

ADAM CIEŚLA, WOJCIECH GIL

Wpływ wód odciekowych z odpadów wydobywczych na poziom zanieczyszczenia gleby leśnej oraz możliwości jej dalszego użytkowania przez gospodarkę leśną*

Effect of water leaking from exploitation wastes on contamination of forest soil and possibility of its further utilisation

ABSTRACT

Cieśla A., Gil W. 2017. Wpływ wód odciekowych z odpadów wydobywczych na poziom zanieczyszczenia gleby leśnej oraz możliwości jej dalszego użytkowania przez gospodarkę leśną. Sylwan 161 (7): 573-582.

Forestry management in anthropo-transformed habitats is characterized by a very high risk. The formation of waste as well as flooding of tree stands by salty water from different sources of mining and processing of coal is an important issue on the industrial areas. The introduction of the pollution load in the form of saline water leads to increased soil salinity, which can damage or cause the dieback of individual trees, tree stands and whole forest ecosystems. The aim of the research was to (i) analyze the changes in forest soils on the area flooded by water leaked from the waste reservoir, (ii) assess the possibility of this soil self-purification from chlorides and sulfates and (iii) estimate the possibility of reclamation of this land for forestry purposes. The study was conducted in Katowice Forest District (southern Poland). Soil samples for physico-chemical analysis were collected in 2015. The results of chemical analyzes of surface soil layers made in 2013 and 2014 were also used. The content of chlorides and sulphates in the soil was used as one of the key indicators to assess the level of soil salinity. In the year of the damage occurrence, in surface horizons it significantly exceeded the threshold value, but declined in subsequent years to a level below this value even in the area of the greatest damage. However, our analysis indicate an accumulation of chlorides and sulphates in the soil at a depth of 100-120 cm, as well as the accumulation of sodium cations. This demonstrates the difficulties with the self-purification of soil or continuous supply of pollutants from the waste reservoir. Currently, surface soil horizons meet the criteria of not-salinized soils, which does not indicate a need for change in land use. After the surface preparation and technical work used in forestry practice, the damaged area can be designed for the reintroduction of forest trees.

KEY WORDS

industrial damage, soil salinity, chlorides, sulphates, forest reclamation

ADDRESSES

Adam Cieśla ⁽¹⁾ – e-mail: A.Ciesla@ibles.waw.pl

Wojciech Gil ⁽²⁾ – e-mail: W.Gil@ibles.waw.pl

⁽¹⁾ Zakład Ekologii Lasu, Instytut Badawczy Leśnictwa; Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn

⁽²⁾ Zakład Hodowli Lasu i Genetyki Drzew Leśnych, Instytut Badawczy Leśnictwa; Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn

*Badania wykonane w Instytucie Badawczym Leśnictwa w ramach tematu 670135, sfinansowane przez Haldex S.A. Katowice.

Wstęp

Uprawa drzew i drzewostanów w warunkach siedlisk przekształconych antropogenicznie charakteryzuje się bardzo dużym ryzykiem hodowlanym. Kluczowym zagadnieniem jest dobór odpowiednich gatunków mogących wzrastać w środowisku o zakłóconym układzie klimat-gleba-roślinność. Regeneracja środowiska leśnego trwa często przez kilka pokoleń drzewostanu, pod warunkiem ustania oddziaływania czynnika, który doprowadził do dewastacji siedliska, oraz niewystępowania w tym czasie innych zdarzeń antropogenicznych negatywnie oddziałujących na środowisko.

W warunkach obszarów uprzemysłowionych istotnym problemem jest powstawanie odpadów i ścieków. Odpady składowane są na hałdach, a ścieki podlegają oczyszczeniu i zwykle ponownemu wprowadzeniu do cyklu produkcyjnego. Zagrożeniem dla drzewostanów rosnących na obszarach przemysłowych, często wcześniej zrehabilitowanych, oprócz trudnych ekologicznie warunków wzrostu są m.in. awaryjne wycieki i zalewy drzewostanów słonymi wodami poflotacyjnymi, pochodzącymi z obszarów składowania odpadów górnictwa węglowego. Stężenie siarczanów może sięgać w nich kilkunastu tysięcy $\text{mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$, a chlorków kilkudziesięciu tysięcy $\text{mg Cl}^-/\text{dm}^3$ [Grainert, Grainert 2007a]. Naturalna zawartość soli w glebach waha się od kilku do kilkudziesięciu $\text{mg}/100 \text{ g}$ gleby [Bojakowska 1994], zatem wprowadzenie tak dużego ładunku zanieczyszczeń w postaci wód solankowych prowadzi do istotnego wzrostu zasolenia gleby.

Nadmierny wzrost zasolenia jest bardzo niekorzystny dla wzrostu i rozwoju roślin, ponieważ zwiększa dyspersję i zdolność pęcznienia gleb, zmniejsza ich przepuszczalność i podsiąklliwość, podnosi pH oraz blokuje pobieranie fosforu przez rośliny [Greszta, Gruszka 2000]. Zasadowy odczyn gleby powoduje przechodzenie składników odżywczych w formy nierozpuszczalnych soli, które nie mogą być pobierane przez rośliny [Kłosowska 2010]. Nadmierny wzrost zasolenia gleby może doprowadzić do uszkodzenia i zamarcia pojedynczych drzew, drzewostanów oraz całych ekosystemów leśnych.

Celem badań przeprowadzonych na zlecenie spółki Haldex S.A. Katowice była analiza zmian w glebach leśnych terenu, na którym nastąpił wyciek wód spod stopy zbiornika retencyjnego, ocena możliwości samooczyszczenia się gleby z ewentualnego nadmiaru chlorków i siarczanów oraz oszacowanie możliwości rekultywacji leśnej terenu.

Obiekt badań

Obiekt badań położony jest w Nadleśnictwie Katowice – obręb Panewnik, leśnictwo Zadole, oddział 76 m. Grunt leśny, sklasyfikowany jako las mieszany świeży, porasta częściowo uszkodzony przez wyciek drzewostan osikowo-brzozowo-sosnowy w wieku około 60 lat, bonitacji I-II. Na badanym terenie występują gleby industroziemne i urbanoziemne o niewykształconym profilu AUi wytworzone z piasku luźnego na pyłach. Pokrywa runa jest zadarniona, a zmieszanie gatunków w drzewostanie drobnokępowe [Plan... 2010].

Na badanym obszarze w roku 2013 nastąpił wyciek wód spod skarpy zbiornika retencyjnego. Strefa uszkodzeń zaczyna się powyżej usytuowanego u podnóża skarpy osadnika i wraz ze spadkiem terenu obejmuje obniżenie ograniczone krawędzią zbiornika retencyjnego, a następnie drogą i nasypem kolejowym. Teren badań nachylony jest w kierunku północno-wschodnim, a deniwelacja terenu wynosi około 2,5 m.

Ukształtowanie terenu i bariery antropogeniczne bardzo silnie wpływają na gradient wilgotnościowy siedliska, który kształtuje się od silnie świeżego powyżej osadnika do bagiennego, z wodą na powierzchni w północno-wschodniej części obiektu badań.

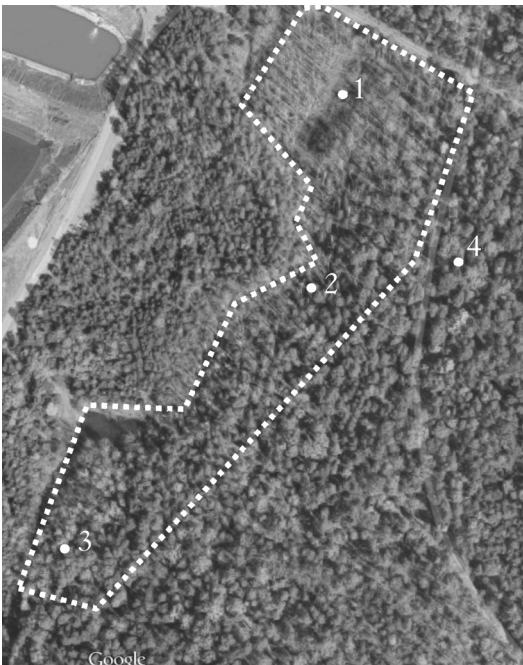
Material i metody

Kontrolne badania zanieczyszczonego terenu wraz z pobraniem próbek gleby, lustracja terenu oraz prace dokumentacyjne zostały przeprowadzone w czerwcu 2015 roku. Weryfikację poprawności diagnostyki warunków siedliskowych wykonano zgodnie wytycznymi zawartymi w pracach Białego i in. [2000] oraz Bańkowskiego i in. [2004].

Obszar badań podzielono na trzy strefy różniące się stopniem uszkodzenia drzewostanu, uwzględniające mikrorelief, wilgotność i nachylenie terenu, oraz wyznaczono powierzchnię porównawczą usytuowaną w sąsiednim nieuszkodzonym drzewostanie (ryc. 1):

- powierzchnia 1 – strefa (obszar) uszkodzeń bardzo silnych, gdzie zamarło 100% drzewostanu, obejmuje nieckę bezodpływową w północno-wschodniej części obiektu badań; teren bardzo mokry, okresowo podtapiany,
- powierzchnia 2 – strefa (obszar) uszkodzeń silnych, gdzie żywe pozostały pojedyncze drzewa; teren płaski, bardzo mokry,
- powierzchnia 3 – strefa (obszar) uszkodzeń słabych, gdzie wydzieliły się z drzewostanu pojedyncze drzewa; teren płaski, silnie wilgotny,
- powierzchnia 4 – kontrola, oddzielona od wpływu wód odciekowych utwardzoną, zbudowaną na nasypie drogą i nieobjętą zalewem wód poftotacyjnych; teren płaski, silnie wilgotny.

Na każdej powierzchni wykonano odkrywkę glebową o głębokości około 60 cm, która następnie została pogłębiona świdrem glebowym do około 130 cm. W odkrywkach określono miąższość poziomów genetycznych, głębokość zalegania wód gruntowych oraz pobrano próbki do badań laboratoryjnych. Dla celów badań kontrolnych – wpływu odcieków spod stopy zbiornika retencyjnego – próbki pobrano we wszystkich profilach ze stałych głębokości 0-20 i 100-120 cm.



Ryc. 1.

Układ stref uszkodzeń drzewostanu oraz rozmieszczenie punktów poboru próbek glebowych (1-4)

Stand damage zones and the location of soil sampling places (1-4)

1 – uszkodzenia bardzo silne, 2 – uszkodzenia silne, 3 – uszkodzenia słabe, 4 – kontrola

1 – very strong damage, 2 – strong damage, 3 – weak damage, 4 – control

Podkład map: <https://www.google.pl/maps>

Background: <https://www.google.pl/maps>

Prace analityczne wykonano w Pracowni Chemii Środowiska Leśnego Instytutu Badawczego Leśnictwa w Sękocinie Starym. W próbkach glebowych określono następujące fizykochemiczne właściwości gleby:

- skład granulometryczny metodą dyfrakcji laserowej PB-09 ed. 1 z 01.06.2015;
- pH potencjometrycznie według PN-ISO 10390:1997;
- Nog. metodą Kjeldahla według PN-ISO 13878:2002;
- Cog. metodą mineralizacji na sucho według PN-ISO 10694:2002;
- kationy wymienne w wyciągu 1n octanu amonu według PB-05 ed. 3 z 01.07.2014;
- kwasowość hydrolityczną zmodyfikowaną metodą Kappena według PN-R-04027:1997;
- Cl^- według PB-10 ed. 2 z 01.07.2014;
- SO_4^{2-} według PB-10 ed. 2 z 01.07.2014;
- przewodność elektryczną konduktometrycznie w zawiesinie gleba:woda jak 1:2.

Na podstawie wyników analiz chemicznych obliczono stosunek węgla do azotu (C/N), sumę zasad ($S=\text{Ca}+\text{K}+\text{Mg}+\text{Na}$), pojemność sorpcyjną ($T_h=S+H_h$), gdzie H_h oznacza kwasowość hydrolityczną, oraz wysycenie kompleksu sorpcyjnego kationami o charakterze zasadowym ($V=S\cdot 100/T_h$) i wysycenie kompleksu sorpcyjnego kationami sodu ($V_{\text{Na}}=\text{Na}\cdot 100/T_h$).

W badaniach wykorzystano także wyniki analiz chemicznych powierzchniowych warstw gleby wykonanych w latach 2013 i 2014 dla Haldex S.A. Katowice przez SGS EKO-PROJEKT Sp. z o.o. w Pszczynie, co pozwoliło określić kierunek zmian chemicznych właściwości gleby w gradiencie czasowym oraz stanowiło punkt odniesienia do określenia aktualnego stanu gleb w badanym obiekcie. Próbkę zbiorczą dla drzewostanu uszkodzonego oraz kontrolne, w drzewostanie nieuszkodzonym, pobrano według PN-ISO 10381-5:2009. W roku 2013 zawartość chlorków i siarczków w glebie określono według PN-ISO 10304-1/2009, a w roku 2014 według DIN 4032-2. Zawartość metali ciężkich oznaczono po mineralizacji w wodzie królewskiej zgodnie z PN-ISO 11885/2009 – na tej podstawie oceniono stan zanieczyszczenia gleby metalami ciężkimi, przyjmując poziomy odniesienia dla rtęci za Bojakowską [1994] oraz dla pozostałych metali ciężkich za Kabatą-Pendias i in. [1995].

Wyniki

Gleby badanego obszaru mają pochodzenie antropogeniczne. Zbudowane są z kilkunasto-, kilkudziesięciocentymetrowej warstwy piasku luźnego podścielonego pyłem gliniastym (pow. 1 i 4) lub zwykłym (pow. 2 i 3). Profile są bardzo silnie oglejone, co świadczy o okresowym bardzo wysokim poziomie wody gruntowej na całym badanym obszarze (zarówno w obszarze uszkodzonym, jak i na powierzchni kontrolnej). Poziom próchniczny we wszystkich profilach jest dobrze wykształcony i przechodzi zaciekowo bezpośrednio w poziom skały macierzystej.

Powierzchnia 1 charakteryzuje się stosunkowo dużą miąższością warstwy piasku luźnego, która sięga do około 60 cm. Woda gruntowa występuje na głębokości 50 cm, a oglejenie strefowe sięga poziomu akumulacyjnego, którego miąższość wynosi około 10 cm. Odczyn gleby kształtuje się w zakresie od kwaśnego do słabo kwaśnego: pH H_2O wynosi od 5,1 w spągu odkrywki do 6,4 w warstwie powierzchniowej (tab.). Stosunek C/N w powierzchniowej warstwie gleby wynosi około 17. Wysycenie kompleksu sorpcyjnego kationami zasad jest bardzo wysokie i osiąga w całym profilu ponad 90%. Wysycenie profilu kationami sodu wynosi od 8% w warstwie powierzchniowej do 5% na głębokości 120 cm. Zawartość jonów chloru wynosi od 1,92 do 5,50 mg/100 g, a siarczanów od 6,68 do 11,95 mg/100 g gleby. Przewodność elektryczna kształtuje się od 104,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w warstwie powierzchniowej do 202 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w spągu profilu.

Tabela.

Odczyn (pH H₂O), stosunek C/N, zawartość [mg/100 g] chlorków (Cl⁻) i siarczanów (SO₄²⁻), przewodność elektryczna (EC [μS/cm]), kwasowość hydrolityczna (Hh [cmol(+)/kg]), suma zasad (S [cmol(+)/kg]) i pojemność sorpcyjna (T [cmol(+)/kg]), wysycenie kompleksu sorpcyjnego kationami zasad (V [%]) i sodu (V_{Na} [%]) oraz grupa granulometryczna (Grupa) próbek gleby pobranych z głębokości 0-20 i 100-120 cm na stanowiskach 1-4

Reaction (pH H₂O), C/N ratio, content [mg/100 g] of chlorides (Cl⁻) and sulphates (SO₄²⁻), electrical conductivity (EC [μS/cm]), hydrolytic acidity (Hh [cmol(+)/kg]), total exchangeable bases (S [cmol(+)/kg]), exchange capacity (T [cmol(+)/kg]), base (V [%]) and sodium (V_{Na} [%]) saturation as well as textural group (Grupa) for soil samples taken from the depth of 0-20 and 100-120 cm at the study sites 1-4

		pH H ₂ O	C/N	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	EC	H _h	S	T	V	V _{Na}	Grupa
1	0-20	6,4	17,41	1,92	6,68	104,8	1,18	12,68	13,86	91	8	pl
	100-120	5,1	2,83	5,5	11,95	202,0	2,69	56,26	58,95	95	5	pyg
2	0-20	6,3	20,1	3,2	6,86	115,5	2,37	19,24	21,61	89	8	pl
	100-120	5,3	3,95	27,83	26,45	798,0	2,84	83,62	86,46	97	27	pyz
3	0-20	5,3	17,88	0,12	2,14	25,1	2,93	4,21	7,14	59	4	pl
	100-120	5,2	2,98	54,27	49,6	1324,0	1,6	88,63	90,23	98	25	pyz
4	0-20	4,7	15,21	0,15	1,9	21,7	5,08	1,49	6,57	23	1	pl
	100-120	5,1	7,47	1,52	8,86	142,1	2,96	61,54	64,5	95	1	pyg

pl – piasek luźny, pyg – pył gliniasty, pyz – pył zwykły
pl – loose sand, pyg – loamy silt, pyz – silt

Powierzchnia 2 zlokalizowana jest w bezpośrednim sąsiedztwie stopy zbiornika retencyjnego, poniżej osadnika. Warstwa powierzchniowa zbudowana z piasku luźnego sięga do około 20 cm głębokości, z tego miąższość poziomu akumulacyjnego wynosi około 10 cm. Od głębokości 10-20 cm profil jest silnie oglejony. Woda gruntowa występuje poniżej 150 cm. Odczyn gleby kształtuje się w zakresie od kwaśnego do słabo kwaśnego: pH H₂O wynosi od 5,3 w spągu odkrywki do 6,3 w warstwie powierzchniowej. Stosunek C/N wynosi około 20. Wysycenie kationami zasad jest bardzo wysokie: od 89% w warstwie powierzchniowej do 97% w spągu odkrywki. Wysycenie profilu kationami sodu wynosi od 8% w warstwie powierzchniowej do 27% na głębokości 120 cm. Zawartość jonów chloru waha się od 3,2 do 27,83 mg/100 g, a siarczanów od 6,86 do 26,45 mg/100 g gleby. Przewodność elektryczna wynosi od 115,5 μS/cm w warstwie powierzchniowej do 798 μS/cm w spągu profilu.

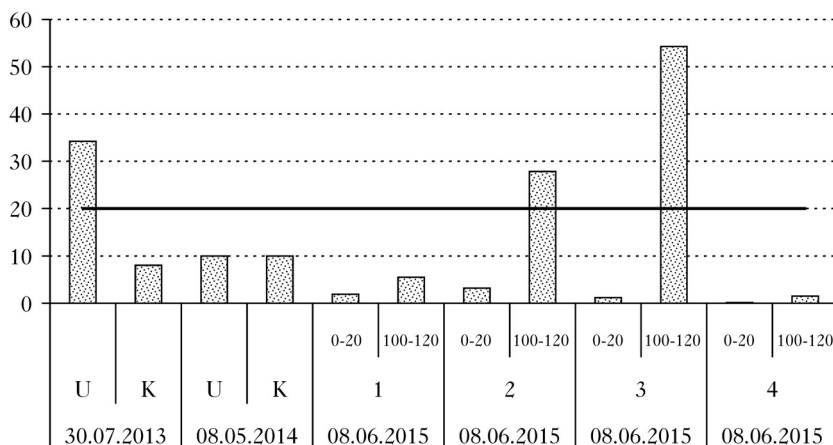
Powierzchnia 3 zlokalizowana jest w najmniej uszkodzonej części obszaru badań, powyżej osadnika. Od stopy zbiornika retencyjnego oddzielona jest rowem opaskowym. Warstwa powierzchniowa zbudowana z piasku luźnego sięga do około 30 cm głębokości, z tego miąższość poziomu akumulacyjnego wynosi około 10 cm. Od głębokości około 30 cm profil jest silnie oglejony. Woda gruntowa występuje na głębokości poniżej 150 cm. Odczyn gleby w całym profilu jest kwaśny: pH H₂O wynosi około 5. Stosunek C/N ma wartość około 18. Wysycenie kationami zasad w części powierzchniowej wynosi około 59%, a w spągu profilu sięga 98%. Wysycenie profilu kationami sodu wynosi od 4% w warstwie powierzchniowej do 25% na głębokości 120 cm. Zawartość jonów chloru waha się od 0,12 mg/100 g w warstwie powierzchniowej do 54,57 mg/100 g na głębokości 120 cm, a siarczanów odpowiednio od 2,14 do 49,60 mg/100 g gleby. Przewodność elektryczna waha się od 25,1 μS/cm w warstwie powierzchniowej do 1324 μS/cm w spągu profilu.

Na powierzchni 4 (kontrola) warstwa powierzchniowa zbudowana z piasku luźnego sięga do około 40 cm głębokości, z tego miąższość poziomu akumulacyjnego wynosi około 10 cm. Na głębokości 10-40 cm występuje oglejenie plamiste, poniżej oglejenie strefowe. Woda gruntowa występuje na głębokości poniżej 150 cm. Odczyn gleby w całym profilu jest kwaśny: pH H₂O wynosi od 4,7 w warstwie powierzchniowej do 5,1 w spągu odkrywki. Stosunek C/N osiąga

wartość około 15. Wysycenie kationami zasad w części powierzchniowej wynosi około 23%, a w spągu profilu sięga 95%. Wysycenie profilu kationami sodu wynosi w całym profilu około 1%. Zawartość jonów chloru wynosi od 0,15 do 1,52 mg/100 g, a siarczanów od 1,90 do 8,86 mg/100 g gleby. Przewodność elektryczna waha się od 21,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w warstwie powierzchniowej do 142,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w spągu profilu.

Jednym z podstawowych wskaźników pozwalających na ocenę poziomu zasolenia gleby jest zawartość chlorków. W powierzchniowych poziomach gleb (0-20 cm) znacząco przekraczała ona wartość graniczną w roku wystąpienia uszkodzeń (2013) i zmniejszała się w kolejnych latach obserwacji do poziomu poniżej wartości referencyjnej, również w strefie największych uszkodzeń (ryc. 2). Wykonane w 2015 roku badania głębszych poziomów gleby (tab., ryc. 2) pokazują akumulację jonów chloru na głębokości 100-120 cm w profilach 2 i 3. Określone wartości, odpowiednio 27,83 i 54,27 mg Cl⁻/100 g gleby, przekraczają przyjętą wartość graniczną.

Znaczący wpływ na poziom zasolenia gleby, a w konsekwencji na wielkość powstających uszkodzeń, ma zawartość siarczanów. W badanych glebach poza poziomem powierzchniowym powierzchni nr 3 i powierzchni kontrolnej (ryc. 3) zawartość siarczanów jest większa od wartości 5 mg/100 g gleby, określającej poziom naturalnego występowania siarczanów w glebach ciężkich. Największą zawartość siarczanów w powierzchniowej warstwie gleby stwierdzono w roku 2013 na powierzchni uszkodzonej i wynosiła ona 82,1 mg/100 g gleby (ryc. 3). Depozyt ten zmniejszył się do poziomu około 35,0 mg/100 g gleby w roku 2014 i poniżej 10 mg/100 g gleby w roku 2015. Zawartość siarczanów stwierdzona w 2015 roku na głębokości 100-120 cm w profilach nr 2 i 3 również wielokrotnie przekraczała naturalną zawartość SO₄²⁻ w glebie i wynosiła odpowiednio 26,45 i 49,60 mg/100 g gleby (tab.). Świadczy to o trudnościach z samooczyszczeniem gleby lub o stałym dopływie depozytu zanieczyszczeń spod stopy zbiornika retencyjnego, nawet pomimo wykonania rowu opaskowego (powierzchnia 3). Podobnie do rozkładu zawartości chlorków i siarczanów przebiega również akumulacja w spągu kationów sodu, które w profilach na powierzchniach 2 i 3 stanowią odpowiednio 27 i 25% wysycenia kompleksu sorpcyjnego gleby (tab.), co znacznie przekracza 15% – wartość graniczną, powyżej której stwierdzono występowanie uszkodzeń organizmów roślinnych [Grainert, Grainert 2007a].



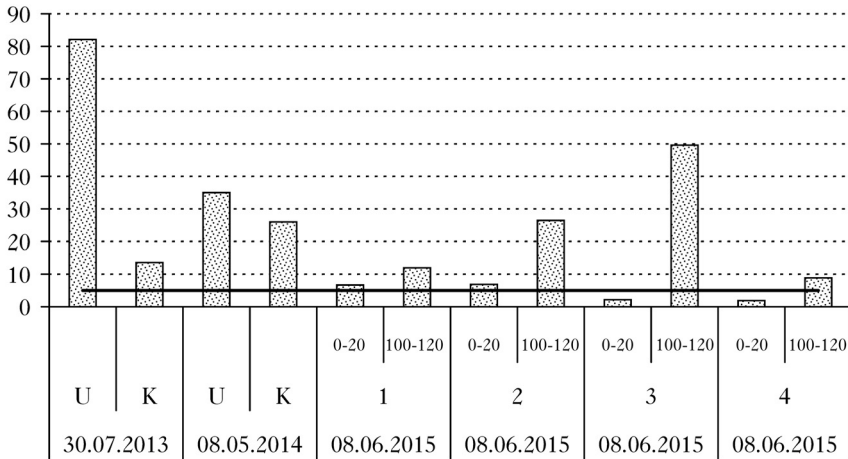
Ryc. 2.

Zawartość chlorków [mg/100 g] w badanych glebach w okresie 2013-2015

Content of chlorides [mg/100 g] in studied soils in the period 2013-2015

U – uszkodzony, K – kontrola, 1-4 – stanowiska badawcze; linia – próg uszkodzenia roślin [Grainert, Grainert 2007a]

U – damaged, K – control, 1-4 – study plots; line – threshold for plant damage occurrence [Grainert, Grainert 2007a]



Ryc. 3.

Zawartość siarczanów [mg/100 g] w badanych glebach w okresie 2013-2015

Content of sulfates [mg/100 g] in studied soils in the period 2013-2015

linia – naturalna zawartość siarczanów w glebie [Kabata-Pendias i in. 1995]; pozostałe oznaczenia jak na rycinie 2

line – natural content of sulphates in the soil [Kabata-Pendias et al. 1995]; other denotes as in figure 2

Przewodność elektryczna w badanych glebach wynosiła od 21,7 do 115,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w powierzchniowych warstwach gleby oraz od 142,1 do 1324,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w spągu profili (tab.) i nie przekraczała wartości granicznej – 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ – powyżej której stwierdzano występowanie uszkodzeń roślin. W analizowanych próbkach zawartość metali ciężkich, oznaczonych po mineralizacji w wodzie królewskiej, nie przekroczyła poziomu naturalnego ich występowania w glebie. Jedynie ilość kadmu i ołowiu wskazywała na gleby o podwyższonej zawartości metali ciężkich.

W stosunku do kontroli gleby obszaru uszkodzonego charakteryzują się w poziomach powierzchniowych zwiększonym pH i większym wysyceniem kompleksu sorpcyjnego kationami zasad. Generalnie wykazują również na głębokości 0-20 cm nieznaczne zwiększenie przewodności elektrycznej oraz większą zawartość jonów chloru, siarczanów i wysycenia kompleksu sorpcyjnego jonami sodu. Na głębokości 100-120 cm stwierdzono znaczne zwiększenie (pow. 2 i 3) depozytu jonów chloru i siarczanów, bardzo duże zwiększenie przewodności elektrycznej oraz bardzo duże wysycenie kompleksu sorpcyjnego kationami sodu. Wskazuje to na znaczne zasolenie głębszych poziomów gleby.

Dyskusja

Stwierdzone na badanym obszarze zasolenie gleby związane jest z działalnością człowieka, dlatego charakteryzuje się nieprzewidywalnością co do czasu wystąpienia, długości działania i nasilenia występowania czynnika powodującego uszkodzenia. Za zasolenie odpowiadają głównie sole kwasu węglowego, siarkowego i solnego [Kłosowska 2010]. Większość soli występujących w glebie jest łatwo rozpuszczalna w wodzie i wymywana z profilu przez wody opadowe oraz transportowana i akumulowana w zbiornikach wodnych [Kabata-Pendias, Pendias 1999], jednak przy utrudnionym odpływie wód lub w wyniku procesu parowania pozostają one w glebie, zwiększając nadmiernie zdolność pęcznienia, powodując alkalizację oraz zmniejszając przepuszczalność i przesiąkliwość gleby [Greszta, Gruszka 2000]. W glebach naturalnych zawartość soli rozpuszczalnych zwykle nie przekracza kilkunastu-kilkudziesięciu mg/100 g gleby [Bojakowska 1994].

Wysycenie kompleksu sorpcyjnego jonami sodu powyżej 15% znacząco pogarsza produktywność gleby [Wrochna i in. 2006 za Kłosowska 2010]. Natomiast Grainert i Grainert [2007a] uznają 15-procentowe wysycenie kompleksu sorpcyjnego kationami sodu za graniczną wartość, powyżej której można mówić o uszkodzeniach organizmów roślinnych. Ponadto za próg powstawania uszkodzeń w organizmach roślinnych podają wartość graniczną przewodności właściwej 2,0 mS/cm oraz graniczne stężenie chlorków na poziomie 200 mg/kg gleby.

Znaczne przekroczenie w poziomach powierzchniowych gleby wartości granicznej stężenia chlorków na obszarze uszkodzonym w pierwszym roku po wystąpieniu szkody jednoznacznie wskazuje na fakt wystąpienia nadmiernego zasolenia, które było jednocześnie najbardziej prawdopodobną przyczyną zamarcia drzewostanu. Brak jest informacji o zasoleniu w chwili wystąpienia wód poflotacyjnych na powierzchni gleby, a mogło być ono zdecydowanie wyższe. Aktualną zawartość chlorków w poziomach powierzchniowych badanych gleb można przyjąć za naturalną. Nie ma ona negatywnego wpływu na wzrost i rozwój roślin.

Zmniejszenie zasolenia wierzchnich warstw gleby przy akumulacji jonów chloru w spągu profilu wskazuje na przemieszczanie soli w głąb profilu glebowego oraz utrudniony proces samooczyszczania z nadmiaru soli w warstwach gleby o składzie granulometrycznym pyłu zwykłego. W związku z lokalizacją profili nr 2 i 3 w bezpośredniej bliskości stopy zbiornika retencyjnego nie można również wykluczyć poziomego transportu jonów chloru wraz z wodami gruntowymi. Porównanie zawartości chlorków i poziomu wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami sodu z rozmieszczeniem powierzchni badawczych i określonym stopniem uszkodzenia drzewostanu pozwala stwierdzić, że aktualnie zwiększone wartości tych wskaźników nie powinny mieć wpływu na zdrowotność i uszkodzenie drzewostanu. Gleby powierzchni nr 1 nie wykazują obecnie zwiększonego zasolenia i wysycenia kompleksu sorpcyjnego sodem, mimo że drzewostany na tej powierzchni zostały uszkodzone w największym stopniu. Na powierzchni nr 3, która charakteryzuje obszar praktycznie nieuszkodzony, wystąpiło największe przekroczenie wartości granicznych wskaźników zasolenia gleb, powodujące uszkodzenia w organizmach roślinnych. Można więc przyjąć, że aktualny, stwierdzony w badaniach poziom stężenia chlorków i poziom wysycenia kompleksu sorpcyjnego sodem ma niekorzystny wpływ na warunki glebowe oraz roślinność, jednak nie powoduje zamierania drzew.

Należy pamiętać, że przyjęty poziom odniesienia – wartość graniczna – stanowi punkt, w którym stwierdzono negatywny wpływ czynnika na wzrost i rozwój roślin. Wartość, przy której następuje śmierć organizmu, jest najczęściej znacznie większa i zależy od wielu czynników, m.in. gatunkowej i osobniczej odporności na stres, w tym przypadku zasolenie. Przykładowo powszechnie przyjmowana wartość graniczna wrażliwości roślin na zasolenie gleb określana przy zastosowaniu pomiarów przewodności elektrycznej wynosi 2,0 mS/cm, jednak wartość, przy której rośliny giną, wynosi według różnych autorów od 4 mS/cm [Carlson, Carlson 1994] do >16 mS/cm [Baran, Turski 1996].

Wpływ nadmiaru siarki na właściwości gleb przejawia się przede wszystkim w zwiększaniu kwasowości, uruchamianiu toksycznego glinu i metali ciężkich oraz w utracie magnezu [Bojakowska 1994; Kabata-Pendias i in. 1995]. Przekroczenie naturalnej zawartości w glebie stwierdzono w przypadku kadmu i ołowiu, jednak poziom zanieczyszczenia jest minimalny i odpowiada I stopniowi jakości chemicznej według Kabaty-Pendias i in. [1995] („gleby o podwyższonej zawartości metali ciężkich mogą być przeznaczone do pełnego wykorzystania rolniczego”), z pewnością nie ma więc przeciwwskazań do użytkowania ich przez gospodarkę leśną. Mimo zwiększonej zawartości chlorków i siarczanów pH gleby kształtuje się na odpowiednim dla wzrostu drzew poziomie: od 4,7 na powierzchni kontrolnej do 6,4 na powierzchni nr 1 w poziomach powierzchniowych oraz od 5,1 do 5,3 na głębokości 100-120 cm.

Biorąc pod uwagę skład granulometryczny badanych gleb oraz oglejenie strefowe praktycznie całego profilu, można stwierdzić, że z punktu widzenia możliwości samooczyszczania gleby z nadmiaru chlorków i siarczanów sytuacja jest niekorzystna. Szybka filtracja i wymycie soli skutkuje bardzo szybkim oczyszczaniem tylko wierzchnich, bardzo płytkich, piaszczystych warstw gleby, natomiast w poziomach głębszych następuje akumulacja tych soli.

Niewielkie uszkodzenia drzewostanu na obszarze reprezentowanym przez powierzchnię nr 3 wskazują, że nadmierny depozyt jonów chloru i siarczanów na głębokości 100-120 cm nie musi powodować zamierania drzew. Przyczyną tego stanu może być to, że mimo przekroczenia wartości granicznych stężenia chlorków i siarczanów nie osiągnęły jeszcze wartości letalnych dla rosnących gatunków. Możliwe jest również przystosowanie roślin polegające na modyfikacji systemu korzeniowego i ograniczeniu wykorzystywania przestrzeni glebowej o niekorzystnych parametrach chemicznych. Stały dopływ chlorków i siarczanów może jednak w perspektywie kilkudziesięciu lat doprowadzić do dalszych niekorzystnych zmian chemicznych w siedlisku, skutkujących ponownym uszkodzeniem i zamarciem drzewostanu. Ryzyko to w związku ze specyfiką gospodarki leśnej jest duże, pomimo to ponowne wprowadzenie lasu na badany obszar jest aktualnie możliwe, jednak powinno ono zostać poprzedzone działaniami technicznymi ograniczającymi zarówno możliwość ponownego zalewu gleby wodami poflotacyjnymi, jak również utrudniającymi poziomy transport zanieczyszczeń oraz przyspieszającymi proces przemywania gleby wodami niezasolonymi, np. opadami atmosferycznymi. Działania powszechnie stosowane w praktyce gospodarczej w sytuacji konieczności rekultywacji gleb zasolonych, takie jak melioracje odwadniające, intensywne uprawy mechaniczne, deszczowanie i gipsowanie oraz w tym konkretnym przypadku przedłużenie tzw. rowu opaskowego, dają dużą szansę na osiągnięcie sukcesu hodowlanego i umożliwią dalsze użytkowanie terenu przez gospodarkę leśną [Grainert, Grainert 2007b; Krzaklewski 2009]. Prace odnowieniowe powinny uwzględniać dynamikę regeneracji zbiorowiska leśnego na gruntach przemysłowych oraz skutki prowadzonych zabiegów melioracyjnych. Optymalnym rozwiązaniem w analizowanej sytuacji będzie usunięcie pozostałego zamierającego drzewostanu z całej uszkodzonej powierzchni i wprowadzenie na jego miejsce gatunków o bardzo szerokim spektrum ekologicznych wymagań oraz stosunkowo odpornych na zasolenie gleb [Krzaklewski 1988; Pietrzykowski i in. 2010].

Podsumowanie

Uzyskane wyniki wskazują na stałe zmniejszanie zawartości chlorków i siarczanów powodujących zasolenie badanych gleb. Należy jednak podkreślić, że nawet w powierzchniowych poziomach gleby, które nie wykazują już nadmiernego zasolenia i nadmiernej zawartości siarczanów w porównaniu z kontrolą, oceniane parametry nadal są znacznie wyższe i wskazują na stały, negatywny wpływ istniejącego zbiornika retencyjnego na siedlisko. Stwierdzono utrzymujące się na głębokości 100-120 cm nadmierne zasolenie i zwiększoną zawartość siarczanów, co może niekorzystnie wpływać na wzrost i rozwój drzew. Położenie powierzchni 2 i 3 blisko stopy zbiornika retencyjnego i mikrorelief obszaru uszkodzonego wskazują na możliwość zanieczyszczania obszaru badań nie tylko przez powierzchniowe zalewy wód poflotacyjnych, ale również przez poziomy transport wewnątrzglebowy chlorków i siarczanów za pośrednictwem wód gruntowych.

Na badanym obszarze trwa proces samooczyszczania gleby z nadmiaru chlorków i siarczanów. Powierzchniowe poziomy gleby spełniają kryterium gleb niezasolonych. Aktualny stan gleby nie wskazuje na konieczność zmiany sposobu użytkowania gruntu i po wykonaniu specjalistycznego przygotowania podłoża i prac technicznych stosowanych w praktyce leśnej uszkodzony obszar może być przeznaczony do ponownego wprowadzenia drzew leśnych.

Literatura

- Bańkowski J., Cieśla A., Czerepko J., Czępińska-Kamińska D., Kliczkowska A., Kowalkowski A., Krzyżanowski A., Mąkosa K., Sikorska E., Zielony R. 2004. Siedliskowe podstawy hodowli lasu. Ośrodek Rozwoju-Wdrożeniowy LP w Bedoniu.
- Baran S., Turski R. 1996. Degradacja, ochrona i rekultywacja gleb. Wyd. AR Lublin.
- Biały K., Brożek S., Chojnicki J., Czępińska-Kamińska D., Januszek K., Kowalkowski A., Krzyżanowski A., Okołowicz M., Sienkiewicz A., Skiba S., Wójcik R., Zielony R. 2000. Klasyfikacja gleb leśnych Polski. CILP, Warszawa.
- Bojakowska I. 1994. Wpływ czynnika antropogenicznego na procesy geochemiczne w powierzchniowych warstwach litosfery. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- Carlson C. L., Carlson C. A. 1994. Impacts of pile leachate on a forested wetland in South Carolina. *Water, Air and Soil Pollution* 72: 89-109.
- Grainert A., Grainert H. 2007a. Wpływ wylewu słonych wód poprodukcyjnych na gleby leśne w okolicach Głogowa. *Inżynieria Środowiska* 15: 55-72.
- Grainert A., Grainert H. 2007b. Rekultywacja gleb leśnych zdegradowanych przez wypływ solanki w okolicach Głogowa. *Inżynieria Środowiska* 15: 74-84.
- Greszta J., Gruszka A. 2000. Wpływ soli i chlorowodoru na lasy i zieleni miejską. *Sylvan* 144 (3): 33-42.
- Kabata-Pendias A., Pendias H. 1999. Biogeochemia pierwiastków śladowych. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Kabata-Pendias A., Piotrowska M., Motowicka-Trelak T., Maliszewska-Kordybach B., Filipiak K., Krakowiak A., Pietruch C. 1995. Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. Metale ciężkie, siarka i WWA. Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Kłosowska K. 2010. Reakcje roślin na stres solny. *Kosmos. Problemy Nauk Biologicznych*. 59 (3-4): 539-549.
- Krzaklewski W. 1988. Leśna rekultywacja i biologiczne zagospodarowanie nieużytków poprzemysłowych. Akademia Rolnicza, Kraków.
- Krzaklewski W. 2009. Wybrane problemy rekultywacji leśnej. W: Leśnictwo w górach i regionach przemysłowych. Monografia wydana z okazji 60-lecia powołania Wydziału Leśnego Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie. Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie. 83-97.
- Pietrzykowski M. [red.], Krzaklewski W., Pająk, M., Socha J., Ochał W. 2010. Analiza i optymalizacja metod klasyfikacji siedlisk i kryteriów oceny rekultywacji leśnej na wybranych terenach pogórnich w Polsce, Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, Kraków.
- Plan Urządzenia Lasu Nadleśnictwa Katowice na lata 2010-2019. 2010. Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Katowicach.