

## Porównanie zasobów materii organicznej oraz wybranych wskaźników stanu ekochemicznego gleb w zespołach *Empetro nigri-Pinetum* i *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* Słowińskiego Parku Narodowego

Comparing *Empetro nigri-Pinetum* and *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* soils in terms of organic matter stocks and ecochemical indices in the Słowiński National Park

Jerzy Jonczak<sup>1\*</sup>, Agnieszka Parzych<sup>2</sup>

Akademia Pomorska w Słupsku, <sup>1</sup>Institut Geografii i Studiów Regionalnych, ul. Partyzantów 27, 76-200 Słupsk;

<sup>2</sup>Institut Biologii i Ochrony Środowiska, ul. Arciszewskiego 22b, 76-200 Słupsk,

\*Tel. +48 59 8400501, e-mail: jerzy.jonczak@gmail.com

**Abstract.** We conducted comparative studies on soil organic matter stocks and indices of the soil's ecochemical state under *Empetro nigri-Pinetum* (En-P) and *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* (Vu-Bp) in the Słowiński National Park. The investigated plant communities are associated with Arenosols that developed from eolian sands and are exposed to high groundwater levels. The presence of fossil Histosol at a depth of 75 cm in the Vu-Bp stand, which lies below the current groundwater level, is the factor that sets both stands apart. The fossil soil strongly differs from Arenosol in terms of its chemical composition. A high abundance of nutrients in bioavailable forms in the soil is one of the reasons for natural renewal of downy birch in the stand, which presence in turn affects the turnover of elements and the properties of Arenosol. The results of our studies confirm the existence of strong feedback between the soil and plant communities. Soils under the mixed pine-birch Vu-Bp stand are characterized by smaller stocks of organic matter and total organic carbon (TOC) contained in the ectohumus as compared to the soils under the pure pine En-P stand. The opposite is found in the humic horizon. Additionally, in the Vu-Bp stand we observed greater accumulation of total nitrogen (TN) in ectohumus, which is reflected in lower TOC:TN ratios. The contents of TN and TOC:TN ratios in humic horizons were similar in both stands. The soils under En-P were more strongly acidified, especially in O-horizons. Mineral horizons in both stands were characterized by a very small sorptive capacity, which increased in ectohumus and fossil soil. Significant differences between the stands were observed in the ionic composition of sorptive complexes. The soils under Vu-Bp stand were more strongly saturated with basic cations, predominantly calcium. In soil solums of both stands, we observed a deficit of bioavailable potassium and magnesium, which was partially compensated by significant amounts of these components in ectohumus and fossil soil in the Vu-Bp stand. Despite a strongly acidic pH, molar Ca:Al ratios suggest that there are no phytotoxic effects due to free aluminium in ectohumus, while they are unlikely in mineral horizons. The risk of phytotoxic effects is reduced by the influx of calcium from groundwater.

**Keywords:** Arenosols, soil organic matter, sorptive properties, nutrients, aluminium toxicity

### 1. Wstęp

Związki pomiędzy glebą i roślinnością w ekosystemach leśnych są bardzo ścisłe i mają charakter sprzężeń zwrotnych. Gleba, jako kluczowy składnik siedlisk, stwarza roślinom określone warunki odżywcze, wodne i tlenowe, kształtując ich skład gatunkowy. Przestrzenne zróżnicowanie właściwości gleb jest jednym z głównych czynników warunkujących zmienność zbiorowisk roślinnych w różnych skalach przestrzennych poszczególnych stref klimatyczno-roślinnych.

Równoległe oddziaływanie roślinności i fauny na gleby i zachodzące w nich procesy to tzw. bioperstrukcje, stanowiące jeden z trzech głównych mechanizmów przekształceń gleb i ich ewolucji (Kowalkowski 2006; Altermann et al. 2008).

Wpływ zbiorowisk roślinnych na gleby realizowany jest poprzez produkcję opadu roślinnego, ilościową i jakościową transformację wód opadowych, pobór wody i składników odżywczych przez systemy korzeniowe oraz wydzielanie przez nie jonów i związków chemicznych, a także mechaniczne, strukturotwórcze oddziaływanie korzeni w trakcie ich

Wpłynęło: 11.01.2015 r., recenzowano: 11.05.2015 r., zaakceptowano: 10.07.2015 r.

wzrostu. Powstające w miejscach obumarłych korzeni wolne przestrzenie w glebach ciężkich stają się ważnymi drogami migracji wód. Głębokie przekształcenia pokrywy glebowej w ekosystemach leśnych mogą następować również w wyniku powstawania wykrotów (Peterson et al. 1990; Jonczak et al. 2012), szczególnie na stokach (Norman et al. 1995). Spośród wymienionych mechanizmów szczególną rolę odgrywa opad roślinny. Jego roczna produkcja i właściwości oraz tempo rozkładu, uwarunkowane czynnikami siedliskowymi i właściwościami materiału wyjściowego, w dłuższej perspektywie czasowej determinują typ próchnicy glebowej oraz wpływają na aktywność biologiczną i właściwości chemiczne gleb. Długotrwały dopływ opadu roślinnego o określonym składzie chemicznym może prowadzić nawet do modyfikacji kierunku rozwoju gleb (Augusto et al. 2002). Labilne frakcje materii organicznej, powstające w ektopróchnicy wskutek rozkładu szczątków organicznych, a następnie filtrujące wraz z wodami w głąb gleb, są prekursorami związków humusowych oraz nośnikami różnych substancji, w tym metali (Kalbitz et Wennrich 1998; Jonczak 2012; Jonczak et Parzych 2012).

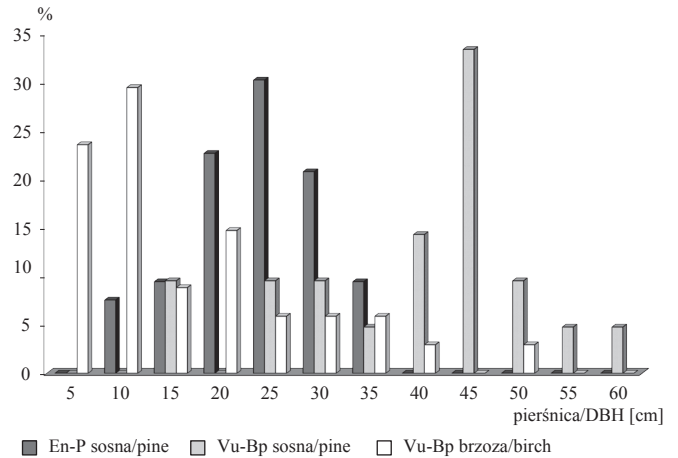
W ekosystemach leśnych najsilniejszy wpływ na gleby wywierają na ogół drzewa, co potwierdzają mozaikowate układy właściwości gleb w drzewostanach mieszanych, ściśle nawiązujące do zasięgu koron poszczególnych gatunków (Jonczak, Mackiewicz 2012). Istotny wpływ może mieć także roślinność runa, której skład gatunkowy działa różnicująco na właściwości poziomów organicznych i próchnicznych gleb, przyczyniając się do powstawania przestrzennych mozaik glebowo-roślinnych (Dziadowiec et al. 2002).

Celem badań było porównanie zawartości i zasobów materii organicznej, węgla organicznego i azotu ogółem oraz odczynu, właściwości sorpcyjnych i zawartości biodostępnych form niektórych metali w glebach zespołów roślinnych *Empetro nigri-Pinetum* i *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* funkcjonujących w ubogich siedliskach nawydmowych Słowińskiego Parku Narodowego w warunkach wysokiego zwierciadła wód gruntowych. Występowanie w zespole *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* na głębokości 75 cm kopalnej gleby torfowej oraz skład gatunkowy drzewostanów są czynnikami różnicującymi badane stanowiska.

## 2. Materiały i metody

Badania porównawcze gleb w zespołach roślinnych *Empetro nigri-Pinetum* (En-P) i *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* (Vu-Bp) zlokalizowanych na obszarze Słowińskiego Parku Narodowego prowadzono wiosną 2012 roku. Jest to obszar o rocznych sumach opadów około 550–850 mm, ze średnimi rocznymi temperaturami 7,7°C (Parzych 2011). Powierzchnie badawcze o wymiarach 25×25 m zlokalizowano w oddziale 21a, obejmującym obszar wydmy, ustabilizowanych roślinnością leśną, pod którym w zespole Vu-Bp, na głębokości 75 cm znajduje się skraj kopalnego torfowiska. Piętro drzew w zespole En-P składa się ze 145-letniej sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) o dominujących

pierśnicach 15–30 cm (średnio 21 cm), zaś w zespole Vu-Bp z 65-letniej sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) i 52-letniej brzozy omszonej (*Betula pubescens*) o zróżnicowanych pierśnicach, z wartościami średnimi odpowiednio – 36,9 cm oraz 13,1 cm (ryc. 1). Zagęszczenie drzew na powierzchni badawczej w zespole En-P w roku badań wynosiło 848 szt./ha, a w zespole Vu-Bp 880 szt./ha, z udziałem sosny 38% i brzozy 62%.



**Rycina. 1. Struktura drzewostanów na powierzchniach badawczych wg pierśnicy**

Figure. 1. The structure of tree stands by diameter at breast height

Próbki gleb z poziomów organicznych i próchnicznych pobierano z 25 punktów pomiarowych rozmieszczonych w regularnej siatce kwadratów. Z poziomów organicznych były one pobierane z rozbiem na podpoziomy za pomocą próbnika rdzeniowego o średnicy 20 cm. Z poziomów próchnicznych pobierano próbki o strukturze naruszonej o masie około 0,5 kg oraz nienaruszonej, do stalowych pierścieni o objętości 100 cm<sup>3</sup>. W każdym z punktów przeprowadzono również pomiary miąższości poziomu próchnicznego. Na każdej powierzchni wykonano odkrywkę glebową, opisano morfologię gleb i z poszczególnych jej poziomów genetycznych pobrano próbki do analiz laboratoryjnych.

Próbki z poziomów organicznych, po wybraniu z nich świeżych fragmentów roślin, były suszone do stałej masy w temperaturze 65°C i ważone, a następnie dokładnie mieszane i mielone w młynku laboratoryjnym. Próbki z poziomów mineralnych, po wybraniu z nich fragmentów roślin, były suszone w temperaturze 40°C i przesiewane przez sito o średnicy oczka 2,0 mm celem oddzielenia frakcji szkieletowej od ziemistej. W części ziemistej wykonano następujące analizy:

- gęstość objętościową i wilgotność chwilową metodą suszarko-wagową,
- uziarnienie metodą sitową, z podziałem na frakcje granulometryczne wg PTG 2008 (PTG 2009),
- odczyn metodą potencjometryczną w zawieszynie z wodą i roztworem KCl o stężeniu 1 mol·dm<sup>-3</sup>, stosując proporcje gle-

ba:woda/KCl 1:10 dla próbek organicznych i 1:2,5 dla próbek mineralnych,

- zawartość glebowej materii organicznej (SOM) metodą strat prażenia w temperaturze 550°C,

- zawartość węgla organicznego ( $C_{org.}$ ) metodą Alтена w próbkach organicznych i metodą Tiurina w próbkach mineralnych,

- zawartość azotu ogółem ( $N_t$ ) metodą Kjeldahla z użyciem destylarki VELD UDK-127,

- zawartość biodostępnych form P, K, Ca, Mg, Mn i Zn po ekstrakcji w roztworze HCl o stężeniu 0,05 mol·dm<sup>-3</sup>. Stężenie P w ekstrakcie oznaczano metodą kolorymetryczną molibdenianową, zaś pozostałych metali metodą emisyjnej spektrometrii atomowej z plazmą wzbudzoną mikrofalowo (Agilent 4100 MP-AES),

- kwasowość wymienną ( $H_w$ ) i glin wymienny ( $Al_w$ ) metodą Sokołowa,

- zawartość zasad wymiennych po ekstrakcji w roztworze  $CH_3COONH_4$  o pH=7 metodą emisyjnej spektrometrii atomowej z plazmą wzbudzoną mikrofalowo.

Na podstawie uzyskanych wyników obliczono:

- średnie zawartości SOM,  $C_{org.}$  i  $N_t$  oraz średnie wartości pH i stosunków C:N w poziomach organicznych i próchnicznych gleb,

- zasoby SOM,  $C_{org.}$  i  $N_t$  w poziomach organicznych i próchnicznych gleb,

- pojemność wymienną kationów (CEC),

- stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleb kationami zasadowymi (BS).

Uzyskane dla powierzchni badawczych wyniki porównano statystycznie z zastosowaniem testu T-Studenta.

### 3. Wyniki i dyskusja

#### 3.1. Ogólna charakterystyka gleb

Gleby badanych zespołów roślinnych to wykształcone z holocenijskich wydmowych piasków luźnych (tab. 1) arenosole z próchnicą typu mor w zespole En-P i moder z niewielkimi płatami mor w zespole Vu-Bp. Miąższość próchnicy nadkładowej w opisanych profilach tych gleb wynosi 8 cm w zespole En-P i 10 cm w zespole Vu-Bp, zaś poziomów próchnicznych odpowiednio 10 cm i 23 cm. Ostre przejście pomiędzy poziomem próchnicznym i skałą macierzystą w glebie zespołu Vu-Bp wskazuje na jej porolny charakter. Poziomy organiczne badanych gleb są ubogie w azot, co przekłada się na bardzo wysokie wartości stosunków C:N, szczególnie w zespole En-P. Poziomy próchniczne charakteryzują się bardzo małą zawartością węgla organicznego, wynoszącą zaledwie 1,8 g·kg<sup>-1</sup> w zespole En-P i 3,6 g·kg<sup>-1</sup> w zespole Vu-Bp i zawartością  $N_t$  wynoszącą 0,2 g·kg<sup>-1</sup> w obydwu zespołach (tab. 2). Odczyn gleb jest silnie kwaśny, wykazując tendencję wzrostową wraz z głębokością, przy czym silniej zakwaszone są gleby zespołu En-P. W zespole Vu-Bp na głębokości 75 cm występuje płytka kopalna gleba organiczna składająca się z poziomu torfowego (2Ot) i podścielających go osadów akumulacji w zbiorniku wodnym (2Lc). Obecność tej gleby jest ważnym czynnikiem kształtującym warunki siedliskowe w zespole Vu-Bp, oraz różnicującym powierzchnie badawcze. Innym czynnikiem wpływającym na warunki wzrostu roślinności jest wysoki i stosunkowo stabilny poziom wód gruntowych, wynoszący około 90 cm w zespole En-P i 70 cm w zespole Vu-Bp (Trojanowski, Parzych 2011).

**Tabela 1.** Wybrane właściwości fizyczne gleb w zespołach *Empetro nigri-Pinetum* i *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* Słowińskiego Parku Narodowego

Table 1. Selected physical properties of the soils under *Empetro nigri-Pinetum* and *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* in the Słowiński National Park

Poziom Horizon	Głębokość Depth [cm]	Udział frakcji granulometrycznych The content of granulometric fractions [%]			Gatunek gleby Soil textu- ral group	Gęstość obj. Bulk density [g·cm <sup>-3</sup> ]	Wilgotność chwilowa Actual moisture [% v/v]	Barwa wg Munsseła Colour after Munssel
		piasku sand	pyłu silt	ilu clay				
En-P								
AC	0-10	99,0	1,0	0,0	pl	1,50	9,3	10YR 5,5/2
Cgg	10-80	99,6	0,4	0,0	pl	1,65	32,1	10YR 5,5/4
Vu-Bp								
A(p)	0-23	99,4	0,6	0,0	pl	1,48	6,8	10YR 5/2,5
C	23-55	99,8	0,2	0,0	pl	1,53	7,4	10YR 6/4
Cgg	55-75	100,0	0,0	0,0	pl	1,57	33,7	2,5Y 5/3,5
2Ot	75-87					0,33	73,6	10YR 2/3
2Lc	87-97					0,33	79,8	2,5Y 3/1,5
3Cgg	97-120	99,6	0,4	0,0	pl	1,47	36,5	2,5Y 5/3

**Tabela 2. Wybrane właściwości chemiczne gleb w zespołach *Empetro nigri-Pinetum* i *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* Słowińskiego Parku Narodowego**Table 2. Selected chemical properties of the soils under *Empetro nigri-Pinetum* and *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* in the Słowiński National Park

Poziom Horizon	Głębokość Depth [cm]	pH <sub>H<sub>2</sub>O</sub>	pH <sub>KCl</sub>	Straty prażenia Loss on ignition [g·kg <sup>-1</sup> ]	Corg. [g·kg <sup>-1</sup> ]	Nt [g·kg <sup>-1</sup> ]	C:N
En-P							
Ol	8-6	4,16	3,43	981,7	537,8	4,8	113,0
Of	6-2,5	3,40	2,60	958,3	511,5	8,1	63,0
Oh	2,5-0	3,22	2,37	855,2	477,1	7,0	68,2
AC	0-10	4,07	3,51	3,5	1,8	0,2	9,5
Cgg	10-80	4,87	4,24				
Vu-Bp							
Ol	10-8	4,84	4,36	956,0	520,6	10,6	48,9
Of	8-4	4,10	3,47	671,2	390,6	11,2	34,9
Oh	4-0	3,79	2,89	330,3	193,8	6,4	30,1
A(p)	0-23	4,21	3,57	7,0	3,6	0,2	17,3
C	23-55	4,39	3,87				
Cgg	55-75	4,84	4,21				
2Ot	75-87	4,85	4,19	641,0	356,4	9,8	36,4
2Lc	87-97	4,94	4,35	313,4	181,5	25,8	7,0
3Cgg	97-120	5,44	4,56				

### 3.2. Zasoby materii organicznej, węgla organicznego i azotu oraz stosunki C:N

Pierwotnym źródłem materii organicznej gleb leśnych są obumarłe nadziemne i podziemne szczątki roślin, zwane opadem roślinnym. Jego masa, dynamika, struktura i skład chemiczny uzależnione są od zespołu czynników charakteryzujących zbiorowiska roślinne, obejmującego ich skład gatunkowy, wiek, stan zdrowotny, zagęszczenie i fizjologię (Stachurski et al. 1975; Dziadowiec et al. 2007; Jonczak 2011, 2013; Jonczak, Parzych 2014), zespołu warunków siedliskowych obejmującego fizyczne i chemiczne właściwości gleb, typ gospodarki wodnej i warunki klimatyczne (Prescott et al. 1999), oraz zespołu czynników zaburzających produkcję, jak: susze, powodzie, gradacje szkodników oraz różne przejawy antropopresji (Dziadowiec, Plichta 1985; Jonczak, Czarnecki 2008). Uwarunkowane głównie właściwościami materiałów wyjściowych (Berg, Staaf 1980; Albers et al. 2004; Jonczak 2009; Tablot et al. 2012) oraz kompleksem abiotycznych (Cortez 1998; Drewnik 2006; Jonczak 2014) i biotycznych czynników środowiskowych (Dziadowiec 1990; van der Heijden et al. 2008) tempo rozkładu opadu roślinnego, obejmującego procesy mineralizacji i humifikacji, decyduje o typie próchnic leśnych, oraz ich zasobach i właściwościach. Szczególnie duże różnice pod względem składu chemicznego opadu roślinnego oraz tempa jego rozkładu wy-

stępują pomiędzy drzewami liściastymi i iglastymi (Augusto et al. 2002; Jonczak 2011).

Wpływ składu gatunkowego zbiorowisk roślinnych na właściwości gleb najszybciej i najsilniej uwidacznia się w ektopróchnicy, a następnie w poziomach próchnicznych. Wyraźnie widoczny jest on również w glebach badanych zespołów roślinnych i dotyczy zarówno stężeń, jak i zasobów analizowanych składników (tab. 3, 4). Gleby pod mieszanym sosnowo-brzozowym drzewostanem w zespole Vu-Bp na tle gleb zespołu En-P funkcjonujących pod drzewostanem sosnowym charakteryzują się istotnie statystycznie mniejszymi zasobami materii organicznej i węgla organicznego w poziomie organicznym przy większych zasobach i stężeniach tych składników w poziomach próchnicznych (tab. 5). Średnie zasoby materii organicznej w ektopróchnicy gleb zespołu En-P wynoszą 6729 g·m<sup>-2</sup>, a w zespole Vu-Bp 4241 g·m<sup>-2</sup>, zaś węgla organicznego odpowiednio 3696 g·m<sup>-2</sup> i 2469 g·m<sup>-2</sup>. W poziomach próchnicznych z kolei zasoby materii organicznej wynoszą 1141 g·m<sup>-2</sup> w zespole En-P i 2000 g·m<sup>-2</sup> w zespole Vu-Bp, zaś węgla organicznego odpowiednio 523 i 972 g·m<sup>-2</sup> (tab. 3, 4). Sumaryczne zasoby materii organicznej są średnio wyższe o 21%, a węgla organicznego o 18% w zespole En-P. Na ogół istotne statystycznie różnice pomiędzy glebami badanych zespołów stwierdzono również pod względem zawartości i zasobów N<sub>p</sub>, wyższej w zespole Vu-Bp. Mimo obserwowanych różnic zawartości tego składnika

w obydwu zespołach są małe, co znajduje odzwierciedlenie w bardzo wysokich wartościach stosunków C:N w ektopróchnicy i średnich – w poziomach próchnicznych. Stopniowe zmniejszanie wartości stosunku C:N wraz z głębokością jest typowe dla gleb leśnych i związane z immobilizacją azotu przez mikroorganizmy glebowe. Zjawisko to powszechnie obserwowane jest również w badaniach rozkładu opadu roślinnego, niezależnie od jego rodzaju (Dziadowiec 1990; Jonczak 2014).

Mniejsze zasoby materii organicznej i węgla organicznego w ektopróchnicy przy wyższych koncentracjach i zasobach tych składników w poziomach próchnicznych gleb, większe zawartości i zasoby azotu oraz niższe wartości stosunku C:N w glebach zespołu Vu-Bp świadczą o bardziej sprzyjających rozkładowi materii organicznej warunkach i bardziej intensywnym obiegu biologicznym w porównaniu z zespołem En-P. Głównym czynnikiem generującym obserwowane różnice jest obecność naturalnie odnawiającej się brzozy w zespole Vu-Bp, produkującej bardziej podatny na rozkład i zasobniejszy w składniki pokarmowe opad roślinny niż sosna (Astel et al. 2009). Wśród składników pokarmowych z kolei kluczową rolę odgrywa azot, który w glebach leśnych, szczególnie tak ubogich jak badane arenosole, jest składnikiem deficytowym. Jego dostępność różnicuje na zasadzie sprzężeń zwrotnych skład gatunkowy roślinności leśnej (Matuszkiewicz et al. 2013), a także skład gatunkowy fauny i mikroorganizmów glebowych (Aira et al. 2006). Obecność brzozy w zespole Vu-Bp jest uwarunkowana występowaniem w podłożu kopalnych gleb torfowych bogatych w składniki pokarmowe.

### 3.3. Odczyn i właściwości sorpcyjne gleb

Odczyn, będący jednym z głównych wskaźników stanu ekochemicznego gleb, wpływa na wiele ich właściwości oraz decyduje o formach i mobilności pierwiastków (np. Christ, David 1996; Anderson et al. 2000; Yano et al. 2004), ich biodostępności (np. Czekała et al. 1996; Burzyńska 2009), a także toksyczności niektórych z nich (Gough et al. 1979; Kowalkowski 2002; Vardar, Ünal 2007). Jest to więc dobry wskaźnik warunków wzrostu roślin i aktywności biologicznej gleb (Wang et al. 2006), pozwalający również wnioskować o właściwościach materii organicznej i kierunkach jej przekształceń (Tonon et al. 2010). Odczyn gleb badanych zespołów roślinnych zarówno w ich poziomach organicznych, jak i próchnicznych mieści się w przedziale silnie kwaśnego, choć wykazuje zróżnicowanie pomiędzy powierzchniami oraz pomiędzy poziomami genetycznymi (tab. 3, 4). W poziomach organicznych jest on istotnie statystycznie niższy w zespole En-P, zaś w poziomach próchnicznych porównywalny.

Badane arenosole charakteryzują się bardzo małą, typową dla gleb wykształconych z piasków wydmy, pojemnością sorpcyjną, wynoszącą w ich solum w zespole En-P zaledwie 0,62–0,81  $\text{cmol}_{(+)}\cdot\text{kg}^{-1}$ , a w zespole Vu-Bp 0,73–1,03  $\text{cmol}_{(+)}\cdot\text{kg}^{-1}$  (tab. 6). W glebach wykształconych z piasków dużą rolę w kształtowaniu pojemności sorpcyjnej odgrywiają związki humusowe (Pokojska 1986), jednak w badanych

glebach występują one w bardzo małej ilości. Wielokrotnie większą pojemność sorpcyjną mają poziomy organiczne (52,34–67,16  $\text{cmol}_{(+)}\cdot\text{kg}^{-1}$  w zespole En-P i 19,66–66,63  $\text{cmol}_{(+)}\cdot\text{kg}^{-1}$  w zespole Vu-Bp) oraz kopalna gleba torfowa (48,25–76,79  $\text{cmol}_{(+)}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). Uzyskane dla tych poziomów wartości CEC należy jednak traktować jako zawyżone, gdyż w czasie ekstrakcji do roztworu przechodzą również labilne formy pierwiastków (Pokojska 1986). Gleby badanych zespołów roślinnych wyraźnie różnią się pod względem udziału w kompleksie sorpcyjnym poszczególnych kationów wymiennych. Występujące w zespole Vu-Bp większe wysycenie kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi należy wiązać z ich biogeniczną translokacją z kopalnej gleby torfowej oraz okresowym wpływem wód gruntowych. Głównym kationem zasadowym w badanych glebach jest  $\text{Ca}^{2+}$ , zaś kwasowym  $\text{H}^{+}$  (tab. 6).

Kwaśny odczyn gleb sprzyja uruchamianiu wolnego glinu, który w określonych warunkach i odpowiedniej ilości staje się toksyczny dla roślin. Nie ma jednak jednolitych poglądów odnośnie do wartości krytycznej pH. Często przyjmuje się granicę  $\text{pH}<4,5$  (Grauer, Horst 1992), choć niekiedy przesuwana jest ona aż do  $\text{pH}<5,5$  (Ryan, Delhaize 2010), a nawet  $\text{pH}<6,0$  (Moskal 1954). Fitotoksyczne oddziaływanie ma nie tylko forma jonowa, ale również inne formy tego metalu, jak np. tzw. tridekamer, będący około 10-krotnie bardziej toksyczny niż jony  $\text{Al}^{3+}$  (Parker, Bertsch 1992; Pokojska 1994). Oddziaływanie to może być niwelowane przez substancje humusowe (Gerke 1994) oraz jony wapnia (Ryan et al. 1994; Matsumoto 2000). Powszechnie stosowaną miarą w ocenie ryzyka stresu glinowego jest stosunek molarny Ca:Al (Kowalkowski 2002). W zespole En-P wartości tego stosunku mieszczą się w granicach 3,1–44,8 w ektopróchnicy i 0,6–0,8 w poziomach mineralnych, zaś w zespole Vu-Bp odpowiednio 9,8–82,2 i 0,7–1,2 oraz 123,0–138,4 w glebie kopalnej (tab. 6). Takie wartości stosunków molarnych Ca:Al, przy relatywnie wysokim wysyceniu kompleksu sorpcyjnego gleb kationami zasadowymi, wskazują, że wystąpienie stresu glinowego w poziomach organicznych jest niemożliwe, zaś w poziomach mineralnych mało prawdopodobne.

### 3.4. Zawartość biodostępnych form metali

Ekstrakcja gleb siedlisk borowych roztworem HCl o stężeniu 0,05  $\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}$  pozwala oszacować ich żyzność i biodostępność metali. Poziomy mineralne gleb uważa się za ubogie w fosfor i potas, gdy ich zawartość jest mniejsza niż 20  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , dla wapnia wartością graniczną jest 10  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , a dla magnezu 5  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Ostrowska et al. 2001). Zawartość fosforu w poziomach mineralnych gleb zespołu En-P wynosi 9,9–46,2  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , zaś w zespole Vu-Bp 23,8–41,3  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , wskazując, że na obydwu powierzchniach badawczych składnik ten występuje w wystarczających dla zaspokojenia potrzeb życiowych autotrofów ilościach (tab. 7). Nie stwierdzono również deficytu wapnia. Relatywnie wysokie stężenia fosforu i wapnia mogą być efektem dopływu tych składników z wodami gruntowymi, na co wskazują gradienty

**Tabela 3. Zestawienie średnich wartości wybranych właściwości poziomów organicznych i próchnicznych gleb w zespole En-P (n=25)**  
 Table 3. Mean values of selected properties in organic and humic horizons of the soils in En-P (n=25)

Właściwości Properties	Poziomy glebowe Soil horizons			
	Ol	Of	Oh	AC
pH <sub>H<sub>2</sub>O</sub>	3,90 ± 0,17	3,42 ± 0,13	3,34 ± 0,13	4,13 ± 0,11
<b>Zawartość materii organicznej [g·kg<sup>-1</sup>]</b> Content of soil organic matter [g·kg <sup>-1</sup> ]	964,1 ± 15,5	884,6 ± 133,3	663,2 ± 174,3	6,5 ± 3,5
<b>Zawartość C<sub>org.</sub> [g·kg<sup>-1</sup>]</b> Content of TOC [g·kg <sup>-1</sup> ]	533,9 ± 16,9	465,5 ± 69,8	372,2 ± 97,2	3,0 ± 1,6
<b>Zawartość Nt [g·kg<sup>-1</sup>]</b> Content of TN [g·kg <sup>-1</sup> ]	6,82 ± 0,88	9,34 ± 1,86	7,50 ± 1,80	0,19 ± 0,05
<b>C:N</b> TOC:TN	79,7 ± 12,0	50,7 ± 8,1	49,8 ± 9,7	17,3 ± 11,0
<b>Zasoby materii organicznej [g·m<sup>-2</sup>]</b> Stocks of soil organic matter [g·m <sup>-2</sup> ]	944 ± 496	2045 ± 629	3739 ± 1498	1141 ± 592
<b>Zasoby C<sub>org.</sub> [g·m<sup>-2</sup>]</b> Stocks of TOC [g·m <sup>-2</sup> ]	524 ± 277	1075 ± 323	2097 ± 828	523 ± 264
<b>Zasoby Nt [g·m<sup>-2</sup>]</b> Stocks of TN [g·m <sup>-2</sup> ]	6,6 ± 3,6	21,8 ± 7,5	42,1 ± 15,7	34,3 ± 14,9

**Tabela 4. Zestawienie średnich wartości wybranych właściwości poziomów organicznych i próchnicznych gleb w zespole Vu-Bp (n=25)**  
 Table 4. Mean values of selected properties in organic and humic horizons of the soils in Vu-Bp (n=25)

Właściwości Properties	Poziomy glebowe Soil horizons		
	Ol	Ofh	A(p)
pH <sub>H<sub>2</sub>O</sub>	4,82 ± 0,22	4,02 ± 0,28	4,18 ± 0,16
<b>Zawartość materii organicznej [g·kg<sup>-1</sup>]</b> Content of soil organic matter [g·kg <sup>-1</sup> ]	928,2 ± 63,3	414,2 ± 124,2	8,3 ± 2,6
<b>Zawartość C<sub>org.</sub> [g·kg<sup>-1</sup>]</b> Content of TOC [g·kg <sup>-1</sup> ]	499,1 ± 31,2	241,4 ± 77,3	4,0 ± 1,5
<b>Zawartość Nt [g·kg<sup>-1</sup>]</b> Content of TN [g·kg <sup>-1</sup> ]	8,76 ± 1,68	8,80 ± 2,03	0,23 ± 0,06
<b>C:N</b> TOC:TN	59,3 ± 13,0	27,2 ± 5,9	18,0 ± 6,1
<b>Zasoby materii organicznej [g·m<sup>-2</sup>]</b> Stocks of soil organic matter [g·m <sup>-2</sup> ]	531 ± 213	3710 ± 1897	2000 ± 818
<b>Zasoby C<sub>org.</sub> [g·m<sup>-2</sup>]</b> Stocks of TOC [g·m <sup>-2</sup> ]	286 ± 114	2183 ± 1183	972 ± 434
<b>Zasoby Nt [g·m<sup>-2</sup>]</b> Stocks of TN [g·m <sup>-2</sup> ]	4,8 ± 1,7	79,5 ± 37,9	55,5 ± 19,7

ponowego rozmieszczenia tych składników w profilach glebowych. Znacznie poniżej wartości granicznych układają się natomiast zawartości potasu i magnezu, sugerując ich głęboki deficyt, potęgowany silnie kwaśnym odczynem gleb. W poziomach mineralnych gleb obydwu zespołów roślinnych występują również bardzo niskie stężenia manganu i cynku. Na

tle poziomów mineralnych wielokrotnie większą zawartością biodostępnych form wszystkich badanych pierwiastków charakteryzuje się ektopróchnica, silnie poprzerastana korzeniami drzew. W poziomach Oh stężenia P, K, Ca, Mg i Zn są około 2–3 krotnie większe w zespole En-P w porównaniu z zespołem Vu-Bp, zaś w przypadku Mn relacja jest odwrotna.

**Tabela 5. Istotność statystyczna różnic pomiędzy glebami zespołów En-P i Vu-Bp pod względem wybranych właściwości [- brak różnic istotnych statystycznie; + różnice istotne statystycznie z  $p<0,05$ ; ++ różnice istotne statystycznie z  $p<0,01$ ; +++ różnice istotne statystycznie z  $p<0,001$ ]**

Table 5. Statistical significance of differences between the soils of En-P and Vu-Bp in their selected properties [- no statistically significant differences; + differences statistically significant at  $p<0,05$ ; ++ differences statistically significant at  $p<0,01$ ; +++ differences statistically significant at  $p<0,001$ ]

Właściwości Properties	Porównywane poziomy Soil horizons		
	Ol	O łącznie / together	AC i / and A(p)
pH <sub>H2O</sub>	+++	+++	-
Zawartość materii organicznej [g·kg <sup>-1</sup> ] Content of soil organic matter [g·kg <sup>-1</sup> ]	++	+++	+
Zawartość C <sub>org</sub> [g·kg <sup>-1</sup> ] Content of TOC [g·kg <sup>-1</sup> ]	+++	+++	+
Zawartość Nt [g·kg <sup>-1</sup> ] Content of TN [g·kg <sup>-1</sup> ]	+++	-	+
C:N TOC:TN	+++	+++	-
Zasoby materii organicznej [g·m <sup>-2</sup> ] Stocks of soil organic matter [g·m <sup>-2</sup> ]	+++	+++	+++
Zasoby C <sub>org</sub> [g·m <sup>-2</sup> ] Stocks of TOC [g·m <sup>-2</sup> ]	+++	+++	+++
Zasoby Nt [g·m <sup>-2</sup> ] Stocks of TN [g·m <sup>-2</sup> ]	+	-	+++

**Tabela 6. Właściwości sorpcyjne gleb w zespole En-P i Vu-Bp**

Table 6. Sorptive properties of the soils in En-P and Vu-Bp

Poziom Horizon	Zawartość jonów wymiennych Content of exchangeable ions						TEB	H <sub>w</sub>	BS	CEC	Stosunek molarny Ca:Al [mol·mol <sup>-1</sup> ]
	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	H <sup>+</sup>	Al <sup>3+</sup>					
cmol <sub>(+)</sub> ·kg <sup>-1</sup>											
En-P											
Ol	0,00	2,81	18,91	7,83	17,40	5,40	29,55	22,79	56,5	52,34	5,3
Of	0,00	2,98	16,84	4,82	34,33	8,18	24,64	42,52	36,7	67,16	3,1
Oh	0,00	1,98	14,06	5,36	33,65	0,47	21,40	34,12	38,5	55,52	44,8
AC	0,00	0,03	0,08	0,03	0,52	0,2	0,14	0,67	17,3	0,81	0,8
Cgg	0,00	0,03	0,07	0,05	0,28	0,2	0,14	0,5	23,3	0,62	0,6
Vu-Bp											
Ol	0,00	6,65	33,31	16,02	10,04	0,61	55,98	10,65	84,0	66,63	82,2
Of	0,00	2,13	29,63	9,46	9,94	0,67	41,22	10,62	79,5	51,84	66,0
Oh	0,00	0,62	7,26	2,67	7,98	1,11	10,56	9,10	53,7	19,66	9,8
A(p)	0,00	0,13	0,12	0,05	0,45	0,27	0,31	0,72	29,9	1,03	0,7
C	0,00	0,13	0,09	0,03	0,30	0,18	0,25	0,48	33,6	0,73	0,7
Cgg	0,00	0,13	0,14	0,06	0,28	0,17	0,33	0,45	42,1	0,78	1,2
2Ot	0,05	0,50	66,69	7,02	1,81	0,72	74,26	2,53	96,7	76,79	138,4
2Lc	0,04	0,28	41,15	4,89	1,39	0,50	46,36	1,89	96,1	48,25	123,0
3Cgg	0,00	0,14	0,60	0,10	0,16	0,06	0,84	0,22	79,0	1,06	14,2

Znacznie większe stężenia P, Ca, Mg i Mn niż obserwowane w poziomach Oh występują w kopalnej glebie torfowej w zespole Vu-Bp (tab. 7). Przemieszczaniem labilnych form tych składników wraz z podsiąkającymi wodami, a także wskutek oddziaływania roślinności należy tłumaczyć ich wyższe na tle gleb zespołu En-P stężenia w poziomach mineralnych.

#### 4. Wnioski

Wyniki przeprowadzonych badań w zespołach roślinnych En-P i Vu-Bp, zlokalizowanych na obszarach wydmy Słowińskiego Parku Narodowego, dobrze odzwierciedlają mające charakter sprzężeń zwrotnych interakcje pomiędzy glebami a porastającą je roślinnością w zróżnicowanych pod względem warunków ekologicznych ekosystemach leśnych. Kluczowym czynnikiem różnicującym badane ekosystemy jest obecność w zespole Vu-Bp płytko położonych kopalnych gleb torfowych, silnie różniących się pod względem właściwości chemicznych od zalegających na nich arenosoli. W warunkach płytko zalegających wód gruntowych gleby kopalne wywierają istotny wpływ na właściwości arenosoli i zachodzące w nich procesy oraz związane z nimi zbiorowiska roślinne. Obecność podłoża torfowego warunkuje m.in. naturalne odnawianie brzozy omszonej, która z kolei wpływa na właściwości gleb.

Gleby pod mieszanym drzewostanem sosnowo-brzozowym w zespole Vu-Bp na tle gleb zespołu En-P funkcjonujących pod drzewostanem sosnowym charakteryzują się:

- istotnie mniejszymi zasobami materii organicznej i węgla organicznego w poziomie organicznym oraz większymi zasobami i zawartością tych składników w poziomie próchnicznym. Sumaryczne zasoby materii organicznej w poziomach organicznych i próchnicznych są średnio niższe o 21%, a węgla organicznego o 18%,

- istotnie większą koncentracją  $N_t$  w poziomach organicznych i porównywalną w poziomach próchnicznych; zasoby azotu są istotnie statystycznie większe zarówno w poziomie organicznym, jak i próchnicznym,

- istotnie niższymi wartościami stosunku C:N w ektopróchnicy przy porównywalnych wartościach w poziomach próchnicznych,

- istotnie mniej kwaśnym odczynem w poziomach organicznych, choć we wszystkich podpoziomach mieści się on w granicach odczynu silnie kwaśnego,

- większym wysyceniem kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi,

- mniejszą zawartością biodostępnych form P, K, Ca, Mg i Zn w ektopróchnicy oraz większą zawartością biodostępnych form P, Ca i Mg i mniejszą zawartością K w poziomach mineralnych.

Do cech charakterystycznych gleb badanych zespołów roślinnych, niezależnie od istniejących pomiędzy nimi różnic, należy niska ich zasobność w azot, która potwierdzona jest bardzo wysokimi wartościami stosunków C:N. Obydwa drzewostany funkcjonują w warunkach silnego zakwaszenia gleb oraz silnego niedoboru potasu i magnezu. Mimo kwaśnego odczynu, ryzyko toksycznego oddziaływania wolnego glinu nie występuje w poziomach organicznych i jest mało prawdopodobne w poziomach mineralnych, co znajduje potwierdzenie w odpowiednio wysokich wartościach stosunku molarnego Ca:Al. Ryzyko to niwelowane jest przez uzupełnianie wapnia z wód gruntowych.

#### Konflikt interesów

Autorzy deklarują brak potencjalnych konfliktów

**Tabela 7. Zawartość biodostępnych form wybranych metali w glebach zespołów En-P i Vu-Bp**

Table 7. The content of bioavailable forms of some metals in En-P and Vu-Bp

Poziom Horizon	P	K	Ca	Mg	Mn	Zn
mg · kg <sup>-1</sup>						
En-P						
Oh	142,9	332,9	1685,7	360,6	10,7	22,3
AC	9,9	3,9	7,6	1,7	0,1	0,2
Cgg	46,2	4,7	31,0	2,8	0,2	0,2
Vu-Bp						
Oh	50,3	97,7	818,2	180,9	42,3	12,2
A(p)	23,8	1,8	17,5	3,0	0,4	0,2
C	31,3	0,7	21,7	0,8	0,2	0,0
Cgg	41,3	1,3	29,0	3,6	0,1	0,0
2Ot	362,0	17,3	9465,0	566,7	51,2	11,5
2Lc	100,7	38,4	5004,4	368,9	36,0	3,7
3Cgg	18,7	1,0	77,5	7,1	0,2	0,1



## Podziękowania i źródła finansowania badań

Badania sfinansowano ze środków na działalność statutową Akademii Pomorskiej, zadanie nr 13/3/13.

## Literatura

- Aira M., Monroy F., Domínguez J. 2006. C to N ratio strongly affects population structure of *Eisenia fetida* in vermicomposting systems. *European Journal of Soil Biology* 42: 127–131. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2006.07.039.
- Albers D., Migge S., Schaefer M., Scheu S. 2004. Decomposition of beech leaves (*Fagus sylvatica*) and spruce needles (*Picea abies*) in pure and mixed stands of beech and spruce. *Soil Biology and Biochemistry* 36: 155–164. DOI: 10.1016/j.soilbio.2003.09.002.
- Altermann M., Jäger K-D., Kopp D., Kowalkowski A., Kühn D., Schwanecke W. 2008. Zur Kennzeichnung und Gilederung von periglaziär bedingten Differenzierungen in der Pedosphäre. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 6: 5–42.
- Anderson S., Nilsson S.I., Saetre P. 2000. Leaching of dissolved organic carbon (DOC) and dissolved organic nitrogen (DON) in mor humus as affected by temperature and pH. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 1–10. DOI: 10.1016/S0038-0717(99)00103-0.
- Astel A., Parzych A., Trojanowski J. 2009. Comparison of litterfall and nutrient return in a *Vaccinio uliginosi*-*Betuletum pubescentis* and a *Empetro nigri*-*Pinetum* forest stands in northern Poland. *Forest Ecology and Management* 257: 2331–2341. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.03.026.
- Augusto L., Ranger J., Binkley D., Rothe A. 2002. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of Forest Science* 59(3): 233–253. DOI: 10.1051/forest:2002020.
- Berg B., Staaf H. 1980. Decomposition rate and chemical changes of Scots pine needle litter. II. Influence of chemical composition. *Ecological Bulletin* 32: 373–390.
- Burzyńska I. 2009. Wpływ odczynu gleby na współzależność między zawartością rozpuszczalnych form cynku w układzie: gleba-roślina-łąkowa. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 40: 246–253.
- Christ M.J., David M.B. 1996. Dynamics of extractable organic carbon in spodosol forest floors. *Soil Biology and Biochemistry* 28(9): 1171–1179. DOI: 10.1016/0038-0717(96)00128-9.
- Cortez J. 1998. Field decomposition of leaf litters: relationships between decomposition rates and soil moisture, soil temperature and earthworm activity. *Soil Biology and Biochemistry* 30(6): 783–793. DOI: 10.1016/S0038-0717(97)00163-6.
- Czekała J., Jakubus M., Gładysiak S.T. 1996. Zawartość form rozpuszczalnych mikroelementów w zależności od odczynu gleby i roztworu ekstrakcyjnego. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 434: 371–381.
- Drewnik M. 2006. The effect of environmental conditions on the decomposition rate of cellulose in mountain soils. *Geoderma* 132: 116–130. DOI: 10.1016/j.geoderma.2005.04.023.
- Dziadowiec H. 1990. Rozkład ściółek w wybranych ekosystemach leśnych. Wydawnictwo UMK, Toruń, 137 s.
- Dziadowiec H., Jonczak J., Czarnecki A., Kacprowicz K. 2007. Masa, dynamika i skład chemiczny opadu roślinnego w różnowiekowych plantacjach odmiany uprawnej topoli czarnej - Hybryda 275. *Roczniki Gleboznawcze* 58(3/4): 68–77.
- Dziadowiec H., Kwiatkowska A., Woźniak S. 2002. Zróżnicowanie poziomu organicznego i próchnicznego gleb w mozaice roślinno-glebowej w Górznieńsko-Lidzbarskim Parku Krajobrazowym. *Roczniki Gleboznawcze* 53(3/4): 23–31.
- Dziadowiec H., Plichta W. 1985. The effect of nun month (*Lymantria Monacha* L.) outbreak on characteristics of litter fall in the pine forest. *Ekologia Polska* 33(4): 715–728.
- Gerke J. 1994. Aluminum complexation by humic substances and aluminum species in the soil solution. *Geoderma* 63: 165–175. DOI: 10.1016/0016-7061(94)90004-3.
- Gough L.P., Shacklette H.T., Case A.A. 1979. Element concentrations toxic to plants, animals and man. *Geological Survey Bulletin* 1466: 1–80.
- Grauer U.E., Horst W.J. 1992. Modeling cation amelioration of aluminum phytotoxicity. *Soil Science Society of America Journal* 56: 166–172.
- Jonczak J. 2009. Leaf litterfall decomposition in age-differentiated stands of poplar clone Hybrid 275, *Polish Journal of Soil Science* 42(2): 159–167
- Jonczak J. 2011. Struktura, dynamika i właściwości opadu roślinnego w 110-letnim drzewostanie bukowym z domieszką sosny i świerka. *Sylwan* 155(11): 760–768.
- Jonczak J. 2012. Wpływ domieszki sosny i świerka w drzewostanie bukowym na intensywność wypłukiwania węgla, żelaza i glinu z poziomu organicznego i próchnicznego gleb bielocowo-rdzawych. *Leśne Prace Badawcze* 73(2): 143–151. DOI: 10.2478/v10111-012-0014-4.
- Jonczak J. 2013. Dynamics, structure and properties of plant litterfall in a 120-year old beech stand in Middle Pomerania between 2007–2010. *Soil Science Annual*, 64(1): 9–14. DOI: 10.2478/ssa-2013-0002.
- Jonczak J. 2014. Rozkład liści buka w 120 letnim drzewostanie na obszarze Pomorza Środkowego. *Sylwan* 158: 621–629.
- Jonczak J., Czarnecki A. 2008. Risk assessment for biomass plantations planning on marginal soils as an effect of increasing frequency of weather extreme events. *Ecological Questions* 9: 113–118. DOI: 10.2478/v10090-009-0026-8.
- Jonczak J., Mackiewicz K. 2012. Influence of pine and spruce admixture in European beech stand on some properties of organic and humic horizons of Dystric Arenosols and the intensity of biological turnover. *Polish Journal of Soil Science* 45(2): 221–233.
- Jonczak J., Parzych A. 2012. Impact of Scots pine admixture in European beech stand on dissolved organic carbon and nitrogen leaching from organic and humic horizons of Dystric Arenosols in northern Poland. *Journal of Forest Science* 58(6): 278–286.
- Jonczak J., Parzych A. 2014. The content of heavy metals in the soil and litterfall in a beech-pine-spruce stand in northern Poland. *Archives of Environmental Protection* 40(4): 67–77. DOI: 10.2478/aep-2014-0039.
- Jonczak J., Parzych A., Sobisz Z. 2012. Gleby i flora wykrocisk w zespole *Empetro-nigri pinetum ericetosum* Słowińskiego Parku Narodowego. *Słupskie Prace Geograficzne* 9: 33–42.
- Kalbitz K., Wennrich R. 1998. Mobilization of heavy metals and arsenic in polluted wetland soils and its dependence on dissolved organic matter. *The Science of the Total Environment* 209: 27–39. DOI: 10.1016/S0048-9697(97)00302-1.
- Kowalkowski A. 2002. Wskaźniki ekochemicznego stanu gleb leśnych zagrożonych przez zakwaszenie. *Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego* 3: 31–43.

- Kowalkowski A. 2006. Die Bedeutung periglariärer Prozesse für die Bodenbeurteilung bei der Naturraumerkundung. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 45(3/4): 161–180.
- Matsumoto H. 2000. Cell biology of aluminum toxicity and tolerance in higher plants. *International Review of Cytology* 200: 1–47. DOI: 10.1016/S0074-7696(00)00001-2.
- Matuszkiewicz J.M., Kowalska A., Solon J., Degórski M., Kozłowska A., Roo-Zielińska E., Zawiska I., Wolski J. 2013. Long-term evolution models of post-agricultural forests. IGiPZ PAN, Warszawa, 320 s.
- Moskal S. 1954. Glin ruchomy w glebach kwaśnych i metody jego oznaczania. *Roczniki Gleboznawcze* 3: 154–174.
- Norman S.A., Schaetzl R.J., Small T.W. 1995. Effects of slope angle on mass movement by tree uprooting. *Geomorphology* 14: 19–27. DOI: 10.1016/0169-555X(95)00016-X.
- Ostrowska A., Porębska K., Borzyszkowski J., Król H., Gawliński S. 2001. Właściwości gleb leśnych i metody ich oznaczania. Dział Wydawnictw IOŚ, Warszawa, 107 s.
- Parker D.R., Bertsch P.M. 1992. Formation of the “Al<sub>13</sub>” tridecameric polycation under diverse synthesis conditions. *Environmental Science and Technology* 26: 914–921. DOI: 10.1021/es00029a007.
- Parzych A. 2011. Contents of nitrogen and phosphorus compounds in groundwaters of selected forest associations in Słowiński National Park. *Archives of Environmental Protection* 37(4): 95–105.
- Peterson, C.J., Carson, W.P., McCarthy, B.C., Pickett, S.T.A. 1990. Microsite variation and soil dynamics within newly created treefall pits and mounds. *Oikos* 58 (1): 39–46.
- Pokojska U. 1986. Rola próchnicy w kształtowaniu odczynu, właściwości buforowych i pojemności jonowymiennej gleb leśnych. *Roczniki Gleboznawcze* 37(2–3): 240–263.
- Pokojska U. 1994. Nowe poglądy na toksyczność różnych form glinu. *Roczniki Gleboznawcze* 45(1/2): 109–117.
- Prescott C.E., Kabzems R., Ząbek L.M. 1999. Effects of fertilization on decomposition rate of *Populus tremuloides* foliar litter in a boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 393–397. DOI: 10.1139/x99-016.
- PTG. 2009. Klasyfikacja uziarnienia gleb i utworów mineralnych – PTG 2008. *Roczniki Gleboznawcze* 60(2): 5–17.
- Ryan P.R., Delhaize E. 2010. The convergent evolution of aluminum resistance in plants exploits a convenient currency. *Functional Plant Biology* 37: 275–284.
- Ryan P.R., Kinraide T.B., Kochian L.V. 1994. Al<sup>3+</sup>-Ca<sup>2+</sup> interactions in aluminum rhizotoxicity. I. Inhibition of root growth is not caused by reduction of calcium uptake. *Planta* 192: 98–103. DOI: 10.1007/BF00198698.
- Stachurski A., Zimka J.R. 1975. Leaf fall and rate of litter decay in some forest habitats. *Ekologia Polska*, 23(1): 103–108.
- Tablot J. M., Yelle D. J., Nowick J., Treseder K. K. 2012. Litter decay rates are determined by lignin chemistry. *Biogeochemistry* 108: 279–295. DOI: 10.1007/s10533-011-9599-6.
- Tonon G., Sohi S., Francioso O., Ferrari E., Montecchio D., Giocacchini P., Ciavatta C., Panzacchi P., Powlson D. 2010. Effect of soil pH on the chemical composition of organic matter in physically separated soil fractions in two broadleaf woodland sites at Rothamsted, UK. *European Journal of Soil Science* 61: 970–979. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2010.01310.x.
- Trojanowski J., Parzych A. 2011. Properties of forest soils under *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* and *Empetro nigri-Pinetum* in the Słowiński National Park. *Baltic Coastal Zone* 15: 69–83.
- Van der Heijden M.G.A., Bardgett R.D., van Straalen N.M. 2008. The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 11: 296–310.
- Vardar F., Ünal M. 2007. Aluminum toxicity and resistance in higher plants. *Advances in Molecular Biology* 1: 1–12.
- Wang A.S., Angle J.S., Chaney R.L., Delorme T.A., McIntosh M. 2006. Changes in soil biological activities under reduced soil pH during *Thlaspi caerulescens* phytoextraction. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 1451–1461. DOI: 10.1016/j.soilbio.2005.11.001.
- Yano Y., Lajtha K., Sollins P., Caldwell C.A. 2004. Chemical and seasonal controls on the dynamics of dissolved organic matter in a coniferous old-growth stand in the Pacific Northwest, USA. *Biogeochemistry* 71: 197–223. DOI: 10.1007/s10533-004-8130-8.

## Udział autorów

J.J. – prowadzenie badań terenowych, wykonanie analiz laboratoryjnych oprócz oznaczenia zawartości azotu, napisanie tekstu artykułu; A.P. – prowadzenie badań terenowych, wykonanie analiz zawartości azotu.