

## Dlaczego z wyników względnych nie powinno się wyliczać zagęszczenia ptaków ani udziału procentowego w zespole?

Ludwik Tomiałojć

Po okresie żywego zainteresowania tworzeniem i doskonaleniem metod liczenia ptaków (Enemar 1959, Ravkin 1967, IBCC 1969, Ralph & Scott 1981, Bezzel & Utschick 1979, Tomiałojć 1980, 1987), obecnie obserwujemy odchodzenie od wcześniejszych propozycji i dość dowolne stosowanie metodyki, zwykle w celu szybkiego zebrania możliwie najobfitszych danych. Wobec czasochłonności metody kartograficznej badacze próbują obejść jej ograniczenia stosując najczęściej metody „szybkiego kartowania” oparte na 3–6 szybkich kontrolach. Przykładami z Europy Środkowej mogą służyć tak prace dawne (Oelke 1968, Tomiałojć 1974), jak i nowsze, a wśród nich tak popularne atlasy rozmieszczenia ptaków miejskich (np. Luniak et al. 2001, Nowakowski et al. 2006, Tykov 2007, Luniak 2013). Jest oczywiste, że będąc metodą względną, taka rejestracja nie oddaje pełnej liczebności ptaków, a tylko jakąś jej część (Bezzel & Utschick 1979). Zakładano, że gatunki są wykrywane mniej więcej w jednakowej proporcji, co okazało się nierealistyczne (Tomiałojć & Verner 1990) i dlatego zwykle rezygnowano z wyliczania z takich danych składu procentowego zespołów ptasich. Jak dotąd wykonano zbyt mało porównań pomiędzy metodami szybkimi i dokładnymi, aby przekonać się do jakiego stopnia i dla których gatunków takie wyniki są zbieżne.

Celem niniejszego artykułu jest sprawdzenie na nowych faktach czy można wyliczać udział gatunków w ugrupowaniach, jeśli rejestrowano tylko część (wykrywalną przez metody względne) osobników obecnych w terenie, a nie badano składu tych ugrupowań zbliżoną do absolutnej, ulepszoną metodą kartograficzną. Na niniejsze porównanie danych własnych z 2011 roku (i mniej pewnych dla gatunków późnych z 2012 r.) uzyskanych kombinowaną metodą kartograficzną z wynikami zebranymi w 2003 r. za pomocą szybkiego rejestrowania terytoriów (Kopij 2004) składają się dwa zadania:

- a) ustalenie za pomocą kombinowanej metody kartograficznej liczebności ptaków lęgowych w zadrzewionej części Parku Szczytnickiego (93 ha) dla porównania z danymi z szybkich rejestracji z roku 2003;
- b) dwukrotne, ale intensywne (wykonywane powoli i z celowym wychwytywaniem wielu stwierdzeń równoczesnych) policzenie w 2011 r. ptaków na ok. 60 ha terenów nadbrzeżno-szuwarowych w celu porównania ich z wynikami 6-krotnego szybkiego kartowania przeprowadzonego w roku 2003 (Kopij 2004).

### Opis terenu

Liczenia przeprowadzono na dwóch wyraźnie wyodrębnionych wycinkach terenu (widocznych na mapach w opracowaniu Kopija 2004) w obrębie powierzchni badawczej (10,5 km<sup>2</sup>)

zwanej Wielką Wyspą, stanowiącej wschodnią część Wrocławia. Charakterystykę tego na ogół miejskiego terenu oraz trzeciej powierzchni, Parku Słowackiego, podano wcześniej (Kopij 2004, Tomiałojć 2010, 2011). Tu dodano tylko ocenę, w jakim stopniu teren ten zmienił się pomiędzy latami 2003 i 2011. Obszary zabudowane i stare tereny zielone w tak krótkim czasie nie uległy istotnej zmianie. Różnicę tylko techniczną stanowiło ujęcie w pierwszej z prac Parku Szczytnickiego w administracyjnych granicach (110 ha), gdy obecnie ograniczono się do 93 ha samego drzewostanu. Dodatkowo wyodrębniono w tabeli osobno ptaki zasiedlające 90 ha zadrzewień liściastych i obce temu siedlisku 3 ha iglastych nasadzeń wzdłuż ul. Mickiewicza. Pominięto zaś pokryty betonową nawierzchnią i basenem kompleks Hali Stulecia, jako niezasiedlony przez ptaki środowisk zadrzewionych. Dane dla gatunków liczonych (a bez oszacowanych z grubsza) na 93 ha są porównywalne bezpośrednio z liczbami poprzednio podawanymi dla 110 ha. Podobnie jak w pracy Kopija (2004) nie wykluczono dwóch skupień po 5 budynków z zadrzewionymi ogrodami znajdujących się w parku, przy ul. Mickiewicza i Kopernika. Dlatego w tabeli 1 znalazły się gatunki gniazdujące na budynkach: gołąb miejski *Columba livia* f. *domestica*, kopciuszek *Phoenicurus ochruros* i mazurek *Passer montanus*.

Stan roślinności w latach 2003 i 2011 na obszarach nadrzeczno-szuwarowych w okalającym Wielką Wyspę międzywalu Odry i jej kanałów żeglugowych uległ niewielkim przekształceniom. Przeważająca część tego wyraźnie wyodrębniającego się od otoczenia biotopu jest sucha, będąc w minionym dwudziestolecu zatopiona tylko w czasie wielkiej powodzi w roku 1997. Znając osobiście stan z roku 2003 na odcinku 2 km, oraz opierając się na ocenach wędkarzy dla reszty należy stwierdzić, że stan roślinności i poziom wód (utrzymywany stabilnym dla celów żeglugi) był w obu okresach podobny. Można by nawet oczekiwać jej słabszego rozwoju obecnie, gdyż o ile od użyźniającej gleby wielkiej powodzi w 1997 r. upłynęło do 2003 r. sześć lat, to od znacznie mniej destrukcyjnej powodzi w 2010 r., która nie uszkodziła pokrywy roślinnej, minął rok. Można by się nawet spodziewać uboższego zestawu ptaków lęgowych ostatnio, niż w 2003 r. W 2011 r., pomijając wcześniej wykoszony pewien fragment, skontrolowano ok. 90% całości nadbrzeży Wielkiej Wyspy, dzieląc je na trzy, nieco odmienne biotopowo odcinki:

Odcinek I. Między mostem Szczytnickim a połączeniem Starej Odry z kanałem powodziowym. Obejmuje on m.in. znane mi od dawna, istniejące od kilkunastu lat duże (ok. 700 m długości i 2–50 m szerokości) trzcinowisko na piaszczystych osadach, gdzie tylko wąski pas trzcin rośnie w wodzie.

Odcinek II. Ok. 4 km długości nad kanałem powodziowym od mostów Jagiellońskich do kładki/śluzы Opatowickiej. Suchy teren łąkowy z szerokim do kilku metrów pasem szuwaru i do kilkunastometrowej szerokości pasem bylin (*Calamagrostis* sp., *Solidago* sp., *Cirsium* sp.) przetykanych wysokimi krzewami wierzby *Salix* sp.

Odcinek III. Ok. 4 km długości położony na wysokim, piaszczystym brzegu Odry od śluzы Bartoszowickiej do jazu Szczytnickiego. Teren ten (ok. 30 ha) w części środkowej ma szerokość do ok. 200 m. Pokryty zróżnicowaną roślinnością, w tym psammofilnymi łąkami wysokich traw lub trzcinnika piaskowego *Calamagrostis epigeios*, w obniżeniach płatami turzyc *Carex* sp., wysokich bylin (*Solidago* sp., *Umbelliferae*, *Reynouldsia* sp.), z licznymi kępami krzewów wierzby oraz niewielkimi zadrzewieniami olszyn *Alnus* sp., starych topoli *Populus* sp. i dębów *Quercus* sp.

## Metody

W 2003 r. cały obszar Wielkiej Wyspy był skontrolowany 6-krotnie w okresach: I liczenie – kwiecień, II – pierwsza połowa maja, III – druga połowa maja, IV – pierwsza połowa

czerwca, V – druga połowa czerwca, VI – lipiec (Kopij 2004). Tylko dwie kontrole przypadły na czas pierwszego lęgu, najważniejszy dla oceny liczebności większości gatunków. W 2011 r. na kontrolnych powierzchniach próbnych (7,5 oraz 17 ha) badanych od lat (Tomiałojć 2011), między końcem marca a 23.06 wykonano po 9–11 liczeń, stosując kombinowaną metodę kartograficzną, tj. z aktywnym rejestrowaniem stwierdzeń równoczesnych i intensywnym wyszukiwaniem gniazd (Tomiałojć 1980, 2010). W pozostałej zadrzewionej części Parku Szczytnickiego (93 minus 17 ha) tylko w latach 2011 i 2012 wykonano z pomocą kombinowanej metody kartograficznej 9 liczeń standardowych (5 podczas pierwszego lęgu), poprzedzonych dwiema kontrolami w końcu marca dla gatunków osiadłych. Nakład czasowy w kombinowanej metodzie był 6–7 razy większy niż w szybkim kartowaniu. Nakład ten zwiększono celowo, dla zrekomensowania pogorszonej percepcji wzrokowej i słuchowej (wspomaganej aparatem słuchowym) obserwatora. Wyniki dla czterech gatunków (tab. 1) skorygowano o jedną parę lęgową w oparciu o dodatkowe stwierdzenia równoległe odnotowane przez L. Dudusia i B. Smyka (mat. niepublik.). W każdej serii liczeń obszar Parku był kontrolowany w ciągu trzech przedpołudni. W r. 2011 zarejestrowano z rejestrowania czterech najliczniejszych gatunków (szpaka *Sturnus vulgaris*, modraszki *Cyanistes caeruleus*, bogatki *Parus major* i grzywacza *Columba palumbus*), a w 2012 r. z rejestrowania szpaków, ekstrapolując ich liczebność z kilkuletnich danych z 17-hektarowej części kontrolnej z uwzględnieniem różnic biotopowych. O ile 17 ha pow. jest najstarszą pozostałością starego lasu lęgowego, to resztę stanowią w większości nasadzenia wtórne z drzewostanem młodszym, miejscami bez dziupli dla szpaków (co odnotowywano podczas liczenia innych gatunków) oraz z prawie bezdrzewnymi polanami łąkowymi i zbiornikami zajmującymi łącznie od 1/4 do 1/3 tej części parku. W r. 2012 dokładnie określono liczebność także gatunków licznych oprócz szpaka, za to w przypadku gatunków „późnych” (kulczyk *Serinus serinus*, muchołówka szara *Muscicapa striata*, zaganiacz *Hippolais icterina*, szczygieł *Carduelis carduelis*), wobec braku kontroli czerwcowych, wyniki są mniej pewne.

Dane empiryczne o liczebności gatunków lęgowych, oraz oszacowania dla paru najliczniejszych (ekstrapolowanych z części powierzchni), podano dla zadrzewionej części Parku Szczytnickiego w tabeli 1 dwojako. Jako główny wynik „ekologiczny” wskazano w niej liczebności i wyliczenia zagęszczenia dla 90 ha parku o jednolitym charakterze (głównie zadrzewienia liściastego). Natomiast do celów testu metody wykorzystano podane w nawiasach liczby par odnoszące się do całej zadrzewionej części parku (93 ha), wraz z obcymi tu nasadzeniami drzew iglastych.

W 2011 roku, w okresie między 25.06 a 7.07, na trzech odcinkach terenu nadbrzeżno-szuwarowego wykonano po dwie kontrole, każda trwająca 2 (3) dni. Liczono ptaki jeszcze śpiewające, albo przebywające rodzinami, gatunki związane z szuwarami, trzcinowiskami, zakrzewieniami i terenami otwartymi. Łany wysokiej roślinności penetrowano co 20–30 m wzdłuż ścieżek wędkarzy. Starano się uzyskiwać jak najwięcej stwierdzeń równoczesnych przemieszczając się od jednej odnotowanej rodziny do sąsiedniej i czasem cofając się dla sprawdzenia. Prowokowano ptaki naśladowaniem głosu alarmującego pisklęcia (ang. pishing). Podobnie jak w 2003 roku (Kopij 2004), zrezygnowano z rejestrowania koczujących rodzin obu gatunków wróbli *Passer sp.*, a także stanowisk grzywacza i kapturki *Sylvia atricapilla*.

Głównie w czerwcu 2011 skontrolowano jeszcze pobieżnie (1–2 razy) inne fragmenty zadrzewień i zabudowy willowej, które razem z Parkiem Szczytnickim i obszarami nadbrzeżnymi zajmują ok. 2,5 km<sup>2</sup>, czyli 1/4 powierzchni Wielkiej Wąsy.

**Tabela 1.** Liczebność ptaków lęgowych w zadrzewieniu Parku Szczytnickiego na 90 (93) ha wg dwóch metod: szybkiego rejestrowania (2003) oraz dwóch wersji metody kartograficznej, z 7–9 kontrolami (lata 1986 i 1988) i kombinowanej z 9–11 liczeniami (lata 2011 i 2012). Dane G. Kopyja (2004) wydobyto z jego tab. 2 i mapek gatunkowych. Brakujące oceny ilościowe uzupełniono wskazaniem lęgowości gatunku (+) wg prac obejmujących część parku (Cisakowski 1992, Tomiałojć 2011). W nawiasach podano liczbę par na 93 ha parku wraz z płatem obcych krzewów i drzew iglastych. \*oszacowanie ekstrapolowane z wyniku dla 17 ha (z tab. 2), 1 m – samotny samiec

**Table 1.** Numbers of breeding pairs in Szczytnicki Park on the 90 (93) ha of the afforested area according to quick mapping (in 2003) and after two versions of the mapping technique: with 7–9 visits (years 1986, 1988), and a combined version with 9–11 visits (years 2011 and 2012). Older data after Cisakowski (1992), Kopyj (2004) and Tomiałojć (2011); figures in brackets denote all territories including those from a 3 ha site with prevailing exotic conifers; \*figure extrapolated from 17 ha subplot (Tab. 2). (1) – species, (2) – numbers of pairs, (3) – mean density for 2011–2012, (4) – total without Starling, (5) – grand total, (6) – no longer breeding, 1 m – a stationary male

Gatunek (1)	Liczba par (2)					Średnia par/10 ha z lat 2011–2012 (3)
	1986	1988	2003	2011	2012	
<i>Sturnus vulgaris</i>	+	+	+	240–260*	240–260*	c. 28
<i>Columba palumbus</i>	+	+	25	60–70*	69 (71)	7,5
<i>Parus major</i>	+	+	+	60–70*	55–56	6,7
<i>Cyanistes caeruleus</i>	+	+	+	55–60*	51	6,2
<i>Sylvia atricapilla</i>	19	+	+	60 (63)	56 (60)	6,4
<i>Fringilla coelebs</i>	+	+	+	48 (50)	51 (54)	5,5
<i>Corvus cornix</i>	+	+	5	36 (38)	42 (45)	4,3
<i>Sitta europaea</i>	+	+	26	30	29	3,3
<i>Ficedula hypoleuca</i>	+	+	14	24	23–24 (24–25)	2,6
<i>Turdus merula</i>	+	+	+	23,5 (24,5)	21,5 (23,5)	2,6
<i>Erithacus rubecula</i>	16	+	10	20	21–22	2,1
<i>Anas platyrhynchos</i>	+	+	9	c.19 (20)	18–20	2,1
<i>Passer montanus</i>	+	+	+	17	17	1,9
<i>Phylloscopus collybita</i>	+	11	12	14–15	8	1,2
<i>Ficedula albicollis</i>	?	+	12	15	15	1,6
<i>Hippolais icterina</i>	+	9	20 <sup>1)</sup>	13	8–9	1,2
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	1	1	6	9	9	1,0
<i>Luscinia megarhynchos</i>	7	9	4	0	2	0,1
<i>Chloris chloris</i>	+	+	+	9 (16)	15 (18)	1,3
<i>Serinus serinus</i>	+	6	6	7 (8)	0?	0,3
<i>Sylvia curruca</i>	+	+	3	5 (7)	2	0,4
<i>Columba livia f. domestica</i>	?	?	?	5	5–6	0,6
<i>Dendrocopos medius</i>	1	2	1	6	4–5	0,6
<i>Dendrocopos major</i>	2	2	6	5,5	6	0,6
<i>Picus viridis</i>	+	+	2	3,5	4	0,4
<i>Turdus pilaris</i>	0	0	3	5,5	3	0,5
<i>Turdus philomelos</i>	6	4	3	4	3	0,4
<i>Muscicapa striata</i>	6	+	15 <sup>1)</sup>	4	2	0,3
<i>Phoenicurus ochruros</i>	?	?	1	2	2	0,2

<i>Gallinula chloropus</i>	0	0	0	2	2	0,2
<i>Oriolus oriolus</i>	+	+	2	1,75	1,5	0,2
<i>Aegithalos caudatus</i>	2	?	3	1–2	2,5	0,2
<i>Regulus regulus</i>	?	+	4	1	1	0,1
<i>Certhia brachydactyla</i>	+	+	5	1	2	0,1
<i>Certhia familiaris</i>	+	+	1	1	0	0,05
<i>C. coccothraustes</i>	+	+	1	0	1–2	0,1
<i>Garrulus glandarius</i>	5	4	0	1	1	0,1
<i>Pica pica</i>	?	?	0	1	0,5	0,1
<i>Columba oenas</i>	0	0	0	1 m <sup>3)</sup>	1	0,1
<i>Carduelis carduelis</i>	?	?	1	0	3	0,2
<i>Carduelis spinus</i>	?	?	?	1	0	0,1
<i>Strix aluco</i>	+	+	+	1–1,5	1–2	0,1
<i>Picus canus</i>	?	?	?	1	1	0,1
<i>Dryocopus martius</i>	1	1	2 <sup>2)</sup>	0,5–0,75	0,5	0,05
<i>Dendrocopos syriacus</i>	0	0	0	0,5	+	0,03
<i>Jynx torquilla</i>	0	0	0	0,5	0	0,03
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	0	0	0	1	0	0,05
Razem, bez szpaka (4)				590 (608)	564 (582)	64,0
Razem wszystkich (5)				c. 840	c. 814	c. 91,9
Obecnie nielegowe (6)						
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	?	12 <sup>1)</sup>	4 <sup>1)</sup>	0	0	
<i>Phylloscopus trochilus</i>	1	3 <sup>1)</sup>	0	0	0	
<i>Dendrocopos minor</i>	+	?	1	0	0	

Uwaga: Dane Kopija (2004) choć podane dla Parku wraz z Halą Stulecia są dla gatunków związanych z zadrzewieniami porównywalne wprost z wartościami uzyskanymi na 93 ha samych zadrzewień.

<sup>1)</sup>wartości prawdopodobnie przeszacowane wskutek wliczenia osobników niestacjonarnych

<sup>2)</sup>nawet jeśli mamy dziuplę, to rewir dzięcioła czarnego sięgać może daleko poza obszar zadrzewienia, zwłaszcza gdy, jak w r. 2011 i 2012, była ona przy skraju Parku Szczytnickiego, stąd terytorium obejmowało też zadrzewione otoczenie Stadionu Olimpijskiego. Dawne oceny przyjmujące po dwa terytoria w tym parku mogą być przeszacowaniem nieodróżniającym miejsca lęgu jednej pary od jej oddalonych miejsc żerowania (nie ma w nich starych dziupli).

<sup>3)</sup>siniak. Gatunek omyłkowo pominięty w tabeli w pracy wcześniejszej (Tomiałojć 2011). W r. 2009 para zajmowała terytorium w bukach od strony Zalesia. Połowa rewiru wchodziła w obręb 17-hektarowej pow. próbnej.

## Wyniki

Policzenie ptaków kombinowaną metodą kartograficzną w Parku Szczytnickim pokazało, że uprzednie oceny z szybkiego 6-krotnego kartowania (Kopij 2004), były dwojakiego rodzaju (tab. 1):

- zgodne z danymi z metody kartograficznej w przypadku 19 rzadszych i łatwiejszych w ocenie liczebności gatunków, mogąc stanowić podstawę dla ocen faunistycznych i do obliczania gatunkowych zagęszczeń ich populacji;
- dla większości gatunków, w tym kilkunastu gatunków dla których istnieją dane porównywalne, szybka metoda dała wyniki silnie zniekształcone (znaczne, nawet kilkukrotne niedoszacowania, czasem przeszacowania).

**Tabela 2.** Liczebność i zagęszczenie ptaków lęgowych w obrębie dwóch powierzchni szczegółowych. m – samiec stacjonarny, + poniżej 0,25 terytorium

**Table 2.** Numbers of pairs and density of birds breeding in two smaller plots censused for years (Tomiałojć 2011). (1) – species, (2) – number of pairs, (3) – pairs/10 ha, (4) – mean density for 2011–2012, (5) – total, m – stationary male, + less than 0.25 of territory

Gatunek (1)	Park Słowackiego (7,5 ha, rok 2011)		Park Szczytnicki (część 17 ha)		
	liczba par (2)	par/10 ha (3)	liczba par (2)		średnio par/10 ha (4)
			2011	2012	
<i>Sturnus vulgaris</i>	27	36,0	92	c. 92?	54,1
<i>Passer montanus</i>	20	26,6			
<i>Passer domesticus</i>	13	17,3			
<i>Columba palumbus</i>	11	14,6	14	18	9,4
<i>Cyanistes caeruleus</i>	9	12,0	14,5	23	11,0
<i>Corvus cornix</i>	8,5	11,3	9	8,5	5,1
	+ 2 nieleg.				
<i>Parus major</i>	7	9,3	18	19–20	11,0
<i>Corvus monedula</i>	7	9,3			
<i>Fringilla coelebs</i>	6	8,0	12,5	14	7,8
<i>Sylvia atricapilla</i>	6	8,0	12,5	12,5	7,3
<i>Chloris chloris</i>	6	8,0	0	4	1,2
<i>Hippolais icterina</i>	4	5,3	+	0	+
<i>Turdus merula</i>	2,5–3	3,6	6	3	2,6
<i>Sitta europaea</i>	2	2,6	9	10	5,6
<i>Serinus serinus</i>	2	2,6			
<i>Sylvia curruca</i>	1,5	2,0	+	0	+
<i>Phylloscopus collybita</i>	1 (m)	1,3	3	2	1,5
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	1 (m)	1,3	1	2	0,9
<i>Phoenicurus ochruros</i>	1	1,3			
<i>Muscicapa striata</i>	1	1,3	1	1–2	0,7
<i>Sylvia communis</i>	1	1,3			
<i>Anas platyrhynchos</i>	1	1,3	4–5	7–8	3,5
<i>Carduelis carduelis</i>	1	1,3		0,5	0,1
<i>Pica pica</i>	0,5–1	1,0			
<i>Streptopelia decaocto</i>	0,5	0,6			
<i>Erithacus rubecula</i>			6	8,5	4,2
<i>Ficedula hypoleuca</i>			9	5–6	4,2
<i>Ficedula albicollis</i>			4,5	6	3,1
<i>Dendrocopos medius</i>			2,5	2,5	1,5
<i>Dendrocopos major</i>			2	2	1,2
<i>Turdus pilaris</i>			1	0	0,3
<i>Turdus philomelos</i>			0,5	0,5	0,3
<i>Garrulus glandarius</i>			0,75	0,5	0,4
<i>Oriolus oriolus</i>			0,5	0,5	0,3

<i>Picus canus</i>	0,5	1	0,4
<i>Picus viridis</i>	0,5	0,5	0,3
<i>Dryocopus martius</i>	0,5	0,5	0,3
<i>Strix aluco</i>	0,5	0,5–1	0,3
<i>Certhia brachydactyla</i>	0	1	0,3
<i>Certhia familiaris</i>	0,5	0	0,3
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	0	0,5	0,3
Razem (5)	141	188	226
			247,5
			139

**Tabela 3.** Porównanie liczby par/rodzin ptaków wykrytych na terenach nadbrzeżnych i szuwarowych wokół Wielkiej Wyspy w r. 2003 (Kopij 2004) oraz 2011

**Table 3.** Numbers of pairs/families found during quick mapping in 2003 (Kopij 2004) and by intensive mapping (two slow visits, many contemporary records) in 2011 on the narrow belts (3 sections) of an embankment-riparian habitat surrounding the urban district Great Island. (1) – section I with a reed belt, (2) – section II bushy meadows on dry land, (3) – section III bushy alluvial sandy grounds, (4) – total

	2003	2011
Odcinek I (z trzcinowiskiem) (1)		
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	3	23
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	1	2
<i>Acrocephalus palustris</i>	5	0 (wykoszone?)
<i>Ixobrychus minutus</i>	0	1 (i w r. 2010)
<i>Fulica atra</i>	1	0
Odcinek II (łąkowy) (2)		
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	0	2
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	0	2
<i>Acrocephalus palustris</i>	11	>27
<i>Sylvia communis</i>	2	10
Odcinek III (różnorodny) (3)		
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	0	2
<i>Acrocephalus palustris</i>	12	>30
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	0	1
<i>Sylvia communis</i>	0	>13
<i>Phylloscopus collybita</i>	1	3
<i>Luscinia megarhynchos</i>	3	7
<i>Saxicola torquata</i>	0	1
<i>Lanius collurio</i>	0	5
<i>Emberiza schoeniclus</i>	1	2
<i>Phasianus colchicus</i>	0	2
<i>Riparia riparia</i>	0	5
Łącznie I + II + III (4)	41	141

Wyniki kontrolne uzyskane na dwóch mniejszych powierzchniach parkowych badanych od lat 1970. (tab. 2) wykazały, że liczebność ptaków lęgowych w Parku w latach 2011–2012 była podobna jak w latach 2009–2010, czyli będąc reprezentatywną dla sytuacji wieloletniej (por. Tomiałojć 2011).

**Tabela 4.** Zroźnicowanie kierunku zmian w łącznej liczebności (liczbie par) 35 (park) i 14 (tereny nadbrzeżne) gatunków porównywalnych pomiędzy latami 2002–2003 i 2011–2012. CM – kombinowana metoda kartograficzna, QM – szybkie rejestrowanie

**Table 4.** Different reflections of the changes in the total abundance (overall number of pairs) for 35 species (park) and 14 species (river embankments) between two periods 2002–2003 and 2011–2012. (CM) – combined mapping technique, QM – quick mapping. (1) – control data, all from combined mapping, (2) – test data, (3) – river embankments

Kontrolne (1)	2002 (CM)	2011 (CM)	2012 (CM)
Park Szczytnicki (17 ha)	143	94 (–34%)	110 (–23%)
Testy (2)	2003 (QM)	2011 (CM)	2012 (CM)
Park Szczytnicki (93 ha)	203	285 (+c. 40%)	285 (+c. 40%)
Tereny nadbrzeżne (c. 60 ha) (3)	41	141 (+c. 244%)	

Oceny liczebności ptaków na terenach nadbrzeżno-szuwarowych okalających Wielką Wyspę wykonane przy użyciu porównywanych metod różniły się jeszcze bardziej. W 2003 r. szybkie 6-krotne kartowanie wykazało występowanie łącznie 41 par ptaków (co odczytano z mapek gatunkowych oraz z tabeli 1 w publikacji Kopija 2004). Tymczasem w 2011 roku, mimo tylko dwukrotnej kontroli terenu, odnotowano tamże 141 par (tab. 3).

Prócz tych powierzchni szczegółowych także stare aleje dębowe na wałach przeciwpodziowych były przypuszczalnie miejscem gniazdowania przeoczonych par trudniej policzalnych gatunków (grzywacz, szczygieł). Ptaki te spotykano tam w lipcu 2011, czyli w porze dla nich lęgowej. Natomiast nie odnotowano ich na mapkach (Kopij 2004). Podobnie znamienne jest też brak odnotowania kilku gatunków w zdziczałym i z bujnymi krzewami Lasku Olimpijskim i jego otoczeniu. Np. w 2011 r. było tam 13 stacjonarnych rudzików *Erethacus rubecula*, gdy w 2003 r. nie wykazano ani jednego. Liczebność tego gatunku była zresztą niedoszacowana o połowę także w Parku Szczytnickim (tab. 1). Przykładami skrajnymi są zaś wyniki pobieżnego ponownego skontrolowania 1/4 obszaru Wyspy: liczba par trzcinniczka *Acrocephalus scirpaceus* w 2011 r. wyniosła tam ok. 32 zamiast trzech par w 2003 r. Natomiast stanowisk gąsiorka *Lanius collurio* na obecnie przeszukanej 1/4 obszaru było 8, wobec poprzednio 2 na całych 10 km<sup>2</sup>. Poprzednio w ogóle nie zarejestrowanej koszki *Gallinula chloropus* teraz stwierdzono 4 pary. W stosunku do rzeczywistych liczebności niedoszacowania w szybkich liczeniach z r. 2003 mogły być jeszcze większe.

## Dyskusja

W obrębie dwóch powtórnie zbadanych powierzchni szczegółowych, parkowej i nadbrzeżno-szuwarowej, ale też i w pobieżnie skontrolowanej mozaice siedlisk Wielkiej Wyspy (łącznie 2,5 km<sup>2</sup>), rozmieszczenie gatunków według biotopów zostało w roku 2003 i 2011 odzwierciedlone dość podobnie przez dwie mocno różne metody i przez różnych obserwatorów. Dowodzi to m.in. rzetelności wykonania prac w terenie oraz przydatności tego rodzaju wyników dla jakościowej oceny faunistycznej.

Głównym celem tego sprawdzianu było jednak zmierzenie, jak bardzo różnią się wyniki ilościowe pomiędzy dwiema metodami. Na ujawnione rozbieżności między nimi złożyły się zapewne rzeczywiste zmiany w liczebności pomiędzy różnymi latami, jak również różnice wynikające z efektywności poszczególnych metod.



## Rzeczywiste wahania liczebności ptaków pomiędzy porównywanymi sezonami

Zaistnienie rzeczywistych różnic między liczebnością populacji niektórych gatunków w latach 2003 i 2011–2012 dokumentuje obecność w Parku Szczytnickim tylko w pierwszym roku lęgowych dwóch gatunków – świstunki *Phylloscopus sibilatrix* i dzięciołka *Dendrocoptes minor*, oraz tylko w ostatnich latach ośmiu innych gatunków, w tym np. sójki *Garrulus glandarius*, sroki *Pica pica* i dzięcioła zielonosiwego *Picus canus* (tab. 1), a także próby lęgów w 2011 r. pojedynczych par dzięcioła białoszyjnego *D. syriacus* i czyża *Carduelis spinus*, udany w 2010 r. i nieudany w 2011 r. lęg pary trzcinniczek, czy choćby pomyślnie lęgi kokoszki oraz lęg od dawna nienotowanego tu krętogłowa *Jynx torquilla*. Niektóre z tych gatunków także zmieniły swą liczebność pomiędzy porównywanymi latami badań, w tym na innych powierzchniach próbnych: nastąpił znaczny wzrost jednych (wrona siwa *Corvus cornix*, kapturka) i spadek drugich (słowik rdzawy *Luscinia megarhynchos*, pełzacz ogrodowy *Certhia brachydactyla*) (Tomiałoć 2011).

Uzyskane w latach 2011–2012 wyniki wskazują na niedoszacowania niektórych ocen przy zastosowaniu metody szybkiej rejestracji. Przykładem są wrony, których w 2003 r. wykryto w Parku Szczytnickim 5 par, choć badający ich liczebność Udolf (2004) stwierdził w tym samym roku ok. 10 par, gdy obecnie jest ich 45. Dwukrotne niedoszacowanie tego łatwego w rejestracji gatunku w 2003 roku powstało zapewne w wyniku rozłożenia sześciu kontroli na długi okres, co sprawiło, że na czas widoczności wronich gniazd (kwiecień) przypadła tylko jedna z nich. Inne gatunki o znanych silnych zmianach liczebności (kapturka, kos, sikory) nie były włączone do testu metody.

W sprawdzaniu tym udało się wykluczyć możliwość zniekształcenia, gdyby liczebność parkowych populacji ptasich albo w roku 2003 albo w 2011–2012 była wyjątkowo wysoka lub niska. Możliwość obniżonej liczebności ptaków w Parku Szczytnickim w r. 2003 zaprzeczają podobne liczby z lat 1986, 1988 i 2000–2002 (Kopij 2004, Tomiałoć 2011). Natomiast skutki ostrej zimy 2009/2010 sprawdzono przez wykonanie liczeń prawie wszystkich gatunków w r. 2011 i 2012 na często kontrolowanym wycinku P. Szczytnickiego oraz w P. Słowackiego (tab. 2). Pomimo łagodniejszych późniejszych zim liczebność obu zbiorowisk ptaków w latach 2010–2012 utrzymała się na zbliżonym poziomie jak poprzednio: w P. Słowackiego zamiast 128–137 par (Tomiałoć 2011) teraz odnotowano 141, a w P. Szczytnickim zamiast 234–274 par teraz 226–247. Odbudowała się tylko populacja dwóch sikor (bogotka, modraszka) dowodząc redukującego wpływu zimy na te gatunki, których jednak nie uwzględniano w testowaniu metody. Informacje te pozwalają traktować dane z kombinowanej metody kartograficznej dla testowanej grupy gatunków jako bliskie ich liczebności faktycznej (liczb absolutnych).

## Porównanie wyników sumarycznych (zespołowych) z dwóch metod: kombinowanej kartograficznej i szybkiego rejestrowania

Metody silnie różniące się nakładem czasu, sposobem wykrywania ptaków oraz sposobem opracowywania danych musiały dać wyniki odmienne. Jest oczywiste, że metoda mniej pracochłonna ujawnia mniej ptaków niż bardziej pracochłonna. Warto jednak doprecyzować, w oparciu o empiryczne dane, w jakim stopniu te wyniki się różnią. Fakt aż 6-krotnego skontrolowania powierzchni w metodzie szybkiej mógłby sugerować, że wyniki z obu metod powinny być dość bliskie sobie. Ale z racji kontrolowania ogromnego obszaru (10 km<sup>2</sup>) i przy ledwie dwóch krótkotrwałych kontrolach przypadających na najważniejszy (bo wtedy ma lęgi najwięcej gatunków i par lęgowych) pierwszy lęg, założenie to może budzić wątpliwości.

Łączną liczbę par lęgowych 35 gatunków w Parku Szczytnickim w 2003 r., oszacowaną w oparciu o metodę szybkiej rejestracji, można porównać z łączną liczbą par stwierdzonych w 2011 r. za pomocą kombinowanej metody kartograficznej. Różnice między liczbą par lęgowych między latami 2003 i 2011 oraz 2003 i 2012 sięgały tylko ok. 40%, co może wynikać z pominięcia w sprawdzianie trudnych, bo najliczniejszych, gatunków. Zaskoczeniem jest zaś mocno odmienny wynik, wprawdzie mniej rygorystycznego metodologicznie porównania, między liczebnością ptaków na terenach nadbrzeżno-szuwarowych. Łącznie na trzech odcinkach (I, II i III) w 2011 r. stwierdzono ponad trzy razy więcej par ptaków niż to wykazało szybkie kartowanie w 2003 r., choć można było się spodziewać różnicy najwyżej dwukrotnej (przy założeniu w szybkim kartowaniu średniej wykrywalności 50%, dość realnej w tym prostym strukturalnie środowisku). Różnica ta mogłaby być jeszcze mniejsza, gdyby wyniki z r. 2011, jako pochodzące z dwukrotnej kontroli same były niepełne, bo część par mogła opuścić teren po utracie lęgów. Dlatego podkreślenia wymaga, że w r. 2003 dwie ostatnie kontrole tak samo przeprowadzono w końcu czerwca i w lipcu (Kopij 2004). Wyjaśnienie różnic między tymi dwoma sprawdzianami może tkwić też w dokładniejszym skontrolowaniu w 2003 r. Parku Szczytnickiego, a bardziej pobieżnym lub przy nieodpowiedniej pogodzie terenów nadbrzeżnych.

Gdyby typowym okazał się dość optymistyczny wynik z Parku Szczytnickiego, można by dopuścić wyliczenie z niego wskaźników niepełnego „minimalnego zagęszczenia” dla gatunków małowieliczebnych (a wśród nich ważnych dla celów ochrony przyrody gatunków „rzadkich”) oraz średniolicznych, natomiast należałoby zrezygnować z wyliczania „minimalnych zagęszczeń” dla znacznie mniej precyzyjnie oszacowanych gatunków pospolitych. Niestety, kontrolne dane uzyskiwane od dawna na powierzchni 17 ha metodą kartograficzną wykazują, że różnice między wynikami z obu metod dla tego parku mogły w istocie być jeszcze większe (gdyby przetestowano też gatunki najliczniejsze), bo nawet kierunek zmiany liczebności całego zespołu był wręcz odwrotny: między dwoma okresami (2001–2002 i 2010–2012), na tym wycinku parku badanym kombinowaną metodą kartograficzną (Tomiałojć 2011 i tab. 2), wykazano nie wzrost liczby par, lecz spadek średnio o 21%. Rozbieżność między wynikami z szybkiego rejestrowania i z metody kartograficznej mogła więc być jeszcze większa niż wartości wyliczone w tabeli 4.

### **Czy metoda względna rejestruje liczebność gatunków proporcjonalnie do rzeczywistej ich liczebności?**

Mimo że dla ok. 19 gatunków małowieliczebnych (tab. 1) lub łatwych do wykrycia (np. kowalik *Sitta europaea*, pierwiosnek *Phylloscopus collybita*, muchołówka białoszysza *Ficedula albicollis*, dzięcioł duży *Dendrocopos major*) stwierdzono w Parku Szczytnickim znaczne, rzędu 80–100%, podobieństwo rozmieszczenia i liczebności do dokładniejszych wyników z metody kartograficznej, to w przypadku kilkunastu innych, liczniejszych lub trudniejszych, oceny okazały się mocno rozbieżne (np. krzyżówka *Anas platyrhynchos*, grzywacz, dzięcioł średni *D. medius*, wrona, ruzdzik, muchołówka żałobna *F. hypoleuca*, zaganiacz, muchołówka szara). Należy również zwrócić uwagę na fakt, że udział procentowy w zespole gatunków prawidłowo ocenianych (rzadszych) jest mniej więcej pięciokrotnie niższy od sumarycznego udziału gatunków trudniejszych. Niekiedy różnica między wynikami z obu metod była wręcz zdumiewająca, bo dotyczyła gatunków uchodzących za łatwe do policzenia (trzcinniczek, cierniówka *Sylvia communis*, gąsiorek), jako zasiedlające tereny dość otwarte.

Znaczne niedoszacowania liczebności w przypadku niektórych gatunków w parku i na terenach nadbrzeżnych sugerują, że liczby sumaryczne dla całych 10 km<sup>2</sup> Wielkiej Wypsy

(tab 1. w pracy Kopija 2004), tym bardziej mogły być nieproporcjonalnie rozbieżne. Np. liczba par wron wyniosła nie 58 a ponad 100 (Udolf 2004), a dzięcioła średniego nie dwie, lecz 7–8 (stwierdzonego dodatkowo w rejonie Stadionu Olimpijskiego oraz w Parku Biskupińskim). Liczebność dzięcioła zielonego *Picus viridis* i zielonosiwego *P. canus* też okazała się wyraźnie wyższą: zamiast 3 par obecnie było 5–6 par gatunku pierwszego i zamiast 1,5 pary obecnie 2–2,5 pary drugiego. Liczebność pięciu gatunków z terenów nadbrzeżno-szuwarowych (łozówki *A. palustris*, trzcinniczka, trzciniaka *A. arundinaceus*, cierniówki i gąsiorka; tab. 1 u Kopija 2004) mogła być zaniżona nawet wielokrotnie, gdy tymczasem kilkanaście innych gatunków miało wykrywalność bliską 100%.

## Wyliczanie procentowego składu zespołu z nierównowartościowych danych

Z tabeli 1 zatytułowanej „Zespół ptaków lęgowych Wielkiej Wyspy” (Kopij 2004) i opisu metodyki wynika, że na wyliczenie składu procentowego (wartości wzajemnie zależnych arytmetycznie) tego zespołu<sup>1</sup> złożyły się cztery kategorie danych, wyróżnione tu w porównaniu do wyników z 2011 r. (uzyskanych z obszaru cztery razy mniejszego):

- a) Domyślne oszacowania liczebności dla 12 najliczniejszych gatunków łącznie stanowiących od 71–83% zespołu (wg oszacowań minimalnego i maksymalnego). Dodawczy oszacowanie dla trzynastego gatunku – zgubionej w tabeli zięby *Fringilla coelebs* – oznacza to, że w owej tabeli 1 tylko 15–25% wartości sumarycznej pochodzi z rzeczywistych liczeń.
- b) Liczebności silnie zaniżone – wśród gatunków rzeczywiście liczonych przynajmniej dziewięć (kokoszka, grzywacz, krzyżówka, dzięcioł średni, łozówka, trzcinniczek, trzciniak, cierniówka, gąsiorek) ma zaniżone wartości, za jakie uznano te niższe niż 60% wartości z metody kartograficznej. Łącznie w wynikach z 2003 r. ptaki te były reprezentowane na 10,5 km<sup>2</sup> Wielkiej Wyspy przez 63 pary, gdy w 2011 r. na skontrolowanych tylko 2,5 km<sup>2</sup> stwierdzono aż 149 par. Łączne ich niedoszacowanie mogło być 3–4-krotne.
- c) Kilkanaście gatunków łatwych, zwykle o niskiej (np. dzięcioł duży) lub średniej liczebności (kowalik), oceniono z dokładnością bliską wynikom z metody kartograficznej, czyli prawie 100%.
- d) Liczebność kilku gatunków zapewne przeszacowano. Wysoce prawdopodobne było to w niektórych latach w przypadku późno przylatujących gatunków (piecuszek *Ph. trochilus*, świstunka leśna, zaganiacz czy muchołówka szara) oraz niektórych gatunków wielkoterytorialnych (dzięcioł czarny *Dryocopus martius*, może wilga *Oriolus oriolus*).

Mechanizm powstawania rozbieżności w ocenach liczebności dla grupy gatunków późno przylatujących bywa następujący (Opdam & Reijnen 1978): przy rzadkich kontrolach te-

<sup>1</sup> Tak nierównowartościowe dane liczbowe zestawione w tabelę zbiorczą posłużyły do scharakteryzowania zespołu ptaków Wielkiej Wyspy, czyli z definicji „powtarzalnego w czasie i przestrzeni ugrupowania gatunków”. Tu pojawiają się dwa dodatkowe punkty dyskusyjne. Po pierwsze, czy w dzielnicy Wielka Wyspa występuje jeden zespół ptaków, czy może trzy: zespół ptaków związanych z terenami zabudowanymi, drugi zbliżony do leśnego zespół ptaków zieleni miejskiej oraz zespół ptaków obszarów nadbrzeżno-szuwarowych? Po drugie, charakter roślinności terenów nadbrzeżnych jest wysoce specyficzny i wliczanie ich do obszaru miejskiego wydaje się mało zasadne. Są to elementy obszaru niemiejskiego zachodzące w obręb miasta i penetrowane głównie przez wędkarzy. Nie mają one głównych cech miejskości – intensywnej penetracji ludzkiej zmieniającej stan roślinności poprzez zabudowę lub wydeptywanie. Choć istniała konieczność uwzględnienia tych obrzeży dla kompletności opisu Zespołu Przyrodniczo-Krajobrazowego „Wielka Wyspa”, to lepiej było omówić to ugrupowanie ptaków jako jednostkę odrębną i może skontrolować dokładniej w innym roku.

renu (1,0–1,5 liczenia na miesiąc) może być kwestią przypadku, czy w jednym roku dzień kontroli najbardziej odpowiedniej dla rejestracji gatunku wypadnie w czasie przejścia fali osobników przelotnych (nieraz także śpiewających), gdy w innym roku ją ominie. Rodzi to wyniki silnie zmieniające się z roku na rok (tab. 2 oraz Kopij 2004). Wprowadzie znaczne fluktuacje liczby terytoriów zdarzają się rzeczywiście, co uwiadczniają także dane z kombinowanej metody kartograficznej, ale w jej przypadku istnieje możliwość (Tomiałojć 2010b, 2011) odróżniania terytoriów utrzymywanych dłużej od krótkotrwałych. W szybkich metodach mechanizmu tego brak i dlatego wartości z 2003 r. dla dwóch gatunków (muchołówka szara i zaganiacz – w tab. 1) uzyskane liczebności, jako bardzo wysokie na tle innych ocen tego samego obserwatora (ale uzyskanych metodą kartograficzną), budzą wątpliwości. Gdyby kontrole w 2011 r. rozłożyć równie rzadko w czasie (pomijając po dwa liczenia spośród czterech w okresie 1. lęgu), to według najwydajniejszej kontroli w Parku Szczytnickim na przełomie maja i czerwca, oprócz 13 par zaganiaczy stacjonarnych (obecnych przedtem i potem), należałoby uwzględnić jeszcze 5 samców nie stwierdzonych później mimo poszukiwań. Gdyby tej negatywnej informacji nie było, ocena końcowa wyniosłaby 18 stanowisk, tj. o 38% więcej. A zatem, nawet różnice rzędu kilkakrotnych, jeśli zarejestrowane w pojedynczych próbach z pomocą szybkich metod, niekoniecznie świadczą o zmianie liczebności – mogą to być artefakty.

W sumie, spośród 63 gatunków wykazanych jako lęgowe dla Wielkiej Wyspy, według obecnego przybliżonego rozeznania (po przeszukaniu pobieżnie obszaru) liczebność ok. 1/3 gatunków oszacowana w szybkiej rejestracji wydaje się być dość podobna do wyników uzyskanych przy zastosowaniu pracochłonnej metody kartograficznej. Należy jednak zaznaczyć, że łączna liczba ich par lęgowych to ledwie 1/5 liczebności wszystkich gatunków porównywanych. Co więcej, tę proporcję można by jeszcze odnieść do całkowitej liczby par wszystkich lęgowych tam gatunków, uwzględniając pominięte w sprawdzaniu gatunki najliczniejsze. Z parkowej 17-hektarowej części kontrolnej, choć nieco odmiennej biotopowo (starszy i bardziej zwarty drzewostan), wynika, że nieliczone cztery gatunki stanowiły w latach 2000–2002 średnio 54% liczebności zespołu, a w latach 2009–2011 aż 62%. Stąd udział gatunków z dobrze oddaną w szybkich rejestracjach liczebnością może *de facto* stanowić tylko ok. 10–15% ogólnej liczby par w zespole.

Szybkie rejestrowanie, tak w parku, jak na terenach nadbrzeżno-szuwarowych, wykryło prawdopodobnie tylko czwartą do trzeciej części obecnych tam par, u niektórych gatunków może nawet dziesiątą część, ale równocześnie u innych gatunków prawie 100% rzeczywistej liczby par. Wykrywalność różnych gatunków składających się na te ugrupowania ptaków może zatem wahać się prawie dziesięciokrotnie: od braku błędu (wyniki w 100% zgodne) do prawdopodobnie 1/10 stanu rzeczywistego (trzcinniczek). Z tak niepełnych i nieproporcjonalnie ocenionych danych można oczywiście wyprowadzać wskaźniki wewnątrzgatunkowej liczebności do celów monitoringu, ale nie można wyliczać ani łącznego zagęszczenia, ani zagęszczeń dla wszystkich gatunków. Chyba że w podobnych warunkach terenowych zostałyby opracowane gatunkowe przeliczniki (*correction coefficients*) wyrównujące różnice w wykrywalności, jak to praktykowano w odniesieniu do innych metod względnych: francuskiej punktowej IPA, w fińskim transekcje, czy w syberyjskim transekcje Ravkina (1976).

Wobec regularnego występowania międzysezonowych fluktuacji liczebności gatunków, porównując wyniki z dwóch metod tutaj przyjęto arbitralnie, że różnice większe niż 40% od wartości dokładniejszej (z metody kartograficznej) prawdopodobnie odzwierciedlają rzeczywiste niedoszacowania lub przeszacowania liczby par lęgowych. Ale dopiero liczby wielokrotnie różne od ocen z metody kartograficznej mogą prawie na pewno być

metodologicznym artefaktem. Słabość przedstawionego tu porównania dwóch metod wynika z braku wykonania liczeń w tym samym sezonie lęgowym oraz niemożliwości wspólnego sprawdzania prawidłowości oszacowań liczby par lęgowych na roboczych mapkach gatunkowych. Warto byłoby powtórzyć taki test w ściślejszej postaci, tj. w tym samym sezonie i miejscu, przy współpracy co najmniej dwóch obserwatorów o zbliżonych umiejętnościach terenowych oraz z wzajemnym sprawdzaniem i korygowaniem liczby terytoriów zarysowywanych na mapkach gatunkowych.

## Wniosek

Wyniki uzyskane z pomocą metod względnych, o ile tylko dostatecznie obfite, mogą z powodzeniem służyć do wielu celów, zwłaszcza do celów monitoringu liczebności i do charakteryzowania rozmieszczenia ptaków, szczególnie rzadszych. Natomiast skład procentowy zespołu ptaków oraz zagęszczenia gatunkowe można w zasadzie wyliczać tylko z danych o zbliżonej między gatunkami dokładności oszacowania, a nie z mocno różniących się dokładnością ocen.

Dziękuję kilku Recenzentom za pomoc w wydatnym uściśleniu mojej wypowiedzi

**Summary: Why the mapping data from the quick survey methods should not be used to calculate densities or percentage share in the community?** To check to what extent the results of quick mapping of bird territories differ from those from a laborious combined mapping method, the bird counts were repeated during the breeding season of 2011 and 2012 over a part of the 10.5 km<sup>2</sup> large plot quickly censused by G. Kopij (2004) in 2003. The results could be directly compared for the tree-covered part (93 ha) area of urban Szczytnicki Park, where in 2003 the birds were “quickly mapped” (6 short visits spread over 4.5 months) and then repeated in 2011–2012 using the combined mapping method (9–11 slow visits spread during 3 months). Overall time expenditure per unit area was 6–7 times higher recently than in quick mapping. Combined mapping result for 2011 has here been assumed as nearly true, owing to excluding from counts four or one of the most numerous species and almost an absence of two difficult ones (Song Thrush and Hawfinch). The 2012 data are less certain for late species owing to a lack of June visits. A less rigorous test has been performed over the periurban, sporadically flooded embankments along three sections (9 km in total) of the Odra River and its channels. Two careful (slow, many contemporary records) combined mapping counts were carried out there during the late June and early July 2011 (tab. 3), to register mostly meadow, bush and reed birds. Combined mapping results when compared to those from “quick mapping” over the same area have revealed in both tested habitats that: a) both methods have fairly similarly reflected the bird distribution in a mosaic of habitats, b) though in Szczytnicki Park for c. 19 species (scarce or easy) also the numbers were similar, yet for many other species the combined mapping data were 2–5 times higher than quick mapping data, c) bird numbers over the water embankments have been found 2–7 times higher than those from earlier quick counts. The habitat was largely unchanged between compared years and available control data from smaller plots censused consistently with combined mapping (tab. 2, updating earlier results by Tomiałojć 2011) exclude a possibility that the differences are mostly the yearly fluctuations in bird numbers. Sharp actual changes in abundance were limited to a few species which were omitted in the test. Quick mapping data when covering large plots appear to distort the proportions between abundance of most species, registering it in an species-specific array from c. 20% to over 100% of true numbers. Properly estimated species, usually scarce ones, constituted one fifth of the joint abundance of all species compared. However, if we add six most abundant species excluded from the test (they jointly formed on average 54% of all pairs during 2000–2002 and 62% during 2009–2011, as judged from the 17-ha control part), then the share of c. 19 species estimated properly drops to the mere c. 10–15% of the community abundance. Any calculation of density values or of percentage share of species in the community from such data is not justified, unless proper species-specific correction indices are elaborated and applied.

## Literatura

- Bezzel E., Utschick H. 1979. Die Rasterkartierung von Sommervogelbeständen – Bedeutung und Grenzen. *J. Ornithol.* 120: 431–440.
- Cisakowski R. 1992. Zmiany w ugrupowaniu ptaków lęgowych w Parku Szczytnickim we Wrocławiu w ciągu kilkunastu lat. *Ptaki Śląska* 9: 16–25.
- Enemar A. 1959. On the determination of the size and composition of a passerine bird population during the breeding season. *Vår Fågelv., Suppl.* 2: 1–114.
- IBCC (International Bird Census Committee). 1969. Recommendations for an international standard for a mapping method in bird census work. *Bird Study* 16: 249–255.
- Kopij G. 2004. Ptaki lęgowe Wielkiej Wyspy Szczytnickiego Zespołu Przyrodniczo-Krajobrazowego we Wrocławiu. *Zesz. naukowe Akad. Rolniczej we Wrocławiu, Zootechnika* L. 488: 187–204.
- Luniak M. 2013. Kartograficzne atlasy awifauny miast w Europie – przegląd badań. *Ornis Pol.* 54: 40–49.
- Luniak M., Kozłowski P., Nowicki W., Plit J. 2001. Ptaki Warszawy 1962–2000. IGiPZ PAN, Warszawa.
- Lykov E.L. 2007. [Fauna, numbers and distribution of breeding birds in Kaliningrad, north-west Russia]. *Ornitologiya* 34: 83–93.
- Nowakowski J. 1994. Metoda kartograficzna – liczebności rzeczywiste czy tylko przybliżone? *Not. Orn.* 35: 373–387.
- Nowakowski J.J., Dulisz B., Lewandowski K. 2006. Ptaki Olsztyna. Pracownia Wyd. ElSet, Olsztyn.
- Oelke H. 1968. Ökologisch-siedlungsbioologische Untersuchungen der Vogelwelt einer nordwestdeutschen Kulturlandschaft (Peiner Moränen- und Lössgebiet, mittleres-östliches Niedersachsen). *Mitt. flor.-soziol. Arbeitsgem., N.F.* 13: 125–171.
- Opdam P., Reijnen R. 1978. Zur Methodik der Waldvogelbestandserfassungen. *Beitr. Avifauna des Rheinlandes* 11: 77–84.
- Ralph C.J., Scott J.M. (eds). 1981. Estimating numbers of terrestrial birds. *Studies in Avian Biology* 6: 1–630.
- Ravkin Y.S. 1967. [On methodics of bird counts in forested habitats]. In: Maksimov A.A. (ed.). *Priroda ochagov kleshchevogo encephalita na Altaye*. Nauka, Novosibirsk.
- Tomiałojć L. 1974. Badania ilościowe lęgowej i zimowej awifauny lasów okolic Legnicy (Śląsk Dolny). *Acta Ornithol.* 14: 59–97.
- Tomiałojć L. 1980. Kombinowana odmiana metody kartograficznej do liczenia ptaków lęgowych. *Not. Orn.* 21: 33–54.
- Tomiałojć L. 1987. On the aims and strategy of the International Bird Census Committee. *Acta Oecologica–Oecologia Generalis* 8: 93–102.
- Tomiałojć L. 2004. Accuracy of the mapping technique for a dense breeding population of the Hawfinch *Coccothraustes coccothraustes* in a deciduous forest. *Acta Ornithol.* 39: 67–74.
- Tomiałojć L. 2010. Niezrozumienie zasad opisywania ilościowego zespołów ptaków lęgowych. *Ornis Pol.* 51: 285–295.
- Tomiałojć L. 2011. Changes in breeding bird communities of two urban parks in Wrocław across 40 years (1970–2010): before and after colonization by important predators. *Ornis Pol.* 52: 1–25.
- Tomiałojć L., Lontkowski J. 1989. A technique for censusing territorial song thrushes *Turdus philomelos*. *Ann. Zool. Fennici* 26: 235–243.
- Tomiałojć L., Verner J. 1990. Do point counting and spot mapping produce equivalent estimates of bird densities? *Auk* 107: 447–450.
- Udolf J. 2005. Przebieg synurbizacji i wybiórczość siedliskowa miejskiej populacji wrony siewej *Corvus cornix* we Wrocławiu. W: Jerzak L., Kavanagh, B.P., Tryjanowski P. (red.). *Ptaki krukowate Polski*, ss. 354–366. Bogucki Wyd. Naukowe, Poznań.

**Ludwik Tomiałojć**

Muzeum Przyrodnicze, UWr  
Sienkiewicza 21, 50-335 Wrocław