

## Zmiany w składzie chemicznym gleby leśnej i porolnej po wprowadzeniu trocin iglastych na tle przebiegu elementów pogody

Chemical composition of soils on post-agricultural and forest sites before and after sawdust addition against the background of weather elements

Monika Małecka<sup>1\*</sup>, Józef Wójcik<sup>2</sup>, Zbigniew Sierota<sup>1</sup>

Instytut Badawczy Leśnictwa, <sup>1</sup> Zakład Ochrony Lasu; <sup>2</sup> Samodzielna Pracownia Chemii Środowiska Leśnego, ul. Braci Leśnej 3, Sękocin Stary, 05-090 Raszyn

\* Tel. + 48 22 7150561, fax +48 22 7150557, e-mail: M.Malecka@ibles.waw.pl

**Abstract.** We analysed changes in soil chemical properties (pH, C:N, N, P, K, Ca, Na) inside two forest areas chosen for renewal (Lubartów A and B) and within one post-agricultural site (Świerczyna) designated for afforestation with Scots pine. The experimental plots were located in areas known as persistent cockchafer grub spots. The Lubartów A site was not fenced and showed signs of wild boar activity. Analyses were carried out in the autumn of 2011 and spring 2012, prior to pine sawdust application to the soil and before tree planting, respectively, and again one year later in May 2013. Precipitation as well as air and soil temperatures were recorded throughout the experimental period. We found that soil temperature and humidity, determined by changes in weather, differences in soil chemical properties between forest and agricultural sites as well as sawdust treatments differentially affected soil reaction, C:N ratios and nutrient content. In the unfenced area (Lubartów A), the content of nutrient forms available to plants decreased no more under sawdust treatment than under control conditions. In the remaining areas, sawdust treatment caused an increase or no change in soil concentrations of the investigated nutrients. Under suitable temperature and humidity conditions, sawdust can represent a significant source of energy-rich compounds promoting diversified edaphone activity, which appears to be the main reason for changes in soil nutrient content.

**Key words:** chemical composition, fallow soil, forest soil, sawdust, weather parameters

### 1. Wstęp

Mineralizacja substancji organicznej w przebiegu procesów glebotwórczych zachodzi przy udziale mikroorganizmów – głównie grzybów glebowych, bakterii i mikroświata zwierzęcego (roztoczy, nicieni), dla których istotne znaczenie ma dostępność źródeł energii oraz temperatura i woda. W glebie leśnej takim źródłem energii są między innymi systemy korzeniowe, a właściwie zawarte w nich drewno, zawierające celulozę, ligninę, ksylan, związki fenolowe, terpenowe i inne, oraz metabolity zasiedlających je mikroorganizmów. W wyniku procesów rozkładu mikrobiologicznego drewna

korzeni tworzy się humus (Lopez et al. 2006). Nie wnikając w istotę i przebieg tych złożonych procesów biochemicznych, opisanych m.in. przez Kowalińskiego i Goneta (1999), uwagę zwraca dostępność w glebie leśnej różnego rodzaju nisz ekologicznych (baz pokarmowych) dla destruentów. Ich aktywność, związana z realizacją właściwych im procesów życiowych, jest wykorzystywana w inżynierii środowiska m.in. w celu stymulowania tworzenia mikoryz (Różycki et al. 1986), przy remediacji terenów skażonych (Speir et al. 1992; Bielińska et al. 2009), czy przy odtwarzaniu struktur środowiska leśnego, na przykład na tzw. gruntach porolnych (Kwaśna et al. 2000). W procesach takich

wykorzystywane były zarówno trociny z drewna drzew iglastych (Sierota, Kwaśna 1999), jak i zrębki czy komposty, zawierające również pędy i liście (Siuta 2005; Oszako et al. 2005).

Przebieg procesów mikrobiologicznych w glebie jest determinowany przez elementy klimatu, będącego jednym z ważniejszych czynników glebotwórczych. Określa on w znacznym stopniu charakter wietrzenia skał oraz wpływa na kierunki procesów glebotwórczych, warunkuje reżim cieplny i wodny, od których z kolei zależy intensywność rozkładu i syntezy związków mineralnych i organicznych. Brak opadów i długotrwała wysoka temperatura powodują odparowanie dostępnej wody glebowej, co wyraża się w konsekwencji ograniczeniem przebiegu lub zanikiem procesów mineralizacji (Gulledge, Schimel 2000), m.in. wskutek ograniczonego oddychania mikroorganizmów glebowych, zwłaszcza bakterii (Pietikäinen et al. 2005). Nadmiar wody w glebie wywołuje z kolei zjawisko rozcieńczania lub wzmoczonego wymywania wielu pierwiastków, a także zanik oddychania mikroorganizmów glebowych (Overby et al. 2003). Niskie temperatury gleby zimą również mogą prowadzić do zmian aktywności enzymatycznej, zjawisk denaturyzacji struktur komórkowych, czy nawet zamarcia grzybów i innych organizmów uczestniczących w procesach glebotwórczych, jakkolwiek nie jest to zjawisko powszechne (Addy et al. 1994). Zjawiska implikowane przebiegiem pogody, a zwłaszcza jej anomaliami, w konsekwencji zmieniają funkcjonowanie mikroorganizmów i mogą doprowadzić do zaniku osobników czy populacji, ograniczając oczekiwany efekt ich aktywności (Bardgett et al. 2008).

Innym ważnym czynnikiem wpływającym na przebieg procesów mikrobiologicznych w glebie jest sposób użytkowania gruntu (Thornley, Cannell 2000). Glebę wcześniej użytkowaną rolniczo (tzw. grunt porolny) od gleby leśnej różni wiele cech fizykochemicznych i mikrobiologicznych, lecz przede wszystkim określa ją brak systemów korzeniowych drzew (jako bazy pokarmowej dla grzybów rozkładających drewno) oraz obecność tzw. podeszwy płuznej, utrudniającej prawidłowy rozwój systemów korzeniowych (Rykowski 1990). Choć zabiegi hodowlane w leśnictwie są z reguły mniej intensywne niż w rolnictwie, to jednak ich wpływu na edafon nie można pominąć. Zabiegiem zmieniającym warunki glebowe, w tym aktywność edafonu – przynajmniej na pewien czas, lecz w sposób najbardziej drastyczny, jest wykonanie zrębu zupełnego. Jego konsekwencją jest brak dopływu opadu liści/igieł, zakłócenia w rozwoju roślinności runa, zmniejszenie zasięgu systemów korzeniowych i mykoryz, zmiany reżimu wodnego i temperatury oraz zwiększona infiltracja światła przyspieszającego rozkład materii organicznej (Bekele et al. 2007).

Zarówno gleby porolne, jak i powierzchnie zrębowe, czy gniazda w drzewostanie, stosownie do rodzaju terenu zalesia się lub odnawia. Równocześnie takie wolne od drzew, nasłonecznione przestrzenie są doskonałym miejscem rozwoju chrabąszczowatych (Melolonthidae) – składania jaj, 4-letniego cyklu rozwojowego pędraków i wywiedzenia kolejnej populacji tych owadów (Malinowski 2007). Problem ograniczania szkód od pędraków metodami niechemicznymi jest obecnie jednym z najważniejszych problemów zintegrowanej ochrony lasu (Malinowski 2010).

Trociny budziły od dawna zainteresowanie zarówno z uwagi na łatwość i dostępność ich uzyskiwania, jak i cechy fizykochemiczne, zapewniające łatwą penetrację przez grzyby, bakterie czy nicienie (Kwaśna et al. 2001). Nadają bowiem glebie, zwłaszcza porolnej, swoistą strukturę, nasiąkliwość i trwałość w środowisku. Dysponując przy tym dużymi zasobami energetycznymi zawartymi w celulozie, ligninie i ksylenie, trociny w glebie uzyskiwały cechy elicytora przemian mikrobiologicznych, wykorzystywanych w wielu aspektach. Sierota i Kwaśna (1998) wykazali możliwość wykorzystania trocin iglastych w glebie porolnej jako bazy energetycznej dla zwiększenia liczebności ubikwistycznych grzybów glebowych rodzaju *Trichoderma*, zasiedlających trociny na drodze pierwszeństwa. Miało to na celu zapewnienie inokulum grzybów antagonistycznych, skutecznego wobec patogenu *Heterobasidion annosum*, głównego sprawcy zamierania drzew na gruntach porolnych. Trociny i pozostałości pozbawione wykorzystywano zarówno w celu przyspieszenia przebiegu procesów przekształcania gleby porolnej w leśną (Olejarski et al. 2003), jak i nawożenia organicznego gruntów porolnych (Olejarski 2005). Trociny stosowane są także jako podłoże w celu zwiększenia plonowania roślin uprawnych – borówki (Ochmian et al. 2007), owsa, ziemniaków, pszenicy (Skowrońska 2007).

Trociny, na terenach uporczywego występowania pędraków, zastosowano jako elicytor przebiegu procesów mikrobiologicznych w glebie. Przesłanką takiego postępowania było zainicjowanie lub wzmoczenie oczekiwanych reakcji o charakterze antyfidantnym lub inhibicyjnym względem larw chrabąszczowatych, wykazywanym przez bakterie i grzyby glebowe w trakcie zasiedlania korzeni i trocin. Nie bez znaczenia są także reakcje przywabiające owady przez wydzielający się w trakcie rozkładu drewna dwutlenek węgla, który jest silnym atraktantem dla pędraków (Galbreath 1988; Weissteiner et al. 2012; Małecka et al. 2014). Prezentowane wyniki są fragmentem wieloaspektowych badań zrealizowanych w tym zakresie.

Celem niniejszych badań było określenie zmian w składzie chemicznym gleb, jakie zaszły w okresie roku od wprowadzenia trocin iglastych do gleby leśnej na

zrębie i do odługującej gleby porolnej oraz po wysadzeniu sadzonek sosny zwyczajnej. Zmiany te omówiono na tle przebiegu opadów atmosferycznych oraz temperatury powietrza i gleby w badanym okresie. Wyjaśnienie tych zależności może być przyczynkiem w analizie zmian w aktywności bakterii i grzybów zasiedlających gleby opisywanych powierzchni, także w kontekście ich wpływu na liczebność pędraków i przeżywalność sadzonek (Małecka et al. 2014; Kubiak – inf. ustna).

## 2. Materiały i metody

### Wybór powierzchni doświadczalnych i wykonanie zabiegu

Powierzchnie doświadczalne (obiekty) zlokalizowano na terenie uporczywych pędraczysk wskazanych przez Zespoły Ochrony Lasu:

– Nadleśnictwo Lubartów (RDLP w Lublinie), leśnictwo Jawidz, oddz. 201c, zrąb zupełny, siedlisko LMśw na glebie rdzawej brunatnej, wytworzonej z piasków wodnolodowcowych, o uziarnieniu piasku gliniastego; powierzchnia nieogrodzona (Lubartów A; LA),

– Nadleśnictwo Lubartów, leśnictwo Jawidz, oddz. 159a, zrąb zupełny, siedlisko LMśw na glebie rdzawej brunatnej, wytworzonej z piasków wodnolodowcowych, o uziarnieniu piasku gliniastego; powierzchnia ogrodzona (Lubartów B; LB),

– Nadleśnictwo Świerczyna (RDLP w Szczecinku), leśnictwo Laski, oddz. 497f, grunt porolny odługujący, gleba rdzawa bielicowa, wytworzona z piasków wodnolodowcowych, o uziarnieniu piasku słabogliniastego, powierzchnia ogrodzona (Świerczyna; SW).

W każdym obiekcie jesienią 2011 r. wytyczono po 3 bloki przyszłej uprawy doświadczalnej o długości 40 m, a w każdym z nich po 3 pasy szerokości 1,2 m przeznaczone pod nasadzenia, jako różne warianty doświadczania (ryc. 1). Wiosną 2012 r. na odpowiednich pasach w każdym bloku wykonano:

– wariant T1 – w którym na powierzchni gleby w pasie o szerokości 40 cm rozsypano świeże trociny iglaste (0,3 m<sup>3</sup>/rzęd; 7,5 dm<sup>3</sup> na metr bieżący) i przemieszano frezem leśnym (Lubartów) lub ręcznie (Świerczyna) na głębokość około 30 cm,

– wariant T2 – w którym trociny podsypywano bezpośrednio pod korzeń sadzonki sosny w momencie sadzenia (0,3 dm<sup>3</sup> trocin/sadzonkę),

– wariant K – wariant kontrolny bez trocin.

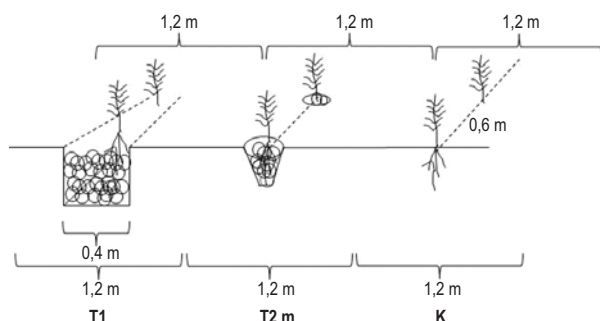
Jednoroczne sadzonki sosny zwyczajnej, pochodzące z lokalnych szkółek, wysadzono w maju 2012 r. w więźbie 0,6×1,2 m, bezpośrednio po wykonaniu zabiegu trocinowania gleby.

### Warunki meteorologiczne

Do oceny warunków pogodowych panujących na terenie obiektów doświadczalnych w Nadleśnictwach Lubartów i Świerczyna w okresie trwania prac badawczych wykorzystano interpolowane dane meteorologiczne z najbliższej położonych stacji synoptycznych IMiGW (stacje hydrologiczno-meteorologiczne odpowiednio w Lublinie i Chojnicach). Analizie poddano następujące parametry meteorologiczne: miesięczną sumę opadów atmosferycznych, średnią miesięczną temperaturę powietrza, minimalną temperaturę powietrza przy gruncie, minimalną temperaturę gruntu na głębokości 5 cm oraz wyliczono współczynnik hydrotermiczny Sielanianowa  $K = 10P / \sum t$  dla sezonów wegetacyjnych w okresie styczeń 2011 r. – lipiec 2013 r. Dane źródłowe zaczerpnięto z ogólnodostępnych Biuletynów Państwowej Służby Hydrologiczno-Meteorologicznej.

### Analizy chemiczne gleby

Próby pobrano przy wytyczaniu powierzchni w wrześniu 2011 r. oraz w maju 2012 r. – przed wykonaniem zabiegów i w maju 2013 r. – po roku wzrostu upraw. Z każdego pasa wariantów T1 i K oraz z bezpośredniej bliskości korzeni w wariantcie T2 pobierano świdrem glebowym z głębokości 0–20 cm po 3 próbki gleby i tworzą próbkę zbiorczą. Badania wykonano zgodnie z metodyką przyjętą w międzynarodowym programie monitoringu lasów ICP Forests. Uziarnienie gleb oznaczano metodą pipetową według PN-ISO 11277, odczyn gleb (pH-H<sub>2</sub>O i pH-KCl) – metodą potencjometryczną według PN-ISO 103390:1997, zawartość węgla organicznego (%) – metodą analizy elementarnej według PN-ISO 10694:2002, zawartość azotu ogólnego (%) – metodą analizy elementarnej według PN-13878:2002, zawartość potasu, wapnia, magnezu (mg/100g) w wyciągu octanu amonu według procedury PB-05 ed.2, zaś



Rycina 1. Schemat usytuowania sadzonek w wariantach T1, T2 i K w bloku doświadczalnym

Figure 1. Layout of seedlings in variants T1, T2 and K in the experimental block

fosfor przyswajalny ( $P_2O_5$ ) metodą Egnera-Riehma, przeliczony na P (mg/100g). Analizy wykonała Samodzielna Pracownia Chemii Środowiska Leśnego Instytutu Badawczego Leśnictwa, posiadająca akredytację PCA nr AB740.

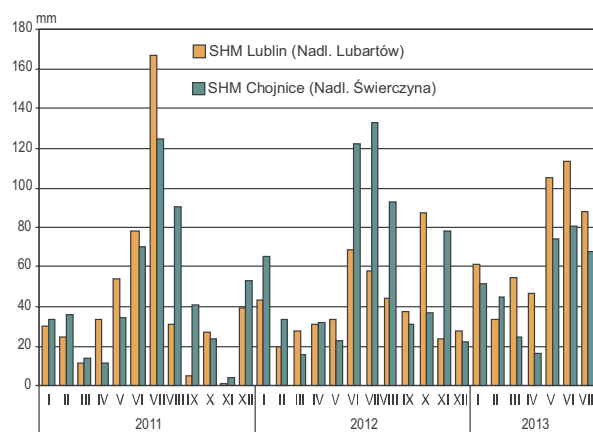
Do oceny związków między wariantem zabiegu a parametrami elementów chemicznych gleb w każdym z obiektów, po przetransformowaniu niektórych danych (C% i N% oraz stosunek C:N) wg wzoru Blissa, zastosowano dwuczynnikową analizę wariancji, a różnice post-hoc oceniono testem HSD Tukey'a (program Statgraphics™ Centurion).

### 3. Wyniki

#### Przebieg elementów pogody

##### Opady atmosferyczne

Pod względem wielkości opadów, lato poprzedzające okres wykonania zabiegu trocinowania gleb było wilgotne – w lipcu na obydwu powierzchniach wystąpiły największe w 2011 r. opady atmosferyczne, osiągające 165 mm w okolicach Lubartowa oraz 125 mm w okolicach Świerczyny (ryc. 2). Z kolei jesienią 2011 r. zanotowano drastyczny niedobór opadów – największy we wrześniu w Lubartowie (5 mm). Okres zimy 2011/2012 był zbliżony pod względem wielkości opadów na obydwu powierzchniach, podobnie jak wiosna 2012 r. Dopiero od czerwca, zwłaszcza w rejonie obiektu Świerczyna, wystąpiły wyjątkowo obfite opady deszczu, osiągające w lipcu 2012 r. ponad 135 mm. Z kolei w Lubartowie październik obfitował w opady rzędu



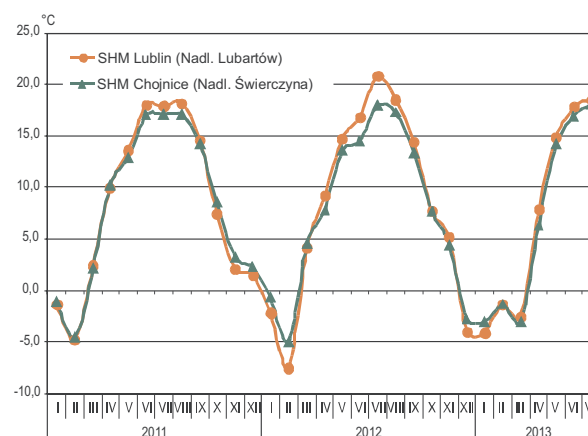
**Rycina 2. Wielkość opadów atmosferycznych w latach 2011–2013 na terenie obiektów doświadczalnych Lubartów i Świerczyna (SHM – stacje hydrologiczno-meteorologiczne)**

Figure 2. Atmospheric precipitation in 2011–2013 on the Lubartów and Świerczyna experimental plots (SHM – hydrometeorological station)

90 mm. Zima 2012/2013 była w tym rejonie dość śnieżna, co wraz z opadami deszczu, trwającymi od marca do lipca (113 mm w czerwcu), uzupełniło niedobór wilgoci w glebie. Z kolei w obiekcie Świerczyna w marcu i kwietniu opady były niewielkie (około 20 mm) i dopiero deszcze (70–80 mm) w okresie maj – lipiec zwiększyły wilgotność gleby.

##### Średnia miesięczna temperatura powietrza

Przebieg linii opisujących wartości średniej miesięcznej temperatury powietrza w obydwu obiektach był w latach 2011–2013 zbliżony, osiągając jedynie okresowo większe odchylenia (ryc. 3). Latem 2011 nieco wyższe średnie temperatury powietrza zanotowano w Lubartowie, natomiast zimą 2012 r. (luty) były one o kilka stopni niższe niż w Świerczynie. Od kwietnia 2012 r. rejon Lubartowa cechowały wyższe temperatury niż rejon Świerczyny i stan ten utrzymywał się aż do września. Okres zimy 2012/2013 był w obydwu obiektach dość łagodny, przykładowo – średnia temperatura powietrza dla lutego wynosiła niecałe  $-2^{\circ}\text{C}$ . Wiosna 2013 r. była łagodna, osiągając w maju średnio  $14\text{--}15^{\circ}\text{C}$  w obydwu obiektach, natomiast temperatura w czerwcu i lipcu była wyższa od przeciętnej w obydwu obiektach.

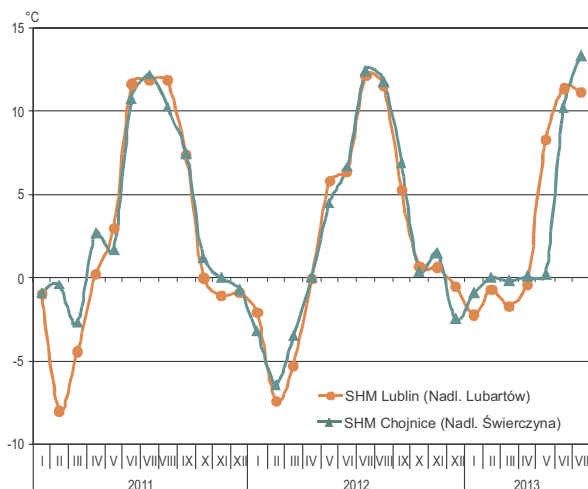


**Rycina 3. Przebieg średniej miesięcznej temperatury powietrza w latach 2011–2013 na terenie obiektów doświadczalnych Lubartów i Świerczyna**

Figure 3. Monthly mean air temperature in 2011–2013 on the Lubartów and Świerczyna experimental plots

##### Temperatura minimalna gruntu na głębokości 5 cm

Zimą w kolejnych latach obserwacji najniższe temperatury minimalne gruntu notowano na terenie obiektu Lubartów – w lutym 2011 i 2012 r. osiągały niemal  $-8,0^{\circ}\text{C}$  (ryc. 4). Przebieg zimy 2013 r. był łagodniejszy, temperatura gruntu nie spadała poniżej  $-2,0^{\circ}\text{C}$ . W sezonie wegetacyjnym przebieg temperatury minimalnej



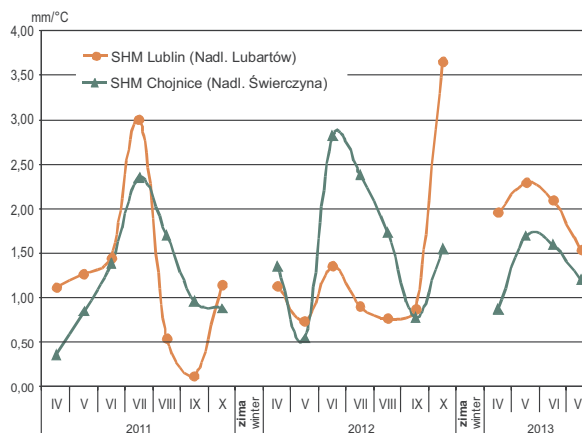
**Rycina 4. Przebieg minimalnej temperatury gruntu na głębokości 5 cm w latach 2011–2013 na terenie obiektów doświadczalnych Lubartów i Świerczyna**

Figure 4. Minimal temperature at ground level at a depth of 5 cm in 2011–2013 on the Lubartów and Świerczyna experimental plots

gruntu był zbliżony w obydwu obiektach, natomiast w miesiącach letnich kształtował się on na poziomie 11,0–12,0°C.

#### Współczynnik hydrotermiczny $K$

Wartości współczynnika hydrotermicznego  $K$ , opisujące relacje między temperaturą powietrza a opadami w sezonie wegetacyjnym, w sposób syntetyczny odzwierciedlają przebieg tych meteorologicznych elementów pogody. Tylko latem 2011 r. warunki wegetacji były lepsze w Lubartowie niż w Świerczynie, gwałtownie pogarszając się od sierpnia (ryc. 5). Okres wiosny (do maja) 2012 r. na obydwu powierzchniach był mało sprzyjający rozwojowi roślin. Sytuacja poprawiła się w czerwcu i lipcu, przede wszystkim na terenie Świerczyny, gdzie wartość współczynnika osiągała 2,5–3,0 (średnia wieloletnia wartość współczynnika dla tego rejonu wynosi 1,44). W tym czasie na terenie Lubartowa warunki wzrostu roślin można określić jako niekorzystne (susza,  $K < 1$ ). We wrześniu 2012 r. w obiekcie Świerczyna nastąpiło załamanie warunków pogody i współczynnik hydrotermiczny osiągnął wartość 0,78, co świadczy o bardzo dużym zaburzeniu wegetacji pod koniec sezonu rozwojowego. Podobny układ warunków pogody wystąpił we wrześniu także na terenie Lubartowa. Nieoczekiwanie koniec sezonu wegetacyjnego (październik) w obu obiektach zaznaczył się poprawą warunków wilgotnościowych, zwłaszcza na terenie Lubartowa, co wyraziło się bardzo wysoką wartością współczynnika hydrotermicznego  $K=3,7$ . Wiosna i początek lata 2013 r. w tym regionie były sprzyjające



**Rycina 5. Wartości współczynnika hydrotermicznego w miesiącach sezonu wegetacyjnego w okresie 2011–2013 na terenie obiektów doświadczalnych Lubartów i Świerczyna**

Figure 5. The values of the hydrothermal coefficient in individual months of the growing season 2011–2013 in the Lubartów and Świerczyna experimental plot

rozwojowi roślin, natomiast obiekt Świerczyna cechowały nieco gorsze warunki termiczno-wilgotnościowe.

#### Parametry chemiczne gleby

Porównanie cech chemicznych gleby tych samych wariantów, ocenianej jesienią 2011 r. i wiosną 2012 r., wskazuje na wiele istotnych zmian, które zaistniały zarówno między obiektami, jak i między terminami oceny (tab. 1). Szczególnie uwidoczniły się one w przypadku obiektu Lubartów A – w ciągu kilku miesięcy nastąpił istotny wzrost odczynu gleby z pH 4,53 do pH 4,91 (w Lubartowie B z pH 4,52 do pH 4,68). Wiosną 2012 r. (przed sadzeniem) w glebie tego obiektu (Lubartów A) stwierdzono także trzykrotny wzrost zawartości magnezu, dwukrotny wzrost zawartości wapnia oraz znaczący wzrost zawartości potasu i fosforu. Dwukrotnie wzrósł udział azotu, przy nieznacznym wzroście udziału węgla, co zróżnicowało wartości stosunku C:N – w Lubartowie A stosunek ten uległ obniżeniu z 27 jesienią 2011 r. do 14 wiosną 2012 r. (w Lubartowie B – odpowiednio z 21 do 14). W obiekcie Lubartów B nastąpiło z kolei zmniejszenie (choć nieistotne statystycznie) zawartości badanych pierwiastków w glebie. Zmniejszeniu uległ także udział azotu i węgla w glebie. Wartość stosunku C:N w analizowanych obiektach w obu terminach badania gleby była wyższa w glebach spod zrębów zupełnych (Lubartów A oraz B) niż w odłogowanym gruncie porolnym (Świerczyna).

W przypadku obiektu Świerczyna różnice w wartościach parametrów chemicznych gleby mierzonych jesienią 2011 r. i wiosną 2012 r. nie były istotne sta-

**Tabela 1. Średnie wartości badanych cech gleby, wartości *F* oraz istotności *p* w analizie wariancji ANOVA w okresach jesień 2011 r. i wiosna 2012 r., przed wykonaniem zabiegu trocinowania i sadzeniem (wariant kontrolny)**

Table 1. Mean values of the examined soil properties, F values and significance p values in the Analysis of Variance (ANOVA) in the autumn of 2011 and spring of 2012, prior to sawdust application and planting (control variant).

Obiekt	Terminy / Anova Dates / Anova	pH-H <sub>2</sub> O	pH-KCl	Ca	Mg	K	P	N	C	C : N
				mg/100 g				%		
LA	jesień 2011 / autumn 2011	4,53	3,69	8,94	0,82	4,58	1,68	0,082	2,24	27,26
	wiosna 2012 / spring 2012	4,91	3,85	19,77	2,93	7,24	2,46	0,163	2,31	14,25
	<i>F</i>	18,23	25,51	20,96	51,75	11,98	9,53	104,42	0,42	85,54
	<i>p</i>	<b>0,0130</b>	<b>0,0072</b>	<b>0,0102</b>	<b>0,0020</b>	<b>0,0258</b>	<b>0,0367</b>	<b>0,0005</b>	0,5521	<b>0,0008</b>
LB	jesień 2011 / autumn 2011	4,52	3,55	21,98	2,73	6,82	3,07	0,15	3,22	21,48
	wiosna 2012 / spring 2012	4,68	3,80	9,01	1,34	4,09	1,03	0,09	1,28	14,56
	<i>F</i>	0,67	2,14	4,82	4,05	1,58	3,40	32,27	157,55	63,51
	<i>p</i>	0,4598	0,2171	0,0930	0,1144	0,2772	0,1388	<b>0,0047</b>	<b>0,0002</b>	<b>0,0013</b>
SW	jesień 2011 / autumn 2011	5,92	4,61	36,57	3,66	7,78	7,46	0,079	1,07	13,07
	wiosna 2012 / spring 2012	5,97	4,55	31,11	4,02	9,06	4,65	0,097	1,03	10,56
	<i>F</i>	0,10	0,12	0,18	0,14	0,70	5,52	1,28	0,00	4,38
	<i>p</i>	0,7713	0,7483	0,6971	0,7250	0,4497	0,0786	0,3213	0,9640	0,1046

Pogrubioną czcionką oznaczono istotne różnice między średnimi ( $p < 0,05$ )

Bold letters indicate significant differences between the means ( $p < 0,05$ )

tystycznie. Analizy wskazały na generalnie mniej kwaśny odczyn gleby w obiekcie Świerczyna niż w obiektach Lubartów. Potwierdza to większa zawartość wymiennego wapnia w glebie, przekraczająca w terminach 2011 r. i 2012 r. wartość 30 mg/100 g w porównaniu do 19–20 mg/100g w obiektach Lubartów A i Lubartów B (tab. 1).

Analiza gleby po roku trwania doświadczenia wskazała na pewne zmiany parametrów chemicznych badanych gleb. W porównaniu do stanu wyjściowego (wiosna 2012) odczyn gleb uległ nieznacznym, jednak istotnym statystycznie, zmianom; stwierdzono także istotne różnice w zawartości poszczególnych pierwiastków (tab. 2). W obiekcie Lubartów A w przypadku jonów Ca, Mg, K i P po upływie roku zwracają uwagę wyższe ich wartości na poletkach kontrolnych (zwłaszcza w przypadku wapnia) i niższe na poletkach trocinowanych. W wariantach T1 i T2 zawartość magnezu, potasu i fosforu była zbliżona, w porównaniu z kontrolą.

Analiza gleby w obiekcie Lubartów B również wskazuje na pewne zmiany odczynu gleby – zmniejszenie kwasowości. Zawartość fosforu nie uległa większym zmianom, natomiast wprowadzenie trocin w wariantie T2 (trocin wprowadzone punktowo) spowodowało zmniejszenie zawartości pozostałych pierwiastków w poletkach zabiegowych. Poletka bez dodatku trocin wykazywały mniejszą zawartość omawianych pierwiastków niż w poprzednim roku (tab. 2).

Ocena zawartości badanych cech gleby kontrolnej pobranej do badań w obiekcie Świerczyna wskazuje na brak istotnych zmian odczynu gleby, zawartości pierwiastków i stosunku C:N pomiędzy wiosną 2012 r.

i wiosną 2013 r. (tab. 2). Trocinowanie gleby w wariantie T1 zwiększyło istotnie ilość wapnia w stosunku do kontroli oraz nieznacznie w porównaniu z wariantem T2. W przypadku magnezu, potasu i fosforu nie stwierdzono istotnych różnic, zarówno w stosunku do kontroli (bez trocin), jak i gleby wyjściowej (przed zabiegiem).

Ocena zróżnicowania zawartości węgla i azotu w badanych glebach wskazuje, że w wariantcie kontrolnym (K) i zabiegowym (T2), po roku wzrostu sadzonek sosny udział węgla i w mniejszym stopniu azotu, zmniejszył się (za wyjątkiem obiektu Lubartów B) (tab. 2). We wszystkich obiektach, pod wpływem zabiegu trocinowania w wariantie T1, zaznaczył się wzrost zawartości węgla w glebie, największy wystąpił w obiekcie Lubartów A. W glebie trocinowanej punktowo (wariant T2) ilość węgla była zawsze niższa względem kontroli. Ogólnie udział węgla na powierzchni w Lubartowie A był niemal dwukrotnie większy niż w obiekcie Lubartów B i niemal 2,5 krotnie większy niż w glebie porolnej obiektu Świerczyna. Udział azotu w glebie był na zbliżonym poziomie we wszystkich obiektach.

#### 4. Dyskusja i wnioski

Spadek zasobów glebowego węgla organicznego (SOC), jaki ma miejsce po wykonaniu zrzębu, jest głównie wynikiem wymieszania bogatej w materię organiczną ektopróchnicy oraz górnej warstwy gleby, z położonymi głębiej warstwami mineralnymi (Nyland 2001; Yanai et al. 2003). Destrukcja gleby z tego powodu powoduje zwiększoną respirację mikroorganizmów

**Tabela 2. Średnie wartości badanych cech gleb, wartości *F* oraz istotności *p* w analizie wariancji ANOVA w okresach wiosna 2012 r. i wiosna 2013 r., po wykonaniu zabiegu trocinywania i sadzenia (Warianty zabiegowe: K – kontrola, bez trociny, T1 – trociny wymieszane z glebą w rzędzie, T2 – trociny podane pod sadzonkę)**  
 Table 2. Mean values of the examined soil properties, *F* values and significance *p* values in the Analysis of Variance (ANOVA) in the spring of 2012 and the spring of 2013, after sawdust application and planting (treatment variants: K – control, without sawdust, T1 – sawdust mixed with soil in rows, T2 – sawdust applied under seedlings).

Obiekt Sites	Terminy / ANOVA Dates / ANOVA	Wariant Treatment variant	pH-H <sub>2</sub> O	pH-KCl	Ca	Mg	K	P	N	C	C:N
LA	wiosna 2012 spring 2012	stan wyjściowy initial state	4,91 b	3,85 b	19,8 b	2,93 c	7,63 b	2,46 b	0,16 c	2,31 d	14,25 b
		K	4,84 b	4,80 d	50,0 a	5,79 d	14,69 c	5,36 c	0,12 b	1,64 b	13,30 a
	wiosna 2013 spring 2013	T1	4,70 a	3,70 a	17,0 b	2,22 b	4,04 a	1,23 a	0,15 c	2,11 c	14,10 b
		T2	5,00 c	4,00 c	12,0 c	1,53 a	3,76 a	1,69 a	0,10 a	1,36 a	13,20 a
	<i>F</i>		46,84	949,85	374,41	165,93	1570,75	87,6	55,47	171,91	21,36
	<i>p</i>		0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0004
LB	wiosna 2012 spring 2012	stan wyjściowy initial state	4,68 a	3,8 a	9,1 bc	1,34 b	4,09 d	1,03 ab	0,09 b	1,28 b	14,56
		K	4,80 b	3,8 a	8,0 b	0,78 a	2,28 a	0,95 a	0,09 b	1,29 b	13,80
	wiosna 2013 spring 2013	T1	5,00 c	3,8 a	10,0 c	1,31 b	3,60 c	1,11 b	0,10 c	1,43 c	14,70
		T2	4,70 a	3,9 b	5,0 a	0,64 a	2,56 b	0,93 a	0,08 a	1,10 a	13,80
	<i>F</i>		177,33	42,86	27,34	64,84	331,53	11,50	28,95	31,26	2,68
	<i>p</i>		0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0028	0,0001	0,0001	0,1181
SW	wiosna 2012 spring 2012	stan wyjściowy initial state	5,97 ab	4,54 a	31,1 ab	4,02	9,06	4,65	0,097	1,03	10,60
		K	5,80 a	4,40 a	25,0 a	3,16	6,07	4,68	0,092	0,95	10,40
	wiosna 2013 spring 2013	T1	6,20 b	4,90 b	47,0 b	4,32	7,65	4,44	0,092	0,99	10,80
		T2	6,10 b	4,70 ab	34,0 ab	3,40	5,02	3,77	0,085	0,90	10,70
	<i>F</i>		7,20	7,75	4,29	3,04	1,70	3,42	1,30	1,49	2,12
	<i>p</i>		0,0116	0,0094	0,0443	0,0929	0,2433	0,0728	0,3407	0,2901	0,1761

**Pogrubioną czcionką oznaczono istotne różnice między średnimi (*p* < 0,05)**

Bold letters indicate significant differences between the means (*p* < 0,05)

(Besnard et al. 1996; Diochon et al. 2009) co może, w przypadku skrajnie nieprawidłowych technik pozyskania, doprowadzić do strat ilości SOC rzędu  $20 \pm 2,5$  Mg C na hektar. Covington (1981) oszacował, że w ciągu pierwszych 20 lat po wykonaniu zrębu zasoby SOC zmniejszają się gwałtownie o 50% lub nawet więcej. Zummo i Friedland (2011) podają natomiast, że różnice w zasobach węgla glebowego, spowodowane stosowaniem prawidłowych i nieprawidłowych technik pozyskania, mogą sięgać 25% całkowitej puli SOC. Podobny efekt częściowego wymieszania poziomów górnych warstw gleby nastąpił, jak się wydaje, na skutek buchtowania dzików w uprawie obiektu Lubartów A (uprawa nieogrodzona), jakkolwiek trwał tylko jeden rok.

Porównując stany wyjściowe zawartości węgla organicznego z jego ilością w glebach kombinacji kontrolnych, stwierdzono, że w obydwu obiektach ulokowanych na zrębie (LA i LB) ma miejsce gwałtowny rozkład materii organicznej. W obiekcie LA zawartość SOC w okresie wiosna 2012 r. – wiosna 2013 r. zmniejszyła się aż o 29%. Tempo mineralizacji było także modyfikowane poprzez warunki pogodowe, zwłaszcza przez wysokie temperatury powietrza latem. W obiekcie SW (odługujący grunt porolny) rozkład materii organicznej był znacznie mniej intensywny, zapewne z braku grzybów rozkładających celulozę i ligninę. Świadczy o tym również stały stosunek C:N, oscylujący wokół wartości 10, charakterystyczny dla gleb użytkowanych rolniczo. W glebie odługowanej istniał stan równowagi pomiędzy ilością C docierającą do niej z resztkami roślinnymi, a utratą C poprzez, przede wszystkim, rozkład materii organicznej.

Zwiększona, w warunkach zrębu zupełnego, aktywność edafonu (Yanai et al. 2003) powoduje zwiększenie tempa mineralizacji materii organicznej do prostych związków nieorganicznych, takich jak:  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ , oraz jonów  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , czy  $\text{HPO}_4^{2-}$ . Namnażający się gwałtownie edafon wykorzystuje do budowy swoich organizmów glebowe składniki pokarmowe, konkurując o nie z roślinami wyższymi. Zjawisko to znane jest jako sorpcja biologiczna (immobilizacja). W badanych obiektach ulokowanych na zrębach zupełnych (LA i LB) następowało stopniowe, wyraźne zmniejszanie się puli wymiennych i przyswajalnych form składników pokarmowych. Było to spowodowane pobieraniem tych składników przede wszystkim przez edafon (Kubiak et al., w przygotowaniu), a także przez rośliny wyższe, głównie grzybnię ektomykoryzową (Smith, Read 1997). W obiekcie na odługowanym gruncie porolnym (SW), gdzie mineralizacja materii organicznej przez edafon nie była tak intensywna (Kubiak – inf. ustna), spadek ilości wymiennych i przyswajalnych form składników pokarmowych w glebie był nieznaczny.

Wraz z materią organiczną w postaci trocin iglastych, do gleb wniesiono dodatkowe ilości azotu, fosforu, potasu, wapnia oraz magnezu. W wyniku mikrobiologicznego rozkładu trocin, przede wszystkim przez bakterie kopiotroficzne oraz niektóre grzyby (Kubiak – inf. ustna; Kwaśna – inf. ustna), uwalniały się z nich mineralne formy tych składników pokarmowych. Były one konsumowane przez edafon (wtórna immobilizacja) lub pozostawały w glebie w formach wymiennych, bądź przyswajalnych. Efektem netto zabiegu mógł być wzrost, spadek lub brak zmian w zawartości N, P, K, Ca, Mg w glebach.

Porównując stan wyjściowy gleb nietrocinowanych (wiosna 2012 i wiosna 2013 – powierzchnia kontrolna K) stwierdzono, że w obiekcie Lubartów A (powierzchnia nieogrodzona) nastąpił bardzo wyraźny wzrost zawartości wymiennych form wapnia, magnezu, potasu i przyswajalnych form fosforu. Było to prawdopodobnie spowodowane działalnością dzików i zostawianymi przez nie odchodami. W glebie obiektu LA wiosna 2013 r. w kombinacjach z trocinami miał miejsce spadek zawartości dostępnych dla roślin form składników pokarmowych, w porównaniu do gleby kontrolnej. Buchtowanie, a więc napowietrzanie gleby oraz obecność mocznika, przy braku trocin w wariantach kontrolnych mogło wpłynąć na wzrost zawartości kationów badanych związków, w tym także na dwukrotny wzrost udziału azotu (N%). W tym samym okresie na ogrodzonych obiektach LB oraz SW wzrosła zawartość składników pokarmowych nie stwierdzono.

Niezależnie od obiektu zawartość składników pokarmowych w glebie była wyższa w wariantach T1, gdzie zastosowano trociny w rzędach w dawce  $0,3 \text{ m}^3/\text{rzęd}$ , niż w wariantach T2, w których trociny podsypywano bezpośrednio pod korzeń sadzonki w momencie sadzenia, w dawce  $0,3 \text{ dm}^3/\text{sadzonkę}$ . Było to spowodowane większą aktywnością edafonu w wariantach T2 (Kubiak et al., w przygotowaniu; Kwaśna et al., w przygotowaniu), determinowaną dużą punktowo ilością materii organicznej, a co za tym idzie zwiększoną sorpcją biologiczną składników pokarmowych.

Klimat, poprzez takie składowe jak: temperatura, ilość opadów, czy wielkość ewapotranspiracji, wywiera duży wpływ na aktywność edafonu, tempo gromadzenia materii organicznej i inne fizykochemiczne właściwości gleby (Post et al. 1982; Andrews et al. 2000; Gulledge, Schimel 2000; Prichard et al. 2000; Wilcox et al. 2002). Zmiany krótkookresowe są jednak trudne do jednoznacznego zinterpretowania, a wyniki uzyskane w okresie dwuletnich badań są jedynie informacją sygnałną o zachodzących zmianach.

Uzyskane wyniki wskazują, że:

– warunki termiczno-wilgotnościowe wynikające z przebiegu pogody w badanym okresie, różnice w skła-

dzie chemicznym gleb leśnych oraz gleby porolnej, a także zastosowanie zabiegu trocinowania – w zróżnicowany sposób wpłynęło na zmiany ich odczynu, stosunku C:N oraz wartości badanych właściwości chemicznych gleby,

– wzrost zawartości dostępnych dla roślin form składników pokarmowych stwierdzono w glebie obiektu nieogrodzonego (Lubartów A), co wiąże się z buchaniem gleby przez dziki.

– dodatek trocin do gleby, zależnie od sposobu ich podania pod sadzonkę, powodował wzrost lub brak zmian w zawartości badanych składników pokarmowych,

– zmiany zawartości składników pokarmowych gleb należy tłumaczyć przede wszystkim wzrastającą aktywnością bakterii i grzybów, dla których w odpowiednich warunkach termiczno-wilgotnościowych trociny stanowią istotne źródło związków energetycznych (wyniki niepublikowane), przez co można określić je mianem elicytora.

## Podziękowanie

Praca została zrealizowana w ramach projektu rozwojowego dofinansowanego w latach 2010–2013 przez Narodowe Centrum Badań i Rozwoju, zgodnie z umową nr N R12 0096 10. Autorzy pragną podziękować Panom Nadleśniczemu i pracownikom Nadleśnictw Lubartów i Świerczyna za umożliwienie prowadzenia badań oraz życzliwość i udzieloną pomoc.

## Literatura

- Addy H.D., Schaffer G.F., Miller M.H., Peterson R. L. 1994. Survival of the external mycelium of a VAM fungus in frozen soil over winter. *Mycorrhiza*, 5(1): 1–5.
- Andrews J.A., Matamala R., Westover K.M., Schlesinger W.H. 2000. Temperature effects on the diversity of soil heterotrophs and the delta 13C of soil respired CO<sub>2</sub>. *Soil Biology and Biochemistry*, 32: 699–706.
- Bardgett R.D., Freeman Ch., Ostle N.J. 2008. Microbial contributions to climate change through carbon cycle feedbacks. *International Society for Microbial Ecology*, 2: 805–814.
- Bekele A., Kellman L., Beltrami H. 2007. Soil profile CO<sub>2</sub> concentrations in forested and clear cut sites in Nova Scotia, Canada. *Forest Ecology and Management*, 242: 587–597.
- Besnard E., Chenu C., Balesdent J., Puget P., Arrouays D. 1996. Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation. *European Journal of Soil Science*, 47: 495–503.
- Bielińska E.J., Węgorok T., Mocek A., Puchała A. 2009. Wpływ ryzosfery na aktywność enzymatyczną gleb w uprawie regeneracyjnej sosny zwyczajnej w zasięgu dłużej emisji azotowej w: Tereny zdegradowane i rekultywowane – możliwości ich zagospodarowania (red. S. Stankowski, K. Pacewicz) Szczecin, PPH Zapol Dmochowski, Sobczyk Sp.j., s. 25–34.
- Covington W.W. 1981. Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. *Ecology*, 62: 41–48.
- Diochon A., Kellman L., Beltrami H. 2009. Looking deeper: an investigation of soil carbon losses following harvesting from a managed northeastern red spruce (*Picea rubens* Sarg.) forest chrono-sequence. *Forest Ecology and Management*, 257: 413–420.
- Galbreath R. A. 1988. Orientation of grass grub *Costelytra zealandica* (Coleoptera: Scarabaeidae) to a carbon dioxide source. *New Zealand Entomologist*, 11 (1): 6–7.
- Gulledge J., Schimel J.P. 2000. Controls on soil carbon dioxide and methane fluxes in a variety of taiga for stands in interior Alaska. *Ecosystems*, 3: 269–282.
- Kowaliński S., Gonet S. 1999. Materia organiczna gleb, w: Gleboznawstwo (red. S. Zawadzki), Warszawa, PWRiL, s. 237–263.
- Kwaśna H., Sierota Z., Bateman G.L. 2000. Fungal communities in fallow soil before and after amending with pine sawdust. *Applied Soil Ecology*, 14:177–182.
- Kwaśna H., Brzeski M.W., Sierota Z. 2001. Mikroorganizmy środowiska glebowego odługujących gruntów porolnych – zmiany w zbiorowiskach grzybów i nicieni po dodaniu trocin iglastych, w: Drobnoustroje środowiska glebowego – aspekty fizjologiczne, biochemiczne, genetyczne (red. H. Dahm, A. Pokojska ). Toruń, Wyd. A. Marszałek, s. 57–66.
- Lopez M.J., Vargas M.C.G., Suarez F., Moreno J. 2006. Biodegradation and humification of horticultural plant residues by fungi. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 57: 165–179.
- Malinowski H. 2007. Aktualne problemy ochrony lasu związane ze zwalczaniem chrabąszczy (*Melolontha* spp.). *Postępy w Ochronie Roślin*, 47(1): 314–322.
- Malinowski H. 2010. Niechemiczne metody ochrony szkółek i upraw leśnych przed owadami uszkadzającymi systemy korzeniowe drzew i krzewów. Sękocin Stary, Instytut Badawczy Leśnictwa, 80 s. ISBN 97883878647926.
- Małecka M., Sierota Z., Tarwacki G. 2014. Próba oceny wpływu zastosowania trocin w uprawie 1-roczej sosny zwyczajnej na liczebność pędraków chrabąszczy. *Sylwan* (w druku).
- Nyland R.D., 2001. *Silviculture: Concepts and Applications*, 2nd ed. Boston, McGraw Hill, 682 s.
- Ochmian I., Grajkowski J., Ostrowska K., Mikiciuk G. 2007. Wzrost, plonowanie oraz jedność owoców dwóch odmian borówki wysokiej (*Vaccinium corymbosum* L.) uprawianej w trzech typach podłoża organicznych. *Zeszyty Naukowe Instytutu Sadownictwa i Kwiaciarnictwa*, 15: 47–54.
- Olejarski I. 2005. Wykorzystanie pozostałości zrębowych do nawożenia organicznego gruntów porolnych. *Postępy Techniki w Leśnictwie*, 92: 20–24.
- Olejarski I., Oszako T., Hilszczańska D., Wójcik J., Zwoliński J. 2003. Możliwości wykorzystania odpadów zrębowych, kompostów, trocin na gruntach porolnych w celu inicjowania procesów przekształcania gleby rolnej w leśną. Sękocin Stary, Dokumentacja Naukowa Instytutu Badawczego Leśnictwa.

- Oszako T., Olejarski I., Szewczyk W. 2005. Initiation of processes of soil transformation from post-agricultural to forest one as a way to limit damage caused by *Heterobasidion annosum*, w: Root and Butt Rots of Forest Trees. Proc. 11<sup>th</sup> Int. Conf. Poznań-Białowieża (red. M. Mańka, P. Łakomy). Poznań, Uniwersytet Przyrodniczy, s. 449–459.
- Overby S.T., Hart S.C., Neary D.G. 2003. Impacts of natural disturbance on soil carbon dynamics in forest ecosystems, w: The Potential of U.S. Forest Soils to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect (red. J. Kimble, L. Heath, R. Birdsey, R. Lal) CRC Press, Boca Raton, FL, s. 159–172.
- Pietikäinen J., Pettersson M., Bååth E. 2005. Comparison of temperature effects on soil respiration and bacterial and fungal growth rates. *FEMS Microbiology Ecology*, 52(1): 49–58.
- Post W.M., Emanuel W.R., Zinke P.J., Stangenberger A.G. 1982. Soil carbon pool and world life zones. *Nature*, 298: 156–159.
- Prichard S.J., Peterson D.L., Hammer R.D., 2000. Carbon distribution in sub-alpine forests and meadows of the Olympic Mountain, Washington. *Soil Science Society of America Journal*, 64: 1834–1845.
- Różycki H., Dahm H., Strzelczyk E., Prusinkiewicz Z., Kowalski S. 1986. Wpływ nawożenia mineralnego na liczebność, skład rodzajowy i gatunkowy oraz potrzeby pokarmowe bakterii gleby, ryzosfery i mikoryzosfery sosny (*Pinus silvestris* L.) w borze chrobotkowym (*Cladonio-Pinetum*). *Folia Forestalia Polonica*, Ser. A Leśnictwo, 28: 5–24.
- Rykowski K. 1990. Problemy ochrony lasu na gruntach polnych. *Sylwan*, 134: 75–88.
- Sierota Z., Kwaśna H. 1998. Effect of pine sawdust on the structure of fungi communities in the soils of post agricultural land. *Acta Mycologica*, 33(1): 77–90.
- Sierota Z., Kwaśna H. 1999. Ocena mikologiczna zmian zachodzących w glebie gruntu porolnego po dodaniu trocin iglastych. *Sylwan*, 4: 57–66.
- Siuta J. 2005. Odpady czynnikiem degradacji i naprawy środowiska, w: Degradacja i rekultywacja gruntów – przyrodnicze użytkowanie odpadów. (red. J. Siuta, J. Ostrowski, B. Żukowski), Inżynieria Ekologiczna, 10, Lublin, Wyd. Naukowe Gabriel Borowski, s. 37–57. ISBN 8389263181.
- Skowrońska M. 2007. Wpływ stosowania odpadów na wybrane wskaźniki jakościowe gleby. *Proceedings EC Opole*, 1 (1/2): 227–232.
- Smith S.E., Read D.J. 1997. Mycorrhizal symbiosis. 2nd Edition, San Diego, London, Academic Press.
- Speir T.W., August J.A., Feltham C.W. 1992. Assessment of the feasibility of using CCA-treated nad boric acid-treated sawdust as soil amendments. I. Plant growth and element uptake. *Plant Soil*, 42: 235–248.
- Thornley J.H.M., Cannell M.G.R. 2000. Managing forests for wood yield and carbon storage: a theoretical study. *Tree Physiology*, 20: 477–484.
- Weissteiner S., Huetteroth W., Kollmann M., Weissbecker B., Romani R. 2012. Cockhafer larvae smell host root scents in soil. *PLoS ONE* 7(10): e45827. doi:10.1371/journal.pone.0045827.
- Wilcox C.S., Dominguez J., Parmelee R.W., McCartney D.A. 2002. Soil carbon and nitrogen dynamics in *Lumbricus terrestris*, L. middens in four arable, a pasture and a forest ecosystems. *Biology and Fertility of Soils*, 36: 26–34.
- Yanai R.D., Currie W.S., Goodale C.L. 2003. Soil carbon dynamics after forest harvest: an ecosystem paradigm reconsidered. *Ecosystems*, 56: 197–212.
- Zummo L.M., Friedland A.J. 2011. Soil carbon release along a gradient of physical disturbance in a harvested northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management*, 261: 1016–1026.

## Chemical composition of soils on post-agricultural and forest sites before and after sawdust addition against the background of weather elements

Monika Malecka<sup>1\*</sup>, Józef Wójcik<sup>2</sup>, Zbigniew Sierota<sup>1</sup>

Forest Research Institute, <sup>1</sup>Department of Forest Protection; <sup>2</sup>Department of Chemical Analysis,  
ul. Braci Leśnej 3, Sękocin Stary, 05–090 Raszyn, Poland.

\*Tel. + 48 22 7150561, fax +48 7150557, e-mail: M.Malecka@ibles.waw.pl

**Abstract.** We analysed changes in soil chemical properties (pH, C:N, N, P, K, Ca, Na) inside two forest areas chosen for renewal (Lubartów A and B) and within one post-agricultural site (Świerczyna) designated for afforestation with Scots pine. The experimental plots were located in areas known as persistent cockchafer grub spots. The Lubartów A site was not fenced and showed signs of wild boar activity. Analyses were carried out in the autumn of 2011 and spring 2012, prior to pine sawdust application to the soil and before tree planting, respectively, and again one year later in May 2013. Precipitation as well as air and soil temperatures were recorded throughout the experimental period. We found that soil temperature and humidity, determined by changes in weather, differences in soil chemical properties between forest and agricultural sites as well as sawdust treatments differentially affected soil reaction, C:N ratios and nutrient content. In the unfenced area (Lubartów A), the content of nutrient forms available to plants decreased no more under sawdust treatment than under control conditions. In the remaining areas, sawdust treatment caused an increase or no change in soil concentrations of the investigated nutrients. Under suitable temperature and humidity conditions, sawdust can represent a significant source of energy-rich compounds promoting diversified edaphone activity, which appears to be the main reason for changes in soil nutrient content.

**Key words:** chemical composition, fallow soil, forest soil, sawdust, weather parameters

### 1. Introduction

Microorganisms, mainly soil fungi, bacteria and the animal microworld (mites, nematodes), contribute to the mineralisation of the organic matter in the soil-forming processes for which the availability of energy sources, temperature and water is essential. Roots and, specifically, their wood containing cellulose, lignin, xylan, phenolic, terpene and other compounds as well as the metabolites of the microorganisms colonising them are, *inter alia*, such energy sources in the forest soil. The microbiological degradation of root wood contributes to results in humus formation (Lopez

et al. 2006). Without inquiring into the nature of these complex biochemical processes described by, *inter alia*, Kowaliński and Gonet (1999), attention should be drawn to the availability of different types of ecological niches (sources of nutrients) in the forest soil for destruents. Their activity, associated with the implementation of their specific life processes, is used in environmental engineering to, *inter alia*, stimulate mycorrhiza formation (Różycki et al. 1986) during the remediation of the contaminated sites (Speir et al. 1992; Bielińska et al. 2009) or restoration of the structures of the forest environment, for example in former farmlands (Kwaśna et al. 2000). In such processes, sawdust

from coniferous trees (Sierota, Kwaśna 1999) as well as wood chips or compost containing shoots and leaves (Siuta 2005; Oszako et al. 2005) are used.

The microbiological processes taking place in soils are determined by the elements of climate that is one of the most important soil-forming factors (Overby et al. 2003). It decides to a large extent the nature of rock weathering and influences the direction of soil-forming processes, determines temperature and water regimens that, in turn, affect the intensity of degradation and synthesis of mineral and organic compounds. Low soil temperatures in winter can also lead to changes in enzyme activity, denaturation of cellular structures or even the death of fungi and other organisms involved in soil formation processes, although it is not commonplace (Addy et al. 1994). The phenomena implicated by weather conditions, specifically its weather anomalies, alter the functioning of microorganisms and may result in the disappearance of individuals or whole populations, reducing the expected effect of their activity (Bardgett et al. 2008).

The way of land use (Thornley, Cannell 2000) is another important factor influencing the microbial processes in the soil. The soils of former farmlands (called post-agricultural land) differ from forest soils in many physicochemical and microbial properties, but primarily in the absence of tree root systems (as a food source for wood-decaying fungi) and the presence of the so-called 'plough shoe' impeding the proper development of root systems (Rykowski 1990). Although silvicultural operations in forestry tend to be less intense than in agriculture, their impact on the edaphon should not be ignored. The operation of clear-cutting changes, at least for some time, though most drastically, the soil conditions, including the edaphon activity. Its consequence is seen in the lack of litterfall (leaves, needles), disturbance in the growth of forest floor vegetation, reduction in the range of root system penetration and mycorrhizae, changes in water regimen and temperature as well as an increased infiltration of light accelerating the decomposition of the organic matter (Bekele et al. 2007).

The post-agricultural soils and clear-cut sites or cut patches in a forest stand are afforested or renewed relative to the type of the terrain. At the same time, such areas exposed to sunlight are favourable habitats for the development of cockchafers (Melolonthidae): egg deposition, a 4-year development cycle of grubs and, subsequently, the population growth of these insects (Malinowski 2007). The reduction of damage from grubs using non-chemical methods is one of the most

important problems of integrated forest protection (Malinowski 2010). Sawdust application has long aroused interest both in view of the simplicity and availability of its acquisition as well as its physicochemical properties, allowing its easy penetration by fungi, bacteria or nematodes (Kwaśna et al. 2001). They give soil, especially the post-agricultural soil, a special structure, absorptivity and permanence in the environment. With the large energy resources contained in cellulose, lignin and xylan, the sawdust in the soil began to act as an elicitor of microbiological transformations used in many aspects. Sierota and Kwaśna (1998) demonstrated the possibility of applying conifer sawdust to post-agricultural soils as an energy source to increase the number of ubiquitous soil fungi of the genus *Trichoderma* colonising sawdust in the first place.

This was to ensure the inoculums of antagonistic fungi, effective against the pathogen *Heterobasidium annosum*, the main causal agent of tree dieback in former farmlands. Sawdust and wood residues were used both to accelerate the conversion of post-agricultural soils into forest soils (Olejarski et al. 2003) as well as to apply organic fertilisers to post-agricultural soils (Olejarski 2005). Sawdust is also used as a substrate to increase the yield of crop plants e.g. blueberries (Ochmian et al. 2007), oats, potatoes or wheat (Skowrońska 2007).

In the areas of persistent grub occurrence, sawdust was used as an elicitor of microbial processes in the soil. The rationale for doing so was to initiate or intensify the expected antifeedant or inhibitory reactions of soil bacteria and fungi to cockchafer larvae during the colonisation of roots and sawdust. The luring of insects by the carbon dioxide released during the decomposition of wood, a potent attractant for grubs, is also noteworthy (Galbreath 1988; Weissteiner et al. 2012; Małecka et al. 2014). The presented results are part of the multifaceted research projects related to this issue.

The aim of the presented results was to determine the changes taking place in soil chemical composition one year after the application of pine sawdust to the forest soil in the cutting area and fallow post-agricultural soil, as well as after the planting of pine seedlings. These changes were discussed in relation to precipitation as well as air and soil temperature in the study period. The explanation of these relationships can help analyse changes in the activity of soil-colonising bacteria and fungi in the described areas also in the context of their impact on the number of grubs and the survival of seedlings (Małecka et al. 2014; Kubiak et al. in preparation; Kwaśna et al. in preparation).

## 2. Materials and methods

### Selection of experimental sites and performance of the treatment

The experimental plots (sites) were located in the area of persistent grub occurrence indicated by Forest Protection Teams:

– The Lubartów Forest District (Lublin Regional Directorate of the State Forests), Jawidz Forest Sub-District, compartment 201c, a clear-cut area, fresh mixed deciduous forest habitat type (LMŚw) on brown rusty soil, developed from fluvioglacial sands, with grain size of loamy sand; unfenced site (Lubartów A; LA);

– The Lubartów Forest District, Jawidz Forest Sub-District, compartment 159a, a clear-cut area, fresh mixed deciduous forest habitat type (LMŚw) on brown rusty soil, developed from fluvioglacial sands, with the grain size of loamy sand, fenced site (Lubartów B; LB);

– The Świerczyna Forest District, (Szczecinek Regional Directorate of the State Forests), Laski Forest Sub-District, compartment 497f, fallow soil on post-agricultural land, podzolic rusty soil, developed from fluvioglacial sands, with the grain size of sand, fenced site (Świerczyna; SW).

In the autumn of 2011, three blocks of the future experimental plantation with a length of 40 m were set out on each site, and three strips of 1.2 m in width were selected for planting in each of them as different experimental variants (Fig. 1). In the spring of 2012, the following treatments were performed on the strips in each block:

– variant T1 – fresh pine sawdust was spread ( $0.3 \text{ m}^3/\text{row}$ ,  $7.5 \text{ dm}^3/\text{running metre}$ ) on the soil surface in a strip of 40 cm in width and mixed with a soil cutter (Lubartów) or manually (Świerczyna) to a depth of about 30 cm;

– variant T2 – sawdust was applied directly under the roots of pine seedlings during planting ( $0.3 \text{ dm}^3$  sawdust/seedling);

– variant K – control variant without sawdust application.

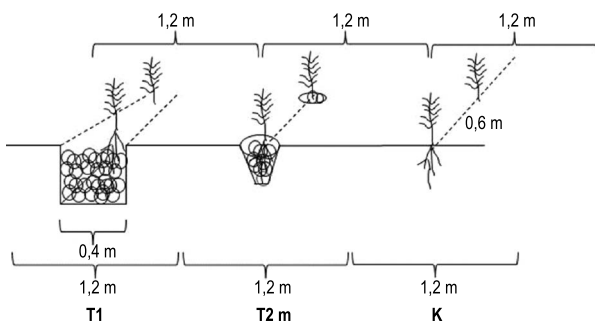
One-year-old Scots pine seedlings from local nurseries were planted in May 2012 at a spacing of  $0.6 \times 1.2 \text{ m}$  immediately after sawdust application to the soil.

### Meteorological conditions

The interpolated meteorological data from the nearest synoptic stations of the Institute of Meteorology and Water Management (IMGW) (Hydrometeorological Station (HMS) in Lublin and Chojnice, respectively) were used to assess the prevailing weather conditions in the experimental plots in the Lubartów and Świerczyna Forest Districts during the study period. The analysis took in the following meteorological parameters: monthly amount of precipitation, monthly average air temperature, minimum temperature at ground level and minimum temperature of the soil at a depth of 5 cm. The hydrothermal Sielianinov coefficient ( $K = 10P/\Sigma t$ ) was calculated for the growing seasons from January 2011 to July 2013. The source data were taken from the generally available Bulletins of the National Hydrological and Meteorological Service.

### Soil chemical analysis

Samples were taken when setting out experimental plots in September 2011 and May 2012 – before the treatment, and in May 2013 – after one year of plantation growth. Three soil samples were taken with a soil auger from a depth of 0–20 cm from each strip in variants T1 and K and from an area close to the roots in variant T2 to form a bulk sample. The study was performed in accordance with the methodology adopted in the international forest monitoring programme ICP Forests. Soil texture was determined using the pipette method according to ISO 11277, soil reaction (pH-H<sub>2</sub>O and pH-KCl) by the potentiometric method according to ISO 103390: 1997, organic carbon content (%) by the elemental analysis according to BS ISO10694: 2002, total nitrogen content (%) by the elemental analysis according to PN-13878: 2002, the content of potassium, calcium, magnesium (mg/100g) in the extract of ammonium acetate according to the procedure PB-05 ed.2, and bioavailable phosphorus (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) by the Egner-Riehm method converted to P (mg/100g). The analyses were performed in the



**Figure 1.** Layout of seedlings in variants T1, T2 and K in the experimental block

Laboratory of Forest Environment Chemistry of the Forestry Research Institute that has the accreditation certificate No. AB740 issued by the Polish Centre for Accreditation.

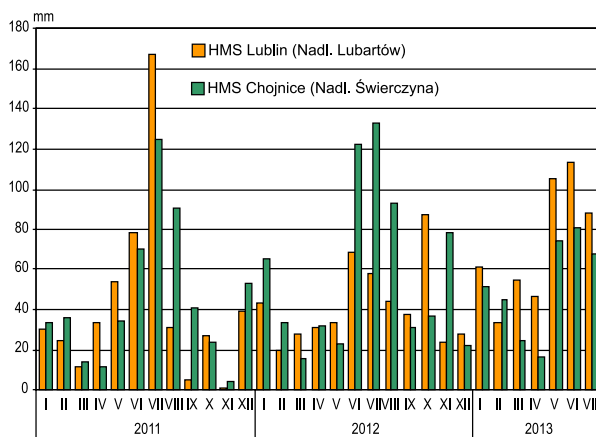
The two-way analysis of variance was applied and the *post-hoc* differences were assessed with Tukey's HSD test (Statgraphics™ Centurion programme) to evaluate the relationships between the treatment variant and the parameters of soil chemical elements in each of the sites, after the processing of the selected data (C%, N %, C:N ratio) in accordance with the formula by Bliss.

### 3. Results

#### Weather elements

##### Atmospheric precipitation

The summer preceding the period of sawdust application to the soil was wet, with precipitation in July amounting to approximately 165 mm in Lubartów and 125 mm in Świerczyna, the highest in entire 2011 (Fig. 2). In turn, the autumn of 2011 saw a drastic shortage of precipitation, which was the highest in September in Lubartów (5 mm). In the winter of 2011/2012, the amount of precipitation on both sites was similar to that in the spring of 2012; the exceptionally heavy rainfalls started from June 2012, especially on the Świerczyna site, where they exceeded 135 mm in July 2012. In turn, the precipitation in Lubartów in October abounded to 90 mm. The winter 2012/2013 in this region was quite snowy and together with the rainfalls from March to

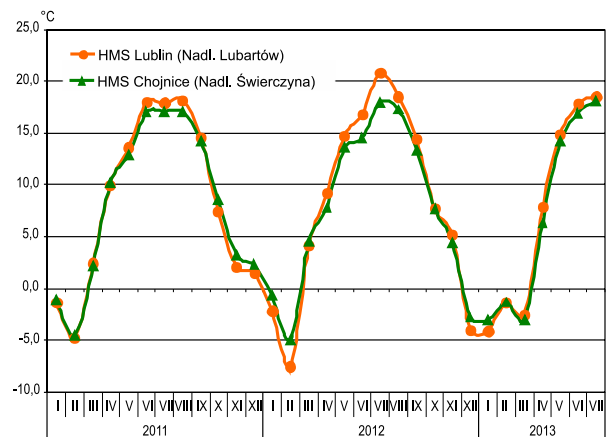


**Figure 2.** Atmospheric precipitation in 2011–2013 in the Lubartów and Świerczyna experimental plots (HMS – Hydrometeorological Station, Nadl. – Forest District)

July (113 mm in June) supplemented the soil moisture deficit. In Świerczyna, in turn, the rainfall in March and April was light (about 20 mm), and only the rainfall of 70–80 mm in the period of May–July increased the soil moisture content.

##### Monthly mean air temperature

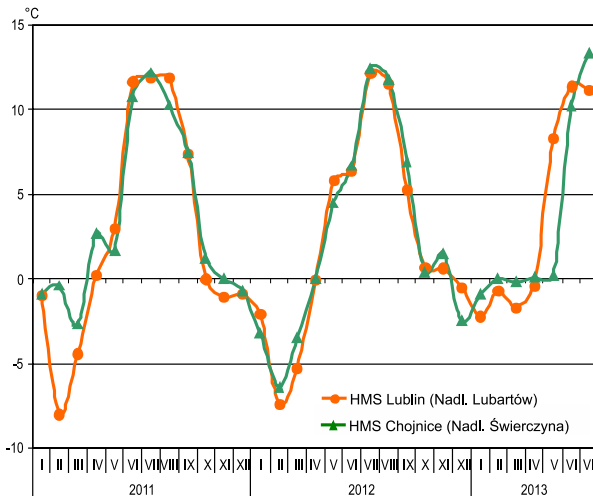
The lines describing the monthly mean air temperature in the two sites in 2011–2013 were similar, with larger fluctuations occurring only periodically (Fig. 3). In the summer of 2011, slightly higher mean air temperatures were recorded in Lubartów, while in the winter of 2012 (February), they were a few degrees lower than in Świerczyna. Beginning from April 2012, the temperatures in Lubartów remained higher than in the Świerczyna site and this state continued until September. The winter of 2012/2013 was rather mild for both sites, for example, the mean air temperature in February was below  $-2^{\circ}\text{C}$ . The spring of 2013 was mild, with the average temperature in May amounting to  $14\text{--}15^{\circ}\text{C}$  in both sites, while the temperatures in June and July were higher than the average.



**Figure 3.** Monthly mean air temperature in 2011–2013 in the Lubartów and Świerczyna experimental plots (HMS – Hydrometeorological Station, Nadl. – Forest District)

##### Minimal ground temperature at a depth of 5 cm

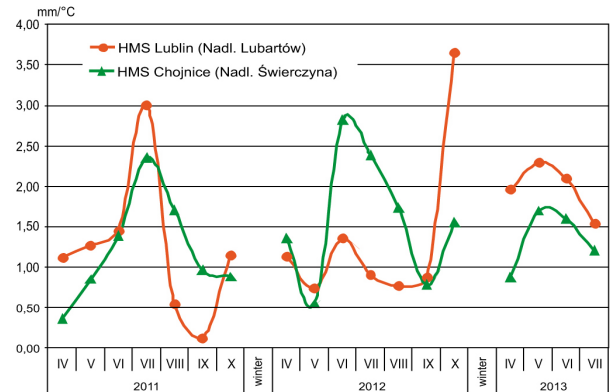
The lowest minimum winter temperature at ground level in the subsequent years of observations was recorded in the Lubartów site in February 2011 and 2012, reaching almost  $-8.0^{\circ}\text{C}$  (Fig. 4). The winter 2013 was milder; the ground temperature did not fall below  $-2.0^{\circ}\text{C}$ . Soil minimum temperature in the growing season was similar on both sites, while in the summer months, it oscillated between  $11.0$  and  $12.0^{\circ}\text{C}$ .



**Figure 4.** Minimal temperature at ground level at a depth of 5 cm in 2011–2013 in the Lubartów and Świerczyna experimental plots (HMS – Hydrometeorological Station, Nadl. – Forest District)

#### Hydrothermal coefficient $K$

The values of hydrothermal coefficient  $K$  describing the relationship between air temperature and rainfall during the growing season reflect, in a synthetic way, changes in these meteorological elements of the weather. Only in the summer of 2011, the growth conditions in Lubartów were better than in Świerczyna to rapidly worsen from August (Fig. 5). The spring of (from May) 2012 was very conducive to plant growth on both sites. The situation improved in June and July, especially in Świerczyna when the coefficient reached 2.5–3.0 (long-term mean value of the coefficient for this site is 1.44). During this time, the growth conditions for plants on the Lubartów site might be described as unfavourable (drought,  $K < 1$ ). The weather conditions in September 2012 deteriorated in the Świerczyna site and the hydrothermal coefficient was 0.78, which was indicative of a very serious disturbance in plant growth by the end of the growing season. The weather conditions in the Lubartów site in September were similar. Surprisingly, the end of the growing season (October) in both sites saw an improvement in moisture conditions, especially in the Lubartów site, which was reflected in a very high hydrothermal coefficient  $K = 3.7$ . The spring and early summer of 2013 in this region were conducive to the development of plants, while the thermal and moisture conditions in the Świerczyna site were slightly worse.



**Figure 5.** The values of the hydrothermal coefficient in individual months of the growing season 2011–2013 in the Lubartów and Świerczyna experimental plots (HMS – Hydrometeorological Station, Nadl. – Forest District)

#### Soil chemical parameters

The comparison of soil chemical properties in the same variants assessed in the autumn of 2011 and the spring of 2012 shows many significant changes both between the two sites and assessment dates (Table 1). They were particularly visible in the Lubartów A site where, in a few months, soil pH significantly increased from pH 4.53 to pH 4.91 (in Lubartów B from pH 4.52 to pH 4.68). In the spring of 2012 (before planting), a threefold increase in the magnesium content, a twofold increase in the calcium content and a significant increase in the content of potassium and phosphorus in the soil were recorded on the Lubartów A site. A twofold increase in the share of nitrogen with a slight increase in the share of carbon entailed changes in the value of C:N ratio; in the Lubartów A site, this ratio decreased from 27 in the autumn of 2011 to 14 in the spring of 2012 (in the Lubartów B site from 21 to 14, respectively). In turn, the content of the analysed elements in the soil in the Lubartów B site decreased (though not statistically significantly). The share of nitrogen and carbon in the soil also decreased. The value of C:N ratio in the studied sites at both soil analysis dates was higher in the soils on clear-cuts (Lubartów A and B) than in the fallow soils on post-agricultural land (Świerczyna).

The differences in the values of soil chemical properties on the Świerczyna site measured in the autumn of 2011 and spring of 2012 were not statistically significant. The analyses indicated a generally less acidic soil pH in the Świerczyna site compared with the Lubartów site. This was confirmed by a higher content of exchangeable

**Table 1.** Mean values of the examined soil properties, *F* values and significance *p* values in the Analysis of Variance (ANOVA) in the autumn of 2011 and spring of 2012, prior to sawdust application and planting (control variant).

Sites	Dates/ ANOVA	pH-H <sub>2</sub> O	pH-KCl	Ca	Mg	K	P	N	C	C:N
				mg/100 g				%		
LA	autumn 2011	4.53	3.69	8.94	0.82	4.58	1.68	0.082	2.24	27.26
	spring 2012	4.91	3.85	19.77	2.93	7.24	2.46	0.163	2.31	14.25
	<i>F</i>	18.23	25.51	20.96	51.75	11.98	9.53	104.42	0.42	85.54
	<i>p</i>	<b>0.0130</b>	<b>0.0072</b>	<b>0.0102</b>	<b>0.0020</b>	<b>0.0258</b>	<b>0.0367</b>	<b>0.0005</b>	<b>0.5521</b>	<b>0.0008</b>
LB	autumn 2011	4.52	3.55	21.98	2.73	6.82	3.07	0.15	3.22	21.48
	spring 2012	4.68	3.80	9.01	1.34	4.09	1.03	0.09	1.28	14.56
	<i>F</i>	0.67	2.14	4.82	4.05	1.58	3.40	32.27	157.55	63.51
	<i>p</i>	0.4598	0.2171	0.0930	0.1144	0.2772	0.1388	<b>0.0047</b>	<b>0.0002</b>	<b>0.0013</b>
SW	autumn 2011	5.92	4.61	36.57	3.66	7.78	7.46	0.079	1.07	13.07
	spring 2012	5.97	4.55	31.11	4.02	9.06	4.65	0.097	1.03	10.56
	<i>F</i>	0.10	0.12	0.18	0.14	0.70	5.52	1.28	0.00	4.38
	<i>p</i>	0.7713	0.7483	0.6971	0.7250	0.4497	0.0786	0.3213	0.9640	0.1046

Bold letters indicate significant differences between the means ( $p < 0.05$ )

calcium in the soil exceeding the value of 30 mg/100 g in 2011 and 2012 compared with 19–20 mg/100 g in the Lubartów A and Lubartów B sites (Table 1).

The soil analysis after one year of the experiment showed some changes in the chemical properties of soils. Compared with the initial state (spring 2012), soil pH underwent a slight but statistically significant change; significant differences were also found in the content of individual elements (Table 2). The content of Ca, Mg, K and P ions (especially calcium) after one year of the experiment in the Lubartów A site was higher than in the control, and lower in the plots where sawdust had been applied. The content of magnesium, potassium and phosphorus in variants T1 and T2 was similar compared with the control.

The soil analysis after one year of the experiment showed a reduction in soil pH. The phosphorus content did not change much, and the application of sawdust in the T2 variant (spot application) resulted in a reduction of other elements in the treated plots. The plots without sawdust enrichment showed a lower content of these elements compared with the previous year (Table 2).

The content analysis of the examined elements in the control soil samples taken for testing from the Świerczyna site showed no significant changes in soil pH, element content and C:N ratio between the spring of 2012 and the spring of 2013 (Table 2). The application of sawdust to the soil in the T1 variant caused a significant increase in the amount of calcium compared with the control and its slight increase compared with

T2 variant. No significant differences were found in the content of magnesium, potassium and phosphorus between the control soil (no sawdust application) and the soil before the treatment.

The assessment of differences in the content of carbon and nitrogen in the examined soils shows that, after one year of growth of pine seedlings, the share of calcium and, to a lesser extent, nitrogen decreased, except for the Lubartów B site in the control (K) and sawdust application variant (T2) (Table 2). The application of sawdust in variant T1 resulted in an increase in the carbon content in the soil in all sites, with the largest recorded in the Lubartów A site. The amount of carbon in the soil where sawdust was spot applied (variant T2) was always lower than in the control. In general, the share of carbon in the Lubartów A site was almost twofold higher than in the Lubartów B site and almost 2.5 times higher than in the post-agricultural soil of the Świerczyna site. The share of nitrogen in the soil was at a similar level in all study sites.

#### 4. Discussion and conclusions

The decrease in the soil organic carbon (SOC) resources after clear-felling is mainly due to mixing ectohumus rich in organic matter and topsoil with deeper mineral layers (Nyland 2001; Yanai et al. 2003). In consequence, the destruction of soil increases microbial respiration (Besnard et al. 1996; Diochon et al. 2009) that, in the case of extremely unfavourable harvesting

**Table 2.** Mean values of the examined soil properties, *F* values and significance *p* values in the Analysis of Variance (ANOVA) in the spring of 2012 and the spring of 2013, after sawdust application and planting (treatment variants: K – control, without sawdust, T1 – sawdust mixed with soil in rows, T2 – sawdust applied under seedlings).

Sites	Dates/ANOVA	Treatment variant	pH-H <sub>2</sub> O	pH-KCl	mg/100 g					N	C	C:N
					Ca	Mg	K	P	%			
LA	spring 2012	initial state	4.91 b	3.85 b	19.8 b	2.93 c	7.63 b	2.46 b	0.16 c	2.31 d	14.25 b	
		K	4.84 b	4.80 d	50.0 a	5.79 d	14.69 c	5.36 c	0.12 b	1.64 b	13.30 a	
		T1	4.70 a	3.70 a	17.0 b	2.22 b	4.04 a	1.23 a	0.15 c	2.11 c	14.10 b	
	spring 2013	T2	5.00 c	4.00 c	12.0 c	1.53 a	3.76 a	1.69 a	0.10 a	1.36 a	13.20 a	
		<i>F</i>	46.84	949.85	374.41	165.93	1570.75	87.6	55.47	171.91	21.36	
		<i>p</i>	<b>0.0000</b>	<b>0.0000</b>	<b>0.0000</b>	<b>0.0000</b>	<b>0.0000</b>	<b>0.0000</b>	<b>0.0000</b>	<b>0.0000</b>	<b>0.0004</b>	
LB	spring 2012	initial state	4.68 a	3.8 a	9.1 bc	1.34 b	4.09 d	1.03 ab	0.09 b	1.28 b	14.56	
		K	4.80 b	3.8 a	8.0 b	0.78 a	2.28 a	0.95 a	0.09 b	1.29 b	13.80	
		T1	5.00 c	3.8 a	10.0 c	1.31 b	3.60 c	1.11 b	0.10 c	1.43 c	14.70	
	spring 2013	T2	4.70 a	3.9 b	5.0 a	0.64 a	2.56 b	0.93 a	0.08 a	1.10 a	13.80	
		<i>F</i>	177.33	42.86	27.34	64.84	331.53	11.50	28.95	31.26	2.68	
		<i>p</i>	<b>0.0000</b>	<b>0.0000</b>	<b>0.0000</b>	<b>0.0000</b>	<b>0.0000</b>	<b>0.0028</b>	<b>0.0001</b>	<b>0.0001</b>	0.1181	
SW	spring 2012	initial state	5.97 ab	4.54 a	31.1 ab	4.02	9.06	4.65	0.097	1.03	10.60	
		K	5.80 a	4.40 a	25.0 a	3.16	6.07	4.68	0.092	0.95	10.40	
		T1	6.20 b	4.90 b	47.0 b	4.32	7.65	4.44	0.092	0.99	10.80	
	spring 2013	T2	6.10 b	4.70 ab	34.0 ab	3.40	5.02	3.77	0.085	0.90	10.70	
		<i>F</i>	7.20	7.75	4.29	3.04	1.70	3.42	1.30	1.49	2.12	
		<i>p</i>	<b>0.0116</b>	<b>0.0094</b>	<b>0.0443</b>	0.0929	0.2433	0.0728	0.3407	0.2901	0.1761	

Bold letters indicate significant differences between the means ( $p < 0.05$ )

techniques, may lead to a loss of  $20 \pm 2.5$  Mg C of SOC per hectare. Covington (1981) estimated that in the first 20 years after clear-cutting, the SOC resources rapidly decreased by 50% or even more. Zummo and Friedland (2011) demonstrated that differences in the soil carbon content due to the use of extremely favourable or unfavourable harvesting techniques may arrive at 25% of the total SOC pool. A similar effect (though lasting only for one year) of partial mixing of the upper soil horizons seems to be the result of wild boar rooting in the plantation on the Lubartów A site (fenced plantation).

The comparison of the initial organic carbon content with its amount in the soils of the control variants showed a rapid decomposition of organic matter in the two sites located in the clear-cut area (LA and LB). Between the spring of 2012 and the spring of 2013, the SOC content in the LA site decreased by as much as 29%. The mineralisation rate was also affected by weather conditions, especially by high air temperature in the summer. The decomposition of organic matter in the SW site (fallow soil on post-agricultural land) was much less intense, probably in the absence of fungi decomposing cellulose and lignin. This was also confirmed by a constant C:N ratio oscillating around 10, characteristic of agricultural soils. In the fallow soil, there was a balance between the amount of C supplied to the soil with plant residues and the loss of C through, first of all, the decomposition of the organic matter.

The increased edaphon activity (Yanai et al. 2003) under the clear-cut conditions results in an increase in the rate of mineralisation of the organic matter to simple inorganic compounds such as  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  or  $\text{HPO}_4^{2-}$  ions. The rapidly reproducing edaphon uses soil nutrients to build its organisms, competing for them with higher plants. This phenomenon is known as biological sorption (immobilisation). A clear, gradual decrease in the pool of exchangeable and absorbable forms of nutrients was observed in the soils of the studied sites (LA and LB) located on clear-cuts. This was due to the uptake of these components primarily by the edaphon (Kubiak et al., in preparation) but also by higher plants mainly by the ectomycorrhizal mycelium (Smith, Read, 1997). In the post-agricultural soils (SW) where the mineralisation of organic matter by the edaphon was not so intense (Kubiak et al., in preparation), a decrease in the number of exchangeable and absorbable forms of nutrients in the soil was insignificant.

The additional amounts of nitrogen, phosphorus, potassium, calcium and magnesium were brought to the soil enriched with the organic matter in the form of conifer tree sawdust. As a result of microbial degradation

of sawdust primarily by the copiotrophic bacteria and some fungi, the mineral forms of these nutrients were released (Kubiak et al., in preparation; Kwaśna et al., in preparation). They were consumed by the edaphon (secondary immobilisation) or remained in the soil in the exchangeable or absorbable forms. An increase, decrease or no change in the content of N, P, K, Ca, and Mg in the soils might be the net effect of the treatment.

Comparing the initial state of the soils *i.e.* without sawdust application (spring of 2012 and the spring of 2013 – control plot K), the content of exchangeable forms of calcium, magnesium, potassium and absorbable forms of phosphorus in the Lubartów A (fenced) site markedly increased. This was probably due to the activity of wild boars and their droppings. The spring of 2013 showed a decrease in the content of nutrients available for plants in the soil of LA site mixed with sawdust in comparison with the control soil. The rooting of wild boar, causing aeration of the soil, and the presence of their urea in the soil might have increased the content of cations in the tested compounds, including a twofold increase in the share of nitrogen (N%), even in the absence of sawdust in the control. In the same period, no increase in the nutrient content on the fenced LB and SW sites was recorded.

Irrespective of the study site, the nutrient content in the soil was higher in the T1 variants in which sawdust was used in rows at a dose of  $0.3 \text{ m}^3/\text{row}$  than in the T2 variants in which sawdust was applied directly under plant roots during planting at a dose of  $0.3 \text{ dm}^3$  sawdust/plant. This was due to the higher edaphon activity in T2 variants (Kubiak et al., in preparation; Kwaśna et al., in preparation) determined by a large spot concentration of the organic matter, and hence the increased biological sorption of nutrients.

Through such elements as temperature, amount of precipitation and volume of evapotranspiration, climate exerts a strong influence on the activity of the edaphon, organic matter accumulation rate and other physicochemical properties of soils (Post et al. 1982; Andrews et al. 2000; Gullede, Schimel 2000; Prichard et al. 2000; Wilcox *et al.* 2002). Short-term changes are, however, difficult for an explicit interpretation, while the results obtained during the two-year study are only signal information about the ongoing changes.

The results indicate that:

– the thermal and moisture conditions resulting from the weather conditions in the study period, differences in the chemical composition of forest and post-agricultural soils, as well as sawdust application affected, in

different ways, changes in soil pH, the C:N ratio and the values of the examined chemical properties of soils;

- an increase in the content of the available forms of nutrients for plants was found in the soil on the unfenced site (Lubartów A), which is associated with wild boar rooting;

- the application of sawdust to the soil resulted in an increase or no change in the content of the tested elements, depending on the way it had been placed under the plant;

- changes in the soil nutrient content can be explained primarily by the increased activity of bacteria and fungi for which sawdust, at the appropriate temperature and moisture conditions, is an important source of energetic compounds (unpublished results) and therefore can be considered as an elicitor.

## Acknowledgements

The research was conducted in the framework of the development project financed in 2010–2013 by the National Research and Development Centre under Contract No. N R12 0096 10. The authors wish to thank the Forest Managers and staff of the Lubartów and Świerczyna Forest Districts for their assistance and support in the execution of the project.

## References

- Addy H.D., Schaffer G.F., Miller M.H., Peterson R. L. 1994. Survival of the external mycelium of a VAM fungus in frozen soil over winter. *Mycorrhiza*, 5(1): 1–5.
- Andrews J.A., Matamala R., Westover K.M., Schlesinger W.H. 2000. Temperature effects on the diversity of soil heterotrophs and the delta  $^{13}C$  of soil respired  $CO_2$ . *Soil Biology and Biochemistry*, 32: 699–706.
- Bardgett R.D., Freeman Ch., Ostle N.J. 2008. Microbial contributions to climate change through carbon cycle feedbacks. *International Society for Microbial Ecology*, 2: 805–814.
- Bekele A., Kellman L., Beltrami H. 2007. Soil profile  $CO_2$  concentrations in forested and clear cut sites in Nova Scotia, Canada. *Forest Ecology and Management*, 242: 587–597.
- Besnard E., Chenu C., Balesdent J., Puget P., Arrouays D. 1996. Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation. *European Journal of Soil Science*, 47: 495–503.
- Bielińska E.J., Węgorzek T., Mocek A., Puchała A. 2009. Wpływ ryzofery na aktywność enzymatyczną gleb w uprawie regeneracyjnej sosny zwyczajnej w zasięgu długoletniej emisji azotowej in: Tereny zdegradowane i rekultywowane – możliwości ich zagospodarowania (eds. S. Stankowski, K. Pacewicz) Szczecin, PPH Zapol Dmochowski, Sobczyk Sp.j., p. 25–34.
- Covington W.W. 1981. Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. *Ecology*, 62: 41–48.
- Diochon A., Kellman L., Beltrami H. 2009. Looking deeper: an investigation of soil carbon losses following harvesting from a managed northeastern red spruce (*Picea rubens* Sarg.) forest chrono-sequence. *Forest Ecology and Management*, 257: 413–420.
- Galbreath R. A. 1988. Orientation of grass grub *Costelytra zealandica* (Coleoptera: Scarabaeidae) to a carbon dioxide source. *New Zealand Entomologist*, 11 (1): 6–7.
- Gulledge J., Schimel J.P. 2000. Controls on soil carbon dioxide and methane fluxes in a variety of taiga for stands in interior Alaska. *Ecosystems*, 3: 269–282.
- Kowaliński S., Gonet S. 1999. Materia organiczna gleb, in: Gleboznawstwo (ed. S. Zawadzki), Warszawa, PWRiL, p. 237–263.
- Kwaśna H., Sierota Z., Bateman G.L. 2000. Fungal communities in fallow soil before and after amending with pine sawdust. *Applied Soil Ecology*, 14:177–182.
- Kwaśna H., Brzeski M.W., Sierota Z. 2001. Mikroorganizmy środowiska glebowego odlogujących gruntów porolnych – zmiany w zbiorowiskach grzybów i nicieni po dodaniu trocin iglastych, in: Drobnoustroje środowiska glebowego – aspekty fizjologiczne, biochemiczne, genetyczne (eds. H. Dahm, A. Pokojska ). Toruń, Wyd. A. Marszałek, p. 57–66.
- Lopez M.J., Vargas M.C.G., Suarez F., Moreno J. 2006. Biodelignification and humification of horticultural plant residues by fungi. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 57: 165–179.
- Malinowski H. 2007. Aktualne problemy ochrony lasu związane ze zwalczaniem chrabąszczy (*Melolontha* spp.). *Postępy w Ochronie Roślin*, 47(1): 314–322.
- Malinowski H. 2010. Niechemiczne metody ochrony szkółek i upraw leśnych przed owadami uszkadzającymi systemy korzeniowe drzew i krzewów. Sękocin Stary, Instytut Badawczy Leśnictwa, 80 p, ISBN 97883878647926.
- Małecka M., Sierota Z., Tarwacki G. 2014. Próba oceny wpływu zastosowania trocin w uprawie 1-roczonej sosny zwyczajnej na liczebność pędraków chrabąszczy. *Sylwan* (in print).
- Nyland R.D., 2001. *Silviculture: Concepts and Applications*, 2nd ed. Boston, McGraw Hill, 682 p.
- Ochmian I., Grajkowski J., Ostrowska K., Mikiciuk G. 2007. Wzrost, plonowanie oraz jędrność owoców dwóch odmian borówki wysokiej (*Vaccinium corymbosum* L.) uprawianej w trzech typach podłoża organicznych. *Zeszyty Naukowe Instytutu Sadownictwa i Kwiaciarnictwa*, 15: 47–54.
- Olejarski I. 2005. Wykorzystanie pozostałości zrębowych do nawożenia organicznego gruntów porolnych. *Postępy Techniki w Leśnictwie*, 92: 20–24.
- Olejarski I., Oszako T., Hilszczańska D., Wójcik J., Zwoliński J. 2003. Możliwości wykorzystania odpadów zrębowych, kompostów, trocin na gruntach porolnych w celu inicjowania procesów przekształcania gleby rolnej w leśną.

- Sękocin Stary, Dokumentacja Naukowa Instytutu Badawczego Leśnictwa.
- Oszako T., Olejarski I., Szewczyk W. 2005. Initiation of processes of soil transformation from post-agricultural to forest one as a way to limit damage caused by *Heterobasidion annosum*, in: Root and Butt Rots of Forest Trees. Proc. 11th Int. Conf. Poznań-Białowieża (eds. M. Mańka, P. Łakomy): Poznań, Uniwersytet Przyrodniczy, p. 449–459.
- Overby S.T., Hart S.C., Neary D.G. 2003. Impacts of natural disturbance on soil carbon dynamics in forest ecosystems, in: The Potential of U.S. Forest Soils to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect (eds. J. Kimble, L. Heath, R. Birdsey, R. Lal) CRC Press, Boca Raton, FL, p. 159–172.
- Pietikäinen J., Pettersson M., Bååth E. 2005. Comparison of temperature effects on soil respiration and bacterial and fungal growth rates. *FEMS Microbiology Ecology*, 52(1): 49–58.
- Post W.M., Emanuel W.R., Zinke P.J., Stangenberger A.G. 1982. Soil carbon pool and world life zones. *Nature*, 298: 156–159.
- Prichard S.J., Peterson D.L., Hammer R.D., 2000. Carbon distribution in sub-alpine forests and meadows of the Olympic Mountain, Washington. *Soil Science Society of America Journal*, 64: 1834–1845.
- Różycki H., Dahm H., Strzelczyk E., Prusinkiewicz Z., Kowalski S. 1986. Wpływ nawożenia mineralnego na liczebność, skład rodzajowy i gatunkowy oraz potrzeby pokarmowe bakterii gleby, ryzosfery i mikoryzosfery sosny (*Pinus silvestris* L.) w borze chrobotkowym (*Cladonio-Pinetum*). *Folia Forestalia Polonica*, Ser. A Leśnictwo, 28: 5–24.
- Rykowski K. 1990. Problemy ochrony lasu na gruntach porolnych [Problems of forest protection on afforested agricultural grounds]. *Sylwan*, 134: 75–88.
- Sierota Z., Kwaśna H. 1998. Effect of pine sawdust on the structure of fungi communities In the soils of post agricultural land. *Acta Mycologica*, 33(1): 77–90.
- Sierota Z., Kwaśna H. 1999. Ocena mikologiczna zmian zachodzących w glebie gruntu porolnego po dodaniu trocin iglastych. *Sylwan*, 4: 57–66.
- Siuta J. 2005. Odpady czynnikiem degradacji i naprawy środowiska, in: Degradacja i rekultywacja gruntów – przyrodnicze użytkowanie odpadów. (eds. J. Siuta, J. Ostrowski, B. Żukowski), Inżynieria Ekologiczna, 10, Lublin, Wydawnictwo Naukowe Gabriel Borowski, p. 37–57. ISBN 8389263181.
- Skowrońska M. 2007. Wpływ stosowania odpadów na wybrane wskaźniki jakościowe gleby. *Proceedings EC Opole*, 1 (1/2): 227–232.
- Smith S.E., Read D.J. 1997. Mycorrhizal symbiosis. 2nd Edition, San Diego, London, Academic Press.
- Speir T.W., August J.A., Feltham C.W. 1992. Assessment of the feasibility of using CCA-treated nad boric acid-treated sawdust as soil amendments. I. Plant growth and element uptake. *Plant Soil*, 42: 235–248.
- Thornley J.H.M., Cannell M.G.R. 2000. Managing forests for wood yield and carbon storage: a theoretical study. *Tree Physiology*, 20: 477–484.
- Weissteiner S., Huetteroth W., Kollmann M., Weissbecker B., Romani R. 2012. Cockhafer larvae smell host root scents in soil. *PLoS ONE* 7(10): e45827. doi:10.1371/journal.pone.0045827.
- Wilcox C.S., Dominguez J., Parmelee R.W., McCartney D.A. 2002. Soil carbon and nitrogen dynamics in *Lumbricus terrestris*, L. middens in four arable, a pasture and a forest ecosystems. *Biology and Fertility of Soils*, 36: 26–34.
- Yanai R.D., Currie W.S., Goodale C.L. 2003. Soil carbon dynamics after forest harvest: an ecosystem paradigm reconsidered. *Ecosystems*, 56: 197–212.
- Zummo L.M., Friedland A.J. 2011. Soil carbon release along a gradient of physical disturbance in a harvested northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management*, 261: 1016–1026.