

Wpływ domieszki sosny w drzewostanie bukowym na intensywność wypłukiwania węgla, żelaza i glinu z poziomu organicznego i próchnicznego gleb bielcowo-rdzawych

Effect of pine admixture in a beech stand on the intensity of dissolved organic carbon, iron and aluminium leaching from organic and humic horizons of Dystric Arenosols

Jerzy Jonczak

Akademia Pomorska w Słupsku, Instytut Geografii i Studiów Regionalnych,
Zakład Geomorfologii i Geologii Czwartorzędu, ul. Partyzantów 27, 76-200 Słupsk

E-mail: jonczak@apsl.edu.pl

Abstract. During the years 2008-2009, at the Łysomice Forest Subdistrict (Forest District Leśny Dwór, Regional Directorate of State Forest Szczecinek) comparative studies of lysimeter water chemistry were conducted in a 120-year-old beech stand and beech stand of similar age with an admixture of pine and spruce. Three zero-tension lysimeters were installed beneath the organic and humic horizons of Dystric Arenosols under the beech and pine canopies.

Lysimetric water was collected after every rainfall, measured volumetrically, filtered and analyzed on pH and concentration of dissolved organic carbon (DOC), iron and aluminium.

The chemical composition of leachates differed between beech and mixed stands. The pH of water from the organic horizon, on average for the entire study period, was 4.89 in the beech stand and 3.71 in the mixed stand. Lysimeter water from the humic horizon had an average pH of 4.43 and 3.73 for the beech and mixed stands respectively. The concentration of DOC and Fe and Al in the lysimeter water was higher in the mixed stand than in the pure beech. The quantity of DOC and Al leached during one year per unit of soil mass was similar in the both stands, and the amount of Fe was significantly higher in stands with pine admixture than in pure beech stands.

Key words: *Fagus sylvatica* L., *Pinus sylvestris* L., Dystric Arenosols, leaching, podzolization

1. Wstęp

Obiegowi wody w przyrodzie towarzyszy ciągła transformacja jej składu chemicznego. O kierunku i zakresie transformacji decyduje kompleks abiotycznych i biotycznych składników środowiska przyrodniczego oraz charakter i stopień nasilenia antropopresji. Pierwszy etap transformacji ma miejsce w kontakcie wód opadowych z atmosferą, a następnie z roślinnością. Kierunek i zakres zmian składu chemicznego wód opadowych w kontakcie z roślinnością jest adekwatny do składu gatunkowego i stopnia zwarcia pokrywy roślinnej (Janek 2000; Kowalkowski et al. 2002; Józwiak, Kozłowski 2004). Kolejny etap transformacji wód zachodzi wskutek ich kontaktu z glebą i osadami litosfery, które sorbują część składników zawartych w wodzie, ale jednocześnie są źródłem jonów i związków chemicznych przechodzących do roztworu. Skład chemiczny roztworu glebowego jest dynamiczny w czasie i prze-

strzeni, stanowiąc wypadkową składu chemicznego wód zasilających, właściwości fizycznych, chemicznych i sorpcyjnych gleby, jej aktywności biologicznej oraz typu gospodarki wodnej. Dużą rolę odgrywają warunki klimatyczne i pogodowe, które decydują o natężeniu procesów fizycznych i chemicznych w glebie, kształtując roczną dynamikę aktywności biologicznej mikroorganizmów glebowych (Christ i David 1996; Anderson et al. 2002; Dawson et al. 2008; Schmidt i Glaser 2011). W ekosystemach leśnych ważnym źródłem składników roztworu glebowego jest ektopróchnica. Z poziomu organicznego wypłukiwane są jony oraz rozpuszczalne frakcje materii organicznej, które mogą być akumulowane w niżej położonych poziomach gleby, stanowiąc podstawę niektórych procesów glebotwórczych, lub być wypłukiwane do wód gruntowych i powierzchniowych (Kalbitz et al. 2000; Yano et al. 2004; Dawson et al. 2008; Norström et al. 2010). Pionowe przemieszczanie w obrębie profilu glebowego takich

składników, jak żelazo, glin i rozpuszczalna materia organiczna, stanowi podstawę procesu glebotwórczego bielicowania. Analiza stężeń i ładunków tych składników w wodach lizymetrycznych z poszczególnych poziomów genetycznych gleb może stanowić podstawę do oceny intensywności bielicowania w drzewostanach o różnym składzie gatunkowym. Rozwojowi procesu bielicowania sprzyjają gatunki drzew, które powodują zakwaszenie wód opadowych, produkujące kwaśny, ubogi w składniki pokarmowe i trudno ulegający mineralizacji opad roślinny. Są to głównie gatunki drzew iglastych, choć zdolności do bielicowania przypisuje się również niektórym gatunkom liściastym, jak np. buk (Augusto et al. 2002). Cechy bielicowania obserwowane współcześnie w glebach leśnych Polski są często efektem gospodarki leśnej prowadzonej w minionych wiekach, polegającej na całkowitym lub częściowym zastępowaniu gatunków liściastych przez iglaste. Na obszarze Pomorza Środkowego sadzono głównie sosnę, świerk i modrzew w miejsce lasów bukowych. W chwili obecnej gatunki iglaste często występują jako domieszka starodrzewu w naturalnie odnowionych buczynach.

Celem badań było określenie wpływu domieszki sosny w drzewostanie bukowym na właściwości wód lizymetrycznych odpływających z poziomu organicznego i próchnicznego gleb bielicowo-rdzawych. Badano odczyn wód oraz stężenia i roczne ładunki rozpuszczalnego węgla organicznego, żelaza i glinu.

2. Materiały i metody

Badania prowadzono w latach 2008–2009 na terenie leśnictwa Łysomice (Nadleśnictwo Leśny Dwór, RDLP Szczecinek) w obrębie dwóch powierzchni badawczych położonych w sąsiadujących ze sobą oddziałach leśnych. Jedną z powierzchni zlokalizowano w drzewostanie bukowym w wieku 120 lat (oddział 148a), a drugą w drzewostanie mieszanym świerkowo-sosnowo-bukowym (oddział 147a), w którym 66% stanowił buk (w wieku 110 lat z niewielkim udziałem osobników 70-letnich), 19% 120-letnia sosna i 15% około 70-letni świerk. Badania wód lizymetrycznych w drzewostanie mieszanym prowadzono w jego fragmencie bukowo-sosnowym. Powierzchnie badawcze były położone na siedlisku lasu mieszanego świeżego, w kompleksie gleb bielicowo-rdzawych.

Rok przed rozpoczęciem badań w każdym z drzewostanów zainstalowano po trzy lizymetry grawitacyjne o wymiarach 24×32 cm pod poziomem organicznym i próchnicznym gleb. Swobodnie przesiąkające wody odpływały do kolektorów umieszczonych w drewnianych skrzynkach wkopanych w glebę. Wody zbierano bezpośrednio po każdym opadzie, mierzono ich objętość,

sączone przez sączki ilościowe twarde, a następnie oznaczono odczyn metodą potencjometryczną, zawartość rozpuszczalnego węgla organicznego (RWO) metodą Tiurina, zawartość Fe metodą kolorymetryczną z o-fenentroliną, oraz zawartość Al metodą kolorymetryczną z chromazurolem S. Na podstawie pH obliczono stężenie jonów wodorowych w próbkach wody z poszczególnych poborów, a następnie średnie kwartalne stężenie tych jonów ważone ilością wody z poszczególnych poborów. Na podstawie średnich kwartalnych wartości stężenia jonów H^+ obliczono ponownie wartości pH. W podobny sposób obliczono średnie ważone roczne i dwuletnie wartości pH. Obliczono także średnie ważone kwartalne, roczne i dwuletnie stężenie RWO, Fe i Al.

Po zakończeniu badań zebrano materiał glebowy zalegający na lizymetrach, wysuszono go do stałej masy w temperaturze 105°C i zważono. Na podstawie masy gleby, ilości wody uzyskanej w ciągu roku z poszczególnych lizymetrów oraz stężenia analizowanych składników w tych wodach obliczono ilość RWO, Fe i Al wypłukiwanych w ciągu roku z jednego kilograma suchej masy gleby ($mg \cdot kg^{-1} SM \cdot rok^{-1}$). Takie przeliczenie pozwala w sposób obiektywny porównać intensywność wypłukiwania badanych składników na obydwu stanowiskach. Średnie dwuletnie wartości pH oraz stężeń i ładunków RWO, Fe i Al porównano statystycznie w programie Statistica z użyciem testu T.

W obrębie powierzchni badawczych wykonano odkrywki glebowe, opisano profile gleb i pobrano próbki do analiz laboratoryjnych. Oznaczono skład granulometryczny metodą łączoną sitową i pipetową, odczyn metodą potencjometryczną, zawartość węgla organicznego metodą Tiurina w poziomie mineralnym i metodą Alena w organicznym, zawartość azotu ogółem metodą Kjeldahla, zawartość żelaza ogółem metodą kolorymetryczną z o-fenantroliną oraz zawartość glinu metodą kolorymetryczną z aluminonem. Stężenie Fe i Al oznaczano w roztworze po mineralizacji gleby w HF i HClO₄ w stosunku objętościowym 3:1.

3. Wyniki

Charakterystyka gleb

W obrębie powierzchni badawczych stwierdzono występowanie gleb bielicowo-rdzawych o budowie profilu O1-Ofh-AEes-Bhfe-BhfeBv-C1-C2-C3 w drzewostanie bukowym i O1-Of-Oh-AEes-Bhfe-BhfeBv-BvC-Ab-Bvb-C w drzewostanie mieszanym. Gleby powstały z utworów czwartorzędowych o uziarnieniu piasków luźnych do piasków gliniastych, miejscami przewarstwionych glinami (tab. 1). W drzewostanie bukowym występowała próchnica typu moder, a w drzewostanie

Tabela 1. Wybrane właściwości gleb w badanych drzewostanach

Table 1. Selected properties of the soils in the studied stands

Drzewostan Tree stand	Poziom glebowy Soil horizon	Głębokość Depth [cm]	Gatunek gleby* Textural group*	pH		C _{org.} %	N _t %	C/N	Fe _t %	Al _t %
				H ₂ O	KCl					
Bukowy Beech	Ol	4-2	-	5,01	4,33	52,56	0,948	55	0,015	0,017
	Ofh	2-0	-	4,34	3,59	44,57	1,566	28	0,167	0,175
	AEes	0-5	ps	3,77	2,93	3,77	0,194	19	0,597	0,873
	Bhfe	5-9	ps	3,90	3,22	1,58	0,083	19	0,805	0,867
	BhfeBv	9-31	ps	4,50	4,04	0,66	0,038	17	0,871	1,044
	C1	31-61	gp	4,70	3,85	-	-	-	1,638	1,300
	C2	61-86	gl	4,73	3,74	-	-	-	1,817	1,413
	C3	86-140	pg	4,98	3,90	-	-	-	1,095	1,168
Mieszany Mixed	Ol	6-4	-	4,33	3,66	54,93	0,686	80	0,014	0,025
	Of	4-2	-	4,36	3,68	50,35	1,263	40	0,066	0,083
	Oh	2-0	-	3,62	2,62	37,66	1,167	32	0,199	0,205
	AEes	0-5	pl	3,72	2,80	2,05	0,090	23	0,374	0,818
	Bhfe	5-13	pl	4,17	3,30	0,94	0,043	22	0,444	0,842
	BhfeBv	13-27	pl	4,66	3,92	0,56	0,035	16	0,550	0,876
	BvC	27-49	pl	4,93	4,25	0,24	0,018	13	0,554	0,934
	Ab	49-75	pl	4,94	4,11	0,29	0,019	15	0,619	0,951
	Bvb	75-88	pl	4,51	4,12	0,16	0,014	12	0,817	0,870
	C	88-138	pl	4,65	4,23	-	-	-	0,732	0,879

mieszanym mor. Odczyn gleb (pH_{H2O}) był silnie kwaśny, mieszcząc się w przedziale 4,33–5,01 w poziomie organicznym i 3,72–4,98 w poziomie mineralnym. Zawartość węgla organicznego (C_{org.}) w poziomie próchniczno-eluwialnym gleb w drzewostanie bukowym wynosiła 3,77%, a w drzewostanie mieszanym 2,05%. Znaczne ilości C_{org.} stwierdzono również w poziomie iluwialnym: 1,58% w drzewostanie bukowym i 0,94% w drzewostanie mieszanym. Analizowane gleby różniły się pod względem zawartości azotu. Wyższe stężenie tego pierwiastka obserwowano w glebie pod drzewostanem bukowym. Zawartość żelaza oraz glinu ogółem (Fe_t i Al_t) wzrastała wraz z głębokością gleby. W poziomie organicznym stężenie Fe_t mieściło się w przedziale 0,015–0,167% w drzewostanie bukowym oraz 0,014–0,199% w drzewostanie z domieszką sosny, w poziomie próchniczno-eluwialnym wynosiło odpowiednio 0,597 i 0,374%, a w poziomie Bhfe 0,805 i 0,444%. Stężenie Al_t w poziomie organicznym wynosiło 0,017–0,175% w drzewostanie bukowym i 0,025–0,205% w drzewostanie mieszanym, w poziomie próchnicznym odpowiednio 0,873 i 0,818%, a w poziomie Bhfe 0,867 i 0,842% (tab. 1).

Wielkość odpływu i odczyn wód lizymetrycznych

Odpływ wód lizymetrycznych z poziomu organicznego gleb w drzewostanie bukowym wyniósł 322,5 mm w roku 2008 i 340,5 mm w roku 2009, a w drzewostanie mieszanym 353,2 mm w roku 2008 oraz 297,7 mm w roku 2009. Znacznie mniejsze ilości wody odpływały spod poziomu próchnicznego gleb. W drzewostanie bukowym było to 119,4 mm w roku 2008 i 99,6 mm w roku 2009, natomiast w sosnowo-bukowym odpowiednio 99,4 mm oraz 57,6 mm (tab. 2). Intercepcja poziomu organicznego gleb w okresie badań kształtowała się na poziomie 22–41%, a poziomów organicznego i próchnicz-

Tabela 2. Wielkość odpływu wód lizymetrycznych [mm] w latach 2008 i 2009

Table 2. The size of drainage of lysimeter water [mm] in 2008 and 2009

Okres Period	Drzewostan bukowy Beech stand		Drzewostan mieszaný Mixed stand	
	poziom glebowy / soil horizon			
	O	A	O	A
2008	322,5	119,4	353,2	99,4
2009	340,5	99,6	297,7	57,6

Tabela 3. Wartości średnie pH oraz stężeń rozpuszczalnego węgla organicznego (RWO), Fe i Al [mg·dm⁻³] w wodach lizymetrycznych ± odchylenie standardoweTable 3. The average pH values and concentrations of dissolved organic carbon (DOC), Fe i Al [mg·dm⁻³] in the lysimeter water ± standard deviation

Cecha Feature	Okres Period	Drzewostan bukowy Beech stand		Drzewostan mieszany Mixed stand	
		poziom glebowy / soil horizon			
		O	A	O	A
pH	2008	4,92 ± 0,43	4,45 ± 0,27	3,81 ± 0,46	3,77 ± 0,38
	2009	4,88 ± 0,50	4,42 ± 0,42	3,67 ± 0,32	3,70 ± 0,16
	średnio / average	4,89 ± 0,47	4,43 ± 0,39	3,71 ± 0,41	3,73 ± 0,27
RWO*	2008	45,18 ± 18,12	29,49 ± 10,71	69,37 ± 28,87	44,12 ± 17,05
	2009	42,03 ± 17,66	21,89 ± 7,50	67,25 ± 19,31	42,32 ± 14,68
	średnio / average	43,56 ± 17,49	26,03 ± 8,88	68,40 ± 22,53	43,46 ± 15,20
Fe	2008	0,12 ± 0,07	0,49 ± 0,13	0,20 ± 0,09	1,22 ± 0,32
	2009	0,13 ± 0,07	0,27 ± 0,07	0,18 ± 0,07	1,03 ± 0,26
	średnio / average	0,12 ± 0,07	0,39 ± 0,15	0,19 ± 0,07	1,15 ± 0,30
Al	2008	0,04 ± 0,02	0,36 ± 0,14	0,07 ± 0,04	0,41 ± 0,14
	2009	0,05 ± 0,02	0,24 ± 0,14	0,06 ± 0,01	0,39 ± 0,17
	średnio / average	0,05 ± 0,02	0,30 ± 0,15	0,07 ± 0,03	0,40 ± 0,16

nicznego łącznie – na poziomie 78–85%. Dynamika odpływu wód lizymetrycznych nawiązywała do wielkości i rozkładu opadów atmosferycznych w czasie oraz do pory roku. Maksymalne ilości wód rejestrowano w okresie jesiennym i zimowym.

Średnia roczna wartość pH wód lizymetrycznych z poziomu organicznego w drzewostanie bukowym wynosiła 4,92 w roku 2008 i 4,88 w roku 2009, a w drzewostanie mieszanym 3,81 w roku 2008 i 3,67 w roku 2009. W wodach lizymetrycznych z poziomu próchnicznego było to odpowiednio 4,45 i 4,42 w drzewostanie bukowym oraz 3,77 i 3,70 w sosnowo-bukowym (tab. 3).

Stężenie rozpuszczalnego węgla organicznego, żelaza i glinu

Średnie roczne stężenie RWO w wodach lizymetrycznych z poziomu organicznego gleb w drzewostanie bukowym wynosiło 45,18 mg·dm⁻³ w roku 2008 i 42,03 mg·dm⁻³ w kolejnym roku, a w drzewostanie mieszanym odpowiednio 69,37 oraz 67,25 mg·dm⁻³. Niższe stężenia RWO obserwowano w wodach lizymetrycznych z poziomu próchnicznego – 29,49 mg·dm⁻³ w roku 2008 i 21,89 mg·dm⁻³ w roku 2009 w drzewostanie bukowym oraz 44,12 mg·dm⁻³ w roku 2008 i 42,32 mg·dm⁻³ w następnym roku w drzewostanie mieszanym (tab. 3).

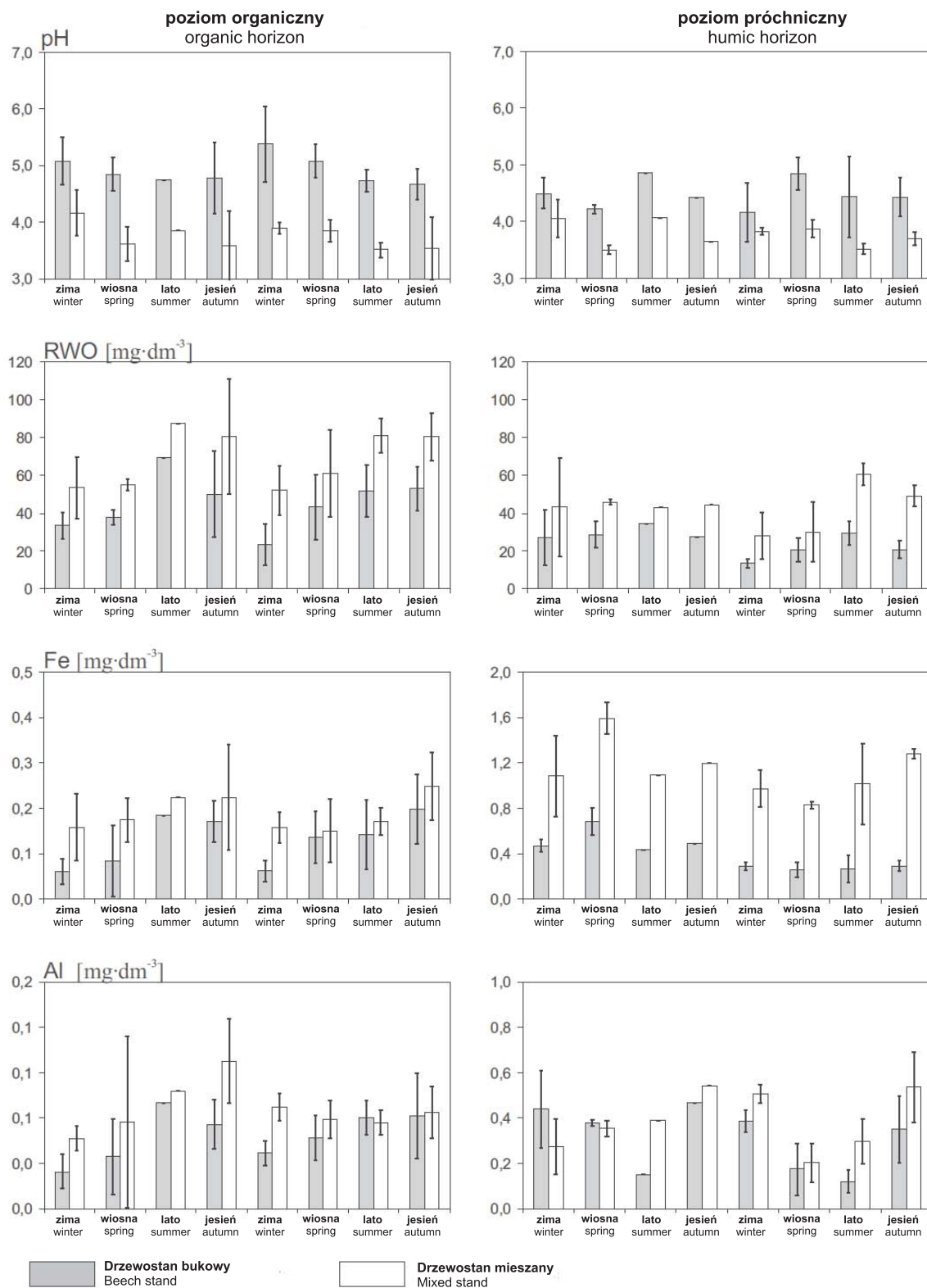
Średnie roczne stężenie Fe w wodach lizymetrycznych z poziomu organicznego wynosiło w kolejnych latach badań 0,12 i 0,13 mg·dm⁻³ w drzewostanie bukowym oraz 0,20 i 0,18 mg·dm⁻³ w drzewostanie miesza-

nym. Kilkakrotnie większe stężenia Fe obserwowano w wodach lizymetrycznych z poziomu próchnicznego – 0,49 i 0,27 mg·dm⁻³ w drzewostanie bukowym oraz 1,22 i 1,03 w drzewostanie mieszanym (tab. 3).

Średnie roczne stężenie glinu w wodach lizymetrycznych z poziomu organicznego w drzewostanie bukowym wynosiło 0,04 i 0,05 mg·dm⁻³, a w drzewostanie mieszanym – 0,07 i 0,06 mg·dm⁻³. W wodach lizymetrycznych z poziomu próchnicznego było to odpowiednio 0,36 i 0,24 mg·dm⁻³ w czystej buczynie oraz 0,41 i 0,39 mg·dm⁻³ w buczynie z domieszką sosny (tab. 3). Stężenie Al w wodach lizymetrycznych z poziomu próchnicznego było wyrównane w czasie, natomiast z poziomu próchnicznego zróżnicowane, osiągając najwyższe wartości w okresie jesienno-zimowym (ryc. 1).

Roczne ładunki rozpuszczalnego węgla organicznego, żelaza i glinu

Ilość RWO wypłukiwana z poziomu organicznego gleb w drzewostanie bukowym wynosiła 2818,3 mg·kg⁻¹ SM gleby·rok⁻¹ w roku 2007 i 2768,2 mg·kg⁻¹ SM gleby·rok⁻¹ w roku 2008. W drzewostanie mieszanym obserwowano nieco niższe wartości – 2728,7 mg·kg⁻¹ SM gleby·rok⁻¹ w roku 2007 i 2229,7 mg·kg⁻¹ SM gleby·rok⁻¹ w roku 2008. Roczne ładunki RWO w wodach lizymetrycznych z poziomu próchnicznego były zbliżone w kolejnych latach w obu drzewostanach – 38,2



Rycina 1. Średnie kwartalne wartości pH oraz stężeń RWO, Fe i Al w wodach lizymetrycznych w latach 2008-2009 (± odchylenie standardowe)

Figure 1. The average quarterly values of pH and concentrations of DOC, Fe and Al in the lysimeter water in 2008–2009 (mean±standard deviation)

Tabela 4. Ładunki RWO, Fe i Al wypłukiwanego z poziomu organicznego i próchnicznego gleb [mg·kg⁻¹SM gleby·rok⁻¹]
 Table 4. The charge of dissolved organic carbon (DOC), Fe and Al leached from the organic and humic horizon [mg·kg⁻¹dry mass soils·year⁻¹]

Składnik wód Component of water	Okres Period	Drzewostan bukowy Beech stand		Drzewostan mieszany Mixed stand	
		poziom glebowy / soil horizon			
		O	A	O	A
RWO / DOC	2008	2818,3	38,2	2728,7	40,8
	2009	2768,2	23,6	2229,7	22,6
	średnio / average	2792,6	31,6	2500,5	34,1
Fe	2008	7,27	0,63	7,68	1,12
	2009	8,66	0,29	5,96	0,55
	średnio / average	7,98	0,48	6,89	0,91
Al	2008	2,69	0,46	2,80	0,38
	2009	3,32	0,26	2,06	0,21
	średnio / average	3,02	0,37	2,46	0,31

i 40,8 mg·kg⁻¹ SM gleby·rok⁻¹ w roku 2007 oraz 23,6 i 22,6 mg·kg⁻¹ SM gleby·rok⁻¹ w kolejnym roku (tab. 4).

Roczny ładunek Fe dla poziomu organicznego gleb w drzewostanie bukowym wynosił 7,27 mg·kg⁻¹ SM gleby·rok⁻¹ w roku 2007 i 8,66 mg·kg⁻¹ SM gleby·rok⁻¹ w roku 2008, a w drzewostanie sosnowo-bukowym odpowiednio 7,68 i 5,96 mg·kg⁻¹ SM gleby·rok⁻¹. W wodach lizymetrycznych z poziomu próchnicznego ładunek Fe wynosił w kolejnych latach badań 0,63 i 0,29 mg·kg⁻¹ SM gleby·rok⁻¹ w drzewostanie bukowym i 1,12 oraz 0,55 mg·kg⁻¹ SM gleby·rok⁻¹ w drzewostanie mieszanym (tab. 4).

Ilość Al wypłukanego z poziomu organicznego gleb w drzewostanie bukowym wynosiła 2,69 mg·kg⁻¹ SM gleby·rok⁻¹ w roku 2007 i 3,32 mg·kg⁻¹ SM gleby·rok⁻¹ w roku 2008, natomiast w drzewostanie z domieszką sosny odpowiednio 2,80 oraz 2,06 mg·kg⁻¹ SM gleby·rok⁻¹. Analogiczne wartości w poziomie próchnicznym wynosiły 0,46 i 0,26 mg·kg⁻¹ SM gleby·rok⁻¹ dla drzewostanu bukowego oraz 0,38 i 0,21 dla sosnowo-bukowego (tab. 4).

4. Dyskusja

Produkcja opadu roślinnego oraz ilościowa i jakościowa transformacja wód opadowych są jednymi z głównych aspektów oddziaływania roślinności jako czynnika glebotwórczego. W ekosystemach leśnych opad roślinny oraz wody podkoronowe i spływające po pniach stanowią dla gleby źródło różnorodnych związków chemicznych oraz makro- i mikroelementów (Bray, Gorham 1964; Bell 1978; Dziadowiec, Kaczmarek 1997; Augusto et al. 2002; Parzych, Trojanowski 2009; Jon-

czak et al. 2010). Systematyczny, długotrwały dopływ szczątków organicznych oraz wód o określonych właściwościach może, w dłuższej perspektywie, prowadzić do głębokich zmian składu chemicznego oraz mikrobiologicznego gleby i generować albo przyspieszać niektóre zachodzące w niej procesy (Norden 1994; Nilsson et al. 1999; Augusto et al. 2002). Pod względem właściwości chemicznych opadu roślinnego oraz wpływu na kierunek transformacji chemizmu wód opadowych występują wyraźne różnice pomiędzy gatunkami liściastymi i iglastymi (Augusto et al. 2002; Kaiser et al. 2002; Jonczak 2011). Opad roślinny drzew iglastych na tle opadu liściastego charakteryzuje się na ogół mniejszą zasobnością w składniki pokarmowe (azot, fosfor, potas, wapń i magnez), ma szersze wartości stosunków C:N i C:P oraz jest silniej zakwaszony. Takie prawidłowości stwierdzono również dla opadu roślinnego w obrębie omawianych powierzchni badawczych (Jonczak 2011).

Właściwości chemiczne i fizykochemiczne poziomu organicznego oraz próchnicznego gleb nawiązują do składu gatunkowego zbiorowisk roślinnych, pod którymi następowało ich kształtowanie i wpływają na właściwości filtrujących przez nie wód. Stwierdzono istotne różnice pomiędzy drzewostanem bukowym i sosnowo-bukowym pod względem odczynu wód lizymetrycznych i stężenia w nich analizowanych składników (tab. 5). Średnia wartość pH wód odpływających z poziomu organicznego gleb w drzewostanie bukowym wynosiła 4,89, a w sosnowo-bukowym 3,71, natomiast z poziomu próchnicznego odpowiednio 4,43 i 3,73 (tab. 3). Odczyn wód lizymetrycznych, szczególnie pochodzących z poziomu próchnicznego, był zbliżony do odczynu gleb, przez które filtrowała woda (tab. 1, 3). Obserwowane pomiędzy drzewostanami różnice pod względem od-

Tabela 5. Istotność statystyczna różnic pomiędzy drzewostanami pod względem wybranych parametrów wód lizymetrycznych (test T): – brak różnic istotnych statystycznie; ++ różnice istotne statystycznie przy $p < 0,01$; +++ różnice istotne statystycznie przy $p < 0,001$

Table 5. Statistical significance of differences between stands in terms of selected parameters of lysimeter water (test T): – no statistically significant differences, ++ statistically significant differences at $p < 0.01$, +++ statistically significant differences at $p < 0.001$

Parametr Feature	Poziom glebowy Soil horizon	
	O	A
pH	+++	+++
Stężenie RWO [mg·dm⁻³] Concentration of DOC [mg·dm ⁻³]	+++	+++
Ładunek RWO [mg·kg⁻¹SM·rok⁻¹] Charge of DOC [mg·kg ⁻¹ dry mass·year ⁻¹]	–	–
Stężenie Fe [mg·dm⁻³] Concentration of Fe [mg·dm ⁻³]	++	+++
Ładunek Fe [mg·kg⁻¹SM·rok⁻¹] Charge of Fe [mg·kg ⁻¹ dry mass·year ⁻¹]	–	++
Stężenie Al [mg·dm⁻³] Concentration of Al [mg·dm ⁻³]	++	–
Ładunek Al [mg·kg⁻¹SM·rok⁻¹] Charge of Al [mg·kg ⁻¹ dry mass·year ⁻¹]	–	–

czynu wód lizymetrycznych oraz odczynu gleb należy wiązać z właściwościami materii organicznej, które z kolei wynikają ze składu gatunkowego drzewostanu.

Wraz ze spadkiem odczynu gleby następuje wzrost rozpuszczalności wielu zawartych w niej składników, w tym niektórych frakcji materii organicznej, żelaza i glinu (Christ, David 1996; Anderson et al. 2000; Augusto et al. 2002; Remes, Kulhavy 2009). Rozpuszczalna materia organiczna (RMO) powstaje w drodze mikrobiologicznego rozkładu szczątków organicznych, głównie w ekto-próchnicy, skąd następnie może być wypłukiwana w głąb profilu. O tempie produkcji RMO oraz jej właściwościach decyduje skład ilościowy i jakościowy mikroorganizmów glebowych oraz ich aktywność (Scott et al. 1998; Kaiser et al. 2002). W strefie klimatu umiarkowanego produkcja RMO jest zróżnicowana w ciągu roku, nawiązując do dynamiki warunków pogodowych, które przekładają się na aktywność biologiczną gleby (Tipping et al. 1999). Większe stężenie RWO w wodach lizymetrycznych obserwowano w drzewostanie mieszanym niż w czystej buczynie (tab. 4). Równolegle obserwowano, że roczne ładunki tego składnika wypłukiwane z poszczególnych poziomów w przeliczeniu na jednostkę masy gleby (tab. 4) są porównywalne, co może wskazywać na podobną aktywność biologiczną gleb na obydwu stanowiskach. Stężenie RWO w wodach lizymetrycznych było zróżnicowane w ciągu roku. Maksymalne stężenie składnika obserwowane w okresie lata i jesieni (ryc. 1) należy wiązać z dużą aktywnością biolo-

giczną gleb w tym okresie w porównaniu z zimą i wiosną.

Przemieszczająca się w glebie RMO jest nośnikiem szeregu składników, m.in. żelaza i glinu (Walker et al. 1990; Wesselink, Mulder 1995; Brown, Sposito 1991; De Witt et al. 1999; You et al. 2006). Większe stężenie tych składników obserwowano w wodach lizymetrycznych pod drzewostanem z domieszką sosny, gdzie również stwierdzono większe stężenie RWO. Dotyczy to zarówno poziomu organicznego, jak i próchnicznego gleb. Intensywność wypłukiwania glinu w ciągu roku w odniesieniu do jednostki masy gleby była jednak porównywalna na obydwu stanowiskach. Labilne formy glinu, jako bardzo ruchliwego składnika gleby, mogły zostać wypłukane z poziomu próchnicznego w pierwszych latach po wprowadzeniu sosny. Żelazo natomiast jest składnikiem mniej aktywnym, dlatego współcześnie, co najmniej 120 lat po wprowadzeniu sosny na badany obszar, jego stężenie i ładunki w wodach lizymetrycznych pod drzewostanem mieszanym nadal są wysokie.

Uzyskane wyniki wskazują na istotny wpływ domieszki sosny w drzewostanie bukowym na skład chemiczny wód filtrujących przez poziom organiczny i próchniczny gleb bielcowo-rdzawych. Wskazują również na szybsze tempo procesu bielcowania w drzewostanie bukowym z domieszką sosny niż w glebach w czystej buczynie. Prezentowane wyniki są zgodne z badaniami Chodzickiego (1934), który badał wpływ domieszki buka w sośninach na właściwości gleb bielcowych i brunatnych na obszarze Niemiec na początku

XX wieku. W glebach bielcowych pod drzewostanami sosnowymi z domieszką buka autor obserwował wyższe wartości pH niż pod czystymi sośninami. Na podstawie własnych obserwacji oraz informacji pochodzących od innych badaczy, autor ponadto sugeruje, że domieszka buka w sośninach może ograniczać proces bielcowania poprzez kształtowanie właściwości ektopróchnicy, pobieranie żelaza przez system korzeniowy (kilka razy większe przez system korzeniowy sosny) i wpływ na właściwości sorpcyjne gleb.

5. Wnioski

1. Stwierdzono wyraźny wpływ domieszki sosny w drzewostanie bukowym na właściwości chemiczne wód lizymetrycznych. We fragmentach drzewostanu z domieszką sosny wody lizymetryczne charakteryzowały się niższym pH oraz zawierały większe stężenia rozpuszczalnego węgla organicznego, żelaza i glinu.

2. Roczne ładunki rozpuszczalnego węgla organicznego i glinu wyplukiwane z poziomów organicznego i próchnicznego gleb były porównywalne na obydwu stanowiskach. Na stanowisku z domieszką sosny stwierdzono natomiast prawie 2-krotnie większą intensywność wyplukiwania Fe z poziomu próchnicznego.

3. Istotne statystycznie różnice pomiędzy drzewostanem bukowym i mieszanym pod względem odczynu wód lizymetrycznych oraz stężeń rozpuszczalnego węgla organicznego, żelaza i glinu a także rocznych ładunków żelaza w przeliczeniu na jednostkę masy gleby, wskazują na większą intensywność procesu bielcowania w drzewostanie z domieszką sosny.

Literatura

- Anderson S., Nilsson S.I., Saetre P. 2000. Leaching of dissolved organic carbon (DOC) and dissolved organic nitrogen (DON) in mor humus as affected by temperature and pH. *Soil Biology & Biochemistry*, 32: 1–10.
- Augusto L., Ranger J., Binkley D., Rothe A. 2002. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of Forest Science*, 59(3): 233–253.
- Bell D. 1978. Dynamics of litter fall, decomposition and incorporation in the streamside forest ecosystem. *Oikos*, 30: 76–82.
- Bray J.R., Gorham E. 1964. Litter production in forests of the world. *Advances in Ecological Research*, 2: 100–157.
- Brown A.D., Sposito G. 1991. Acid–base chemistry of dissolved organic matter in aqueous leaf extracts. *Journal of Environmental Quality*, 20: 839–845.
- Chodzicki E. 1934. Domieszka buka w sośninach jako czynnik edaficzny na piaszczystych popiołoziemach i burozemiach dyluwialnych. Warszawa, ss. 255.
- Christ M.J., David M.B. 1996. Dynamics of extractable organic carbon in spodosol forest floors. *Soil Biology & Biochemistry*, 28(9): 1171–1179.
- Dawson J.J.C., Soulsby C., Tetzlaff D., Hrachowitz M., Dunn S.M., Malcolm I.A. 2008. Influence of hydrology and seasonality on DOC exports from three contrasting upland catchments. *Biogeochemistry*, 90: 93–113.
- De Wit H.A., Kotowski M., Mulder J. 1999. Modeling aluminum and organic matter solubility in the forest floor using WHAM. *Soil Science Society of America Journal*, 63: 1141–8.
- Dziadowiec H., Kaczmarek J. 1997. Wpływ składu gatunkowego drzewostanu na opad roślinny i zasoby glebowej materii organicznej w Górzniewsko-Lidzbarskim Parku Krajobrazowym na Pojezierzu Chełmińsko-Dobrzyńskim. w: Funkcjonowanie geosystemów na terenach pojeziernych. VIII Ogólnopolskie Sympozjum ZMŚP, Wigry 10-11.09.1997: 73–76, ISBN 83-900714-8-7.
- Janek M. 2000. Wpływ drzewostanów iglastych na jakość wód opadowych. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa*, 4(908): 73–87.
- Jonczak J. 2011. Struktura, dynamika i właściwości opadu roślinnego w 110-letnim drzewostanie bukowym z domieszką sosny i świerka. *Sylvan*, 155: 760–768.
- Jonczak J., Dziadowiec H., Kacprowicz K., Czarnecki A. 2010. An assessment of the influence of poplar clones Hybrid 275 and Robusta on soil cover based on the characteristics of their plant litter fall. *Polish Journal of Soil Science*, 42(2): 9–19.
- Jóźwiak M., Kozłowski R. 2004. Transformacja opadów atmosferycznych w wybranych geosystemach w Górach Świętokrzyskich. *Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, 5: 199–217.
- Kaiser K., Guggenberger G., Haumaier L., Zech W. 2002. The composition of dissolved organic matter in forest soil solutions: changes induced by seasons and passage through the mineral soil. *Organic Geochemistry*, 33: 307–318.
- Kalbitz, K., Solinger, S., Park, J.-H., Michalzik, B., Matzner, E. 2000. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. *Soil Science*, 165: 277–304.
- Kowalkowski A., Jóźwiak M., Kozłowski R. 2002. Metoda badania wpływu wód opadowych na właściwości gleb leśnych, *Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, 3: 45–51.
- Nilsson M.Ch., Wardle D.A., Dahlberg A. 1999. Effects of plant litter species composition and diversity on the boreal forest plant-soil system. *Oikos*, 86: 16–26.
- Norden U. 1994. Leaf litterfall concentrations and fluxes of elements in deciduous tree species. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 9: 9–16.
- Norström S.H., Vestin J.L.K., Bylund D., Lundström U.S. 2010. Influences of dissolved organic carbon on stream water chemistry in two forested catchments in central Sweden. *Biogeochemistry*, 101: 229–241.
- Parzych A., Trojanowski J. 2009. Struktura i dynamika opadu organicznego w wybranych drzewostanach Słowińskiego Parku Narodowego w latach 2003–2005. *Leśne Prace Badawcze*, 70(1): 41–48.

- Remeš M., Kulhavý J. 2009. Dissolved organic carbon concentrations under conditions of different forest composition. *Journal of Forest Science*, 55: 201–207.
- Schmitt A., Glaser B. 2011. Organic matter dynamics in a temperate forest as influenced by soil frost. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 174 (5): 754–764.
- Scott M.J., Jones M.N., Woof C., Tipping E. 1998. Concentrations and fluxes of dissolved organic carbon in drainage water from an upland peat system. *Environment International*, 24: 537–546.
- Tipping E., Woof C., Rigg, E., Harrison A.F., Ineson P., Taylor K. et al. 1999. Climatic influences on the leaching of dissolved organic matter from upland UK moorland soils, investigated by a field manipulation experiment. *Environment International*, 25: 83–95.
- Walker W.J., Cronan C.S., Bloom P.R. 1990. Aluminum solubility in organic soil horizons from northern and southern forested watersheds. *Soil Science Society of America Journal*, 54: 369–74.
- Wesselink L.G., Mulder J. 1995. Modeling Al-solubility controls in an acid forest soil, Solling, Germany. *Ecological Modeling*, 83: 109–117.
- Yano Y., Lajtha K., Sollins P., Caldwell C.A. 2004. Chemical and seasonal controls on the dynamics of dissolved organic matter in a coniferous old-growth stand in the Pacific Northwest, USA. *Biogeochemistry*, 71: 197–223.
- You S., Thakali S., Allen H.E. 2006. Characteristics of soil organic matter (SOM) extracted using base with subsequent pH lowering and sequential pH extraction. *Environment International*, 32: 101–105.

