SYLWAN 163 (5): 396-406, 2019

JERZY JONCZAK, IRENEUSZ OLEJARSKI, MAGDALENA JANEK

Specjacja fosforu w leśnych glebach rdzawych na obszarach popożarowych

Phosphorus fractionation in forest Brunic Arenosols of post-fire areas

ABSTRACT

Jonczak J., Olejarski I., Janek M. 2019. Specjacja fosforu w leśnych glebach rdzawych na obszarach popożarowych. Sylwan 163 (5): 396-406. DOI: https://doi.org/10.26202/sylwan.2018148.

The studies on contents and profile distribution of total phosphorus and its fractions extracted according to the procedure of Hedley et al. [1982] in a modification of O'Halloran et al. [1987] in forest Brunic Arenosols of post-fire areas in the Rudy Raciborskie Forest District (S Poland) were undertaken. Five soil profiles developed from fluvioglacial sandy deposits of the Oder Glaciation were described and sampled 21 years after the fire occurrence and analyzed using standard procedures. Total content of the element was among typical for Brunic Arenosols of Poland, ranging from 683.1 to 880.4 mg/kg in Ofh horizons, from 154.2 to 566.5 mg/kg in mineral horizons affected by soil-forming processes and from 115.5 to 384.2 mg/kg in parent material. The content of distinguished phosphorus fractions varied, reflecting the effect of environmental factors and brunification soil-forming process. Residual fraction predominated in parent material, organic in O and most of A-horizons and bounded to sesquioxides in B-horizons. The observed proportions between residual fraction and sum of the remaining fractions were typical for soils of old-glacial areas, reflecting considerable degree of mineral substrate weathering. An effect of fire was not clear due to the lack of a reference soil. However, the studied soils showed some specific features, that can be explained by the influence of fire. Low content of fraction bounded to calcium and apatites is the first and elevated concentration of fraction bounded to sesquioxides in parent material is the other one. Profile distribution patterns of mentioned above fractions suggest leaching of phosphorus labile forms and their stabilization in deeper parts of the studied soils. This process could be initialized or accelerated by fire. Finally, it can be concluded, that studied properties of the contemporary soils are stronger influenced by pine forest vegetation than by fire before 21 years.

KEY WORDS

phosphorus, sequential extraction, wildfire, Brunic Arenosols, leaching

ADDRESSES

Jerzy Jonczak [(1)] – e-mail: jerzy.jonczak@gmail.com
Ireneusz Olejarski [(2)] – e-mail: i.olejarski@ibles.waw.pl
Magdalena Janek [(2)] – e-mail: M.Janek@ibles.waw.pl

[(1)] Katedra Nauk o Środowisku Glebowym, SGGW w Warszawie; ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa

[(2)] Instytut Badawczy Leśnictwa; Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn

Wstęp

Pożary są zjawiskiem ekologicznym o charakterze incydentalnym, silnie wpływającym na funkcjonowanie ekosystemów lądowych. Generują one daleko idące zmiany jakościowe i ilościowe części biotycznej i abiotycznej, zaburzając naturalny obieg materii i energii oraz funkcjonowanie sprzężeń zwrotnych warunkujących stabilność ekosystemów i ich odporność na działanie czynników destrukcyjnych. Wyniki licznych badań dowodzą również silnego wpływu pożarów na pokrywę glebową, choć kierunek i zakres ich oddziaływania uzależnione są od charakteru zjawiska i jego nasilenia [Ryan 2002; Dziadowiec 2010]. Podczas pożaru temperatura gleby może miejscami osiągać 1000°C, a w przypadku pożarów gleb torfowych nawet 1500°C i utrzymywać się przez wiele dni [Saharjo, Munoz 2005]. Pod wpływem wysokiej temperatury następuje ubytek materii organicznej, dochodzi do zmiany jej składu makroskopowego i frakcyjnego, a także struktury związków humusowych [Fernandez i in. 1997; Gonet 2010] i ich powiązań z innymi składnikami gleb [Fernandez i in. 2001]. Przy ograniczonym dostępie tlenu powstają w środowisku trwałe, zwęglone szczątki organiczne, określane w literaturze mianem „black carbon". Istotnie wpływają one na właściwości fizyczne gleb i zachodzące w nich procesy [Borchard i in. 2014].

Pożary silnie zaburzają biogeochemiczny obieg pierwiastków, szczególnie powiązanych z materią organiczną, jak węgiel i azot. Produkty spalania związków organicznych uwalniane są zarówno do atmosfery, jak i powierzchniowej warstwy gleb, prowadząc do wzrostu ich pH [Fernandez i in. 1997; Arocen, Opio 2003; Heydari i in. 2012]. Typowym skutkiem pożaru jest okresowy wzrost zawartości w glebach labilnych form pierwiastków i ich biodostępności [Marion i in. 1991]. W ogólnym bilansie następują jednak duże ich straty w związku z następczym nasileniem erozji wodnej [Thomas i in. 1999] i rozwiewaniem składników popielnych [Grier 1975]. Wysoka temperatura generuje również zmiany składu mineralnego gleb [Iglesias i in. 1997]. W konsekwencji pożary znajdują odzwierciedlenie także we właściwościach sorpcyjnych [Soto, Diaz-Fierros 1993; Fernandez i in. 1997] i cechach fizycznych, jak powierzchnia właściwa, hydrofobowość czy porowatość [DeBano i in. 1998], przekładając się na zdolności retencyjne i bilans wodny całych zlewni [Neary i in. 1999].

Pomimo wielu dziesięcioleci badań nad wpływem pożarów na funkcjonowanie ekosystemów lądowych nadal istnieją luki w wiedzy z tego zakresu. Relatywnie dobrze poznane są krótkotrwałe, a zdecydowanie słabiej długofalowe efekty ich oddziaływania oraz dynamika różnych procesów na obszarach nimi objętych. Słabo zaawansowane są badania nad wpływem pożarów na biogeochemiczny obieg niektórych pierwiastków, w tym fosforu, pomimo jego kluczowego znaczenia dla funkcjonowania ekosystemów lądowych. Dotychczasowe badania koncentrowały się głównie na identyfikacji uwarunkowań i mechanizmów uwalniania labilnych form tego pierwiastka oraz ich migracji w glebach w krótkich przedziałach czasowych po wystąpieniu pożaru. Brak jest dostatecznej wiedzy na temat długofalowego wpływu pożaru na obieg fosforu oraz jego powiązania z innymi składnikami gleb. Mając to na uwadze, podjęto badania nad specjacją fosforu w glebach leśnych terenów popożarowych na obszarze Polski. W niniejszej pracy prezentowane są wyniki badań nad zawartością oraz schematami profilowego rozmieszczenia frakcji pierwiastka wydzielonych metodą Hedleya i in. [1982] w modyfikacji O'Hallorana i in. [1987] w glebach rdzawych w Nadleśnictwie Rudy Raciborskie.

Materiały i metody

Objęty badaniami obszar rozpościera się pomiędzy dolinami rzek Bierawki na północy oraz Rudy na południu, uchodzącymi w kierunku zachodnim do Odry. Stanowi on rozległą, falistą równinę zbudowaną z piaszczystych osadów fluwioglacjalnych zlodowacenia środkowopolskiego, uroz-

maiconych wychodniami osadów lodowcowych tego samego wieku oraz plenivistuliańskimi i holoceńskimi pokrywami o genezie eolicznej i fluwialnej, a w lokalnych obniżeniach terenu także osadami akumulacji biogenicznej [Biernat, Żero 1971]. Średnia roczna temperatura w okresie dwóch ostatnich dekad wynosiła tu 9,8°C, a roczna suma opadów 633 mm. Są to wartości nieco wyższe od średnich krajowych.

Badany obszar od wielu wieków pozostaje pod presją człowieka, obejmującą m.in. eksploatację kruszyw, modyfikację sieci hydrograficznej i stosunków wodnych oraz gospodarkę rolną i leśną. Współcześnie główną formą użytkowania terenu są lasy gospodarcze z dominacją sosny, w których często wybuchają pożary. Szczególnie dużą ich częstotliwość stwierdzono w zasięgu leja depresyjnego kopalni kruszywa. Bardzo rozległy teren objęty został pożarem w 1992 roku – łącznie 9062 ha na terenie trzech nadleśnictw, z czego 4480 ha na terenie Nadleśnictwa Rudy Raciborskie. Tereny popożarowe zostały odnowione głównie sosną (60%) i brzozą (25%) z niewielkim udziałem modrzewia (6%), dębu (1%), olchy (0,8%) i sporadycznie innymi gatunkami drzew. Na obszarze pożarzyska w roku 2013 przeprowadzono badania gleboznawcze, których wyniki prezentowane są w niniejszej pracy. Badaniami objęto pięć stanowisk, w tym cztery usytuowane w leśnictwie Solarnia (profile nr 1, 2, 4 i 5) i jedno w leśnictwie Lubieszów (profil nr 3). Na badanych powierzchniach stosowano różne sposoby przygotowania gleby pod nowe nasadzenia. Na stanowisku nr 1 było to łamanie pozostałości organicznych walcem i orka pługiem talerzowym, na stanowisku 2 orka pługiem dwuodkładnicowym po oczyszczeniu powierzchni z pozostałości organicznych, na stanowisku 3 rozdrabnianie pozostałości pozrębowych maszyną samojezdną „Rauba" oraz mieszanie ich z 20-30-centymetrową warstwą mineralną gleby, na stanowisku 4 rozdrabnianie pozostałości organicznych rozdrabniaczem „Seppi" i mieszanie ich z glebą mineralną do głębokości 10 cm, zaś na stanowisku 5 rozdrabnianie pozostałości organicznych rębarką „Bandit", rozsypanie ich po powierzchni gleby, a następnie wyoranie pasów pługiem dwuodkładnicowym. Wszystkie badane stanowiska zostały odnowione sosną zwyczajną.

Na każdym stanowisku wykonano odkrywkę glebową, opisano morfologię gleb i z poszczególnych poziomów genetycznych pobrano próbki do analiz laboratoryjnych. Próbki po wysuszeniu w temperaturze 40°C były przesiewane przez sito o średnicy oczek 2 mm celem usunięcia frakcji szkieletowej. Analizy laboratoryjne obejmowały:

- uziarnienie metodą pipetową i sitową, zgodnie z podziałem na frakcje i grupy granulometryczne według PTG z roku 2008 [Klasyfikacja… 2009],
- odczyn metodą potencjometryczną w zawiesinie z wodą (pH_{H_2O}), przy proporcjach wagowych gleba:woda 1:2,5,
- zawartość węgla organicznego (C) i azotu ogółem (N) na analizatorze CN (Elementar Vario MaxCube),
- zawartość fosforu ogółem (P_t) metodą kolorymetryczną z molibdenianem amonu po mineralizacji próbek w mieszaninie 40% HF i 60% $HClO_4$,
- sekwencyjną ekstrakcję fosforu metodą Hedleya i in. [1982] w modyfikacji O'Hallorana i in. [1987], pozwalającą wydzielić frakcję rozpuszczalną i wymienną (P_w), organiczną labilną (P_{ol}), organiczną stabilną (P_{os}), związaną z półtoratlenkami (P_{Fe}), związaną z jonami Ca i apatytami (P_{Ca}) oraz rezydualną (P_{rez}).

Wyniki i dyskusja

Materiałem macierzystym badanych gleb są osady fluwioglacjalne, na ogół o uziarnieniu piasków słabogliniastych w stropie, przechodzących głębiej w piaski luźne. Zawierają one 0,0-8,0% frakcji pyłowej i 1,6-6,2% iłu (tab. 1). Wykształciły się z nich płytkie i średnio głębokie gleby rdzawe, które w efekcie stosowania monokultur sosnowych uległy zbielicowaniu. Są to gleby o bardzo

Tabela 1.

Wybrane właściwości fizyczne i chemiczne badanych gleb
Selected physical and chemical properties of the studied soils

	Głębokość Depth [cm]	Piasek Sand [%]	Pył Silt [%]	Ił Clay [%]	Gatunek gleby*	pH-H_2O	C [g/kg]	N [g/kg]	C:N
				Profil 1 Profile 1					
Ofh	0-10					4,0	254,40	9,01	28,2
Ap	10-15	89,6	7,0	3,4	ps	4,4	26,12	1,32	19,8
Bv	28-35	91,6	4,0	4,4	ps	4,1	39,07	1,72	22,7
C1	40-45	93,1	3,1	3,8	ps	4,5	10,08	0,50	20,2
C2	55-60	95,9	0,8	3,3	pl	4,7	1,78	0,12	14,8
C3	80-85	96,7	0,8	2,5	pl	4,9	0,45	0,03	15,0
C4	95-100	95,0	1,6	3,4	pl	4,7	0,65	0,08	8,1
C5	140-145	97,5	0,5	2,0	pl	4,9	0,22	0,02	11,0
Cggor	180-185	97,2	1,0	1,8	pl	4,7	0,27	0,02	13,5
				Profil 2 Profile 2					
Ofh	0-5					4,2	191,90	8,13	23,6
AhEp	5-10	90,9	5,6	3,5	ps	4,1	16,58	0,67	24,7
BfeBv	15-20	93,7	2,3	4,0	ps	4,5	7,34	0,33	22,2
Bv	35-40	95,5	0,6	3,9	pl	4,5	2,48	0,17	14,6
BvC	60-65	96,7	0,8	2,5	pl	4,7	0,89	0,09	9,9
C1	80-85	98,0	0,0	2,0	pl	4,7	0,51	0,05	10,2
C2	95-100	96,7	0,9	2,4	pl	4,7	0,42	0,06	7,0
C3	120-125	97,5	0,3	2,3	pl	4,7	0,27	0,04	6,8
C4	155-160	96,8	0,0	3,2	pl	4,9	0,15	0,04	3,8
				Profil 3 Profile 3					
Ofh	0-4					4,2	264,80	10,92	24,2
AhEp	4-8	91,2	4,7	4,1	ps	4,4	20,97	1,04	20,2
Bv1	10-20	91,4	4,7	4,0	ps	4,5	19,09	1,00	19,1
BvBhfe	25-30	91,8	4,3	4,0	ps	4,6	13,35	0,68	19,6
Bv2	30-35	94,4	1,8	3,8	pl	4,8	4,31	0,25	17,2
BvC	50-60	94,8	1,0	4,2	pl	4,8	1,23	0,10	12,3
C1	70-80	93,6	2,9	3,5	pl	4,9	0,70	0,08	8,8
C2	140-150	86,6	7,5	5,9	ps	4,8	0,88	0,10	8,8
C3	180-220	88,3	5,4	6,2	ps	4,6	0,94	0,10	9,4
				Profil 4 Profile 4					
Ofh	0-4					3,7	246,10	8,37	29,4
AhEp	4-8	87,2	8,0	4,8	ps	3,9	51,94	2,47	21,0
BvBhfe	18-20	90,4	5,4	4,2	ps	4,0	23,76	1,02	23,3
Bv1	25-30	94,3	2,4	3,3	pl	4,6	9,18	0,49	18,7
Bv2	30-35	95,2	1,6	3,2	pl	4,6	4,64	0,28	16,6
Bv3	50-55	95,8	1,2	3,1	pl	4,6	1,28	0,11	11,6
BvC1	80-85	97,8	0,1	2,1	pl	4,7	0,48	0,06	8,0
BvC2	100-105	97,4	0,6	2,0	pl	4,7	0,42	0,05	8,4
C	160-170	97,7	0,7	1,6	pl	4,7	0,33	0,05	6,6

Tabela 1. ciąg dalszy

	Głębokość Depth [cm]	Piasek Sand [%]	Pył Silt [%]	Ił Clay [%]	Gatunek gleby*	pH-H_2O	C [g/kg]	N [g/kg]	C:N
				Profil 5 Profile 5					
Ofh	0-15					4,1	326,0	12,77	25,5
AhEp	15-20	94,6	2,0	3,4	pl	4,6	7,10	0,47	15,1
Bv	25-40	94,5	1,8	3,7	pl	4,6	2,40	0,20	12,0
BvC	60-65	96,6	0,0	3,4	pl	4,7	0,82	0,09	9,1
C1	90-100	98,0	0,0	2,1	pl	4,8	0,34	0,06	5,7
C2	120-125	97,1	0,5	2,4	pl	4,7	0,30	0,04	7,5
C3	160-165	97,1	0,0	2,9	pl	4,7	0,27	0,05	5,4

*soil texture: pl, ps – sand

silnie kwaśnym odczynie, z pH w poziomach organicznych od 3,7 do 4,2 i w poziomach mineralnych od 3,9 do 4,9, wykazującym tendencję wzrostową z głębokością. Wyniki badań wielu autorów [Fernandez i in. 1997; Arocen, Opio 2003; Heydari i in. 2012] dowodzą, że pożary powodują znaczny wzrost pH gleby, jednakże w związku z dużą reaktywnością i ruchliwością tlenków jest to na ogół oddziaływanie krótkotrwałe. Wzrost pH nastąpił również w badanych glebach [Olejarski 2003], jednak w roku poboru próbek był on już zniwelowany i wykazywał wartości typowe dla gleb rdzawych funkcjonujących pod zbiorowiskami borowymi. Gleby zawierały 191,90--326,00 g/kg węgla organicznego w poziomach Ofh, 7,10-51,94 g/kg w poziomach próchnicznych, 1,28-39,07 g/kg w poziomach wzbogacania i niewielkie ilości w poziomach przejściowych i skale macierzystej. Udział azotu wynosił 8,13-12,77 g/kg w poziomach Ofh, 0,47-2,47 g/kg w poziomach próchnicznych, 0,11-1,72 g/kg w poziomach wzbogacania i 0,02-0,50 g/kg w skale macierzystej. Wartości stosunków C:N w poziomach Ofh mieściły się w granicach od 23,6:1 do 29,4:1, a w poziomach próchnicznych od 15,1:1 do 24,7:1, wskazując, jak na siedliska borowe, na relatywnie wysoką aktywność biologiczną gleb. Wąskie wartości stosunku C:N mogą być po części długofalowym efektem pożaru, co potwierdzają wyniki badań Almendrosa i in. [1990].

Zawartość fosforu ogółem była typowa dla leśnych gleb rdzawych [Brożek, Zwydak 2010; Jonczak 2015] i mieściła się w przedziale od 683,1 do 880,4 mg/kg w poziomach Ofh, od 154,2 do 566,5 mg/kg w poziomach mineralnych objętych procesami glebotwórczymi i od 115,5 do 384,2 mg/kg w skale macierzystej (tab. 2). We wszystkich profilach wykazywała ona tendencję malejącą z głębokością, będąc istotnie statystycznie, dodatnio skorelowana z zawartością węgla organicznego (R^2=0,583). Stwierdzona zależność oraz schematy profilowego rozmieszczenia fosforu ogółem podkreślają znaczenie roślinności w biogeochemicznym obiegu tego pierwiastka w ekosystemach leśnych, gdzie na ogół jest on składnikiem deficytowym [Parzych i in. 2010; Venterink 2011]. Jednocześnie nie stwierdzono istotnej statystycznie zależności z zawartością iłu.

Zawartość i udział procentowy poszczególnych frakcji fosforu w ogólnej zawartości pierwiastka jest złożoną funkcją pierwotnych cech materiałów macierzystych gleb oraz ich jakościowej i ilościowej transformacji pod wpływem czynników wewnętrznych i zewnętrznych, w tym procesów wietrzenia i pedogenezy, denudacji chemicznej i mechanicznej, gospodarki wodnej, oddziaływania organizmów żywych i gospodarki człowieka. W nieobjętych procesami glebotwórczymi skałach fosfor występuje głównie jako tzw. forma pierwotna (P_{rez}), stanowiąc składnik minerałów. Udział tej formy maleje na rzecz pozostałych w solum [Czępińska-Kamińska 1992; Lair i in. 2009; Jonczak i in. 2015]. Udowodniono, że zakres ilościowej i jakościowej transformacji związków fosforu w glebach jest funkcją czasu oraz charakteru procesu glebotwórczego [Pokojska 1979; Xiao i in. 1991; Okołowicz i in. 2003; Turner i in. 2007; Jonczak, Sztabkowski

Tabela 2.
Zawartość [mg/kg] frakcji fosforu
The content of phosphorus fractions

	Głębokość Depth [cm]	P_w	P_{Fe}	P_{Ca}	P_{ol}	P_{os}	P_{rez}	P_t
				Profil 1 Profile 1				
Ofh	0-10	66,0	0,0	9,0	121,2	150,6	479,2	826,1
Ap	10-15	46,7	72,3	10,8	21,2	2,2	243,0	396,2
Bv	28-35	51,6	132,4	8,5	65,5	53,7	254,8	566,5
C1	40-45	11,3	65,7	5,7	16,3	2,4	282,8	384,2
C2	55-60	5,3	17,7	4,5	5,5	3,3	281,0	317,2
C3	80-85	4,9	15,3	4,0	7,6	2,4	183,2	217,4
C4	95-100	11,0	25,2	4,7	4,9	0,8	249,3	296,0
C5	140-145	4,2	7,9	3,6	2,5	0,8	224,2	243,2
Cggor	180-185	2,6	1,7	5,1	5,1	0,3	274,3	289,1
				Profil 2 Profile 2				
Ofh	0-5	74,8	2,0	16,8	152,7	200,1	369,8	816,2
AhEp	5-10	12,0	30,6	7,3	29,8	19,6	204,2	303,7
BfeBv	15-20	16,2	118,4	15,4	16,1	2,6	244,1	412,9
Bv	35-40	9,7	75,6	9,6	9,3	12,0	225,2	341,4
BvC	60-65	3,4	27,4	5,3	4,8	7,6	276,2	324,8
C1	80-85	3,1	21,2	6,5	4,9	3,4	78,5	117,7
C2	95-100	2,8	21,7	4,8	3,8	2,4	79,9	115,5
C3	120-125	3,5	16,3	5,3	3,4	1,6	105,4	135,5
C4	155-160	4,1	7,4	5,6	3,9	1,8	116,7	139,6
				Profil 3 Profile 3				
Ofh	0-4	87,0	2,3	19,9	158,1	221,4	391,7	880,4
AhEp	4-8	44,8	128,5	16,4	29,1	13,5	155,0	387,3
Bv1	10-20	43,6	177,7	17,5	29,8	10,8	92,1	371,4
BvBhfe	25-30	33,0	146,6	16,9	25,5	6,3	135,3	363,8
Bv2	30-35	13,1	127,1	13,4	9,6	12,6	113,2	288,9
BvC	50-60	6,3	67,8	9,1	5,0	5,1	174,3	267,7
C1	70-80	2,8	10,7	2,3	0,5	4,9	157,9	179,1
C2	140-150	1,0	13,1	1,9	0,1	2,9	155,2	174,3
C3	180-220	1,3	15,9	2,4	0,1	2,9	123,9	146,6
				Profil 4 Profile 4				
Ofh	0-4	85,8	5,5	9,8	163,0	203,0	216,1	683,1
AhEp	4-8	20,1	36,8	5,4	51,5	68,8	164,5	347,1
BvBhfe	18-20	15,8	34,0	4,3	26,8	37,7	76,5	195,0
Bv1	25-30	14,0	144,8	7,3	10,2	32,4	64,2	272,8
Bv2	30-35	10,6	132,2	7,2	2,5	24,1	87,7	264,3
Bv3	50-55	5,6	53,4	3,8	0,8	9,8	129,1	202,4
BvC1	80-85	2,4	27,6	3,7	0,4	5,1	114,9	154,2
BvC2	100-105	2,0	20,7	3,8	0,2	7,1	121,9	155,7
C	160-170	2,3	23,2	3,9	0,3	2,1	100,3	132,1

Tabela 2. ciąg dalszy

	Głębokość Depth [cm]	P_w	P_{Fe}	P_{Ca}	P_{ol}	P_{os}	P_{rez}	P_t
				Profil 5 Profile 5				
Ofh	0-15	129,6	7,7	11,9	112,9	204,1	318,1	784,3
AhEp	15-20	9,8	108,7	8,0	9,1	44,1	117,0	296,6
Bv	25-40	5,9	64,7	5,5	4,0	12,9	115,5	208,6
BvC	60-65	3,7	28,6	3,7	3,6	7,5	130,4	177,4
C1	90-100	3,1	24,3	3,6	1,8	9,5	105,9	148,3
C2	120-125	3,1	23,4	3,7	1,2	0,5	134,6	166,5
C3	160-165	3,8	22,1	4,2	1,4	4,6	107,4	143,5

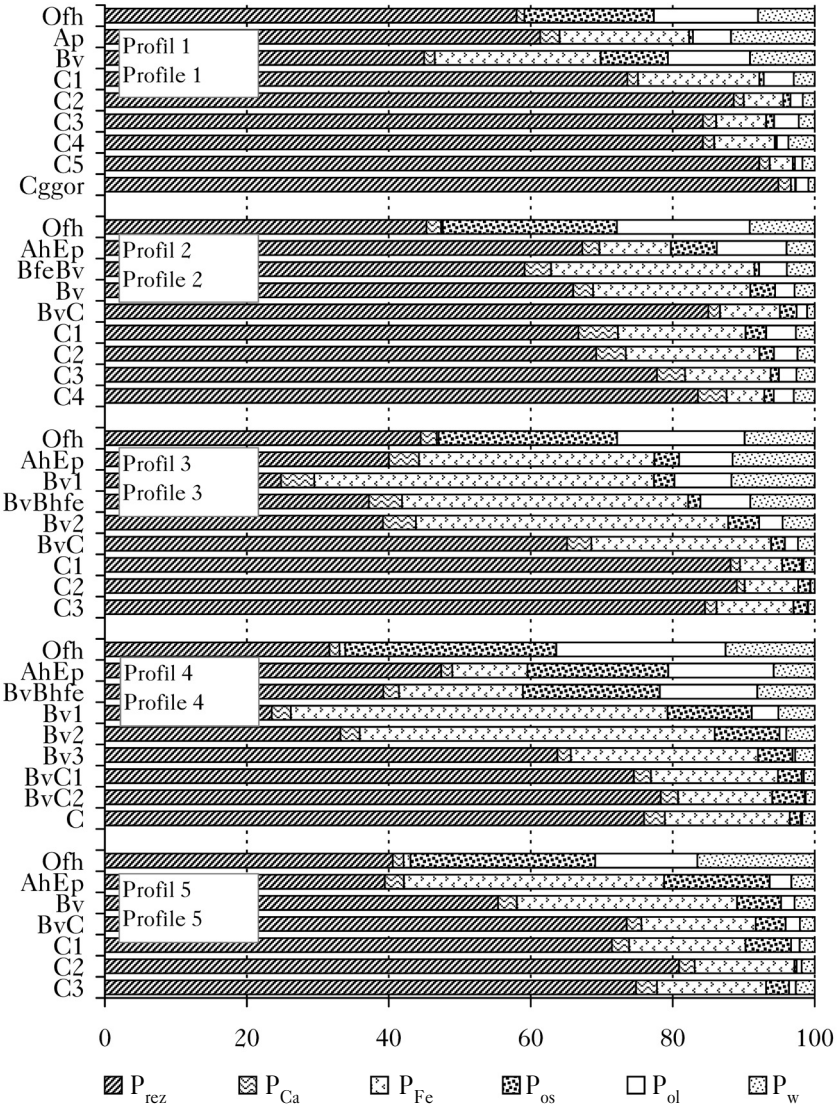
oznaczenia jak na rycinie, P_t – fosfor ogółem; denotes as in figure, P_t – total phosphorus

2017], co daje podstawy do wykorzystania specjacji pierwiastka jako narzędzia oceny stopnia zaawansowania procesów glebotwórczych oraz względnego datowania chronosekwencji gleb [Walker, Syers 1976; Gellatly 1985; Trasar-Cepeda i in. 1990]. Wpływ pożarów w tym zakresie jest rozpoznany w stopniu znikomym. Wiadomo jednak, że istotne zmiany w bilansie fosforu wymagają oddziaływania temperatury powyżej 774°C [Raison i in. 1985].

Stwierdzone w badanych glebach rdzawych schematy profilowego rozmieszczenia frakcji fosforu nie odbiegają od opisywanych w literaturze dla podobnych gleb. Fosfor rezydualny zdecydowanie dominował w skałach macierzystych (ryc.), gdzie jego udział w P_t wynosił od 66,7 do 94,9%. W solum, wyłączając poziomy przejściowe, udział tej frakcji stanowił 23,5-67,3%, zaś w poziomach organicznych 31,6-58,0%. Uzyskane wyniki wskazują na średnie i silne zwietrzenie minerałów zawierających fosfor, co należy wiązać z lokalizacją gleb w krajobrazie staroglacjalnym, a być może również częściowo z wpływem pożaru.

Gleby charakteryzowały się niewielkim udziałem fosforu związanego z apatytami i jonami wapnia (P_{Ca}). Stanowił on zaledwie 1,1-2,3% P_t w poziomach Ofh, 1,6-4,2% P_t w poziomach próchnicznych, 1,5-4,7% P_t w poziomach wzbogacania i 1,1-5,6% P_t w skale macierzystej (ryc.). Obserwowane zawartości są znacznie niższe od uzyskanych przez Jonczaka i in. [2015] dla czarnoziemów, a nawet gleb glejobielicowych wykształconych z osadów eolicznych [Jonczak, Sztabkowski 2017]. Mały udział frakcji P_{Ca} może być efektem ługowania składników zasadowych, które pod zbiorowiskami borowymi przebiega intensywnie [Augusto i in. 1998]. Jednakże w takim przypadku na ogół obserwuje się rosnący jej udział z głębokością [Jonczak, Sztabkowski 2017]. W efekcie pożaru należałoby oczekiwać koncentracji frakcji P_{Ca} w przypowierzchniowej warstwie gleb w postaci fosforanu wapnia. Tymczasem w badanych glebach pionowe rozmieszczenie tej frakcji jest dość równomierne (tab. 2), co może być długofalowym efektem pożaru. Fosforany wapnia są mało trwałe w środowisku i wskutek zakwaszającego oddziaływania sosny mogły szybko ulec rozkładowi, a uwolnione ortofosforany zostały przemieszczone w głąb gleb. Zniszczenie przez pożar pokrywy roślinnej jest czynnikiem sprzyjającym temu zjawisku.

Duży udział w badanych glebach miała frakcja fosforu związana z półtoratlenkami (P_{Fe}). Stanowiła ona 8,4-53,1% P_t w solum, 0,6-18,8% w skale macierzystej i 0,0-1,0% w poziomach organicznych. Maksymalny udział P_{Fe} obserwowano w poziomach wzbogacania (ryc.), co jest cechą typową dla gleb z takimi poziomami. Obserwowany schemat rozmieszczenia dowodzi silnego powiązania obiegu fosforu i żelaza. Półtoratlenki wskazywane są jako główny sorbent fosforu, szczególnie w glebach piaszczystych, jednakże ich wpływ modyfikowany jest przez odczyn [Barrow 1984; Darke, Walbridge 2000; Achat i in. 2013]. W badanych glebach należy go uznać



Ryc.

Profilowa zmienność udziału frakcji fosforu w ogólnej zawartości pierwiastka

Profile variability in contribution of phosphorus fractions of total content of this element

P_w – fosfor rozpuszczalny i wymienny, P_{Fe} – fosfor związany z tlenkami żelaza, P_{Ca} – fosfor związany z jonami wapnia i apatytami, P_{ol} – fosfor organiczny labilny, P_{os} – fosfor organiczny stabilny, P_{rez} – fosfor rezydualny

P_{ex} – soluble and exchangeable phosphorus, P_{Fe} – phosphorus bound to iron oxides, P_{Ca} – phosphorus bound to calcium and apatite, P_{ol} – labile organic phosphorus, P_{os} – stabile organic phosphorus, P_{rez} – residual phosphorus

za sprzyjający. Nietypowo duży udział P_{Fe} stwierdzono w poziomach próchnicznych. Wydaje się on pozostawać w sprzeczności z faktem, że substancje humusowe ograniczają trwałość związków żelaza i fosforu [Kodama, Schnitzer 1979]. Wiadomo jednak, że substancje te ograniczają również krystalizację półtoratlenków [Schwertmann 1966], a formy amorficzne są zdecydowanie lepszymi sorbentami fosforu niż krystaliczne [Borggaard 1983]. Obserwowany znaczny udział P_{Fe} w poziomach próchnicznych może być również długofalowym efektem pożaru i transferu fosforu

z frakcji P_{Ca} do P_{Fe} w warunkach stopniowo obniżającego się pH. Relatywnie duże ilości P_{Fe} stwierdzono w skałach macierzystych. Należy je wiązać z wymywaniem mineralnych i częściowo organicznych form pierwiastka w formie skompleksowanej z półtoratlenkami [Bache 1964], a także ich sorpcją przez wolne tlenki na większych głębokościach. Należy przypuszczać, że relatywnie wysokie na tle danych literaturowych zawartości frakcji P_{Fe} w materiale macierzystym przynajmniej częściowo są efektem pożaru, skutkującego gwałtownym uruchomieniem dużych ilości labilnych form pierwiastka.

Fosfor organiczny stanowił 32,6-53,6% P_t w poziomach organicznych, 6,5-34,7% w poziomach próchnicznych, 1,0-33,0% w poziomach wzbogacania i 0,2-10,7 w skale macierzystej (tab. 2). Zawartość i schematy profilowego rozmieszczenia tej frakcji były dodatnio skorelowane z zawartością węgla organicznego (R^2=0,850). W poziomach organicznych przeważała forma stabilna (P_{os}) nad labilną (P_{ol}), zaś w pozostałych poziomach proporcje były zróżnicowane. W poziomach próchnicznych i wzbogacania profili 1-3 dominował P_{ol}, zaś w profilach 4-5 P_{os}. Stwierdzone w solum badanych gleb koncentracja i udział procentowy fosforu organicznego mieszczą się w przedziale notowanym w literaturze [Jonczak 2015; Jonczak i in. 2015; Jonczak, Sztabkowski 2017]. Zgodnie z obserwacjami Pakuły i Kalembasy [2008] udział tej frakcji w glebach leśnych może sięgać 80% P_t.

Udział fosforu rozpuszczalnego i wymiennego (P_w) wynosił 8,0-16,5% P_t w poziomach Ofh, 3,0-11,6% P_t w poziomach próchnicznych, 2,8-11,7% P_t w poziomach wzbogacania i 0,6-3,7% P_t w skale macierzystej. We wszystkich profilach wykazywał on tendencję malejącą z głębokością, co jest typowe dla gleb leśnych. Wyniki badań Schallera i in. [2015] dowodzą, że w efekcie pożaru następuje wyraźny wzrost zawartości biodostępnej frakcji pierwiastka, jednak ilościowe określenie tego efektu w badanych glebach jest trudne w związku z brakiem punktu odniesienia.

Wnioski

- Zawartość ogółem oraz schematy profilowego rozmieszczenia fosforu w glebach rdzawych obszarów popożarowych w Nadleśnictwie Rudy Raciborskie były charakterystyczne dla tego typu gleb i nie odbiegały od notowanych przez innych autorów na obszarze Polski.
- Udział poszczególnych frakcji w ogólnej zawartości pierwiastka był zróżnicowany w profilach. W skałach macierzystych dominował fosfor rezydualny, w poziomach organicznych i próchnicznych na ogół frakcja organiczna, zaś w pozostałych poziomach solum frakcja związana z półtoratlenkami. Proporcje ilościowe pomiędzy frakcją rezydualną a sumą pozostałych frakcji w poziomach przekształconych pedogenicznie były typowe dla gleb obszarów staroglacjalnych i wskazywały na średni i duży stopień zwietrzenia substratów mineralnych.
- Jednoznaczne zdefiniowanie wpływu pożaru na zawartość i schematy profilowego rozmieszczenia frakcji fosforu w badanych glebach jest trudne w związku z brakiem punktu odniesienia. Gleby wykazywały jednak pewne specyficzne na tle danych literaturowych cechy, które przynajmniej częściowo mogą być tłumaczone jego wpływem. Należy do nich mały udział fosforu związanego z jonami wapnia i apatytami oraz dość równomierne rozmieszczenie tej frakcji w profilach, a także duży udział w skale macierzystej frakcji związanej z półtoratlenkami, sugerujący intensywne wymywanie labilnych form pierwiastka w przeszłości. Duże nasilenie tego procesu mogło mieć miejsce tuż po pożarze. Uzyskane dane sugerują ponadto, że nawet jeśli w krótkim czasie pożar wywołał istotne zmiany składu frakcyjnego zawartego w glebach fosforu, to przez 21 lat od jego wystąpienia efekt ten został niemal zatarty.

Literatura

Achat D. L., Bakker M. R., Augusto L., Derrien D., Gallegos N., Lashchinskiy N., Milin S., Nikitich P., Raudina T., Rusalimova O., Zeller B., Barsukov P. 2013. Phosphorus status of soils from contrasting forested ecosystems in southwestern Siberia: effects of microbiological and physicochemical properties. Biogeosciences 10: 733-752.

Almendros G., Gonzales-Vila F. J., Martin F. 1990. Fire induced transformation of soil organic matter from an oak forest on experimental approach to the effects of the fire on humic substances. Soil Science 149 (3): 158-168.

Arocena J. M., Opio C. 2003. Prescribed fire-induced changes in properties of sub-boreal forest soils. Geoderma 113: 1-16.

Augusto L., Bonnaud P., Ranger J. 1998. Impact of forest tree species on soil acidification. Forest Ecology and Management 105: 67-78.

Bache B. W. 1964. Aluminium and iron phosphate studies relating to soils. II Reactions between phosphate and hydrous oxides. Journal of Soils Science 15 (1): 110-116.

Barrow N. J. 1984. Modelling the effects of pH on phosphate sorption by soils. Journal of Soil Science 35: 283-297.

Biernat S., Żero E. 1971. Szczegółowa mapa geologiczna Polski. Arkusz Kuźnia Raciborska. PIG, Warszawa

Borchard N., Ladd B., Eschemann S., Hegenberg D., Moseler B. M., Amelung W. 2014. Black carbon and soil properties at historical charcoal production sites in Germany. Geoderma 232-234: 236-242.

Borggaard O. K. 1983. The influence of iron oxides on phosphate adsorption by soil. Journal of Soil Science 34: 333-341.

Brożek S., Zwydak M. 2010. Atlas gleb leśnych Polski. CILP, Warszawa

Czępińska-Kamińska D. 1992. Wpływ procesów glebotwórczych na rozmieszczenie mineralnych związków fosforu w glebach. Wyd. SGGW, Warszawa.

Darke A. K., Walbridge M. R. 2000. Al and Fe biogeochemistry in a floodplain forest: Implications for P retention. Biogeochemistry 51: 1-32.

DeBano L. F. 2000. Water repellency in soils: a historical overview. Journal of Hydrology. 231-232: 4-32.

DeBano L. F., Neary D. G., Ffolliott P. F. 1998. Fire's effect on ecosystems. Willey & Sons, Inc., New York, Chichester, Weinheim, Brisbane, Singapore, Toronto.

Dziadowiec H. 2010. Wpływ pożaru lasu na właściwości gleb leśnych. W: Sewerniak P., Gonet S. S. [red.]. Środowiskowe skutki pożaru lasu. PTSH, Wrocław. 7-26.

Fernandez I., Cabaneiro A., Corballas T. 1997. Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil land comparison with laboratory soil heating. Soil Biology and Biochemistry 29 (1): 1-11.

Fernandez I., Cabaneiro A., Corballas T. 2001. Thermal resistance to high temperatures of different organic fractions from soils under pine forests. Geoderma 104: 281-298.

Gellatly A. F. 1985. Phosphate retention: Relative dating of Holocene soil development. Catena 12: 227-240.

Gonet S. S. 2010. Wpływ pożaru lasu na właściwości materii organicznej gleb. W: Sewerniak P., Gonet S. S. [red.]. Środowiskowe skutki pożaru lasu. PTSH, Wrocław. 51-82.

Grier C. C. 1975. Wildfire effects on nutrient distribution and leaching in a coniferous ecosystem. Canadian Journal of Forestry Research 5: 599-607.

Hedley M. J., Stewart J. W. B., Cauhan B. S. 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and laboratory incubations. Soil Science Society of American Journal 46: 970--976.

Heydari M., Salehi A., Mahdavi A., Adibnejad M. 2012. Effects of different fire severity levels on soil chemical and physical properties in Zagros forests of western Iran. Folia Forestaria Polonica A 54 (4): 241-250.

Iglesias T., Cala V., Gonzalez J. 1997. Mineralogical and chemical modifications in soils affected by forest fire in the Mediterranean area. The Science of the Total Environment. 204: 89-96.

Jonczak J. 2015. Geneza, ewolucja i właściwości gleb dolin rzek źródłowych w młodoglacjalnych obszarach zastoiskowych na przykładzie Leśnej, Równina Sławieńska. Wydawnictwo Naukowe AP w Słupsku, Słupsk.

Jonczak J., Šimanský V., Polláková N. 2015. Zawartość i profilowe rozmieszczenie frakcji fosforu w uprawnych i leśnych czarnoziemach z poziomem cambic. Sylwan 159 (11): 931-939. DOI: https://doi.org/10.26202/sylwan.2015037.

Jonczak J., Sztabkowski K. 2017. Specjacja fosforu w leśnych glebach glejobielicowych terasy nadzalewowej Słupi. Sylwan 161 (9): 772-780. DOI: https://doi.org/10.26202/sylwan.2017056.

Klasyfikacja uziarnienia gleb i utworów mineralnych – PTG 2008. 2009. Roczniki Gleboznawcze 60 (2): 5-17.

Kodama H., Schnitzer M. 1979. Effect of fulvic acid on the crystallization of Fe(III) oxides. Geoderma 19: 279-291.

Lair G. J., Zehetner F., Khan Z. K., Gerzabek M. H. 2009. Phosphorus sorption-desorption in alluvial soils of a young weathering sequence at the Danube River. Geoderma 149: 39-44.

Marion G. M., Moreno J. M., Oechel W. C. 1991. Fire severity, ash deposition, and clipping effects on soil nutrients in chaparral. Soil Science Society of America Journal. 55: 235-240.

Neary D. G., Klopatek C. C., DeBano L. F., Ffolliott P. F. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. Forest Ecology and Management 122: 51-71.

O'Halloran I. P., Steward J. W. B., Kachnoski R. G. 1987. Influence of texture and management practices on the forms and distribution of soil phosphorus. Canadian Journal of Soil Science 67: 147-163.

Okołowicz M., Czępińska-Kamińska D., Janowska E., Konecka-Betley K. 2003. Rozmieszczenie fosforu w glebach rezerwatu biosfery „Puszcza Kampinoska". Roczniki Gleboznawcze 54 (3): 39-48.

Olejarski I. 2003. Wpływ zabiegów agrotechnicznych na niektóre właściwości gleb oraz stan upraw sosnowych na pożarzyskach wielkoobszarowych. Prace IBL A: 1-77.

Pakuła K., Kalembasa D. 2008. Frakcje fosforu w leśnych glebach płowych Niziny Południowopodlaskiej. Roczniki Gleboznawcze 59 (1): 161-166.

Parzych A., Sobisz Z., Trojanowski J. 2010. Variability of nitrogen and phosphorus concentration and the net primary production *Vaccinium vitis-idaea* L. and *Vaccinium myrtillus* L. in chosen woodland ecosystems of the Słowiński National Park. Archives of Environmental Protection 36 (2): 91-104.

Pokojska U. 1979. Geochemiczne badania nad procesem bielicowania. Część III. Fosfor w procesie bielicowania. Roczniki Gleboznawcze 30 (2): 153-161.

Raison R. J., Khanna P. K. Woods P. V. 1985. Mechanisms of element transfer to the atmosphere during vegetation fires. Canadian Journal of Forest Research 15: 132-140.

Ryan K. C. 2002. Dynamic interactions between forest structure and fire behavior in boreal ecosystems. Silva Fennica 36 (1): 13-39.

Saharjo B. H., Munoz C. P. 2005. Controlled burning in peatlands owned by small farmers: a case study in land preparation. Wetlands Ecology and Management 13: 105-110.

Schaller J., Tischer A., Struyf E., Bremer M., Belmonte D. U., Potthast K. 2015. Fire enhances phosphorus availability in topsoils depending on binding properties. Ecology 96 (6): 1598-1606.

Schwertmann U. 1966. Inhibitory effect of soil organic matter on the crystallization of amorphous ferric hydroxide. Nature 212: 645-646.

Soto B., Diaz-Fierros F. 1993. Interactions between plant ash leachates and soil. International Journal of Wildland Fire 3 (4): 207-216.

Thomas A. D., Walsh R. P. D., Shakesby R. A. 1999. Nutrient losses in eroded sediment after fire in eucalyptus and pine forests in the wet Mediterranean environment of Northern Portugal. Catena 36 (4): 283-302.

Trasar-Cepeda M. C., Gil-Sotres F., Guitian-Ojea F. 1990. Relation between phosphorus fractions and development of soils from Galicia (NW Spain). Geoderma 27: 139-150.

Turner B. L., Condron L. M., Richardson S. J., Peltzer D. A., Allison V. J. 2007. Soil organic phosphorus transformations during pedogenesis. Ecosystems 10: 1166-1188.

Venterink H. O. 2011. Does phosphorus limitation promote species-rich plant communities? Plant and Soil 345: 1-9.

Walker T. W., Syers J. K. 1976. The fate of phosphorus during pedogenesis. Geoderma 15: 1-19.

Xiao X. I., Anderson D. W., Bettany J. R. 1991. The effect of pedogenetic processes on the distribution of phosphorus, calcium and magnesium in Gray Luvisols. Canadian Journal of Soil Science 71: 397-410.