

problemy agrofizyki

POLSKA AKADEMIA NAUK · INSTYTUT AGROFIZYKI



Ossolineum

zeszyt 56

rok 1988

P O L S K A A K A D E M I A N A U K
INSTYTUT AGROFIZYKI W LUBLINIE

PROBLEMY AGROFIZYKI 56

ZOFIA STĘPNIEWSKA

WŁAŚCIWOŚCI OKSYDOREDUKCYJNE GLEB MINERALNYCH POLSKI

WROCŁAW · WARSZAWA · KRAKÓW · GDAŃSK · ŁÓDŹ
ZAKŁAD NARODOWY IMIENIA OSSOLIŃSKICH
WYDAWNICTWO POLSKIEJ AKADEMII NAUK
1988

Komitet redakcyjny

prof. dr JAN GLIŃSKI (redaktor naczelny)
prof. dr IGNACY DECHNIK, prof. dr hab. BOGUSŁAW SZOT
doc. dr hab. RYSZARD WALCZAK

Rozprawa habilitacyjna

Okladkę projektował Zygmunt Ziemka

Redaktor Wydawnictwa Hanna Jurek

Wykonano ze składopisu dostarczonego przez Instytut Agrofizyki

© Copyright by Zakład Narodowy im. Ossolińskich — Wydawnictwo. Wrocław 1988
Printed in Poland

PL ISSN 0137-6586

ISBN 83-04-03064-0

Zakład Narodowy im. Ossolińskich — Wydawnictwo. Wrocław 1988.

Nakład: 350 egz. Objętość: ark. wyd. 4,60, ark. druk. 6,75. Oddano do
drukarni 1988.07.28. Podpisano do druku we wrześniu 1988. Druk
ukończono w październiku 1988. Wrocławska Drukarnia Naukowa.

Zam. 2170/88 — K-13. Cena 150 zł

SPIS TREŚCI

	str.
Wprowadzenie i cel pracy	5
1. Przegląd piśmiennictwa	7
2. Metodyka badań	14
2.1. Założenia	14
2.2. Charakterystyka materiału glebowego	15
2.3. Sposób i zakres wykonywanych pomiarów	36
2.3.1. Oznaczenie podstawowych właściwości gleb	36
2.3.2. Oznaczenia wskaźnika odporności gleb na procesy redukcyjne (t_{300})	36
2.3.3. Określanie pojemności redoks gleb - R_c	37
2.3.4. Wyznaczanie zależności Eh - pH podczas miareczkowania acydymetrycznego	39
2.3.5. Badanie dynamiki Eh - pH oraz NO_3^- , Mn^{+2} i Fe^{+2} w warunkach zalania gleb wodą	39
2.3.6. Określanie frakcji Mn i Fe w glebach metodą elektroultrafiltracji	40
2.3.7. Dobór parametrów fazy stałej gleby do modelu matematycznego wskaźników t_{300} i R_c	41
3. Omówienie wyników	42
3.1. Analiza wyników eksperymentalnych	42
3.1.1. Zmiany Eh	42
3.1.2. Zmiany pH	45
3.1.3. Redukcja azotanów	49
3.1.4. Uruchamianie Mn^{+2} i Fe^{+2}	54
3.1.5. Wpływ temperatury na zmiany Eh i pH w glebie	62

3.1.6.	Odporność gleb na procesy redukcyjne i pojemność redoks gleb	66
3.2.	Analiza statystyczna uzyskanych wyników	73
3.3.	Podsumowanie	79
4.	Wnioski	85
5.	Literatura	87
6.	Redox properties of mineral soils of Poland (summary)	103

WPROWADZENIE I CEL PRACY

Ośrodek glebowy obok wyróżnianych tradycyjnie trzech faz fizycznych (stałej, ciekłej i gazowej) zawiera składnik czwarty, utrzymujący swoje istnienie w ścisłym związku z nimi - materię organiczną, w skład której wchodzi edafon glebowy i substancja organiczna. Wzajemne relacje między fazą stałą, ciekłą i gazową gleby decydują o zaopatrzeniu roślin w tlen i wodę oraz nadają kierunek przemianom metabolicznym mikroorganizmów i przez to wpływają na wykorzystanie składników pokarmowych /39, 51, 53, 55, 63, 65, 85, 87, 94, 96, 102, 108, 109, 116, 117, 126/. Okresowe niedotlenienie gleby, spowodowane nadmiernym uwilgotnieniem wywołuje wzmożoną działalność mikroorganizmów beztlenowych i szereg procesów redukcyjnych (2-7, 11-13, 118). Wówczas miejsce tlenu, który jest akceptorem elektronów w warunkach dobrego natlenienia podczas rozkładu substancji organicznej gleby, zajmują połączenia tlenowe N, Fe, Mn, P, i S /72, 75, 76, 78, 93, 95, 97, 98, 120, 121, /.

Tempo i stopień zredukowania gleby zależą od wielu czynników, głównie od temperatury, obecności substancji organicznej łatwo ulegającej rozkładowi i aktywności edafonu, a ściślej mikroorganizmów /68, 69, 77, 100, 111, 123/.

Procesy redukcyjne przebiegają w glebach niedostatecznie natlenionych, przeważnie przy długotrwałym zalaniu wodą. Ujawniają się one też przy niedotlenieniu gleb spowodowanym krótkotrwałym nadmiernym uwilgotnieniem, intensywnym opadem, wadliwie regulowanymi stosunkami wodnymi czy występowaniem powierzchniowego zaskorupiania, a także w poziomach gleb izolowanych od dostatecznego dostępu tlenu, np. przez

intensywną mineralizację substancji organicznej.

Degradacja wartości gleb jako gruntu wywołana przewlekłym uwilgotnieniem między innymi przez ograniczenie wykorzystania składników pokarmowych dla roślin powoduje potrzebę określenia dopuszczalnego, bezpiecznego czasu utrzymania gleb w warunkach niedotlenienia. Znajomość właściwości oksydoredukcyjnych gleb ma zatem, oprócz celów poznawczych, duże znaczenie dla efektywnego wykorzystania składników glebowych przez rośliny, ograniczenia toksycznych stężeń niektórych substancji oraz prawidłowego przeprowadzenia zabiegów melioracyjnych uwzględniających nie tylko wodne, ale i tlenowe warunki w glebie.

W literaturze zarówno krajowej, jak i zagranicznej brak jest danych odnośnie do właściwości oksydoredukcyjnych opartych na obszernym materiale glebowym kompleksowo wiążącym je z podstawowymi właściwościami glebowymi. Stosowane dotychczas wskaźniki do opisu procesów oksydoredukcyjnych w glebie mogły być korelowane tylko z niektórymi jej właściwościami, co uniemożliwiało stworzenie modelu wieloparametrycznego zależności wskaźników redoks od podstawowych właściwości gleb.

Celem niniejszej pracy była charakterystyka ważniejszych gleb mineralnych Polski pod względem ich właściwości oksydoredukcyjnych z uwzględnieniem znanych w literaturze i wprowadzonych nowych wskaźników oraz opracowanie modelu matematycznego zależności tych wskaźników od podstawowych parametrów fazy stałej gleby.

1. PRZEGLĄD PIŚMIENICTWA

Dla opisu procesów oksydoredukcyjnych w glebie z punktu widzenia przemian jakościowych i ilościowych stosuje się różne wielkości: potencjał oksydoredukcyjny (Eh), szybkość procesu redukcji, odporność gleb na procesy redukcyjne, buforowość redoks, pojemność redoks (R_c), integracyjny wskaźnik I_o .

Potencjał oksydoredukcyjny - Eh (mV) jest bezpośrednią miarą energii swobodnej reakcji, zależną od liczby elektronów wymiennych w przebiegających reakcjach. Wyraża on napięcie w stosunku do półogniwa wodorowego, które umownie przyjęto jako punkt zerowy. Wartość Eh zależy od stosunku stężeń formy utlenionej do zredukowanej zgodnie z równaniem Nernsta:

$$Eh = Eh_o + \frac{RT}{nF} \ln \frac{c_{\text{utl.}}}{c_{\text{zred.}}}, \quad (1)$$

gdzie: R - stała gazowa, T - temperatura w stopniach Kelvina, n - liczba wymienianych elektronów, F - stała Faradaya, $c_{\text{utl.}}$ - stężenie formy utlenionej, $c_{\text{zred.}}$ - stężenie formy zredukowanej.

W procesach przebiegających w przyrodzie, gdzie równocześnie występuje kilka reakcji redoks, jak np. w glebach, potencjał redoks może być miarą stopnia zredukowania układu /27, 33, 54/. Zakres zmian Eh wynosi od +700 mV dla gleb dobrze natlenionych do -400 mV w zredukowanych glebach zalanych wodą. Krytyczne wartości potencjału różnych układów oksydoredukcyjnych występujących w glebie, odniesione do pH 7 według równania $Eh_7 = Eh_o - 0,059 (7 - pH)$, przedstawione są na rysunku 1. Wskazują one, że jako pierwszy ulega redukcji tlen, a gdy wyczerpie się on w środowisku glebowym następuje kolejno

redukcja azotanów, połączeń tlenowych manganu i żelaza. Jako wyraz głębokiej redukcji zjawiają się siarczki i metan. Każdej z kolejnych reakcji odpowiada wartość potencjału oksydoredukcyjnego, którego pomiar w glebie może informować o stadium przebiegającej redukcji /36, 67, 124, 135, 136/.

Szybkość procesu redukcji można opisać zmianami potencjału oksydoredukcyjnego w jednostce czasu $\frac{dE_h}{dA}$ lub ilością substancji bądź zredukowanej, bądź utlenionej w jednostce czasu $\frac{dc}{dA}$. Dla reakcji pierwszego stopnia:

$$c = c_0 e^{-kt}, \quad (2)$$

gdzie: c - stężenie, c_0 - stężenie w czasie $t = 0$, k - stała szybkości.

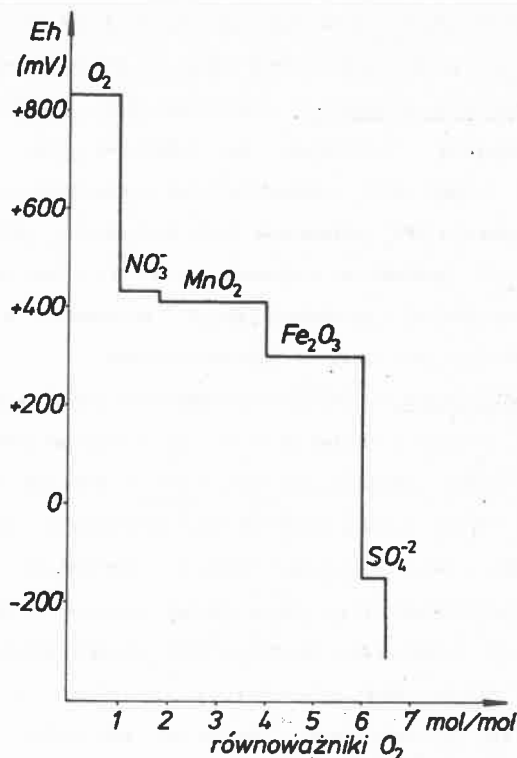
Poglądowo można używać także pojęcia czasu połowicznego rozkładu, tj. czasu, po którym połowa obecnej substancji uległa rozkładowi w wyniku przebiegających procesów redukcji. Szybkość procesu redukcji zależy od temperatury /79/.

Analizując zachowanie się gleb w warunkach nadmiernego uwilgotnienia zostało wprowadzone przez Hesse pojęcie odporności gleb na procesy redukcyjne. Za miarę odporności na procesy redukcyjne przyjęto czas, po którym potencjał oksydoredukcyjny osiągał 300mV. Wartość 300mV przyjęto umownie jako granicę między glebą utlenioną i zredukowaną, gdyż według Mortimera (cyt.za Hesse) odpowiada ona redukcji Fe^{+3} (por. rys. 1). Wskaźnik t_{300} , zaproponowany przez Glińskiego i Stępniewską /37/ związany jest ściśle z sekwencją redukcji gleby i może informować o czasie dopuszczalnego przebywania gleby w warunkach niekorzystnego natlenienia. Tak więc gleby o dużym t_{300} nie ulegają szybkiej redukcji, czyli wykazują dużą

odporność, natomiast małe wartości t_{900} są dowodem szybkich procesów redoks przebiegających przy nadmiernym uwilgotnieniu gleby i świadczą o małej ich odporności na procesy redukcyjne.

Efektywność lub wydajność poszczególnych reakcji redoks jest zróżnicowana. Przyjmując za podstawę tzw. jednostkę tlenową, tj. ilość moli substancji odpowiadającej redukcji 1 mola O_2 , redukcja NO_3^- odpowiada 0,8 jednostki, redukcja zaś MnO_2 i Fe_2O_3 2 jednostkom tlenowym (rys. 1). Tak więc można wyrazić efektywność przebiegających procesów z użyciem jednolitej miary, jaką jest jednostka tlenowa.

Buforowość redoks to pojęcie analogiczne jak w acydymetrii. Wprowadzili je Clark i Michelis (cyt. za Flaig'em) pod pojęciem "obciążenia" /47/. Według autorów zależy ono od całkowitej koncentracji form utlenionych i zredukowanych obecnych w glebie. "Obciążenie" układu redoks utrzymuje określoną równowagę oksydoredukcyjną, zapobiegając zmianie Eh po dodaniu utleniaczy czy reduktorów. Jeffery /47/ używał określeń *ill - poised soil* (gleba źle zrównoważona) i *well - poised soil* (gleba dobrze zrównoważona), opisując zdolności gleby do utrzymania Eh na określonym poziomie po dodaniu do niej substancji organicznej. W pracach Kauriczewa i współautorów (82) termin "obciążenie" zastąpiono pojęciem buforowości. Zdaniem autorów buforowość to zdolność gleby do przeciwstawienia się zmianom Eh przy pojawieniu się utleniacza lub reduktora. Jest ona według Kauriczewa uwarunkowana obecnością jonów o zmiennej wartościowości oraz grup funkcyjnych zdolnych do utlenienia i zredukowania się. Rozpatruje on możliwość zastosowania niektórych odczynników do określenia buforowości utleniająco-redukującej gleby np. żelazi- i żelazocyjanku potasowego. Buforowość redoks gleb



Rys.1. Wartości potencjału redoks odpowiadające początkowi redukcji poszczególnych substancji przy pH 7 (wg Hesse -47) wraz z odpowiadającymi im równoważnikami tlenowymi (ilość substancji zastępującej w reakcji redukcji 1 mol tlenu)

można również oceniać na podstawie obecności utlenionych substratów i zredukowanych produktów, które zwykle odnosi się do materii organicznej gleby.

Pojemność redoks gleb - R_c (me/kg) dotyczy zarówno pojemności potencjalnej, odpowiadającej całkowitej zawartości form utlenionych obecnych w danej glebie możliwych do zredukowania oraz pojemności aktualnej, jaką wykazuje gleba w danych warunkach wilgotności i temperatury. Określenie pojemności całkowitej na drodze chemicznej wiąże się z zastosowaniem drastycznych substancji redukujących i niskiego pH, co znacznie odbiega od warunków panujących w stanie naturalnym w glebie, daje jednak możliwość szybkiego i standardowego wyznaczania sumy obecnych utleniaczy (135).

Czynnik pojemności różnych układów redoks różnicuje gleby między sobą. W zasadzie ilość tlenu w glebie, która ulega okresowemu zalaniu, jest bardzo mała. Składa się ona z tlenu zawartego w porach powietrznych oraz rozpuszczonego w wodzie wypełniające pory, wynosi ona około 10 mg O_2 /kg i zwykle wystarcza na podtrzymanie życia mikroorganizmów w ciągu kilku godzin /24, 30, 32, 43, 56, 74, 80, 91, 92, 101, 103, 104, 115/.

Ilość obecnych w glebie azotanów wynosi na ogół kilka do kilkudziesięciu mg/kg, a nawożenie mineralne bardzo różnicuje gleby między sobą /24, 26, 28, 29, 48, 81, 88, 127, 132/ pod tym względem.

Ostatnie badania wykazały, że kolejne zmiany $NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$ zachodzą podczas biochemicznej denitryfikacji. Stopień denitryfikacji zależy od pH gleby, wykazując optimum przy pH od 6 do 8,5. Maksimum denitryfikacji na glebach organicznych wynosiło 2,57 kg/dobę, minimum zaś 0,03 kg/dobę wypadło na glebach ubogich w materię organiczną /102/. Badania nad kinetyką tego procesu pozwoliły opisać proces redukcji azotanów podczas mineralizacji węgla organicznego równaniem:

$$\frac{dN}{dt} = k_n \cdot CN, \quad (3)$$

gdzie: N - stężenie azotanów ($\mu\text{g N/ml}$), k - stała denitryfikacji (doba $(\mu\text{g C/ml})^{-1}$) i C oznacza $(C_{\text{max}} - \text{CO}_2)$ tj. mineralizację węgla pozostającego w glebie.

C_{max} odpowiada zawartość węgla potencjalnie mogącego ulec mineralizacji, CO_2 oznacza węgiel utylizowany podczas denitryfikacji. Wyznaczone stałe stopnie denitryfikacji, które są niezależne od stężenia węgla i N-azotanowego wynoszą dla gleb mineralnych $0,00147 \pm 25 \%$ na dobę $(\mu\text{g C/ml})^{-1}$ i dla organicznych $0,00115 \pm 63 \%$ na dobę $(\mu\text{g C/ml})^{-1}$ (103).

Najdłużej procesy redukcji podtrzymują tlenowe połączenia żelaza, których zawartość w glebie dochodzi do kilku procent /14, 17, 18, 22, 23, 31, 41, 42, 45, 49, 89, 122, 133, 134/. Pojemność redukcji tlenowych połączeń żelaza jest wyraźnie powiązana z liczebnością mikroorganizmów z grupy *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Clostridium*, *Klebsiella*, *Serratia*, których liczebność w zredukowanych glebach dochodzi od 10^4 do 10^6 bakterii na gram. To buforujące działanie tlenków żelaza zachodzi w zakresie $+300 - +100$ mV. Poniżej tej wartości Eh kończy się zakres działania fakultatywnych anaerobów, a rozpoczynają działalność anaeroby właściwe, prowadząc redukcję siarczanów i CO_2 do siarczków oraz metanu /62, 82, 84/. Redukcję siarczanów prowadzą głównie bakterie z grupy *Desulfovibrio* oraz *Desulfomonas* i *Desulfotomaculum*. Wolne siarczki powstałe w wyniku redukcji tworzą z jonami Fe^{+2} obecnymi w roztworze nierozpuszczalny czarny osad FeS .

Glebowym przemianom redoks towarzyszy równolegle zmiana pH środowiska związana z poborem H^+ /8, 9, 10, 15, 44, 50, 90,

99/. W czasie redukcji 1 mola azotanów następuje pobór 2 moli H^+ , redukcji zaś 1 mola MnO_2 odpowiada pobór 4 moli H^+ , natomiast redukcja 1 mola Fe_2O_3 wymaga 6 moli H^+ . Według Ponnamperumy /93/ gleby bogate w substancję organiczną już po kilku tygodniach zalania osiągały pH 6,5. Z wcześniejszych badań modelowych Glińskiego i Stępniewskiej /37, 112/ wynika, że pH *in situ* jest wielkością dynamiczną, ulegającą ciągłym zmianom, zależną od wilgotności i stanu natlenienia gleby.

Wzajemne relacje Eh - pH podczas redukcji zależą od typu przemiany, która przebiega w środowisku glebowym, tak więc wartość $\frac{dEh}{dpH}$ wynosi od 59 mV na jednostkę w przypadku $pH \cdot O_2/H_2O$ czy NO_3^-/NO_2^- , dla układu MnO_2/Mn^{+2} 118 mV, natomiast waha się od 59 do 236 mV dla różnych tlenków żelaza.

Procesy redukcyjne w glebie powodują uruchomienie wielu pierwiastków z części mineralnej gleby. W warunkach silnie zredukowanych może dojść do stężeń jonów zredukowanych, toksycznych dla roślin (21, 125, 131). Środowisko wokół korzeni roślin zawiera wówczas jony HS^- , Fe^{+2} , kwasy organiczne takie, jak: octowy, masłowy, propionowy powstałe podczas szybkiego rozkładu szczątków roślinnych, CO_2 oraz organiczne połączenia siarki, jak: CH_4S - merkaptan metylowy. Z wyjątkiem CO_2 wszystkie te toksyny są produktami procesów anaerobowych i wywołują w roślinach: 1) wzrost zapotrzebowania na tlen w korzeniach i ryzosferze, 2) specyficzną toksyczność dla funkcji komórek korzeni. Jon Fe^{+2} jest potencjalnie toksyczny dla roślin. Na szczęście wzrost pH gleb kwaśnych podczas procesu redukcji powoduje jego wytrącenie w postaci hydroksytlenków. Jednak w bardzo kwaśnych glebach jon Fe^{+2} może również okazać się toksyczny /87/.

Badania wykazały, że kultury 20 roślin uprawianych w

szklarni na płynnych pożywkach zawierających 1-80 mg/l Mn^{+2} tworzyły małe, niewykształcone ziarna /70/.

Warunki aeracji znajdują odbicie również w składzie chemicznym wegetatywnych części roślin /19, 20, 40, 48, 57, 58, 60, 61, 73, 83, 86, 105/.

Integracyjny wskaźnik I_o ($I_o = \frac{N_p Mn_s}{N_s Mn_p}$), będący ilorazem pobranych przez rośliny składników N i Mn oraz ich dostępności w glebie, może być kompleksowym zapisem stosunków oksydoredukcyjnych w czasie okresu wegetacji dla danego siedliska /35, 107, 113, 114/

2. METODYKA BADAŃ

2.1. Założenia

Dla zrealizowania zadań postanowiono:

- wybrać do badań materiałów glebowy możliwie zróżnicowany, odpowiadający podstawowym jednostkom systematycznym, pochodzący z różnych miejsc Polski,

- wyznaczyć dynamiki Eh - pH, tempo rozkładu azotanów, stopień redukcji tlenków manganu i żelaza w temperaturze 20°C dla wszystkich badanych gleb w warunkach zalania ich wodą,

- na podstawie dynamiki Eh w czasie określić odporność gleby na redukcję (wskaźnik t_{900}) w temperaturze 20°C (temperaturę tę przyjęto jako górną dla naszych warunków klimatycznych),

- porównać uruchamianie manganu i żelaza podczas inkubacji w stanie zalania gleb wodą z frakcjonowaniem Mn i Fe w trakcie redukcji gleb zalanych,

- wyznaczyć potencjalną pojemność redoks (wskaźnik R_c) badanych gleb drogą miareczkowania potencjometrycznego,
- określić wpływ temperatury w zakresie 0-20°C na procesy redoks w glebie,
- określić związek pomiędzy manganem ulegającym redukcji w warunkach zalania wodą gleb a frakcjami manganu oznaczonymi w różnych roztworach ekstrakcyjnych oraz metodą EUF,
- zbadać przebieg odporności na procesy redukcyjne i pojemność redoks w profilach glebowych na tle wybranych parametrów fazy stałej, istotnie związanych z właściwościami oksydoredukcyjnymi,
- przeanalizować statystycznie na podstawie wyników uzyskanych eksperymentalnie interakcję wybranych parametrów fazy stałej gleby, jak: poziom genetyczne (głębokość) - x_1 ; frakcje granulometryczne o wymiarach 1-0,1 mm - x_2 ; 0,1-0,02 mm - x_3 ; <0,02 mm - x_4 ; zawartość substancji organicznej - x_5 ; pH w H_2O - x_6 ; pH w KCl - x_7 ; całkowita zawartość Mn - x_8 ; zawartość Fe_2O_3 - x_9 ; suma tlenków zasadowych - x_{10} ; pojemność kationowymienna CEC (Mehlicha) - x_{11} i odporność na redukcję (t_{900}) oraz pojemność redoks (R_c) wykorzystując metodę regresji wielokrotnej,
- opracować model matematyczny, tj. układ równań opisujący odporność na redukcję i pojemność redoks dla poszczególnych grup gleb i traktowanych łącznie na podstawie parametrów glebowych wybranych przez eliminację czynnika najmniej istotnego.

2.2. Charakterystyka materiału glebowego

Badania przeprowadzono na 212 próbkach pochodzących z 65 profili glebowych reprezentujących różne jednostki

Tabela 1. Właściwości oksydoredukcyjne gleb orných na tle ogólnej ich charakterystyki

A. Gleby ze zbiorów IUNG w Puławach.

Lp.	Miejsco- wość	Głębokość cm	Po- ziom	Frakcje %	Mat. org. %	pH	Mn mg kg	Fe ₂ O ₃ %	S	CEC R _c me kg	t ₉₀₀ dni				
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1.0- 0.1- <0.02 0.1 0.02															

Gleby brunatne i płowe wytworzone z piasków

1	Jasieniec	0-25	A ₁	58	33	11	1.78	4.9	4.0	977	0.51	9.3	52	95	3
2	woj. War-	35-45	CB	50	34	16	0.73	8.0	4.9	933	0.65	18.6	37	75	4
3	szawskie	100-120	D	35	33	32		5.5	4.3	631	1.95	62.5	83	-	3
4	Popowo	0-35	A ₁	51	33	15	1.42	5.5	4.4	1096	0.66	22.1	51	95	5
5	woj. War-	45-60	CB	55	32	13	0.17	6.9	5.6	871	0.66	18.7	26	40	5
6	szawskie	100-130	D	10	30	60		6.6	5.3	490	2.57	96.0	107	40	5
7	Węrowo	30-60	CB/C	54	29	17	0.31	6.9	4.7	582	0.62	7.6	26	200	7
8	woj. Ostro-	30-50	CB/C	55	28	17	0.48	5.4	4.4	794	0.74	9.1	28	-	8
9	łęka	110-120	D	40	27	33		5.7	4.5	513	2.34	76.8	94	50	8

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
10	Lelewo	10-20	A ₁	71	18	11	1,28	5,9	4,4	1122	0,58	7,9	38	50	4
11	woj. Ciecha-	30-40	A ₂	74	15	11	0,57	6,0	4,5	603	0,54	6,6	28	127	6
12	nów	70-80	B ₁ /D	49	17	34		7,0	5,7	832	2,34	95,2	107	50	6
13	Miękoszynek	0-25	A ₁	70	17	13	1,34	5,8	4,4	1023	0,47	13,2	43	100	5
14	woj. Ciecha-	35-50	(B)	70	18	12	0,47	5,9	4,5	708	0,54	7,8	26	100	6
15	nów	100-120	D	51	22	27		7,0	5,8	933	1,91	77,0	90	45	5
16	Rynek	5-15	A ₁	84	24	12	2,09	6,3	4,9	1202	0,54	23,2	49	100	5
17	woj. Ostro-	30-50	(B)	61	27	12	0,48	5,3	4,5	603	0,55	9,7	30	100	7
18	łęka	50-70	C	59	28	13		5,7	4,5	219	0,54	9,7	24	100	7
19	Zgorzałkowo	10-15	A ₁	50	37	13	2,62	8,2	4,8	871	0,68	27,4	58	100	4
20	woj. Ostro-	30-35	(B)	43	42	15	0,48	7,2	5,8	347	0,74	19,6	28	100	5
21	łęka	55-65	C	42	42	15		7,5	6,0	347	0,78	27,7	28	100	5
22	Kargoszyn	10-20	A ₁	62	23	15	1,54	5,2	4,3	832	0,66	24,2	61	100	7
23	woj. Ciecha-	30-40	A ₂	66	21	12	0,51	6,8	5,5	490	0,59	25,9	38	-	6
24	nów	60-70	B ₁	71	13	16		7,4	6,0	741	1,41	70,8	80	50	5

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
25	Kuklówka Z.	5-10	A ₁	70	18	12	1.85	6,4	5,2	1479	0,56	27,9	51	75 5
26	woj. Skier-	30-40	(B)	69	19	12	0,59	6,3	4,8	316	0,54	9,5	25	100 6
27	niewice	50-60	C ₁	62	23	15		6,9	5,4	468	0,81	16,9	24	68 6
28	Zielonka S.	10-20	A _p	51	31	18	2,30	5,4	4,4	531	0,71	17,6	49	150 2
29		30-40	A ₁	51	31	18	1,15	5,8	4,7	275	0,58	21,6	45	40 2
30		120-130	B.C	69	15	16		6,9	5,4	871	1,51	60,1	69	100 3
31	Wymysłów	5-10	A _p	91	5	4	1,92	5,2	4,3	30	0,37	10,9	43	100 4
32	woj. Radom-	30-50	(B)	95	2	3	0,21	5,7	4,8	98	0,39	6,4	16	100 5
33	skie	100-130	C	92	3	5		5,3	4,6	141	0,49	6,4	26	100 3
34	Gorzyń	10-20	A _p	87	7	6	1,28	5,3	4,2	912	0,38	9,6	33	100 5
35	woj. Radom-	30-50	(B)	88	7	5	0,53	5,2	4,5	141	0,35	9,0	25	100 7
36	skie	60-90	C	77	14	9		5,4	4,5	30	0,36	10,7	23	50 8
37	Jastrzębina	5-20	A _M	71	22	7	4,06	5,1	4,4	151	0,24	16,2	57	100 8
38	woj. Radom-	30-50	(B)	75	20	5	0,85	5,3	4,1	76	0,18	6,9	35	100 9
39	skie	80-130	C	66	28	6		5,8	4,7	162	0,33	7,7	29	50 8

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
40	Podgóra	5-30	A _M	85	8	7	4,49	5,4	4,4	148	0,28	15,7	54	65	8
41	woj. Radom-	35-40	A ₁ /C	86	8	5	1,65	5,9	4,8	316	0,49	9,3	32	80	7
42	skie	90-130	C	95	2	3	6,5	5,2	182	0,19	8,6	15	37	6	
43	Cecylówka	10-20	A _P	83	14	3	1,80	4,9	3,7	117	0,21	4,3	33	68	1
44		30-40	(B)	81	14	5	0,39	5,4	4,8	100	0,28	4,1	22	25	3
45		110-120	C	84	13	3	5,5	4,9	71	0,18	3,4	12	100	5	
Gleby brunatne i płowe wytworzone z glin															
46	Gębarzów	5-10	A _P	60	20	20	2,78	6,3	5,3	708	1,17	52,3	74	55	1
47	woj. Radom-	30-40	A _S	51	22	27	0,78	7,5	6,0	708	2,40	93,0	101	36	2
48	skie	50-70	B ₁	45	28	27	7,4	6,1	977	2,00	99,0	107	15	2	
49		110-120	C	44	27	29	7,5	6,0	490	2,00	99,0	111	25	2	
50	Strzałów	15-20	A _P	58	24	18	2,40	6,3	5,3	813	1,05	59,4	78	40	1
51	woj. Radom-	25-30	A _S	53	19	28	0,85	7,0	5,5	575	1,75	99,0	113	22	2
52	skie	50-70	B ₁	39	25	36	7,3	5,9	1072	2,29	99,9	147	9	3	
53		100-120	C	38	27	35	7,5	6,1	741	2,00	99,9	114	13	2	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
54	Wawrzynów	10-20	A ^p	64	18	18	2,41	7,4	6,4	813	1,26	94,2	102	40	0,5
55	woj. Rado-	30-50	A ₁ /C	55	19	26	0,94	7,6	6,3	525	1,51	95,4	101	25	1
56	mskie	50<	C	45	22	33		7,5	6,1	3236	2,09	99,9	109	25	2
57	Zakrzów	5-10	A	68	18	14	1,39	6,5	5,6	631	0,83	32,0	45	100	0,1
58	woj. Rado-	20-30	A ₃	66	16	18	0,39	6,9	5,5	676	1,35	53,9	62	100	1
59	mskie	40-60	B ₁	53	22	25		6,9	5,6	708	1,62	89,9	99	50	1
60		110-120	C	51	22	27		7,2	5,8	2399	1,62	87,0	95	30	1
61	Dąbrówka	5-15	A ₁	62	19	19	2,67	7,1	6,3	708	1,00	92,1	100	50	0,2
62	woj. Rado-	30-40	A ₁ /A ₃	65	19	16	1,28	7,3	6,2	708	1,23	56,5	63	27	1
63	mskie	60-70	B ₁	46	26	28		7,4	6,2	1096	2,14	88,1	95	25	1
64		80-90	C	48	24	28		7,4	6,3	676	2,45	91,9	98	-	1
65	Gzowice	5-20	A	68	17	15	1,97	5,3	4,2	417	0,65	12,5	38	100	0,2
66	woj. Rado-	25-35	A ₃	64	21	15	0,58	5,8	4,6	708	0,60	12,7	26	-	3
67	mskie	60-70	B ₁	49	24	27		5,7	4,2	1175	2,34	51,8	68	25	3
68		90-120	C	47	22	31		5,7	4,3	912	1,74	77,3	94	40	5

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
69	Pomorzany	10-20	A _p	57	18	25	2,31	7,3	6,2	1202	1,45	99,9	158	45	0,4
70		30-45	A _i /C	70	9	21	0,79	7,3	6,0	794	2,34	99,9	128	35	2
71		100-120	C	51	17	32		7,3	5,8	631	2,09	99,9	144	40	3
72	Łączany	5-10	A	60	25	15	1,42	6,8	5,8	1259	0,62	35,8	48	75	0,2
73		30-40	A _p	55	26	19	0,75	6,6	5,4	794	0,78	29,0	39	84	1
74		60-70	B ₁	43	23	34		6,5	5,0	813	2,34	74,9	87	45	3
75		100-120	C	40	21	39		6,5	5,1	646	2,34	99,9	116	100	4
76	Młotocin	10-20	A _p	58	23	21	2,24	6,3	5,1	912	1,07	58,1	77	40	0,2
77	woj. Radom-	30-40	A _p	60	16	24	0,80	6,9	5,4	871	1,78	71,0	80	40	2
78	skie	60-70	B ₁	32	20	48		7,1	5,6	1445	3,31	141	151	15	2
79		90-120	C	32	18	50		7,3	5,9	1175	3,09	166	175	15	3
80	Piastów	10-30	A _p	58	15	27	2,56	7,6	6,5	1023	2,00	221	227	25	1
81	woj. Radom-	40-50	A _i /C	39	14	47	1,39	7,6	6,4	2570	3,02	228	234	20	1
82	skie	90-100	C	37	14	49		7,6	6,3	2570	3,47	228	234	20	2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
83	Olkowice	10-20	A _P	31	45	24	2,88	5,2	4,3	1585	0,95	23,9	71	100	1
84		25-40	A _A	31	43	26	0,58	4,9	4,3	1023	1,00	0,6	37	100	8
85		70-80	B _D	38	25	37		5,0	4,0	380	2,09	72,8	114	50	9
86		140-150	D	43	23	34		5,3	4,1	891	3,09	85,2	107	25	5
87	Pnie	10-20	A _P	28	45	27	2,99	8,6	5,6	2512	1,02	59,1	83	50	0,8
88		25-40	A _A	32	40	28	1,28	5,1	4,4	1413	0,87	19,1	46	100	2
89		70-80	B _D	42	24	34		5,1	4,0	724	1,48	86,8	114	32	7
90		140-150	D	42	26	32		5,4	4,1	724	2,51	90,1	109	50	6
91	Rykały	10-20	A _P	43	33	24	2,24	5,8	4,8	1288	1,02	32,2	60	50	0,4
92		30-40	A _A	39	36	25	0,42	6,3	5,1	1202	0,85	21,5	34	40	1,5
93		60-70	B _I	47	22	31		6,6	5,1	759	2,29	80,3	93	25	3
94		140-150	C	50	22	28		6,6	5,1	759	2,09	68,1	80	25	3
95	Krościenko	5-10	A _P	13	32	55	2,59	5,3	4,0	1413	2,75	64,9	125	75	2
96	woj. Kroś-	25-35	A _I (B)	12	30	58	1,66	5,1	3,9	1445	1,95	52,4	113	100	2
97	nieńskie	50-60	(B)	12	29	59		5,1	3,8	1445	3,47	65,8	113	50	3

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
98	Łukowo	5-15	A	8	27	65	2,39	6,0	4,9	1445	3,47	99,4	136	50	2
99	woj. Kroś-	30-40	CB	4	17	79	0,93	5,8	4,6	1549	8,13	137	165	40	4
100	nieńskie	65-75	CB)C	15	21	84		5,7	4,3	1259	6,61	128	155	50	2
101	Paszowa	5-15	A	6	30	64	2,58	5,6	4,5	2399	2,88	78,8	127	75	1
102	woj. Rzeszo-	25-35	CB	5	26	69	0,82	5,7	4,3	2951	3,98	92,5	124	50	4
103	wskie	60-70	C	5	25	70		5,8	4,3	2951	4,68	126	153	22	5
104	Czarna Góra	0-20	A ₁	21	40	39	2,73	5,5	4,4	1549	2,34	46,7	97	70	1
105	woj. Rzeszo-	30-50	CB	13	38	49	0,88	5,4	4,2	1549	3,98	43,3	82	50	1
106	wskie	60-80	C	17	35	48		6,0	4,6	2239	5,01	46,4	73	50	3
107	Łopienka	5-15	A	8	35	59	3,70	5,4	4,2	1549	4,68	83,7	149	-	0,1
108	woj. Rzeszo-	35-45	CB	4	19	77	0,88	5,7	4,3	2300	7,59	108	142	50	2
109	wskie	50-60	C	11	37	52		6,1	4,8	1698	10	84,3	106	20	1
110	Garnowo D.	0-30	A ₁	28	17	55	3,08	7,5	6,6	912	2,40	243	251	50	0,2
111	woj. Ciecha-	30-60	A ₁ CB	15	8	77	0,77	8,0	6,8	1659	4,47	277	281	30	1
112	nowskie	60-100	C	4	9	87		8,2	7,0	1380	3,09	288	291	-	1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Gleby brunatne i płowe wytworzone z utworów pyłowych wodnego pochodzenia															
113	Pakosław	5-15	A _p	27	48	25	1,78	7,3	6,1	1659	0,83	46,0	57	35	1
114		30-40	A ₃	23	49	28	0,55	7,3	5,9	1047	0,69	24,1	34	50	4
115		60-70	B ₁	28	44	28		7,2	5,8	776	1,10	31,4	40	51	5
116	Wola Płewna	0-10	A _p	23	54	23	2,41	7,7	6,7	525	1,20	204	210	50	0,2
117	woj. Warszawa-	25-35	A ₁ /C ₁	26	51	23	1,63	7,8	6,8	---	2,63	195	200	50	0,4
118	wskie	50-60	C	35	53	12		8,1	6,9	617	1,02	109	113	25	1
119	Kregi St.	0-30	A ₁	39	43	18	1,36	5,7	4,7	2183	0,83	35,1	63	100	3
120	woj. Warszawa-	35-40	CB	40	43	17	0,42	6,4	5,3	1659	0,79	18,0	31	100	3
121	wskie	50-80	C	34	43	23		6,5	5,2	646	1,07	42,1	54	70	4
122	Roszczep	5-15	A ₁	49	41	10	2,30	5,2	4,2	1120	0,69	8,9	51	65	5
123	woj. Ostro-	40-50	CB	39	49	12	0,40	5,8	4,8	962	0,65	12,1	25	50	5
124	ięka	70-80	C	39	51	10		5,9	5,6	692	0,89	26,8	33	50	5

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
125	Sasieczno	10	A ₁	37	42	21	2,31	5,2	4,4	1259	1,07	12,9	54	50	5
126	woj. Łódź	35	CB)C	30	48	22	0,68	5,1	4,4	776	0,79	8,0	34	50	6
127		70	C	17	55	28		5,7	4,5	617	1,23	22,4	41	50	6
128	Buczek	10	A ₁	31	43	26	2,02	6,3	5,1	1585	0,89	41,4	65	50	4
129		35	A ₃	41	40	19	0,89	6,9	4,7	741	0,95	23,6	43	50	4
130		80	B ₁	30	44	26		5,1	4,1	617	1,70	61,7	87	50	8
131		130	C	26	53	21		5,2	4,1	1259	1,74	54,3	74	50	10

Mady

132	Kol. Boiska	10	A _p	15	46	39	2,47	7,1	6,1	1622	1,91	152	185	50	1
133		40	A ₁ CB)	10	51	39	1,85	7,7	6,4	1096	2,29	165	170	50	2
134		90	CB)	11	54	35		7,9	6,6	1202	1,41	154	169	35	3
135	Opactwo	10-20	A _p	11	58	31	1,74	5,4	4,4	1345	1,62	95,5	133	50	7
136		40-50	CB)C	20	60	20	0,56	7,4	6,0	955	1,26	87,9	95	50	6
137		130	c	26	54	20		7,5	5,9	1259	1,45	85,1	92	40	5

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
138	Wola Kłasz.	10-20	A _i	11	36	53	2,48	5,5	4,6	1380	1,74	138	184	50	7
139		40-50	A _i (B)	6	14	80	1,16	6,2	4,7	7413	5,01	280	313	50	7
140		90-100	C	7	23	70		6,0	4,8	9128	4,90	231	253	35	7
141	Nowa Wieś	5-15	A	13	48	39	2,46	5,5	4,4	1850	2,40	99	113	50	5
142		40-50	(B)	19	53	28	0,95	6,9	5,5	1413	1,91	102	112	50	6
143		80-120	W	46	38	16		7,9	6,4	1122	1,02	92	97	45	5
144	Piotrków	10-20	A	14	51	35	2,22	5,9	4,7	1230	24,0	109	138	100	5
145	woj. Radom	50-60	(B)	15	54	31	0,67	7,5	6,0	1549	24,5	138	145	65	4
146		130-145	C	10	55	35		8,0	7,0	1549	25,1	174	179	30	3

Gleby brunatne i pice wytworzone z lessu

147	Sieraków	0-20	A	8	54	40	2,03	5,8	4,8	1778	1,74	59	89	58	0,2
148		20-35	A _B	5	52	43	0,74	5,4	4,2	1175	1,74	41	69	60	3
149		50-70	B _C	5	50	45		4,8	3,9	1778	4,47	68	98	55	4

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
150	Spytkowice	5-15	A _p	7	57	36	2,21	5,5	4,4	1698	1,55	45	94	50	0,4
151	woj. Bielsko	25-35	CB	9	54	37	0,42	5,4	4,3	1096	2,00	39	68	58	4
152	-Biała	70-80	CB	5	57	38		4,9	3,8	912	1,91	40	87	40	8
153	Marcyporęba	5-15	A _p	7	51	42	1,68	6,5	5,5	2818	1,82	74	94	50	0,8
154	woj. Bielsko	30-40	CB	5	48	47	0,26	6,6	5,2	1122	3,24	92	105	50	3
155	-Biała	140-150	C	7	50	43		4,9	3,8	1175	2,57	55	100	40	4
156	Czerotto-	0-25	A _p	5	47	47	2,21	5,7	4,8	1820	3,31	59	95	50	0,8
157	wice	25-35	A _g	4	54	42	0,37	5,8	4,7	676	2,45	56	56	52	4
158		35-70	B ₁	5	50	44		5,0	3,9	589	2,63	61	61	50	3
Czarne ziemie															
159	Kol. Wawrzy-	10-20	A _p	54	18	18	2,41	7,4	6,4	447	0,81	9,4	10	70	1
160	nów	30-50	A ₁ /C	55	19	26	0,94	7,6	6,3	1096	1,70	9,5	10	70	1,2
161	woj. Kielce	60-70	C	45	22	33		7,5	6,1	1660	2,00	10,5	11	150	1,5

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
162	Borowina	10-20	A _i	67	16	17	4,10	7,1	5,9	n.b.	n.b.	15,1	17	110	2,2	
163	woj. Zielo-	55-65	A _i /C	67	12	21	0,21	7,8	6,4	n.b.	n.b.	9,9	10	70	2,5	
164	na Góra	95-105	C	60	16	24		8,1	6,6	n.b.	n.b.	11,4	12	150	5	
165	Króle M.	5-10	A _i	53	25	22	3,69	6,7	5,4	347	0,89	12,0	14	30	0,7	
166	woj. Biały-	35-45	A/C	54	24	22	1,17	7,0	5,7	759	1,38	9,2	10	50	1,7	
167	stok	45-100	C	51	24	26		7,3	5,9	447	1,12	7,7	8	110	3,5	
168		95-100	C	45	27	28		7,8	5,8	537	1,39	8,3	9	90	4	
169		135-140	C	46	22	32		8,1	6,7	1622	1,82	20,4	21	150	5	
170	Rzgów	10-20	A _p	62	24	14	2,48	7,0	6,3	813	0,98	9,4	10	70	1,5	
171	woj. Poznań	25-35	A _i	62	23	15	1,99	7,3	6,3	708	0,83	8,2	9	80	1,5	
172		50-60	BC	52	24	24		8,2	6,3	191	1,23	9,4	10	30	2	
173		130-140	C	50	22	28		8,6	7,5	631	0,89	22,0	22	50	2	
174	Wiśniewa	10-20	A _p	61	21	18	2,48	6,7	5,6	851	0,79	10,3	12	210	3	
175	woj. Poznań	30-40	A _i	55	22	23	1,18	7,7	6,5	794	1,32	12,5	14	190	nb.	
176		70-80	B	35	17	48		7,9	6,3	851	2,63	17,8	18	130	4,5	
177		130-140	C	35	19	45		8,3	6,8	912	2,75	23	7	24	130	3,5

cd. Tabela 1. Właściwości oksydoredukcyjne gleb orných na tle ogólnej ich charakterystyki

B. Gleby ze zbiorów Instytutu Agrofizyki PAN w Lublinie

Lp.	Miejscowość	Głębokość	Poziom	Fracje	Mat.	pH	Mn	Fe ₂ O ₃	R _C	t ₃₀₀			
	wość	kość	ziom	%	org. %	H ₂ O KCl	mg kg	%	me kg	dni			
1.0- 0.1- <0.02													
0.1 0.02													
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14

Czarne ziemie

178	Wyrzyki	0-40	A ₁	48	29	25	2,51	7,1	7,0	217	1,09	19	2
179	woj. Biała	40-70	A ₁ C	61	19	20	0,75	6,9	6,6	100	1,29	32	3
180	Podlaska	70-150	C	58	19	23	0,27	7,4	6,3	112	2,37	18	3
181	"	0-25	A ₁	29	36	36	2,57	5,4	4,8	163	1,22	59	3
182		25-50	A ₁ C	41	18	41	0,62	5,6	4,8	252	2,19	16	5
183		50-150	C	26	18	56	0,33	6,6	5,2	173	2,39	22	5

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
184	"	0-40	A ₁	35	40	25	1,58	6,9	6,4	170	1,06	31	2
185	"	40-70	A ₁ C	36	23	41	0,85	7,1	6,4	148	2,24	69	2
186	"	70-100	CG	43	15	42	0,48	7,2	6,4	180	2,61	48	2
Gleby pługowe wytworzone z glin													
187	"	0-25	A ₁	47	29	24	1,39	5,8	5,2	153	2,24	99	2
188	"	25-50	A ₂	63	22	15	0,31	5,1	5,4	88	0,91	120	3
189	"	50-150	B/C	44	16	40	0,29	6,8	5,5	132	2,34	46	3
190	"	0-25	A ₁	53	30	17	1,82	5,4	4,8	195	0,62	86	8
191	"	25-60	A ₂	64	21	15	0,25	6,7	4,5	107	0,77	156	9
192	"	60-150	B/C	47	22	31	0,58	6,0	4,5	86	1,46	68	12
Gleby płowe wytworzone z piasków													
193	"	0-25	A ₁	43	33	24	1,93	4,4	4,3	200	0,55	150	2
194	"	25-50	A ₂	48	21	31	0,35	5,4	4,5	272	0,95	65	7
195	"	50-90	B	44	22	34	0,10	5,8	4,7	185	2,62	28	8

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
196	"	0-20	A ₁	55	24	21	1.49	6.0	5.3	86	0.62	175	1
197		20-40	A ₂	52	25	23	0.12	5.6	4.6	90	0.85	127	2
198		40-80	B/C	77	7	16	0.58	5.9	4.6	132	0.85	25	2
199	"	0-20	A ₁	46	33	21	1.46	4.7	4.2	206	0.64	79	8
200		20-40	A ₂	52	29	19	0.54	6.1	5.0	157	0.71	109	2
201		40-80	B	69	14	17	0.23	5.8	4.6	71	0.85	59	3
202	"	0-25	A ₁	36	40	24	1.84	5.0	4.4	168	1.27	78	2
203		25-50	A ₂	38	34	28	0.60	5.1	4.5	124	1.48	137	2
204		50-150	B/C	38	18	44	0.39	5.7	4.5	103	2.19	63	2
205	"	0-30	A ₁	44	34	22	1.43	4.8	4.4	156	0.94	40	2
206		30-50	B	40	23	37	0.54	5.8	4.4	135	0.54	141	2
207		50-150	B/C	41	19	40	0.44	6.2	5.0	167	2.39	54	2
208	"	0-25	A ₁	44	36	20	1.70	5.5	4.7	151	1.46	64	2
209		25-50	A ₂	37	38	25	0.48	5.6	4.6	118	0.72	80	2
210		50-80	A ₂ /B	45	25	30	0.29	5.7	4.4	92	1.14	63	2
211	"	0-20	A ₁	44	37	19	1.80	5.2	4.7	138	1.03	107	2
212		20-150	B/C	45	15	40	0.64	6.3	5.1	130	2.39	48	2

do typu brunatnego, a 7 profili stanowią gleby płowe. Zawartość substancji organicznej w warstwach ornych wynosi od 1,28 do 2,30% oraz wyjątkowo w poziomach A_p profili 37 i 40 odpowiednio 4,09 i 4,49%. Poziomy uprawne gleb wykazują odczyn kwaśny (pH w KCl od 3,7 do 5,2) oraz małą zawartość kationów wymiennych o charakterze zasadowym, wysoką wartość kwasowości hydrolitycznej, a ich kompleks sorpcyjny od 50 do 70% wysycony jest jonami wodoru. W głębszych poziomach udział jonów wodorowych zmniejsza się. Wszystkie z badanych gleb do głębokości 130 cm nie zawierały węglanu wapnia. Zawartość tlenków żelaza w poziomach uprawnych wynosiła od 0,20 do 0,71% i na ogół wzrastała w głąb profilu glebowego dochodząc do 2,57%. W mangan najbardziej zasobne były poziomy powierzchniowe, zawierające do 1400 mg/kg, w głębszych poziomach zawartość Mn obniża się, dochodząc do 30 mg/kg. Wyjątek stanowi profil brunatny o numerach próbek 31-33 oraz 40-42.

Gleby płowe wytworzone z glin

Wśród badanych gleb 6 profili zaliczono do brunatnych, a 19 do płowych. Omawiane gleby są zróżnicowane między sobą zarówno pod względem składu granulometrycznego, jak również właściwości chemicznych. Zawartość substancji organicznej w poziomach uprawnych wynosiła od 1,42 do 3,70%. Odczyn poziomów powierzchniowych był kwaśny i słabo kwaśny, pH w KCl wynosiło od 4,0 do 6,6. Zawartość kationów zasadowych wzrasta w głąb profilu glebowego, zmniejszając równolegle udział jonów wodorowych, który w poziomach uprawnych wypełniał do 50% kompleks sorpcyjny. Zawartość tlenków żelaza od 0,62% w powierzchniowych warstwach rosła w głąb profili, dochodząc nawet do 10%. Rozkład Mn całkowitego w poszczególnych poziomach

badanych profili nie uклада się regularnie. Gleby wytworzone z glin zawierały Mn w szerokim przedziale od 380 do 3236 mg/kg. Gleby płowe i brunatne wytworzone z utworów pyłowych wodnego pochodzenia

Utwory pyłowe wodnego pochodzenia zawierają ponad 40% frakcji pyłu. Wśród badanych gleb 2 profile zaliczono do brunatnych, a pozostałe 4 do typu pławych. Zawartość substancji organicznej w poziomach uprawnych tych gleb wynosiła od 1,36 do 2,41%. Odczyn poziomów próchnicznych był bardzo zróżnicowany, pH w KCl wynosiło od 4,2 do 6,7. Zawartość kationów zasadowych w poziomach ornych również potwierdzała dużą zmienność wypełniając od 20 do 90% kompleks sorpcyjny. Zawartość tlenków żelaza na ogół rosła w głąb profilu i zawierała się w przedziale 0,69-2,63 %. W mangan najbardziej zasobne były powierzchniowe warstwy gleb, w których jego zawartość wahała się od 525 do 2138 mg/kg.

Gleby płowe i brunatne wytworzone z lessu

Z 4 profili wziętych do badań po 2 były typu brunatnego i pławego. Odznaczały się one w poziomach uprawnych wartościami pH w KCl od 4,4 do 5,5. Udział jonów wodorowych w kompleksie sorpcyjnym omawianych gleb dochodził do 50%, zmniejszając się w głąb profili. Zawartość tlenków żelaza w warstwie ornej gleb wahała się w przedziale 1,55- 3,31%. Najbardziej zasobne w mangan były powierzchniowe warstwy tych gleb, gdzie zawartość Mn całkowitego wynosiła od 1698 do 2818 mg/kg.

Mady

Badane mady charakteryzowały się zawartością substancji organicznej, wynoszącą w warstwie ornej od 1,74 do 2,48 %. W poziomach próchnicznych pH w KCl wynosiło od 4,4 do 6,1. Kationy zasadowe w znacznym stopniu wypełniały kompleks

sorpcyjny tak, że udział jonów wodorowych nie przekraczał 30%. Zawartość tlenków żelaza dochodziła do 5%. Zawartość manganu całkowitego wynosiła od 955 do 7413 mg/kg i nie ukształtowała się regularnie w badanych profilach.

Czarne ziemie

Profile tych gleb reprezentują utwory glebowe wytworzone z glin, o dość zróżnicowanym składzie granulometrycznym. Badane gleby odznaczały się zawartością substancji organicznej wynoszącą od 2,41 do 4,10% w poziomach ornych. Ich odczyn w KCl zawierał się w przedziale 5,4-6,3 i wzrastał w głąb profilu. Kompleks sorpcyjny był w znacznej mierze wysycony kationami zasadowymi, tak że jon wodorowy nie stanowił więcej niż 10% pojemności kompleksu. Głębsze poziomy profilu (poniżej 95 cm) odznaczały się zawartością węglanów, dochodzącą do 10,5%. Zawartość tlenków żelaza wynosiła w warstwie ornej od 0,79 do 0,98 i rosła w głąb profilu, dochodząc do 2,75%. Najbardziej zasobne w mangan były poziomy poniżej 60 cm, w których zawartość dochodziła do 1660 mg/kg. Wyjątek stanowił profil oznaczony numerami 170-173, gdzie największą zawartość manganu stwierdzono w poziomie Ap.

Gleby obiektu melioracyjnego Kałuża-Wyrzyki

W tabeli 1 zamieszczono podstawową charakterystykę gleb pobranych w 1983 r. na obiekcie melioracyjnym Kałuża-Wyrzyki (gmina Łosice w woj. Białą Podl.) obejmującym fragment zlewni rzeki Kałuzi, dopływu Krzny. Na obszarze 311 ha użytków zielonych i 787 ha gruntów, które objęły plany melioracyjne, zakwalifikowano 69% powierzchni jako gleby nie wymagające odwodnień, 27% - jako gleby wymagające odwodnienia i 4% powierzchni jako pilnie wymagające odwodnienia. Wśród wziętych do badań gleb 60% powierzchni stanowiły gleby bielcowe i

piłowe, 30% gleby brunatne wytworzone z piasków i około 10% czarne ziemie wytworzone z glin. Odczyn tych gleb w KCl zawierał się w przedziale 4,4 - 7,0. Zawartość substancji organicznej wynosiła w powierzchniowych warstwach od 1,39 do 2,51%. Gleby te charakteryzowała stosunkowo mała zawartość tlenków żelaza od 0,55 do 2,51% w wierzchnich poziomach oraz niewielka zasobność w mangan. Na ogół największe zawartości manganu wystąpiły w poziomach A_1 od 86 do 217 mg/kg. Badane gleby wyróżniały się szczególnie małą odpornością na procesy redukcyjne wynoszącą na ogół 1-5 dni.

2.3. Sposób i zakres wykonywanych pomiarów

2.3.1. Oznaczenia podstawowych właściwości gleb

Podstawowe oznaczenia składu granulometrycznego (metoda Cassagrande'a w modyfikacji Prószyńskiego), węglanu wapnia (metoda Scheiblera), substancji organicznej (metoda Tiurina), kationów wymiennych (metoda Mehlicha), pH metodą elektrometryczną (gleba : H_2O lub KCl = 1:10), dla gleb zawartych w części A tabeli 1 zostały wykonane przez Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach. Dla gleb w części B tabeli 1 - w Instytucie Agrofizyki PAN w Lublinie. Oznaczanie tlenków żelaza i manganu całkowitego wykonano metodą spektralnej analizy emisyjnej w Instytucie Gleboznawstwa i Chemii Rolnej w Lublinie.

2.3.2. Oznaczanie wskaźnika t_{300}

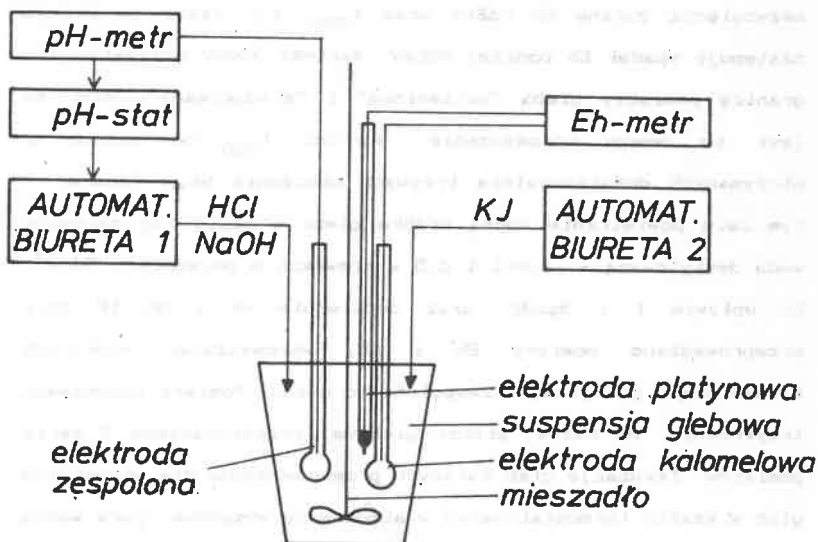
Jako miarę odporności gleb na procesy redukcyjne przyjęto

bezwzględna zmianę E_h (ΔE_h) oraz t_{300} , t.j. czas, po którym następuje spadek E_h poniżej 300mV. Wartość 300mV przyjęto jako granicę pomiędzy glebą "natlenioną" i "zredukowaną", mimo że jest to pewne uproszczenie. Wartość t_{300} wyznaczono z otrzymanych doświadczalnie krzywych obniżenia E_h w czasie. W tym celu powietrznie suchą próbkę gleby o masie 10g zalewano wodą destylowaną w ilości 1:2,5 w zlewkach o pojemności 50cm³. Po upływie 1 i 3godz. oraz codziennie od 1 do 18 dnia przeprowadzano pomiary E_h i pH, wprowadzając elektrody kalomelową i platynową i zespoloną do osadu. Pomiary wykonywano trzykrotnie. Na każdej próbce glebowej przeprowadzono 2 serie pomiarów. Inkubację gleb zalanych przeprowadzono dla wszystkich gleb w szafie termostатовanej w atmosferze wysyczonej parą wodną w temp. $20^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}$ oraz na 35 próbkach glebowych pochodzących z 12 profili dodatkowo w temp. 0, 10 i 15°C przez 40 dni.

2.3.3. Określenie pojemności redoks gleb - R_c

Pojemność redoks określono miareczkując potencjometrycznie ilość form utlenionych obecnych w glebie 0,01n KJ przy pH 3 (metoda własna). Dla oznaczeń potencjometrycznych zestawiono automatyczny titrator oraz biuretę automatyczną. Schemat zastosowanej aparatury przedstawiono na rysunku 2.

Po serii wstępnych oznaczeń "czystych" form utlenionych takich, jak: NO_3^- , MnO_2 , Fe_2O_3 , mogących występować w glebie, ustalono następujące postępowanie. Próbkę gleby o masie 5g umieszczano w naczynku z polietylenu, następnie dodano 12,5ml H_2O i umieszczano na stołiczku titratora (rys. 2.). Po włączeniu mieszadła mechanicznego odczekano na ustalenie się wartości E_h i pH, które zanotowano jako wartości wyjściowe E_{h_0} .



Rys. 2. Schemat zastosowanej aparatury do oznaczeń potencjometrycznych pojemności redoks gleb

i pH_0 . Następnie doprowadzono zawiesinę glebową do pH 3, dozując 0,01n HCl z biurety (zadana wartość pH była kontrolowana automatycznie). Gdy warunki reakcji osiągnięto, włączano drugą biuretę dozującą 0,01n KJ, aż do osiągnięcia pH 3 przez zawiesinę glebową, a następnie ilość 0,01n HCl zużyta w czasie miareczkowania z KJ oraz ilość zużytego KJ były zarejestrowane na samopisie.

Potencjał redoks mierzono elektrodą platynową 0,5 x 4mm (standardyzowaną w buforze Michaelisa) przy $E_h = 404\text{mV}$ (119) wobec elektrody kalomelowej. Dla pomiarów pH używano szklanej elektrody zespolonej - Radiometer.

2.3.4. Wyznaczanie zależności Eh-pH podczas miareczkowania acydymetrycznego

Dla zbadania zależności Eh-pH w zakresie pH 2-11 dla 52 wybranych próbek gleb (po dwie z każdego rodzaju i gatunku) przeprowadzono miareczkowania acydymetryczne zawiesin glebowych (1:2,5) przy użyciu opisanego zestawu, stosując jako titranty 0,01M NaOH i HCl. Podczas miareczkowania wartości Eh i pH były zarejestrowane w funkcji objętości dodanego titranta. Każde oznaczenie powtórzono trzykrotnie.

2.3.5. Badanie dynamiki Eh-pH oraz NO_3^- , Mn^{+2} i Fe^{+2} w warunkach zalania gleb wodą

Celem określenia dynamiki Eh-pH oraz zachodzących procesów redoks odważono do plastikowych stożkowatych naczynek po 10g zmielonej i powietrznie suchej gleby. Następnie dodano po 25ml wody destylowanej. Otwarte naczynie inkubowano w temp. 20° w szafie termostатовanej wysyczonej wewnątrz parą wodną przez 40 dni. W tym czasie sześciokrotnie mierzono Eh i pH zawiesiny glebowej oraz pobierano po 5ml roztworu z nad osadu do oznaczeń NO_3^- elektrodą selektywną BMSA produkcji krajowej oraz Mn^{+2} metodą nadsiarczanową /1/, Fe^{+2} kolorymetrycznie z α, α' -dwupirydylem /1/.

Ponadto wybrano 52 próbki pochodzące z 18 profili, reprezentujących po dwa przykłady z każdego rodzaju i gatunku gleby, w których w warunkach zalania wodą prześledzono uruchamianie się Mn^{+2} rozpuszczonego w wodzie (tzw. Mn_B) na tle trzech różnych frakcji manganu oznaczonych w roztworach

ekstrakcyjnych, jak: Mn_w - mangan wymienny oznaczany w in CH_3COONH_4 /59/, Mn_l - mangan ulegający łatwo redukcji w in $MgSO_4 + 0,2\% Na_2SO_3 + 0,05\% Na_2S_2O_5$ /60/ oraz Mn_r - mangan ruchomy w in $MgSO_4 + 0,4\% Na_2S_2O_3 + 0,1n H_2SO_4$ /59/. Zawartość poszczególnych frakcji manganu odniesiono do Mn całkowitego gleby (Mn_c).

2.3.6. Określanie frakcji Mn i Fe w glebach metodą elektroultrafiltracji

Dla rozdzielania Mn obecnego w glebie na frakcje zastosowano metodę elektroultrafiltracji. W tym celu do kuwety aparatu EUF Vogel wsypywano odważoną 5g próbkę gleby. Po zamknięciu obwodu elektrycznego następowało dozowanie wody do ustalonego poziomu. Następnie przyłączano napięcie do siatek platynowych pokrytych podwójnymi sączkami (Universal Filter Nemeth Nr. 980230 oraz Rundefilter Nr. 85/90) /71/, które stanowiły ściany kuwety. Następnie włączono podciśnienie w przestrzeni katodowej i anodowej, a zawieszinę glebową poddano mieszaniu. Wytrącony na filtrakach w przestrzeni katodowej materiał stanowiący wytrącone tlenki rozpuszczano w mieszaninie $HNO_3 : HCl = 1 : 3$, a następnie analizowano na zawartość Fe i Mn metodą ASA.

Rozfrakcjonowanie materiału glebowego prowadzono przy różnych zadanych napięciach i czasie filtracji: 50V (15min.), 150V (30min.) oraz 300V (10min.). Wydzielony Mn i Fe przy różnych napięciach tworzyły odpowiednio trzy frakcje oznaczone jako: a, b i c.

2.3.7. Dobór parametrów fazy stałej gleby do modelu matematycznego wskaźników t_{300} i R_c

Opierając się na parametrach glebowych takich, jak : umiejscowienie w profilu glebowym (głębokość) - x_1 , frakcje granulometryczne o wielkości ziarna 1,0 - 0,1mm - x_2 , 0,1 - 0,02mm - x_3 , poniżej 0,02mm - x_4 , zawartość substancji organicznej - x_5 , pH w H_2O - x_6 , pH oznaczone w KCl - x_7 , zawartość form utlenionych manganu - x_8 , żelaza - x_9 , suma zasad - x_{10} , pojemność kationowymienna (CEC) - x_{11} określono korelacje proste z odpornością na procesy redukcyjne (t_{300}) - y_{12} i z wyznaczonymi wartościami pojemności redoks R_c - y_{13} dla poszczególnych grup gleb oraz łącznie dla wszystkich badanych gleb.

Korelacje proste wyznaczono na podstawie trzech typów równań: 1) liniowe $y = a + bx$, 2) wielomian $y = a + bx + cx^2 + dx^3$ oraz 3) $1/y = a + b/x + c/x^2$.

Przeprowadzono w następnym etapie analizę regresji wielokrotnej z wyborem najlepszego podzbioru zmiennych niezależnych przez eliminację zmiennych mniej istotnych. Biorąc pod uwagę korelacje proste zmienne x_1 , x_2 , x_3 , x_4 , x_6 , x_{10} włączono liniowo, natomiast zmienne x_5 , x_8 i x_9 nieliniowo ze względu na wyższe współczynniki korelacji pomiędzy tymi parametrami a cechami t_{300} i R_c . Jako końcowy model opisujący analizowane zależności uznano typ równania:

$$y_{12} = a + bx + c \ln x_1 + dx_2 + e \ln x_2 \text{ itd.}$$

Przez eliminację zmiennych mniej istotnych otrzymano modele uproszczone.

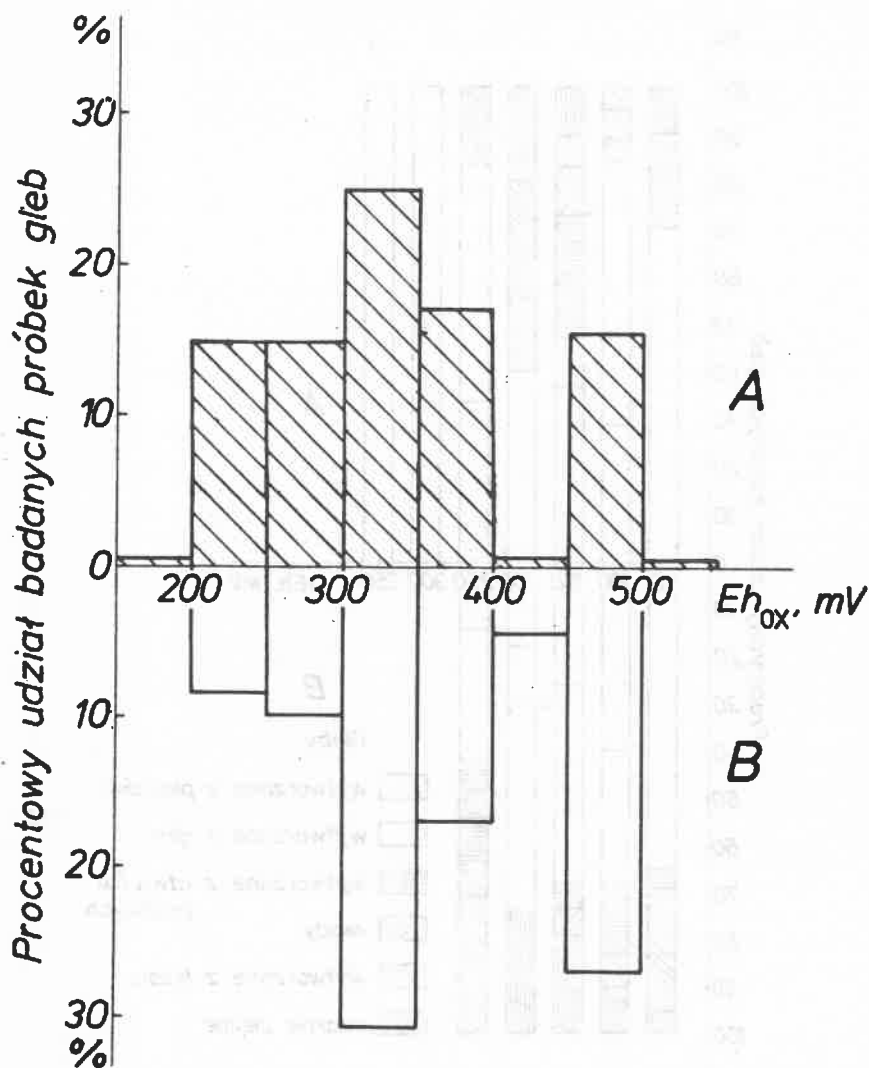
3. OMÓWIENIE WYNIKÓW

3.1 Analiza wyników eksperymentalnych

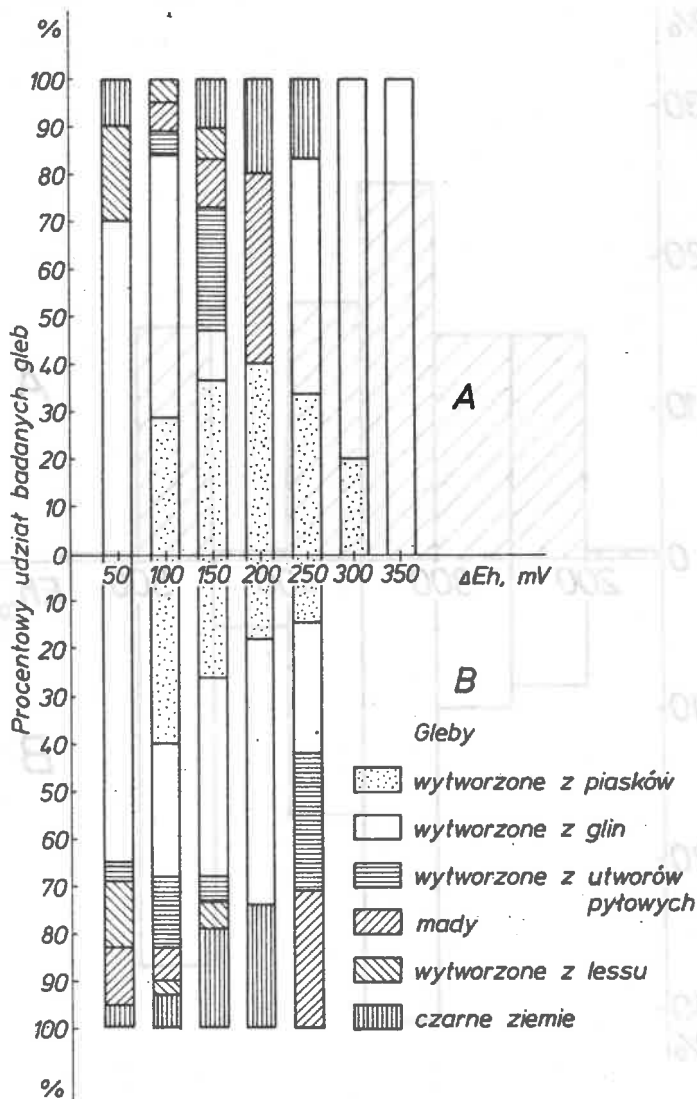
3.1.1. Zmiany Eh

Wartość potencjału oksydoredukcyjnego Eh_{ox} oznaczana po trzech godzinach od momentu zalania wodą gleb powietrznie suchych wykazuje dużą zmienność. Wśród badanych gleb 10% w poziomie próchnicznym i 18% w podpróchnicznym pozostaje w stanie wyjściowym Eh poniżej 300mV. Dotyczy to gleb o składzie mechanicznym glin średnich i ciężkich (profile nr 46-66, 69-74, 80-83, 91-93 oraz 98, 101, 104, 107, 110 i 111). Procentowy udział poszczególnych gleb pogrupowanych w przedziałach co 50mV dla poziomów próchnicznych i podpróchnicznych obrazuje rysunek 3. Najbardziej liczny przedział Eh_{ox} pomiędzy 300-350mV zawierał 25% poziomów próchnicznych i 32% podpróchnicznych. Znaczna część gleb, bo 16% poziomów próchnicznych i 24% podpróchnicznych, wykazuje wartość Eh_{ox} powyżej 450mV.

Stan anaerobiozy wywołany zalaniem gleb wodą w temp. 20°C spowodował obniżenie potencjału oksydoredukcyjnego (ΔEh) dochodzące do 350mV w glebach poziomów próchnicznych i do 250mV w poziomach podpróchnicznych. Najszerszy zakres zmian dotyczył gleb o składzie granulometrycznym glin, wśród których ΔEh wahało się od 350 do 50mV. Gleby wytworzone z lessów wykazywały prawie jednakowe obniżenie Eh w obu poziomach genetycznych rzędu 50-150mV. Wśród czarnych ziem ΔEh dochodziło do 250mV w poziomach próchnicznych i 200mV w podpróchnicznych. Dla gleb wytworzonych z piasków największa ilość gleb wykazała obniżenie



Rys.3. Wartość potencjału oksydoredukcyjnego gleb w stanie utlenionym Eh_{ox} w badanych glebach A - poziomy próchniczne, B - poziomy podpróchniczne



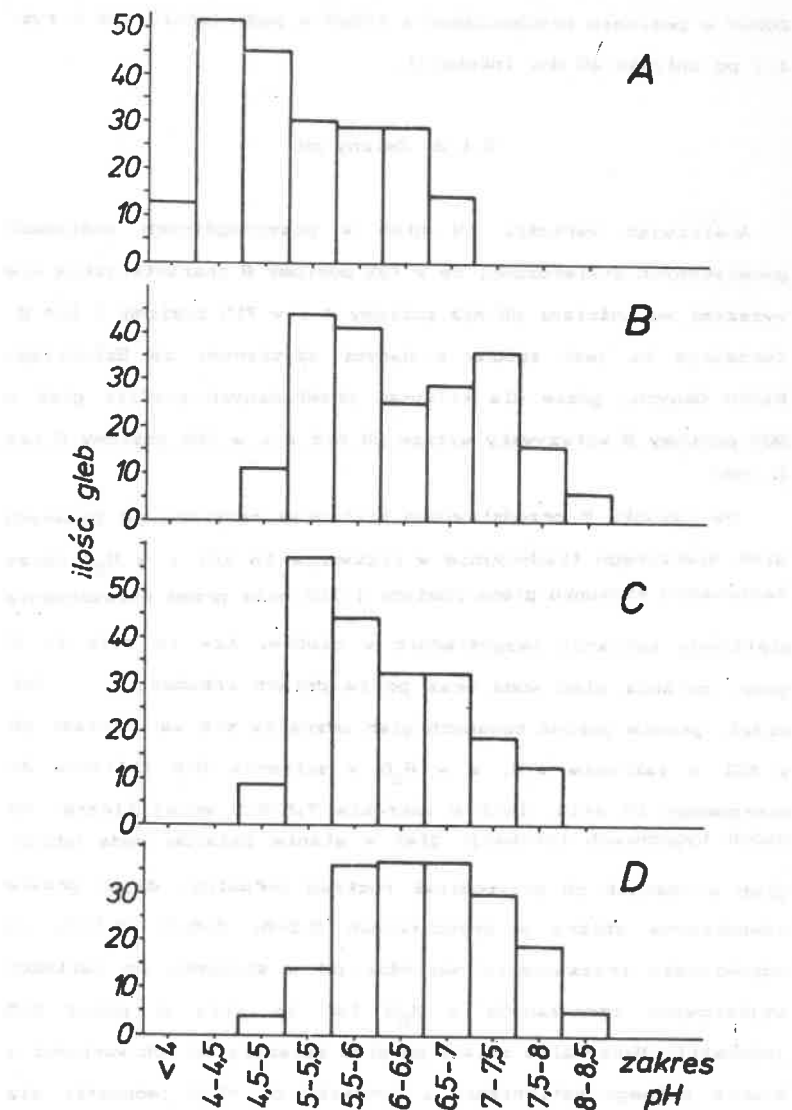
Rys. 4. Zmiany potencjału oksydoredukcyjnego (ΔEh) w warunkach zalania gleb wodą w temp. 20°C
 A - w poziomach próchnicznych, B - w poziomach podpróchnicznych (po 40 dniach inkubacji)

200mV w poziomie próchnicznym i 100mV w podpróchnicznym C rys. 4.) po upływie 40 dni inkubacji.

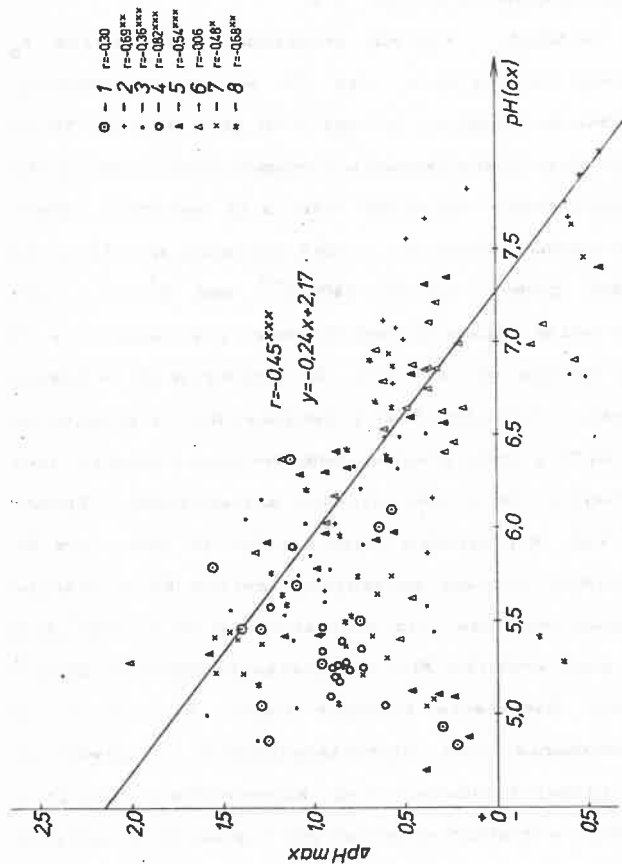
3.1.2. Zmiany pH

Analizując wartości pH gleb w poszczególnych poziomach genetycznych stwierdzono, że w 73% poziomy B charakteryzują się wyższymi wartościami pH niż poziomy A i w 71% poziomy C niż B. Tendencja ta jest zgodna z danymi uzyskanymi ze Szkockiego Banku Danych, gdzie dla kilkuset przebadanych profili gleb w 90% poziomy B wykazywały wyższe pH niż A i w 76% poziomy C niż B [66].

Na rysunku 5 przedstawiono histogram rozkładu pH badanych gleb mierzonego tradycyjnie w roztworze 1n KCl i w H_2O (przy zachowaniu stosunku gleba-roztwór 1:10) oraz przez umieszczenie elektrody szklanej bezpośrednio w glebie, tzw. *in situ* po 3 godz. zalania gleb wodą oraz po 14 dniach inkubacji. Jak widać, prawie połowa badanych gleb odznacza się wartościami pH w KCl w zakresie 4-5, a w H_2O w zakresie 5-6 zbliżone do mierzonego *in situ*, lecz w zakresie 7,5-8,5 mniej liczne. Po dwóch tygodniach inkubacji gleb w stanie zalania wodą udział gleb o różnych pH przypominał rozkład normalny, dając prawie równoliczne zbiory w przedziałach 5,5-6; 6-6,5; 6,5-7, co odpowiadało przesunięciu wartości pH w stosunku do wartości wyjściowych oznaczanych w H_2O lub *in situ* o ponad 0,5 jednostki. Maksymalne zmiany pH gleb zależały od ich wartości w stanie pełnego natlenienia i wynosiły do +1,6 jednostki dla gleb kwaśnych o pH 5 oraz -0,8 jednostki dla gleb o pH powyżej 7,5. Zależność zmian pH w funkcji ich wartości wyjściowych (pH_{ox}) można opisać równaniem prostej (rys. 6), ale



Rys. 5. Histogram rozkładu pH w glebach. Wartości pH mierzone przed inkubacją: A - w 1n KCl, B - w H₂O, C - pH mierzone in situ po 3 godz. inkubacji (pH_{ex}), D - po 14 dniach inkubacji (łączna liczba próbek gleb n = 212)

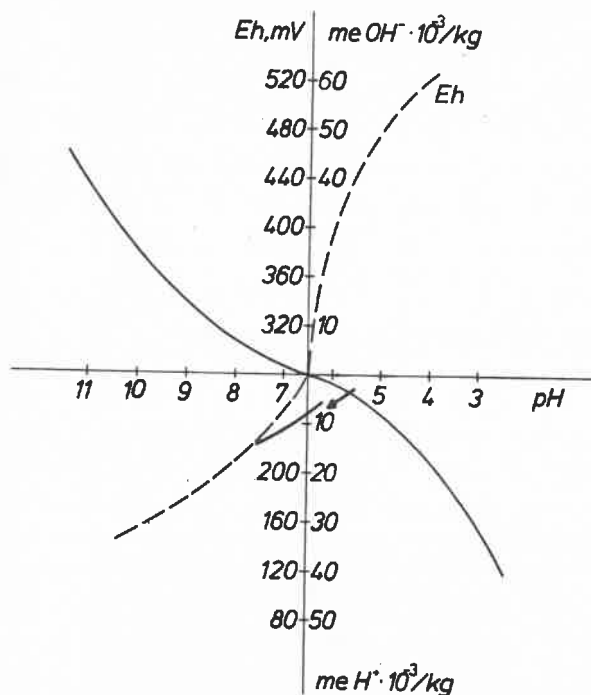


Rys. 6. Bezwzględna zmiana pH gleb wywołana stanem niedotlenienia (po 40 dniach inkubacji) w funkcji ich wartości wyjściowych: 1 - gleby brunatne i płowe wytworzone z lessów, 2 - mady, 3 - gleby wytworzone z piasków gliniastych, 4 - gleby wytworzone z piasków luźnych i słabogliniastych, gleby wytworzone z glin: 5 - lekkich, 6 - średnio ciężkich, 7 - ciężkich, 8 - pyłów

rozproszenie wyników jest tu dość duże.

Porównanie zmian Eh - pH podczas zalania gleb wodą, ze zmianami potencjału redoks, jakie odpowiadają kolejnym przejściom pH w czasie miareczkowania acydymetrycznego kwasem lub zasadą przedstawione są na rys. 7-9.

W glebach kwaśnych, których przykładem jest poziom A_p piasku gliniastego (próbka nr 4 - rys. 7), wartość pH wychodząc od 5,47 po 40 dniowej redukcji osiąga 6,76 przy zmianie Eh od 371 do 212mV. Podczas miareczkowania acydymetrycznego tej gleby zmiana pH w tym zakresie odpowiada różnica Eh wynosząca 128mV. Widać więc, że zmiana potencjału redoks zachodzi nie tylko na konto kwasowości gleby (pobór 346×10^{-3} meq H^+ /kg), lecz wywołana jest również zmianą stężeń utleniaczy i reduktorów. W przypadku mady (próbka nr 144 - rys. 8) obniżenie Eh w czasie naturalnej redukcji wynosiło 180mV i związane było z przejściem pH od 6,02 do 6,77 i było prawie równe zmianie (189mV), jaka odpowiadała przejściu pH w tym zakresie miareczkowania (pobór 24×10^{-3} meq H^+ /kg). W przypadku lessu (próbka nr 153 - rys. 9) natomiast nachylenie krzywej obrazującej zmiany Eh w trakcie redukcji było dużo mniejsze, niż wynikałoby to ze zmiany pH o 0,8 jednostki, gdyż wynosiło 35mV i odpowiadało poborowi 4×10^{-3} meq H^+ /kg gleby. Nachylenie krzywych poboru H^+ lub OH^- w trakcie miareczkowania jest charakterystyczne i zależy od zakresu pH dla każdej z badanych gleb. Najmniejsze zmiany Eh i pobór H^+ występują w glebach wytworzonych z piasków w zakresie pH 5,5 do 7, największe zaś występują w glebach wytworzonych z lessu.

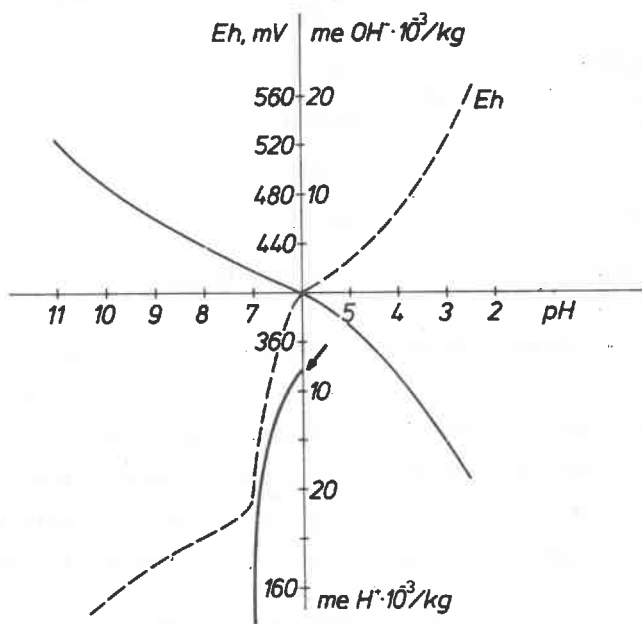


Rys. 7. Zmiany Eh-pH podczas redukcji gleby brunatnej wytworzonej z piasku (poziom A_p , próbka nr 4) w temp. 20°C (krzywa zaznaczona strzałką) w stanie zalania wodą na tle zmian Eh-pH (krzywa przerywana) i poboru H^+ lub OH^- (krzywa ciągła w trakcie miareczkowania acydymetrycznego: 1 - zawiesiny glebowej, 2 - wody

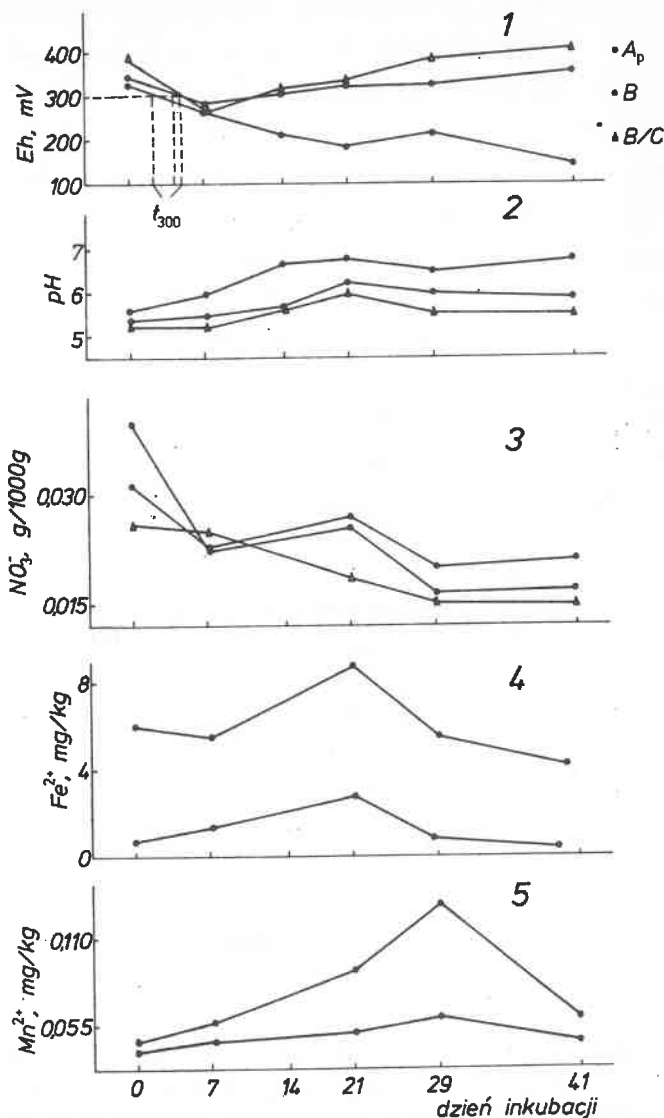
3.1.3 Redukcja azotanów

Przemiany azotu w glebie uzależnione są od warunków redoks środowiska glebowego. Okresowe wykorzystanie NO_3^- jako akceptora elektronów przez fakultatywne anaeroby powoduje, że proces denitryfikacji nasila się, gdy konsumpcja tlenu w glebie nie

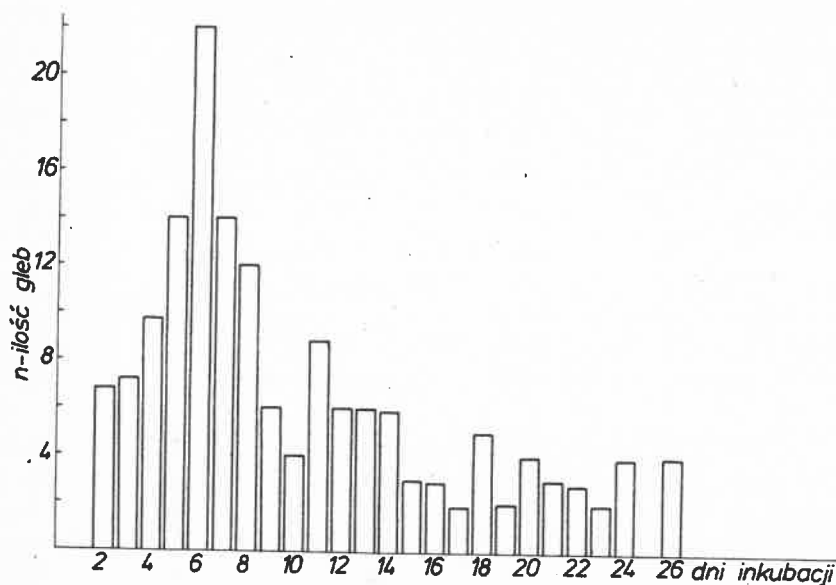
jest pokrywana przez jego dopływ z atmosfery. Wówczas to zmianom wartości Eh i pH środowiska glebowego w trakcie inkubacji gleb towarzyszy spadek zawartości NO_3^- oraz wzrost stężenia Mn^{+2} i Fe^{+2} . Typowy przebieg zmian dla gliny ciężkiej (próbki nr 98-100) w funkcji czasu przedstawia rysunek 10. Gleba ta o pH wyjściowym od 5,2 do 5,6 dla poszczególnych poziomów genetycznych wykazywała szybki wzrost pH do wartości 6,6 w poziomie A_p po 14 dniach inkubacji oraz 6-6,2 po 21 dniach w poziomach głębszych, czemu towarzyszył systematyczny



Rys. 8. Zmiany Eh-pH podczas redukcji gleby mady (poziom A_p , próbka nr 144) w temp. 20°C w stanie zalania wodą (krzywa oznaczona strzałką) na tle zmian Eh-pH (krzywa przerywana) i poboru H^+ lub OH^- (krzywa ciągła) w trakcie miareczkowania acydymetrycznego



Rys.10. Przykładowy przebieg zmian 1 - Eh, 2 - pH, 3 - zawartości $\cdot NO_3^-$, 4 - Fe^{2+} , 5 - Mn^{2+} w czasie inkubacji gleby brunatnej wytworzonej z gliny ciężkiej (próbki nr 98-100) w temp. $20^\circ C$ w warunkach zalania wodą

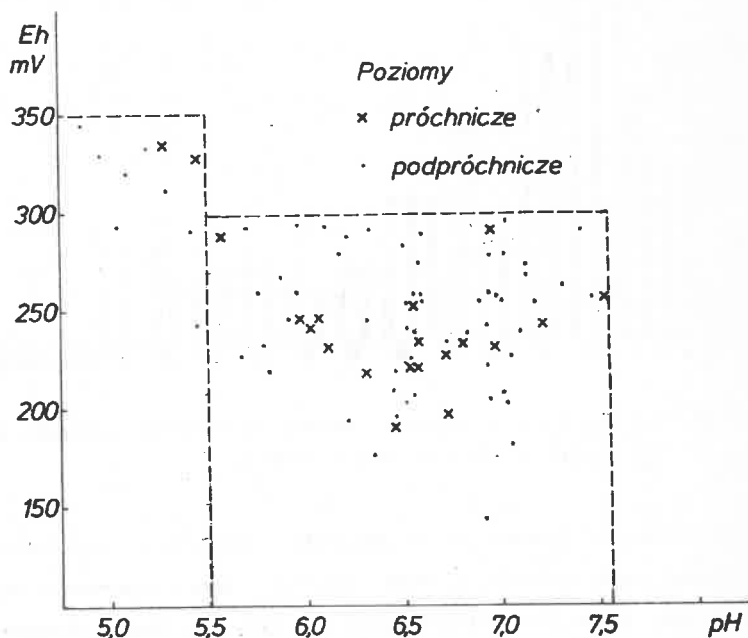


Rys.11. Liczba gleb wykazująca połowiczny rozkład azotanów po upływie 2, 4, 6, itd. dni inkubacji

denitryfikacji przebiegał w poziomach akumulacji próchnicy, ulegając połowicznemu rozpadowi azotanów w ciągu pierwszych dni inkubacji. Wśród 212 badanych gleb 152 wykazały spadek stężenia azotanów do połowy podczas trwającej inkubacji, a dla 84 z nich (56%) czas ten nie przekroczył 8 dni (rys.11).

Redukcja połowy azotanów następowała, gdy wartość Eh wynosiła poniżej 350mV dla gleb o pH 5 oraz od 140 do 290mV dla gleb o pH 7 (rys 12). Tak więc można oczekiwać, że w glebach kwaśnych obniżenie potencjału redoks poniżej 350mV w temp. 20°C spowoduje ubytek połowy obecnych NO_3^- w ciągu pierwszych 7 dni.

Wyniki te zgodne są z badaniami Patricka, który wykazał, że przejście Eh poniżej 300mV pociąga za sobą wzmożoną denitryfikację, powodując w ten sposób 20% straty N dodanego w postaci mineralnego nawożenia /81, 85, 87/.



Rys.12. Wartości Eh-pH odpowiadające połowicznemu rozkładowi azotanów w glebach inkubowanych w stanie zalania wodą w temp. 20°C

3.1.4. Uruchamianie Mn i Fe

Analizowane gleby wykazywały znaczne zróżnicowanie pod względem zawartości manganu całkowitego, co przede wszystkim

wynikało z odmienności utworów glebowych, z których pochodziły próbki. Były to przeważnie gleby dość zasobne, zawierające od 30 do 7413 mg/kg manganu całkowitego. Wszystkie badane gleby charakteryzowały się podobnym rozmieszczeniem Mn w profilach, najwięcej Mn_C zawierały próchniczne poziomy A_p i A_1 oraz poziomy B_1 .

Zawartość Mn_C malała w głąb profilu. Wyjątek stanowią czarne ziemie, które tworzyły się w warunkach nadmiernego uwilgotnienia i w których obserwuje się przemieszczanie manganu w głąb profilu glebowego.

Określona zawartość frakcji manganu w badanych glebach przy użyciu różnych roztworów ekstrakcyjnych wskazuje, że mangan wymienny stanowił niewielki procent manganu całkowitego. W wielu najniższych poziomach badanych profili obserwowano tylko jego śladowe ilości. Najmniej Mn_w zawierały poziomy A_1 gleb powstałych z utworów pyłowych wodnego pochodzenia, piasków luźnych i słabo gliniastych oraz glin lekkich, gdzie stanowił on zaledwie 1% Mn_C . Najwięcej manganu wymiennego obserwowano w poziomach A_1A_3 gleb wytworzonych z piasku gliniastego, stanowił on bowiem 9,5% Mn_C .

Mangan łatwo ulegający redukcji miał kilkakrotnie większy udział w Mn_C niż w Mn_w . W większości wybranych gleb udział frakcji manganu łatwo ulegającego redukcji w Mn_C był największy w poziomach A_1 i A_p , chociaż czasem procentowo zawierały go najwięcej gleby w poziomach brunatnienia (B) - do 18%.

Największy udział w Mn_C miała frakcja manganu ruchomego. Mimo dużej rozpiętości od 4 do 40%, przeciętny udział Mn_R w Mn_C mieścił się w granicach około 15%.

W próbkach gleb zalanych wodą i inkubowanych w temp. 20°C, w efekcie redukcji związków manganu wywołanych działalnością

mikroorganizmów glebowych, oznaczono ilość form zredukowanych manganu obecnego w fazie wodnej (Mn_B). Analiza zawartości Mn_B w wyznaczonych terminach pozwoliła ustalić maksimum redukcji dla każdej z badanych gleb. Wykazano, że dla większości gleb maksimum to przypadało na 10-12 dobę inkubacji, choć dla wielu gleb powstałych z utworów pyłowych wystąpiło już w czasie 5 doby inkubacji. Stwierdzono, że najwięcej manganu uległo redukcji w poziomach A_1 i A_p badanych gleb, dochodząc do 0,22 mg/kg gleby.

Wyliczone współczynniki korelacji pomiędzy sumą manganu bioredukowalnego Mn_B a frakcjami: manganem wymiennym Mn_w , manganem łatwo ulegającym redukcji Mn_L , manganem ruchomym Mn_R pozwalają stwierdzić, że ilość Mn_B wykazywała największe współczynniki korelacji z frakcją manganu łatwo ulegającego redukcji $r = 0,62^{***}$, mniej z frakcją manganu wymiennego $r = 0,50^{**}$ i mało istotny z frakcją manganu ruchomego $r = 0,36^*$.

Fracje manganu oznaczanego metodą EUF wzrastają przy zadaniu kolejnych coraz to wyższych potencjałów 50V (A), 150V (B), 300V (C) i stanowią od 0,5 do 2% Mn całkowitego. Są jednak około 5-10 razy większe niż Mn_B , oznaczany jako Mn^{+2} obecny w roztworze wodnym podczas redukcji gleb.

Zawartość natomiast tlenków żelaza wahała się w szerokim przedziale od 0,20% w glebach wytworzonych z piasków do 5% dla gleb wytworzonych z glin dla poziomów A_p i A_1 i powiększała się w głąb profili.

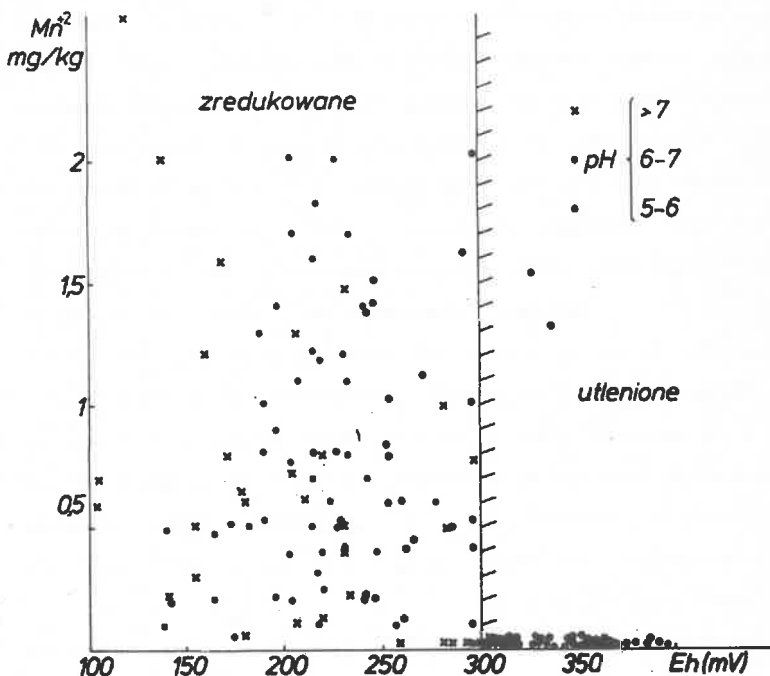
Wzrost zawartości Mn^{+2} i Fe^{+2} w roztworze glebowym podczas inkubacji gleb w warunkach zalania ich wodą następował równocześnie, mimo iż z rozważań teoretycznych wynika, że redukcja tlenków manganu powinna poprzedzać redukcję tlenowych połączeń żelaza. Z uwagi jednak na trudną rozpuszczalność

związków manganu obserwowana w glebie redukcja przebiega w tym samym czasie /95, 112/. Podczas prowadzonych inkubacji stwierdzono w większości gleb, że maksimum zawartości Fe^{+2} na ogół poprzedzało maksimum zawartości Mn^{+2} , co daje się również stwierdzić w przypadku redukcji gleby brunatnej wytworzonej z gliny ciężkiej (Crys.10). Uruchamianie Mn^{+2} i Fe^{+2} w badanych glebach silnie związane było z Eh, wartość 300mV bowiem stanowiła ostrą granicę redukcji dla wszystkich rozpatrywanych gleb. Korzystając z doświadczeń Gotoha i Patricka /72/ podzielono uzyskane wyniki zależności Mn^{+2} w funkcji Eh na dwa etapy: 1 - dotyczył uruchamiania Mn^{+2} , wychodząc ze stanu początkowego gleb natlenionych do osiągnięcia maksimum redukcji (Crys 13), 2 - obejmował zawartości Mn^{+2} obecne w roztworze wodnym po osiągnięciu maksimum redukcji (Crys.14). Analizując przedstawione zależności można stwierdzić, że zarówno przed, jak i po maksimum redukcji wartość 300mV ogranicza praktycznie redukcję Mn we wszystkich badanych glebach niezależnie od ich początkowych wartości pH, z wyjątkiem dwóch punktów odpowiadających zawartości około 1,5 mg/kg Mn^{+2} przy Eh 310-320mV i pH bliskich 5.

Podobną zależność zawartości Fe^{+2} w wodnym roztworze inkubacyjnym w funkcji Eh dla dwóch etapów redukcji, przed osiągnięciem maksimum i po jego wyraźnym zaznaczeniu, przedstawiono na rysunkach 15 i 16. Analogicznie jak w przypadku manganu, graniczną wartością Eh odpowiadającą redukcji żelaza, jest 300mV. Wyjątek stanowią cztery punkty pomiarowe dla gleb najbardziej kwaśnych o pH bliskich 5.

Zależności Eh-pH odpowiadające maksymalnej zawartości Mn^{+2} i Fe^{+2} przedstawiono na rysunkach 17 i 18. Rozpatrując maksimum zawartości Mn^{+2} w roztworze glebowym stwierdzono, że w glebach

o pH 5,5 występuje ono już przy $E_h = 325\text{mV}$, dochodząc do wartości 110mV przy pH 7,8. Podobne maksimum zawartości Fe^{+2} wystąpiło przy $E_h = 375\text{mV}$ w glebach o pH 5, natomiast w glebach o pH 7,8 dopiero przy $E_h = 110\text{mV}$.

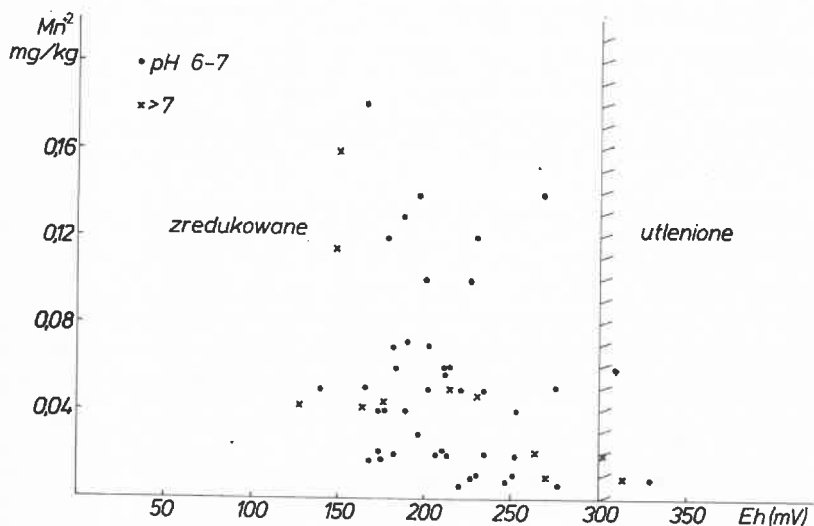


Rys.13. Zawartość Mn^{+2} w roztworze wodnym inkubowanych gleb w funkcji E_h , przed osiągnięciem maksimum redukcji

Maksymalne stężenie Fe^{+2} i Mn^{+2} wystąpiło na ogół po 2-3 tygodniach zalania gleb wodą, co zgodne jest z pracami Ponnamperumy /93, 94, 97/. Przeprowadzone badania potwierdziły również, że przy pH 5 efekt kwasowości był tak silny, że w kilku przypadkach spowodował gwałtowny wzrost stężenia zarówno

Mn^{+2} , jak też Fe^{+2} nawet przy Eh powyżej 300mV.

Ilość zredukowanego Fe obecnego w roztworze wodnym wynosiła od 20 do 100 mg/kg, Mn zaś od 0,005 do 0,20 mg/kg i stanowiła nie więcej niż 0,5 i 0,7% całkowitej zawartości Fe i Mn.



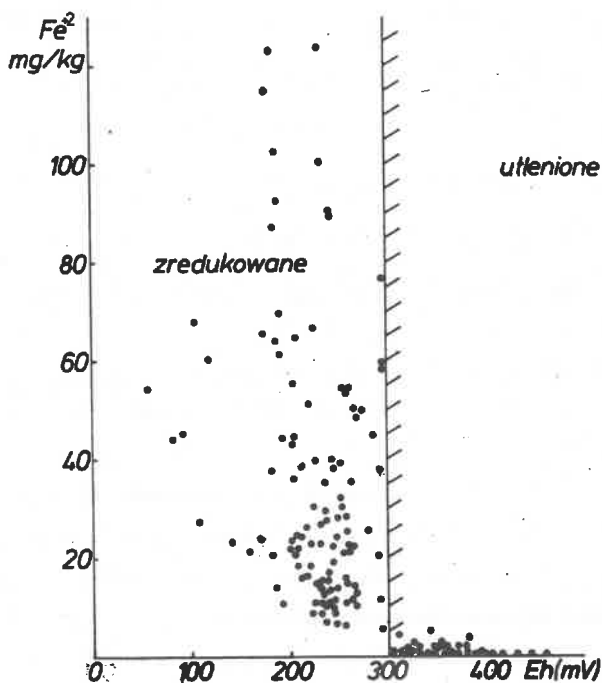
Rys.14. Zawartość Mn^{+2} w roztworze wodnym inkubowanych gleb w funkcji Eh, po osiągnięciu maksimum redukcji

Porównując uzyskane stężenie zredukowanego Mn z wynikami uzyskanymi przez Gotoha i Patricka /41/ dla gleby inkubowanej w kontrolowanych warunkach Eh i pH dla której opisu autorzy uzyskali następujące równanie empiryczne:

$$pMn = -0,221 + 3,623Eh + 0,512pH, \quad (4)$$

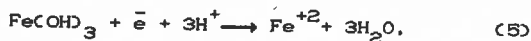
po podstawieniu naszych danych dla pH 5 i $Eh = 0,3V$ oraz pH 8 i $Eh = 0,1V$ otrzymujemy odpowiednio $pMn = -\log Mn^{+2} = 3,467$ oraz 4,137.

Maksymalne zaś stężenie Mn^{+2} stwierdzone w naszych doświadczeniach wynosi od 0,005 do 0,2 mg/kg gleby, co odpowiada wartości pMn 7,6-5,8, a więc jest o 2-3 rzędy wielkości mniejsze niż wynika to z równań cytowanych autorów.



Rys.15. Zawartość Fe^{+2} w roztworze wodnym inkubowanych gleb w funkcji Eh , przed osiągnięciem maksimum redukcji

W przypadku natomiast redukcji żelaza, zgodnie z równaniem teoretycznym, które spełnione jest w warunkach równowagi redoks, następuje:



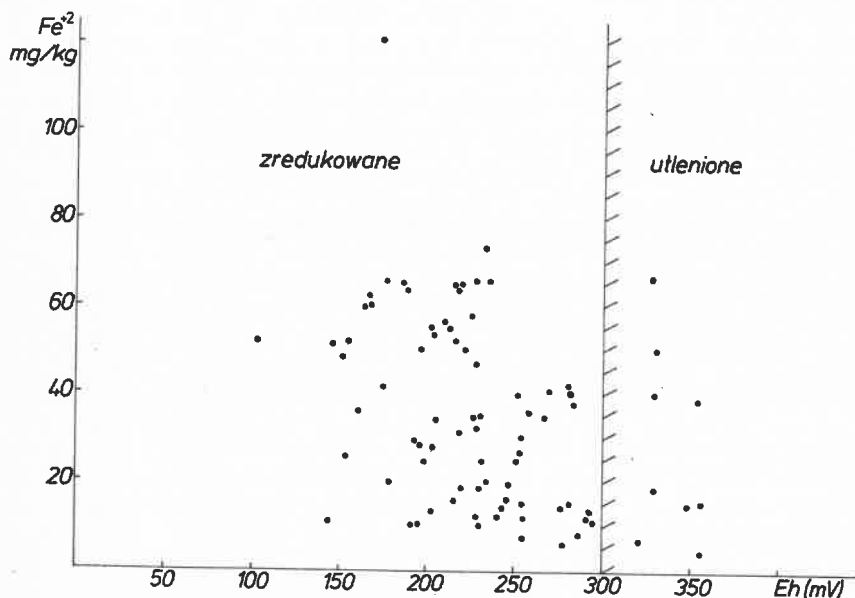
dla których

$$\text{Eh} = 1,057 + 0,059 \text{ pFe}^{+2} - 0,177 \text{ pH}, \quad (6)$$

a więc

$$\text{pFe}^{+2} = \frac{\text{Eh} + 0,177 \text{ pH} - 1,057}{0,059}, \quad (7)$$

dla naszych warunków doświadczalnych, gdy maksymalną redukcję Fe^{+2} stwierdzamy przy $\text{Eh} = 0,350\text{V}$ oraz $\text{pH} 5$, otrzymujemy $\text{pFe}^{+2} = 3,0$.

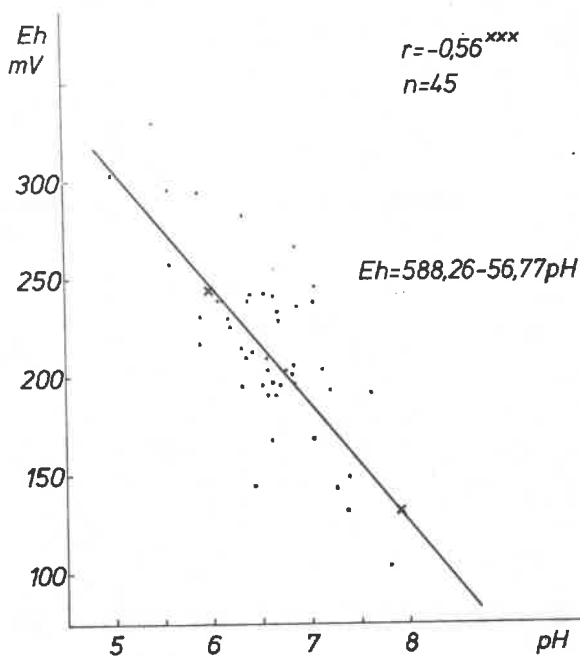


Rys.16. Zawartość Fe^{+2} w roztworze wodnym inkubowanych gleb w funkcji Eh, po osiągnięciu maksimum redukcji

Stwierdzone w naszym przypadku maksymalne stężenie Fe^{+2} rzędu 100 mg/kg gleby odpowiada 40 mg/l, a więc jest tego samego rzędu jak wynika to z równania teoretycznego przejścia $\text{Fe}(\text{OH})_3$ do Fe^{+2} .

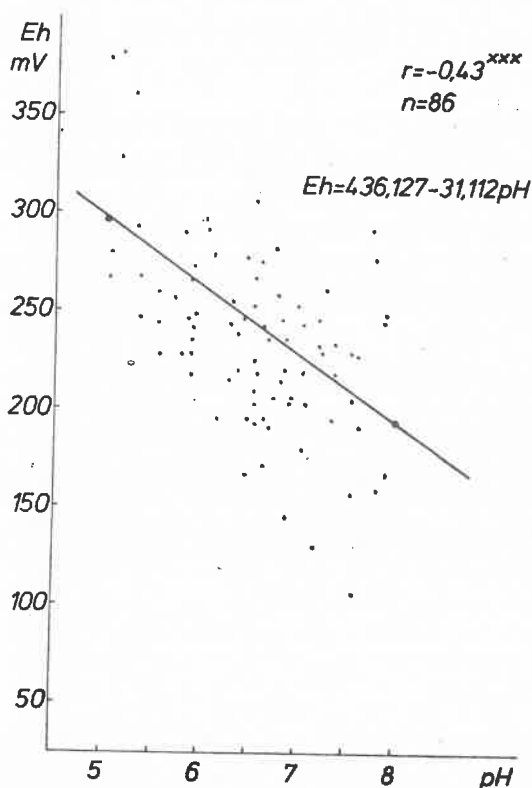
3.1.5. Wpływ temperatury na zmiany Eh i pH w glebie

Prowadząc inkubację gleb zalanych wodą w zróżnicowanych temperaturach 0, 10, 15 i 20°C wykazano, że zmiany Eh zachodzące w temp. 0°C wahają się w granicach 70mV i około 0,3

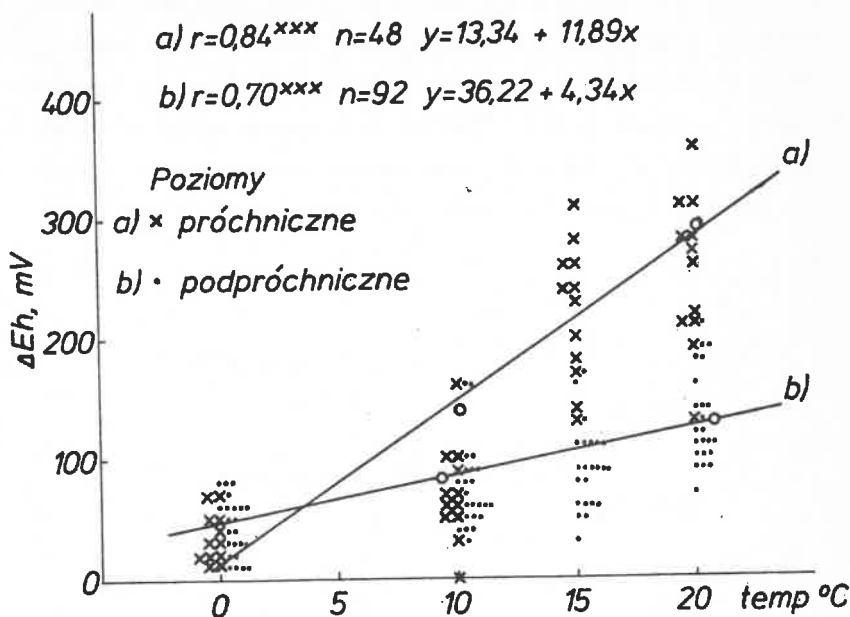


Rys.17.. Zależność Eh-pH odpowiadająca maksymalnej zawartości Mn^{+2} (rozpuszczonego w wodzie) w czasie inkubacji gleb zalanych

jednostki pH. Podwyższenie temperatury przyspiesza proces redukcji i powoduje, że w temp. 10°C zmiany Eh dochodzą do 160mV i 0,7 jednostki pH. Przy przejściu jednak od 10 do 15°C procesy redukcji wyraźnie się nasilają, gdzie zakres zmian Eh dla poziomów próchnicznych gleb osiąga 300mV i 1,1 jednostki pH, dla podpróchnicznych 170mV i 0,6 jednostki pH. W temp. 20°C



Rys.18. Zależność Eh-pH odpowiadająca maksymalnej zawartości ^{42}Fe (rozpuszczonego w wodzie) w czasie inkubacji gleb zalanych

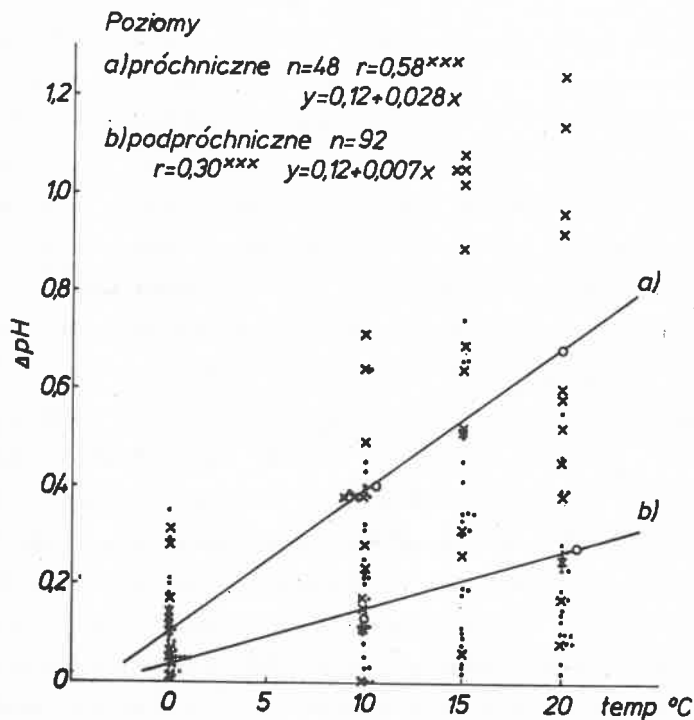


Rys.19. Wpływ temperatury na zmiany Eh gleb inkubowanych w stanie zalania wodą

intensywność redukcji rośnie, wykazując 380 mV zmiany Eh oraz pH dochodzące do 1,25 jednostki pH dla poziomów próchnicznych i 190mV i 0,75 jednostki pH dla podpróchnicznych (rys. 19 i 20). Zmiany Eh i pH zarówno dla poziomów próchnicznych, jak i podpróchnicznych w funkcji temperatury można opisać równaniami prostych:

$$\begin{aligned}
 \Delta E_{h \text{ próch.}} &= 13,34 + 11,89 t & \Delta p_{H \text{ próch.}} &= 0,12 + 0,028 t; \\
 \Delta E_{h \text{ podpróch.}} &= 36,22 + 4,34 t & \Delta p_{H \text{ podpróch.}} &= 0,12 + 0,07 t.
 \end{aligned}$$

Przeanalizowane zależności wskazują na szczególnie szybkie procesy redukcyjne będące wypadkową procesów chemicznych i mikrobiologicznych, które oznaczają się znacznym obniżeniem Eh i wyraźnymi zmianami pH po przekroczeniu temperatury 10°C. Nachylenie krzywych opisujących zależności ΔEh i ΔpH w funkcji t są znacznie większe dla poziomów próchnicznych niż dla poziomów B, B/C i C.

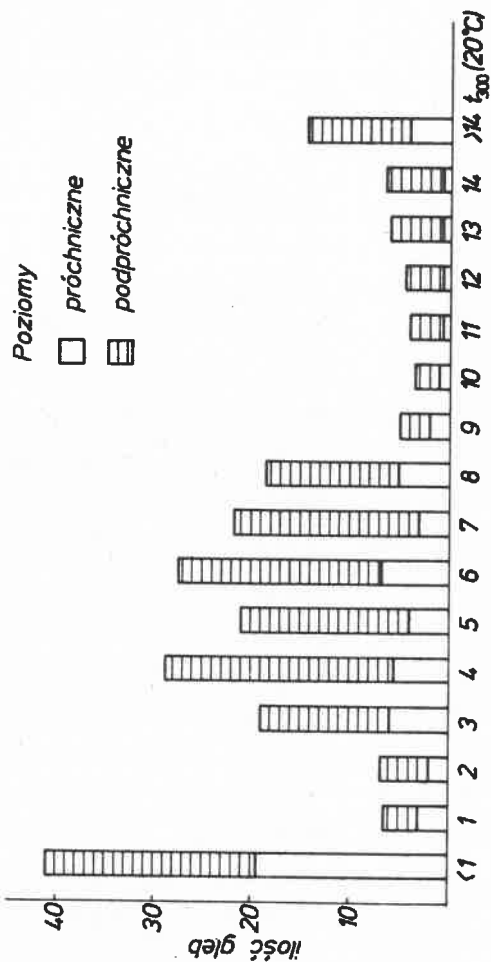


Rys. 20. Wpływ temperatury na zmiany pH gleb inkubowanych w stanie zalania wodą

Zakres zmian Eh i pH, szczególnie w wyższych temperaturach dla poziomów próchnicznych, jest bardzo szeroki. Świadczy to o bardzo zróżnicowanych możliwościach redukcji w powierzchniowych warstwach gleb.

3.1.6. Odporność gleb na procesy redukcyjne i pojemność redoks gleb

Wyznaczony z krzywych spadku Eh w czasie (w temp. 20°C) wskaźnik t_{300} wynosił dla badanych gleb od kilku godzin do 18 dni. Dla przebadanych 212 gleb wartość 300mV osiągnęły 42 gleby w ciągu pierwszej doby inkubacji, co stanowi 20% wszystkich gleb, wśród nich były 23 gleby z poziomów próchnicznych i 19 z poziomów podpróchnicznych. Ponad 50% próbek gleb zarówno z poziomów próchnicznych, jak i podpróchnicznych wykazywało maksimum redukcji przypadające na 3-8 dobę inkubacji (rys. 21). Szczególnie dużą odpornością na redukcję odznaczało się 13 spośród badanych gleb, w tym 4 z poziomów próchnicznych, które osiągały wartość 300mV dopiero po 14 dobie inkubacji. Jak należało oczekiwać, wskaźnik t_{300} był wyraźnie niższy dla poziomów podpróchnicznych w poszczególnych grupach gleb. Najmniejszą odpornością na procesy redukcyjne odznaczały się gleby brunatne i płowe wytworzone z lessu, gdzie wartość średnia t_{300} dla poziomów próchnicznych wynosiła 1,2 ($\pm$ 0,3) doby, następnie czarne ziemie - 2,4 ($\pm$ 2,45) doby i gleby brunatne i płowe wytworzone z glin - 2,2 ($\pm$ 0,58), dalej gleby brunatne i płowe wytworzone z pyłów - 2,8 ($\pm$ 2,0) oraz mady - 4,0 ($\pm$ 2,45) dni. Najbardziej odpornymi na procesy redoks są gleby brunatne i płowe wytworzone z piasków, dla których wartość średnia t_{300} dla poziomów próchnicznych wynosiła 6,4 ($\pm$



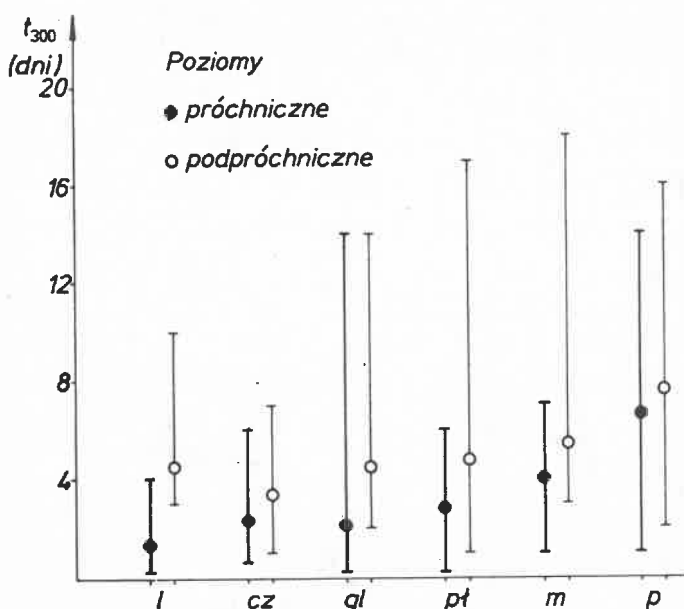
Rys. 21. Histogram wskaźnika t_{300} dla 212 próbek (66 pochodzących z poziomów próchnicznych i 146 - podpróchnicznych)

1,79). Dla poziomów podpróchnicznych wartości średnie t_{300} w poszczególnych grupach gleb układały się następująco: dla gleb brunatnych i pławowych wytworzonych z piasków - 7,8 ($\pm 1,78$), brunatnych i pławowych wytworzonych z glin - 4,5 ($\pm 1,85$), czarnych ziem - 3,3 ($\pm 1,4$), brunatnych i pławowych wytworzonych z pyłów - 4,7 ($\pm 2,56$), brunatnych i pławowych wytworzonych z lessu - 4,5 ($\pm 1,64$) oraz mad - 5,4 ($\pm 1,75$) (rys 22). Analizując zakres zmian wskaźnika t_{300} w poszczególnych grupach gleb można zauważyć, że najmniejszy jest on wśród gleb wytworzonych z lessów oraz czarnych ziem, natomiast szczególnie szeroki wśród gleb wytworzonych z glin, pyłów i mad.

Dla dwóch najbardziej licznych grup gleb, tj. brunatnych i pławowych wytworzonych z piasków (18 profili) oraz brunatnych i pławowych wytworzonych z glin (25 profili) określono współczynnik zmienności wskaźnika t_{300} w zależności od ilości losowo wybranych profili glebowych, reprezentujących określony poziom w danej grupie. Stwierdzono, że tak współczynnik zmienności, jak i wartość średnia stabilizowały się przy liczbie prób bliskiej 20.

Ze względu na zróżnicowanie składu granulometrycznego w każdej z tych grup, jak: piaski luźne i słabogliniaste oraz gliniaste niecałkowite i całkowite, czy też gliny lekkie, średnie i ciężkie, można oczekiwać, że dla poszczególnych podgrup obejmujących np. tylko gleby brunatne i pławowe, wytworzone z glin lekkich, minimalna ilość prób dla jej charakterystyki pod względem odporności na procesy redukcyjne może być mniejsza.

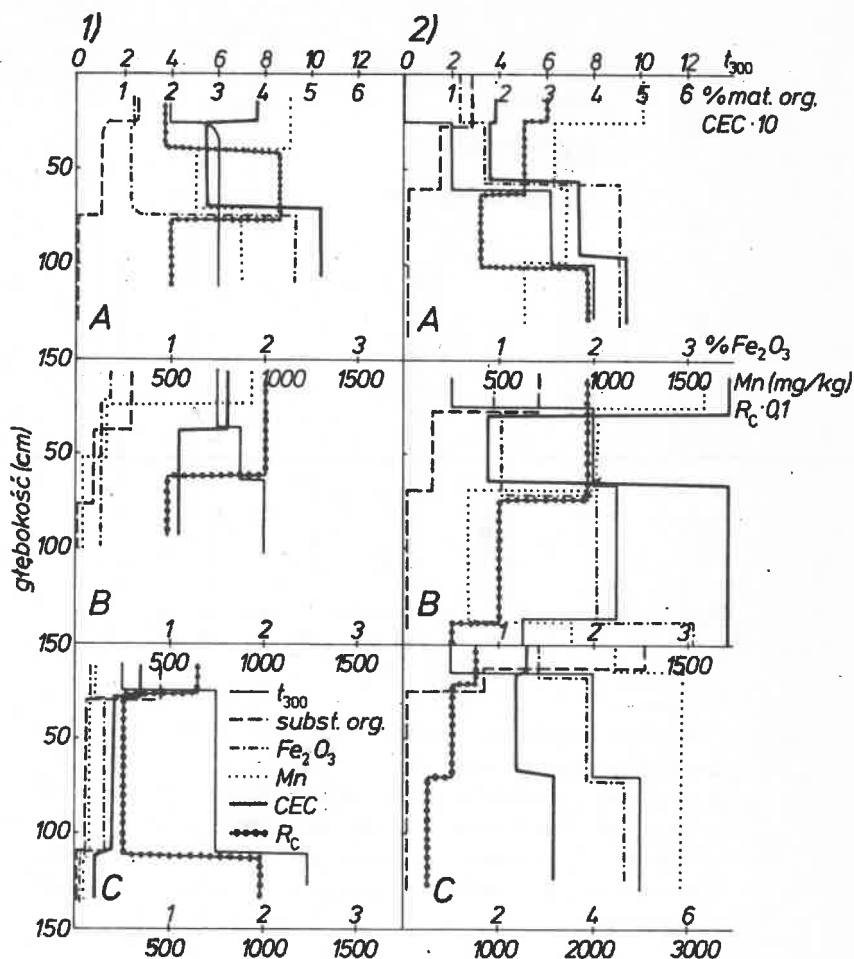
Wyznaczona przez miareczkowanie potencjometryczne wartość pojemności redoks (R_c) przy pH 3 dla gleb badanych wynosiła od 10 do 200 meq/kg. Na rysunkach 23, 24 i 25 przedstawiono



Rys. 22. Wartości średnie i zakres zmian wskaźnika t w poszczególnych grupach gleb:

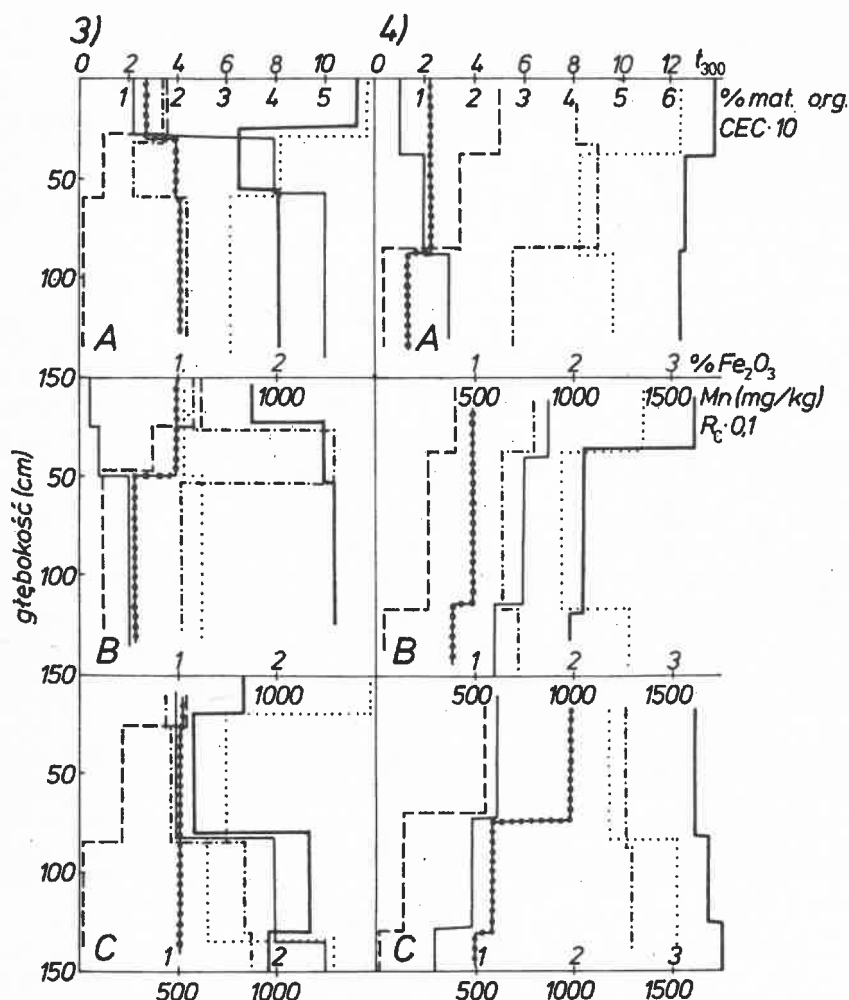
l - płowe i brunatne wytworzone z lessu, cz - czarne ziemie, gl - brunatne i płowe wytworzone z glin, pł - brunatne i płowe wytworzone z pyłów wodnego pochodzenia, m - mady, p - płowe i brunatne wytworzone z piasków

przebieg zmienności wskaźnika t_{300} oraz pojemności redoks gleb na tle takich parametrów fazy stałej gleby, jak: zawartość materii organicznej, tlenków żelaza, manganu całkowitego oraz pojemności kationowymiennej (CEC) dla wybranych po 3 profile z płowych i brunatnych gleb wytworzonych z piasków, glin, lessów, utworów wodnego pochodzenia oraz mady i czarnych ziem. Rozmieszczenie pojemności redoks i wskaźnika t_{300} w wielu



Rys. 23. Przebieg zmienności wskaźnika t_{300} oraz pojemności redoks (R_c) na tle zawartości materii organicznej, Fe_2O_3 , Mn (całkowitego), pojemności kationowymiennej (CEC) w wybranych profilach glebowych:

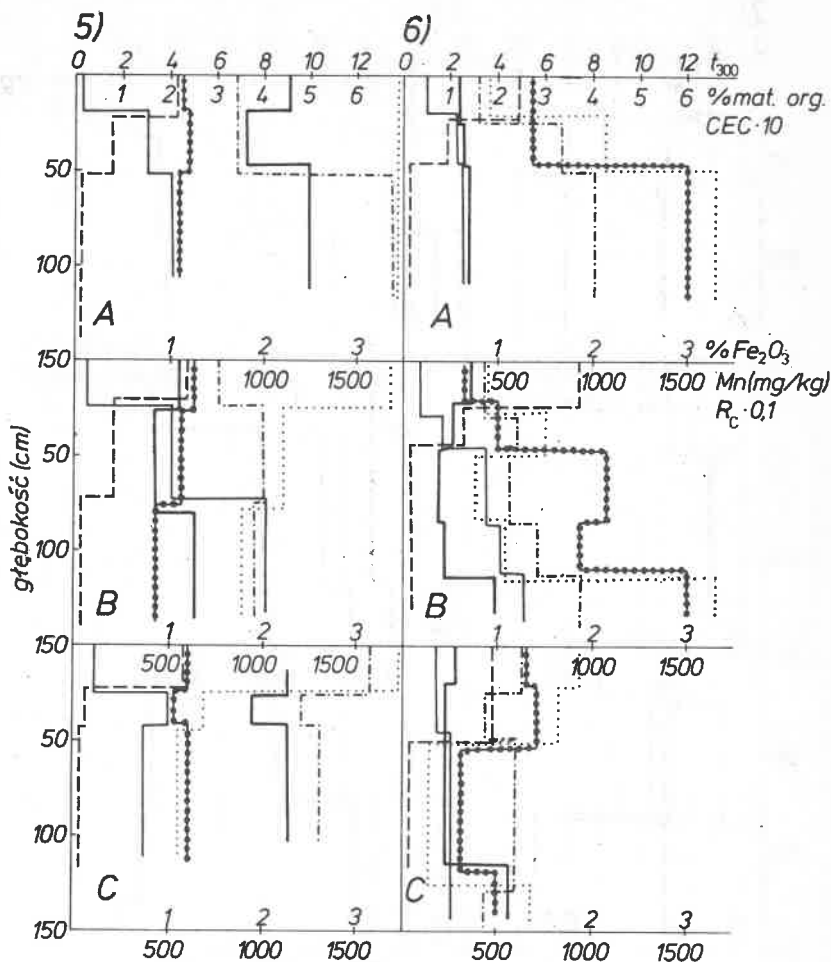
- 1) gleb pławych i brunatnych wytworzonych z piasków A (próbki nr 10-12), B (próbki nr 34-36), C (próbki nr 43-45)
- 2) gleb pławych i brunatnych wytworzonych z glin A (próbki nr 72-75), B (próbki nr 83-86), C (próbki 101-103)



Rys. 24. Przebieg zmienności wskaźnika t_{300} oraz pojemności redoks (R_c) na tle zawartości materii organicznej, Fe_2O_3 , Mn (całkowitego), pojemności kationowymiennej (CEC) w wybranych profilach glebowych:

3) gleb pławowych, wytworzonych z pyłów wodnego pochodzenia A (próbki nr 113-115), B (próbki nr 116-118), C (próbki nr 128-131)

4) mad A (próbki nr 132-135, B (próbki nr 135-137), C (próbki nr 144-146)



Rys. 25. Przebieg zmienności wskaźnika t_{300} oraz pojemności redoks (R_c) na tle zawartości materii organicznej, Fe_2O_3 , Mn (całkowitego), pojemności kationowymiennej (CEC) w wybranych profilach glebowych:

5) gleb pławych i brunatnych wytworzonych z lessów A (próbki nr 147-149), B (próbki nr 150-152), C (próbki nr 156-158)
 6) czarnych ziem A (próbki nr 159-161), B (próbki nr 165-169), C (próbki nr 170-173)

profilach jest zgodne i często pokrywa się z rozmieszczeniem zawartości tlenków żelaza, przeciwnie niż zawartość materii organicznej.

Dokładna analiza wzajemnych zależności wymaga jednak zastosowania analizy statystycznej.

3.2. Analiza statystyczna uzyskanych wyników

Wzajemne relacje pomiędzy cechami redukcji, jak zmiana odczynu gleby (ΔpH), potencjału oksydoredukcyjnego (ΔEh) oraz pojemności redoks (R_c) i odporności na procesy redukcyjne (t_{300}) a zawartością form całkowitych Mn i Fe oraz frakcji manganu Mn - EUF (a, b, c) i Mn_B , a także zawartością substancji organicznej zestawiono w tabeli 2. Bezwzględna zmiana potencjału oksydoredukcyjnego ΔEh najsilniej związana jest z zawartością tlenków żelaza i materii organicznej, chociaż istotnie skorelowane były również frakcje a i b Fe oznaczane metodą elektroultrafiltracji. Zmiana odczynu gleb również najistotniej skorelowana była z zawartością żelaza całkowitego i frakcjami a, b, c Mn - EUF. Pojemność kationowymienna w sposób najbardziej istotny związana była z zawartością Fe_t oraz z frakcją a Fe - EUF. Odporność na procesy redukcyjne (t_{300}) zaś wykazała najwyższe współczynniki korelacji z zawartością Fe_t , Mn_t , frakcją Mn_B , a Mn - EUF oraz substancji organicznej.

Współczynniki korelacji pomiędzy oznaczanymi cechami redukcji ΔEh , ΔpH , R_c i t_{300} przedstawia tabela 3. Można zauważyć, że istnieje istotna statystycznie zależność pomiędzy wyznaczanymi cechami, przy czym pojemność redoks (R_c) jest najwyższej skorelowana z bezwzględną zmianą potencjału

Tabela 2. Współczynniki korelacji r pomiędzy frakcjami Mn i Fe oraz ich formami całkowitymi oraz zawartością substancji organicznej a Eh, pH, pojemnością redoks (R) i odpornością gleb na procesy redukcyjne (t_{300}) (n = 53)

	Mn - EUF			Mn _B	Fe - EUF			subst. organ.	Fe _t
	a	b	c		a	b	c		
ΔEh	0,24	0,23	0,17	0,26	+0,34 ^x	+0,30 ^x	+0,27	0,50 ^{xx}	0,38 ^{xx}
ΔpH	0,31 ^x	0,36 ^x	0,36 ^x	0,08	+0,20	+0,01	+0,13	0,40 ^{xx}	0,17
R _c	0,25	0,24	0,16	0,27	+0,43 ^{xx}	+0,28	+0,34	0,55 ^{xx}	0,24
t ₃₀₀	0,36 ^x	0,08	0,15	0,38 ^{xx}	-0,37 ^{xx}	+0,16	+0,29 ^x	0,45 ^{xx}	-0,33 ^x

Tabela 3. Wzajemne relacje pomiędzy oznaczanymi cechami (n = 212)

	ΔEh	ΔpH	R _c
ΔpH	0,36 ^x		
R _c	0,62 ^{xx}	0,51 ^{xx}	
t ₃₀₀	0,37 ^x	0,36 ^{xx}	0,48 ^{xx}

oksydoredukcyjnego oraz z reakcją odczynu gleby (ΔpH). Odporność na procesy redukcyjne (t_{300}) pozostaje istotnie skorelowana z pojemnością redoks, jak też z ΔEh i ΔpH , chociaż w mniejszym stopniu.

Stwierdzono, że wyznaczona cecha gleby t_{300} dla gleb traktowanych łącznie jest liniowo skorelowana z pojemnością kationowymienną CEC, frakcją piasku i części spławialnych, zawartością manganu całkowitego oraz nieliniowo z zawartością materii organicznej i tlenków żelaza (tab. 4.).

Pojemność redoks gleb (R_c) okazała się istotnie skorelowana liniowo z wartością pH gleb oznaczaną w KCl, pojemnością kationowymienną, frakcją części spławialnych oraz nieliniowo z zawartością materii organicznej, położeniem w profilu glebowym oraz zawartością manganu całkowitego i tlenków żelaza (tab. 4.).

Pomiędzy wyznaczonymi cechami t_{300} i R_c istnieje dodatnia korelacja prosta istotna przy poziomie 0,05 ($r = 0,48^{xxx}$).

Wśród testowanych parametrów glebowych frakcje 0,1 - 0,02mm okazały się nieistotne przy wyznaczaniu pojemności redoks. Poza tym wszystkie inne parametry w sposób istotny ($\alpha = 0,05$) wpływały na wyznaczoną cechę. Największy udział miały: wartość pH gleb oraz zawartość części spławialnych.

Na wartość odporności na redukcję nieistotnym czynnikiem okazał się odczyn gleb, natomiast najbardziej istotna okazała się suma kationów zasadowych oraz zawartość tlenków żelaza.

Rozpatrując wpływ parametrów glebowych na wyznaczone cechy pojemności i odporności na redukcję w poszczególnych grupach gleb współczynniki korelacji przedstawiono w tabeli 4. Wynika z tego, że skład granulometryczny gleb ma najmniej istotny wpływ na te cechy z wyjątkiem pyłów wodnego pochodzenia, gdzie

Tabela 4. Współczynniki korelacji r pomiędzy parametrami glebowymi a odpornością gleb na procesy redukcyjne (t_{300}) i pojemnością redoks (R_C) dla poszczególnych grup gleb i traktowanych łącznie

Gleby	Parametry glebowe									
	głębokość		frakcje		subst. pH		pH		kat. zas.	
	1-0,1	0,1-0,002	1-0,1	0,1-0,002	org.	w H_2O	w KCl	MnO_2	Fe_2O_3	CEC
	x_1	x_2	x_3	x_4	x_5	x_6	x_7	x_8	x_9	x_{10}
	x_{11}									x_{11}
Wytw. z piasków	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	$-.38^x$	n.s.	$-.34^x$	$.14^x$	$.31^x$	$-.38^x$
Wytw. z glin	$-.38^*$	n.s.	$.34^*$	n.s.	$-.47^*$	$-.45^*$	$-.33^*$	$.24^x$	$.38^x$	$-.58^x$
Wytw. z pyłów	n.s.	n.s.	$.47^x$	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	$.54^x$	n.s.	n.s.
Mady	$-.58^x$	n.s.	n.s.	n.s.	$-.78^*$	n.s.	n.s.	$.85^*$	$.88^*$	n.s.
Wytw. z lessu	$-.72^x$	n.s.	n.s.	n.s.	$-.53^x$	n.s.	n.s.	$.57^x$	n.s.	n.s.
Czarne ziemie	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	$.71^*$	n.s.	n.s.
łącznie	$-.15^x$	$.36^*$	$.17^x$	$-.34^*$	$-.34^*$	$-.13^*$	$-.12^*$	$.28^*$	$.43^*$	$-.59^*$

Gleby

Parametry glebowe

głębokość	frakcje	subst. w H ₂ O	pH	MnO ₂	Fe ₂ O ₃	kat. zas.	CEC				
1-0,1	0,1-0,002	org. w H ₂ O	w KCl								
x ₁	x ₂	x ₃	x ₄	x ₅	x ₆	x ₇	x ₈	x ₉	x ₁₀	x ₁₁	
Wytw. z piasków	n.s.	n.s.	n.s.	.37 ^x b	n.s.	n.s.	.25 ^x b	n.s.	n.s.	n.s.	
Wytw. z glin	.45 [*]	n.s.	n.s.	.46 ^x a	-.54 ^x b	-.52 [*] a	.32 ^x c	n.s.	n.s.	n.s.	
Wytw. z pyłów	.68 [*] a	n.s.	.43 ^x c	n.s.	-.46 ^x a	-.78 [*]	-.82 [*]	.81 [*] c	.77 ^x b	-.57 ^x a	-.52
Mady	.51 ^x c	n.s.	n.s.	n.s.	.84 ^x a	-.67 [*] a	.46 ^x b	n.s.	n.s.	n.s.	
Wytw. z lessu	.88 [*] b	n.s.	n.s.	.82 [*] a	-.52a	-.61 ^x a	.72 [*] b	.51 ^x c	n.s.	n.s.	
Czarne ziemi	.75 [*]	n.s.	n.s.	.49 ^x a	.54 [*] a	.66 [*] c	n.s.	n.s.	.57 [*] a	n.s.	n.s.
Łącznie	.31 [*] c	.26 [*] a	.05	-.45 [*] b	-.35 [*] b	-.44 [*] a	-.46 [*] a	.40 [*] b	.37 [*] b	-.39 [*] b	-.28

a-model $y = a+bx$ b-model $y = a+bx+cx^2+dx^3$ c - model $\frac{1}{y} = a + b\frac{1}{x} + c\frac{1}{x^2}$

dla n = 212 x - istotne przy poziomie 0.1 * - istotne przy poziomie 0.05

n.s. - nieistotne

frakcja pyłów 0,1 - 0,02mm ma istotne znaczenie.

Odczyn gleb nie miał istotnego wpływu na wartość t_{300} z wyjątkiem glin, natomiast we wszystkich przypadkach, z wyjątkiem piasków, ma istotne znaczenie przy określaniu pojemności redoks R_c .

Zawartość tlenków manganu okazała się istotna statystycznie przy wyznaczaniu t_{300} dla wszystkich gleb i R_c z wyjątkiem czarnych ziem. Tlenki żelaza okazały się najbardziej istotne przy wyznaczaniu t_{300} dla mąd oraz gleb wytworzonych z piasków i glin. Na wartość pojemności redoks natomiast ilość Fe_2O_3 wpływała istotnie dla gleb wytworzonych z pyłów wodnego pochodzenia, wytworzonych z lessów oraz czarnych ziem.

Zawartość kationów zasadowych i wielkość pojemności kationowymiennej w poszczególnych grupach gleb okazała się istotna przy wyznaczaniu t_{300} wśród gleb wytworzonych z piasków i glin oraz R_c dla gleb wytworzonych z pyłów wodnego pochodzenia.

Wśród parametrów występujących stale dla wszystkich gleb, z wyjątkiem czarnych ziem i gleb wytworzonych z pyłów, jest substancja organiczna. Jest to parametr, który w sposób istotny związany jest zarówno z odpornością gleb na procesy redukcyjne, jak też z pojemnością redoks. W przypadku gleb wytworzonych z lessów pozostał on po uproszczeniu modeli jako jedyny najistotniejszy czynnik wyznaczający badane cechy gleb. Poza substancją organiczną jako zmienne szczególnie istotne, które pozostały w modelach uproszczonych, są: odczyn gleb oraz zawartość tlenków manganu i żelaza. Natomiast dla wyznaczenia pojemności redoks zawartość kationów zasadowych czy też pojemność kationowymienna gleb jest bardzo istotna. Parametry te nie wystąpiły jedynie w przypadku gleb pławych i brunatnych

wytworzonych z piasków i lessów oraz czarnych ziem.

Porównując grupy gleb pomiędzy sobą można zauważyć, że przy użyciu wybranych parametrów glebowych szczególnie dobrze daje się opisać zarówno odporność na procesy redukcyjne, jak też pojemność redoks wśród mad, gdzie wystąpiły współczynniki korelacji 0,90 i 0,99, najniższe zaś współczynniki korelacji wystąpiły dla gleb pławowych i brunatnych wytworzonych z piasków (0,53 i 0,42).

Zestawiając współczynniki korelacji dla obu wyznaczonych cech: odporności na procesy redukcyjne (t_{300}) i pojemności redoks (R_c) daje się zauważyć, że zdecydowanie lepiej przy użyciu wybranych parametrów fazy stałej gleby wyznaczona jest pojemność redoks. Występuje tu prawidłowość zarówno dla grup rozpatrywanych oddzielnie, jak też traktowanych łącznie, wyjątek stanowi grupa gleb pławowych i brunatnych wytworzonych z piasków. Argumentem przemawiającym za tą prawidłowością jest fakt, że na pojemność redoks określaną za pomocą chemicznego traktowania reduktorem mają wpływ wszystkie uwzględnione parametry glebowe. W przypadku natomiast odporności na procesy redukcyjne (wskaźnik t_{300}) poza wybranymi parametrami istotne znaczenie ma z pewnością zespół czynników mikrobiologicznych pominięty w przeprowadzonych rozważaniach.

3.3 Podsumowanie

Podstawowe zadanie, przeanalizowanie właściwości oksydoredukcyjnych gleb i czynników determinujących te właściwości, wymagało badań na możliwie zróżnicowanym materiale glebowym, odpowiadającym różnym jednostkom systematycznym, pochodzącym z różnych miejsc Polski.

Pierwszy etap badań dotyczący inkubacji gleb w warunkach zalania wodą pozwolił na poznanie dynamiki zmian Eh, pH, rozkładu azotanów, uruchamiania Mn^{+2} i Fe^{+2} oraz doprowadził do ostatecznego stwierdzenia, że redukcja zarówno połączeń tlenowych manganu i żelaza oraz połowiczny rozkład azotanów następuje w glebach przy Eh poniżej 300mV. Globalnie więc patrząc, wprowadzony wcześniej /34,38/, a w przedstawionej pracy oznaczony na szerszym materiale glebowym wskaźnik t_{300} wydaje się przydatny w praktyce rolniczej. Może on być miarą czasu, jaki dana gleba (ze względu na posiadaną liczbę form utlenionych, zawartość materii organicznej ulegającej łatwo rozkładowi, aktywności mikroorganizmów) wytrzyma, zanim osiągnie wartość potencjału redoks równą 300mV. Znajomość tego czasu wydaje się szczególnie cenna przy projektowaniu odwodnień na gruntach ornych. Małe wartości wskaźnika t_{300} w glebach bogatych w materię organiczną oraz w poziomach A_p i A_1 gleb mineralnych wskazują, że ich odwodnienie powinno przebiegać szczególnie szybko. Zmienność wyznaczonej odporności na procesy redukcyjne była duża w obrębie poszczególnych grup gleb mineralnych, co szczególnie dało się zauważyć wśród brunatnych i płowych gleb wytworzonych z glin, pyłów oraz mad.

Fakt, że procesy oksydoredukcyjne w glebie zachodzą z udziałem enzymów wydzielanych przez mikroorganizmy powoduje, że czynnik temperaturowy jest w nich bardzo istotny. W naszych glebach średnia temperatura w najcieplejszych miesiącach (lipiec i sierpień) waha się od 15 do 19°C i na ogół nie przekracza 20°C, tak więc wyznaczenie wskaźnika t_{300} właśnie w temperaturze 20°C jest uzasadnione. Obawy natomiast nie powinno budzić nadmierne uwilgotnienie wiosenne, gdyż temperatura gleby na przełomie marca i kwietnia jest nie większa niż 10°C (np.

1980-1983, Stacja Czesławice).

Racjonalna gospodarka nawozami mineralnymi skłania do wykazania szczególnej troski o wnoszone azotany. One to bowiem, jak wykazały przedstawione badania, po upływie 8-12 dni w temp. 20°C zostają w połowie rozłożone. Aby zapobiec tak szybkiemu procesowi denitryfikacji, należy utrzymać potencjał oksydoredukcyjny gleb powyżej 400mV. Mając więc na uwadze ochronę azotanów obecnych w glebie, bardziej uzasadnione jest uwzględnianie wskaźnika t_{400} , niż t_{300} .

Przebieg wskaźnika t_{300} na tle wybranych parametrów fazy stałej gleby w profilu glebowym sugerował konieczność zastosowania modelu wieloparametrycznego. W tym celu wyniki uzyskane eksperymentalnie przeanalizowano wykorzystując metodę regresji wielokrotnej. Proste interakcje pozwoliły wyeliminować czynniki najmniej istotne i opracować modele matematyczne odporności gleb na procesy redukcyjne (t_{300}) i pojemności redoks (R_c) opierając się na umiejscowieniu w profilu glebowym (x_1), frakcji granulometrycznej 1-0,1mm (x_2), 0,1-0,02mm (x_3), <0,02mm (x_4), zawartości materii organicznej (x_5), pH w H_2O (x_6), pH w KCl (x_7), całkowitej zawartości Mn (x_8), zawartości Fe_2O_3 (x_9), sumie tlenków zasadowych (x_{10}) oraz pojemności kationowymiennej (x_{11}) dla poszczególnych grup gleb oraz gleb traktowanych łącznie (tab. 5.). Tak więc do wyliczenia odporności i pojemności redoks dla gleb pławych i brunatnych wytworzonych z lessu wystarcza tylko zawartość materii organicznej, dla czarnych ziem wielkość pH i zawartość manganu całkowitego.

Wartość wskaźnika t_{300} dla gleb traktowanych łącznie jest skorelowana liniowo z pojemnością kationowymienną CEC, frakcją piasku i części spławialnych, zawartością manganu całkowitego

Tabela 5. Opracowany model typu $y = a + bx_1 + c \ln x_1 + dx_2 + e \ln x_2 + itd$
dla wskaźnika t_{300} (y_{12}) oraz pojemności redoks. (y_{11})

Gleby	Zależność	Równanie	Poziom is- totności zmiennej najmniej istotnej	Współ- czynnik korela- cji r
1	2	3	4	5
Płowe i bruna- tne wyt- worzone z piasków	$y_{12} = f(x_5, x_9, x_{10})$ $y_{13} = f(x_7, x_8)$	$y_{12} = 82,8 + 5,8x_5 + 67,5x_9 - 1,9x_{10} + 2,9 \ln x_8$ $y_{13} = 13,4 - 1,4x_7 - 0,3 \ln x_8$	0,01 0,02	0,53 0,42
Płowe i bruna- tne wyt- worzone z glin	$y_{12} = f(x_{10}, x_{11}, x_8, x_9)$ $y_{13} = f(x_5, x_6, x_8, x_{10})$	$y_{12} = 143,6 - 0,6x_{10} + 0,5x_{11} + 2,8 \ln x_8 - 12,5 \ln x_9$ $y_{13} = 15,5 - 1,1x_5 - 2,1x_6 - 0,3x_8 + 0,02x_{10}$	0,00 0,00	0,66 0,82
Płowe i bruna- tne wyt- worzone z pyłów wad. poch.	$y_{12} = f(x_8)$ $y_{13} = f(x_1, x_{10}, x_{11})$	$y_{12} = 34,9 + 0,02x_8$ $y_{13} = -0,15 + 0,06x_1 - 0,13x_{10} + 0,12x_{11}$	0,02 0,02	0,54 0,95

cd. tabeli 5.

1	2	3	4	5
Mady	$y_{12}=f(x_2, x_3, x_8, x_{11})$	$y_{12}=485,4+19,1x_2+0,02x_3+1,3x_8+$ $-0,2x_{11}+84,41n \ x_8$	0,005	0,90
	$y_{13}=f(x_1, x_4, x_5, x_6, x_7, x_8, x_{10}, x_{11})$	$y_{13}=37,6+0,07x_1+0,11x_4-2,07x_5+$ $2,6x_6-3,8x_7+0,0009x_8+$ $-0,03x_9-0,15x_{10}+0,11x_{11}+$ $+1,121n \ x_5-4,331n \ x_8$	0,0002	0,99
Piowe i bruna- tne wyt- warzone z lessów	$y_{12}=f(x_8)$	$y_{12}=56,26+1,681n \ x_8$	0,08	0,53
	$y_{13}=f(x_8)$	$y_{13}=4,58-1,97x_8$	0,003	0,83
Czarne ziemie	$y_{12}=f(x_8)$	$y_{12}=248,5+53,51n \ x_8$	0,01	0,57
	$y_{13}=f(x_8)$	$y_{13}=6,22+1,17x_8$	0,04	0,83
Razem	$y_{12}=f(x_2, x_4, x_5, x_{10})$	$y_{12}=56,3+0,45x_2+0,54x_4-0,3x_{10}+$ $+2,51n \ x_8$	0,00	0,56
	$y_{13}=f(x_1, x_5, x_7, x_8, x_{11})$	$y_{13}=10,7+0,02x_1+0,61x_5-1,46x_7+$ $+0,33x_8+0,006x_{11}-2,561n \ x_8$	0,00	0,73

oraz nieliniowo z zawartością materii organicznej i tlenków żelaza.

Pojemność redoks gleb (R_c) zaś wykazała liniową korelację z pH gleb oznaczanym w KCl, pojemnością kationowymienną CEC, frakcją części spławialnych i nieliniową z zawartością materii organicznej, manganu całkowitego i tlenków żelaza. Opracowane modele przedstawione w tabeli 5 mają duże znaczenie, gdyż na podstawie nich można oszacować wartość odporności i pojemność redoks gleb znając ich podstawową charakterystykę.

Dotychczasowa ocena potrzeb melioracji jako 'cechy o charakterze diagnostycznym uwzględniała: położenie odkrywki włączając rzeźbę terenu, typ gleby, układ warstw o różnym składzie granulometrycznym, pH, zawartość CaCO_3 , formy wytrąceń żelazistych, formy oglejenia, kategorie stosunków wilgotnościowych /34/. Planowanie rozstawy drenów z uwzględnieniem wskaźnika t_{300} może być odpowiedzią na stawiane pytanie, jak szybko należy odprowadzić wodę z danej warstwy gleby. Kryterium decydującym o szybkości odprowadzenia wody z odpowiednich poziomów profilu glebowego w ten sposób staje się nie tylko wymaganie czysto techniczne związane z możliwością wejścia maszyn w celu dokonania zabiegów uprawowych, lecz również właściwość samej gleby.

4. WNIOSKI

1) Na podstawie uzyskanych wyników badań i ich analizy statystycznej zaproponowano nowe ilościowe wskaźniki procesów oksydoredukcyjnych gleb: pojemność redoks R_c oraz odporność na procesy redukcyjne t_{300} , czas połowicznego rozkładu azotanów, pojawienie się maksimum zawartości Mn^{+2} i Fe^{+2} .

2) Stwierdzono korelacje proste pomiędzy określonymi wskaźnikami ΔEh - ΔpH , R_c - ΔpH , R_c - ΔEh , t_{300} - ΔEh , t_{300} - ΔpH , t_{300} - R_c .

3) Ważniejsze gleby mineralne Polski w warunkach niedotlenienia wykazują:

- obniżenie potencjału oksydoredukcyjnego (ΔEh) dochodzące do 350mV w poziomach próchnicznych i do 250mV w poziomach podpróchnicznych,

- zmianę odczynu gleb (ΔpH) - maksymalnie do 1,6 jednostki, zbliżając wartości pH gleb do 7,

- połowiczny rozkład azotanów w ciągu 6-12 dni przy $Eh < 350mV$ dla gleb kwaśnych ($pH < 5$) oraz przy Eh 140-290mV dla gleb obojętnych (pH 7),

- maksimum zawartości Fe^{+2} (w roztworze wodnym) rzędu 20-100 mg/kg po 1-3 tygodni zalania gleb wodą w zakresie Eh 375-110mV,

- maksimum zawartości Mn^{+2} (w roztworze wodnym) po 2-3 tygodniach zalania gleb wodą rzędu 0,005-0,22 mg/kg w zakresie Eh 325-110mV,

- wartość wskaźnika t_{300} od 0,1 do 18 dni, pojemność redoks (R_c) od 10-200 meq/kg.

4) Wykazano, że minimalna liczba prób dla scharakteryzowania t_{300} w obrębie danej jednostki glebowej wyznaczana na podstawie

przebiegu zmienności dla wybranych jednostek glebowych wynosi 20.

5) Opracowany model matematyczny do wyliczenia wskaźników t_{300} i R_c zawierający parametry fazy stałej gleby: skład granulometryczny, zawartość materii organicznej, tlenków żelaza, manganu, pH, zawartość kationów zasadowych, pojemność kationowymienną może służyć zarówno do charakterystyki właściwości oksydoredukcyjnych gleb, jak też do przewidywania skutków i zakresu zmian w ich chemizmie spowodowanych stanem niedotlenienia.

LITERATURA

- /1/ Aleksandrowa L.I., Najdenowa O.A. : Laboratornoprakticzeskije zaniatia po poczwowiedieniu. "Kołos" Leningrad, 118-120 oraz 127-129, 1967.
- /2/ Aroon J., Patrick W.H. : Growth and nutrient uptake by rice in flooded soil under controlled aerobic-anaerobic and pH conditions. Agronom. J. 69, 705-710, 1977.
- /3/ Armstrong W. : The relationship between oxidation-reduction potentials and oxygen-diffusion levels in some waterlogged organic soils. J. Soil Sci. 18(1), 27-33, 1967.
- /4/ Asghar N., Keneshiro I. : Effects of sugar-cane trash and pineapple residue incorporation on soil nitrogen, pH and redox potential. Plant and Soil 44(1), 209-218, 1976.
- /5/ Bailey L.D., Beauchamp E.G. : Effects of temperature on NO_3^- and NO_2^- reduction, nitrogenous gas production, and redox potential in saturated soils. Can. J. Soil Sci. 53(2), 213-218, 1973.
- /6/ Bailey L.D., Beauchamp E.G. : Nitrate reduction and redox potentials measured with permanently and temporarily placed platinum electrodes in saturated soils. Can. J. Soil Sci. 51, 51-58, 1971.
- /7/ Bates R.G. : Determination of pH. Theory and practice. John Wiley, Sons Inc., New York, London, Sydney, 1964.
- /8/ Bloomfield C. : Some chemical properties of hydromorphic soils. The colours of gley soils. Pseudogley and Gley. Trans. Comm. V and VI Int. Soc. Soil Sci. Germany, 7-18, 1973.

- /9/ B o h n H.L. : The EMF of platinum electrodes in dilute solutions and its relation to soil pH. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 33, 639-640, 1969.
- /10/ B o h n H.L. : Redox potentials. Soil Sci. 112(1), 39-45, 1970.
- /11/ B o n n e r F.T., R a l s t o n C.W. : Oxidation-reduction potential of saturated forest soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 32, 111-112, 1968.
- /12/ B r e e m e n N. : The effect of ill-defined ferric oxides on the redox characteristics of flooded soils. Neth. J. Agric. Sci. 17, 256-260, 1969.
- /13/ B r ü m m e r G. : Redoxpotentiale und Redoxprozesse von Mangan-, Eisen- und Schwefelverbindungen in hydromorphen Böden und Sedimenten. Geoderma 12, 207-222, 1974.
- /14/ B r ü m m e r G. : Redoxreaktionen als merkmalsprägende Prozesse hydromorphen Böden. Trans. Con. V and VI Int Soc Soil Sci. Germany, 17-27, 1973.
- /15/ B u r e s h R.J., P a t r i c k J.R. : Nitrate reduction of ammonium in anaerobic soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 42, 913-918, 1978.
- /16/ C o l l i n s J.F., B u o l S.W. : Patterns of iron and manganese precipitation under specified Eh and pH conditions. Soil Sci. 110(3), 157-162, 1970.
- /17/ C o l l i n s J.F., B u o l S.W. : Effects of fluctuations in the Eh-pH environment of iron and on manganese equilibria. Soil Sci. 110(2), 111-118, 1970.
- /18/ C u r r i e J.A. : Microstructural parameters and plant growth. Proc. of the Int. Scient. Symp. June 22-24, Brno, CRS, 1966.

- /19/ D a c e y J.W. : Internal winds in water lilies: An adaptation for life in anaerobic sediments. Science, 210, 28, 1017-1019, 1980.
- /20/ D i n g C h a n g - p u : Reducing substances in soil. Soil Res. Report No. 14, Inst. of Soil Sci., Acad. Sinica Nanjing, China, 1-9, 1986.
- /21/ D i n g C.P., L i u Z.G., Y u T.R. : Oxidation-reduction regimes in some oxisols of tropical China. Geoderma 32, 287-295, 1984.
- /22/ D i n g C.P., L i u Z.G., Y u T.R. : Determination of reducing substances in soils by voltammetric methods. Soil Sci. 134(4), 252-257, 1982.
- /23/ D o w d e l l R.J., S m i t h K.A. : Field studies of the soil atmosphere. II Occurrence of the nitrous oxide. J. Soil Sci. 25(2), 231-238, 1974.
- /24/ E n g l e r R.M., P a t r i c k W.H. : Nitrate removal from floodwater overlying flooded soils and sediments. J. Environ. Qual. 3(4), 409-413, 1974.
- /25/ E n g l e r R.M., A n i t e D.A. P a t r i c k W.H. : Effect of dissolved oxygen on redox potential and nitrate removal in flooded swamp and marsh soils. J. Environ. Qual. 5(3), 230-235, 1976.
- /26/ F l a i g W., S c h a r r e r K., J u d e l G.K. : Zur Methodik der Bestimmung des Redox-potentials im Boden. Zeitschr. Pfl. Boden: 68, 1131, H.2, 97-122, 1955.
- /27/ F l ü h l e r H., S t o l z y L.H., A r d a k a n i M.S. : A statistical approach to define soil aeration in respect to denitrification. Soil Sci. 122(2), 115-123, 1976.

- /28/ F o c h t D.D. : Microbial kinetics of nitrogen losses in flooded soils. Nitrogen and rice. Int. Rice Res. Inst., Los Banos, Laguna, Philippines, 119-134, 1979.
- /29/ G a w l i k J. : Investigations of the changes of soil air in muck soils in relation to water table variations. Polish J. Soil Sci. 1(1), 75-81, 1968.
- /30/ G h o s h S.N., K a r A.K., D h u a S.P. : Studies on Eh, pH and available phosphorus, iron and manganese in saturated and submerged soils. Fert. Techn. 12(4), 360-363, 1975.
- /31/ G l i ń s k i J., B e n n i c e l l i R., S t ę p n i e w s k a Z. : Changes in the oxygen conditions of a soil of different degrees of compaction subjected to water and drying under the conditions of a model experiment. Polish J. Soil Sci. vol XIX, 1-2, 21-26, 1986.
- /32/ G l i ń s k i J., D u l i b a n J. : Potencjał oksydoredukcyjny w glebach. Probl. Agrofizyki 3, 1972.
- /33/ G l i n s k i J., O s t r o w s k i J., S t ę p n i e w s k a Z. : The relation between drainage requirements of mineral soils and their oxygenation indicators. Polish J. Soil Sci. XVII, 1-2, 1-8, 1984 (1986).
- /34/ G l i ń s k i J., S c h l i c h t i n g E., S t ę p n i e w s k a Z. Characterization of the soil aeration status by plant and soil analysis using different soil Mn fractions. Zeitschr. Pfl. Bodenk. (w druku).
- /35/ G l i ń s k i J., S t ę p n i e w s k a Z. : The influence of the matrix potential and oxygen concentration on the redox potential of soil. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 220, 437-445, 1978.

- /36/ Gliński J., Stępniewska Z. : Zależność pH gleb od zmian stężenia tlenu. Roczn. Gleb. 31, 3/4, 237-244, 1980.
- /37/ Gliński J., Stępniewska Z. : An evaluation of soil resistance to reduction processes, Polish J. Soil Sci. X, 1-2, 15-19, 1986.
- /38/ Gliński J., Stępniewska Z., Brzezińska M. : Characterization of the dehydrogenase and catalase activity of the soils of two natural sites with respect to the soil oxygenation status. Polish J. Soil Sci. XIX, 1-2, 47-52, 1986.
- /39/ Gliński J., Stępniewski W. : Soil aeration and its role for plants. CRC Press Inc., 1986.
- /40/ Gotoh S., Patrick W.H. : Transformation of iron in waterlogged soil as influenced by redox potential. Soil Sci. Am. Proc. 38(1), 66-71, 1974.
- /41/ Gotoh S., Patrick W.H. : Transformation of manganese in waterlogged soil as affected by redox potential and pH. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 36, 738-742, 1972.
- /42/ Good B.J., Faulkner S.P., Patrick W.H. : Evaluation of green ash root response as a soil wetness indicator. Soil Sci. Soc. Am. J. 50, 1570-1575, 1986.
- /43/ Gunnison D., Engler R., Patrick W.H. : Chemistry and microbiology of newly flooded soils: relationship to reservoir quality. Chap. 3, Microbial Processes in Reservoirs. Dr W. Junk Publishers. Dordrecht. Boston, Lancaster. ISBN, 1985.
- /44/ Haavisto V.F. : Effects of a heavy rainfall on redox potential and acidity of a waterlogged peat. Can. J. Soil Sci. 54(2), 133-135, 1974

- /45/ Hamman R., Ottow J.G.G. : Reductive dissolution of Fe_2O_3 by Sacharolytic Clostridia on Bacillus Polymaxa under anaerobic conditions. J. Plant Nutr. and Soil Sci. 137(2), 108-115, 1974.
- /46/ Henderson R.E., Patrick W.H. : Soil aeration and plant productivity. Vol. 1. Handbook of Agricultural Productivity. CRC, 51-59, 1982.
- /47/ Hesse P.R. : A textbook of soil chemical analysis. John Murray Publ. Ltd., London 1971.
- /48/ Iskandar I.K., Selim H.M. : Modelling nitrogen transport and transformation in soils. 2. Validation. Soil Sci. 131, 5, 303-312, 1981.
- /49/ Jacq V.A., Prade K., Ottow J.C.G. : Significance of iron and sulfate redox processes in flooded soils for the nutrition of rice. XIII Congr. Int. Soc. Soil Sci., Hamburg 13-20.08.1986.
- /50/ Jaton J.F., Gallusser A. : Etude des profils de pH et de potential d' oxydo-reduction de sols hydromorphes calciques. Comm. presentee'le 4 mars a la Societe' Suisse de Pedologie, 1977.
- /51/ Jugujinda A., Patrick W.H. : Growth and nutrient uptake by rice in a flooded soil under controlled aerobic-anaerobic and pH conditions. Agronom. J. 69, 705-710, 1977.
- /52/ Kauricziew I.S., Latfulina G.G., Sawicz W.I. Okislitel'nowostanowlitel'naja bufiernost poczw. Izv. T.S.Ch.A. 2, 75-85, 1974.
- /53/ Khan M.I.A., Ryan J. : Manganese availability of calcarous soils of Lebanon. Agron. J. 70(3), 411-414, 1978.

- /54/ K o l t h o f I.M., M i l l e r C.S. : Mixed potentials at the dropping mercury electrode. J. Am. Chem. Soc. 62(8), 2171-2174, 1940.
- /55/ K o s e g a r t e n E. : Der Mangan Haushalt eschschlezwigholsteinischen Boden in Abhängigkeit von der Witterung. Z. Pflanzenehr. Dung Bodenkund 73. 25-39, 1956.
- /56/ K o w a l i k J. : Influence of land improvement on soil oxidation. Swed. Univ. Agric. Sciences Rap. 42, Uppsala 1985.
- /57/ K o w a l i k P., S t e p n i e w s k i W. : The significance of soil aeration for plants. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 220, 81-80, 1979
- /58/ K u k u r e n d a H. : Wpływ zmiennych czynników środowiska na przemiany manganu glebowego i jego dostępność dla owsa. Roczn. Akad. Roln. Poznań, Prac. hab. 66, 1-45, 1976.
- /59/ K u k u r e n d a H., G ł a d y c h S. : Influence of some properties of soil on behaviour of 6 fractions of manganese. Roczn. Gleb. 26(1), 157-175, 1975.
- /60/ K u k u r e n d a H. : Przydatność niektórych metod chemicznych do oznaczania w glebie przyswajalnych dla roślin form manganu. Pozn. Tow. Przyj. Nauk, Wyd. Nauk Roln. Leś. 27, 241-262, 1969.
- /61/ L a u n e R.D., S m i t h C.J., T o l l e y M.D. : The effect of sediment redox potential on nitrogen uptake, anaerobic root respiration and growth of *Spartina Atterniflora* Loisel. Aquatic Botany 18, 223-230, 1984.
- /62/ L i n c h J.M. G u n n K.B. : Use of chemostat to study decomposition of wheat straw in soil slurries. J. Soil Sci. 29, 551-556, 1978.

- /63/ Mäntylähti V. : Determination of plant-available manganese in finnish soils. J. Scient. Agric. Soc. Finland 53, 391-508, 1981.
- /64/ McKee W. : Rust on iron rods indicates depth of soil water tables. Proc. Soil Moist.-Site Prod. Symp., U.S. Dep. Agric. Fer. Ser. Southeast Area Sand PF, Atlanta, Ga. 1978.
- /65/ McKee W.H., Hook D.D., DeBell D.S., Askew J.L. Growth and nutrient status of Loblolly Pine Seedlings in relation to flooding and phosphorus. Soil Sci. Soc. Am. J. 48, No 6, 1984. 877 Madison Segoe Rd, Madison WI 53771 USA.
- /66/ Mackenzie R.C. : Informacje listowe. Div. Pedol. Dep. Min. Soils CRAIGIEBUCKLER Aberdeen, XII, 1879.
- /67/ Meek B.D., Grass L.B. : Redox potential in irrigated desert soils as indicator of aeration status. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 39(5), 870-875, 1975.
- /68/ Meek B.D., McKenzie A.J., Grass L.B. : Effects of organic matter, flooding time and temperature on the dissolution of iron and manganese from soil in situ. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 32, 5, 1968.
- /69/ Mikkelsen D.S. : The effect of straw and sulfate ammendments and temperature on sulfide production in two flooded soils. Soil Sci. 132, 5, 353-357, 1981.
- /70/ Mohanty S.K., Pattnaik S. : Effect of submergence on the physico-chemical and chemical changes in different rice soils. I. Kinetics of pH, Eh, C and N. Acta Agron. 24(3/4) , 448-451, 1975.
- /71/ Nelson L.E. : Tolerances of 20 rice cultivars to excess Al and Mn Agron. J. 75, 134-138, 1983.

- /72/ N e m e t h K., V a r j u M. : Proceedings of the Int. Symp. on "The application of electro-ultrafiltration in the agricultural production". Budapest, Hungary, May 6-10, 1980.
- /73/ N h u n g M.T., P o n n a m p e r u m a F.N. : Rice on flooded acid sulfate soil. Soil Sci. 102, 29-41, 1986.
- /74/ N i k o ł a j e w a U.N. : Wozdusznyj reżim drewnopodzolistnych poczw. Naucznyje Trudy Izd. "Kołos" Moskwa 1970.
- /75/ N o w o s i e l s k i O. : Dostępne formy manganu a potrzeby nawozowe gleb. Roczn. Gleb. 7(1), 139-170, 1959.
- /76/ O l o m u M.O., R a c z G.J., C h o C.M. : Effect of flooding on the Eh, concentrations of Fe and Mn in several Manitoba soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 37(2), 220-224, 1973.
- /77/ O t t o w J.C. : Bacterial mechanisms of iron reduction and gley formation. Pseudogley and Gley. Trans. Comm. V and VI Int. Soc. Soil Sci., Germany, 29-36, 1973.
- /78/ P a o H s u e n - m i n g , L i u C h i h - k u a n g , I i i T i e n - j e n . : Studies on oxydation-reduction processes in paddy soils. IX. The forms of water-soluble ferrous iron. Acta Pedol. Sinica 15(2), 174-181, 1978.
- /79/ P a p e n d i c k R.I., R u n k l e s J.R. : Transient-state oxygen diffusion in soil. 1. The case when rate of oxygen consumption is constant. Soil Sci. 100, 251-261, 1968.
- /80/ P a t r i c k W.H. : Oxygen content of soil air by a field method. Soil Sci. Soc. Am. J. 41, 3, 651-652, 1977.
- /81/ P a t r i c k W.H. : Nitrogen transformations in submerged soils. Nitrogen in Agricultural Soils. Agronomy Monograph. No. 22, ASA-CSSA-SSSA, 677, South Segoe Road, Madison WI 53711, USA, 1982.

- /82/ P a t r i c k W.H. : The role of inorganic redox systems in controlling reduction in paddy soils. Proceedings of Symposium on Paddy Soil. Nanjing, Institute of Soil Science Academia Sinica, 1980.
- /83/ P a t r i c k W.H., D e l a u n e R.D., E n g l e r R.M. : Soil oxygen content and root development of cotton in Mississippi river alluvial soils. Louisiana State Univ. Bull. No. 673, 3-27, 1973.
- /84/ P a t r i c k W.H., T u r n e r F.T., D e l a u n e R.D., : Soil oxygen content and root development of sugar cane. Louisiana State Univ. Bull. No. 641, 3-19, 1969.
- /85/ P a t r i c k W.H. : Extractable iron and phosphorus in a submerged soil at controlled redox potentials. 8th Int. Congr. Soil Sci. Bukarest, Romania, IV, 605-609, 1964.
- /86/ P a t r i c k W.H., F e n t e n o t W.J. : Growth and mineral composition of rice at various soil moisture tensions and oxygen levels. Agron. J. 68, 325-329, 1976.
- /87/ P a t r i c k W.H., M i k k e l s e n D.S., W e l l s B.R. : Plant nutrient behaviour in flooded soil. Soil Soc. of America, 577 South Segoe Road, Madison, WI 53711, Fertilizer Technology and use (3rd edition); 197-228, 1985.
- /88/ P a t r i c k W.H., R e d d y K.R. : Nitrification-denitrification reactions in flooded soils and water bottoms: Dependence on oxygen supply and ammonium diffusion. J. Environm. Qual. 5(4), 469-472, 1976.
- /89/ P a t r i c k W.H., T u r n e r F.T. : Effect of redox potential on manganese transformation in waterlogged soil. Nature 220(5166), 476-478, 1976.

- /80/ Patrick W.H., Williams B.G., Moraghan J.T. : A simple system for controlling redox potential and pH in soil suspensions. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 37, 331-332, 1973.
- /91/ Pedrazzini F.R., Moore P.A. : N_2O emission and changings of redox potential and pH in submerged soil samples. Z. Pfl. Bodenk. 146, 660-665, 1983.
- /92/ Pilot L., Patrick W.H. : Nitrate reduction in soils. Effect of soil moisture tension. Soil Sci. 114(4), 312-316, 1972.
- /93/ Ponnampерuma F.N. : The chemistry of submerged soils. Adv. in Agronom. 24, 29-96, 1972.
- /94/ Ponnampерuma F.N. : Behaviour of trace elements as affected by redox processes. XIII Congr. Int. Soc. Soil Sci. 13-20.08.1986.
- /95/ Ponnampерuma F.N., Castro R.U. : Redox systems in submerged soils. Trans. 8th Int. Congr. Soil Sci., Bukarest 3, 1964.
- /96/ Ponnampерuma F.N. : Dynamic aspects of flooded soils and the nutrition of the rice plant. Proc. Symp. Mineral Nutr. Rice Plant, Baltimore, 295-328, 1964.
- /97/ Ponnampерuma F.N., Tiano E.M., Loy T. : Redox equilibria in flooded soils. I. The iron hydroxide systems. Soil Sci. 103(6), 374-382, 1967.
- /98/ Ponnampерuma F.N., Loy T., Tiano E.M. : Redox equilibria in flooded soils. II. The manganese oxide systems. Soil Sci. 108(1), 48-57, 1968.

- /99/ P o n n a m p e r u m a F.N., M a r t i n e z E., L o y T.: Influence of redox potential and partial pressure of carbon dioxide on pH values and the suspension effect of flooded soils. Soil Sci. 101, 421-431, 1968.
- /100/ R e d d y K.R., P a t r i c k W.H. : Effect of alternate and anaerobic conditins on redox potential, organic matter decomposition and loss in a flooded soil. Soil Biol. Biochem. 7(2), 87-94, 1975.
- /101/ R e d d y K.R., P a t r i c k W.H. : Effect of frequent changes in aerobic and anaerobic conditions on redox potential and nitrogen loss in a flooded soil. Biol. Biochem. 8, 491-495, 1976.
- /102/ R e d d y K.R., P a t r i c k W.H. : Effect of aeration on reactivity and mobility of soil constituents. Chemical Mobility and Reactivity in Soil Systems. ASA, SSSA, 677 South Segoe Road, Madison, Wl 53711, 1983.
- /103/ R e d d y K.R., P a t r i c k W.H. : Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. CRC Critical Reviews in Environmental Control, Vol. 13, Issue 4, 273-309, 1984.
- /104/ R e d d y K.R., P a t r i c k W.H., L i n d a n C.W. : Redox processes and nitrogen transformatios in flooded soils. XIII Cong. Int. Soc. Soil Sci., 13-20.08.1986.
- /105/ R u s z k o w s k a M. : Próba oznaczania przyswajalnego manganu w glebie za pomocą sałaty jako rośliny wskaźnikowej. Roczn. Gleb. 9(2), 87-120, 1980.
- /106/ R u s z k o w s k a M., N u r z y Ń s k i J. : Ocena zasobności w mangan niektórych gleb województwa kieleckiego. Pam. Puł. 33, 77-89, 1968.

- /107/ Schlichting E., Schweikle V., Pfaff B. : Die Ermittlung von langfristigem O_2 -Mangel (Stichigkeit) in Boden aus Nährstoffanalysen. Z. Pfl. Bodenk. 142, 537-546, 1979.
- /108/ Shuman L.M., Anderson O.E. : Relationship of extractable soil manganese to soil properties. Soil Sci. Soc. Am. J. 42, 666-667, 1978.
- /109/ Sims J.L., Patrick W.H. : The distribution of micronutrients cations in soil under conditions of varying redox potential and pH. Soil Sci. Soc. Am. J. 42(2), 258-262, 1978.
- /110/ Siuta J. : Zjawiska i skutki procesu glejowego. Post. Nauk Roln. 2(58), 40-49, 1961.
- /111/ Smith K.A., Dowdell R.J. : Field studies of the soil atmosphere. I. Relationships between ethylene oxygen, soil moisture content, and temperature. J. Soil Sci. 25(2), 217-230, 1974.
- /112/ Stępniewska Z. : Zmiany potencjału redoks, odczynu oraz zredukowanych form manganu i żelaza w glebach o zróżnicowanym natlenieniu i wilgotności. Praca doktorska, Zakł. Agrofizyki PAN, Lublin 1979.
- /113/ Stępniewska Z., Gliński J., Schlichting E. : Influence of management on soil aeration index based on plant analyses. Polish J. Soil Sci. XVIII, 1-2, 1985.
- /114/ Stępniewska Z., Stępniewski W. : Współzależność pomiędzy potencjałem redoks, pH a rozpuszczalnymi formami Fe i Mn w glebie lessowej. Mat. Sem. "Fizykochemiczne właściwości gleb różnych ekosystemów", Sękocin, 28-29.11.1978.

- /115/ Stępniewski W. : Gas diffusion in a silty brown soil. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 220 (w druku).
- /116/ Stępniewski W. : The effect of irrigation and increased mineral fertilization on the aeration status of a cultivated soil. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 197, 203-220, 1977.
- /117/ Stępniewski W. : Wpływ nawożenia mineralnego i nawadniania gleby uprawnej na jej natlenienie. Praca doktorska, Zakł. Agrofizyki PAN, Lublin 1975.
- /118/ Stumm W., Morgan J. : Aquatic chemistry. An introducing emphasising chemical equilibria in natural waters. J. Wiley and Sons Inc., USA, 300-379, 1970.
- /119/ Ślęsak E. : Influence of reducing and oxidating compounds on iron accumulation and chlorophyll content in oat leaves. Acta Soc. Bot. Polon. 44, 349-360, 1975.
- /120/ Takai I., Kamura T. : The mechanism of reduction in waterlogged paddy soil. Folia Microb. 11, 304-313, 1966.
- /121/ Takai I., Wada H., Kagawa H., Kobo K. : Microbial mechanism of effects of water percolation on Eh, iron, and nitrogen transformation in a submerged paddy soils. Soil Sci. Plant Nutr. 20(1), 33-45, 1974.
- /122/ Takai I., Kamura T., Nishitani K. : Factors affecting the oxidation of manganese in soils. I. The oxidation mechanisms of manganese in soils. J. Scient Soil Man., Japan, 48(1), 15-18, 1977.
- /123/ Takai I., Kamura T., Nishitani K. : The effects of the soil reaction on the manganese oxidation. II. J. Scient Soil Man., Japan, 48(4), 103-146, 1977.

- /124/ T a r a r i n a L.F. : Dynamika OWT i podwiznogo zieleza pri zatoplienii i wysusziwanii sieroj liesnoj poczwy. Poczwow. 9, 30-39, 1973.
- /125/ T a y l o r R.M., M c K e n z i e R.M., N o r r i s h K. : The mineralogy and chemistry of manganese in some Australian soils. Austr. J. Soil Res. 2, 235-248, 1964.
- /126/ T u r n e r F.P. P a t r i c k W.H. : Chemical changes in waterlogged soils as result of oxygen depletion. Trans. 9th Int. Congr. Soil Sci. Adelaide, Australia, 4, 53-65, 1968.
- /127/ V a n C l e e m p u t O., P a t r i c k W.H. : Nitrate and nitrite reduction in flooded Gamma-irradiated soil under controlled pH and redox potential conditions. Soil Biol. Biochem. 6, 85-88, 1974.
- /128/ V a n C l e e m p u t O., P a t r i c k W.H. : Nitrate and nitrite reduction in flooded soils at controlled redox potential and pH. Int Congr Soil Sci. Trans. 10, Moskwa. 9, 152-159, 1974.
- /129/ V a n C l e e m p u t O., P a t r i c k W.H. M c I l h e n n y R.C. : Nitrite decomposition in flooded soil under different pH and redox potential conditions. Soil Sci. Soc. Am. J. 40, 55-60, 1976.
- /130/ V a n C l e e m p u t O., P a t r i c k W.H. M c I l h e n n y R.C. : Formation of chemical and biological denitrification products flooded soils at controlled pH and redox potential. Soil Biol. Biochem. 7, 329-332, 1975.
- /131/ W a r t a p e t i a n B.P. : Kislород i strukturalno-funkcionalnaja organizacija rastitelnoj klietki. "Nauka" Moskwa 1985.

- /132/ Y a m a n e J. : Reduction of nitrate and sulfate in submerged soils with special reference to redox potential, and water soluble sugar content in soils. Soil Sci. Plant Nutr. 15, 135-148, 1969.
- /133/ Y a m a n e J. : Eh-pH diagrams of manganese systems in relation to flooded soils. Rep. Inst. Agric. Res. Tohoku Univ. 24, 1-15, 1973.
- /134/ Y a m a n e J., S a t o K. : Effects of hydrated iron oxides (Fe^{+3}) on the Eh of flooded soils. J. Sci. Soil Manure. Japan 43(4), 109-114, 1972.
- /135/ Y u T i a n R e n : Physicochemical equilibria of redox systems in paddy soils. Soil Sci. 135(1), 26-30, 1983.
- /136/ X u e - m i n g B a o, C h a n g - p h D i n g, T i a n - r e n Y u : Stability constants of Mn(II) -complexes in soils as determined by a voltametric method. Z. Pfl. Bodenk. 146, 285-294, 1983.

Redox properties of mineral soils of Poland

(summary)

In the paper more important mineral soils of Poland (212 samples from 65 profiles) have been characterized with respect to their redox properties. The following redox properties of the soils have been considered: - 1. resistance to reduction t_{300} defined as a time needed to decrease soil redox potential under flood conditions to 300 mV. - 2. Redox capacity R_c defined as soil capability to oxidize KJ (at pH 3) expressed in me per kg of the soil. - 3. pH change under anoxic condition (ΔpH). - 4. Nitrate half decomposition time. - 5. Maximum concentration of water soluble Mn. - 6. Maximum concentration of water soluble Fe.

It was found that: $-\Delta pH$ was up to 1,6 pH unit, - nitrate half decomposition time was usually within 6-12 days and accompanying Eh was within 140-350 mV, - maximum of water soluble Mn (0,005 - 0,22 mg/kg) occurred 2-3 weeks after flooding at Eh 325-110mV - maximum of water soluble Fe (20-100 mg/kg) occurred 1-3 weeks after flooding at Eh 375-110 mV. - the values of t_{300} varied from 0,1 to 18 days, - the values of R_c were within 10-200 me/kg.

Statistical models relating t_{300} and R_c to such soil parameters as: depth in the soil profile, granulometric fractions, organic matter content, pH, total Mn and Fe_2O_3 content, summ of basic oxides, cation exchange capacity have been found by multiple regression method for all the soils and for their particular groups.

The value of t_{300} for all the soils treated together was linearly correlated with CEC, content of 1-0,1 and <0,02 mm fractions, total Mn and unlinearly with organic matter and ferric oxide content.

Redox capacity was linearly correlated with pH (in KCl), CEC, fraction < 0,02 mm nonlinearly with organic matter content.

The knowledge of the redox properties of the soils may be of a great importance for efficient use of soil nutrients by the plants and for proper soil drainage design.