151. Krynicki M., Witkoś-Gnach K. 2016. Monitoring standardów w zarządzaniu zielenią wysoką w największych miastach Polski. Fundacja Ekorozwoju, Wrocław.
152. Kubiak D., Osyczka P. 2019. Tree avenues as reservoir for epiphytic lichens in deforested landscapes. *Herzogia*, 32(2): 398-420.
153. Kubiak D., Osyczka P. 2020. Non-forested vs forest environments: the effect of habitat conditions on host tree parameters and the occurrence of associated epiphytic lichens. *Fungal Ecology*, 47: 100957.
154. Lackovičová, A., Guttová A. Bačkor M., Pišút P., Pišút I. 2013. Response of *Evernia prunastri* to urban environmental conditions in Central Europe after the decrease of air pollution. *The Lichenologist*, 45: 89-100.
155. Landuyt W.V., Calster H.V. 2022. Changes in the distribution of bryophytes in a highly urbanised region in Western Europe (Flanders, Belgium): a species-traits analysis. *Journal of Bryology*, 44(3): 199-207.
156. Larsen R.S., Bell J.N.B., James P.W., Chimonides P.J., Rumsey F.J., Tremper A., Purvis O.W. 2007. Lichen and bryophyte distribution on oak in London in relation to air pollution and bark acidity. *Environmental Pollution*, 146: 332-340.
157. Leblanc F., Rao D.N. 1974. A review of the literature on Bryophytes with respect to air pollution. *Bulletin de la Société Botanique de France*, 121(2): 237-255
158. Lenda M., Skórka P. 2009. Orzech włoski *Juglans regia* – nowy, potencjalnie inwazyjny gatunek w rodzimej florze. *Chrońmy Przyrodę Ojczyzn*, 65: 261-270
159. Leuschner C, Ellenberg H. 2017. Epiphyte Vegetation. W: C. Leuschner, H. Ellenberg (red.), *Ecology of Central European Forests*. Springer, Cham, s. 729-746.
160. Levia D.F., Germer S. 2015. A review of stemflow generation dynamics and stemflow-environment interactions in forests and shrublands. *Reviews of Geophysics*, 53 (3): 673-714.
161. Leśniok M., Degórska V. 2008. Zanieczyszczenie powietrza w miastach Górnośląskiego Związku Metropolitalnego. W: R. Dulias, A. Hibszer (red.), *Górnośląski Związek Metropolitalny. Zarys geograficzny*. Polskie Towarzystwo Geograficzne. Oddział Katowicki, Sosnowiec, s. 105-118.
162. Liana E. 2019. Wyniki badań monitoringowych w województwie śląskim w 2018 r. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa.

163. Lisowska M. 2011. Lichen recolonisation in an urban – industrial area of southern Poland as a result of air quality improvement. *Environmental Monitoring and Assessment*, 179: 177-190.
164. Lisowski S., Urbański P. 1989 *Campylopus introflexus* (Hedw.) Brid. – nowy gatunek dla brioflory Polski. *Badania fizjograficzne nad Polską Zachodnią, Seria B*, 39: 181-183.
165. Loeske L. 1922. *Bryologische Notizen. Herbarium*, 62: 129-133.
166. Longton R.E. 1997. Reproductive biology and life-history strategies. *Advances in Bryology*, 6: 65-101.
167. Löbel S., Rydin H. 2010. Trade-offs and habitat constraints in the establishment of epiphytic bryophytes. *Functional Ecology*, 24: 887-897.
168. Łubek A., Kukwa M., Czortek P., Jaroszewicz B. 2020. Impact of *Fraxinus excelsior* dieback on biota of ash-associated lichen epiphytes at the landscape and community level. *Biodiversity and Conservation*, 29: 431-450.
169. Łupikasza E., Widawski A. 2008. Warunki klimatyczne obszaru Górnośląskiego Związku Metropolitalnego. W: R. Dulias, A. Hibszer (red.), *Górnośląski Związek Metropolitalny. Zarys geograficzny. Polskie Towarzystwo Geograficzne. Oddział Katowicki, Sosnowiec*, s. 90-104.
170. Machowski R. 2010. *Przemiany geosystemów zbiorników wodnych powstałych w nieckach osiadania na Wyżynie Katowickiej. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.*
171. Madžule L., Brumelis G., Tjarve D. 2012. Structures determining bryophyte species richness in a managed forest landscape in boreo-nemoral Europe. *Biodiversity and Conservation* 21: 437-450.
172. Mamchur Z. 2010. Urbanophilic epiphytic mosses of Lviv city. *Visnyk of L'viv University, Biological Series*, 54: 115-122.
173. Marka J., Zaloshnja I. 2017. Epiphytic mosses in the centre of Tirana city (Albania). *Studia Botanica Hungarica*, 48(1): 51–65
174. Markert B.A., Breure A.M., Zehmeister H.G. 2003. *Bioindicators/Biomonitors – principles, assessment, concepts. Elsevier Science B.V., Amsterdam.*
175. Marková I., Plášek V. 2012. *Zygodon dentatus* (Limpr.) Kartt., a new moss species in the Bohemian Switzerland National Park (NW Bohemia, Czech Republic). *Acta Musei Silesiae, Scientiae Naturales*, 61(3): 251-254.
176. Marmor L., Randlane T. 2007. Effects of road traffic on bark pH and epiphytic lichens in Tallinn. *Folia Cryptogamica Estonica*, 43: 23-37.
177. Mazimpaka V., Lara F. 1995. Corticolous bryophytes of *Quercus pyrenaica* forests from Gredos Mountains (Spain): vertical distribution and affinity for epiphytic habitats. *Nova Hedwigia*, 61(3): 431-446.
178. Menz F.C., Seip H.M. 2004. Acid rain in Europe and the United States: an update. *Environmental Science & Policy* 7: 253-265.
179. Mežaka A., Brūmelis G., Piterān, A. 2008. The distribution of epiphytic bryophyte and lichen species in relation to phorophyte characters in Latvia natural old-growth broad leaved forests. *Folia Cryptogamica Estonica*, 44: 89-99.

180. Mežaka A., Brūmelis G., Piterāns A. 2010. Epiphytic bryophyte and lichen communities in relation to tree and forest stand variables in *Populus tremula* forests of south-east Latvia. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*, Suppl. 2: 1-8.
181. Mežaka A., Brūmelis G., Piterāns A. 2012. Tree and stand-scale factors affecting richness and composition of epiphytic bryophytes and lichens in deciduous woodland key habitats. *Biodiversity and Conservation*, 21: 3221-3241.
182. Mežaka A., Znotiņa V. 2006. Epiphytic bryophytes in old growth forests of slopes, screes and ravines in north-west Latvia. *Acta Universitatis Latviensis, Biology*, 710: 103-116.
183. Mickiewicz J., Trocewicz A. 1958. Mszaki epifityczne zespołów leśnych w Białowieskim Parku Narodowym. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 27(3): 463-482.
184. Miles C.J., Longton R.E. 1992. Deposition of moss spores in relation to distance from parent gametophytes. *Journal of Bryology*, 17: 355-368.
185. Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2020. Vascular plants of Poland: an annotated checklist. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
186. Mitchell R.J., Hewison R.L., Beaton J., Douglass J.R. 2021. Identifying substitute host tree species for epiphytes: The relative importance of tree size and species, bark and site characteristics. *Applied Vegetation Science*, 24: e12569.
187. Moe B., Botnen A. 1997. A quantitative study of the epiphytic vegetation on pollarded trunks of *Fraxinus excelsior* at Havra, Osterøy, western Norway. *Plant Ecology*, 129: 157-177.
188. Moe B., Botnen A. 2000. Epiphytic vegetation on pollarded trunks of *Fraxinus excelsior* in four different habitats at Grinde, Leikanger, western Norway. *Plant Ecology*, 151: 143-159.
189. Möller T., Oldeland J., Schultz M. 2021. The value of alien roadside trees for epiphytic lichen species along an urban pollution gradient. *Journal of Urban Ecology*, 7(1): 1-9.
190. Munzi S., Ravera S., Caneva G. 2007. Epiphytic lichens as indicators of environmental quality in Rome. *Environmental Pollution*, 146(2): 350-358.
191. Nádudvari Á. 2021. The localization of urban heat island in the Katowice conurbation (Poland) using the combination of land surface temperature, Normalized Difference Vegetation Index and Normalized Difference Built-up Index. *Geographia Polonica*, 94(1): 111-129.
192. Nash T.H., Nash E.H. 1974. Sensitivity of mosses to sulfur dioxide. *Oecologia (Berl.)*, 17: 257-263.
193. Nita J. 2008. Budowa geologiczna obszaru Górnośląskiego Związku Metropolitalnego. W: R. Dulias, A. Hibszer (red.), Górnośląski Związek Metropolitalny. Zarys geograficzny. Polskie Towarzystwo Geograficzne. Oddział Katowicki, Sosnowiec, s. 16-23.

194. Nita J., Badora K., Myga-Piątek 2021. Wyżyna Śląska. W: A. Richling, J. Solon, A. Macias, J. Balon, J. Borzykowski, M. Kistowski (red.), Regionalna geografia fizyczna Polski. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, s. 364-373.
195. Nita J., Myga-Piątek U. 2021. Wyżyna Katowicka. W: A. Richling, J. Solon, A. Macias, J. Balon, J. Borzykowski, M. Kistowski (red.), Regionalna geografia fizyczna Polski. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, s. 368-370.
196. Nordén B., Dahlberg A., Brandrud T.E., Fritz Ö., Ejrnaes R., Ovaskainen O. 2014. Effects of ecological continuity on species richness and composition in forests and woodlands: a review. *Ecoscience*, 21(1): 34-45.
197. Nordén B., Paltto H., Claesson C., Götmark F. 2012. Partial cutting can enhance epiphyte conservation in temperate oak-rich forests. *Forest Ecology and Management*, 270: 35-44.
198. Ochyra R., Żarnowiec J., Bednarek-Ochyra H. 2003. Census Catalogue of Polish Mosses. Polish Academy of Sciences, Institute of Botany, Kraków.
199. Ódor P., Király I., Tinya F., Bortignon F., Nascimbene J. 2013. Patterns and drivers of species composition of epiphytic bryophytes and lichens in managed temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 306: 256-265.
200. Ojala E., Mönkkönen M., Inkeröinen J. 2000. Epiphytic bryophytes on European aspen *Populus tremula* in old-growth forests in northeastern Finland and in adjacent sites in Russia. *Canadian Journal of Botany*, 78(4): 529-536.
201. Oke T.R. 1988. The urban energy balance. *Progress in Physical Geography*, 12(4): 471-508.
202. Onianwa P.C. 2001. Monitoring atmospheric metal pollution: a review of the use of mosses as indicators. *Environmental Monitoring and Assessment*, 71: 13-50.
203. Paż-Dyderska S., Jagodziński A.M., Dyderski M.K. 2021. Possible changes in spatial distribution of walnut (*Juglans regia* L.) in Europe under warming climate. *Regional Environmental Change*, 21(1): 18.
204. Paż-Dyderska S., Ladach-Zajdler A., Jagodziński A.M., Dyderski M.K. 2020. Landscape and parental tree availability drive spread of *Ailanthus altissima* in the urban ecosystem of Poznań, Poland. *Urban Forestry & Urban Greening*, 56: 126868.
205. Pełka-Gościński J., Szczypek T. 2008. Główne rysy rzeźby obszary Górnośląskiego Związku Metropolitalnego i jej przekształcenia. W: R. Dulias, A. Hibszer (red.), Górnośląski Związek Metropolitalny. Zarys geograficzny. Polskie Towarzystwo Geograficzne. Oddział Katowicki, Sosnowiec, s. 34-42.
206. Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., Rosi-Marshall E.J., Belt K.T., Groffman P.M., Grove J.M., Irwin E.G., Kaushal S.S., LaDeau S.L., Nilon C.H., Swan C.M., Warren P.S. 2017. Dynamic heterogeneity: a framework to promote ecological integration and hypothesis generation in urban systems. *Urban Ecosystems*, 20(1): 1-14.
207. Pietraszyn J., Zuzńska-Żyśko E. 2008. Osadnictwo miejskie Górnośląskiego Związku Metropolitalnego. W: R. Dulias, A. Hibszer (red.), Górnośląski Związek Metropolitalny. Zarys geograficzny. Polskie Towarzystwo Geograficzne, Sosnowiec, s. 180-189.

208. Plášek V., Číhal L., Müller F., Smoczyk M., Marková I., Fialová L. 2022. Quo Vadis, *Orthotrichum pulchellum*? A Journey of Epiphytic Moss across the European Continent. *Plants*, 11(20): 2669.
209. Plášek V., Nowak A., Nobis M., Kusza G., Kochanowska K. 2014. Effect of 30 years of road traffic abandonment on epiphytic moss diversity. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186: 8943-8959.
210. Plášek V., Ochyra R. 2020. *Orthotrichum alpestre*, a new addition to the moss flora of Poland, with notes on *O. schimperi* (Orthotrichaceae: Bryophyta). *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 89(3): 89310.
211. Plášek V., Ochyra R., Smoczyk M., Wiaderny A., Koopman J. 2013. Recent rediscovery of the epiphytic moss *Orthotrichum pulchellum* Brunt. in Poland. *Acta Musei Silesiae, Scientiae Naturales*, 62(2): 97-100.
212. Plášek V., Sawicki J., Marková I., Wierzcholska S. 2011. *Orthotrichum affine* var. *bohemicum* (Orthotrichaceae), a new variety of epiphytic moss from the Czech Republic. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 80(4): 335-340.
213. Pleskach L., Virchenko V. 2020. Epiphytic bryophytes of the State Dendrological Park “Olexandria” of the NAS of Ukraine. *Plant Introduction*, 87/88(2): 108-114.
214. Poikolainen J. 2004. Mosses, epiphytic lichens and tree bark as biomonitors for air pollutants – specifically for heavy metals in regional surveys. Oulu University Press, Oulu.
215. Proctor M.C.F., Oliver M.J., Wood A.J., Alpert P., Stark L.R., Cleavitt N.L., Mishler B.D. 2007. Desiccation-tolerance in bryophytes: a review. *Bryologist*, 110: 595-621.
216. Proctor M.C.F., Tuba Z., 2002. Poikilohydry and homoihydry: antithesis or spectrum of possibilities. *New Phytologist*, 156: 327-349.
217. Putna S., Mežaka A. 2014. Preferences of epiphytic bryophytes for forest stand and substrate in North-East Latvia. *Folia Cryptogamica Estonica*, 51: 75-83.
218. Pyšek P. 1998. Alien and native species in Central European urban floras: a quantitative comparison. *Journal of Biogeography*, 25(1): 155-163.
219. Pyšek P., Bacher S., Chytrý M., Jarošík V., Wild J., Celesti-Grapow L., Gassó N., Kenis M., Lambdon P.W., Nentwig W., Pergl J., Roques A., Sádlo J., Solarz W., Vilà M., Hulme P.E. 2010. Contrasting patterns in the invasions of European terrestrial and freshwater habitats by alien plants, insects and vertebrates. *Global ecology and biogeography*, 19(3): 317-331.
220. Ranius T., Johansson P., Niclas B., Niklasson M. 2008. The influence of tree age and microhabitat quality on the occurrence of crustose lichens associated with old oaks. *Journal of Vegetation Science*, 19: 653-662.
221. Rao D.N. 1982. Responses of bryophytes to air pollution. W: A.J.E. Smith (red.), *Bryophyte Ecology*. Chapman and Hall, London, s. 445-2470.
222. Řehounková K., Lencová K., Prach K. 2018. Spontaneous establishment of woodland during succession in a variety of central European disturbed sites. *Ecological Engineering*, 111: 94-99.
223. Richter S., Schuütze P., Bruelheide H. 2009a. Modelling epiphytic bryophyte vegetation in an urban landscape. *Journal of Bryology*, 31(3): 159-168.

224. Richter S., Schütze P., Bruelheide H. 2009b. Untersuchungen zu Flora und Vegetation der epiphytischen Moose in Halle/Saale (Sachsen-Anhalt) *Hercynia N.F.*, 42: 177-195.
225. Rodriguez L.F. 2006. Can invasive species facilitate native species? Evidence of how, when, and why these impacts occur. *Biological Invasions*, 8(4): 927-939.
226. Rola K., Plášek V., Rožek K., Zubek S. 2021. Effect of tree species identity and related habitat parameters on understory bryophytes–interrelationships between bryophyte, soil and tree factors in a 50-year-old experimental forest. *Plant and Soil*, 466: 613-630.
227. Rola K., Plášek V. 2022. The utility of ground bryophytes in the assessment of soil condition in heavy metal-polluted grasslands. *Plants*, 11(16): 2091.
228. Romańczyk M., Bula R., Wrońska A., Wieland Z., Parusel J., Sokół K., Miszta A., Beuch S. 2015. Opracowanie ekofizjograficzne do Planu Zagospodarowania Przestrzennego Województwa Śląskiego. Centrum Dziedzictwa Przyrody Górnego Śląska, Katowice.
229. Rostański A. 2006. Spontaniczne kształtowanie się pokrywy roślinnej na zwałowiskach po górnictwie węgla kamiennego na Górnym Śląsku. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.
230. Roman L.A., Scatena F.N. 2011. Street tree survival rates: meta-analysis of previous studies and application to a field survey in Philadelphia, PA, USA. *Urban Forestry & Urban Greening*, 10(4): 269-274.
231. Ruthe R. 1867. Verzeichniss der in der Umgebung von Bärwalde in der Neumark beobachteten Moose nebst Bemerkungen zu einigen Arten. *Verhandlungen des Botanischen Vereins für die Provinz Brandenburg*, 9: 44-75.
232. Rzętała M. 2008. Funkcjonowanie zbiorników wodnych oraz przebieg procesów limnicznych w warunkach zróżnicowanej antropopresji na przykładzie regionu górnośląskiego. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.
233. Rzętała M.A., Rzętała M. 2008. Zbiorniki wodne na obszarze Górnośląskiego Związku Metropolitalnego. W: R. Dulias, A. Hibszer (red.), Górnośląski Związek Metropolitalny. Zarys geograficzny. Polskie Towarzystwo Geograficzne. Oddział Katowicki, Sosnowiec, s. 71-81.
234. Sabovljević M.S., Grdović S. 2009. Bryophyte diversity within urban areas: case study of the city of Belgrade (Serbia). *International Journal of Botany*, 5(1): 85-92.
235. Sabovljević M., Sabovljević A. 2009. Biodiversity within urban areas: A case study on bryophytes of the city of Cologne (NRW, Germany). *Plant Biosystems*, 143(3): 473-481.
236. Sæbø A., Borzan Ž., Ducatillion C., Hatzistathis A., Lagerström T., Supuka J., García-Valdecantos J.L., Rego F., Slycken J.V. 2005. The selection of plant materials for street trees, park trees and urban woodland. W: C. Konijnendijk, K. Nilsson, T. Randrup, J. Schipperijn (red.), *Urban Forests and Trees*, Springer, Berlin, s. 257-280.

237. Sämuel I., Kowarik I. 2009. Urban rivers as dispersal corridors for primarily wind-dispersed invasive tree species. *Landscape and Urban Planning*, 94: 244-249.
238. Sawicki J., Plášek V., Szczecińska M. 2011. Recent data on occurrence the sporophytes in populations of dioecious moss, *Nyholmiella obtusifolia* in North-Eastern Poland. *Acta Musei Silesiae, Scientiae Naturales*, 60(1): 7-10.
239. Seaward M.R.D. 1979. Lower plants and the urban landscape. *Urban Ecology*, 4: 217-225.
240. Seaward M.R.D., Letrouit-Galinou M.A. 1991. Lichen recolonization of trees in the Jardin du Luxembourg, Paris. *The Lichenologist*, 23(2): 181-186.
241. Šebelíková L., Csicsek G., Kirmer A., Vítovcová K., Ortmann-Ajkai A., Prach K., Řehouňková K. 2019. Spontaneous revegetation versus forestry reclamation—Vegetation development in coal mining spoil heaps across Central Europe. *Land Degradation & Development*, 30(3): 348-356.
242. Seifert E. 2009. Epiphytische Moose im Erzgebirge (1997–2008). *Naturpark Erzgebirge, Vogtland, Zweckverb*, 8: 1-62.
243. Sérgio C., Carvalho P., Garcia C.A., Almeida E., Novais V., Sim-Sim M., Jordão H., Sousa, A.J. 2016. Floristic changes of epiphytic flora in the Metropolitan Lisbon area between 1980–1981 and 2010–2011 related to urban air quality. *Ecological Indicators*, 67: 839-852.
244. Sérgio C., Figueira R., Menezes R. 2011. Modeling the distribution of *Sematophyllum substrumulosum* (Hampe) E. Britton as a signal of climatic changes in Europe. W: Z. Tuba, N.G. Slack, L.R. Stark (red.), *Bryophyte Ecology and Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, s. 427-439.
245. Sjöman H., Morgenroth J., Sjöman J.D., Sæbø A., Kowarik I. 2016. Diversification of the urban forest – can we afford to exclude exotic tree species? *Urban Forestry & Urban Greening*, 18: 237-241.
246. Smith A.J.E. 1982. Epiphytes and epiliths. W: A.J.E. Smith (red.), *Bryophyte Ecology*. Chapman & Hall, London, s. 191-227.
247. Smith A.J.E. 2004. *The moss flora of Britain and Ireland*. Cambridge University Press, Cambridge.
248. Snäll T., Ehrlén J., Rydin H. 2005. Colonization-extinction dynamics of an epiphyte metapopulation in a dynamic landscape. *Ecology*, 86: 106-115.
249. Snäll T., Hagström A., Rudolphi J., Rydin H. 2004. Distribution pattern of the epiphyte *Neckera pennata* on three spatial scales - importance of past landscape structure and local conditions. *Ecography*, 27: 757-766.
250. Snäll T., Ribeiro P. J., Rydin H. 2003. Spatial occurrences and colonisations in patch-tracking metapopulations: local conditions versus dispersal. *Oikos*, 103: 566-578.
251. Söderström L. 1992. Invasions and range expansions and contractions of bryophytes. W: J.W. Bates, A.M. Farmer (red.), *Bryophytes and lichens in a changing environment*. Oxford University Press, Oxford, s. 131-158.
252. Söderström L. 1994. Scope and significance of studies on reproductive biology of bryophytes. *The Journal of the Hattori Botanical Laboratory*, 76: 97-103.

253. Spórna T. 2018. The suburbanisation process in a depopulation context in the Katowice conurbation, Poland. *Environmental & Socio-economic Studies*, 6(1): 57-72.
254. Stapper N.J., Kricke R. 2004. Epiphytische moose und flechten als bioindikatoren von städtischer überwärmung, standorteutrophierung und verkehrsbedingten immissionen. *Limprichtia*, 24: 187-208.
255. Stebel A. 1998. Mszaki województwa katowickiego: stan poznania, zagrożenia i ochrony. *Materiały, Opracowania*, 1: 1-106.
256. Stebel A. 2006. The mosses of the Beskidy Zachodnie as a paradigm of biological and environmental changes in the flora of the Polish Western Carpathians. *Medical University of Silesia, Katowice i Sorus, Poznań*.
257. Stebel A. 2013. Distribution of *Callicladium haldanianum* (Bryophyta, Hypnaceae) in Poland. *Polish Botanical Journal*, 58(2): 593-603.
258. Stebel A. 2020. Mszaki województwa śląskiego – stan poznania, ochrony i zagrożenia. W: J.B. Parusel (red.), *Przyroda żywa województwa śląskiego – stan poznania, ochrony i zagrożenia*. Centrum Dziedzictwa Przyrody Górnego Śląska, Katowice, s. 73-95.
259. Stebel A., Fojcik B. 2016. Changes in the epiphytic bryophyte flora in Katowice city (Poland). *Cryptogamie, Bryologie*, 37(4):1-16.
260. Stebel A., Fojcik B., Klama H., Żarnowiec J. 2012a. Czerwona lista mszaków województwa śląskiego. W: J.B. Parusel (red.), *Czerwone listy wybranych grup grzybów i roślin województwa śląskiego*. Raporty, Opinie, 6: 73-104.
261. Stebel A., Krajewski Ł. 2019. Interesujące gatunki mszaków we florze województwa śląskiego. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica*, 26(2): 359-368.
262. Stebel A., Ochyra R., Wierzcholska S., Fojcik B., Rusińska A., Rosadziński S., Szczepański M. 2008. Current distribution of *Orthodicranum tauricum* (Bryophyta, Dicranaceae) in Poland. W: A. Stebel, R. Ochyra (red.), *Bryophytes of the Polish Carpathians*, Sorus, Poznań, s. 293-302.
263. Stebel A., Plášek V. 2001. *Dicranoweisia cirrata* and *Orthodicranum tauricum* (Musci) in the Polish and Czech part of Upper Silesia – distribution and ecology. *Natura Silesiae Superioris, Katowice*, 5: 21-31.
264. Stebel A., Rosadziński S., Wolski G.J., Staniaszek-Kik M., Fudali E., Armata L., Szczepański M. 2012c. Further spreading of *Orthodicranum tauricum* (Bryophyta, Dicranaceae) in Poland. *Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu, Botanika-Steciana*, 16: 75-79.
265. Stebel A., Smoczyk M. 2017. Further spreading of the moss *Orthotrichum pulchellum* in Poland. *Herzogia*, 30(1): 296-299.
266. Stebel A., Staniaszek-Kik M., Rosadziński S., Wierzgoń M., Fojcik B., Smoczyk M., Vončina G. 2021. An unusual epiphytic habitat for *Hedwigia ciliata* (Bryophyta: Hedwigiaceae) in Poland (Central Europe). *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 90: 903.
267. Stebel A., Virchenko V.M., Plášek V., Ochyra R., Bednarek-Ochyra H. 2012b. Range extension of *Orthodicranum tauricum* (Bryophyta, Dicranaceae) in central-east Europe. *Polish Botanical Journal*, 57(1): 119-128.



268. Stebel A., Żarnowiec J. 2014. Gatunki puszczańskie we florze mchów Bieszczadzkiego Parku Narodowego (Karpaty Wschodnie). *Roczniki Bieszczadzkie*, 22: 259-277.
269. Stebel A., Żarnowiec J. 2017. The moss genus *Zygodon* (Orthotrichaceae) in Poland – distribution, ecological preferences and threats. *Cryptogamie, Bryologie*, 38(3): 231-251.
270. Studlar S.M. 1982. Host specificity of epiphytic bryophytes near mountain lake Virginia. *Bryologist*, 85(1): 37-50.
271. Suchara I. 2012. Temporal and spatial changes in spruce bark acidity at the scale of the Czech Republic in the last two decades, and the current abundance of epiphytic lichen *Hypogymnia physodes*. *Water Air and Soil Pollution*, 223: 1685-1697.
272. Sudnik-Wójcikowska B. 1998. Czasowe i przestrzenne aspekty procesu synantropizacji flory. Wydawnictwo Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa.
273. Sudnik-Wójcikowska B. 2002. Flora miasta-chaos i przypadek czy prawidłowości w różnorodności? *Kosmos*, 51(2): 213-219.
274. Sukopp H., Wurzel A. 2003. The effects of climate change on the vegetation of Central European cities. *Urban Habitats*, 1(1): 66-86.
275. Sündhofer R., Mayrhofer H., Werth S., Dragičević S., Berg C. 2021. Epiphytic bryophytes and lichens in Graz and Podgorica (Austria and Montenegro). *Herzogia*, 34(2): 299-326.
276. Szczygieł A., Szumowska A., Bednarski G. (red.) 2018. Stan środowiska w województwie śląskim w 2017 roku. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Katowicach, Katowice.
277. Szweykowski J. 2006. An annotated checklist of Polish liverworts and hornworts. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
278. Tkocz M. 2008. Przemysł Górnośląskiego Związku Metropolitalnego. W: R. Dulias, A. Hibszer (red.), Górnośląski Związek Metropolitalny. *Zarys geograficzny. Polskie Towarzystwo Geograficzne. Oddział Katowicki, Sosnowiec*, s. 208-220.
279. Tokarska-Guzik B. 2005. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice.
280. Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński C. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem roślin inwazyjnych. GDOŚ, Warszawa.
281. Trentanovi G., Campagnaro T., Kowarik I., Munafò M., Semenzato P., Sitzia T. 2021. Integrating spontaneous urban woodlands into the green infrastructure: Unexploited opportunities for urban regeneration. *Land Use Policy*, 102: 105221.
282. Tyler G. 1990. Bryophytes and heavy metals: a literature review. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 104: 231-253.
283. Valova M., Bielezova S. 2008. Interspecific variations of bark's water storage capacity of chosen types of trees and the dependence on occurrence of epiphytic mosses. *GeoScience Engineering*, 54(4): 45-51.

284. Vanderpoorten A. 1997. A bryological survey of the Brussels Capital Region (Belgium). *Scripta Botanica Belgica*, 14: 1-51.
285. Vanderpoorten, A., Engels P., Sotiaux A. 2004. Trends in diversity and abundance of obligate epiphytic bryophytes in a highly managed landscape. *Ecography*, 27: 567-576.
286. Vanderpoorten A., Goffinet B. 2009. Introduction to bryophytes. Cambridge University Press, Cambridge.
287. Veselkin D.V. 2023. Urbanization increases the range, but not the depth, of forest edge influences on *Pinus sylvestris* bark pH. *Urban Forestry & Urban Greening*, 79: 127819.
288. Vitt D.H. 1981. Adaptive modes of the moss sporophyte. *The Bryologist*, 84(2): 166-186.
289. Ware G.H. 1994. Ecological bases for selecting urban trees. *Journal of Arboriculture*, 20: 98-98.
290. Wertz B. 2012. Dendrochronologiczna ocena wpływu emisji przemysłowych na główne gatunki drzew iglastych z Wyżyny Kieleckiej. *Sylwan*, 156(5): 379-390.
291. Wertz B., Wilczyński S. 2012. Dendrochronologiczna ocena zmian przyrostu radialnego jodły (*Abies alba* Mill.) i modrzewia (*Larix decidua* Mill.) znajdujących się pod wpływem emisji. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie*, 14(1): 268-278.
292. Wiklund, K., Rydin H. 2004. Ecophysiological constraints on spore establishment in bryophytes. *Functional Ecology*, 18: 907-913.
293. Whittaker R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological monographs*, 30(3): 279-338
294. Woziwoda B., Stanaszek-Kik M., Stefańska-Krzaczek E. 2017. Assemblages of native bryophytes in secondary forests with introduced *Quercus rubra*. *Nordic Journal of Botany*, 35(1): 111-120.
295. Wysiński K. 2022. Udział antropofitów w drzewostanach lasów miejskich na terenie Katowic (Wyżyna Śląska). Praca magisterska wykonana w Instytucie Biologii, Biotechnologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach.
296. Zechmeister H.G., Hohenwallner D. 2006. A comparison of biomonitoring methods for the estimation of atmospheric pollutants in an industrial town in Austria. *Environmental Monitoring and Assessment*, 117: 245-259.
297. Zotz G., Schweikert A., Jetz W., Westerman H. 2000. Water relations and carbon gain are closely related to cushion size in the moss *Grimmia pulvinata*. *New Phytologist*, 148(1): 59-67.
298. Żarnowiec J. 1996. The bryoflora of urban areas-a floristic-ecological case study of Oswiecim town [S Poland]. *Fragmenta Floristica et Geobotanica*, 41(1): 355-377.
299. Żarnowiec J., Stebel A., Chmura D. 2019. Thirty-year invasion of the alien moss *Campylopus introflexus* (Hedw.) Brid. in Poland (East-Central Europe). *Biological Invasions*, 21: 7-18.

300. Żarnowiec J., Stebel A., Ochyra R. 2004. Threatened moss species in the Polish Carpathians in the light of a new Red-list of mosses in Poland. W: A. Stebel, R. Ochyra (red.), Bryological studies in the Western Carpathians, Sorus, Poznań, s. 9-28.
301. Żołnierz L., Fudali E., Szymanowski M. 2022. Epiphytic bryophytes in an urban landscape: which factors determine their distribution, species richness, and diversity? A case study in Wrocław, Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(10): 6274.

#### **OPROGRAMOWANIE ORAZ INNE ŹRÓDŁA**

1. EMEP/CEIP. 2022. Officially reported emission data. <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.en>
2. European Union, Copernicus Land Monitoring Service. 2018. European Environment Agency (EEA). <https://land.copernicus.eu/local/urban-atlas/urban-atlas-2018>
3. QGIS Development Team. 2020. QGIS (Geographic Information System v. 3.12). Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
4. R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

## 8. STRESZCZENIE W JĘZYKU POLSKIM

Na różnorodność i obfitość występowania epifitów wpływa wiele czynników. Obserwowane zróżnicowanie kształtowane jest przez cechy środowiska, w tym klimat, oraz właściwości siedliska, w którym epifity bezpośrednio rosną. Do niedawna wysokie zanieczyszczenie powietrza było postrzegane jako główna przyczyna ograniczonego występowania epifitów w miastach. Transformacja gospodarcza zachodząca w Europie w końcu XX w. skutkowała ogólnym spadkiem poziomu zanieczyszczenia powietrza. Efektem tego było dynamiczne rozprzestrzenianie się niektórych gatunków epifitów, zarówno w Europie, jak i w Polsce.

Na teren badań wybrano centralną część konurbacji katowickiej. Obszar ten stanowi zwarty układ miejsko-przemysłowy. Jest to najgęściej zaludniony i najbardziej uprzemysłowiony obszar w Polsce. Część terenową badań prowadzono w latach 2019-2020, w miesiącach od czerwca do października. Powierzchnie zakładano w czterech wyróżnionych formach użytkowania przestrzeni miejskiej: lasach miejskich, parkach, zabudowie luźnej oraz zabudowie zwartej. Wyznaczono łącznie 200 powierzchni badawczych, po 50 powierzchni w każdej z czterech wyróżnionych form. Powierzchnie różniły się istotnie pod względem swojej struktury – stopniem zabudowy i zadrzewienia (zwarciem drzewostanu na powierzchni oraz liczbą i zróżnicowaniem gatunkowym drzew).

Najczęściej odnotowywane na badanych powierzchniach gatunki drzew to *Betula pendula* oraz *Robinia pseudoacacia*. Ponad połowę występujących drzew stanowiły taksony rodzime, jednak udział gatunków obcych był znaczący we wszystkich typach powierzchni. Udział gatunków obcych rósł wraz z rosnącym gradientem urbanizacji terenu. Drzewa różniły się również swoją charakterystyką, m.in. wielkością (wiekiem), stopniem nachylenia pnia i fakturą kory. Drzewa o dużych rozmiarach były ogólnie rzadko notowane. Największe rozmiary osiągały drzewa z rodzaju *Populus*, niezależnie od formy użytkowania przestrzeni miejskiej. Pod względem wielkości mierzonej wartością pierśnicy (DBH), najwyższe średnie wartości odnotowano w zabudowie zwartej, a najniższe w lasach miejskich. Ponad połowę wszystkich drzew stanowiły drzewa pochylone, występujące najczęściej w zabudowie zwartej. Charakterystyka faktury kory, chociaż zależna od gatunku drzewa, zmieniała się wraz z wiekiem drzewa (spęknięcia były głębsze u większych, starszych drzew). Największy udział drzew o korze silnie spękanej stwierdzono w zabudowie zwartej.

Łącznie na 3 632 drzewach stwierdzono występowanie 88 gatunków mszaków, w tym 81 mchów i 7 wątrobowców. Suma notowań wszystkich gatunków na wszystkich

drzewach wynosiła 11 844. Najwięcej notowań należało do mchów z rodzin Orthotrichaceae, Hypnaceae oraz Brachytheciaceae. W porównaniu z mchami zdecydowanie mniej licznie występowały wątrobowce. Do najczęściej występujących gatunków należały *Hypnum cupressiforme*, *Lewinskya affinis* i *Brachythecium salebrosum*. Oprócz gatunków pospolitych odnotowano również gatunki rzadkie w skali kraju m.in. *Orthotrichum schimperi*, *Zygodon dentatus* czy *Z. rupestris*.

W porównaniu z danymi literaturowymi można zauważyć, że wiele gatunków epifitów mszystych zwiększyło częstość występowania w omawianym regionie. Łącznie najwięcej gatunków stwierdzono w lasach miejskich (76), a najmniej w zabudowie zwartej (39). Średnia liczba gatunków przypadających na powierzchnię była również najwyższa w lasach, a najniższa w zabudowie zwartej. Lasy miejskie charakteryzowały się przy tym największą grupą gatunków wyłącznych, w tym regionalnie rzadkich gatunków wskaźnikowych dla lasów o charakterze naturalnym m.in. *Anomodon viticulosus*, *Homalia trichomanoides*, *Porella platyphylla*. Jednak gatunki te występowały w niewielkiej obfitości i z tego powodu nie należy przypisywać im charakteru wskaźnikowego. Pod względem średniej liczby gatunków na pojedynczym drzewie, jak i średniej wartości wskaźnika pokrycia przez epifity, najwyższe wartości odnotowano na drzewach w parkach. Średnia liczba gatunków przypadających na jedno drzewo była najniższa w lasach miejskich, a średnia wartość wskaźnika pokrycia w zabudowie zwartej. Powierzchnie były zróżnicowane pod względem składu gatunkowego i frekwencji występowania epifitów mszystych zgodnie z gradientem urbanizacji terenu. Na podstawie frekwencji występowania poszczególnych gatunków określono również te o znaczeniu wskaźnikowych dla wyróżnionych form użytkowania przestrzeni miejskiej.

Częstość występowania epifitów na korze drzew była wysoka. Ponad połowa analizowanych drzew była skolonizowana przez epifity. Udział drzew skolonizowanych przez epifity był najwyższy w zabudowie luźnej, a najniższy w lasach miejskich. Wśród cech dendrometrycznych dodatnio skorelowane z prawdopodobieństwem występowania epifitów były: pierśnica drzewa, odchylenie pnia oraz faktura kory. Ujemna korelacja występowała w przypadku zwarcia korony drzewa. Te cechy, a także średnica korony drzewa, były również skorelowane z ogólną liczbą gatunków oraz wartością wskaźnika obfitości mszaków epifitycznych odnotowaną na drzewach. W analizie czynników mających wpływ na poszczególne gatunki epifitów, znaczna grupa gatunków nie wykazywała ścisłego przywiązania do analizowanych czynników. Zwarcie korony drzewa, a także cechy związane z wielkością drzewa (DBH, średnica korony), odchyleniem pnia oraz ekspozycją na pniu drzewa, grupowały niektóre z częściej notowanych gatunków. Uśredniona wartość wskaźnika

wilgotności (F) grupowała głównie gatunki leśne. Oprócz parametrów dendrometrycznych drzew na częstość występowania, ogólną różnorodność i obfitość epifitów wpływ miało także zróżnicowanie gatunkowe dendroflory. Gatunki iglaste drzew charakteryzowały się skrajnie ubogą brioflorą epifityczną. Wśród drzew częściej notowanych na powierzchniach, największy udział drzew skolonizowanych, a także największą obfitość (pokrycie) przez epifity, stwierdzono u taksonów z rodzaju *Populus* i *Salix*. Natomiast największą różnorodność gatunkową epifitów stwierdzono na drzewach z rodzaju *Populus*, *Fraxinus* i *Acer* (najwięcej gatunków odnotowano na korze *Fraxinus pennsylvanica*, *Populus nigra* oraz *Fraxinus excelsior*). Epifity zasadniczo nie wykazywały przywiązania do występowania na konkretnym taksonie drzewa, jednak na niektórych drzewach występowały z większą częstością jak np. mszaki acidofilne na korze *Betula pendula*.

Charakterystyczny dla obszarów miejskich jest duży udział drzew obcego pochodzenia. Niektóre z tych gatunków stosunkowo często i obficie były zasiedlane przez mszaki epifityczne. Wśród odnotowanych wyłącznie na korze drzew obcego pochodzenia znalazły się m.in. mszaki regionalnie rzadkie, jak *Anomodon viticulosus*, *Homalia trichomanoides*, *Leucodon sciuroides*, *Porella platyphylla* i *Zygodon dentatus*.

Pomimo nadal wysokiego poziomu zanieczyszczenia powietrza na obszarze konurbacji katowickiej, przeprowadzone badania wykazały postępującą rekolonizację terenów miejskich przez mszaki epifityczne. Istotne znaczenie dla różnorodności i wzorca rozmieszczenia epifitów w przestrzeni miejskiej ma zróżnicowanie gatunków drzewiastych, odmienne w różnych formach użytkowania przestrzeni miejskiej. Zaobserwowano ogólną zmienność brioflory epifitycznej względem analizowanego gradientu zmienności siedliskowej (stopnia zurbanizowania). Dotyczyła ona ogólnej liczby gatunków na poszczególnych typach powierzchni, liczby notowań epifitów, udziału gatunków o różnych wymaganiach siedliskowych czy formach wzrostu. Ogólnie najwięcej gatunków odnotowano na powierzchniach leśnych, również średnia liczba gatunków powierzchni była najwyższa w lasach miejskich. Natomiast parki wyróżniały się najwyższą średnią liczbę gatunków przypadających na jedno drzewo oraz najwyższym pokryciem epifitów na drzewach skolonizowanych. Potwierdza to znaczenie zarówno lasów miejskich, jak i parków dla ogólnej różnorodności mszaków epifitycznych na terenach zurbanizowanych.

## 9. STRESZCZENIE W JEZYKU ANGIELSKIM (SUMMARY)

### FACTORS AFFECTING EPIPHYTIC BRYOPHYTES SPECIES DIVERSITY IN THE CENTRAL PART OF THE KATOWICE CONURBATION

Many factors contribute to the diversity and abundance of epiphytes. The observed diversity is shaped by the features of the environment, including climate, and the properties of the habitat in which epiphytes directly grow. Until recently, high air pollution was perceived as the main reason for the limited occurrence of epiphytes in cities. Economic transformation that took place in Europe at the end of the 20th century resulted in a general decrease in the level of air pollution. The effect of this was the dynamic spread of some epiphytic bryophytes, both in Europe and in Poland.

The central part of the Katowice conurbation was selected as suitable research area. It is a compact urban-industrial area, the most densely populated and most industrialized region in Poland. The field research was carried out in 2019-2020, from June to October. The sampling plots were established in four different types of urban area: urban forests, parks, discontinuous dense development (housing estates buildings zona) and compact development (city centre zona). There were totally 200 plots designated, 50 in each of the four types listed above. The plots differed significantly in terms of their structure - the degree of development and tree cover (density of the tree stand on the plot, as well as the number and species diversity of trees).

The most frequently recorded tree species on the plots were *Betula pendula* and *Robinia pseudoacacia*. More than half of the trees were native taxa, but the portion of non-native species was significant in all types of plots. The share of alien species was growing along the increasing urbanization gradient of the area. The trees differed as well in their characteristics, e.g. size (age), degree of inclination of the trunk and a texture of the bark. Trees of large size were generally rarely recorded. In general, trees of the *Populus* genus reached the largest sizes, regardless of the type of urban area. In terms of size measured by DBH value, the highest average values were recorded in compact urban development and the lowest in urban forests. Over a half of all trees were leaning trees, most often found in compact urban fabric. The characteristics of the bark texture, although dependent on the tree species, changed with the age of the tree (cracks were deeper in older trees). The largest portion of trees with strongly cracked bark was found in the plots in compact urban development.

Totally during the observation of 3 632 trees, 88 species of bryophytes were found (including 81 mosses and 7 liverworts). The sum of records of all species on all trees was 11 844. Most records belonged to mosses from the families Orthotrichaceae, Hypnaceae and Brachytheciaceae. Liverworts were definitely less numerous than mosses. The most common species were *Hypnum cupressiforme*, *Lewinskya affinis* and *Brachythecium salebrosum*. Moreover, rare and endangered species were also recorded e.g. *Orthotrichum schimperi*, *Zygodon dentatus* and *Z. rupestris*.

Compared to the literature data, it can be noted that many species of epiphytic mosses have increased their number of stations in the region. In total, the largest number of species were found in urban forests (76), and the smallest in continuous urban fabric (39). The average number of species per plot was also the highest in forests and the lowest in compact urban development. Urban forests were characterized by the largest group of exclusive species, including regionally rare natural forest indicator species e.g. *Anomodon viticulosus*, *Homalia trichomanoides* or *Porella platyphylla*. However, these species occurred in low abundance and that is why they should not be considered as indicators. In terms of the average number of species on a single tree and the average value of the epiphyte coverage index, the highest values were recorded on trees in parks. The average number of species per tree was the lowest in urban forests, and the average value of the cover index in compact urban development. The plots were diversified in terms of species composition and frequency of moss epiphytes according to the urbanization gradient of the area. On the basis of the frequency of species occurrence, those the indicator species for the selected types of urban land use were determined.

The occurrence of epiphytes on tree bark was high. More than half of the analyzed trees were observed as colonized by epiphytes. The portion of trees overgrown by epiphytes was the highest in discontinuous dense urban fabric and the lowest in urban forests. Among the dendrometric features positively related with the probability of epiphytes occurrence were: DBH of the tree, trunk inclination and bark texture. On the contrary, negative correlation occurred in the case of coverage of a canopy. These features, as well as the diameter of the tree crown, were also correlated with the total number of species and the value of the epiphytic bryophyte abundance index recorded on the trees. In the analysis of factors affecting particular species of epiphytes, a significant group of species did not show close relation to the analyzed factors. The canopy, as well as features related to the size of the tree (DBH, crown diameter), trunk inclination and exposure on the tree trunk, linked some of the more frequently



recorded species. The weighted mean of Ellenberg indicator value for moisture (F) grouped mainly forest species. In addition to tree dendrometric parameters, the frequency of occurrence, the general diversity and abundance of epiphytes was also affected by the species diversity of dendroflora. Coniferous were assessed as trees with extremely poor epiphytic bryoflora. Among the trees more frequently recorded on plots, the largest portion of colonized trees, as well as the highest abundance (coverage) by epiphytes, was found in genera *Populus* and *Salix*. The highest diversity of epiphytic species was found on trees of genus *Populus*, *Fraxinus* and *Acer* (the largest number of species was recorded on the bark of *Fraxinus pennsylvanica*, *Populus nigra* and *Fraxinus excelsior*). Epiphytes generally were not associated with a specific tree taxon, but they were frequently observed on several trees, such as acidophilic bryophytes on the bark of *Betula pendula*.

A large portion of non-native trees is characteristic for urban areas. Some of these species were relatively often and abundantly colonised by epiphytic bryophytes. Among species recorded only on the bark of non-native trees, there were also bryophytes considered as regionally rare, e.g. *Anomodon viticulosus*, *Homalia trichomanoides*, *Leucodon sciuroides*, *Porella platyphylla* and *Zygodon dentatus*.

Despite the continuous high level of air pollution in the region of the Katowice conurbation, the conducted research showed the progressive recolonization of urban areas by epiphytic bryophytes. The diversity of tree species, which differ in various type of urban area, is important for the diversity and distribution pattern of epiphytes in the urban space. General variability of epiphytic bryoflora in relation to the analyzed gradient of habitat variability (degree of urbanization) was observed. It concerned the total number of species on selected types of plots, the number of epiphytes records and the portion of species with different habitat requirements or growth forms. In general, the largest number of species was recorded on forest plots, as well as the average number of species on the plot was the highest in urban forests. Parks were distinguished by the highest average number of species per one tree and the highest coverage of epiphytes on colonized trees. This confirms the importance of both urban forests and parks for the overall diversity of epiphytic bryophytes in urbanized areas.

ZAŁĄCZNIK I

Tab. Diagnostyka modelu GLMM (uogólnionego modelu liniowego mieszanego) dla liczby gatunków mszaków epifitycznych na badanych drzewach.

	cnd((lnt))	zi((lnt))	dsp((lnt))	cnd(Ang)	cnd(Cvr:trc)	cnd(DBH)	cnd(frc)	cnd(sit:typ)	cnd(Siz:trc)	zi(sit:typ)	df	logLik	AICc	delta	weight
128	1,116	-0,01404	+	0,02322	-0,008553	0,8063	0,1666	+	0,03338	+	14	-7619,59	15267,3	0	0,999
112	1,206	-0,01404	+	0,02323	-0,009048	0,8323	0,161		0,03423	+	11	-7629,368	15280,8	13,51	0,001
64	1,116	-0,1423	+	0,02322	-0,008553	0,8063	0,1666	+	0,03338		11	-7632,198	15286,5	19,17	0
48	1,206	-0,1423	+	0,02323	-0,009048	0,8323	0,161		0,03423		8	-7641,976	15300	32,7	0
96	1,139	-0,01403	+	0,02324	-0,00775	1,27	0,1568	+		+	13	-7639,656	15305,4	38,12	0
80	1,264	-0,01404	+	0,02329	-0,008294	1,319	0,15			+	10	-7650,603	15321,3	53,97	0
126	0,3957	-0,01404	+	0,02401		0,8331	0,1865	+	0,02893	+	13	-7648,764	15323,6	56,33	0
32	1,139	-0,1423	+	0,02324	-0,00775	1,27	0,1568	+			10	-7652,264	15324,6	57,29	0
124	1,09	-0,01404	+	0,02232	-0,008859		0,218	+	0,06218	+	13	-7650,034	15326,2	58,87	0
120	1,566	-0,01404	+	0,02284	-0,009854	1,114		+	0,02963	+	13	-7656,052	15338,2	70,91	0
16	1,264	-0,1423	+	0,02329	-0,008294	1,319	0,15				7	-7663,21	15340,5	73,16	0
62	0,3957	-0,1423	+	0,02401		0,8331	0,1865	+	0,02893		10	-7661,372	15342,8	75,51	0
108	1,198	-0,01404	+	0,02231	-0,009407		0,2136		0,06418	+	10	-7661,476	15343	75,72	0
110	0,4715	-0,01404	+	0,02412		0,8662	0,1812		0,02997	+	10	-7662,3	15344,7	77,36	0
60	1,09	-0,1423	+	0,02232	-0,00886		0,218	+	0,06218		10	-7662,642	15345,3	78,05	0
104	1,618	-0,01404	+	0,02285	-0,01022	1,129			0,03026	+	10	-7663,383	15346,8	79,53	0
94	0,4761	-0,01404	+	0,02397		1,236	0,1764	+		+	12	-7664,027	15352,1	84,84	0
56	1,566	-0,1423	+	0,02284	-0,009855	1,114		+	0,02963		10	-7668,66	15357,4	90,08	0
44	1,198	-0,1423	+	0,02231	-0,009407		0,2136		0,06418		7	-7674,084	15362,2	94,9	0

	cnd((Int))	zi((Int))	dsp((Int))	cnd(Ang)	cnd(Cv:trc)	cnd(DBH)	cnd(frc)	cnd(sit:typ)	cnd(Siz:trc)	zi(sit:typ)	df	logLik	AICc	delta	weight
46	0,4715	-0,1423	+	0,02412		0,8662	0,1812		0,02997		7	-7674,907	15363,8	96,55	0
40	1,618	-0,1423	+	0,02285	-0,01022	1,129			0,03026		7	-7675,991	15366	98,72	0
88	1,562	-0,01404	+	0,02287	-0,009062	1,515		+		+	12	-7671,932	15367,9	100,65	0
30	0,4761	-0,1423	+	0,02397		1,236	0,1764	+			9	-7676,635	15371,3	104,02	0
78	0,5777	-0,01404	+	0,02412		1,292	0,1703			+	9	-7678,645	15375,3	108,04	0
72	1,644	-0,01404	+	0,02293	-0,009478	1,548				+	9	-7680,131	15378,3	111,01	0
122	0,343	-0,01404	+	0,0231			0,2403	+	0,05852	+	12	-7681,366	15386,8	119,52	0
24	1,562	-0,1423	+	0,02287	-0,009062	1,515		+			9	-7684,539	15387,1	119,83	0
14	0,5777	-0,1423	+	0,02412		1,292	0,1703				6	-7691,253	15394,5	127,23	0
8	1,644	-0,1423	+	0,02293	-0,009478	1,548					6	-7692,738	15397,5	130,2	0
58	0,343	-0,1423	+	0,0231			0,2403	+	0,05852		9	-7693,973	15406	138,7	0
106	0,4339	-0,01404	+	0,0232			0,2368		0,06099	+	9	-7697,074	15412,2	144,9	0
118	0,7856	-0,01403	+	0,02368		1,185		+	0,02383	+	12	-7695,526	15415,1	147,84	0
102	0,8367	-0,01404	+	0,02378		1,208			0,02479	+	9	-7706,241	15430,5	163,24	0
42	0,4339	-0,1423	+	0,0232			0,2368		0,06099		6	-7709,682	15431,4	164,09	0
86	0,8348	-0,01404	+	0,02365		1,506		+		+	11	-7705,98	15434	166,74	0
54	0,7857	-0,1423	+	0,02368		1,185		+	0,02383		9	-7708,133	15434,3	167,02	0
38	0,8367	-0,1423	+	0,02378		1,208			0,02479		6	-7718,848	15449,7	182,42	0
70	0,906	-0,01404	+	0,02379		1,549				+	8	-7717,574	15451,2	183,89	0
22	0,8348	-0,1423	+	0,02365		1,506		+			8	-7718,588	15453,2	185,92	0
116	1,742	-0,01404	+	0,02125	-0,01096			+	0,07293	+	12	-7721,478	15467	199,75	0
6	0,906	-0,1423	+	0,02379		1,549					5	-7730,182	15470,4	203,09	0

	cmd((Int))	zi((Int))	dsp((Int))	cmd(Ang)	cmd(Cv:trc)	cmd(DBH)	cmd(frc)	cmd(sit:typ)	cmd(Siz:trc)	zi(sit:typ)	df	logLik	AICc	delta	weight
100	1,814	-0,01404	+	0,02125	-0,01136				0,07423	+	9	-7729,924	15477,9	210,6	0
52	1,742	-0,1423	+	0,02125	-0,01096			+	0,07293		9	-7734,086	15486,2	218,93	0
36	1,814	-0,1423	+	0,02125	-0,01136				0,07423		6	-7742,532	15497,1	229,79	0
114	0,8802	-0,01403	+	0,02202				+	0,06956	+	11	-7770,742	15563,6	296,26	0
98	0,9543	-0,01404	+	0,02212					0,0716	+	8	-7783,335	15582,7	315,41	0
50	0,8802	-0,1423	+	0,02202				+	0,06956		8	-7783,349	15582,7	315,44	0
92	1,115	-0,01404	+	0,02055	-0,006418		0,2913	+		+	12	-7786,887	15597,9	330,56	0
34	0,9543	-0,1423	+	0,02212					0,0716		5	-7795,943	15601,9	334,61	0
28	1,115	-0,1423	+	0,02055	-0,006418		0,2913	+			9	-7799,495	15617	349,74	0
90	0,5642	-0,01404	+	0,02121			0,3041	+		+	11	-7803,946	15630	362,67	0
76	1,392	-0,01404	+	0,0206	-0,00712		0,2903			+	9	-7811,241	15640,5	373,24	0
26	0,5642	-0,1423	+	0,02121			0,3041	+			8	-7816,554	15649,1	381,85	0
12	1,392	-0,1423	+	0,0206	-0,00712		0,2903				6	-7823,848	15659,7	392,42	0
74	0,7985	-0,01404	+	0,02135			0,3049			+	8	-7832,089	15680,2	412,92	0
10	0,7985	-0,1423	+	0,02135			0,3049				5	-7844,697	15699,4	432,11	0
127	1,604	-0,01404	+		-0,01081	0,5606	0,1512	+	0,03315	+	13	-7862,697	15751,5	484,2	0
111	1,744	-0,01404	+		-0,0114	0,5856	0,1453		0,03479	+	10	-7872,444	15764,9	497,65	0
63	1,604	-0,1423	+		-0,01081	0,5606	0,1512	+	0,03315		10	-7875,304	15770,7	503,37	0
123	1,573	-0,01404	+		-0,01095		0,1876	+	0,05345	+	12	-7877,631	15779,3	512,05	0
47	1,744	-0,1423	+		-0,0114	0,5856	0,1453		0,03479		7	-7885,051	15784,1	516,84	0
95	1,629	-0,01404	+		-0,01002	1,022	0,141	+		+	12	-7882,559	15789,2	521,91	0
107	1,723	-0,01404	+		-0,01157		0,183		0,05615	+	9	-7888,622	15795,3	528	0

	cnd((Int))	zi((Int))	dsp((Int))	cnd(Ang)	cnd(Cv:trc)	cnd(DBH)	cnd(frc)	cnd(sit:typ)	cnd(Siz:trc)	zi(sit:typ)	df	logLik	AICc	delta	weight
59	1,573	-0,1423	+		-0,01095		0,1876	+	0,05345		9	-7890,239	15798,5	531,23	0
79	1,805	-0,01404	+		-0,01063	1,078	0,134			+	9	-7894,372	15806,8	539,5	0
31	1,629	-0,1423	+		-0,01002	1,022	0,141	+			9	-7895,167	15808,4	541,09	0
119	2,002	-0,01404	+		-0,01188	0,839		+	0,02958	+	12	-7893,148	15810,4	543,09	0
43	1,723	-0,1423	+		-0,01157		0,183		0,05615		6	-7901,23	15814,5	547,19	0
103	2,106	-0,01404	+		-0,01235	0,8524			0,03109	+	9	-7900,575	15819,2	551,9	0
15	1,805	-0,1423	+		-0,01063	1,078	0,134				6	-7906,979	15826	558,69	0
55	2,002	-0,1423	+		-0,01188	0,839		+	0,02958		9	-7905,756	15829,6	562,27	0
39	2,106	-0,1423	+		-0,01235	0,8524			0,03109		6	-7913,182	15838,4	571,09	0
87	1,999	-0,01404	+		-0,01109	1,237		+		+	11	-7909,069	15840,2	572,92	0
125	0,7118	-0,01403	+			0,5818	0,1743	+	0,0275	+	12	-7910,467	15845	577,72	0
71	2,135	-0,01404	+		-0,01159	1,279				+	8	-7918,284	15852,6	585,31	0
23	1,999	-0,1423	+		-0,01109	1,237		+			8	-7921,677	15859,4	592,1	0
61	0,7118	-0,1423	+			0,5817	0,1743	+	0,0275		9	-7923,075	15864,2	596,9	0
84	2,038	-0,01404	+	0,01846	-0,00867			+		+	11	-7922,356	15866,8	599,49	0
109	0,8416	-0,01404	+			0,6153	0,1688		0,0293	+	9	-7925,953	15870	602,66	0
93	0,7876	-0,01403	+			0,9667	0,1643	+		+	11	-7924,315	15870,7	603,41	0
7	2,135	-0,1423	+		-0,01159	1,279					5	-7930,892	15871,8	604,51	0
121	0,6678	-0,01404	+				0,2125	+	0,04843	+	11	-7926,528	15875,1	607,83	0
115	2,111	-0,01404	+		-0,01256			+	0,06277	+	11	-7931,255	15884,6	617,29	0
20	2,038	-0,1423	+	0,01846	-0,00867			+			8	-7934,963	15886	618,67	0
45	0,8416	-0,1423	+			0,6153	0,1688		0,0293		6	-7938,56	15889,1	621,85	0

	cnd((Int))	zi((Int))	dsp((Int))	cnd(Ang)	cnd(Cv:trc)	cnd(DBH)	cnd(frc)	cnd(sit:typ)	cnd(Siz:trc)	zi(sit:typ)	df	logLik	AICc	delta	weight
29	0,7876	-0,1423	+			0,9666	0,1643	+			8	-7936,923	15889,9	622,59	0
57	0,6678	-0,1423	+				0,2124	+	0,04843		8	-7939,136	15894,3	627,02	0
99	2,227	-0,01404	+		-0,01307				0,06485	+	8	-7939,581	15895,2	627,91	0
77	0,9458	-0,01403	+			1,03	0,1581			+	8	-7941,539	15899,1	631,82	0
105	0,8052	-0,01404	+				0,2089		0,05163	+	8	-7943,72	15903,5	636,18	0
51	2,111	-0,1423	+		-0,01256			+	0,06277		8	-7943,863	15903,8	636,47	0
68	2,32	-0,01404	+	0,01854	-0,009355					+	8	-7944,592	15905,2	637,93	0
35	2,227	-0,1423	+		-0,01307				0,06485		5	-7952,188	15914,4	647,1	0
13	0,9458	-0,1423	+			1,03	0,1581				5	-7954,146	15918,3	651,01	0
41	0,8052	-0,1423	+				0,2089		0,05163		5	-7956,327	15922,7	655,38	0
4	2,32	-0,1423	+	0,01854	-0,009355						5	-7957,2	15924,4	657,12	0
117	1,075	-0,01406	+			0,9089		+	0,02259	+	11	-7951,72	15925,5	658,22	0
82	1,339	-0,01404	+	0,01917				+		+	10	-7954,32	15928,7	661,4	0
85	1,121	-0,01404	+			1,213		+		+	10	-7961,175	15942,4	675,11	0
53	1,075	-0,1423	+			0,909		+	0,02259		8	-7964,327	15944,7	677,4	0
101	1,18	-0,01404	+			0,9314			0,0244	+	8	-7964,478	15945	677,7	0
18	1,339	-0,1423	+	0,01917				+			7	-7966,928	15947,9	680,59	0
21	1,121	-0,1423	+			1,213		+			7	-7973,783	15961,6	694,3	0
37	1,18	-0,1423	+			0,9314			0,0244		5	-7977,086	15964,2	696,89	0
69	1,249	-0,01404	+			1,264				+	7	-7975,461	15965	697,66	0
66	1,592	-0,01404	+	0,01934						+	7	-7981,617	15977,3	709,97	0
91	1,562	-0,01404	+		-0,008643		0,2519	+		+	11	-7981,003	15984,1	716,78	0

	cnd((Int))	zi((Int))	dsp((Int))	cnd(Ang)	cnd(Cv:trc)	cnd(DBH)	cnd(frc)	cnd(sit:typ)	cnd(Siz:trc)	zi(sit:typ)	df	logLik	AICc	delta	weight
5	1,249	-0,1423	+			1,264					4	-7988,069	15984,1	716,85	0
2	1,592	-0,1423	+	0,01934							4	-7994,225	15996,5	729,16	0
27	1,562	-0,1423	+		-0,008643		0,2519	+			8	-7993,61	16003,3	735,96	0
113	1,135	-0,01404	+					+	0,05825	+	10	-7997,046	16014,2	746,86	0
75	1,859	-0,01404	+		-0,009365		0,2513			+	8	-8005,036	16026,1	758,82	0
49	1,135	-0,1423	+					+	0,05825		7	-8009,654	16033,3	766,04	0
97	1,254	-0,01404	+						0,06111	+	7	-8011,444	16036,9	769,62	0
89	0,8345	-0,01403	+				0,2667	+		+	10	-8012,589	16045,2	777,94	0
11	1,859	-0,1423	+		-0,009365		0,2513				5	-8017,644	16045,3	778,01	0
33	1,254	-0,1423	+						0,06111		4	-8024,051	16056,1	788,82	0
25	0,8345	-0,1423	+				0,2667	+			7	-8025,196	16064,4	797,13	0
73	1,095	-0,01404	+				0,2678			+	7	-8041,895	16097,8	830,53	0
9	1,095	-0,1423	+				0,2678				4	-8054,503	16117	849,72	0
83	2,322	-0,01404	+		-0,0103			+		+	10	-8083,863	16187,8	920,49	0
19	2,322	-0,1423	+		-0,0103			+			7	-8096,471	16207	939,68	0
67	2,623	-0,01404	+		-0,01102					+	7	-8106,491	16227	959,72	0
3	2,623	-0,1423	+		-0,01102						4	-8119,099	16246,2	978,91	0
81	1,5	-0,01403	+					+		+	9	-8129,571	16277,2	1009,9	0
17	1,5	-0,1423	+					+			6	-8142,179	16296,4	1029,08	0
65	1,774	-0,01404	+							+	6	-8158,558	16329,1	1061,84	0
1	1,774	-0,1423	+								3	-8171,166	16348,3	1081,04	0

ZAŁĄCZNIK II

Tab. Diagnostyka modelu GLMM (uogólnionego modelu liniowego mieszanego) dla pokrycia (obfitości) mszaków na badanych drzewach.

	(Int)	Ang	Cvr.trc	DBH	Exp	frc	Nch	sit.typ	Siz.trc	df	logLik	AICc	delta	weight
256	0,3559	0,01156	-0,003866	0,757	+	0,1474	+	+	0,01079	17	-2573,761	5181,8	0	0.949
128	0,3776	0,01169	-0,003726	0,9182	+	0,1425	+	+		16	-2577,949	5188,2	6,34	0.040
248	0,3735	0,01143	-0,003839	0,7693		0,1445	+	+	0,009987	14	-2581,335	5190,9	9,05	0.010
120	0,3904	0,01153	-0,003689	0,9206		0,1398	+	+		13	-2584,93	5196	14,21	0.001
254	0,04054	0,01175		0,7441	+	0,1544	+	+	0,00944	16	-2585,631	5203,5	21,7	0.000
126	0,06743	0,01181		0,885	+	0,1499	+	+		15	-2588,809	5207,9	26,03	0.000
246	0,05923	0,01156		0,758		0,1516	+	+	0,008734	13	-2592,93	5212	30,21	0.000
118	0,08272	0,01164		0,8856		0,1484	+	+		12	-2595,61	5215,4	33,54	0.000
192	0,2679	0,01153	-0,003936	0,7902	+	0,1452	+		0,00832	14	-2597,039	5222,3	40,45	0.000
64	0,2906	0,0116	-0,003836	0,9175	+	0,141	+			13	-2599,5	5225,2	43,35	0.000
184	0,2882	0,01135	-0,00392	0,8053		0,1422	+		0,007583	11	-2604,282	5230,7	48,86	0.000
56	0,3022	0,01145	-0,003808	0,9223		0,139	+			10	-2606,308	5232,7	50,89	0.000
190	-0,04348	0,01168		0,7783	+	0,1523	+		0,007197	13	-2609,032	5244,3	62,41	0.000
62	-0,01918	0,01175		0,8886	+	0,1491	+			12	-2610,859	5245,9	64,04	0.000
182	-0,02214	0,0115		0,7926		0,1499	+		0,006492	10	-2616,106	5252,3	70,49	0.000
54	-0,001937	0,01158		0,8928		0,1468	+			9	-2617,58	5253,3	71,41	0.000
252	0,3282	0,01003	-0,003891		+	0,1908	+	+	0,03632	16	-2621,093	5274,5	92,63	0.000
240	0,7287	0,01111	-0,004848	1,039	+		+	+	0,00675	16	-2622,166	5276,6	94,77	0.000
112	0,7368	0,01119	-0,004741	1,14	+		+	+		15	-2623,673	5277,6	95,75	0.000
232	0,7502	0,01103	-0,004839	1,054			+	+	0,006079	13	-2628,064	5282,3	100,48	0.000
104	0,754	0,01106	-0,004751	1,143			+	+		12	-2629,27	5282,7	100,86	0.000
244	0,3474	0,009796	-0,003823			0,1898	+	+	0,03596	13	-2629,513	5285,2	103,38	0.000
250	0,008035	0,01019			+	0,1969	+	+	0,0349	15	-2632,433	5295,1	113,27	0.000
242	0,02961	0,009939				0,1962	+	+	0,03461	12	-2640,597	5305,4	123,52	0.000



	(Int)	Ang	Cvr.trc	DBH	Exp	frc	Nch	sit.typ	Siz.trc	df	logLik	AICc	delta	weight
110	0,3662	0,01126		1,099	+		+	+		14	-2640,307	5308,8	126,99	0.000
238	0,3573	0,01121		1,028	+		+	+	0,004784	15	-2639,538	5309,3	127,48	0.000
48	0,6134	0,01112	-0,004733	1,131	+		+			12	-2644,323	5312,8	130,97	0.000
176	0,6065	0,01109	-0,004783	1,075	+		+		0,003804	13	-2643,823	5313,8	131,99	0.000
102	0,3834	0,01114		1,103			+	+		11	-2645,908	5314	132,11	0.000
230	0,377	0,01109		1,044			+	+	0,004032	12	-2645,364	5314,9	133,05	0.000
40	0,629	0,01102	-0,004731	1,136			+			9	-2649,694	5317,5	135,64	0.000
188	0,2573	0,009914	-0,003919		+	0,1907	+		0,03459	13	-2645,917	5318	136,18	0.000
168	0,6266	0,01098	-0,004784	1,089			+		0,003117	10	-2649,363	5318,8	137	0.000
180	0,2848	0,00967	-0,003901			0,1891	+		0,03435	10	-2654,284	5328,7	146,84	0.000
186	-0,05701	0,01008			+	0,1966	+		0,03351	12	-2657,316	5338,8	156,95	0.000
46	0,2566	0,01121		1,095	+		+			11	-2660,852	5343,8	162	0.000
174	0,2518	0,01118		1,062	+		+		0,00218	12	-2660,689	5345,5	163,7	0.000
38	0,2758	0,0111		1,101			+			8	-2666,31	5348,7	166,85	0.000
178	-0,02747	0,009826				0,1953	+		0,03331	9	-2665,552	5349,2	167,36	0.000
166	0,2727	0,01108		1,079			+		0,001483	9	-2666,236	5350,6	168,72	0.000
255	0,5482		-0,004309	0,5176	+	0,1358	+	+	0,01314	16	-2670,252	5372,8	190,95	0.000
247	0,5701		-0,004267	0,5268		0,1343	+	+	0,0127	13	-2674,388	5375	193,12	0.000
127	0,5738		-0,004086	0,7045	+	0,1301	+	+		15	-2676,098	5382,4	200,6	0.000
119	0,5888		-0,004058	0,7064		0,1295	+	+		12	-2679,835	5383,8	201,99	0.000
253	0,2022			0,5098	+	0,1424	+	+	0,01157	15	-2683,571	5397,4	215,55	0.000
245	0,2212			0,5158		0,142	+	+	0,01124	12	-2687,309	5398,8	216,94	0.000
125	0,2359			0,6724	+	0,1376	+	+		14	-2688,13	5404,5	222,64	0.000
117	0,2542			0,674		0,1372	+	+		11	-2691,531	5405,2	223,36	0.000
191	0,467		-0,00431	0,5437	+	0,1354	+		0,01066	13	-2690,601	5407,4	225,55	0.000
183	0,4878		-0,004276	0,5525		0,1343	+		0,01024	10	-2694,598	5409,3	227,47	0.000
63	0,4949		-0,004174	0,7009	+	0,1304	+			12	-2694,464	5413,1	231,25	0.000

	(Int)	Ang	Cvr.trc	DBH	Exp	frc	Nch	sit.typ	Siz.trc	df	logLik	AICc	delta	weight
55	0,5114		-0,004133	0,7049		0,1294	+			9	-2698,142	5414,4	232,54	0.000
251	0,5109		-0,004324		+	0,1678	+	+	0,03172	15	-2693,793	5417,8	236	0.000
243	0,5307		-0,004253			0,1678	+	+	0,03157	12	-2698,448	5421,1	239,22	0.000
189	0,129			0,5338	+	0,1418	+		0,009545	12	-2703,828	5431,8	249,98	0.000
181	0,1509			0,5437		0,141	+		0,009138	9	-2707,56	5433,2	251,37	0.000
61	0,1633			0,6742	+	0,1374	+			11	-2706,908	5436	254,11	0.000
53	0,1827			0,6783		0,1366	+			8	-2710,375	5436,8	254,98	0.000
249	0,1587				+	0,1746	+	+	0,02998	14	-2706,692	5441,6	259,76	0.000
124	0,3669	0,008676	-0,002576		+	0,2232	+	+		15	-2705,677	5441,6	259,76	0.000
241	0,1828					0,1742	+	+	0,0299	11	-2710,985	5444,1	262,27	0.000
236	0,8359	0,008395	-0,00496		+		+	+	0,04221	15	-2707,975	5446,2	264,36	0.000
239	0,8906		-0,00507	0,7475	+		+	+	0,00961	15	-2708,516	5447,3	265,44	0.000
231	0,9128		-0,00503	0,7584			+	+	0,009147	12	-2712,202	5448,6	266,73	0.000
116	0,3932	0,008458	-0,002547			0,2219	+	+		12	-2712,284	5448,7	266,89	0.000
122	0,1521	0,008826			+	0,2258	+	+		14	-2710,463	5449,1	267,3	0.000
111	0,8892		-0,00484	0,8834	+		+	+		14	-2711,495	5451,2	269,37	0.000
103	0,916		-0,004859	0,8873			+	+		11	-2714,863	5451,9	270,02	0.000
187	0,4349		-0,004266		+	0,1689	+		0,02979	12	-2715,31	5454,8	272,94	0.000
228	0,8799	0,008199	-0,005026				+	+	0,04212	12	-2715,513	5455,2	273,35	0.000
114	0,1794	0,008603				0,2252	+	+		11	-2716,958	5456,1	274,21	0.000
179	0,4593		-0,004231			0,1687	+		0,02974	9	-2720,013	5458,1	276,28	0.000
224	0,3315	0,01732	-0,005294	0,9944	+	0,1804		+	0,01092	14	-2721,893	5472	290,16	0.000
60	0,3907	0,008482	-0,002947		+	0,2202	+			12	-2725,862	5475,9	294,05	0.000
216	0,3469	0,01714	-0,00532	1,007		0,1768		+	0,01026	11	-2727,074	5476,3	294,44	0.000
96	0,3503	0,0174	-0,00515	1,16	+	0,1757		+		13	-2725,527	5477,2	295,4	0.000
234	0,4463	0,008491			+		+	+	0,04034	14	-2724,858	5477,9	296,09	0.000
185	0,09886				+	0,1745	+		0,02856	11	-2728,032	5478,2	296,36	0.000

	(Int)	Ang	Cvr.trc	DBH	Exp	frc	Nch	sit.typ	Siz.trc	df	logLik	AICc	delta	weight
237	0,4984			0,7362	+		+	+	0,007688	14	-2725,972	5480,2	298,32	0.000
88	0,3559	0,01723	-0,005129	1,162		0,1727		+		10	-2730,207	5480,5	298,69	0.000
175	0,783		-0,004973	0,7778	+		+		0,006624	12	-2728,204	5480,6	298,73	0.000
229	0,5238			0,7474			+	+	0,007204	11	-2729,42	5481	299,14	0.000
177	0,1242					0,1746	+		0,02856	8	-2732,525	5481,1	299,29	0.000
167	0,8072		-0,004954	0,7914			+		0,006122	9	-2731,65	5481,4	299,55	0.000
47	0,7917		-0,004869	0,8743	+		+			11	-2729,637	5481,4	299,57	0.000
39	0,8145		-0,004862	0,8804			+			8	-2732,878	5481,8	299,99	0.000
109	0,5148			0,8436	+		+	+		13	-2727,873	5481,9	300,09	0.000
101	0,5376			0,8482			+	+		10	-2731,08	5482,3	300,43	0.000
52	0,4239	0,008269	-0,002953			0,2189	+			9	-2733,105	5484,3	302,46	0.000
58	0,1522	0,008653			+	0,2235	+			11	-2732,133	5486,4	304,56	0.000
172	0,7483	0,008304	-0,004848		+		+		0,03965	12	-2731,28	5486,7	304,88	0.000
226	0,4858	0,008269					+	+	0,04018	11	-2732,529	5487,2	305,36	0.000
50	0,1828	0,008428				0,2226	+			8	-2739,375	5494,8	312,99	0.000
164	0,7926	0,008106	-0,00489				+		0,03959	9	-2738,726	5495,5	313,7	0.000
160	0,2866	0,01719	-0,005423	1,037	+	0,1763			0,008801	11	-2739,784	5501,7	319,86	0.000
32	0,3049	0,01726	-0,005296	1,175	+	0,1723				10	-2742,12	5504,4	322,51	0.000
152	0,2968	0,01702	-0,00543	1,051		0,1727			0,008088	8	-2744,696	5505,5	323,63	0.000
24	0,311	0,01711	-0,005307	1,178		0,1691				7	-2746,66	5507,4	325,54	0.000
222	-0,1081	0,01773		0,9818	+	0,1937		+	0,008898	13	-2741,25	5508,7	326,85	0.000
94	-0,08712	0,01782		1,117	+	0,1902		+		12	-2743,609	5511,4	329,54	0.000
45	0,4264			0,8404	+		+			10	-2745,927	5512	330,13	0.000
173	0,4131			0,7653	+		+		0,005164	11	-2745,054	5512,2	330,4	0.000
37	0,4504			0,8473			+			7	-2749,123	5512,3	330,46	0.000
214	-0,1015	0,01758		0,995		0,1909		+	0,008158	10	-2746,384	5512,9	331,04	0.000
165	0,4394			0,7792			+		0,00469	8	-2748,406	5512,9	331,05	0.000

	(Int)	Ang	Cvr.trc	DBH	Exp	frc	Nch	sit.typ	Siz.trc	df	logLik	AICc	delta	weight
86	-0,08092	0,01764		1,118		0,1873		+		9	-2748,338	5514,8	332,93	0.000
170	0,3791	0,0084			+		+		0,03828	11	-2747,29	5516,7	334,88	0.000
162	0,4218	0,008181					+		0,03825	8	-2755,018	5526,1	344,27	0.000
158	-0,15	0,01767		1,032	+	0,189			0,007028	10	-2760,143	5540,4	358,56	0.000
30	-0,1275	0,01774		1,142	+	0,1857				9	-2761,606	5541,3	359,47	0.000
123	0,5184		-0,002999		+	0,1983	+	+		14	-2757,176	5542,6	360,73	0.000
235	0,9398		-0,005154		+		+	+	0,03718	14	-2757,426	5543,1	361,23	0.000
150	-0,1408	0,01752		1,048		0,1858			0,006317	7	-2765,089	5544,2	362,4	0.000
22	-0,1218	0,01758		1,146		0,1828				6	-2766,264	5544,6	362,73	0.000
115	0,5466		-0,002997			0,1983	+	+		11	-2761,243	5544,6	362,78	0.000
227	0,9782		-0,005161				+	+	0,03716	11	-2762,383	5546,9	365,06	0.000
121	0,2719				+	0,2011	+	+		13	-2763,567	5553,3	371,48	0.000
113	0,2979					0,2015	+	+		10	-2767,42	5555	373,11	0.000
59	0,5332		-0,003369		+	0,196	+			11	-2774,49	5571,1	389,28	0.000
51	0,5618		-0,003358			0,1964	+			8	-2779,083	5574,2	392,4	0.000
233	0,5367				+		+	+	0,03518	13	-2774,641	5575,5	393,63	0.000
225	0,5739						+	+	0,03524	10	-2779,509	5579,1	397,29	0.000
171	0,8515		-0,004987		+		+		0,03461	11	-2778,722	5579,6	397,74	0.000
163	0,8929		-0,005003				+		0,0347	8	-2783,679	5583,4	401,59	0.000
57	0,2631				+	0,1995	+			10	-2782,355	5584,8	402,98	0.000
49	0,2902					0,2	+			7	-2786,851	5587,8	405,92	0.000
72	0,812	0,01704	-0,006672	1,484				+		9	-2789,379	5596,9	415,01	0.000
80	0,8057	0,01714	-0,006661	1,483	+			+		12	-2786,513	5597,2	415,35	0.000
208	0,8001	0,01714	-0,006773	1,403	+			+	0,005512	13	-2785,621	5597,4	415,59	0.000
200	0,813	0,017	-0,006784	1,412				+	0,004971	10	-2788,674	5597,5	415,62	0.000
220	0,2859	0,01592	-0,005464		+	0,2449		+	0,0452	13	-2789,169	5604,5	422,69	0.000
169	0,4744				+		+		0,03317	10	-2795,008	5610,1	428,29	0.000

	(Int)	Ang	Cvr.trc	DBH	Exp	frc	Nch	sit.typ	Siz.trc	df	logLik	AICc	delta	weight
212	0,3059	0,01567	-0,005488			0,2423		+	0,04482	10	-2795,555	5611,2	429,38	0.000
161	0,5141						+		0,03331	7	-2800,054	5614,2	432,33	0.000
8	0,7182	0,01688	-0,006664	1,477						6	-2803,65	5619,3	437,5	0.000
16	0,7099	0,01697	-0,006639	1,475	+					9	-2800,928	5619,9	438,11	0.000
136	0,7166	0,01685	-0,006714	1,439					0,002532	7	-2803,464	5621	439,15	0.000
144	0,7072	0,01695	-0,006699	1,429	+				0,003108	10	-2800,646	5621,4	439,57	0.000
218	-0,1737	0,01636			+	0,2567		+	0,04326	12	-2808,4	5641	459,12	0.000
156	0,2729	0,01572	-0,005653		+	0,2427			0,04456	10	-2810,804	5641,7	459,88	0.000
210	-0,1584	0,01614				0,2549		+	0,04297	9	-2814,791	5647,7	465,83	0.000
148	0,2936	0,0155	-0,005674			0,2402			0,04439	7	-2817,15	5648,4	466,52	0.000
78	0,2765	0,01759		1,445	+			+		11	-2815,665	5653,5	471,63	0.000
70	0,2857	0,0175		1,448				+		8	-2818,773	5653,6	471,78	0.000
206	0,2719	0,01759		1,409	+			+	0,00246	12	-2815,497	5655,2	473,32	0.000
198	0,283	0,01749		1,423				+	0,001738	9	-2818,689	5655,5	473,63	0.000
108	0,9658	0,006365	-0,003399		+		+	+		14	-2814,564	5657,3	475,5	0.000
100	1,02	0,006169	-0,003452				+	+		11	-2821,208	5664,6	482,71	0.000
106	0,6928	0,006478			+		+	+		13	-2822,167	5670,5	488,68	0.000
14	0,2048	0,01747		1,447	+					8	-2830,171	5676,4	494,58	0.000
6	0,2143	0,01738		1,452						5	-2833,196	5676,4	494,58	0.000
98	0,7407	0,006292					+	+		10	-2828,93	5678	496,13	0.000
142	0,2034	0,01747		1,443	+				0,0003778	9	-2830,166	5678,4	496,58	0.000
134	0,2148	0,01738		1,455					-0,0002489	6	-2833,194	5678,4	496,59	0.000
154	-0,1886	0,01626			+	0,2545			0,04338	9	-2831,54	5681,2	499,33	0.000
44	0,9826	0,00625	-0,003752		+		+			11	-2829,887	5681,9	500,07	0.000
146	-0,1699	0,01604				0,2526			0,04325	6	-2838,034	5688,1	506,27	0.000
36	1,039	0,006063	-0,003826				+			8	-2837,096	5690,3	508,43	0.000
42	0,6875	0,006388			+		+			10	-2839,156	5698,4	516,59	0.000

	(Int)	Ang	Cvr.trc	DBH	Exp	frc	Nch	sit.typ	Siz.trc	df	logLik	AICc	delta	weight
34	0,7388	0,006182					+			7	-2846,702	5707,5	525,62	0.000
107	1,033		-0,003664		+		+	+		13	-2841,438	5709,1	527,23	0.000
99	1,081		-0,003655				+	+		10	-2846,511	5713,1	531,29	0.000
105	0,7407				+		+	+		12	-2849,953	5724,1	542,23	0.000
97	0,7863						+	+		9	-2854,993	5728,1	546,24	0.000
43	1,04		-0,003971		+		+			10	-2855,645	5731,4	549,56	0.000
35	1,091		-0,004012				+			7	-2861,188	5736,4	554,59	0.000
41	0,7291				+		+			9	-2865,79	5749,7	567,83	0.000
33	0,7771						+			6	-2871,514	5755,1	573,23	0.000
92	0,3043	0,01477	-0,003854		+	0,2985		+		12	-2900,72	5825,6	643,76	0.000
84	0,3272	0,01459	-0,003892			0,2965		+		9	-2905,352	5828,8	646,96	0.000
90	-0,02755	0,01523			+	0,3055		+		11	-2909,775	5841,7	659,85	0.000
82	-0,005183	0,01497				0,3033		+		8	-2914,545	5845,2	663,32	0.000
215	0,654		-0,006504	0,6951		0,1768		+	0,01352	10	-2916,846	5853,8	671,97	0.000
204	0,9792	0,01451	-0,007468		+			+	0,05569	12	-2916,169	5856,5	674,66	0.000
223	0,6426		-0,006497	0,6919	+	0,1773		+	0,01374	13	-2915,191	5856,6	674,73	0.000
196	1,019	0,01434	-0,007531					+	0,05556	9	-2921,151	5860,4	678,55	0.000
87	0,6689		-0,006244	0,8919		0,1714		+		9	-2921,51	5861,1	679,27	0.000
95	0,6647		-0,006287	0,8918	+	0,1721		+		12	-2920,119	5864,4	682,56	0.000
28	0,4268	0,0148	-0,004497		+	0,2967				9	-2926,284	5870,7	688,82	0.000
151	0,6611		-0,006766	0,741		0,1715			0,01239	7	-2929,563	5873,2	691,34	0.000
20	0,4533	0,0146	-0,004545			0,2946				6	-2931,556	5875,2	693,32	0.000
159	0,6509		-0,006763	0,7331	+	0,173			0,01272	10	-2927,974	5876,1	694,22	0.000
23	0,6879		-0,006592	0,9306		0,1656				6	-2933,552	5879,1	697,31	0.000
31	0,6809		-0,006586	0,9278	+	0,1669				9	-2932,191	5882,5	700,64	0.000
140	0,9364	0,01429	-0,007415		+				0,05401	9	-2934,435	5887	705,12	0.000
132	0,9787	0,01413	-0,007514						0,054	6	-2939,279	5890,6	708,76	0.000

	(Int)	Ang	Cvr.trc	DBH	Exp	frc	Nch	sit.typ	Siz.trc	df	logLik	AICc	delta	weight
26	0,05441	0,01527			+	0,3048				8	-2938,47	5893	711,17	0.000
18	0,0767	0,01508				0,3031				5	-2943,997	5898	716,19	0.000
213	0,116			0,6913		0,1904		+	0,01087	9	-2941,218	5900,5	718,69	0.000
221	0,1081			0,684	+	0,1915		+	0,01127	12	-2939,594	5903,3	721,51	0.000
85	0,1462			0,847		0,1859		+		8	-2944,203	5904,5	722,64	0.000
93	0,1418			0,8477	+	0,1859		+		11	-2942,8	5907,7	725,9	0.000
211	0,6087		-0,006657			0,2227		+	0,03906	9	-2948,995	5916,1	734,24	0.000
202	0,3831	0,01495			+			+	0,05363	11	-2947,545	5917,2	735,39	0.000
219	0,5944		-0,00666		+	0,2233		+	0,03922	12	-2946,884	5917,9	736,09	0.000
194	0,4221	0,01478						+	0,05353	8	-2953,282	5922,6	740,8	0.000
149	0,1238			0,7457		0,184			0,01045	6	-2956,601	5925,2	743,41	0.000
157	0,1153			0,7367	+	0,1851			0,01081	9	-2954,916	5927,9	746,09	0.000
21	0,1587			0,9029		0,1791				5	-2959,367	5928,8	746,92	0.000
29	0,1534			0,8993	+	0,1801				8	-2957,884	5931,8	750	0.000
147	0,6335		-0,006996			0,2199			0,03972	6	-2965,021	5942,1	760,25	0.000
155	0,6168		-0,006977		+	0,2207			0,03973	9	-2962,809	5943,7	761,87	0.000
138	0,365	0,01481			+				0,05299	8	-2966,056	5948,2	766,35	0.000
130	0,4044	0,01464							0,05306	5	-2971,82	5953,7	771,83	0.000
199	1,116		-0,007699	1,046				+	0,008249	9	-2968,851	5955,8	773,95	0.000
71	1,117		-0,007526	1,165				+		8	-2970,506	5957,1	775,25	0.000
207	1,098		-0,007663	1,035	+			+	0,008733	12	-2967,802	5959,8	777,93	0.000
79	1,104		-0,007517	1,162	+			+		11	-2969,608	5961,4	779,51	0.000
209	0,05569					0,2359		+	0,03667	8	-2973,715	5963,5	781,66	0.000
217	0,04394				+	0,236		+	0,03677	11	-2971,569	5965,3	783,44	0.000
135	1,079		-0,007744	1,077					0,006588	6	-2978,466	5969	787,14	0.000
7	1,085		-0,007638	1,176						5	-2979,556	5969,1	787,3	0.000
143	1,064		-0,007726	1,069	+				0,006915	9	-2977,523	5973,1	791,3	0.000

	(Int)	Ang	Cvr.trc	DBH	Exp	frc	Nch	sit.typ	Siz.trc	df	logLik	AICc	delta	weight
15	1,072		-0,007615	1,172	+					8	-2978,724	5973,5	791,68	0.000
145	0,07272					0,2328			0,03843	5	-2992,939	5995,9	814,07	0.000
153	0,05882				+	0,2331			0,03841	8	-2990,514	5997,1	815,26	0.000
69	0,5303			1,113				+		7	-3001,823	6017,7	835,86	0.000
197	0,5214			1,043				+	0,004974	8	-3001,234	6018,5	836,7	0.000
77	0,5178			1,11	+			+		10	-3000,731	6021,6	839,74	0.000
205	0,5071			1,034	+			+	0,00538	11	-3000,036	6022,2	840,37	0.000
5	0,5112			1,147						4	-3012,578	6033,2	851,34	0.000
133	0,5019			1,085					0,004173	5	-3012,155	6034,3	852,5	0.000
13	0,5			1,142	+					7	-3011,458	6037	855,13	0.000
141	0,4888			1,075	+				0,004561	8	-3010,952	6038	856,14	0.000
83	0,6087		-0,005121			0,2699		+		8	-3025,544	6067,2	885,32	0.000
91	0,5942		-0,005116		+	0,2704		+		11	-3023,872	6069,9	888,04	0.000
81	0,1795					0,2772		+		7	-3039,837	6093,7	911,89	0.000
89	0,1678				+	0,2775		+		10	-3038,066	6096,2	914,41	0.000
195	1,231		-0,00819					+	0,04846	8	-3040,478	6097	915,19	0.000
203	1,195		-0,008131		+			+	0,04848	11	-3038,346	6098,8	916,99	0.000
19	0,7634		-0,005946			0,2684				5	-3050,433	6110,9	929,06	0.000
27	0,7452		-0,005915		+	0,2689				8	-3048,26	6112,6	930,75	0.000
131	1,225		-0,00832						0,04794	5	-3053,604	6117,2	935,4	0.000
139	1,19		-0,008254		+				0,04783	8	-3051,44	6119	937,12	0.000
17	0,2805					0,2779				4	-3069,588	6147,2	965,36	0.000
25	0,2659				+	0,278				7	-3067,188	6148,4	966,59	0.000
193	0,5879							+	0,04595	7	-3074,507	6163,1	981,23	0.000
201	0,5563				+			+	0,04591	10	-3071,95	6164	982,17	0.000
76	1,179	0,01241	-0,00566		+			+		11	-3072,831	6167,8	985,96	0.000
68	1,235	0,01228	-0,005734					+		8	-3077,18	6170,4	988,59	0.000



	(Int)	Ang	Cvr.trc	DBH	Exp	frc	Nch	sit.typ	Siz.trc	df	logLik	AICc	delta	weight
129	0,592								0,04705	4	-3089,868	6187,8	1005,92	0.000
137	0,5605				+				0,04688	7	-3087,066	6188,2	1006,35	0.000
74	0,7191	0,01281			+			+		10	-3089,158	6198,4	1016,59	0.000
66	0,7713	0,01265						+		7	-3094,166	6202,4	1020,55	0.000
12	1,315	0,01249	-0,006386		+					8	-3093,499	6203,1	1021,23	0.000
4	1,376	0,01234	-0,00653							5	-3098,418	6206,9	1025,03	0.000
10	0,8135	0,01302			+					7	-3114,637	6243,3	1061,49	0.000
2	0,8683	0,01286								4	-3120,51	6249	1067,2	0.000
67	1,386		-0,006386					+		7	-3153,714	6321,5	1139,65	0.000
75	1,34		-0,006313		+			+		10	-3151,357	6322,8	1140,99	0.000
3	1,556		-0,007402							4	-3175,308	6358,6	1176,8	0.000
65	0,8735							+		6	-3173,327	6358,7	1176,86	0.000
11	1,507		-0,007304		+					7	-3172,416	6358,9	1177,05	0.000
73	0,8336				+			+		9	-3170,597	6359,3	1177,45	0.000
9	0,9415				+					6	-3198,312	6408,7	1226,83	0.000
1	0,9848									3	-3201,888	6409,8	1227,95	0.000

## ZAŁĄCZNIK III

Tab. Ogólna charakterystyka powierzchni badawczych; LM – las miejski; P – park; ZL – zabudowa luźna; ZZ – zabudowa zwarta.

nr pow.	miasto	lokalizacja	data	forma użytkowania	liczba drzew	liczba taksonów drzew	zwarcie koron drzew	liczba drzew		liczba gatunków mszaków
								z epifitami	bez epifitów	
1.	Bytom	N50° 21.321' E18° 54.174'	07.06.2019	P	14	4	70	11	3	17
2.	Bytom	N50° 21.251' E18° 53.843'	07.06.2019	ZL	7	2	30	5	2	6
3.	Bytom	N50° 21.193' E18° 54.101'	07.06.2019	P	10	3	40	7	3	11
4.	Bytom	N50° 20.838' E18° 52.531'	07.06.2019	P	21	3	70	14	7	6
5.	Bytom	N50° 20.038' E18° 56.127'	12.06.2019	P	34	8	80	19	15	26
6.	Bytom	N50° 19.413' E18° 54.240'	12.06.2019	LM	32	11	90	10	22	10
7.	Bytom	N50° 19.965' E18° 52.797'	12.06.2019	P	17	7	70	7	10	7
8.	Zabrze	N50° 20.292' E18° 49.813'	21.06.2019	LM	47	6	90	23	24	16
9.	Ruda Śląska	N50° 17.133' E18° 52.704'	29.06.2019	P	20	9	70	8	12	24
10.	Ruda Śląska	N50° 19.146' E18° 52.814'	29.06.2019	P	20	9	50	8	12	25
11.	Bytom	N50° 21.208' E18° 54.805'	09.07.2019	ZZ	4	4	20	3	1	9
12.	Bytom	N50° 20.912' E18° 55.350'	09.07.2019	ZZ	3	3	30	3	0	10
13.	Bytom	N50° 20.647' E18° 55.728'	09.07.2019	ZZ	8	2	60	5	3	11
14.	Bytom	N50° 20.631' E18° 55.243'	09.07.2019	ZZ	9	1	60	2	7	7
15.	Bytom	N50° 20.815' E18° 54.923'	09.07.2019	ZZ	4	3	30	3	1	13
16.	Zabrze	N50° 18.844' E18° 46.645'	09.07.2019	ZL	10	2	60	4	6	17
17.	Zabrze	N50° 19.750' E18° 46.548'	10.07.2019	ZL	10	4	50	6	4	13
18.	Zabrze	N50° 18.487' E18° 46.512'	10.07.2019	P	9	6	60	6	3	14
19.	Zabrze	N50° 18.823' E18° 47.164'	10.07.2019	P	17	7	70	7	10	17
20.	Zabrze	N50° 18.101' E18° 47.405'	10.07.2019	ZZ	7	1	30	3	4	4
21.	Zabrze	N50° 17.869' E18° 47.279'	10.07.2019	ZZ	5	2	30	3	2	11
22.	Zabrze	N50° 17.941' E18° 50.229'	11.07.2019	ZL	12	7	60	9	3	14
23.	Ruda Śląska	N50° 17.079' E18° 52.533'	11.07.2019	ZZ	6	3	30	2	4	6
24.	Ruda Śląska	N50° 16.509' E18° 50.196'	11.07.2019	P	15	4	60	13	2	16
25.	Ruda Śląska	N50° 16.051' E18° 53.326'	11.07.2019	ZL	9	4	50	5	4	3
26.	Ruda Śląska	N50° 14.566' E18° 49.690'	11.07.2019	ZL	11	5	40	10	1	19

nr pow.	miasto	lokalizacja	data	forma użytkowania	liczba drzew	liczba taksonów drzew	zwarcie koron drzew	liczba drzew		liczba gatunków mszaków
								z epifitami	bez epifitów	
27.	Świętochłowice	N50° 17.332' E18° 55.283'	12.07.2019	ZZ	4	1	30	4	0	13
28.	Świętochłowice	N50° 17.453' E18° 55.096'	12.07.2019	ZZ	4	3	20	2	2	4
29.	Świętochłowice	N50° 18.007' E18° 54.854'	12.07.2019	ZL	5	3	30	4	1	6
30.	Świętochłowice	N50° 18.592' E18° 54.843'	12.07.2019	ZL	8	5	30	2	6	7
31.	Świętochłowice	N50° 18.405' E18° 54.158'	12.07.2019	ZZ	9	5	50	5	4	6
32.	Świętochłowice	N50° 18.174' E18° 55.004'	12.07.2019	P	18	7	70	7	11	21
33.	Świętochłowice	N50° 17.902' E18° 55.195'	16.07.2019	P	21	7	50	6	15	17
34.	Chorzów	N50° 18.501' E18° 56.867'	16.07.2019	ZZ	8	3	40	1	7	11
35.	Chorzów	N50° 17.831' E18° 57.478'	16.07.2019	ZZ	4	2	30	3	1	9
36.	Chorzów	N50° 17.802' E18° 57.273'	16.07.2019	P	20	6	80	8	12	19
37.	Chorzów	N50° 17.870' E18° 57.106'	16.07.2019	ZZ	5	2	30	2	3	4
38.	Chorzów	N50° 17.603' E18° 57.020'	16.07.2019	ZZ	8	6	50	3	5	9
39.	Chorzów	N50° 16.114' E18° 56.050'	17.07.2019	ZL	9	1	70	9	0	27
40.	Chorzów	N50° 16.535' E18° 55.942'	17.07.2019	ZZ	4	2	20	3	1	12
41.	Chorzów	N50° 18.778' E18° 56.771'	17.07.2019	ZZ	6	2	30	5	1	11
42.	Chorzów	N50° 17.879' E18° 56.091'	17.07.2019	ZL	9	1	50	7	2	11
43.	Chorzów	N50° 17.272' E18° 57.271'	18.07.2019	P	11	5	60	6	5	19
44.	Chorzów	N50° 17.780' E18° 57.463'	18.07.2019	ZZ	3	1	20	1	2	5
45.	Chorzów	N50° 18.445' E18° 58.454'	18.07.2019	ZZ	7	3	40	3	4	8
46.	Siemianowice Śląskie	N50° 17.899' E19° 00.277'	18.07.2019	ZL	8	2	30	7	1	7
47.	Siemianowice Śląskie	N50° 18.456' E19° 01.741'	18.07.2019	P	21	4	80	5	16	20
48.	Siemianowice Śląskie	N50° 17.628' E19° 01.118'	19.07.2019	ZL	5	3	30	5	0	18
49.	Siemianowice Śląskie	N50° 17.894' E19° 01.557'	19.07.2019	ZZ	5	1	30	1	4	9
50.	Siemianowice Śląskie	N50° 18.309' E19° 01.942'	19.07.2019	ZZ	10	5	50	7	3	7
51.	Siemianowice Śląskie	N50° 18.198' E19° 02.116'	19.07.2019	ZZ	5	2	30	5	0	7
52.	Siemianowice Śląskie	N50° 18.053' E19° 02.406'	19.07.2019	ZZ	5	2	40	2	3	6
53.	Siemianowice Śląskie	N50° 19.227' E19° 00.556'	19.07.2019	ZL	6	3	50	4	2	8
54.	Czeladź	N50° 18.043' E19° 06.259'	23.07.2019	ZL	11	8	50	2	9	10
55.	Czeladź	N50° 18.589' E19° 04.071'	23.07.2019	P	19	6	70	6	13	21
56.	Czeladź	N50° 18.256' E19° 04.406'	23.07.2019	P	10	4	40	8	2	24

nr pow.	miasto	lokalizacja	data	forma użytkowania	liczba drzew	liczba taksonów drzew	zwarcie koron drzew	liczba drzew		liczba gatunków mszaków
								z epifitami	bez epifitów	
57.	Czeladź	N50° 19.006' E19° 03.443'	23.07.2019	ZL	11	4	40	8	3	5
58.	Czeladź	N50° 19.488' E19° 04.708'	23.07.2019	ZL	8	5	40	3	5	13
59.	Czeladź	N50° 19.111' E19° 04.466'	23.07.2019	ZZ	3	1	20	2	1	5
60.	Będzin	N50° 19.226' E19° 06.985'	24.07.2019	ZL	20	5	80	6	14	14
61.	Będzin	N50° 19.907' E19° 07.101'	24.07.2019	ZL	8	5	40	4	4	13
62.	Będzin	N50° 21.240' E19° 04.915'	24.07.2019	ZL	3	2	30	2	1	10
63.	Będzin	N50° 19.713' E19° 07.336'	24.07.2019	P	15	6	70	5	10	14
64.	Będzin	N50° 19.351' E19° 07.839'	24.07.2019	ZZ	4	3	20	1	3	6
65.	Będzin	N50° 19.249' E19° 07.948'	24.07.2019	ZZ	9	4	70	2	7	3
66.	Będzin	N50° 19.314' E19° 09.122'	24.07.2019	P	12	5	60	8	4	16
67.	Będzin	N50° 19.605' E19° 09.067'	06.08.2019	ZL	11	6	40	2	9	7
68.	Dąbrowa Górnicza	N50° 19.095' E19° 10.554'	06.08.2019	ZL	5	4	30	1	4	4
69.	Dąbrowa Górnicza	N50° 19.593' E19° 11.096'	06.08.2019	P	8	4	60	1	7	13
70.	Dąbrowa Górnicza	N50° 19.775' E19° 13.997'	06.08.2019	ZL	15	6	50	7	8	13
71.	Dąbrowa Górnicza	N50° 19.365' E19° 11.394'	08.08.2019	P	7	5	60	6	1	19
72.	Dąbrowa Górnicza	N50° 19.115' E19° 11.843'	08.08.2019	P	17	4	80	9	8	25
73.	Dąbrowa Górnicza	N50° 19.254' E19° 12.368'	08.08.2019	ZL	11	3	50	9	2	14
74.	Dąbrowa Górnicza	N50° 20.387' E19° 13.618'	08.08.2019	ZL	10	4	70	6	4	14
75.	Sosnowiec	N50° 17.369' E19° 07.324'	09.08.2019	ZL	4	1	30	4	0	16
76.	Sosnowiec	N50° 16.999' E19° 08.563'	09.08.2019	P	12	4	80	10	2	20
77.	Sosnowiec	N50° 17.063' E19° 08.584'	09.08.2019	P	8	4	80	7	1	28
78.	Ruda Śląska	N50° 16.184' E18° 48.269'	12.08.2019	LM	33	11	90	15	18	19
79.	Zabrze	N50° 16.271' E18° 46.008'	12.08.2019	LM	42	6	90	25	17	15
80.	Ruda Śląska	N50° 15.144' E18° 54.696'	12.08.2019	ZL	5	1	40	4	1	10
81.	Sosnowiec	N50° 16.467' E19° 11.699'	13.08.2019	P	8	5	60	7	1	20
82.	Sosnowiec	N50° 17.516' E19° 14.478'	13.08.2019	ZL	10	5	40	9	1	17
83.	Sosnowiec	N50° 18.067' E19° 14.661'	13.08.2019	P	19	7	80	8	11	29
84.	Sosnowiec	N50° 17.586' E19° 09.294'	20.08.2019	ZL	9	1	60	9	0	17
85.	Sosnowiec	N50° 17.334' E19° 11.273'	20.08.2019	ZL	10	6	50	3	7	11
86.	Sosnowiec	N50° 17.355' E19° 09.863'	20.08.2019	P	7	3	40	7	0	18

nr pow.	miasto	lokalizacja	data	forma użytkowania	liczba drzew	liczba taksonów drzew	zwarcie koron drzew	liczba drzew		liczba gatunków mszaków
								z epifitami	bez epifitów	
87.	Sosnowiec	N50° 17.990' E19° 08.636'	20.08.2019	P	9	5	70	5	4	27
88.	Sosnowiec	N50° 17.156' E19° 08.135'	20.08.2019	P	8	8	80	4	4	18
89.	Sosnowiec	N50° 16.541' E19° 07.965'	21.08.2019	ZZ	2	1	20	1	1	10
90.	Sosnowiec	N50° 16.434' E19° 07.888'	21.08.2019	ZZ	13	4	50	8	5	15
91.	Sosnowiec	N50° 16.731' E19° 07.779'	21.08.2019	ZZ	3	1	20	1	2	6
92.	Sosnowiec	N50° 16.476' E19° 07.496'	21.08.2019	ZZ	7	5	50	6	1	7
93.	Sosnowiec	N50° 16.427' E19° 07.457'	21.08.2019	ZZ	4	2	40	4	0	17
94.	Sosnowiec	N50° 16.660' E19° 07.879'	21.08.2019	ZZ	4	2	30	3	1	7
95.	Sosnowiec	N50° 17.319' E19° 04.754'	22.08.2019	ZL	17	11	50	5	12	7
96.	Sosnowiec	N50° 16.409' E19° 07.702'	22.08.2019	ZZ	5	3	40	2	3	12
97.	Sosnowiec	N50° 15.664' E19° 10.793'	22.08.2019	ZL	12	3	50	8	4	17
98.	Sosnowiec	N50° 14.836' E19° 10.290'	22.08.2019	ZL	10	6	60	7	3	26
99.	Mysłowice	N50° 14.579' E19° 08.306'	22.08.2019	ZZ	6	4	40	3	3	7
100.	Katowice	N50° 15.776' E19° 01.535'	30.08.2019	P	13	8	80	4	9	19
101.	Katowice	N50° 16.062' E19° 00.921'	30.08.2019	P	12	3	50	11	1	28
102.	Mysłowice	N50° 14.986' E19° 07.906'	04.09.2019	ZZ	6	3	30	5	1	10
103.	Mysłowice	N50° 15.002' E19° 07.939'	04.09.2019	ZZ	6	1	30	3	3	4
104.	Mysłowice	N50° 15.031' E19° 07.895'	04.09.2019	ZZ	4	2	30	2	2	12
105.	Mysłowice	N50° 15.019' E19° 07.955'	04.09.2019	ZZ	5	3	40	5	0	21
106.	Mysłowice	N50° 14.875' E19° 08.126'	04.09.2019	P	8	2	70	6	2	20
107.	Mysłowice	N50° 14.718' E19° 08.279'	04.09.2019	ZZ	8	3	50	6	2	9
108.	Sosnowiec	N50° 14.682' E19° 09.171'	04.09.2019	P	9	4	70	5	4	25
109.	Mysłowice	N50° 14.446' E19° 08.199'	04.09.2019	ZZ	4	3	20	3	1	6
110.	Katowice	N50° 15.347' E19° 01.450'	17.10.2019	ZZ	15	5	60	5	10	15
111.	Katowice	N50° 15.153' E19° 01.282'	17.10.2019	ZZ	7	3	40	4	3	17
112.	Katowice	N50° 15.042' E19° 00.577'	17.10.2019	ZZ	4	3	30	4	0	15
113.	Katowice	N50° 15.277' E19° 00.986'	18.10.2019	ZZ	4	2	20	4	0	15
114.	Katowice	N50° 15.207' E19° 01.086'	18.10.2019	ZZ	5	2	40	2	3	7
115.	Katowice	N50° 15.804' E19° 02.257'	18.10.2019	P	10	5	70	5	5	17
116.	Chorzów	N50° 17.574' E18° 58.924'	23.10.2019	P	11	4	70	8	3	30

nr pow.	miasto	lokalizacja	data	forma użytkowania	liczba drzew	liczba taksonów drzew	zwarcie koron drzew	liczba drzew		liczba gatunków mszaków
								z epifitami	bez epifitów	
117.	Chorzów	N50° 16.650' E18° 59.698'	28.10.2019	P	13	4	70	13	0	29
118.	Ruda Śląska	N50° 15.347' E18° 52.671'	30.06.2020	LM	29	6	90	14	15	24
119.	Ruda Śląska	N50° 16.055' E18° 51.105'	30.06.2020	LM	32	10	90	9	23	13
120.	Zabrze	N50° 17.256' E18° 48.495'	30.06.2020	LM	54	7	90	26	28	21
121.	Katowice	N50° 15.662' E18° 57.700'	01.07.2020	LM	41	9	80	20	21	24
122.	Ruda Śląska	N50° 15.072' E18° 55.953'	01.07.2020	LM	39	2	90	9	30	6
123.	Świętochłowice	N50° 16.518' E18° 55.238'	01.07.2020	LM	35	8	80	16	19	15
124.	Katowice	N50° 17.333' E19° 00.869'	10.07.2020	LM	15	2	60	14	1	25
125.	Siemianowice Śląskie	N50° 17.808' E19° 00.813'	10.07.2020	LM	42	5	80	32	10	40
126.	Siemianowice Śląskie	N50° 17.239' E19° 02.197'	13.07.2020	LM	47	6	70	25	22	23
127.	Katowice	N50° 16.307' E19° 03.777'	13.07.2020	LM	52	5	80	19	33	21
128.	Sosnowiec	N50° 17.121' E19° 05.355'	13.07.2020	LM	42	6	90	17	25	17
129.	Dąbrowa Górnicza	N50° 19.505' E19° 17.679'	14.07.2020	LM	56	7	80	46	10	28
130.	Świętochłowice	N50° 18.021' E18° 54.514'	15.07.2020	LM	33	9	70	9	24	8
131.	Świętochłowice	N50° 18.926' E18° 55.358'	15.07.2020	LM	34	6	80	13	21	13
132.	Świętochłowice	N50° 18.749' E18° 54.923'	15.07.2020	P	9	4	60	3	6	12
133.	Świętochłowice	N50° 18.970' E18° 54.122'	15.07.2020	LM	47	7	90	21	26	16
134.	Chorzów	N50° 19.029' E18° 59.111'	21.07.2020	LM	42	6	80	32	10	36
135.	Chorzów	N50° 19.409' E18° 57.675'	21.07.2020	LM	49	9	90	25	24	24
136.	Ruda Śląska	N50° 18.358' E18° 51.337'	22.07.2020	P	33	9	70	11	22	22
137.	Zabrze	N50° 18.564' E18° 48.079'	22.07.2020	LM	36	6	80	27	9	29
138.	Zabrze	N50° 18.444' E18° 49.705'	22.07.2020	LM	38	8	90	34	4	22
139.	Ruda Śląska	N50° 14.068' E18° 51.278'	23.07.2020	LM	62	5	70	31	31	31
140.	Świętochłowice	N50° 16.955' E18° 54.389'	23.07.2020	P	15	5	70	11	4	26
141.	Siemianowice Śląskie	N50° 19.333' E19° 02.248'	25.07.2020	LM	23	6	80	16	7	29
142.	Siemianowice Śląskie	N50° 18.919' E19° 00.373'	25.07.2020	P	11	5	80	7	4	35
143.	Siemianowice Śląskie	N50° 18.344' E19° 00.006'	25.07.2020	P	19	4	60	12	7	27
144.	Sosnowiec	N50° 18.614' E19° 10.209'	27.07.2020	LM	47	7	90	37	10	44
145.	Dąbrowa Górnicza	N50° 20.398' E19° 10.837'	27.07.2020	LM	51	7	90	21	30	23
146.	Czeladź	N50° 18.169' E19° 03.012'	28.07.2020	LM	38	6	90	21	17	25

nr pow.	miasto	lokalizacja	data	forma użytkowania	liczba drzew	liczba taksonów drzew	zwarcie koron drzew	liczba drzew		liczba gatunków mszaków
								z epifitami	bez epifitów	
147.	Czeladź	N50° 17.960' E19° 05.731'	28.07.2020	LM	69	10	90	24	45	25
148.	Czeladź	N50° 18.496' E19° 05.852'	28.07.2020	P	10	3	40	10	0	31
149.	Katowice	N50° 14.670' E19° 02.914'	31.07.2020	LM	35	7	80	18	17	15
150.	Katowice	N50° 15.057' E18° 58.734'	31.07.2020	LM	32	7	80	16	16	23
151.	Katowice	N50° 14.159' E18° 58.016'	31.07.2020	LM	53	6	80	33	20	27
152.	Będzin	N50° 20.253' E19° 08.180'	01.08.2020	LM	39	5	70	30	9	29
153.	Katowice	N50° 16.290' E19° 05.989'	02.08.2020	LM	57	6	80	11	46	13
154.	Katowice	N50° 14.991' E19° 05.610'	02.08.2020	LM	38	3	80	14	24	19
155.	Katowice	N50° 13.968' E19° 05.337'	02.08.2020	P	12	6	50	9	3	25
156.	Katowice	N50° 13.003' E18° 57.644'	05.08.2020	ZL	18	9	60	8	10	30
157.	Katowice	N50° 13.456' E19° 03.605'	05.08.2020	ZL	12	5	30	10	2	20
158.	Mysłowice	N50° 13.641' E19° 09.519'	05.08.2020	LM	54	4	90	31	23	24
159.	Sosnowiec	N50° 16.100' E19° 12.968'	06.08.2020	LM	58	7	80	20	38	24
160.	Sosnowiec	N50° 16.254' E19° 13.718'	06.08.2020	ZL	13	5	50	10	3	12
161.	Sosnowiec	N50° 15.522' E19° 09.664'	06.08.2020	LM	38	5	70	8	30	25
162.	Sosnowiec	N50° 17.591' E19° 12.550'	07.08.2020	LM	39	4	80	23	16	26
163.	Dąbrowa Górnicza	N50° 19.588' E19° 15.760'	07.08.2020	LM	45	6	90	36	9	24
164.	Dąbrowa Górnicza	N50° 20.557' E19° 12.360'	10.08.2020	LM	26	7	80	21	5	31
165.	Mysłowice	N50° 13.638' E19° 08.502'	10.08.2020	P	10	2	50	6	4	30
166.	Katowice	N50° 14.721' E19° 00.309'	11.08.2020	P	19	8	60	8	11	24
167.	Katowice	N50° 14.083' E19° 00.573'	11.08.2020	ZL	13	4	50	9	4	16
168.	Katowice	N50° 15.342' E19° 00.864'	11.08.2020	P	15	6	40	11	4	28
169.	Ruda Śląska	N50° 17.551' E18° 50.352'	14.08.2020	LM	42	6	70	36	6	32
170.	Ruda Śląska	N50° 18.919' E18° 51.935'	14.08.2020	LM	34	8	80	15	19	29
171.	Bytom	N50° 21.260' E18° 53.066'	16.08.2020	LM	53	6	90	32	21	18
172.	Bytom	N50° 20.983' E18° 51.815'	16.08.2020	LM	46	6	90	15	31	2
173.	Bytom	N50° 20.137' E18° 51.478'	16.08.2020	LM	26	5	70	21	5	24
174.	Będzin	N50° 20.787' E19° 05.716'	20.08.2020	P	15	7	70	8	7	33
175.	Będzin	N50° 20.492' E19° 04.423'	20.08.2020	LM	44	7	80	25	19	26
176.	Dąbrowa Górnicza	N50° 18.719' E19° 17.879'	21.08.2020	LM	59	9	90	10	49	17

nr pow.	miasto	lokalizacja	data	forma użytkowania	liczba drzew	liczba taksonów drzew	zwarcie koron drzew	liczba drzew		liczba gatunków mszaków
								z epifitami	bez epifitów	
177.	Sosnowiec	N50° 16.911' E19° 14.500'	21.08.2020	LM	71	7	90	18	53	22
178.	Sosnowiec	N50° 17.994' E19° 10.478'	22.08.2020	LM	43	6	80	15	28	22
179.	Sosnowiec	N50° 18.112' E19° 11.782'	22.08.2020	ZL	9	2	40	8	1	15
180.	Sosnowiec	N50° 15.885' E19° 08.215'	22.08.2020	ZL	32	6	70	12	20	15
181.	Sosnowiec	N50° 16.715' E19° 06.320'	24.08.2020	P	10	5	60	8	2	30
182.	Katowice	N50° 15.831' E19° 05.333'	24.08.2020	P	10	6	40	7	3	20
183.	Mysłowice	N50° 14.627' E19° 07.541'	24.08.2020	ZL	9	4	40	6	3	21
184.	Katowice	N50° 15.857' E18° 59.737'	26.08.2020	ZL	12	7	50	7	5	19
185.	Katowice	N50° 16.533' E18° 58.660'	26.08.2020	ZL	15	7	60	10	5	27
186.	Katowice	N50° 16.850' E19° 00.745'	26.08.2020	ZL	10	6	40	5	5	21
187.	Bytom	N50° 19.678' E18° 55.872'	04.09.2020	ZL	7	5	40	3	4	19
188.	Bytom	N50° 20.359' E18° 53.285'	04.09.2020	ZL	13	4	70	12	1	19
189.	Bytom	N50° 21.339' E18° 52.322'	04.09.2020	ZL	6	4	40	5	1	18
190.	Ruda Śląska	N50° 19.132' E18° 50.811'	09.09.2020	ZL	6	4	40	5	1	19
191.	Ruda Śląska	N50° 16.463' E18° 51.604'	09.09.2020	ZL	5	1	40	4	1	21
192.	Ruda Śląska	N50° 15.996' E18° 50.461'	09.09.2020	ZL	11	6	60	8	3	16
193.	Świętochłowice	N50° 17.278' E18° 55.705'	09.09.2020	ZZ	5	2	30	3	2	9
194.	Katowice	N50° 15.814' E19° 00.670'	09.09.2020	ZZ	4	3	30	3	1	14
195.	Katowice	N50° 15.595' E19° 03.490'	06.10.2020	ZL	8	2	40	8	0	19
196.	Katowice	N50° 15.960' E19° 06.198'	06.10.2020	ZL	6	4	30	4	2	21
197.	Katowice	N50° 13.625' E18° 57.920'	06.10.2020	P	13	7	80	8	5	28
198.	Katowice	N50° 15.680' E19° 01.161'	22.10.2020	ZZ	8	6	50	6	2	12
199.	Katowice	N50° 15.281' E19° 01.896'	22.10.2020	ZZ	4	3	30	3	1	16
200.	Katowice	N50° 15.014' E19° 00.933'	22.10.2020	ZZ	5	3	30	3	2	10



ZAŁĄCZNIK IV

Tab. Ogólna charakterystyka drzew na powierzchniach badawczych; LM – las miejski; P – park; ZL – zabudowa luźna; ZZ – zabudowa zwarta.

lp.	nazwa taksonu	rodzina	status we florze Polski	całkowita liczba notowań/udział procentowy					udział procentowy drzew zasiedlonych	stwierdzona liczba gatunków epifitów
				ogółem	LM	P	ZL	ZZ		
1	<i>Abies concolor</i> (Gordon & Glend.) Lindl. ex Hildebr	Pinaceae	uprawiany	1/0,03%	0/0%	0/0%	0/0%	1/0,35%	0%	0
2	<i>Acer campestre</i> L.	Aceraceae	rodzimy	3/0,08%	1/0,05%	2/0,28%	0/0%	0/0%	33,33%	8
3	<i>Acer negundo</i> L.	Aceraceae	zadomowiony	136/3,74%	79/3,70%	17/2,41%	31/6,15%	9/3,14%	86,76%	43
4	<i>Acer platanoides</i> L.	Aceraceae	rodzimy	210/5,78%	97/4,54%	68/9,66%	17/3,37%	28/9,76%	51,90%	49
5	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	Aceraceae	rodzimy	221/6,08%	99/4,63%	77/10,94%	16/3,17%	29/10,10%	28,05%	35
6	<i>Acer rubrum</i> L.	Aceraceae	zadomowiony	1/0,03%	0/0%	1/0,14%	0/0%	0/0%	100%	4
7	<i>Acer saccharinum</i> L.	Aceraceae	zadomowiony	21/0,58%	3/0,14%	5/0,71%	4/0,79%	9/3,14%	38,10%	14
8	<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	Hippocastanaceae	zadomowiony	82/2,26%	2/0,09%	46/6,53%	15/2,98%	19/6,62%	29,27%	23
9	<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	Simaroubaceae	zadomowiony	1/0,03%	0/0%	0/0%	1/0,2%	0/0%	100%	8
10	<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	Betulaceae	rodzimy	120/3,3%	111/5,19%	9/1,28%	0/0%	0/0%	50%	32
11	<i>Betula papyrifera</i> Marshall	Betulaceae	uprawiany	1/0,03%	0/0%	1/0,14%	0/0%	0/0%	100%	5
12	<i>Betula pendula</i> Roth	Betulaceae	rodzimy	455/12,53%	395/18,48%	24/3,41%	27/5,36%	9/3,14%	54,95%	47
13	<i>Betula pubescens</i> Ehrh.	Betulaceae	rodzimy	5/0,14%	4/0,19%	0/0,00%	1/0,2%	0/0%	0%	0
14	<i>Carpinus betulus</i> L.	Corylaceae	rodzimy	32/0,88%	11/0,51%	21/2,98%	0/0%	0/0%	6,25%	7
15	<i>Catalpa bignonioides</i> Walter	Bignoniaceae	uprawiany	2/0,06%	0/0%	1/0,14%	1/0,2%	0/0%	50%	5
16	<i>Cerasus avium</i> (L.) Moench	Rosaceae	rodzimy	9/0,25%	2/0,09%	2/0,28%	4/0,79%	1/0,35%	66,67%	21
17	<i>Cerasus vulgaris</i> Mill.	Rosaceae	zadomowiony	2/0,06%	0/0%	0/0%	2/0,4%	0/0%	0%	0
18	<i>Cornus sanguinea</i> L.	Cornaceae	rodzimy	1/0,03%	1/0,05%	0/0%	0/0%	0/0%	0%	0
19	<i>Corylus colurna</i> L.	Corylaceae	zadomowiony	6/0,17%	0/0%	0/0%	2/0,4%	4/1,39%	16,67%	7
20	<i>Crataegus intricata</i> Lange	Rosaceae	uprawiany	8/0,22%	0/0%	8/1,14%	0/0%	0/0%	75%	15
21	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	Rosaceae	rodzimy	37/1,02%	22/1,03%	10/1,42%	3/0,6%	2/0,7%	64,86%	22
22	<i>Fagus sylvatica</i> L.	Fagaceae	rodzimy	28/0,77%	26/1,22%	1/0,14%	0/0%	1/0,35%	3,57%	2
23	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	Oleaceae	rodzimy	180/4,96%	45/2,11%	60/8,52%	45/8,93%	30/10,45%	61,67%	51
24	<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marshall	Oleaceae	zadomowiony	209/5,75%	98/4,59%	41/5,82%	24/4,76%	46/16,03%	71,77%	55
25	<i>Ginkgo biloba</i> L.	Ginkgoaceae	uprawiany	2/0,06%	0/0%	0/0%	0/0%	2/0,7%	0%	0
26	<i>Juglans nigra</i> L.	Juglandaceae	zadomowiony	1/0,03%	0/0%	1/0,14%	0/0%	0/0%	100%	9

lp.	nazwa taksonu	rodzina	status we florze Polski	całkowita liczba notowań/udział procentowy					udział procentowy drzew zasiedlonych	stwierdzona liczba gatunków epifitów
				ogółem	LM	P	ZL	ZZ		
27	<i>Juglans regia</i> L.	Juglandaceae	zadomowiony	10/0,28%	2/0,09%	0/0%	6/1,19%	2/0,7%	50%	16
28	<i>Laburnum anagyroides</i> Medik.	Fabaceae	zadomowiony	3/0,08%	0/0%	3/0,43%	0/0%	0/0%	66,67%	2
29	<i>Larix decidua</i> Mill.	Pinaceae	rodzimy	59/1,62%	50/2,34%	2/0,28%	7/1,39%	0/0%	0%	0
30	<i>Malus baccata</i> (L.) Borkh.	Rosaceae	uprawiany	12/0,33%	0/0%	7/0,99%	1/0,2%	4/1,39%	83,33%	22
31	<i>Malus domestica</i> Borkh.	Rosaceae	zadomowiony	5/0,14%	1/0,05%	1/0,14%	3/0,6%	0/0%	80%	8
32	<i>Morus alba</i> L.	Moraceae	zadomowiony	9/0,25%	0/0%	9/1,28%	0/0%	0/0%	44,44%	19
33	<i>Padus avium</i> Mill.	Rosaceae	rodzimy	12/0,33%	12/0,56%	0/0%	0/0%	0/0%	16,67%	6
34	<i>Padus serotina</i> (Ehrh.) Borkh.	Rosaceae	zadomowiony	48/1,32%	45/2,11%	2/0,28%	1/0,2%	0/0%	16,67%	18
35	<i>Picea abies</i> (L.) H.Karst.	Pinaceae	rodzimy	5/0,14%	0/0%	0/0%	5/0,99%	0/0%	0%	0
36	<i>Picea omorika</i> (Pančić) Purk.	Pinaceae	uprawiany	3/0,08%	0/0%	0/0%	3/0,6%	0/0%	0%	0
37	<i>Picea pungens</i> Engelm.	Pinaceae	uprawiany	13/0,36%	0/0%	6/0,85%	5/0,99%	2/0,7%	0%	0
38	<i>Pinus nigra</i> J.F.Arnold	Pinaceae	zadomowiony	5/0,14%	0/0%	1/0,14%	4/0,79%	0/0%	20%	1
39	<i>Pinus rigida</i> Mill.	Pinaceae	uprawiany	3/0,08%	3/0,14%	0/0%	0/0%	0/0%	0%	0
40	<i>Pinus strobus</i> L.	Pinaceae	zadomowiony	7/0,19%	0/0%	7/0,99%	0/0%	0/0%	0%	0
41	<i>Pinus sylvestris</i> L.	Pinaceae	rodzimy	20/0,55%	12/0,56%	1/0,14%	5/0,99%	2/0,7%	5%	2
42	<i>Platanus xhispanica</i> Mill. ex Münchh.	Platanaceae	uprawiany	6/0,17%	0/0%	4/0,57%	1/0,2%	1/0,35%	16,67%	1
43	<i>Populus xberolinensis</i> (K.Koch) Dippel	Salicaceae	uprawiany	67/1,84%	10/0,47%	12/1,7%	36/7,14%	9/3,14%	88,06%	37
44	<i>Populus xcanadensis</i> Moench	Salicaceae	zadomowiony	67/1,84%	48/2,25%	3/0,43%	15/2,98%	1/0,35%	98,51%	40
45	<i>Populus xcanescens</i> (Aiton) Sm.	Salicaceae	rodzimy	4/0,11%	0/0%	0/0%	0/0%	4/1,39%	100%	13
46	<i>Populus</i> 'NE 42'	Salicaceae	uprawiany	100/2,75%	38/1,78%	33/4,69%	22/4,37%	7/2,44%	95%	46
47	<i>Populus nigra</i> L.	Salicaceae	rodzimy	103/2,84%	65/3,04%	14/1,99%	20/3,97%	4/1,39%	93,2%	52
48	<i>Populus</i> 'Italica'	Salicaceae	zadomowiony	32/0,88%	22/1,03%	0/0%	9/1,79%	1/0,35%	93,75%	30
49	<i>Populus simonii</i> Carrière	Salicaceae	uprawiany	5/0,14%	0/0%	5/0,71%	0/0%	0/0%	100%	22
50	<i>Populus tremula</i> L.	Salicaceae	rodzimy	96/2,64%	90/4,21%	1/0,14%	5/0,99%	0/0%	14,58%	13
51	<i>Prunus domestica</i> L.	Rosaceae	zadomowiony	12/0,33%	0/0%	6/0,85%	6/1,19%	0/0%	25%	4
52	<i>Pyrus communis</i> L.	Rosaceae	zadomowiony	2/0,06%	1/0,05%	1/0,14%	0/0%	0/0%	50%	10
53	<i>Quercus petraea</i> (Matt.) Liebl.	Fagaceae	rodzimy	2/0,06%	2/0,09%	0/0%	0/0%	0/0%	50%	1
54	<i>Quercus robur</i> L.	Fagaceae	rodzimy	96/2,64%	81/3,79%	12/1,7%	3/0,6%	0/0%	62,5%	37
55	<i>Quercus rubra</i> L.	Fagaceae	zadomowiony	160/4,41%	150/7,02%	5/0,71%	5/0,99%	0/0%	15%	19
56	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Fabaceae	zadomowiony	438/12,06%	335/15,68%	47/6,68%	25/4,96%	31/10,80%	68,95%	46
57	<i>Salix alba</i> L.	Salicaceae	rodzimy	1/0,03%	1/0,05%	0/0%	0/0%	0/0%	100%	44

lp.	nazwa taksonu	rodzina	status we florze Polski	całkowita liczba notowań/udział procentowy					udział procentowy drzew zasiedlonych	stwierdzona liczba gatunków epifitów
				ogółem	LM	P	ZL	ZZ		
58	<i>Salix caprea</i> L.	Salicaceae	rodzimy	11/0,3%	8/0,37%	3/0,43%	0/0%	0/0%	45,45%	4
59	<i>Salix fragilis</i> L.	Salicaceae	rodzimy	38/1,05%	18/0,84%	12/1,7%	7/1,39%	1/0,35%	89,47%	17
60	<i>Salix xsepulcralis</i> Simonk.	Salicaceae	uprawiany	65/1,79%	0/0%	37/5,26%	26/5,16%	2/0,7%	96,92%	36
61	<i>Sambucus nigra</i> L.	Caprifoliaceae	rodzimy	11/0,3%	11/0,51%	0/0%	0/0%	0/0%	72,73%	14
62	<i>Sorbus aucuparia</i> L. Emend. Hedl.	Rosaceae	rodzimy	32/0,88%	6/0,28%	6/0,85%	17/3,37%	3/1,05%	21,88%	11
63	<i>Sorbus intermedia</i> (Ehrh.) Pers.	Rosaceae	zadomowiony	9/0,25%	1/0,05%	2/0,28%	6/1,19%	0/0%	66,67%	7
64	<i>Syringa vulgaris</i> L.	Oleaceae	uprawiany	7/0,19%	0/0%	2/0,28%	5/0,99%	0/0%	28,57%	3
65	<i>Taxus baccata</i> L.	Taxaceae	rodzimy	2/0,06%	0/0%	2/0,28%	0/0%	0/0%	0%	0
66	<i>Thuja occidentalis</i> L.	Cupressaceae	uprawiany	3/0,08%	0/0%	0/0%	3/0,6%	0/0%	0%	0
67	<i>Thuja orientalis</i> L.	Cupressaceae	uprawiany	2/0,06%	0/0%	0/0%	2/0,4%	0/0%	0%	0
68	<i>Tilia cordata</i> Mill.	Tiliaceae	rodzimy	222/6,11%	115/5,38%	48/6,82%	48/9,52%	11/3,83%	31,08%	35
69	<i>Tilia platyphyllos</i> Scop.	Tiliaceae	rodzimy	33/0,91%	3/0,14%	10/1,42%	10/1,98%	10/3,48%	18,18%	13
70	<i>Ulmus glabra</i> Huds.	Ulmaceae	rodzimy	17/0,47%	11/0,51%	5/0,71%	0/0	1/0,35%	47,06%	12
71	<i>Ulmus laevis</i> Pall.	Ulmaceae	rodzimy	1/0,03%	0/0%	0/0%	0/0	1/0,35%	100%	5

## ZAŁĄCZNIK V

Tab. Ogólna charakterystyka epifitów mszystych na powierzchniach badawczych; LM – las miejski; P – park; ZL – zabudowa luźna; ZZ – zabudowa zwarta.

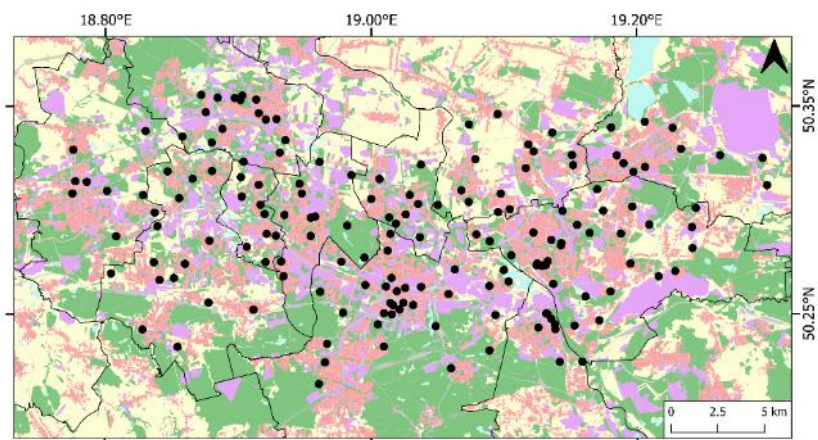
lp.	nazwa gatunkowa	całkowita liczba notowań					liczba powierzchni, na których dany gatunek występował					średnia wartość wskaźnika obfitość	średnia wartość wskaźnika obfitość wytwarzania sporogonów	liczba taksonów drzew, na których dany gatunek występował
		ogółem	LM	P	ZL	ZZ	ogółem	LM	P	ZL	ZZ			
1	<i>Amblystegium serpens</i>	852	361	264	170	57	167	45	50	42	30	1,78	0,23	44
2	<i>Anomodon viticulosus</i>	2	2	0	0	0	2	2	0	0	0	1	0	2
3	<i>Atrichum undulatum</i>	10	10	0	0	0	6	6	0	0	0	1,1	0	5
4	<i>Aulacomnium androgynum</i>	2	2	0	0	0	2	2	0	0	0	1	0	2
5	<i>Barbula unguiculata</i>	5	1	1	3	0	4	1	1	2	0	1	0	4
6	<i>Brachytheciastrum velutinum</i>	359	277	61	12	9	91	46	28	9	8	1,3	0,09	25
7	<i>Brachythecium rutabulum</i>	178	163	11	1	3	50	38	8	1	3	1,8	0,06	25
8	<i>Brachythecium salebrosum</i>	892	579	208	88	17	139	47	49	32	11	1,86	0,03	38
9	<i>Bryoerythrophyllum recurvirostrum</i>	2	0	1	1	0	2	0	1	1	0	1	0	2
10	<i>Bryum argenteum</i>	245	3	55	79	108	109	3	24	34	48	1,07	0	26
11	<i>Bryum caespiticium</i>	15	1	5	6	3	14	1	4	6	3	1,13	0,07	9
12	<i>Bryum capillare</i>	2	2	0	0	0	2	2	0	0	0	1,5	0,	2
13	<i>Bryum moravicum</i>	311	153	129	19	10	98	36	40	14	8	1,29	0,01	33
14	<i>Callicladium haldanianum</i>	11	11	0	0	0	6	6	0	0	0	1,45	0	2
15	<i>Calliergonella cuspidata</i>	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1
16	<i>Campylophyllopsis calcarea</i>	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	2	2	1
17	<i>Campylopus introflexus</i>	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	1
18	<i>Cephaloziella rubella</i>	4	4	0	0	0	4	4	0	0	0	1	-----	1
19	<i>Ceratodon purpureus</i>	641	148	230	146	117	179	40	49	44	46	1,44	0,11	43
20	<i>Climacium dendroides</i>	2	1	1	0	0	2	1	1	0	0	1	0	2
21	<i>Dicranella heteromalla</i>	38	36	2	0	0	15	13	2	0	0	1,26	0,16	4

lp.	nazwa gatunkowa	całkowita liczba notowań					liczba powierzchni, na których dany gatunek występował					średnia wartość wskaźnika obfitość	średnia wartość wskaźnika obfitość wytwarzania sporogonów	liczba taksonów drzew, na których dany gatunek występował
		ogółem	LM	P	ZL	ZZ	ogółem	LM	P	ZL	ZZ			
22	<i>Dicranoweisia cirrata</i>	433	199	164	43	27	126	36	46	24	20	1,62	0,25	36
23	<i>Dicranum flagellare</i>	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1
24	<i>Dicranum montanum</i>	314	287	21	5	1	61	43	13	4	1	1,36	0,01	23
25	<i>Dicranum scoparium</i>	254	212	35	7	0	66	40	21	5	0	1,07	0	23
26	<i>Dicranum tauricum</i>	22	19	2	1	0	13	10	2	1	0	1,23	0	6
27	<i>Didymodon rigidulus</i>	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1
28	<i>Eurhynchium angustirete</i>	4	3	1	0	0	3	2	1	0	0	1,5	0	4
29	<i>Eurhynchium striatum</i>	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	2	0	1
30	<i>Frullania dilatata</i>	13	3	7	3	0	13	3	7	3	0	1,23	-----	8
31	<i>Grimmia pulvinata</i>	42	5	21	4	12	34	5	14	4	11	1	0,31	16
32	<i>Hedwigia ciliata</i>	7	0	4	2	1	6	0	3	2	1	1	0	5
33	<i>Herzogiella seligeri</i>	36	35	1	0	0	19	18	1	0	0	1,22	0,75	9
34	<i>Homalia trichomanoides</i>	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1
35	<i>Homalothecium sericeum</i>	3	0	1	2	0	3	0	1	2	0	1,67	0	2
36	<i>Hypnum cupressiforme</i>	1561	846	353	249	113	194	50	50	50	44	2	0,06	53
37	<i>Isothecium alopecuroides</i>	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1
38	<i>Jochenia pallescens</i>	161	125	28	7	1	60	37	17	5	1	1,61	0,43	24
39	<i>Kindbergia praelonga</i>	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1
40	<i>Leptodictyum riparium</i>	4	0	4	0	0	4	0	4	0	0	1	0,5	4
41	<i>Leskea polycarpa</i>	250	86	95	53	16	105	24	37	31	13	1,43	0,5	29
42	<i>Leucodon sciuroides</i>	3	1	2	0	0	3	1	2	0	0	1,33	0	2
43	<i>Lewinskya affinis</i>	903	309	257	246	91	180	42	49	48	41	1,12	0,96	46
44	<i>Lewinskya speciosa</i>	223	35	109	62	17	106	15	42	34	15	1,15	1,46	32
45	<i>Lewinskya striata</i>	52	21	19	11	1	36	10	17	8	1	1	1,02	16
46	<i>Lophocolea heterophylla</i>	267	259	7	1	0	40	35	4	1	0	1,33	-----	19
47	<i>Metzgeria furcata</i>	6	4	2	0	0	6	4	2	0	0	1,17	-----	5
48	<i>Mnium hornum</i>	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	2	0	1
49	<i>Nyholmiella obtusifolia</i>	245	45	89	97	14	91	15	33	35	8	1,32	0,01	24

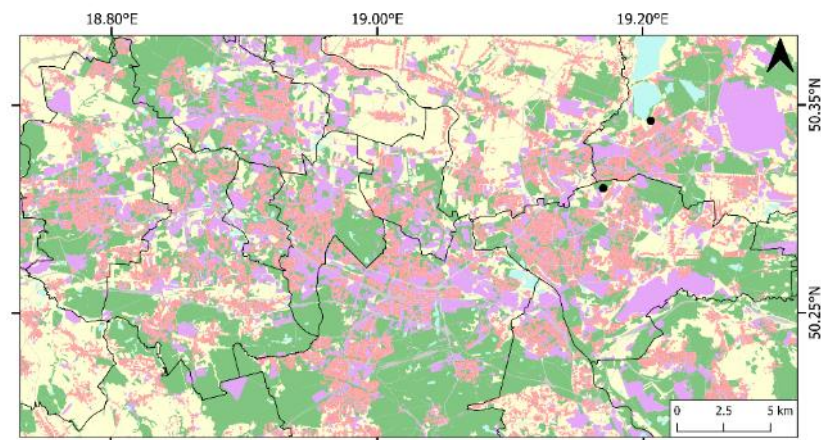
lp.	nazwa gatunkowa	całkowita liczba notowań					liczba powierzchni, na których dany gatunek występował					średnia wartość wskaźnika obfitość	średnia wartość wskaźnika obfitość wytwarzania sporogonów	liczba taksonów drzew, na których dany gatunek występował
		ogółem	LM	P	ZL	ZZ	ogółem	LM	P	ZL	ZZ			
50	<i>Orthotrichum anomalum</i>	190	54	52	67	17	92	15	29	32	16	1,01	1,2	18
51	<i>Orthotrichum diaphanum</i>	666	129	197	234	106	172	31	47	49	45	1,75	0,79	42
52	<i>Orthotrichum pallens</i>	60	27	20	12	1	46	20	15	10	1	1,03	1,43	15
53	<i>Orthotrichum patens</i>	39	15	18	5	1	28	10	13	4	1	1	1,46	13
54	<i>Orthotrichum pulchellum</i>	2	1	1	0	0	2	1	1	0	0	1	0,5	2
55	<i>Orthotrichum pumilum</i>	680	177	185	229	89	169	29	48	49	43	1,61	1,3	41
56	<i>Orthotrichum schimperi</i>	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	2	1
57	<i>Orthotrichum stramineum</i>	167	79	61	22	5	77	28	30	15	4	1,14	1,22	25
58	<i>Oxyrrhynchium hians</i>	2	1	1	0	0	2	1	1	0	0	1,5	0	2
59	<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	127	29	81	17	0	54	18	28	8	0	1,18	0	25
60	<i>Plagiothecium curvifolium</i>	24	22	2	0	0	14	12	2	0	0	1,25	0	6
61	<i>Plagiothecium denticulatum</i>	8	8	0	0	0	6	6	0	0	0	1,13	0,13	4
62	<i>Plagiothecium laetum</i>	127	125	2	0	0	31	29	2	0	0	1,24	0,02	11
63	<i>Platygyrium repens</i>	95	37	40	15	3	59	23	23	10	3	1,6	0	21
64	<i>Pleurozium schreberi</i>	32	17	12	2	1	23	11	9	2	1	1	0	10
65	<i>Pohlia nutans</i>	92	77	13	1	1	34	21	11	1	1	1,27	0,09	10
66	<i>Polytrichum formosum</i>	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1
67	<i>Porella platyphylla</i>	2	2	0	0	0	2	2	0	0	0	1	-----	2
68	<i>Pseudocampylium radicale</i>	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1
69	<i>Pterigynandrum filiforme</i>	40	12	20	5	3	30	9	13	5	3	1,23	0	15
70	<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	3	2	1	0	0	3	2	1	0	0	1,67	-----	3
71	<i>Pulviger a lyellii</i>	10	0	5	5	0	10	0	5	5	0	1	0	7
72	<i>Pylaisia polyantha</i>	465	167	152	114	32	135	37	46	33	19	1,85	0,48	32
73	<i>Radula complanata</i>	113	67	35	9	2	56	26	21	7	2	1,11	-----	19
74	<i>Sanionia uncinata</i>	44	20	21	3	0	29	11	16	2	0	1,32	0,11	14
75	<i>Schistidium crassipilum</i>	41	10	22	8	1	30	7	14	8	1	1	0,37	14
76	<i>Sciuro-hypnum populeum</i>	35	27	7	1	0	25	17	7	1	0	1,26	0,2	12
77	<i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	11	5	6	0	0	10	5	5	0	0	1,55	0	8

lp.	nazwa gatunkowa	całkowita liczba notowań					liczba powierzchni, na których dany gatunek występował					średnia wartość wskaźnika obfitość	średnia wartość wskaźnika obfitość wytwarzania sporogonów	liczba taksonów drzew, na których dany gatunek występował
		ogółem	LM	P	ZL	ZZ	ogółem	LM	P	ZL	ZZ			
78	<i>Syntrichia latifolia</i>	23	0	13	10	0	9	0	5	4	0	1,65	0	8
79	<i>Syntrichia papillosa</i>	62	7	27	23	5	44	7	17	15	5	1,15	0	17
80	<i>Syntrichia ruralis</i>	50	4	21	17	8	37	3	14	13	7	1,08	0	13
81	<i>Syntrichia virescens</i>	10	0	2	8	0	8	0	2	6	0	1,5	0	5
82	<i>Tetraphis pellucida</i>	3	3	0	0	0	2	2	0	0	0	1,67	0	1
83	<i>Tortula muralis</i>	22	1	4	8	9	18	1	4	6	7	1	0,5	10
84	<i>Tortula subulata</i>	2	0	1	0	1	2	0	1	0	1	1	0	2
85	<i>Ulota bruchii</i>	203	101	75	23	4	88	34	35	15	4	1,01	0,17	27
86	<i>Ulota crispa</i>	4	3	1	0	0	4	3	1	0	0	1	0,75	3
87	<i>Zygodon dentatus</i>	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1
88	<i>Zygodon rupestris</i>	2	2	0	0	0	2	2	0	0	0	1	0	2

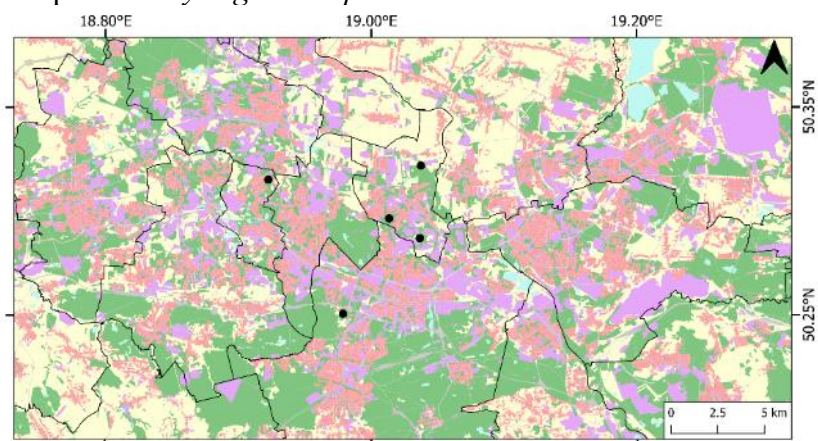
ZAŁĄCZNIK VI



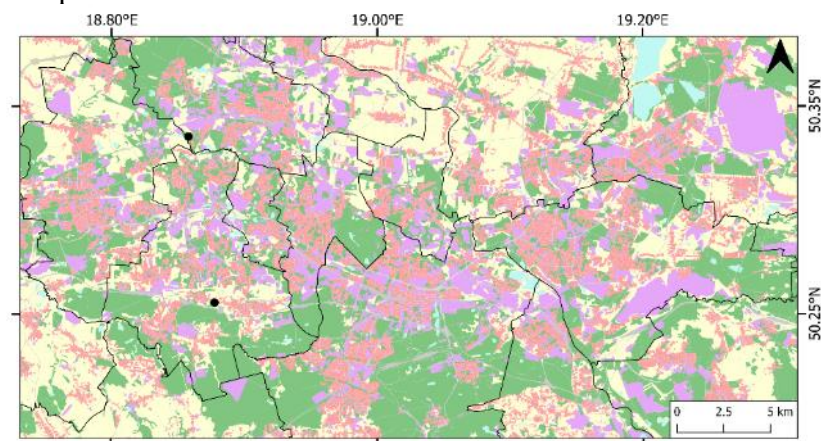
Map. 1. *Amblystegium serpens*



Map. 2. *Anomodon viticulosus*

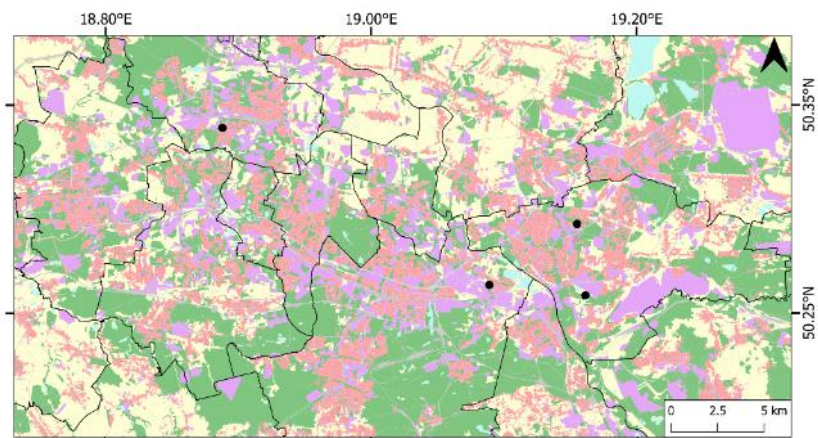


Map. 3. *Atrichum undulatum*

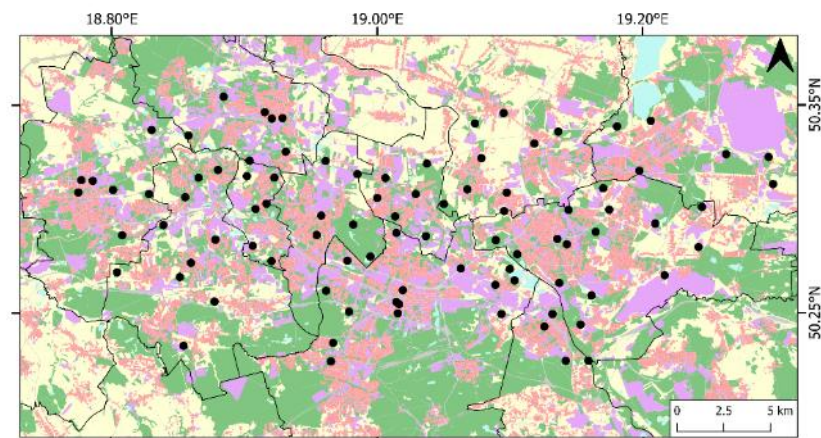


Map. 4. *Aulacomnium androgynum*

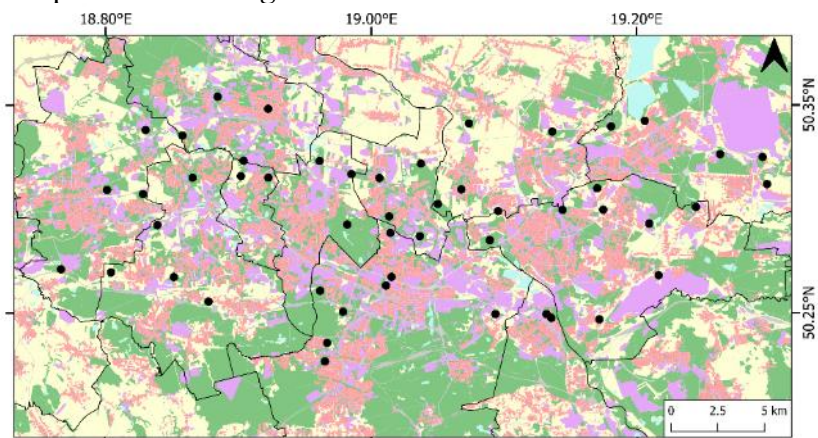




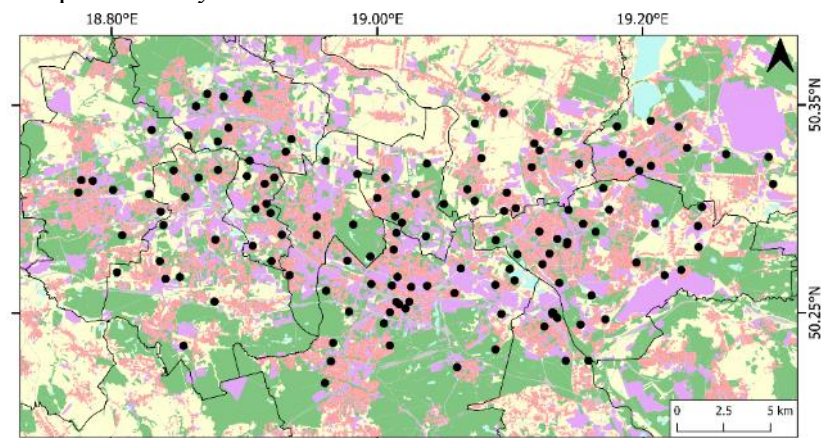
Map. 5. *Barbula unguiculata*



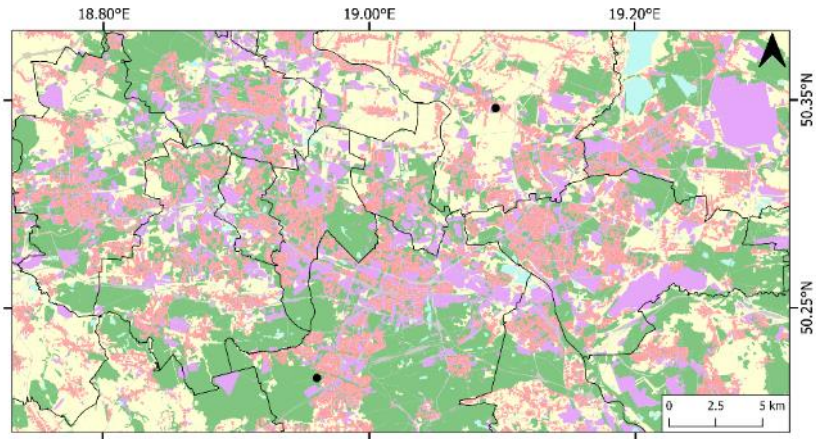
Map. 6. *Brachytheciastrum velutinum*



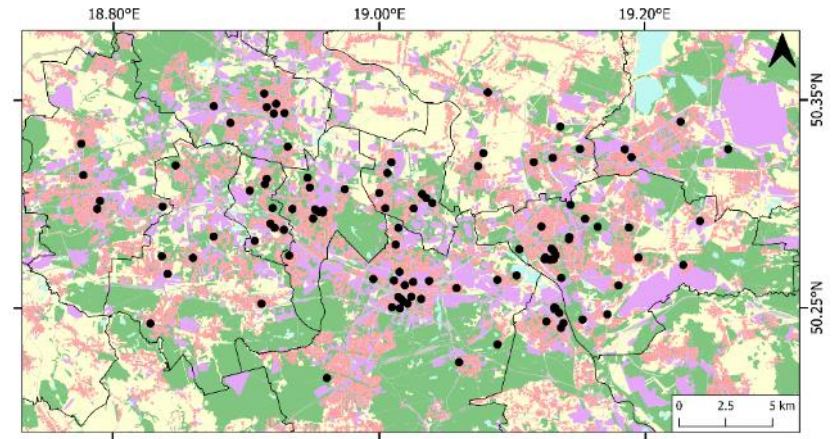
Map. 7. *Brachythecium rutabulum*



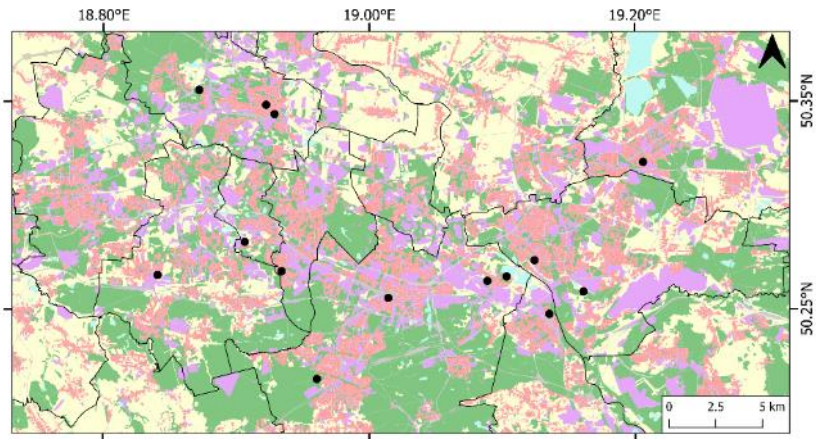
Map. 8. *Brachythecium salebrosum*



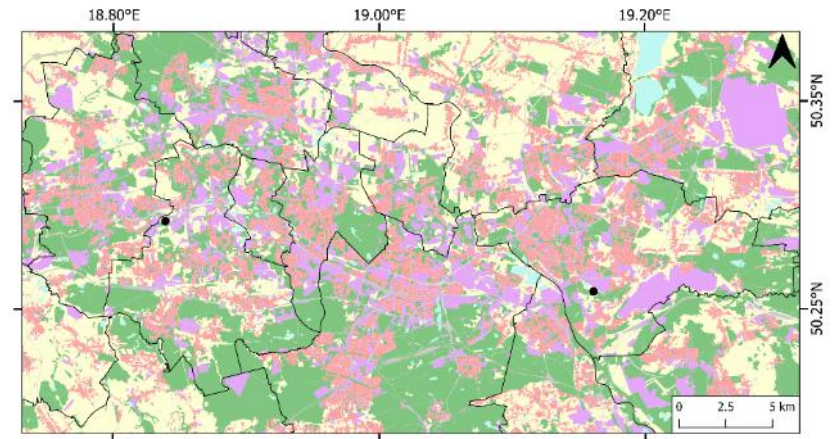
Map. 9. *Bryoerythrophyllum recurvirostrum*



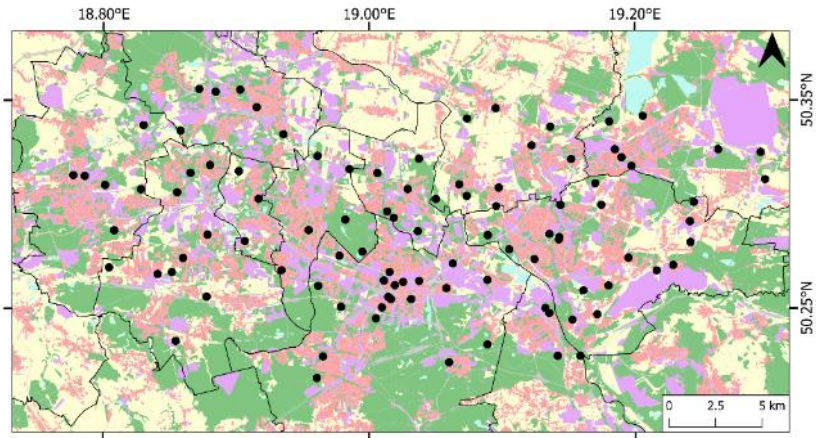
Map. 10. *Bryum argenteum*



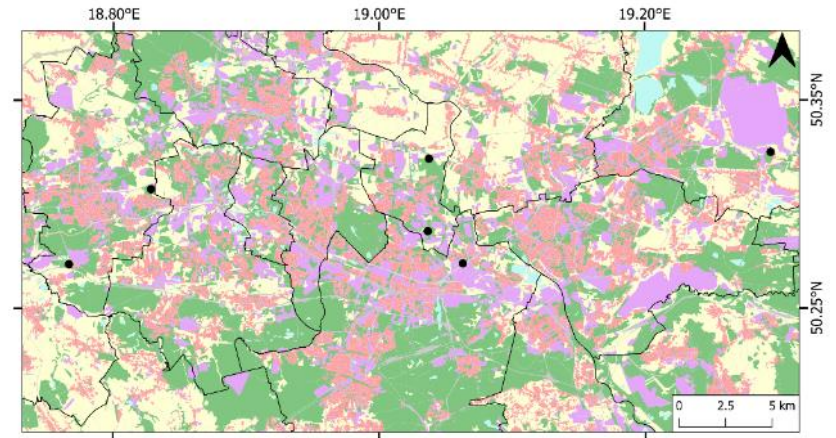
Map. 11. *Bryum caespiticium*



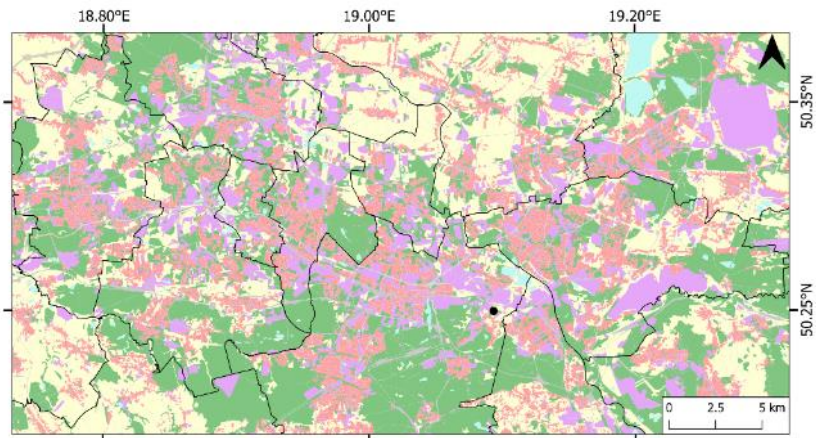
Map. 12. *Bryum capillare*



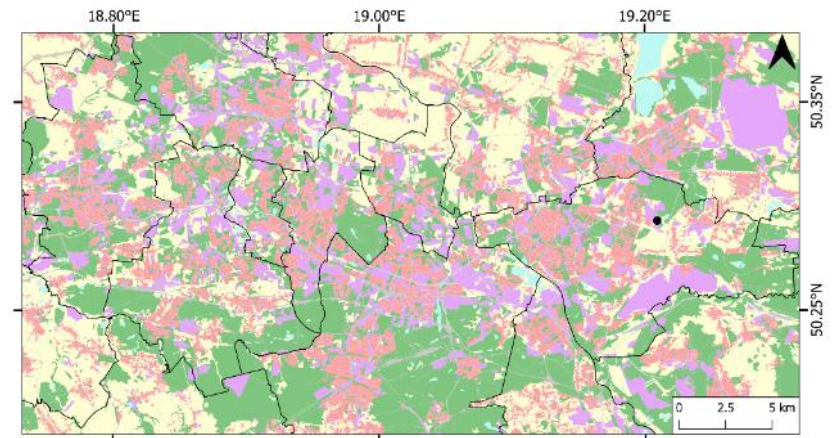
Map. 13. *Bryum moravicum*



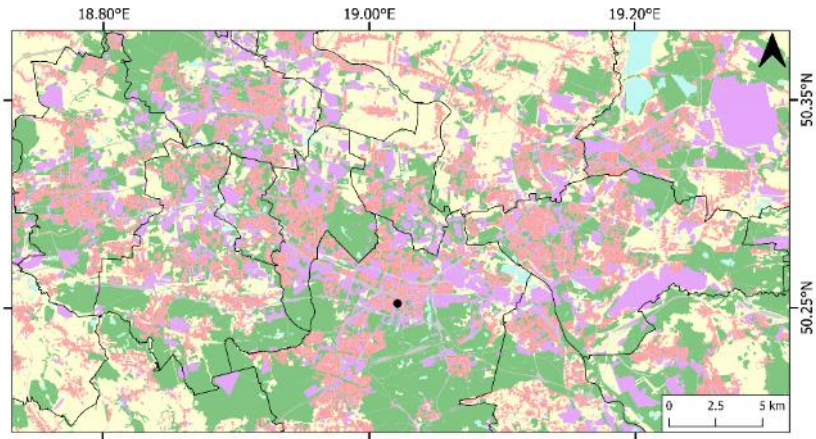
Map. 14. *Callicladium haldanianum*



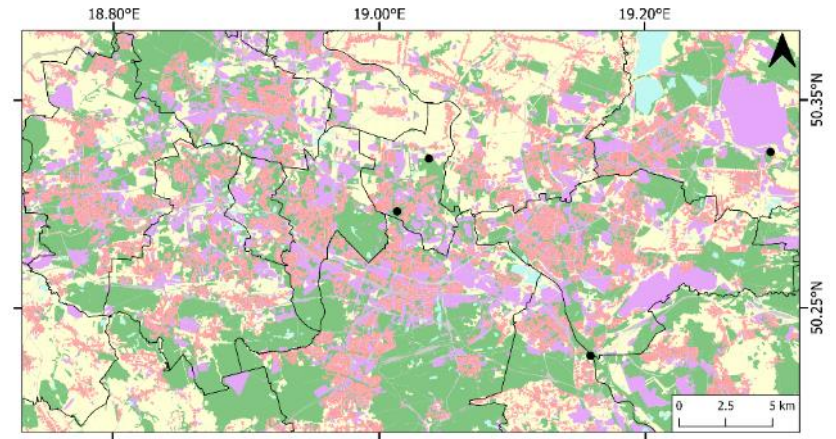
Map. 15. *Calliergonella cuspidata*



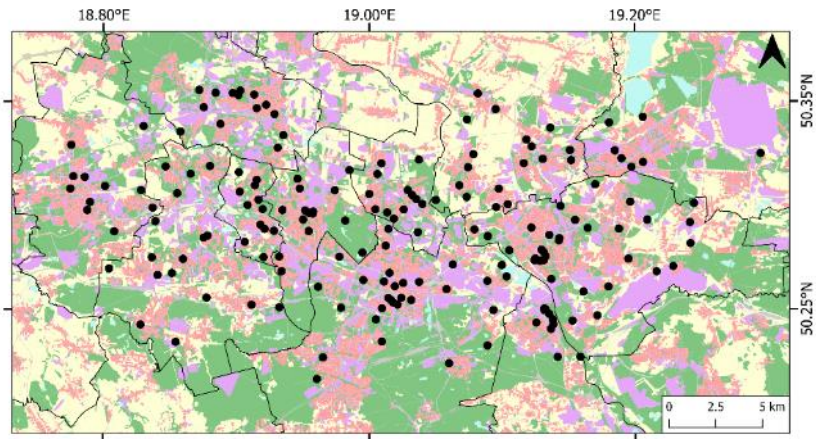
Map. 16. *Campylophyllopsis calcarea*



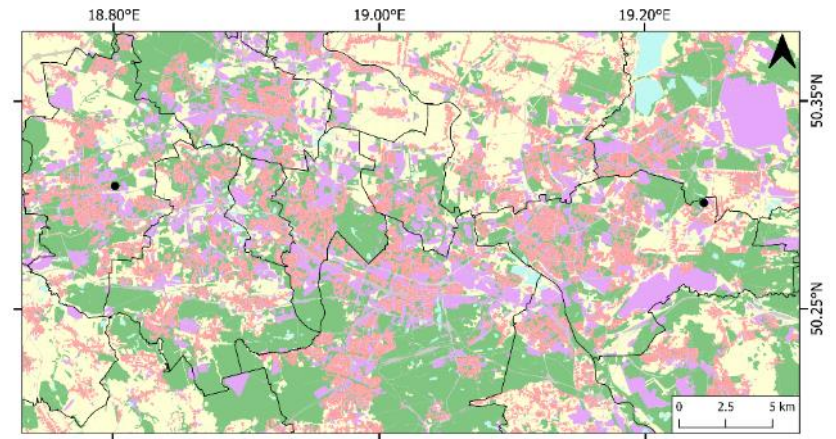
Map. 17. *Campylopus introflexus*



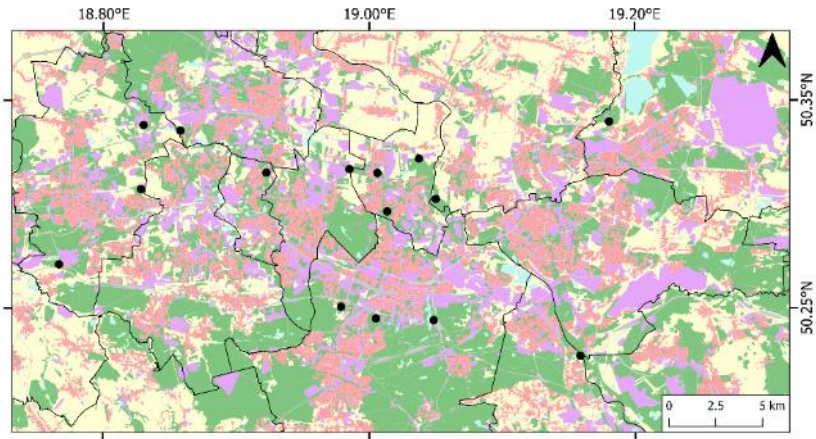
Map. 18. *Cephaloziella rubella*



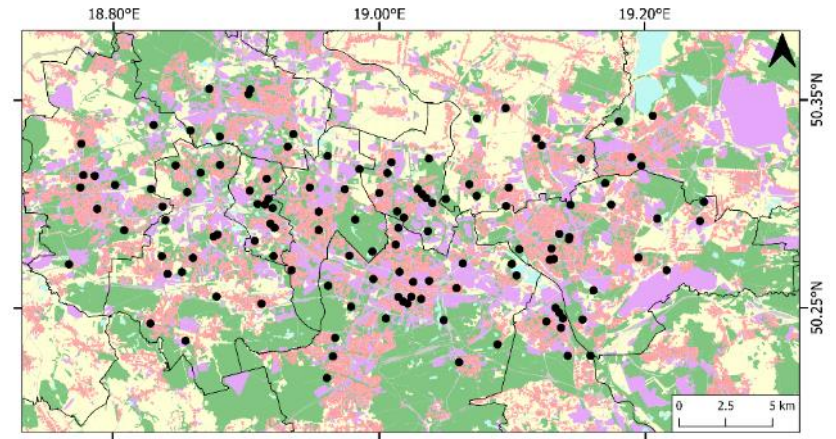
Map. 19. *Ceratodon purpureus*



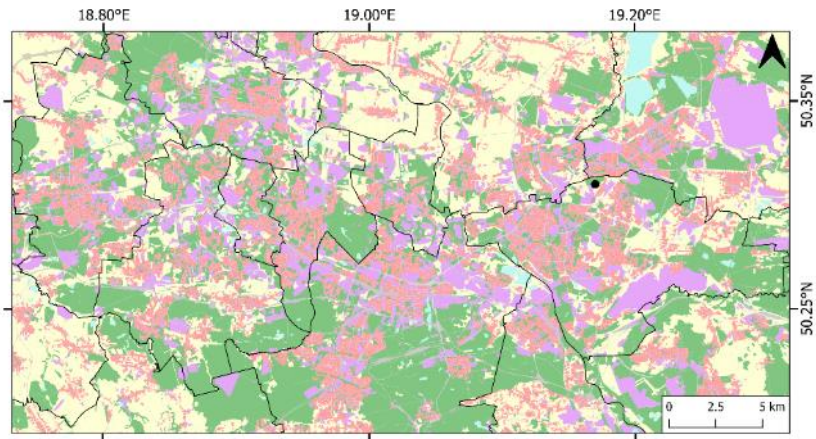
Map. 20. *Climacium dendroides*



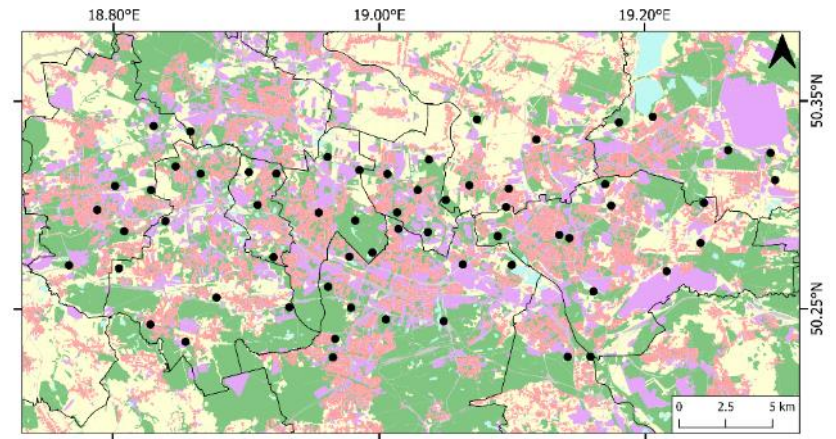
Map. 21. *Dicranella heteromalla*



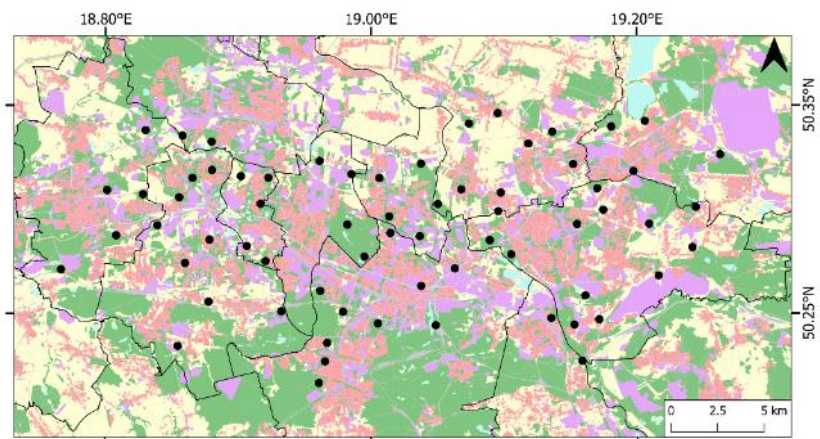
Map. 22. *Dicranoweisia cirrata*



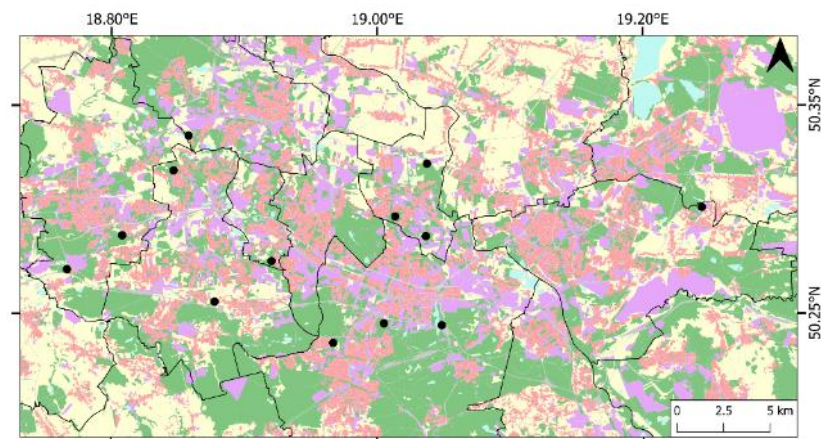
Map. 23. *Dicranum flagellare*



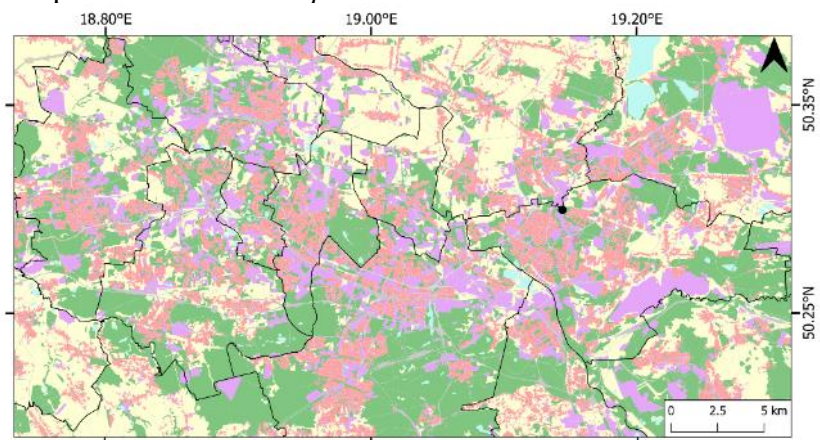
Map. 24. *Dicranum montanum*



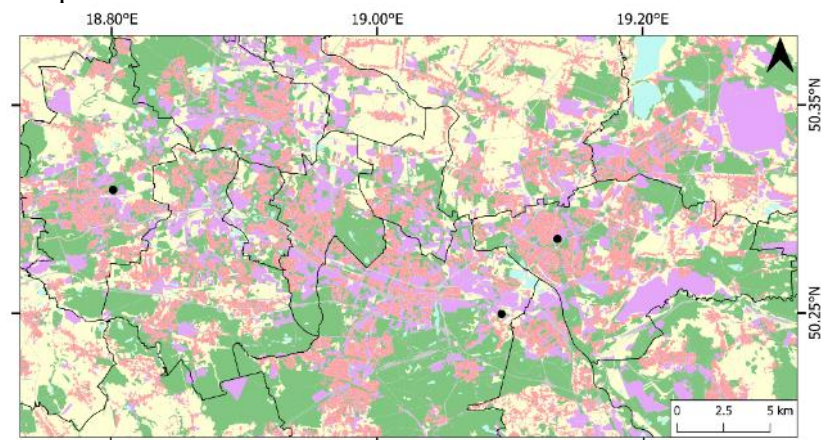
Map. 25. *Dicranum scoparium*



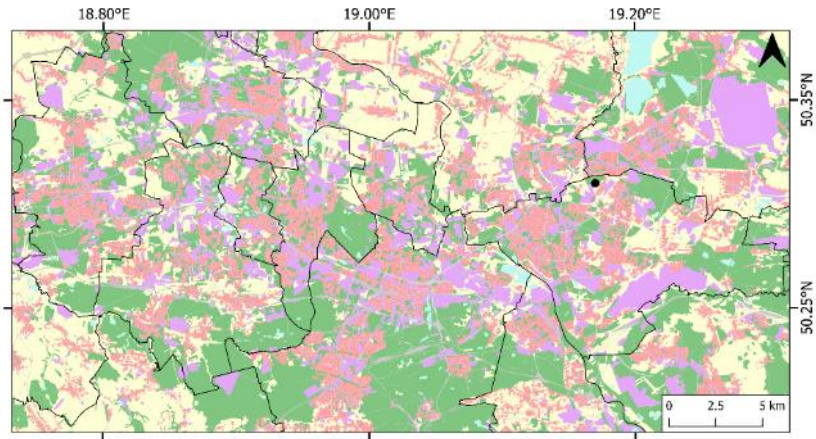
Map. 26. *Dicranum tauricum*



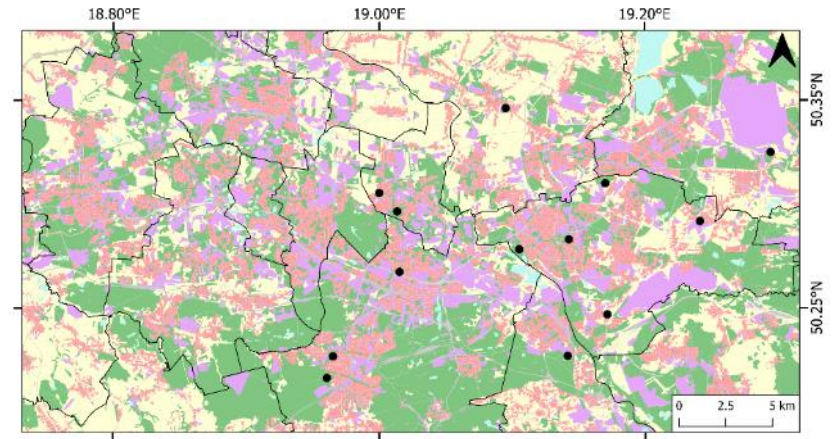
Map. 27. *Didymodon rigidulus*



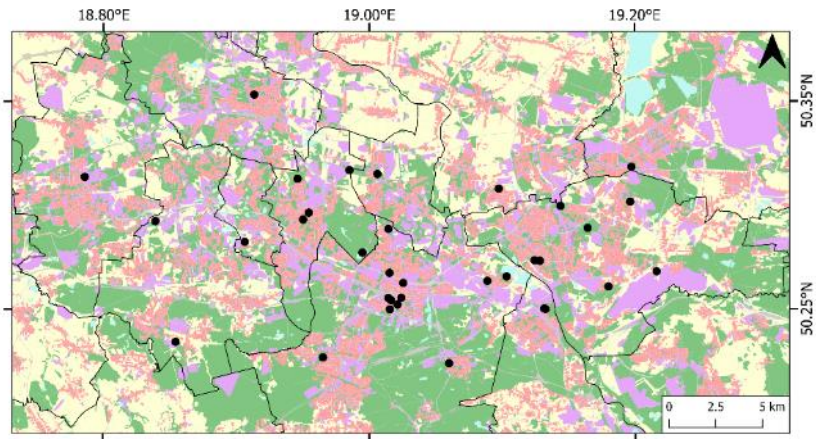
Map. 28. *Eurhynchium angustirete*



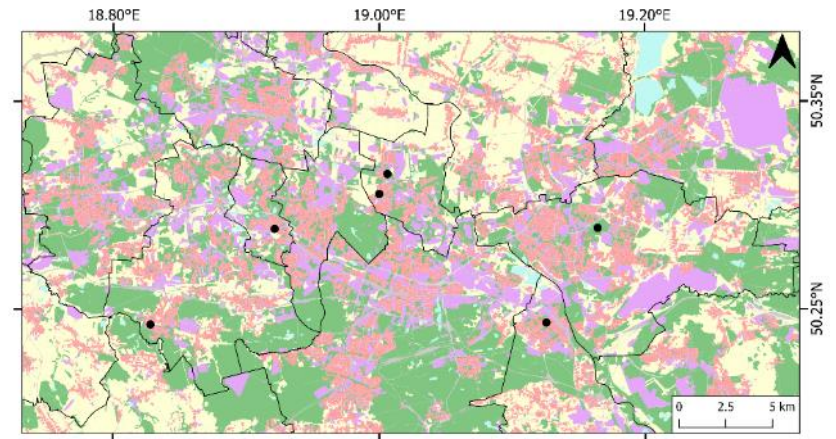
Map. 29. *Eurhynchium striatum*



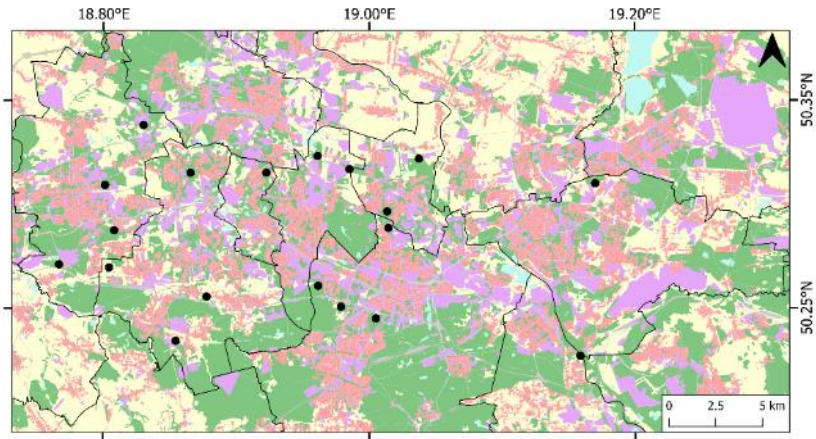
Map. 30. *Frullania dilatata*



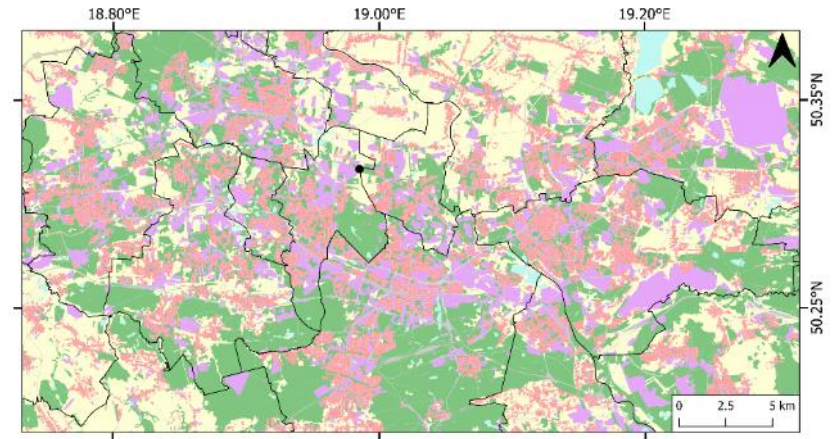
Map. 31. *Grimmia pulvinata*



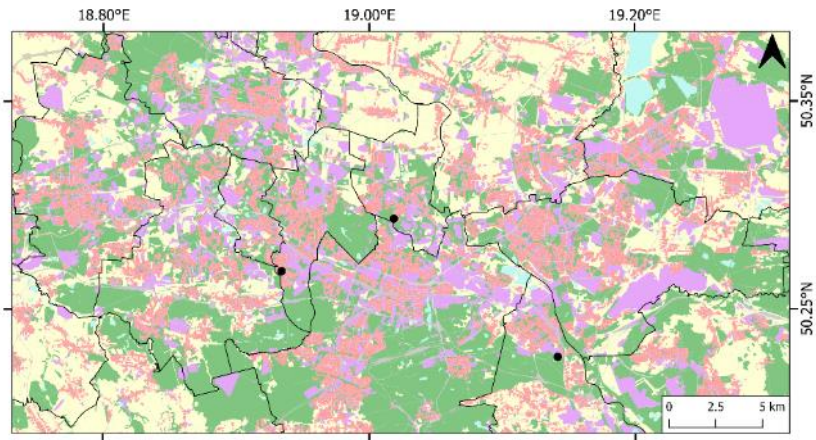
Map. 32. *Hedwigia ciliata*



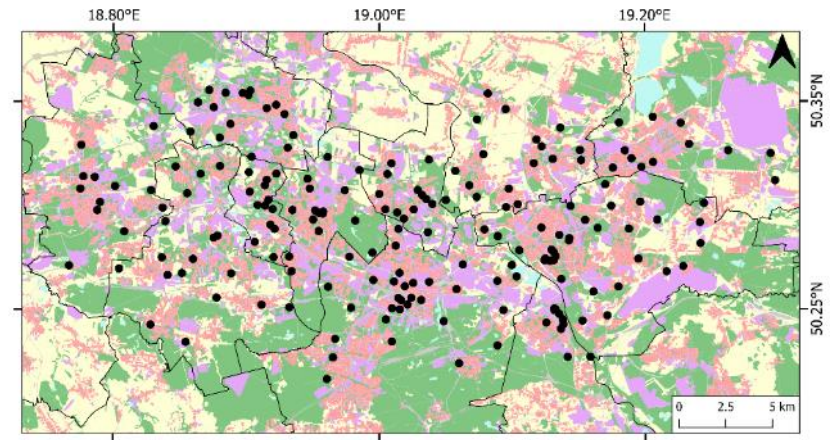
Map. 33. *Herzogiella seligeri*



Map. 34. *Homalia trichomanoides*

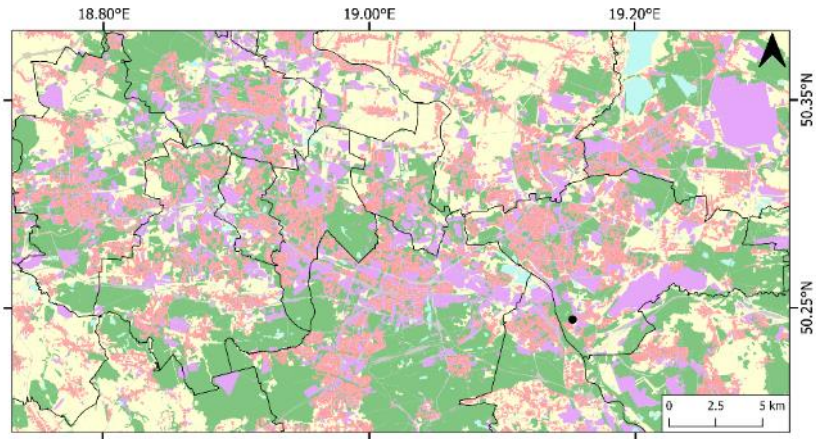


Map. 35. *Homalothecium sericeum*

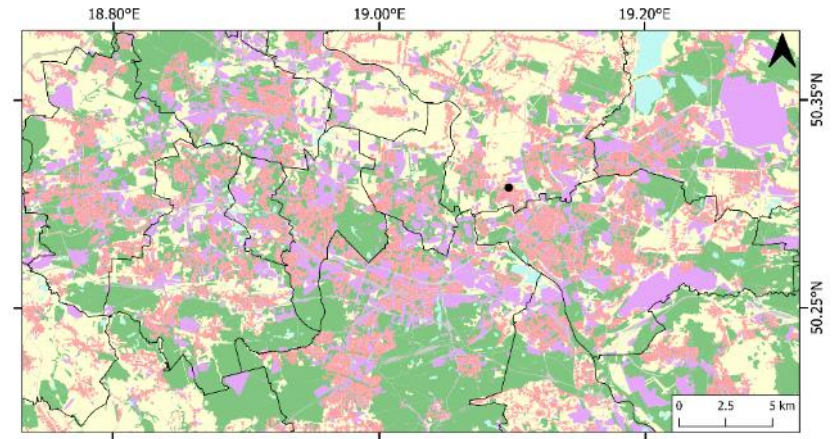


Map. 36. *Hypnum cupressiforme*

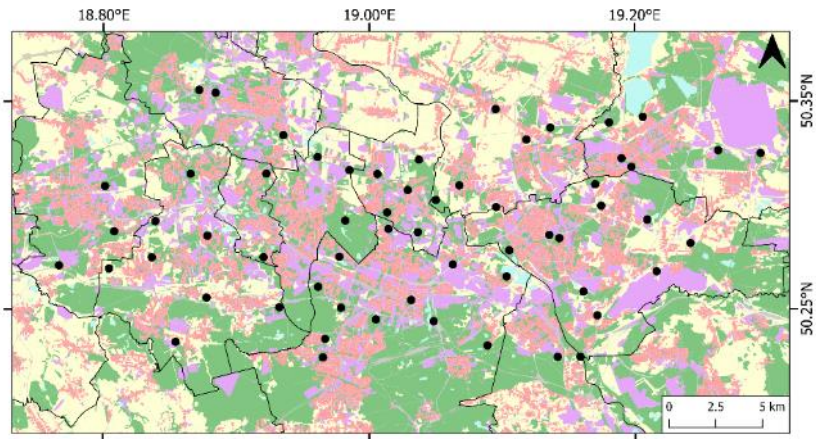




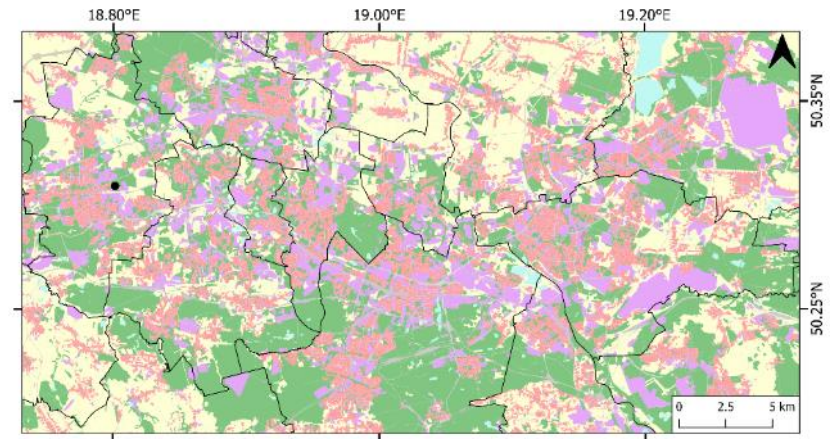
Map. 37. *Isothecium alopecuroides*



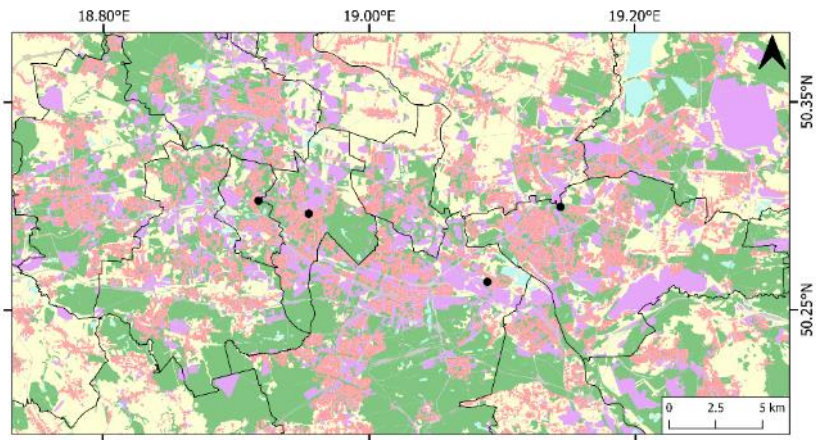
Map. 38. *Hypnum cupressiforme* var. *heseleri*



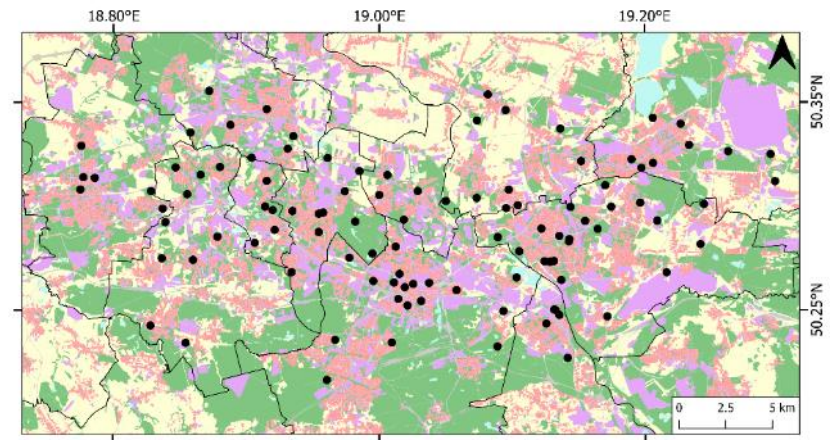
Map. 39. *Jochenia pallescens*



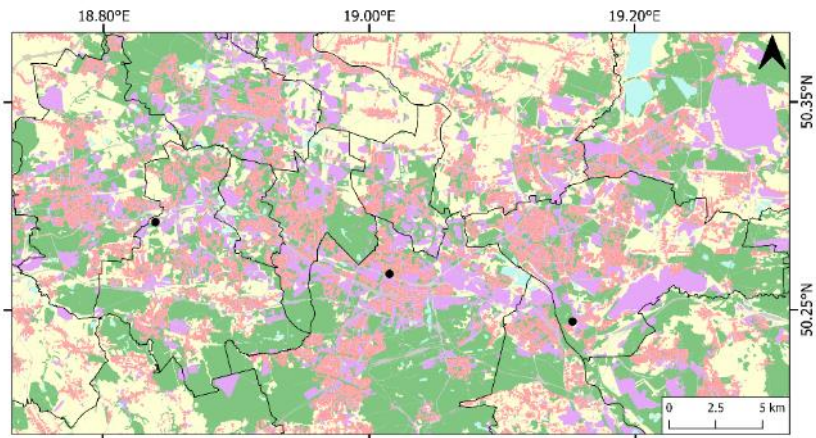
Map. 40. *Kindbergia praelonga*



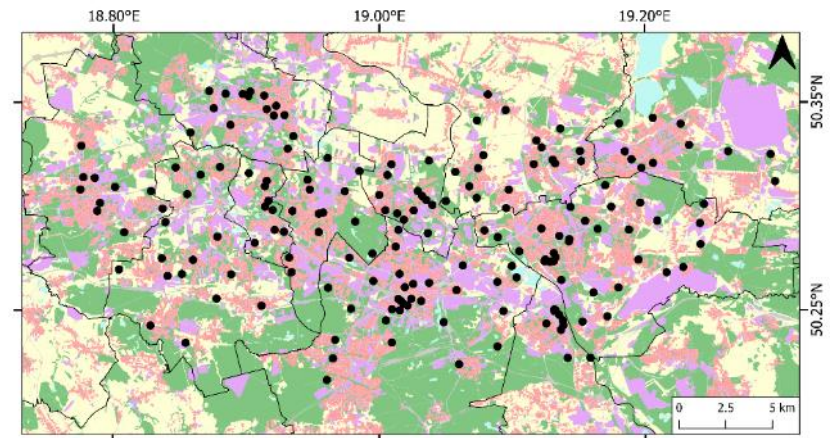
Map. 41. *Leptodictyum riparium*



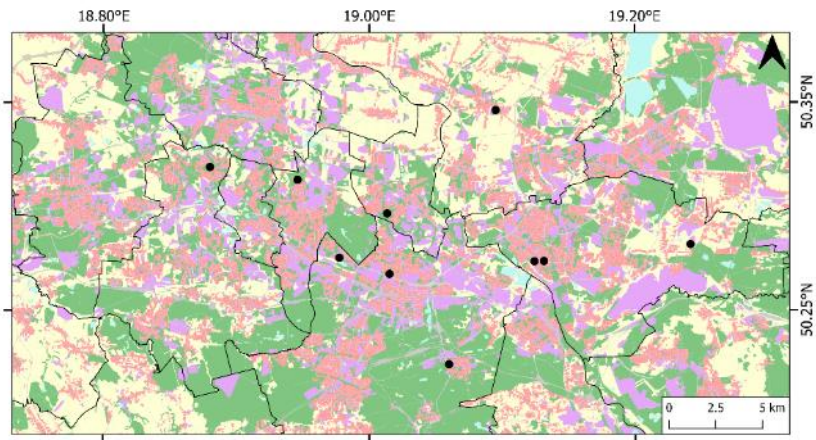
Map. 42. *Leskea polycarpa*



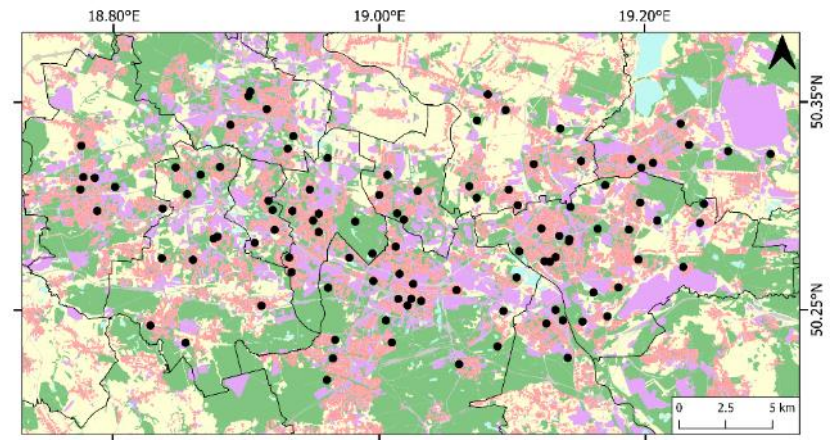
Map. 43. *Leucodon sciuroides*



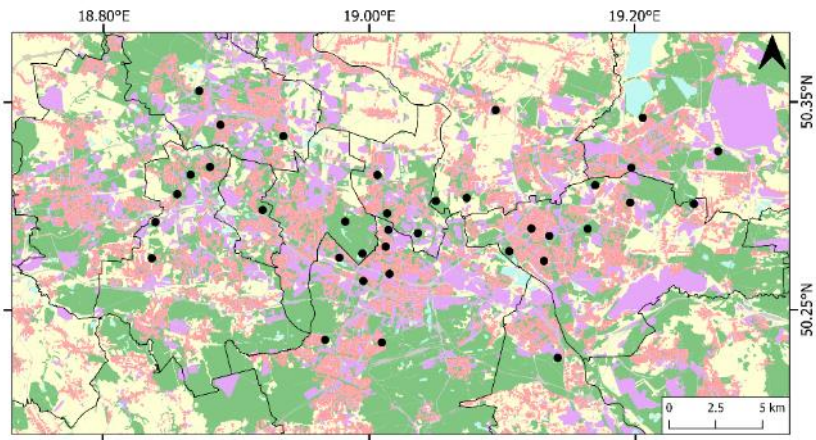
Map. 44. *Lewinskya affinis*



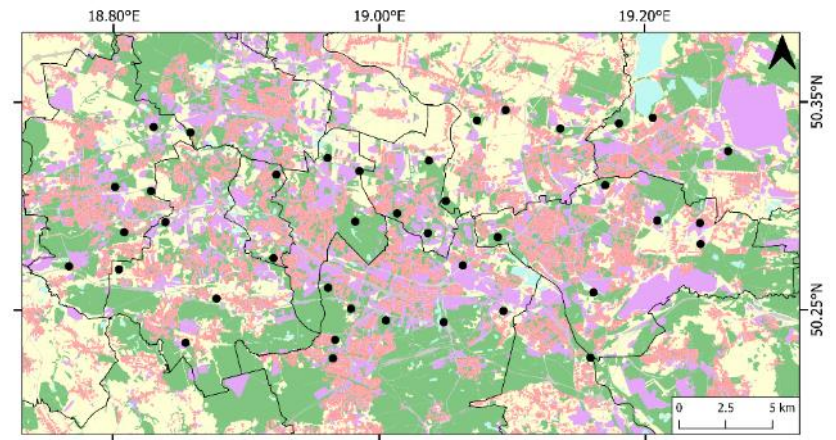
Map. 45. *Lewinskya affinis* var. *bohemica*



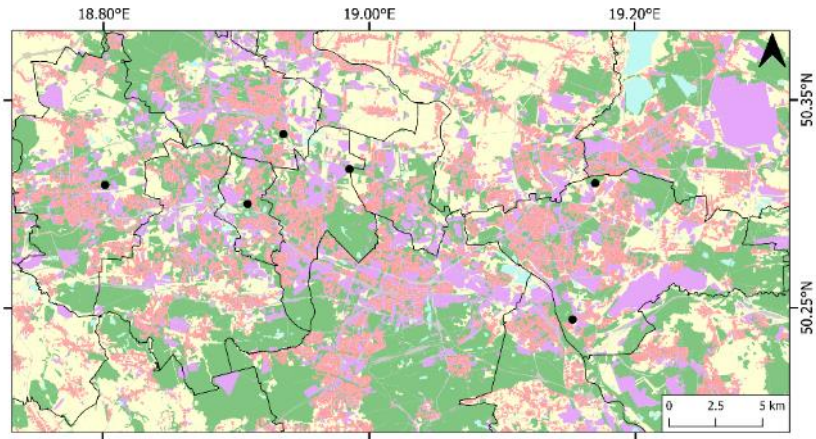
Map. 46. *Lewinskya speciosa*



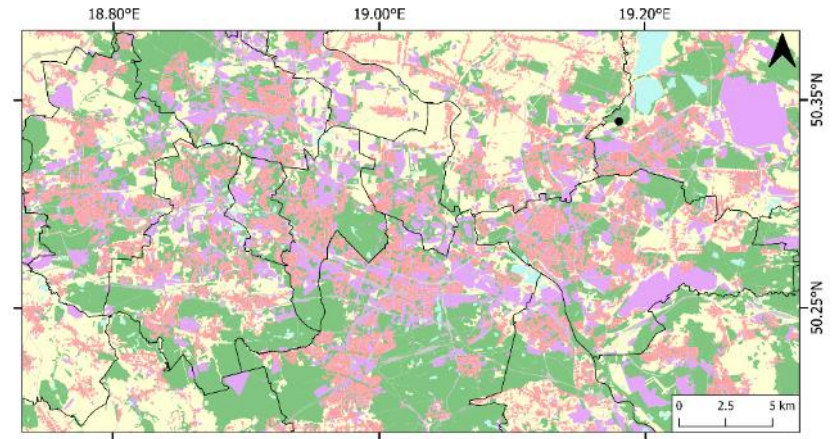
Map. 47. *Lewinskya striata*



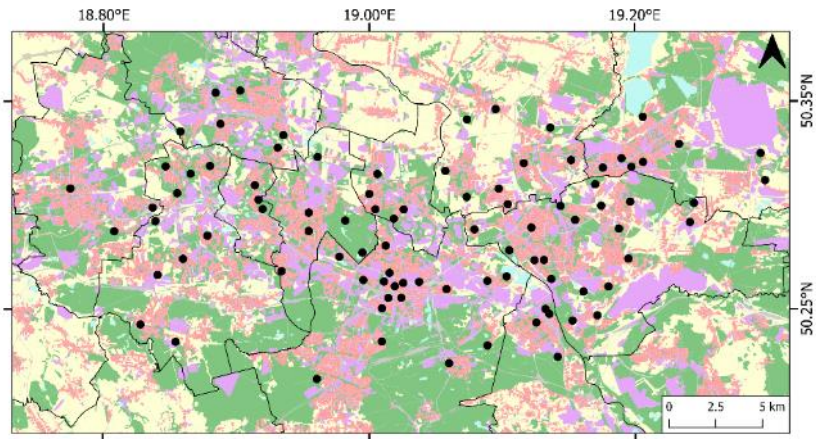
Map. 48. *Lophocolea heterophylla*



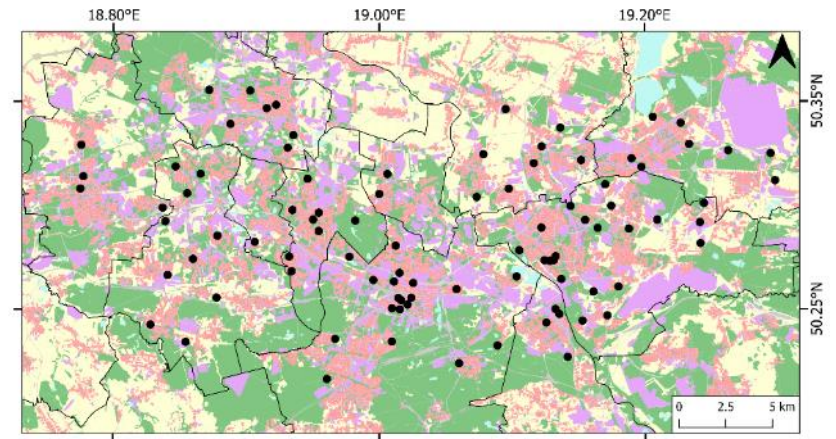
Map. 49. *Metzgeria furcata*



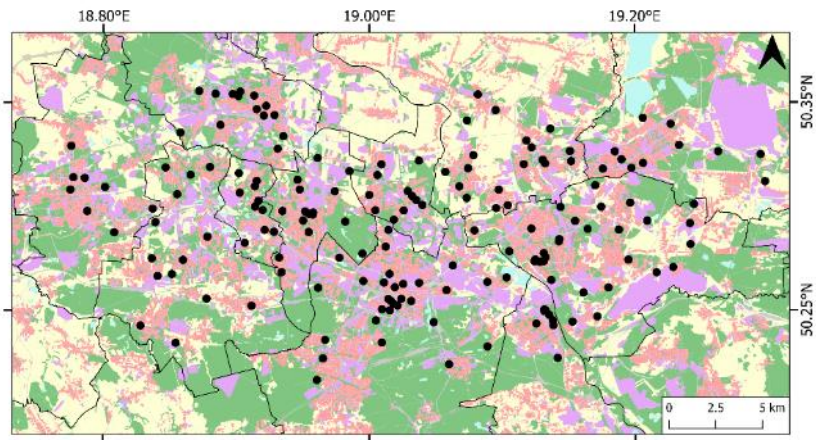
Map. 50. *Mnium hornum*



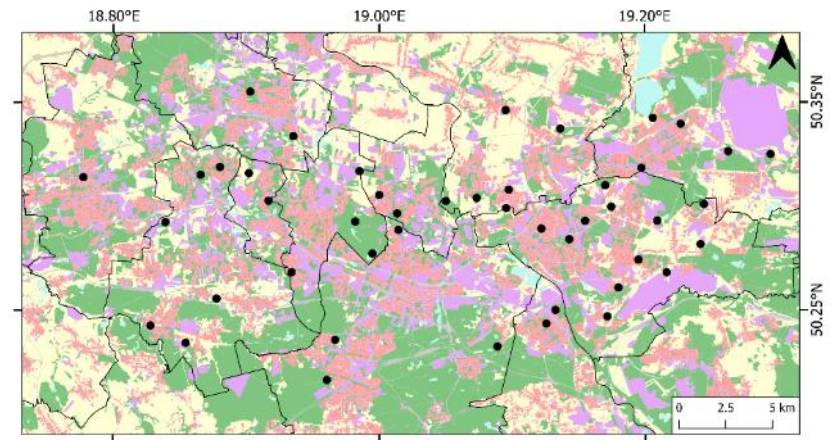
Map. 51. *Nyholmiella obtusifolia*



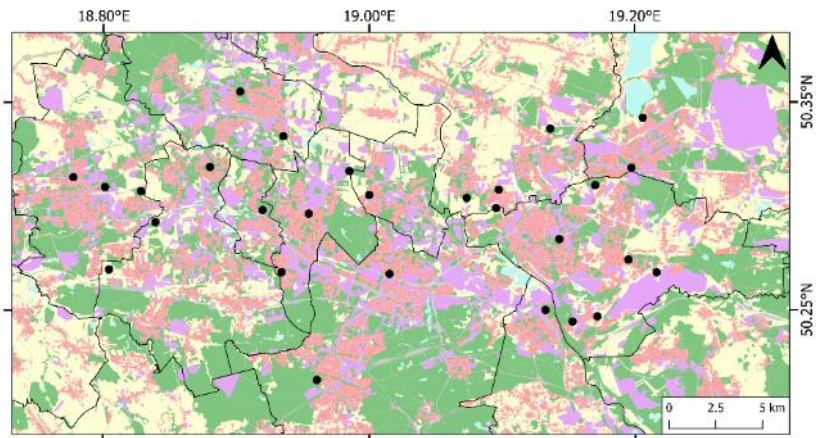
Map. 52. *Orthotrichum anomalum*



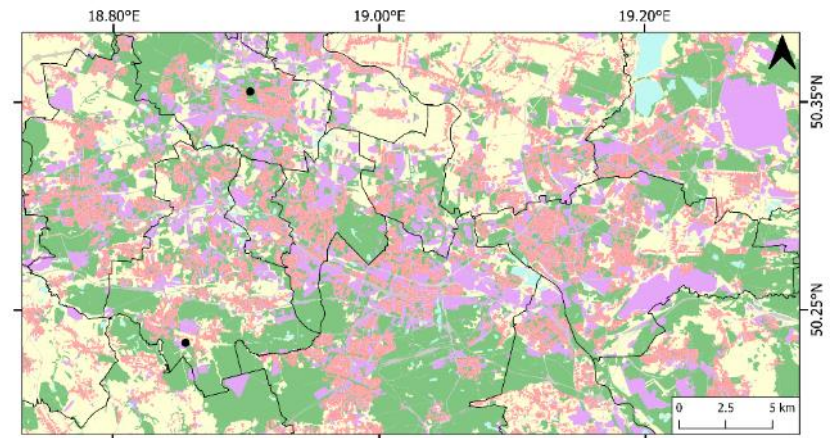
Map. 53. *Orthotrichum diaphanum*



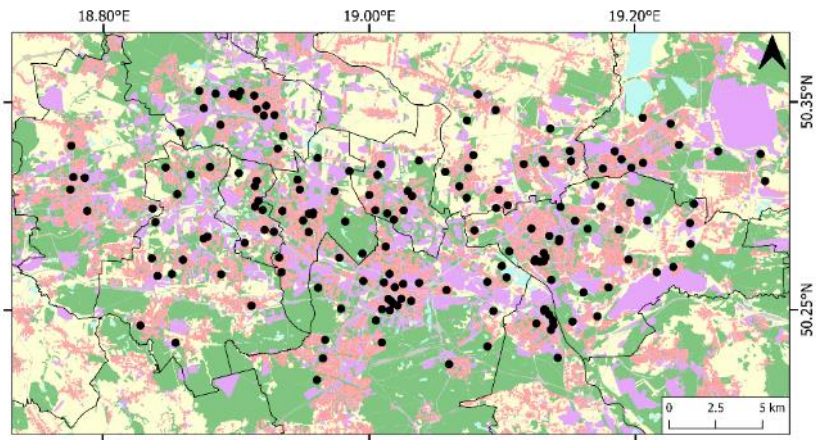
Map. 54. *Orthotrichum pallens*



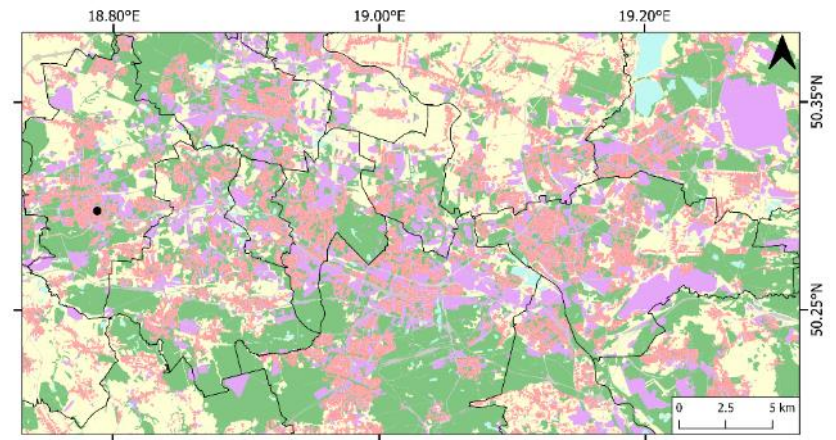
Map. 55. *Orthotrichum patens*



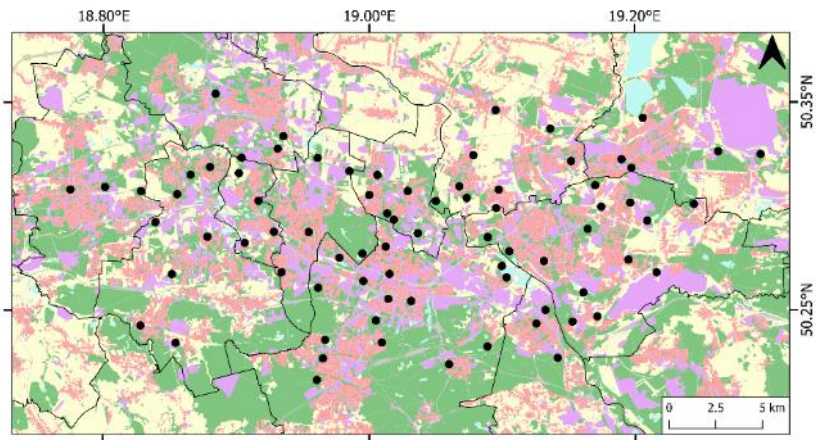
Map. 56. *Orthotrichum pulchellum*



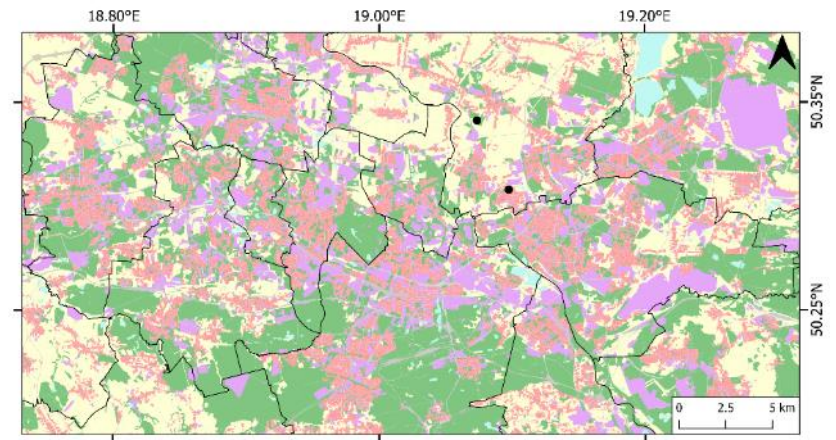
Map. 57. *Orthotrichum pumilum*



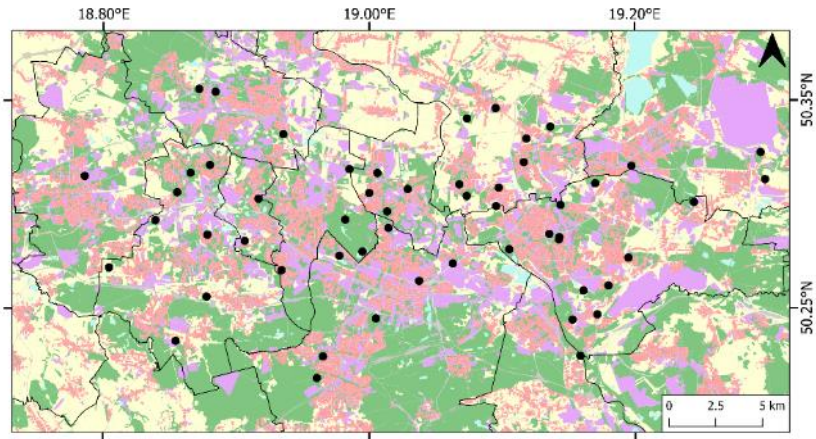
Map. 58. *Orthotrichum schimperi*



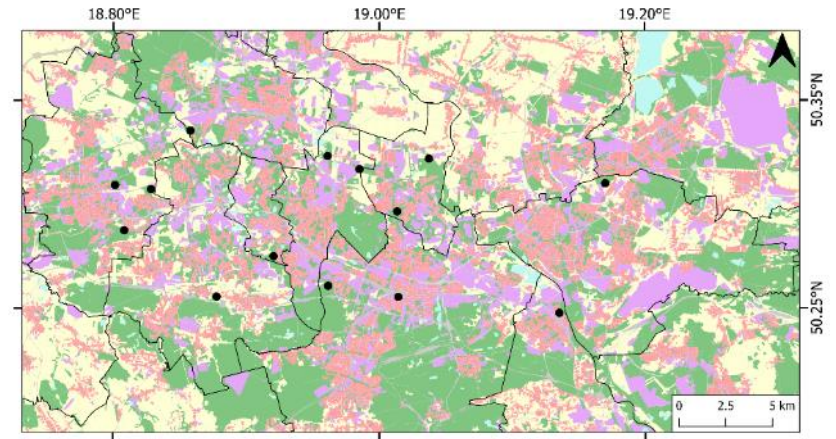
Map. 59. *Orthotrichum stramineum*



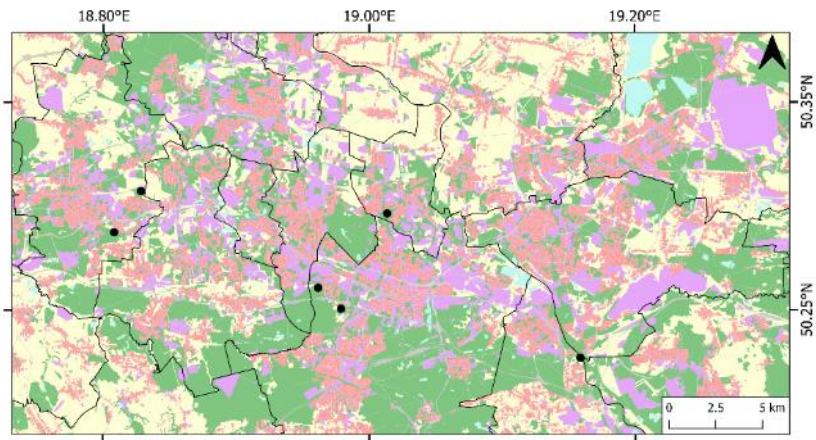
Map. 60. *Oxyrrhynchium hians*



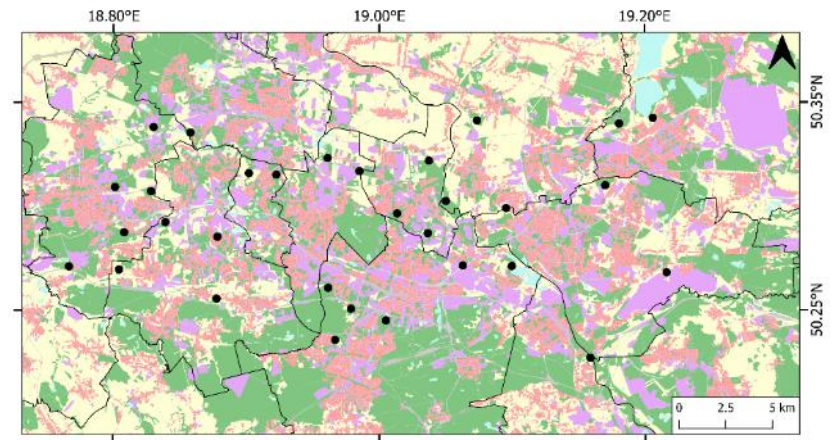
Map. 61. *Plagiomnium cuspidatum*



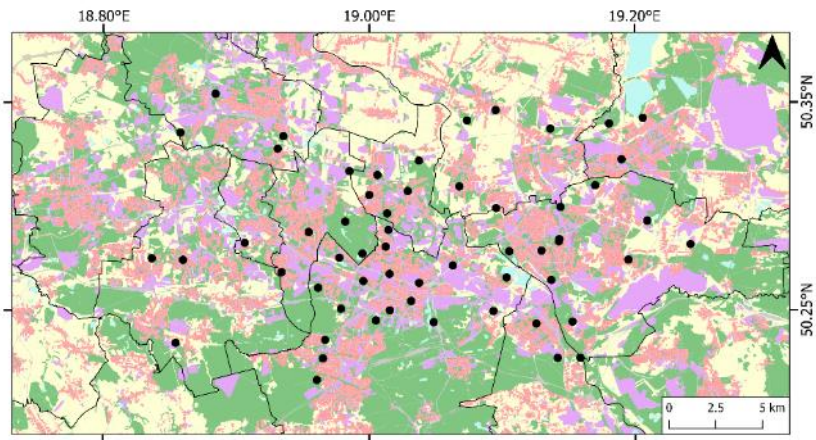
Map. 62. *Plagiothecium curvifolium*



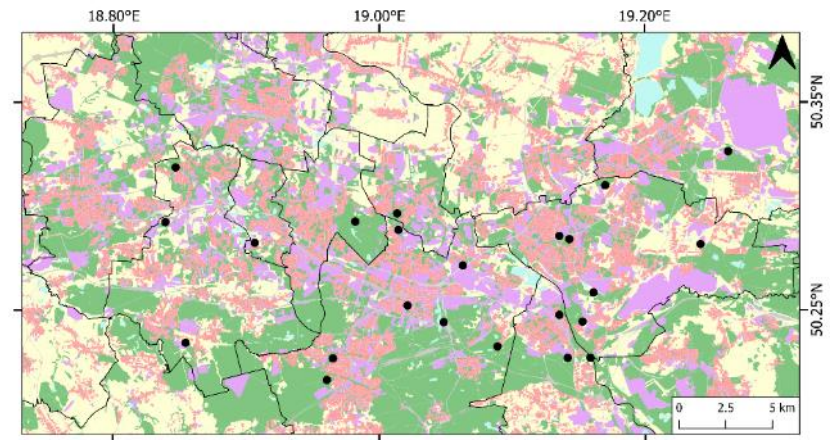
Map. 63. *Plagiothecium denticulatum*



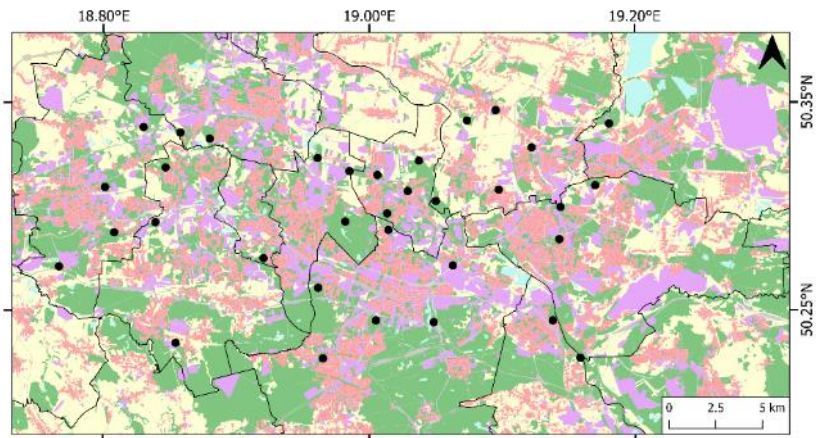
Map. 64. *Plagiothecium laetum*



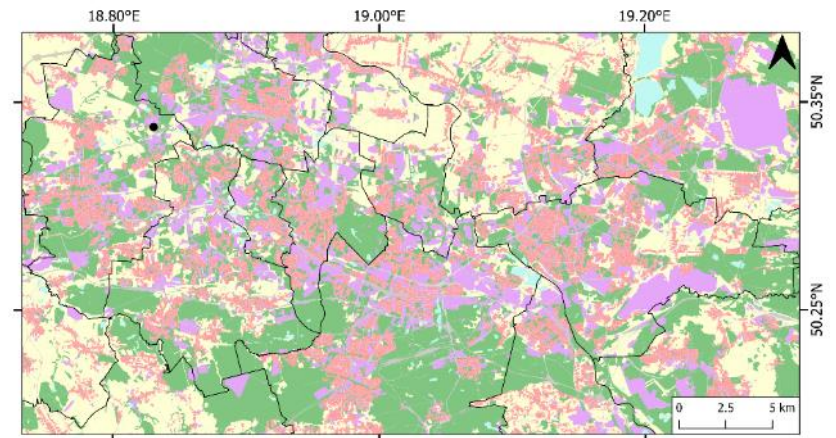
Map. 65. *Platygyrium repens*



Map. 66. *Pleurozium schreberi*

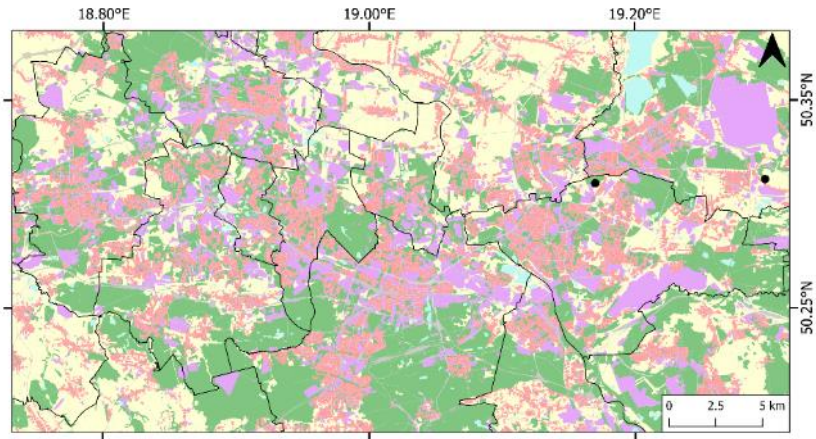


Map. 67. *Pohlia nutans*

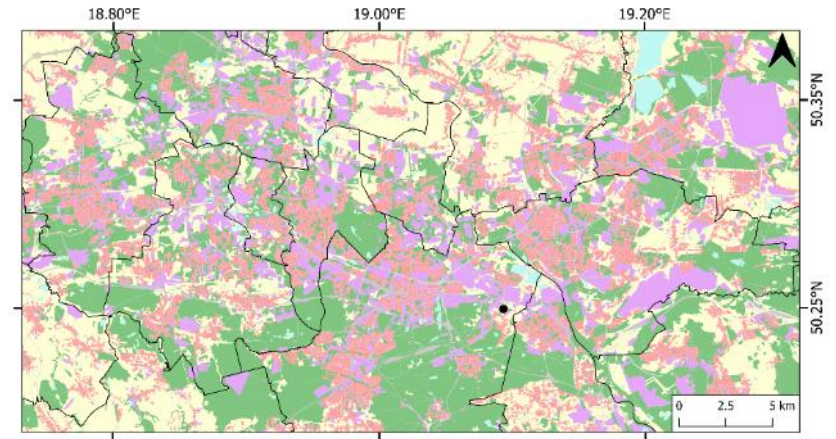


Map. 68. *Polytrichum formosum*

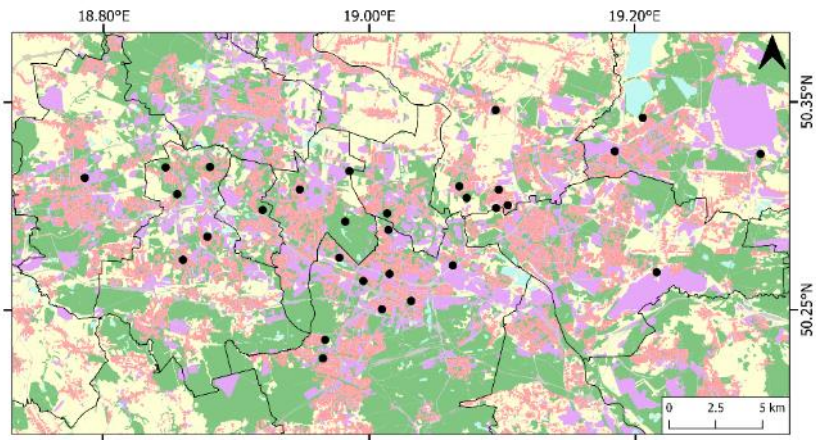




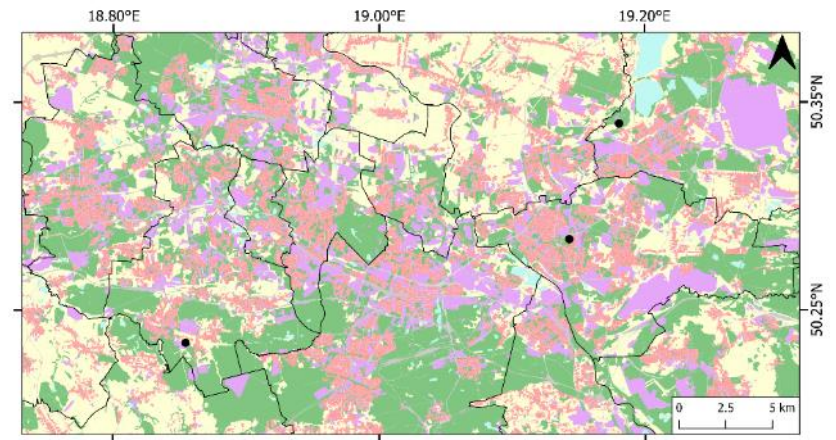
Map. 69. *Porella platyphylla*



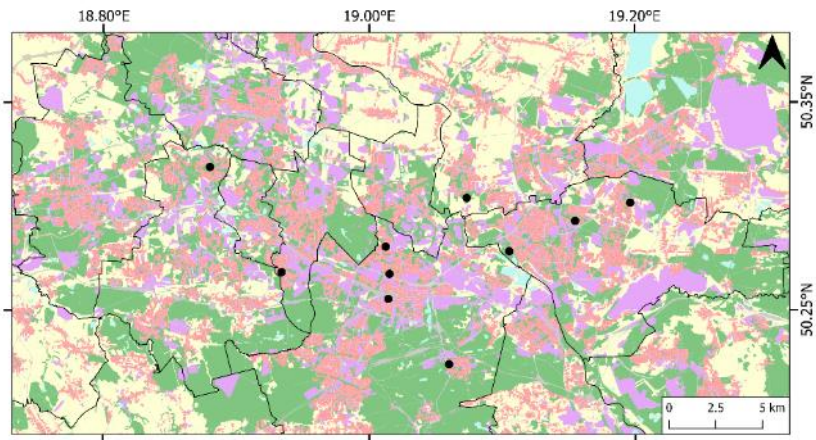
Map. 70. *Pseudocampyllum radicale*



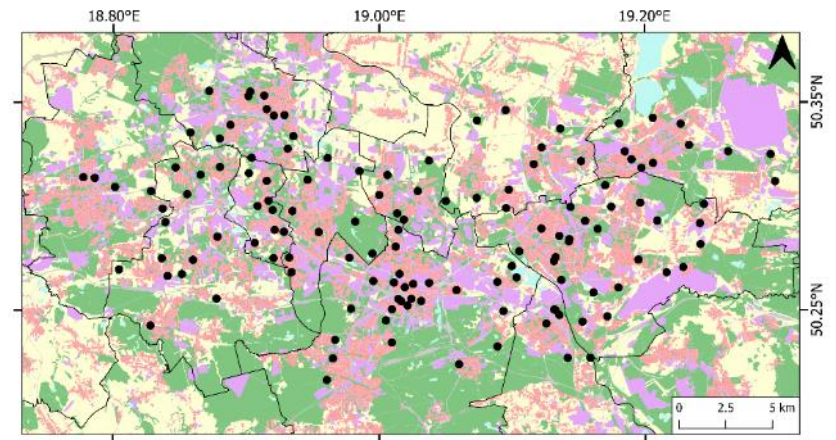
Map. 71. *Pterigynandrum filiforme*



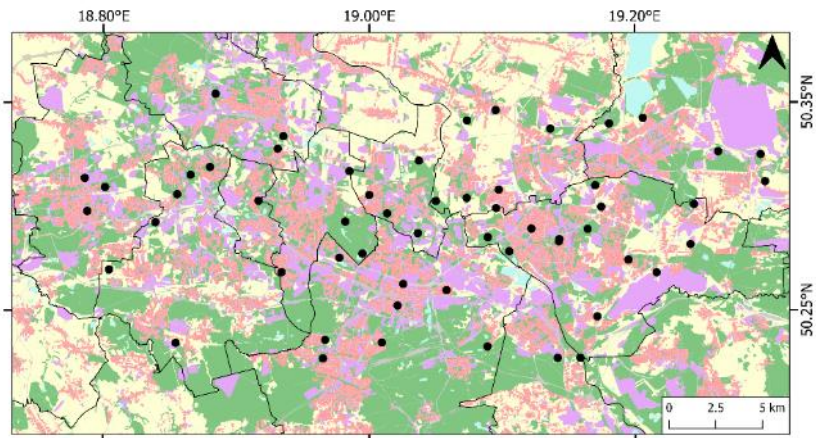
Map. 72. *Ptilidium pulcherrimum*



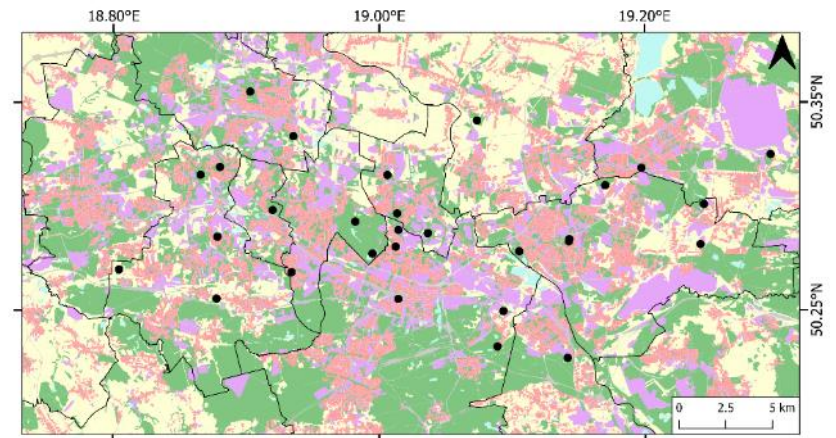
Map. 73. *Pulviger a lyellii*



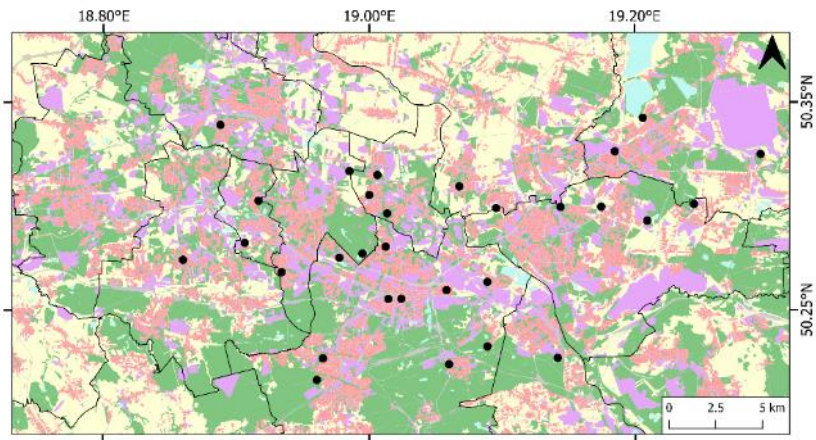
Map. 74. *Pylaisia polyantha*



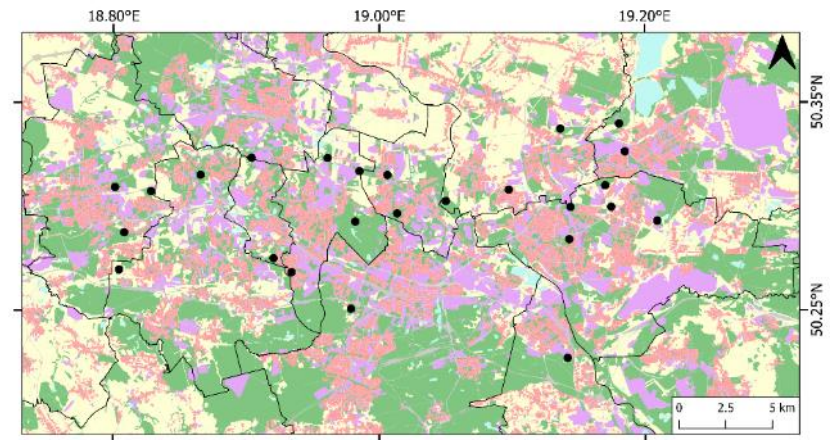
Map. 75. *Radula complanata*



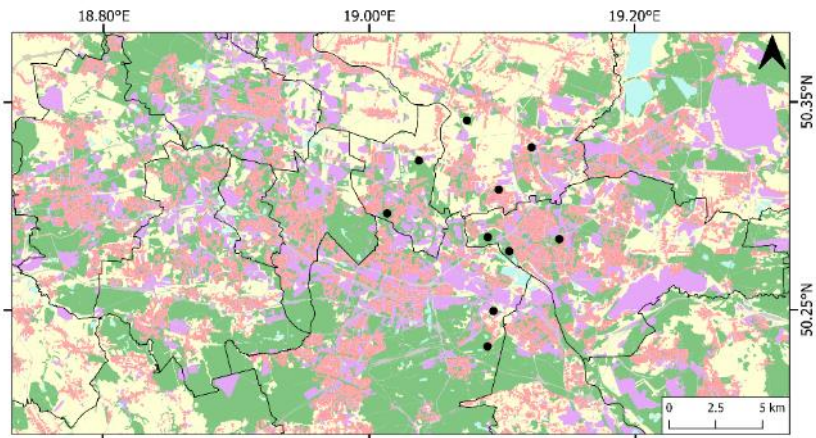
Map. 76. *Sanionia uncinata*



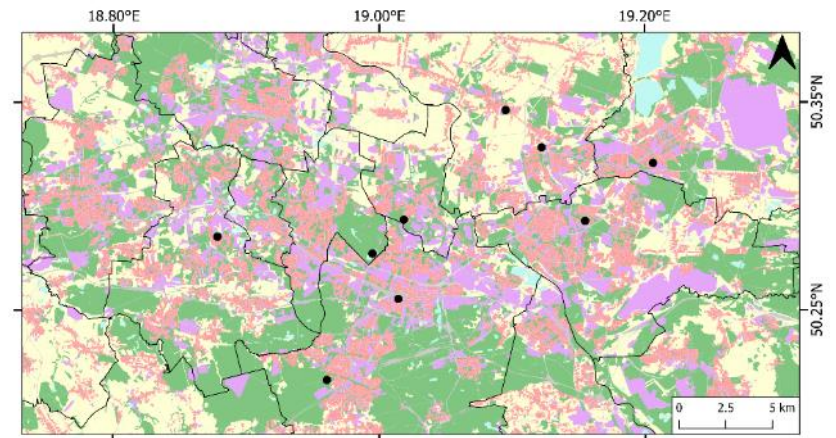
Map. 77. *Schistidium crassipilum*



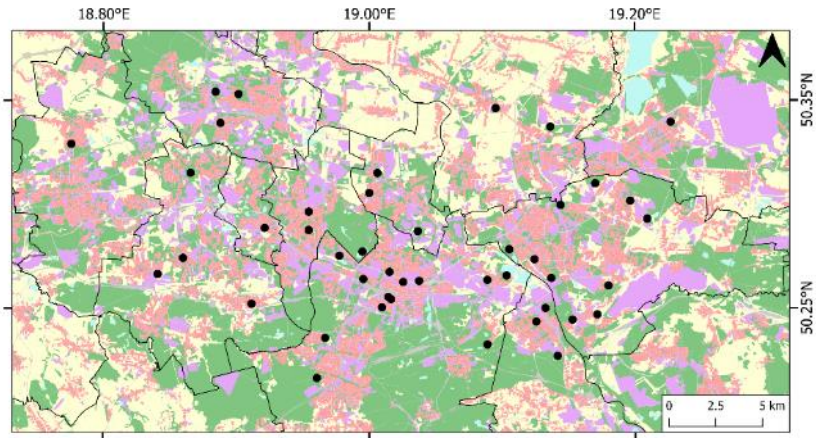
Map. 78. *Sciuro-hypnum populeum*



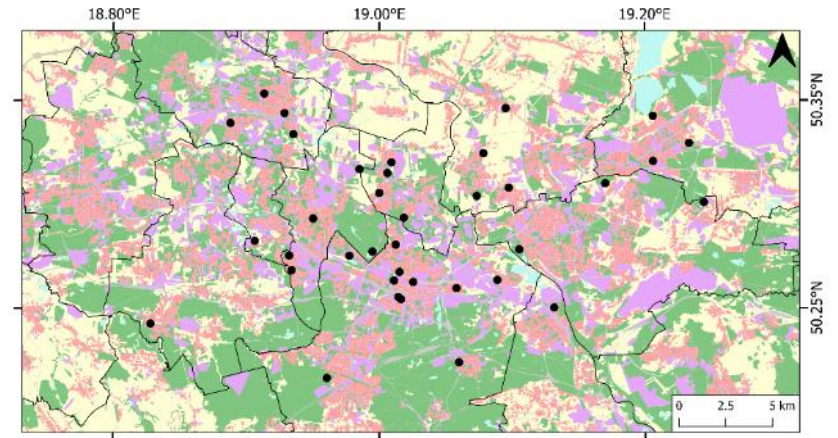
Map. 79. *Sciuro-hypnum reflexum*



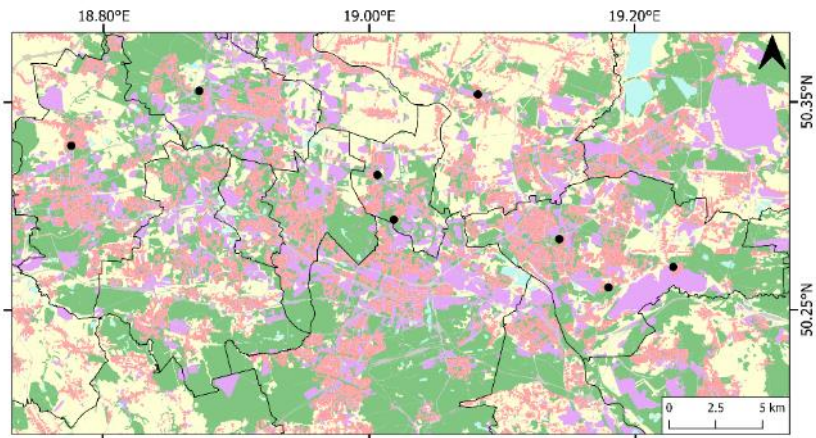
Map. 80. *Syntrichia latifolia*



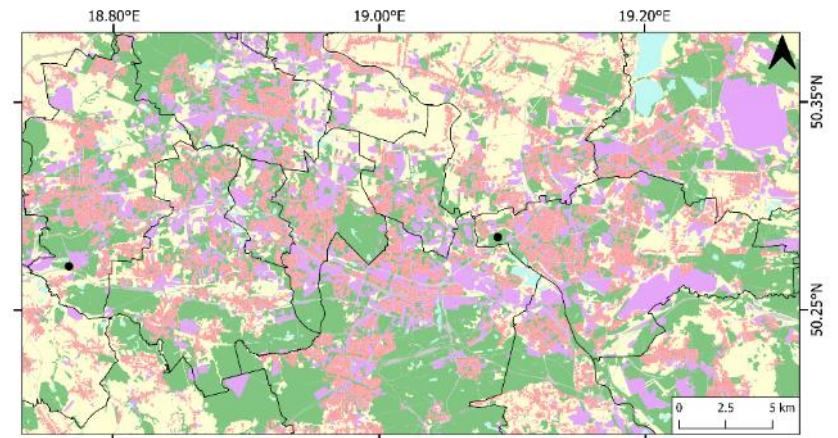
Map. 81. *Syntrichia papillosa*



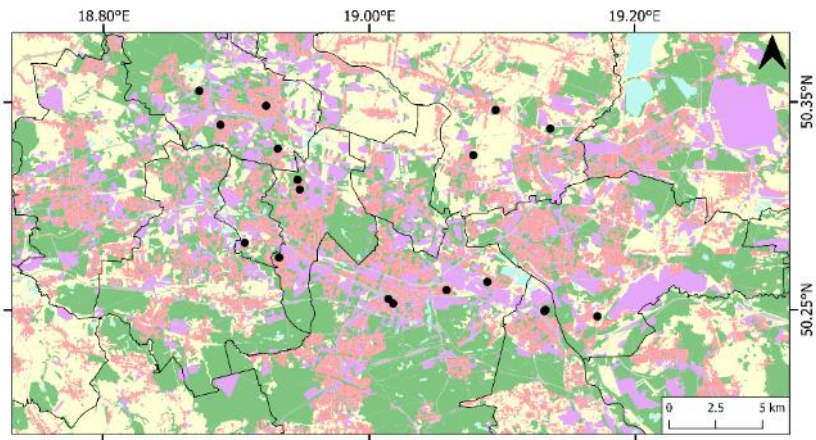
Map. 82. *Syntrichia ruralis*



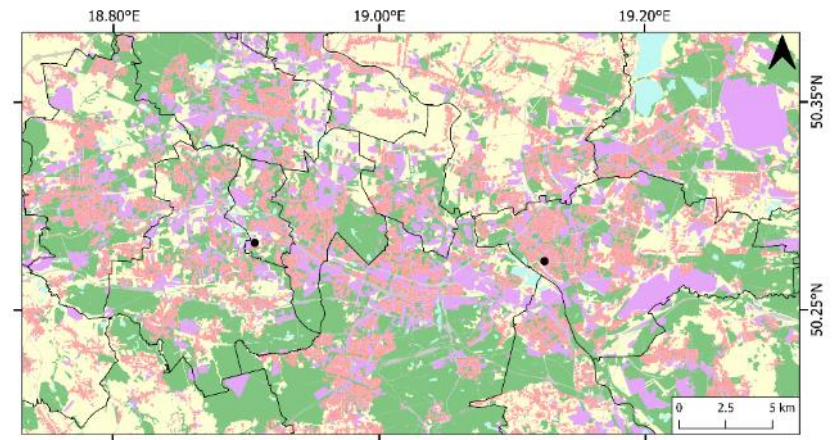
Map. 83. *Syntrichia virescens*



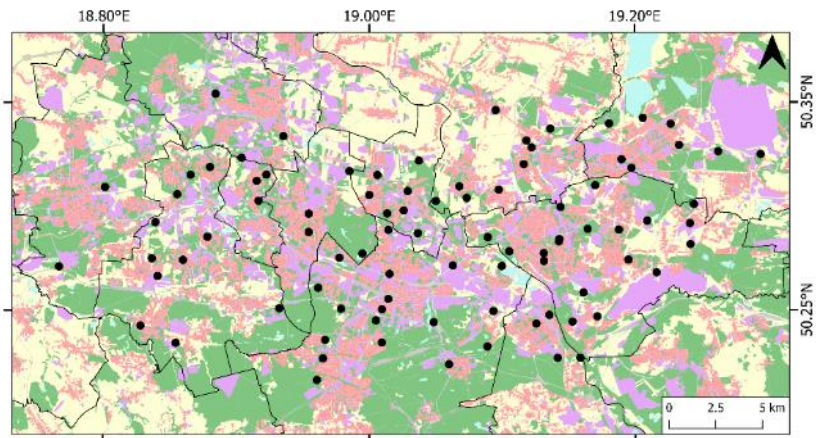
Map. 84. *Tetraxis pellucida*



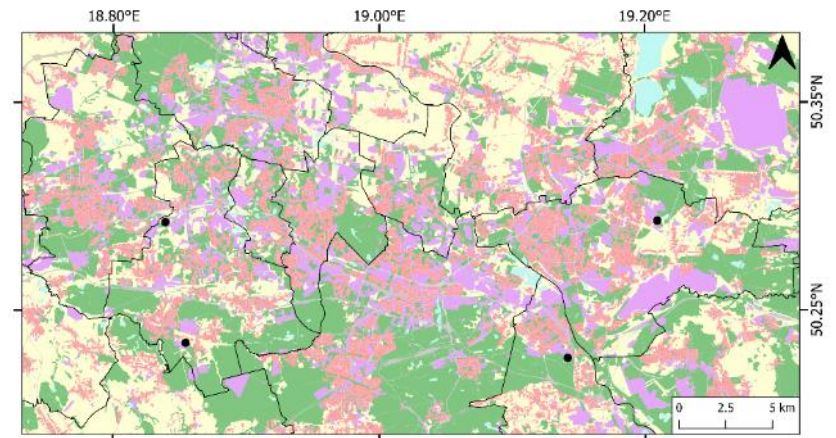
Map. 85. *Tortula muralis*



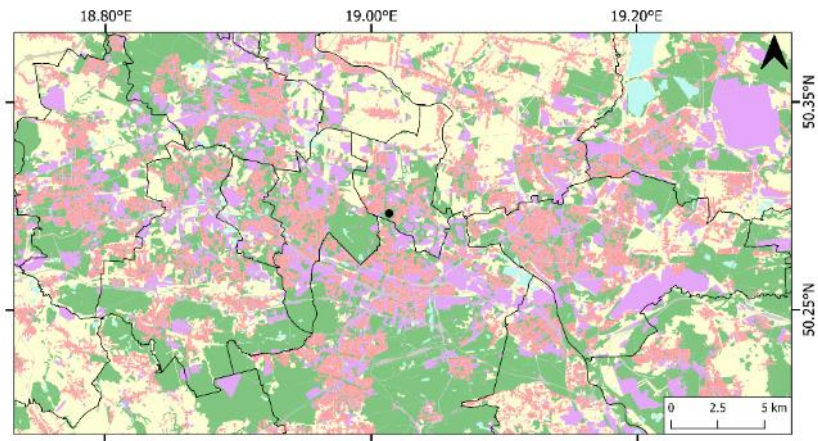
Map. 86. *Tortula subulata*



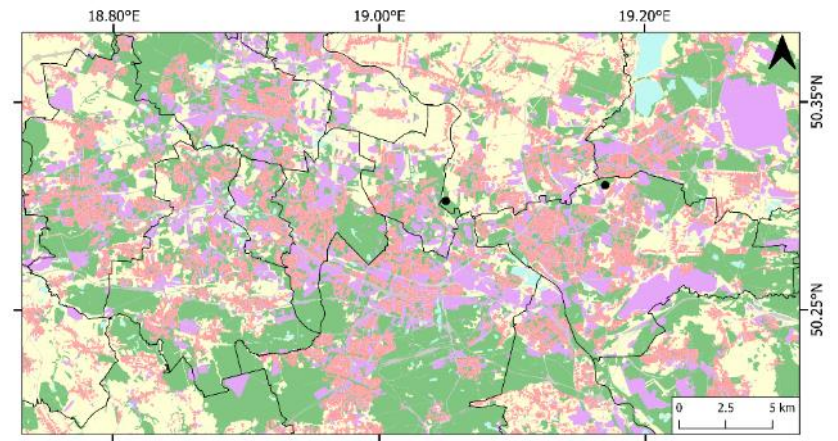
Map. 87. *Ulota bruchii*



Map. 88. *Ulota crispa*



Map. 87. *Zygodon dentatus*



Map. 88. *Zygodon rupestris*