

**Instytut Agrofizyki  
im. Bohdana Dobrzańskiego PAN  
w Lublinie**

**ACTA AGROPHYSICA**

**32**

Jan Gliński, Witold Stępniewski,  
Zofia Stępniewska, Janusz Ostrowski,  
Teresa Włodarczyk, Małgorzata Brzezińska

**AGROEKOLOGICZNE ASPEKTY  
WARUNKÓW TLENOWYCH  
GLEB ORNYCH**

Monografia

Lublin 2000

### **Komitet redakcyjny**

Redaktor Naczelny - prof. dr hab. Jan Gliński, czł. koresp. PAN

Z-cy Redaktora Naczelnego:

prof. dr hab. Ryszard T. Walczak, czł. koresp. PAN - fizyka środowiska  
prof. dr hab. Bogusław Szot - fizyka materiałów roślinnych  
prof. dr hab. Ryszard Dębicki - gleboznawstwo

Redaktorzy tomu:

prof. dr hab. Jan Gliński, czł. koresp. PAN  
prof. dr hab. Zofia Stępniewska  
prof. dr hab. Janusz Ostrowski

**Opiniował do druku**

prof. dr hab. Ryszard Turski

### **Adres redakcji**

Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego PAN  
ul. Doświadczalna 4, P.O. Box 201, 20-290 Lublin 27  
tel. (0-81) 744-50-61, e-mail: [fundacja@demeter.ipan.lublin.pl](mailto:fundacja@demeter.ipan.lublin.pl)  
<http://www.ipan.lublin.pl>

Publikacja indeksowana przez  
Polish Scientific Journals Contents - Agric. & Biol. Sci.  
w sieci Internet pod adresem <http://saturn.ci.uw.edu.pl/psjc/>  
lub <http://ciuw.warman.net.pl/alf/psjc>

© Copyright by Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego PAN, Lublin 2000

Publikacja dofinansowana przez Komitet Badań Naukowych

ISBN 83-87385-49-2

ISSN 1234-4125

Wydanie I. Nakład 150 egz. Ark. wyd. 6,7  
Skład komputerowy: Piotr Lewczyński  
Druk: Zakład Usług Poligraficznych TEKST s.c., ul. Wspólna 19, 20-344 Lublin

## SPIS TREŚCI

1. WSTĘP .....	5
2. UWARUNKOWANIA STANU NATLENIEŃ GLEB.....	6
2.1. Odporność oksydoredukcyjna gleb.....	7
3. WSKAŹNIKI NATLENIEŃ GLEB.....	7
4. AGROEKOLOGICZNE ASPEKTY NATLENIEŃ GLEB .....	19
4.1. Wpływ stanu natlenienia na procesy zachodzące w glebie.....	19
4.2. Rozwój roślin w warunkach zmian stanu natlenienia gleb .....	20
5. PRZESTRZENNA CHARAKTERYSTYKA WŁAŚCIWOŚCI OKSYDOREDUKCYJNYCH GLEB ORNYCH POLSKI .....	26
6. KOMPLEKSOWA CHARAKTERYSTYKA AERACYJNYCH WŁAŚCIWOŚCI NIEKTÓRYCH GLEB ORNYCH EUROPY CENTRALNEJ.....	31
6.1. Ogólna charakterystyka gleb.....	34
6.2. Metodyka badań.....	36
6.3. Wartości wskaźników natlenienia gleb przy zróżnicowanym ciśnieniu ssącym.....	38
6.3.1. Wartości wskaźników natlenienia gleb przy ciśnieniu ssącym 159 hPa .....	38
6.3.2. Wartości wskaźników natlenienia gleby w zakresie ciśnienia ssącego 0 – 500 hPa.....	45
6.4. Normalizacja parametrów natlenienia gleb.....	51
7. OKSYGENOLOGIA GLEBY CZĘŚCIĄ OKSYGENOLOGII ŚRODOWISKA .....	75
8. PODSUMOWANIE.....	78
9. PIŚMIENNICTWO .....	80
10. STRESZCZENIE.....	85
11. SUMMARY .....	86

## 1. WSTĘP

Spośród czterech faz glebowych (stałej, ciekłej, gazowej i edafonu), faza gazowa, a szczególnie jej podstawowy składnik – tlen, odgrywa istotną rolę w wielu procesach glebowych wpływających na stan środowiska naturalnego i na rośliny [29, 30, 62, 63].

W użyciu są dwa pojęcia: natlenienie i aeracja gleb. Natlenienie odnosi się jedynie do ilości i dostępności tlenu glebowego, zaś aeracja obejmuje całokształt dynamicznych oddziaływań powietrza atmosferycznego z glebą bez podkreślania w nich udziału samego tlenu.

Obecnie dysponujemy obszerną literaturą dotyczącą roli tlenu glebowego [13,15,17,18,30,33,34,38,44,45,47,52,53,55,57,70], wskaźników natlenienia gleb [25, 28], wpływu natlenienia gleb na procesy w niej zachodzące i na rośliny [6,9,11,12,23,35,39,50,66-69]. Brak jest natomiast kompleksowej charakterystyki gleb, uwzględniającej oprócz stanu natlenienia wyrażonego potencjałem redoks (Eh) i natężeniem dyfuzji tlenu (ODR), inne elementy związane z aeracją gleb jak współczynnik dyfuzji gazowej ( $D/D_0$ ), przepuszczalność powietrzną gleby (k), porowatość powietrzną gleby (Eg) oraz zredukowane formy żelaza ( $Fe^{+2}$ ), manganu ( $Mn^{+2}$ ) i azotu ( $NO_2^-$ ).

Celem niniejszego opracowania jest przedstawienie, na tle znanych charakterystyk dotyczących natlenienia gleb, kompleksowego ujęcia problematyki warunków tlenowych gleb na przykładzie przestrzennej charakterystyki właściwości oksydoredukcyjnych mineralnych gleb orných Polski i porównanie ich z wybranymi glebami Europy Centralnej a także pokazanie aspektów praktycznych znajomości tych parametrów dla rolnictwa i ochrony środowiska.

W pracy jest ponadto przedstawiona próba normalizacji parametrów natlenienia gleb, jak również propozycja nowych, dotychczas nie charakteryzowanych parametrów w celu uściślenia opisu warunków agroekologicznych w glebach oraz usytuowania warunków tlenowych gleb w oksygenologii środowiska.

## 2. UWARUNKOWANIA STANU NATLENIEŃ GLEB

Intensywność biologicznych procesów pochłaniania tlenu i wydzielania dwutlenku węgla (aktywność respiracyjna) w środowisku glebowym z jednej strony, oraz fizyczne procesy wymiany gazów między glebą i atmosferą, z drugiej strony warunkują stan natlenienia gleby.

Aktywność respiracyjna gleby zależy od zawartości substancji organicznej, a szczególnie od jej frakcji łatwo przyswajalnej przez drobnoustroje oraz takich parametrów fizycznych, jak temperatura i wilgotność.

Ruch gazów w glebie zależy bezpośrednio od współczynnika dyfuzji określanego przez ilość, krętość i ciągłość porów wypełnionych powietrzem i pośrednio od wszystkich czynników antropogenicznych modyfikujących przepływ gazu takich jak: zagęszczenie i zaskorupienie gleby, orka, nawodnienie i odwodnienie itp. Stan natlenienia gleby jest ściśle związany z przemianami redoks, odgrywającymi fundamentalną rolę w życiu roślin i drobnoustrojów, wpływającymi na przebieg oddychania i skład populacji mikroorganizmów.

Czułym wskaźnikiem na zmiany aeracyjne jest działalność mikroorganizmów glebowych wyrażona aktywnością enzymatyczną [7, 8]. Na zmiany tej aktywności wywiera istotny wpływ szata roślinna, klimat i typ gleby, jak również stan w jakim znajdują się enzymy obecne w glebie, zarówno zewnątrzkomórkowe, które znajdują się w roztworze glebowym lub są zasorbowane przez koloidy glebowe jak i wewnątrzkomórkowe związane z drobnoustrojami [10].

Dehydrogenazy katalizują w szerokim zakresie reakcje odpowiedzialne za procesy utleniania tzn. odwodorowanie substancji organicznej. Dostarczają one informacji o wpływie naturalnego środowiska i ksenobiotyków na aktywność biologiczną gleby [42].

Katalazy rozkładają (do wody i tlenu) nadtlenek wodoru, który tworzy się w procesie oddychania jako produkt uboczny. Enzymy te odgrywają istotną rolę w życiu drobnoustrojów, chroniąc komórkę przed toksycznym działaniem  $H_2O_2$  [38].

## 2.1. Odporność oksydoredukcyjna gleb

Przemiany biochemiczne i chemiczne, związane z przeniesieniem elektronów znane są pod nazwą procesów utleniania i redukcji. Charakter tych przemian w glebie zależy od obecności tlenu, którego dostępność wywiera znaczący wpływ na formowanie się naturalnych siedlisk i na sposób rolniczego użytkowania gleby.

Organizmy zasiedlające w warunkach naturalnych glebę wykazują zdolność do adaptacji wobec zaistniałych warunków tlenowych. Rośliny uprawne, poprzez stosowanie odpowiednich zabiegów i technik melioracji, mają stworzone ustalone warunki pod względem aeracyjnym. Warunki te stwarzają możliwość prawidłowego rozwoju roślin wyższych, które nie mogą pobierać tlenu bezpośrednio z utlenionych połączeń mineralnych, tym bardziej, że niektóre ze zredukowanych form mogą być w określonych stężeniach toksyczne dla roślin.

Równocześnie pewna grupa organizmów w siedliskach naturalnych może wręcz wyginąć w warunkach nagłego zaburzenia układu trójfazowego gleby, spowodowanego zastąpieniem przez wodę powietrza glebowego. Zabezpieczenie potrzeb tlenowych tej grupy organizmów wymaga interwencji człowieka przez zastosowanie melioracji.

Zdolność do harmonijnego rozwoju roślin warunkowana jest poprzez pulę tlenu zmagazynowanego w glebie (w fazie gazowej i ciekłej), jak również przede wszystkim przez możliwość jego stałego dopływu z atmosfery (poprzez glebę i transport wewnętrzny w roślinie).

## 3. WSKAŹNIKI NATLENIEŃ GLEB

Wyczerpanie się tlenu w glebie i ograniczenie jego dopływu z atmosfery rozpoczyna „odczucie” stresu tlenowego u mikroorganizmów i roślin, który po wstępnej fazie adaptacji do nowych warunków, może prowadzić do obumierania grup mikroorganizmów nieprzystosowanych do nowych warunków, jak również systemu korzeniowego, a w ostateczności całej rośliny.

Czas wyczerpania się tlenu w glebie zależy od zapasów tlenu i szybkości aktualnej konsumpcji. Konsekwencją niedostatku tlenu molekularnego w glebie są procesy redoks, których pierwszym przejawem jest redukcja azotanów [2,25,26,56].

Stan oksydoredukcyjny gleby wyrażany jest wielkością potencjału redoks, a zdolność gleby do utrzymania go na odpowiednim poziomie jest miarą odporności oksydoredukcyjnej gleby [24,27,30].

Z tego też powodu odporność oksydoredukcyjna gleby może być wskaźnikiem warunków tlenowych, mającym duże znaczenie praktyczne dla stosowania zabiegów uprawowych i utrzymania równowagi w środowisku.

Złożoność interakcji powietrza glebowego z ośrodkiem glebowym i z korzeniami roślin powoduje, że istnieje wiele wskaźników stanu natlenienia gleby (Tabela 1), jak również charakterystyk wynikających z tego stanu (Tabela 2). Wskaźniki te mają charakter fizyczny, chemiczny lub biologiczny [17,27,29,30,34].

Tabela 1. Wskaźniki stanu natlenienia gleby [27]  
Table 1. Indicators of soil aeration [27]

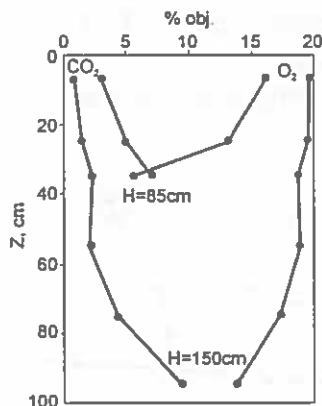
Symbol	Cecha	Charakter
Eg	Porowatość powietrzna	fizyczny
k	Przepuszczalność powietrzna	fizyczny
D/D <sub>0</sub>	Współczynnik dyfuzji gazów	fizyczny
O <sub>2</sub>	Zawartość tlenu w powietrzu glebowym	chemiczny
CO <sub>2</sub>	Zawartość dwutlenku węgla w powietrzu glebowym	chemiczny
C <sub>2</sub> H <sub>4</sub>	Zawartość etylenu w powietrzu glebowym	chemiczny
N <sub>2</sub> O	Zawartość podtlenku azotu	chemiczny
Eh	Potencjał redoks w glebie	chemiczny
Fe <sup>+2</sup> test	Obecność w glebie jonów Fe <sup>+2</sup>	chemiczny
RQ	Iloraz oddychania	chemiczny
	Aktywność enzymatyczna gleby	biologiczny
	Skład mineralny roślin	biologiczny
I <sub>0</sub>	Reakcja roślin na dynamikę aeracji gleb w długim okresie czasu	biologiczny

Tabela 2. Charakterystyki gleby związane z jej stanem natlenienia [27]  
Table 2. Soil characteristics in relation to aeration status [27]

Symbol	Cecha	Charakter
Q <sub>r</sub>	Prędkość poboru tlenu	biologiczny
R	Pojemność redoks gleby	chemiczny
t <sub>300</sub>	Czas obniżenia Eh do 300mV po zalaniu gleby w temp. 20°C	chemiczny
t <sub>1/2</sub> NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Czas zaniku 50% NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	chemiczny
t <sub>max</sub> Mn <sup>++</sup>	Czas maksymalnego stężenia Mn rozp. w H <sub>2</sub> O	chemiczny
t <sub>max</sub> Fe <sup>++</sup>	Czas maksymalnego stężenia Fe rozp. w H <sub>2</sub> O	chemiczny
C <sub>max</sub> Mn <sup>++</sup>	Maksymalne stężenie Mn rozp. w H <sub>2</sub> O	chemiczny
C <sub>max</sub> Fe <sup>++</sup>	Maksymalne stężenie Fe rozp. w H <sub>2</sub> O	chemiczny

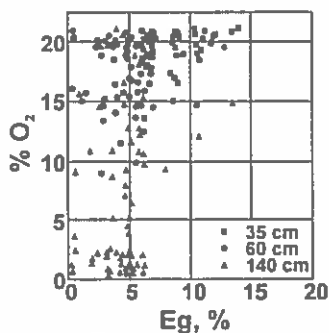
Do powszechnie używanych wskaźników należy skład powietrza glebowego – najczęściej zaś - stężenie tlenu i dwutlenku węgla w fazie gazowej gleby (Rys.1). Stężenia tlenu jest dobrze skorelowane z porowatością powietrzną gleby (Eg), której zmienność w profilu glebowym przedstawia przykładowo Rys. 2.

Stężenie tlenu jest jednakże niezbyt precyzyjnym wskaźnikiem możliwości jego pobrania przez rośliny, gdyż dostępność tlenu dla roślin zależy nie tylko od jego stężenia w powietrzu glebowym, ale również od fizycznych właściwości glebowych.



Rys. 1. Stężenie  $O_2$  i  $CO_2$  w powietrzu glebowym profilu łąkowego mułowo-glejowego w funkcji głębokości przy różnych poziomach wody gruntowej  $H$  w dniu 1971.06.19 ( $H=85$  cm) i 1971.09.04 ( $H=150$  cm) (wg nieopublikowanych danych W. Stępniewskiego).

Fig.1. Concentration of  $O_2$  and  $CO_2$  in the soil air of a Fluvi-eutric Gleysol as a function of depth at two groundwater levels ( $H$ ) on 1971.06.19 ( $H=85$  cm) and 1971.09.04 ( $H=150$  cm). (Unpublished data of W. Stępniewski).



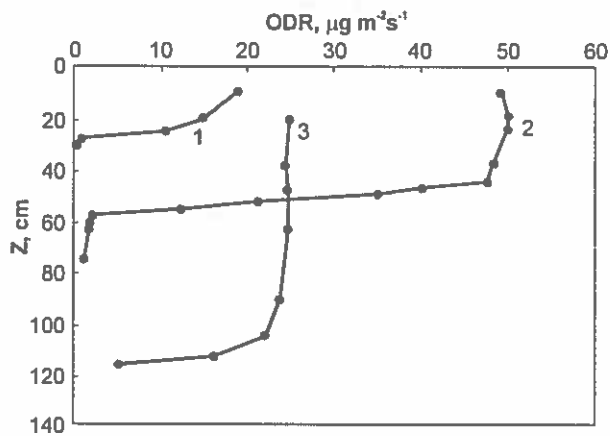
Rys. 2. Stężenie tlenu w powietrzu glebowym na trzech różnych głębokościach (35, 80 i 140 cm) w zależności od zawartości powietrza w glebie  $E_g$  [30].

Fig. 2. Concentration of oxygen in soil air at three different depths (35, 80, and 140 cm) as a function of its air-filled porosity  $E_g$  [30].



Dla potrzeb produkcji roślinnej bardziej przydatnymi wskaźnikami natlenienia okazały się: natężenie dyfuzji tlenu (ODR) i potencjał redoks (Eh) [9].

Natężenie dyfuzji tlenu wyrażane w  $\mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$ , bezpośrednio określa maksymalną ilość tlenu jaka może być pobrana z otoczenia przez korzeń przy jednoczesnym uwzględnieniu innych czynników (pośrednich) takich jak: temperatura, struktura agregatowa gleby, skład powietrza glebowego, wilgotność gleby, aktywność biologiczna [17,30,40,57,61,69]. Zmiany wartości ODR w profilu glebowym przy różnych głębokościach wody gruntowej przedstawia Rys. 3.



Rys. 3. Natężenie dyfuzji tlenu (ODR) w glebie w zależności od głębokości Z, przy różnych poziomach wody gruntowej H [72]:

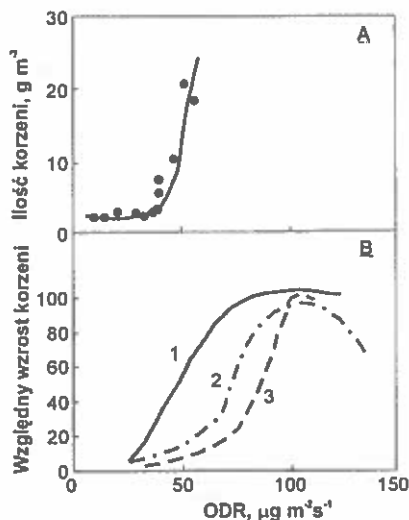
1. gleba piaszczysto-ilasta,  $H_1=30$  cm
2. gleba ilasta,  $H_2=56$  cm
3. gleba ilasta,  $H_3=110$  cm

Fig. 3. Oxygen diffusion rate (ODR) as a function of soil depth (Z), at different ground water levels H [72]:

1. Clay loam soil,  $H_1 = 30$  cm
2. Loamy soil  $H_2=56$  cm
3. Loamy soil  $H_3=110$  cm

Dotychczasowe badania wykazały, że większość roślin uprawnych zaspokaja całkowicie wymagania tlenowe korzeni przy wartościach ODR powyżej  $70 \mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$ . W zakresie ODR od 35 do  $70 \mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$  następuje częściowe niedotlenienie korzeni i takie efekty jak zmniejszenie tempa wzrostu korzeni i części nadziemnych roślin, natomiast przy niższych wartościach ODR, wzrost

korzeni całkowicie ustaje (Rys. 4). W przypadku traw krytyczne wartości ODR mogą być znacznie niższe, rzędu  $20 \mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$  a nawet mniej.



Rys. 4. Reakcja korzeni na wartość ODR w glebie. Diagram A – ilość korzeni pszenicy w glebie w warunkach polowych; diagram B – względna prędkość wzrostu korzeni trzech krzewów pustynnych: *Franseria dumosa* (1), *Larrea tridentata* (2) i *Artemisia tridentata* (3) [30].

Fig.4. Root response to ODR in soils; (A) population of wheat roots in soil under field conditions, (B) relative root growth rate of three desert shrubs: *Franseria dumosa* (1), *Larrea tridentata* (2) and *Artemisia tridentata* (3) [30].

Rośliny są szczególnie wrażliwe na zakłócenia bilansu tlenowego w okresie wschodów i kwitnienia. Typowy przykład reakcji wschodów roślin na dostępność tlenu, mierzony wskaźnikiem ODR, obrazuje na - przykładzie owsa - Rys. 5. Reakcje natomiast wschodów różnych roślin na określone wartości ODR jak też i Eh przedstawia Tabela 3.

Z punktu widzenia zarówno poznawczego, jak i praktycznego (np. projektowania nawodnień) ważna jest znajomość wzajemnych zależności charakterystyk ODR i współczynnika dyfuzji gazów ( $D/D_0$ ) od gęstości i ciśnienia ssącego gleby. Wybrane charakterystyki niektórych gleb Polski przedstawia Rys. 6.

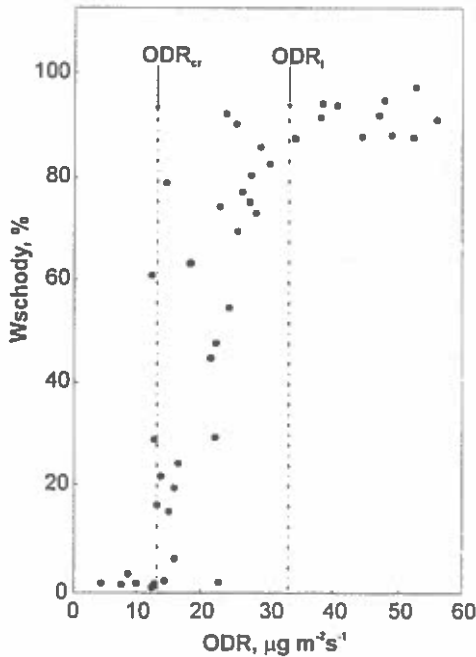
Tabela 3. Graniczne wartości ODR i Eh dla wschodów roślin [31]

Table 3. Threshold values of ODR and Eh for plant emergence [31]

Roślina	ODR <sub>l</sub>	ODR <sub>0,5</sub>	ODR <sub>kr</sub>	Eh <sub>l</sub>	Eh <sub>0,5</sub>	Eh <sub>kr</sub>
Jęczmień	25	17	8	400	380	370
Owies	30	20	12	520	480	440
Fasola	33	25	12	510	ok. 450	360
Pszenica	40	-	8	460	ok. 390	370
Len	40	25	13	-	-	430
Kukurydza	40	27	16	400	ok. 370	340
Pomidor	40	30	25	520	470	450
Burak cukrowy	50*	30*	13	-	-	400
Żyto	50	33	12	540	480	430

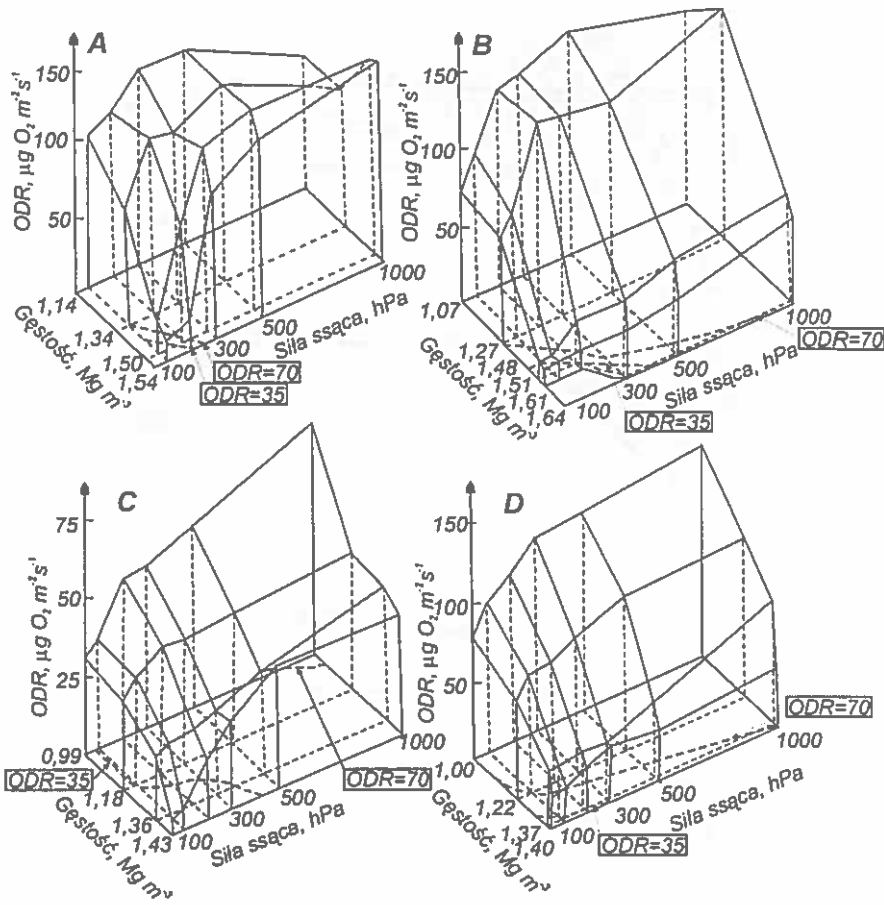
ODR<sub>l</sub> – limitująca wartość ODR, ODR<sub>0,5</sub> – ODR odpowiadające połowie wschodów, ODR<sub>kr</sub> – wartość krytyczna ODR. Analogicznie są oznaczone graniczne wartości Eh.

\* – Wartości wystarczające do wschodów, ale nie gwarantujące dalszego przeżycia roślin



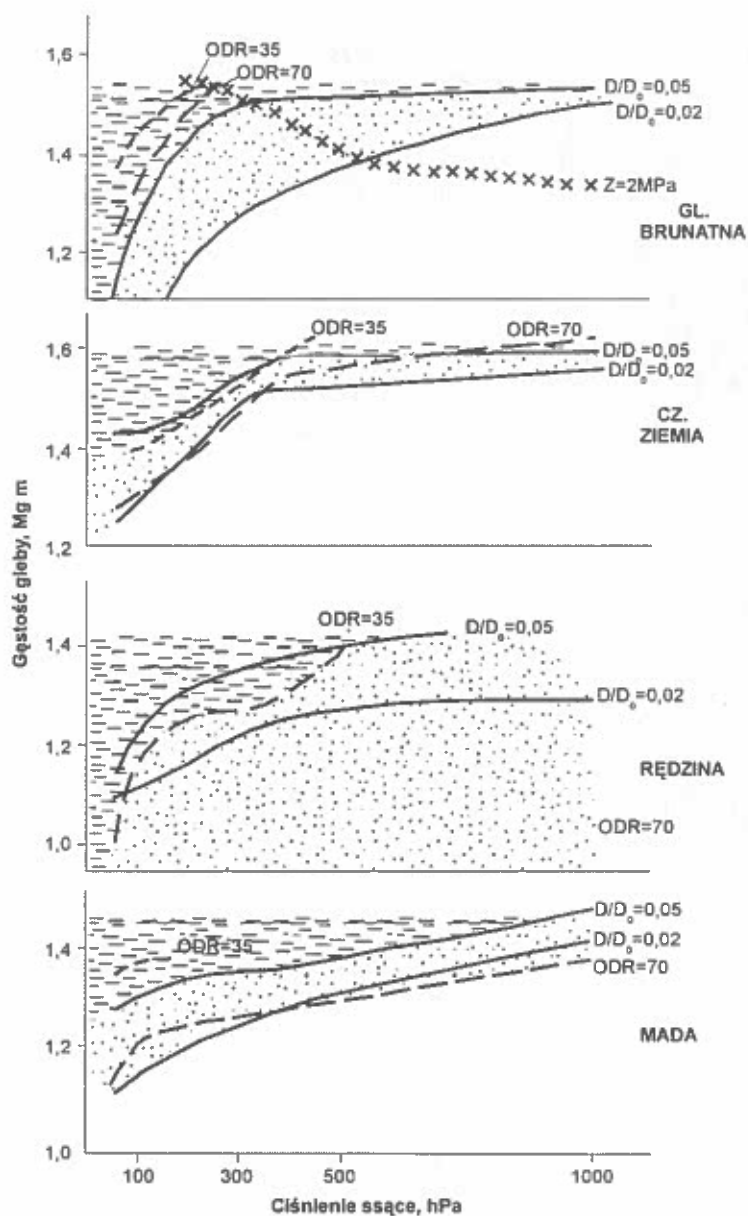
Rys. 5. Zależność wschodów owsa od ODR. ODR<sub>cr</sub> – krytyczne wartości, ODR<sub>l</sub> – wartości ODR ograniczające wschody [28].

Fig. 5. Final emergence of oats vs. ODR, ODR<sub>cr</sub>, ODR<sub>l</sub> – critical and limiting emergence values of ODR, respectively [28].



Rys. 6. Zależność ODR od gęstości i ciśnienia ssącego w: A) glebie brunatnej utworzonej z lessu, B) czarnej ziemi utworzonej z gliny, C) madzie ciężkiej, D) rędzinie czarnoziemnej [57].  
 Fig. 6. Dependence of ODR on soil moisture tension and bulk density in: A) a brown soil developed from loess, B) a black earth developed from loam, C) a heavy alluvial soil, D) a chernozem rendzina soil [57].

Opierając się o te charakterystyki oraz o znajomości krytycznych wartości ODR dla danej rośliny lub grupy roślin można wyznaczyć graniczne wartości gęstości gleby i jej ciśnienia ssącego (Rys. 7), co z kolei pozwala określać krytyczne ciśnienie ssące gleby.

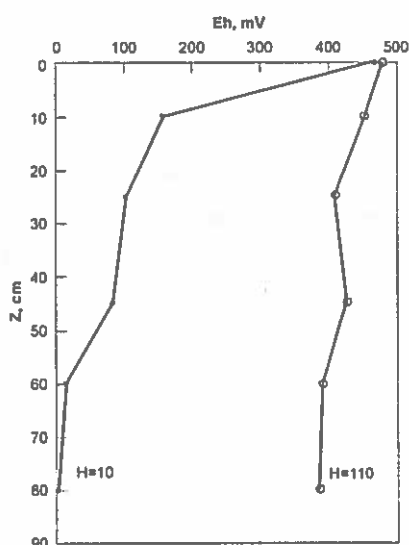


Rys. 7. Zakresy gęstości i ciśnienia ssącego odpowiadające wartościom granicznym ODR,  $D/D_0$  i oporu penetracji ( $Z$ ) w kilku glebach polskich [60].

Fig. 7. Ranges of soil bulk density and moisture tension in relation to boundary values of ODR,  $D/D_0$  and penetration resistance ( $Z$ ) in some Polish soils [60].

W zakresie niskich stężeń tlenu bardziej użyteczny okazał się potencjał redoks (Eh), będący miarą stanu utleniająco-redukcyjnego gleby. W glebowych procesach oksydoredukcyjnych, gdzie równocześnie przebiega kilka reakcji redoks, mierzony potencjał oksydoredukcyjny (Eh) jest potencjałem „mieszanym” różnych par redoks [30,33].

Wskaźnik ten określa efekty pośrednie związane z procesami zachodzącymi w glebie w różnych warunkach natlenienia. Przykładowy przebieg wartości potencjału oksydoredukcyjnego w profilu glebowym przedstawia Rys. 8.



Rys. 8. Rozkład Eh w profilu gleby murszowo-glejowej przy poziomie lustra wody H: 10 i 110 cm [17].

Fig. 8. Distribution of Eh in a marsh-gley soil at two ground water levels H: 10 and 110 cm [17].

Stan pełnego natlenienia powoduje, że obecne w glebie pierwiastki wchodzące w skład form mineralnych przyjmują wartościowości najwyższe, a o mierzonej wartości potencjału oksydoredukcyjnego decyduje wówczas para tlenu ( $O_2/H_2O$ ). W typowych, dobrze natlenionych glebach, wartość Eh wynosi około 600 mV i wówczas mogą mieć miejsce (tylko w ograniczonym stopniu) reakcje redukcji połączeń azotu, a czasem i manganu, wewnątrz agregatów. W warunkach ograniczenia dopływu tlenu do gleby spowodowanego nadmiernym uwilgotnieniem, mikroorganizmy fakultatywne i anaerobowe używają połączeń

tlenowych jako akceptora elektronów i przeprowadzają je w formy zredukowane. Pozostają one w tej postaci w porach glebowych dopóki nie dotrze tam powietrze z atmosfery. Dlatego też formy zredukowane żelaza, siarczki czy metan nie występują w glebie w obecności tlenu. Wysycenie porów glebowych wodą powstrzymuje dyfuzję tlenu do gleby i wywołuje szereg procesów oksydoredukcyjnych.

Redukcję mineralnych połączeń, przebiegającą w warunkach zalania gleby wodą można wg Patricka [40,41] opisać terminami intensywności jak i pojemności.

Mówiąc o intensywności redukcji gleby ma się na uwadze jej aktualny stan oksydoredukcyjny, podczas gdy pojemność dotyczy ilości substratów podlegających redukcji i może być najlepiej opisana przy użyciu równoważników tlenowych. Czynniki intensywności jest opisany jako energia swobodna procesu redukcji lub zwykle jako siła elektromotoryczna reakcji czyli potencjał redoks.

Czynnik pojemności występujących układów redoks różnicuje gleby między sobą. W zasadzie ilość tlenu w glebie osuszonej, która ulega okresowemu zalaniu wodą, jest bardzo mała. Składa się ona z tlenu zawartego w porach powietrznych oraz z tlenu rozpuszczonego w wodzie wypełniającej pory i zwykle wystarcza na podtrzymanie życia mikroorganizmów tlenowych w ciągu kilku godzin.

W początkowej fazie zachodzących procesów redukcji następuje rozkład azotanów, których zawartość w glebie wynosi do kilku  $\text{mg kg}^{-1}$ . W następnej kolejności zachodzi redukcja tlenków manganu, zaś ich ilości, które mogą być zredukowane, są o wiele wyższe i bardziej zróżnicowane niż tlenu czy azotanów i wynoszą od 20 do 3000  $\text{mg kg}^{-1}$ .

Uwodnione tlenki żelaza, których zawartość w glebie może osiągnąć kilka procent stają się przez dłuższy czas trwania procesu akceptorami elektronów, powstrzymują dalszy spadek potencjału oksydoredukcyjnego, utrzymując go na poziomie redukcji związków żelaza, tzn. od 300 do 100 mV w zależności od pH gleby. Poniżej tej wartości Eh, kończy się zakres działania fakultatywnych beztlenowców i rozpoczynają działalność beztlenowce właściwe, prowadząc redukcję siarczanów i dwutlenku węgla do siarczków i metanu.

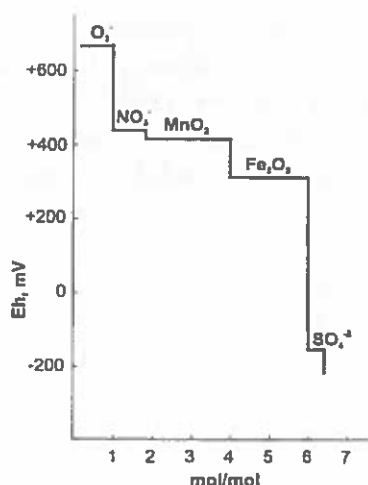
Analizując reakcję środowiska glebowego na niedotlenienie spowodowane nadmiernym uwilgotnieniem wyrażające się rozwojem procesów oksydoredukcyjnych wydawało się celowe wprowadzenie nowego syntetycznego

terminu „podatność”, czy lepiej „odporność” gleb na redukcję. Gliński i Stępniewska [24] przyjęli, jako miarę odporności na redukcję, czas  $t_{300}$ , po którym następuje spadek Eh poniżej 300 mV [24,27,29,30,49,54]. Wartość 300 mV przyjęto orientacyjnie jako granicę pomiędzy glebą natlenioną i zredukowaną. Granica ta odpowiada początkowi redukcji tlenków żelaza. Wartość  $t_{300}$  otrzymuje się doświadczalnie z krzywych spadku Eh w czasie. Tak więc gleby o wyższych wartościach  $t_{300}$  nie ulegają szybkiej redukcji, czyli wykazują większą „odporność”. Mając na uwadze ochronę obecnych w glebie azotanów należałoby wyznaczyć czas potrzebny do obniżenia wartości Eh odpowiadającej redukcji  $\text{NO}_3^-$ , a więc  $t_{400} - t_{300}$ , w zależności od pH gleby. Odporność gleb na redukcję pozostaje w relacji do wielu właściwości gleby [24], wśród wielu z nich znajduje się zawartość tlenowych połączeń żelaza i utlenionych form azotu i manganu.

Zakres zmian Eh wynosi od +700 mV w glebach dobrze natlenionych do -400 mV w zredukowanych glebach zalanych wodą. Wysoka wartość Eh gleb dobrze natlenionych związana jest z obecnością tlenu, jako głównego akceptora elektronów w procesie oddychania. Ograniczenie wymiany gazów, przez zwiększenie wilgotności (współczynnik dyfuzji tlenu w wodzie jest ok. 10 000 razy mniejszy niż w powietrzu), lub też w związku z pogorszeniem struktury gleby, wywołuje „głód tlenu”. Skutki tego głodu odbijają się na rozwoju mikroorganizmów i roślin uprawnych [11,12,69,70]. Niedotleniony system korzeniowy roślin, niedostosowanych do zmienionych warunków zamiera. Mikroorganizmy tlenowe przechodzą wówczas w stan przetrwalników. Następuje natomiast rozwój mikroorganizmów przystosowanych do utleniania substancji organicznej tlenem związanym w postaci azotanów, tlenków manganu i żelaza oraz siarczanów i fosforanów.

Krytyczne wartości potencjału różnych układów oksydoredukcyjnych występujących w glebie, odniesione do pH 7 przedstawione są na Rys. 9. Wskazują one, że pierwszy ulega redukcji tlen, a gdy wyczerpie się on w środowisku glebowym następuje 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.





Rys. 9. Potencjały redoks odpowiadające redukcji poszczególnych form mineralnych i ich równoważniki tlenowe (liczba moli odpowiadająca 1 molowi zredukowanego  $O_2$ ) [49].

Fig. 9. Redox potential of soil mineral forms undergoing reduction and their oxygen equivalents (amount of moles corresponding to 1 mol of reduced  $O_2$ ) [49].

Okresowe niedotlenienie gleby spowodowane nadmiernym jej uwilgotnieniem lub zagęszczeniem wywołuje wzmożoną działalność mikroorganizmów beztlenowych, odpowiedzialnych za szereg procesów redukcyjnych. Miejsce tlenu, który w warunkach aerobowych jest akceptorem elektronów, zajmuje tlenowe połączenie N, Mn, Fe, P i S obecne w glebie. Tempo i stopień procesów redukcyjnych gleby zależy ponadto od temperatury i obecności materii organicznej łatwo ulegającej rozkładowi [16,26,33,42,43,44].

Wytworzone w warunkach oddychania beztlenowego gazy, takie jak podtlenek azotu i metan mogą występować w całym profilu glebowym i uwalniać się do atmosfery wzmagając efekt cieplarniany [4].

W korzystnych warunkach tlenowych występuje bujny rozwój roślin i zwiększone pobranie form azotu, podczas gdy przy gorszym natlenieniu relatywnie wzrasta ilość przyswajalnych form manganu, który roślina pobiera i kumuluje. Zależność tę ujmuje integracyjny wskaźnik natlenienia gleb  $I_O$  (Index of oxygenation), zaproponowany przez Schlichtinga [22,24,48], który wyraża się następującym wzorem:

$$I_o = \frac{N_p \cdot Mn_s}{N_s \cdot Mn_p}$$

gdzie:  $N_p$ ,  $Mn_p$  – zawartość azotu i manganu w roślinie;  $N_s$ ,  $Mn_s$  – zawartość azotu i manganu w glebie.

Wskaźnik ten ma ścisły związek z rozpuszczalnością w roztworze glebowym i pobieraniem przez rośliny składników mineralnych, czułych na zmiany warunków tlenowych środowiska. Charakteryzuje się on wysokimi wartościami dla gleb dobrze natlenionych, obniżającymi się wraz z pogorszeniem warunków tlenowych w glebie.

Wskaźnik Schlichtinga można uznać za bardziej miarodajny sprawdzian warunków tlenowych panujących podczas całego okresu wegetacyjnego w porównaniu z jednorazowymi, przypadkowymi pomiarami. Może więc być on wykorzystany do oceny siedlisk pod kątem ich stosunków powietrzno-wodnych.

#### 4. AGROEKOLOGICZNE ASPEKTY NATLENIEŃ W GLEBIE

##### 4.1. Wpływ stanu natlenienia na procesy zachodzące w glebie

Stan natlenienia gleby wpływa na procesy glebowe poprzez zmiany kierunku metabolizmu gleb. Wpływ ten obejmuje zarówno zmiany w składzie mikroflory glebowej, jak i przemiany wielu substancji organicznych i mineralnych występujących w glebie, powodujące z kolei zmiany potencjału redoks i odczynu gleby [16,18,33,35,69].

Od stanu natlenienia gleby bezpośrednio uzależnione są w dużej mierze przemiany związków azotu: mikrobiologiczne wiązanie azotu atmosferycznego, amonifikacja, nityfikacja i denityfikacja a także rozpuszczalność i dostępność manganu i żelaza, a w skrajnych warunkach przemiany związków siarki.

W aspekcie rolniczym najważniejsze są przemiany związków azotu, wpływające na jego stopień wykorzystania przez rośliny. Dane literaturowe wskazują że, do 30% wnoszonego do gleby azotu może ulegać denityfikacji i ulatniać się do atmosfery.

Przemiany form występowania N w glebie mają też konsekwencje ekologiczne takie jak przenikanie azotanów do wód gruntowych oraz ulatnianie

się  $N_2O$  do atmosfery [4]. Gaz ten podobnie jak wydzielający się metan w warunkach zaawansowanej anaerobiozy w glebie wpływa na poziom stratosferycznego ozonu. Warunki tlenowe wpływają też na prędkość utylizacji pestycydów w glebie, czego przykładem jest kilkakrotnie szybszy rozkład DDT w glebach zredukowanych [47].

Badania warunków oksydoredukcyjnych pól nawadnianych oczyszczonymi ściekami miejskimi w dolinie rzeki Bystrzycy koło Lublina [46] wykazały drastyczne obniżenie Eh nawet do  $-200$  mV, zwiększoną zawartość azotanów dochodzącą do  $146$  mg  $N-NO_3^-$   $dm^{-3}$  gleby, obniżenie w powietrzu glebowym stężenia tlenu do 9% oraz wzrost stężenia  $CO_2$ ,  $N_2O$  i  $CH_4$  powodujący emisję tych gazów z powierzchni pól irygowanych rzędu odpowiednio  $35,2$ ;  $0,003$  i  $0,19$   $kg\ ha^{-1}\ h^{-1}$ . Intensywna denitryfikacja, dochodząca latem do 50% wniesionego  $N-NO_3$  prowadziła do wydzielania  $N_2O$  trzydziestokrotnie przewyższając emisję z pól ryżowych.

Poza omówionymi pierwiastkami, których związki bezpośrednio ulegają przemianom wraz z przemianami redoks w glebie, rozpuszczalność wielu innych związków może się zmieniać na drodze pośredniej jak: wytrącanie, adsorpcja, chelatowanie, przesunięcie równowag jonowych np. zależność dostępności fosforu od stanu utlenienia związków żelaza.

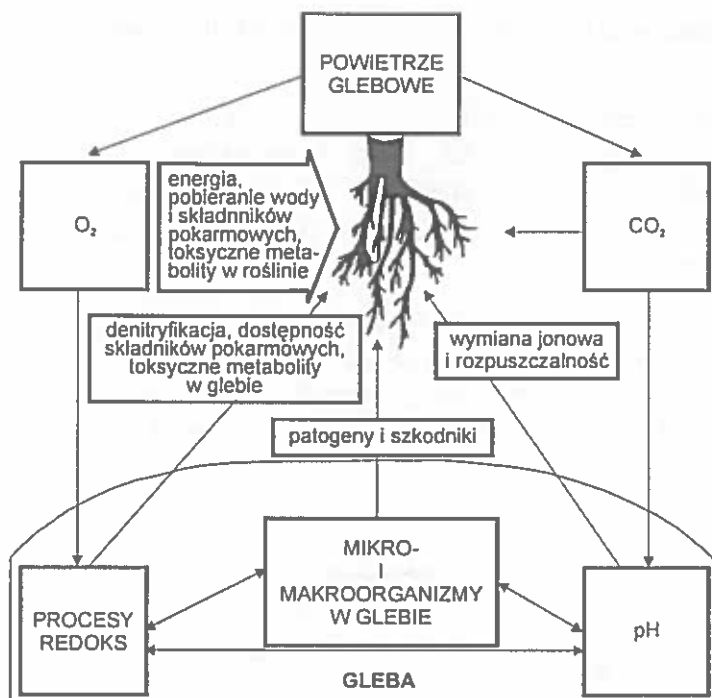
Z niedotlenieniem gleby wiąże się powstanie lotnych związków organicznych, z których najważniejszymi są etylen i metan, jak też pojawienie się aminokwasów, substancji fenolowych, amin, alkoholi, aldehydów, merkaptanów i estrów.

#### **4.2. Rozwój roślin w warunkach zmian stanu natlenienia gleb**

Oddziaływanie powietrza glebowego na rośliny jest złożone [11,12,31,36, 63,70]. Obejmuje ono bowiem efekty bezpośrednie i pośrednie (Rys. 10).

Efekty bezpośrednie są związane z fizjologicznym wpływem tlenu i dwutlenku węgla jako zasadniczych składników powietrza glebowego.

Podstawowa funkcja tlenu polega na jego udziale w procesie oddychania korzeni roślin jako ostatecznego akceptora elektronów od oksydazy cytochromowej. Brak tlenu oznacza więc brak energii oraz rozwój głębokich zmian fizjologicznych w korzeniach.



Rys. 10. Schemat oddziaływań bezpośrednich i pośrednich powietrza glebowego na rośliny [63].  
 Fig. 10. A scheme of direct and indirect effects of soil air on plants [63].

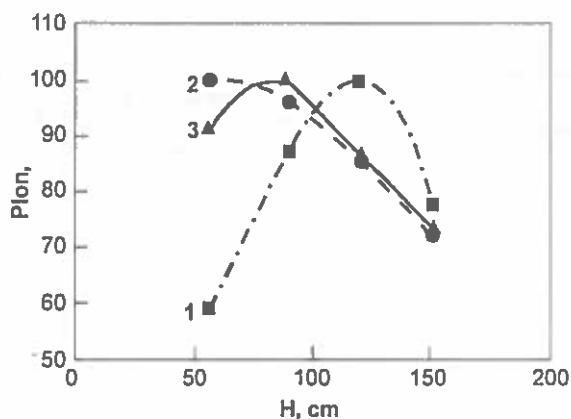
Efektom bezpośrednim niedotlenienia korzeni roślin jest spadek pobierania wody przez korzenie, co powoduje paradoksalne zjawisko ich wędnięcia po zalaniu gleby wodą. Niedotlenienie powoduje również niekorzystną modyfikację poboru składników odżywczych, niezależnie od efektu pośredniego poprzez zmianę ich rozpuszczalności w glebie. Bezpośredni efekt oddziaływania CO<sub>2</sub> na funkcjonowanie korzeni nie jest dostatecznie wyjaśniony, a dane spotykane w literaturze są rozbieżne. Ogólnie jednak można powiedzieć, że nadmiar CO<sub>2</sub> ma mniejsze oddziaływanie ujemne na rośliny niż niedobór tlenu i że stężenie CO<sub>2</sub> poniżej 10% nie jest groźne.

Pośredni wpływ powietrza glebowego na rośliny wiąże się z tymi wszystkimi przemianami w środowisku glebowym, które następują pod wpływem zmian ilości i składu powietrza glebowego. Dotyczą one potencjału redoksu, odczynu gleby, dostępności składników pokarmowych, stanu patogennej flory glebowej

oraz składników glebowych, a także pojawienia się związków toksycznych w glebie.

Ogólnie można stwierdzić, że efekty pośrednie niedotlenienia są mniej poznane niż efekty bezpośrednie. Poza ewentualnym deficytem N w wyniku denitryfikacji, inne efekty pośrednie są związane ze stosunkowo dłużej trwającymi stanami niedoboru tlenu i objawiają się nieco później niż efekty bezpośrednie.

Niedotlenienie gleby, a tym samym i systemu korzeniowego roślin spowodowane zbyt płytkim zwierciadłem wody gruntowej, bądź też okresowym nadmiernym uwilgotnieniem całego profilu glebowego, czy też jego górnej części, prowadzi do obniżki plonu, co przedstawiają przykładowo Rys. 11 i 12.



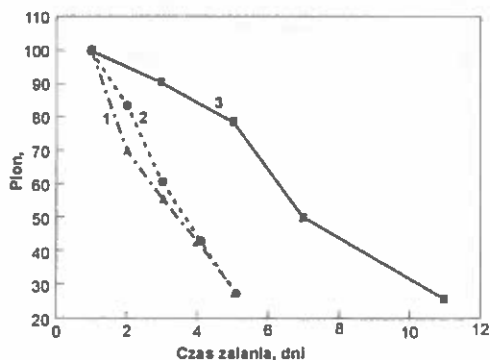
Rys. 11. Plon kukurydzy (1-rok mokry, 2-rok suchy) i pszenicy (3-średnia z 2 lat) w zależności od poziomu wody gruntowej H utrzymywanego przez cały sezon wegetacyjny (wyrażona w liczbach względnych) [11,12].

Fig. 11. Crop of maize (1-wet, 2-dry vegetation period) and wheat (3 – medium value from 2 yers) in relation to ground water table H [11,12].

Wiąże się to z okresową zmianą warunków tlenowych w glebie, co można wyrazić dostępnością tlenu, mierzoną wskaźnikiem ODR lub wielkością potencjału redoks Eh (Rys. 3, 8 i 13).

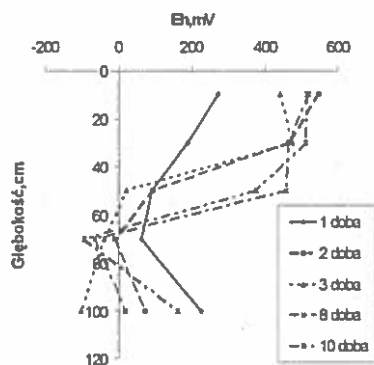
Wpływ ODR równocześnie i Eh na plon ziarna jęczmienia przedstawiony jest na Rys. 14. Widoczna jest tu krzywoliniowa zależność plonu od ODR z wyraźną wartością limitującą (ok.  $30 \mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ), natomiast zależność plonu ziarna od Eh

miała w badanym przedziale wartości (200-600 mV) charakter liniowy. Kolejne przykłady liniowej zależności plonu od potencjału oksydoredukcyjnego przedstawia Rys. 15.



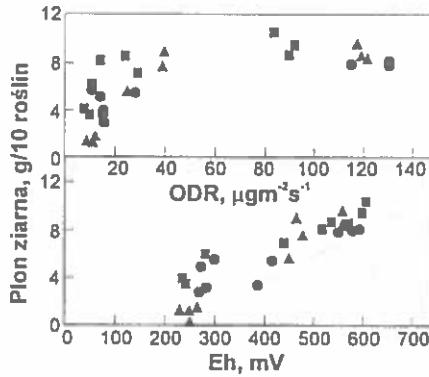
Rys. 12. Plon kukurydzy (1-rok mokry, 2-rok suchy) i pszenicy (3-średnia z 2 lat) w zależności od długości zalania powierzchniowego, powtarzanego co 14-18 dni w czasie sezonu wegetacyjnego (wyrażony w liczbach względnych) [11,12].

Fig. 12. Crop of maize (1-wet, 2-dry vegetation period) and wheat (3-medium values for 2 years) in relation to surface flooding time, repeated every 14-18 days during vegetation period [11,12].

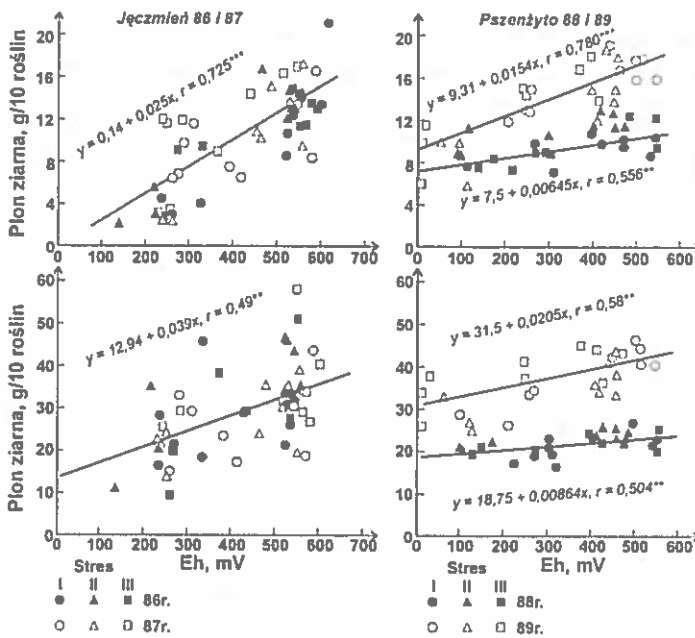


Rys. 13. Dynamika zmian Eh w profilu glebowym na polu obsadzonym wikliną po wprowadzeniu 60 mm dawki ścieków [46].

Fig.13. Dynamic of Eh in soil profile planted with *Salix americana* after irrigation with 60 mm of municipal wastes water [46].



Rys.14. Plon jęczmienia jarego (w doświadczeniu wazonowym) w funkcji ODR i Eh [28].  
 Fig. 14. Spring barley yield (in a pot experiment) as a function of ODR and Eh [28].



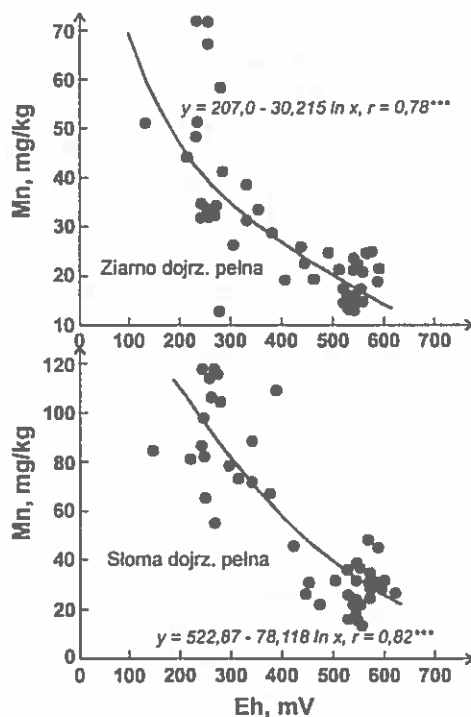
Rys.15. Końcowy plon ziarna i plon całkowity jęczmienia jarego i pszenżyta w funkcji Eh uprawianego na glebie brunatnej lessowej, przy występowaniu 14 dniowych stresów tlenowych: I w fazie krzewienia, II w fazie strzelania w źdźbło, III w fazie kłoszenia [30].

Fig. 15. Spring barley and triticale yield (seeds and total crop) as a function of Eh in a brown loess soil after 14-days of oxygen stress in: I tillering, II blade shooting, III earing stages [30].

Ponieważ stan oksydoredukcyjny gleby, wywołany nadmiernym uwilgotnieniem zmienia dostępność wielu składników pokarmowych roślin, znajduje to również odbicie w pobieraniu: Cu, Mn, Fe, Al, Si, P i B [36,43].

Z przeprowadzonych badań [43,63] wynika, że stany niedotlenienia, przypadające nawet we wczesnych fazach rozwoju roślin, np. w fazie krzewienia czy strzelania w źdźbło (dla zbóż), pozostawiają trwały ślad w składzie mineralnym uzyskiwanego plonu, zarówno części wegetatywnych jak i nasion.

Wzmózione pobieranie np. Mn w czasie 10 dni pełnego wysycenia gleby wodą w okresie wegetacyjnym, przewyższa nawet 6-krotnie ilość tego pierwiastka pobranego w korzystnych warunkach tlenowych (Rys. 16). Nadmierne pobieranie jednych pierwiastków (jak Mn, Fe, Cu) przy zahamowaniu

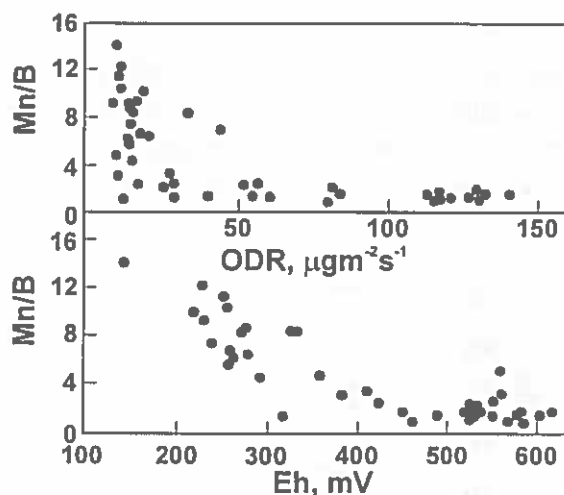


Rys.16. Zawartość Mn w ziarnie i słomie jęczmienia jarego w funkcji Eh w doświadczeniu wazonowym [30].

Fig. 16. Content of Mn in spring barley seeds and straw as a function of Eh in a pot experiment [30].



pobrania innych (np. N, B) zmienia wzajemne relacje między pierwiastkami w uzyskanym plonie. Zaobserwowano to na przykładzie stosunku Mn/B czy N/Mn w ziarnie czy słomie jęczmienia jarego (Rys. 17). Można więc stwierdzić, że plonowanie roślin, a więc ilość i jakość plonu, wyrażone składem elementarnym zależy od warunków natlenienia, jakie wystąpiły w okresie wegetacji.



Rys. 17. Stosunek wagowy zawartości manganu do boru w dojrzałym ziarnie jęczmienia jarego w zależności od średnich wartości ODR i Eh w doświadczeniu wazonowym [27].

Fig. 17. Ratio of Mn / B in spring barley seeds in relation to ODR and Eh in a pot experiment [27].

## 5. PRZESTRZENNA CHARAKTERYSTYKA WŁAŚCIWOŚCI OKSYDOREDUKCYJNYCH GLEB ORNYCH POLSKI

W oparciu o wieloletnie badania procesów oksydoredukcyjnych w glebach [49] oraz zaproponowane przez autorów wskaźniki odporności oksydoredukcyjnych gleb [24,52] i przeprowadzone analizy 3000 próbek gleb ornych pochodzących z 1000 wzorcowych profili charakteryzujących gleby orne Polski (Tabela 4), zebranych w Banku Próbek Glebowych [21] opracowano założenia i wydano w 1997 r. w polskiej i angielskiej wersji językowej Atlas Oksydoredukcyjnych Właściwości Gleb Ornych Polski [54].

Tabela 4. Zespoły glebowe i wartości wskaźników odporności na redukcję ( $t_{300}$  i  $t_{400}$ ) poziomów ornych badanych gleb mineralnych

Table 4. Soil units and values of redox resistance indexes ( $t_{300}$  and  $t_{400}$ ) of plough layers of the tested mineral soils

Nr	Zespół gleb*	przy 20°C	
		$t_{300}$	$t_{400}$
1	Rędziny "czyste"	0,6 ± 1,06	0,2 ± 0,40
2	Rędziny "mieszane"	0,7 ± 1,01	0,1 ± 0,38
3	Czarnoziemy	0,6 ± 1,04	0,2 ± 0,39
4	Gleby brunatne i pseudobielicowe utworzone z piasków – luźnych i słabogliniastych	3,7 ± 0,35	1,5 ± 0,13
5	Gleby brunatne i pseudobielicowe utworzone z piasków – słabogliniastych i gliniastych lekkich	3,8 ± 0,90	1,5 ± 0,34
6	Gleby brunatne i pseudobielicowe utworzone z piasków – gliniastych	2,9 ± 1,23	1,4 ± 0,46
7	Gleby pseudobielicowe utworzone z piasków – gliniastych na zwięźlejszym podłożu	4,6 ± 0,71	1,9 ± 0,26
7a	Gleby brunatne utworzone z piasków – gliniastych na zwięźlejszym podłożu	3,9 ± 0,66	1,2 ± 0,25
8	Gleby pseudobielicowe utworzone z glin – lekkie	3,7 ± 1,01	1,2 ± 0,38
8a	Gleby brunatne utworzone z glin – lekkie	3,6 ± 0,76	1,6 ± 0,28
9	Gleby pseudobielicowe utworzone z glin – średnie	2,2 ± 0,76	0,7 ± 0,28
9a	Gleby brunatne utworzone z glin – średnie	3,8 ± 0,99	0,9 ± 0,37
10	Gleby brunatne i pseudobielicowe utworzone z glin – ciężkie	3,0 ± 0,97	0,6 ± 0,36
11	Gleby brunatne i pseudobielicowe utworzone z glin – niecałkowite	1,1 ± 1,12	0,5 ± 0,42
12	Gleby brunatne i pseudobielicowe utworzone ze żwirów	0,8 ± 0,99	0,1 ± 0,37
13	Gleby pseudobielicowe utworzone z pyłów wodnego pochodzenia	3,5 ± 1,43	1,0 ± 0,53
13a	Gleby brunatne utworzone z pyłów wodnego pochodzenia	1,9 ± 1,12	0,7 ± 0,42
14	Gleby brunatne i pseudobielicowe utworzone z lessów i utworów lessowatych	1,3 ± 0,67	0,6 ± 0,25
15	Gleby brunatne i pseudobielicowe utworzone z ilów	0,6 ± 1,23	0,1 ± 0,46
16	Gleby brunatne i pseudobielicowe utworzone ze skal masywnych – gliniaste i szkieletowo-gliniaste	2,4 ± 1,01	0,4 ± 0,38
17	Gleby brunatne i pseudobielicowe utworzone ze skal masywnych gliniaste	2,9 ± 0,97	0,5 ± 0,36
18	Gleby brunatne i pseudobielicowe utworzone ze skal masywnych ilaste	0,9 ± 1,27	0,7 ± 0,47
19	Gleby brunatne i pseudobielicowe utworzone ze skal masywnych pyłowe	1,1 ± 1,00	0,4 ± 0,37
20	Mady	5,3 ± 0,81	0,4 ± 0,30
21	Mady lekkie i bardzo lekkie	3,6 ± 0,88	2,1 ± 0,33

\* Nazewnictwo poszczególnych zespołów gleb odpowiada wykazowi gleb wg. IUNG Puławy dla programu opracowania map glebowo-rolniczych

Tabela 4. c.d.

Nr	Zespół gleb*	przy 20°C	
		t <sub>300</sub>	t <sub>400</sub>
22	Mady średnie i ciężkie	1,8 ± 0,97	0,7 ± 0,36
23	Czarne ziemie	1,7 ± 0,71	0,4 ± 0,26
24	Czarne ziemie wytworzone z piasków	1,6 ± 0,90	0,5 ± 0,34
25	Gleby murszowe i murszowate	1,9 ± 1,01	0,8 ± 0,38

Oznaczenia odporności na redukcję w poszczególnych próbkach glebowych przeprowadzono według metody opracowanej przez Glińskiego i Stępniewską [24]. Metoda ta polega na pomiarach potencjału oksydoredukcyjnego gleby w czasie inkubacji próbek glebowych, w ustalonej temperaturze, w warunkach zalania wodą (przy stosunku wagowym gleby do wody równym 1:1), zapewniającego odcięcie dopływu tlenu z powietrza atmosferycznego do gleby. Z wykreślonego dla każdej próbki glebowej przebiegu potencjału redoks w czasie wyznacza się wartość t<sub>300</sub> i t<sub>400</sub>.

Atlas zawiera 33 barwne mapy w skali 1:2 500 000 uwzględniające wskaźniki t<sub>300</sub> i t<sub>400</sub> dla trzech poziomów glebowych (orno-próchnicznego, podornego i podglebia), z uwzględnieniem różnych temperatur (4, 10, 15 i 20°C). Analiza map zawartych w atlasie wykazała, że zróżnicowanie średnich wartości t<sub>300</sub> w poziomach orno-próchnicznych w temp. 20°C wynosi od 0,2 do 4,4 doby; w poziomach podornych od 0,7 do 7,4 doby; w poziomach podglebia od 0,8 do 12 dni. Wartość t<sub>400</sub> zmienia się w poziomach wierzchnich gleb w zakresie od 0 do 1,7 doby; w poziomach podornych od 0 do 2,7 doby i w podglebiu od 0 do 6 dni. Widoczne jest wydłużenie się czasu redukcji w głąb profilu glebowego. Czas ten jest przeciętnie dwukrotnie dłuższy w poziomach podornych i niemal trzykrotnie dłuższy w podglebiu w porównaniu z poziomem orno-próchnicznym. Zdecydowany wzrost odporności na redukcję w poziomach głębszych wiąże się ze spadkiem zawartości materii organicznej i ze związanym z nim obniżeniem się aktywności biologicznej gleby. Świadczy to o potrzebie zwrócenia uwagi przede wszystkim na poziom orno-próchniczny przy ocenie odporności na redukcję profilu glebowego jako całości. Unikalność map polega na tym, że ujmują one w skali całego kraju ważną cechę gleb, mającą poznawczy i aplikacyjny charakter.

Nowość od strony poznawczej dotyczy oceny przestrzennego rozmieszczenia nowej charakterystyki gleb, jaką jest odporność na redukcję w glebach Polski oraz możliwość jej powiązania, na podstawie szerokiego materiału

eksperymentalnego, ze znanymi i dotychczas powszechnie stosowanymi podstawowymi cechami gleb. Pozwoliło to na głębsze zrozumienie wzajemnych oddziaływań pomiędzy fizycznymi, chemicznymi, fizykochemicznymi i biologicznymi cechami i komponentami gleby.

Atlas stwarza możliwości: dokonywania szacunkowej oceny strat plonów związanych z okresowym nadmiernym uwilgotnieniem różnych gleb w poszczególnych rejonach kraju; oceny szkód rolniczych i zagrożeń związanych ze stratami azotu w wyniku denitryfikacji i w następstwie, zmniejszenie stopnia wykorzystania nawozów, a w konsekwencji – ze wzrostem emisji podtlenku azotu (silnego gazu cieplarnianego) do atmosfery; przewidywania negatywnych efektów w perspektywie zmian klimatycznych i związanych z tym zmian temperatury gleby; praktycznego wykorzystania wskaźników  $t_{300}$  i  $t_{400}$  przy projektowaniu melioracji odwadniających i nawadniających jako parametru środowiskowego (dopuszczalny czas pozostawiania gleby w stanie nasycenia wodą).

Analiza przestrzennego zróżnicowania oksydoredukcyjnej charakterystyki gleb wskazuje na jej ścisłe powiązanie ze strukturą pokrywy glebowej. Najniższą odporność na redukcję, przy różnych temperaturach gleby, w przekroju całego profilu, zarówno dla wskaźników  $t_{300}$  jak i  $t_{400}$  wykazują rędziny i czarnoziemy, a w następnej kolejności mady i inne gleby wytworzone z utworów lessowych.

W grupie gleb o podwyższonej i najwyższej odporności znajdują się piaskowo-gliniaste i gliniaste gleby w strefie najmłodszego zlodowacenia (Pomorze Wschodnie i Zachodnie) oraz piaskowo-gliniaste gleby Niżu Polskiego.

Odpornością na redukcję wyrażona wartością wskaźnika  $t_{400}$  w temperaturze  $4^{\circ}\text{C}$  wynoszącą  $>15$  dni charakteryzuje się 70% powierzchni gleb w poziomach orno-próchnicznych. Prawie 90% poziomów podornych i 70% poziomów podglebia wykazuje dużo wyższą wartość  $t_{400} >25$  dni [54].

W temperaturze  $7^{\circ}\text{C}$  poziomy orno-próchniczne wykazują krótsze czasy odporności w porównaniu z temp.  $4^{\circ}\text{C}$ . W tej temperaturze bowiem wskaźnikiem 15 dni charakteryzowało się 70% powierzchni z poziomów orno-próchnicznych gleb. Tendencja ta utrzymuje się przy przejściu do temperatury  $10^{\circ}\text{C}$ , przy której 50% powierzchni gleb tego poziomu wykazuje odporność  $t_{400}$  równą 4 dni, natomiast w temp.  $15^{\circ}\text{C}$  ten sam procent powierzchni gleb wykazuje odporność zaledwie 2 dni. Po przejściu do temperatury  $20^{\circ}\text{C}$  na 50% poziomów orno-próchnicznych czas odporności na redukcję ulega skróceniu do 1 dnia.

W poziomach podornych wzrost temperatury powyżej 4°C, gdzie na 90% powierzchni gleb stwierdzono odporność  $t_{400}$  25 dni, do 7°C zasadniczo zmienia się odporność gleb na redukcję azotanów, powodując, że 60% powierzchni gleb charakteryzuje się wartością w przedziale 8-14 dni, zaś w temperaturze 10°C prawie 50% powierzchni gleb znajduje się w przedziale 3-6 dni, natomiast w temp. 20°C ponad 40% powierzchni gleb osiąga w tym poziomie wartość 400 mV w czasie 1 doby.

W poziomach podglebia na 70% powierzchni wystąpiła odporność  $t_{400} > 25$  dni w temp. 4°C, zaś na 60% powierzchni – odporność powyżej 10 dni przy temperaturze 10°C, natomiast w temperaturze 20°C aż 78% powierzchni gleb w tych poziomach uległo zredukowaniu do Eh < 400 mV w ciągu 4 dni.

Wartości wskaźnika  $t_{300}$  w poziomach podornych w temp. 4°C wynosząca 20 dni i więcej charakteryzowała 80% powierzchni gleb, powyżej 60% powierzchni gleb w temperaturze 10°C zawierało się w przedziale 7-10 dni, zaś na 25% powierzchni gleb mineralnych w temperaturze 20°C wartość 300 mV osiągnięta jest w ciągu 2 dni.

W poziomach podornych w temp. 4°C, 60% powierzchni gleb charakteryzowało się wartością  $t_{300}$  równą 8 dni, w temperaturze 10°C zaś 40% powierzchni wykazało odporność poniżej 10 dni, w temperaturze 20°C aż 50% gleb osiągało wartość 300 mV w ciągu 8 dni niedotlenienia.

Podglebie wykazuje wyraźny wzrost odporności na redukcję, co wyraża się tym, że w temp. 4°C ponad 80% powierzchni gleb wykazuje  $t_{300}$  powyżej 20 dni, w temperaturze 10°C i 15°C - odpowiednio 75% i 40% powierzchni gleb charakteryzuje odporność powyżej 10 dni, zaś w temperaturze 20°C - prawie 50% powierzchni gleb Polski charakteryzuje się wartością  $t_{300}$  wynoszącą powyżej 8 dni.

Powyższe dane wskazują, że odporność gleb na redukcję azotanów i tlenków żelaza wzrasta w głąb profilu glebowego i w miarę obniżania się temperatury.

## 6. KOMPLEKSOWA CHARAKTERYSTYKA AERACYJNYCH WŁAŚCIWOŚCI NIEKTÓRYCH GLEB ORNYCH EUROPY CENTRALNEJ

Po zakończeniu programu, związanego z rozpoznaniem metod badawczych stanu oksydoredukcyjnego gleb Polski, zaistniała możliwość kompleksowej charakterystyki, z zastosowaniem wielu wskaźników, w ramach wieloletniego międzynarodowego programu nt. znaczenia struktury gleby w rolnictwie, sponsorowanego przez Austriackie Federalne Ministerstwo Nauki, Badań i Sztuki w latach 1992-1995 [5,19]. Badaniami objęto 15 reprezentatywnych gleb Centralnej Europy (Austrii, Czech, Polski, Słowacji i Węgier), wyznaczając w nich, m.in.: natężenie dyfuzji tlenu (ODR), potencjał redoks (Eh), względny współczynnik dyfuzji gazu ( $D/D_0$ ), współczynnik przepuszczalności powietrznej ( $k$ ), zawartość  $Fe^{+2}$ , porowatość powietrzna ( $E_g$ ) oraz aktywność dehydrogenazową i katalazową. Określono korelacje między wartościami tych wskaźników i fizycznymi parametrami gleby, takimi jak: zawartość wody, gęstość objętościowa i gęstość fazy stałej gleby.

Podjęto też próbę znormalizowania parametrów natlenienia z punktu widzenia ich krytycznych wartości dla procesów respiracyjnych gleb. Lokalizację miejsc pobrania próbek gleb do badań przedstawia Rys. 18, a ich podstawowe właściwości są zamieszczone w Tabeli 5.



Rys. 18. Lokalizacja profili glebowych.

Fig. 18. Soil profiles location.

Tabela 5. Fizyczne i chemiczne właściwości badanych gleb Europy Środkowej [19]  
 Table 5. Physical and chemical parameters of the investigated soils of Central Europe [19]

Państwo	Profil	Typ gleby*	Poziom (cm)	Skład granulometryczny			Gęstość		pH		O.M. (%)
				Piasek (2000-50 µm)	Pył (50-2 µm)	Il (<2 µm)	objętościowa gleby, <i>d</i> (Mg m <sup>-3</sup> )	H <sub>2</sub> O	KCl		
Austria	Wieselburg	Cambisol	Ap (0-20)	20.0	46.6	33.4	1.46	7.4	6.9	2.2	
			AB (20-40)	25.0	50.3	24.7	1.55	7.5	6.8	2.0	
	Fuchsenbigl	Phaeozem	Bv (40-80)	24.0	52.0	24.0	1.49	8.0	7.2	1.2	
			Ap (0-15)	42.0	31.5	26.5	1.34	8.5	7.3	2.5	
Czechy	Tišice	Arenic	Ah (15-23)	43.0	34.4	22.6	1.45	8.5	7.5	2.7	
			AC (23-40)	41.0	37.1	21.9	1.41	8.6	7.7	1.0	
			Ap (15-20)	60.0	24.0	16.0	1.59	8.5	7.5	3.2	
	Chemozem	A/Ck (40)	47.0	37.0	16.0	1.24	9.0	8.3	1.2		
		C (90)	41.0	44.0	15.0	1.33	8.9	8.2	n.t.		
		A (0-20)	15.6	36.6	47.8	1.15	5.9	4.8	3.3		
Węgry	Abádszalók-cult. (A-1)	Fluvis Gleysol	B (21-60)	13.9	32.3	53.8	1.28	6.3	5.1	1.6	
			BC (61-80)	17.6	29.8	52.6	1.39	6.7	5.4	0.8	
			C (81-120)	43.6	24.6	31.8	1.45	7.2	6.1	n.t.	
	Abádszalók-uncult. (A-2)	Fluvis Gleysol	A (0-20)	13.7	33.9	52.4	1.21	6.2	5.2	2.5	
			B (21-60)	11.7	31.7	56.6	1.29	6.4	5.2	1.3	
			BC (61-80)	19.2	28.3	52.6	1.48	6.7	5.5	1.0	
Kisújszállás-deep loosend (K-1)	Vertic Gleysol	C (81-120)	41.9	23.7	34.4	1.43	6.9	6.0	n.t.		
		A (0-30)	20.2	35.2	44.6	1.32	6.4	5.8	3.2		
		B (31-50)	12.2	42.8	45.0	1.41	7.5	6.7	0.3		
		BC (51-80)	10.6	47.6	41.8	1.49	7.7	7.1	0.5		
Kisújszállás-without loosening (K-1)	Vertic Gleysol	C (81-130)	28.2	25.8	46.0	1.49	6.7	5.7	n.t.		
		A (0-30)	18.6	35.4	46.0	1.27	6.4	5.8	3.2		
		B (31-50)	15.8	32.6	51.6	1.35	6.6	5.8	1.9		
		BC (51-110)	13.2	30.8	56.0	1.48	7.3	6.3	0.07		
			C (91-110)	11.2	45.4	43.4	1.50	7.4	7.0	n.t.	

Tabela 5. c.d.

Państwo	Profil	Typ gleby*	Poziom (cm)	Skład granulometryczny			Gęstość		pH		O.M. (%)
				Piasek (2000-50 µm)	Pył (50-2 µm)	Il (<2 µm)	objętościowa gleby, d (Mg m <sup>-3</sup> )	H <sub>2</sub> O	KCl		
Karcagnusztal- uncult. (P-1)	Orthic Solonetz		A (0-20)	24.2	34.0	41.8	1.41	7.4	6.9	1.5	
			B (21-40)	13.4	35.2	51.4	1.58	9.0	7.4	0.6	
			BC (41-70)	16.0	32.2	51.8	1.61	8.1	6.9	1.2	
			C (71-85)	5.4	52.4	42.2	1.61	9.0	7.8		
Karcagnusztal- cult. (P-2)	Orthic Solonetz		A (0-20)	20.8	34.0	45.2	1.42	7.8	6.9	1.4	
			B (21-50)	14.0	29.2	56.8	1.53	8.4	7.1	0.5	
			BC (51-70)	12.4	33.2	54.4	1.53	8.7	7.5	0.4	
			C (71-95)	11.4	49.2	39.4	1.55	9.0	8.0	n.t.	
Polska	Forest	Orthic Luvisol	E (11-16)	63.0	27.0	10.0	1.35	4.6	4.1	0.7	
Farm	Orthic Luvisol		Ap (0-24)	66.0	27.0	7.0	1.23	4.9	4.5	1.4	
			E (25-35)	65.0	26.0	9.0	1.48	5.9	5.3	0.4	
Exp.	Orthic Luvisol		Ap (3-8)	65.0	29.0	6.0	1.39	6.2	5.5	1.5	
			E (30-35)	65.0	28.0	7.0	1.41	6.6	5.8	0.3	
Słowacja	Macov 1	Calcetrohaplic Phaeozem	Akp (0-38)	38.0	40.7	21.3	1.46	8.3	7.8	2.0	
			Ak (38-48)	37.3	40.6	22.1	1.30	8.4	8.1	2.0	
			A/Crk (48-65)	37.9	44.7	17.4	1.30	n.t.	n.t.	n.t.	
			Ck (65-85)	33.4	55.2	11.4	1.31	n.t.	n.t.	n.t.	
Macov 2	Fluvisol- caric	Phaeozem	Akp (0-38)	42.6	39.0	18.4	1.36	8.0	7.6	2.9	
			Ak (38-68)	37.3	40.7	22.0	1.28	8.2	7.8	2.2	
Zemianska Olča	Phaeozem	Calcetrohaplic Phaeozem	A/Ckg (68-88)	16.2	60.2	23.6	1.38	n.t.	n.t.	n.t.	
			Agkp (0-33)	12.8	52.5	34.7	1.28	8.4	7.5	4.6	
			A/Cgk (33-47)	5.4	69.9	24.7	1.32	8.6	7.8	0.7	
			Cgk (57-100)	3.7	78.1	18.2	1.37	n.t.	n.t.	n.t.	
			Abgrk (100-120)	6.6	75.2	18.2	1.51	n.t.	n.t.	n.t.	

O.M. – materia organiczna gleby, \* typy gleby wg. FAO-UNESCO, 1997.



## 6.1. Ogólna charakterystyka gleb

Spośród gleb Austrii do badań wybrano dwa typy (profile) gleb wytworzone z różnych skał macierzystych, o różnej pedogenezie i klimacie w celu określenia ich właściwości fizykochemicznych i przydatności dla wzrostu roślin i produkcji rolniczej [5,19,45,51].

Profil „Wieselburg” usytuowany jest około 2 km na północny wschód od miasta Wieselburg na poziomie 300 m n.p.m. w Dolnej Austrii. Gleba wykorzystywana była jako pole orne. Badany teren należy do strefy Mollase z trzeciorzędowymi osadami morskimi i nawodnymi. Powyżej materiału trzeciorzędowego deponowany był osad coliczny (lessowy) i rzeczny okresu czwartorzędowego stanowiący skałę macierzystą formowanej gleby.

Profil „Fuchsenbigl” usytuowany jest w Marchfeld (Moravian Field) na poziomie 147 m n.p.m. w Dolnej Austrii. Gleba była użytkowana jako pole orne. Marchfeld geologicznie należy do depresji basenu wiedeńskiego. W okresie trzeciorzędu ukształtowała się powierzchnia ziemi pomiędzy Alpami i Karpatami poprzez transgresję morską i basen został wypełniony przez osady morskie bogate w ily (Tegel Clayey-Marl). W okresie czwartorzędowym osady morskie zostały przykryte przez warstwę żwiru lub piasku przetransportowanego z Dunaju. Profil „Fuchsenbigl” jest usytuowany na Prater-Terrace, uformowany podczas ostatniego zlodowacenia, jako jeden z wielu tarasów, gdzie dominuje geomorfologia wiedeńska. Prater-Terrace jest warstwą żwiru grubą na 5-7 m usytuowaną powyżej osadów trzeciorzędowych. Skałą macierzystą powstałej gleby był materiał frakcji pyłu (drobnego piasku), bogaty w węglany, który był nanoszony na warstwę żwiru przez Dunaj.

Usytuowany w okręgu Mělník w Centralnych Czechach (około 20 km na północny zachód od Pragi) profil „Tišice” zaliczany jest do Arenic Chernozems z różną zawartością węglanów (FAO). Grubość poszczególnych poziomów genetycznych jest zróżnicowana z powodu rzecznych namywów, aż do homogenicznego piasku skały podścielającej [19,73].

Gleby Polski, w przedstawionym programie, reprezentują 3 profile pochodzące z Czesławic (20 km na zachód od Lublina). Znajdują się one na terenie Płaskowyżu Nałęczowskiego, około 215 m n. p. m. Płaskowyż Nałęczowski leży na pasie lessów i obejmuje zachodnią część większej fizjograficznej części zwanej Wyżyną Lubelską. Pokrywa glebowa jest jednolita i

wszystkie gleby wytworzyły się z lessów [14,19,67]. Sklasyfikowane są jako typowe luwisole (Orthic Luvisols). Krajobraz urzeźbiony, charakterystyczny dla płaskowyżów lessowych. Profile charakteryzują trzy miejsca tej samej gleby Orthic Luvisols o różnym sposobie użytkowania: leśnego (profil "Forest") oraz ornego ekstensywnego (profil "Farm") (gospodarstwo prywatne) i intensywnego (profil "Exp.") (gospodarstwo państwowe).

Jeden z profili reprezentuje środowisko naturalnego lasu liściastego dębowo-grabowego z domieszką sosny (*Quercus-Carpinetum*). Drugi profil zlokalizowano w prywatnym, nie zmechanizowanym gospodarstwie, gdzie większość prac polowych wykonywanych jest przy użyciu koni i trzeci profil usytuowano w gospodarstwie należącym do Akademii Rolniczej w Lublinie, gdzie używane są ciężkie maszyny rolnicze. Wszystkie profile usytuowane są na wierzcholinie.

Gleby Słowacji [19,50] zlokalizowane były na terenie Żitný Ostrov (południowo-zachodnia Słowacja) zbudowanego z czwartorzędowych napływowych osadów z okresu Plejstocenu i Holocenu. Rozmieszczone wyspowo osady piasku zwirowego pokryte są przez późniejsze plejstocenijskie napływowe osady gliny i piasku gliniastego, rzadziej osady piasku iłowego i ilu.

Wody gruntowe Żitnego Ostrova są systematycznie pod działaniem wód z Dunaju. Poziom ich osiaga bardzo różne wartości w ciągu roku. Górna część Żitnego Ostrova z najniższym poziomem wody gruntowej, najczęściej reprezentowana jest przez automorficzny czarnoziem (Calcaro-haplic Chernozem, Haplic-Phaeozem). Haplic-Phaeozems są glebami przejściowymi do następujących jednostek Phaeozemów: Fluvi-haplic Phaeozem, Fluvic-calcaric Phaeozem i Fluvi-mollic Gleysol. Reprezentują one semi-hydromorficzne gleby, ich cechą charakterystyczną jest obecność humusowego poziomu mollic Gleysols lub Histosols (torfy) i występują w miejscach wyraźnie podtopionych wodą (stare odnogi rzeczne, bagna). Te ostatnie charakteryzują się poziomem organicznym grubszym niż 50 cm.

Najmłodszymi i najmniej zróżnicowanymi glebami, pochodzącymi z wczesnego Holocenu o charakterze aluwialnym, są gleby typu Fluvisols. Pochodzenie ich związane jest szczególnie z miejscami w przeszłości zalewanymi. Fluvisols mają charakter gleb wapniowych, pochodzenie ich ma źródło w wapniowych osadach rzecznych Dunaju i Małego Dunaju. Interesującą cechą badanych terenów są nowe napływowe osady położone na starych glebach uformowanych wcześniej.

W niższych partiach Żitnego Ostrova występują gleby zasolone najczęściej w kompleksie z innymi glebami (Fluvi-mollic Gleysols).

Profile gleb węgierskich [19,55,66,68] usytuowane są w środkowym regionie Wielkiej Węgierskiej Równiny w węgierskim regionie Transtisza. Powierzchnia badana jest jedną z powierzchni Basenu Karpackiego. Zgodnie z Sümeghy [53] tylko niewielka część skały macierzystej pochodzi z Pleistocenu, większość pochodzi z Holocenu. Skałą macierzystą w procesie glebotwórczym badanych gleb były: osady eoliczne, koluwalne i rzeczne. W procesie sedymentacji w basenie osadzał się materiał drobnoziarnisty. Materiał rzeczny wymieszał się z opadającym materiałem lessowym, który pozostał na powierzchni. Materiał lessowy z Plejstocenu był więcej lub mniej zmieniony przez warunki hydrologiczne, w efekcie których przybrał nazwę lessu infuzyjnego.

Konsekwencją tych procesów jest wysoka zawartość ilu w skale macierzystej. Procesy tworzenia gleby są ściśle związane z powierzchniowymi i podpowierzchniowymi warunkami hydrologicznymi. Znaczna część Wyżyny Węgierskiej, przed regulacją rzeki Tiszy pod koniec XIX wieku, była permanentnie lub okresowo zatapiana i wiele małych rzek przynosiło drobny materiał na ten obszar. Po zakończeniu robót regulujących rzekę Tiszę i jej dopływów, zamulane powierzchnie były wolne od zalewów. W konsekwencji poziom wody był niższy, lecz zjawisko fluktuacji wody gruntowej było nadal obserwowane w wielu profilach glebowych. Woda gruntowa waha się od 0,75 do 1,8 m w Karcagu i w granicach od 0,6 do 2,0 m pod profilami gleby z powierzchni Kisújszállás i Abádszalók.

## 6.2. Metodyka badań

Badania przeprowadzono na próbkach glebowych o nienaruszonej strukturze pobranych do mosiężnych 100 cm<sup>3</sup> cylindrów późną jesienią 1991 roku. Wykonano pomiary następujących wskaźników natlenienia gleb: względnego współczynnika dyfuzji gazów ( $D/D_0$ ), przepuszczalności powietrznej gleby ( $k$ ), natężenia dyfuzji tlenu (ODR), porowatości powietrznej ( $E_g$ ), potencjału redoks (Eh), zawartości  $Fe^{+2}$  oraz aktywności enzymatycznej (dehydrogenazowej i katalazowej) gleb.

Oznaczenia wszystkich parametrów przeprowadzono przy czterech poziomach ciśnienia ssącego wody glebowej: 0 (wysycenie kapilarne), 63, 159 i 500 hPa. Próbkę glebową o nienaruszonej strukturze po kapilarnym wysyceniu

wodą ustawiano na kaolinowych płytach ssących o odpowiedniej sile ssącej do uzyskania stanu równowagi w temperaturze pokojowej. Względny współczynnik dyfuzji gazu w glebie ( $D/D_0$ ) i przepuszczalność powietrzną ( $k$ ) mierzono przy wszystkich poziomach zawartości wody po uzyskaniu stanu równowagi na płytach ssących. Po wykonanych pomiarach, cylindry były ponownie wysycane wodą i ustawiane na płytach ssących do uzyskania ponownego stanu równowagi i wykorzystywane do oznaczenia natężenia dyfuzji tlenu (ODR), potencjału redoks (Eh), zawartości  $Fe^{+2}$  oraz aktywności dehydrogenazowej i katalazowej gleby [10,25,26,34].

Metoda oznaczania ODR polega na pomiarze natężenia prądu elektrycznego korespondującego z redukcją tlenu na umieszczonej w glebie platynowej katodzie, ujemnie spolaryzowanej w stosunku do elektrody odniesienia. Do oznaczenia ODR wykorzystano urządzenie opisane przez Malickiego i Walczaka [37], z automatyczną kontrolą efektywnego napięcia elektrody. Cztery platynowe elektrody (0,5 x 4 mm) umieszczano na głębokości 2 cm i polaryzowano do -0,65 V w stosunku do nasyconej elektrody kalomelowej przez 4 min. Zasada ta opisana jest szczegółowo w publikacjach Glińskiego i Stępniewskiego [30], Glińskiego i Konstankiewicz [20] i Stępniewskiego [55].

Potencjał redoks (Eh) mierzono potencjometrycznie używając czterech Pt-elektrod tego samego typu co do pomiaru ODR, nasyconej elektrody kalomelowej jako elektrody odniesienia oraz laboratoryjnego pH-meteru (Radiometer, Copenhagen). Elektrody umieszczano w glebie na głębokości 2 cm. Wartość Eh odczytywano po ustabilizowaniu się wskazań pH-metru [30].

Oznaczenia  $D/D_0$  przeprowadzono metodą niestacjonarną opracowaną przez Stępniewskiego [57-61]. Tlen wykorzystano jako czynnik dyfundujący. Metoda ta jest opisana również przez Glińskiego i Konstankiewicz [20]. Gleba o nienaruszonej strukturze, w metodzie tej ustawiana jest poziomo.

Oznaczenia przepuszczalności powietrznej ( $k$ ) przeprowadzono przy gradiencie ciśnienia 10 hPa z wykorzystaniem laboratoryjnego przepuszczalnościomierza typu LPIR-1 wyprodukowanego przez Zakład Doświadczalny Wydziału Metalurgicznego AGH w Krakowie. Błoczek gleby (pobrane o nienaruszonej strukturze i zawarte w cylindrach) w metodzie tej umieszczane są pionowo, a powietrze przepuszczane jest przez masę gleby od spodu [3, 30].

Zawartość  $Fe^{+2}$  oznaczano w ekstrakcie gleby z 0,05 M  $H_2SO_4$  (2,5 g

wilgotnej gleby z dodatkiem 25 ml kwasu siarkowego wytrząsano przez 5 min) z dodatkiem  $\alpha\alpha'$ -dwupyridylu i buforu octanowego o pH 4,5 [1].

Aktywność dehydrogenazową oznaczano w oparciu o redukcję TTC (2,3,5-triphenyltetrazolium chloride) do formazanu podczas inkubacji gleby przez 20 godzin w temperaturze  $t=30^{\circ}\text{C}$  przy  $\text{pH}=8,2$ , zgodnie z procedurą opisaną przez Casida i in. [10].

Aktywność katalazową oznaczano metodą manganometrycznego miareczkowania nadmiaru  $\text{H}_2\text{O}_2$  w warunkach kwaśnych, zgodnie z procedurą opisaną przez Johnsona i Temple [34].

W oparciu o zawartość wody, gęstość gleby i gęstość fazy stałej, wyznaczonych zgodnie z metodami opisanymi przez Turskiego i wsp. [71] wyliczano wartość porowatości powietrznej ( $E_g$ ).

Wszystkie wyniki odnoszono do suchej masy gleby, wyznaczonej w temperaturze  $105^{\circ}\text{C}$ .

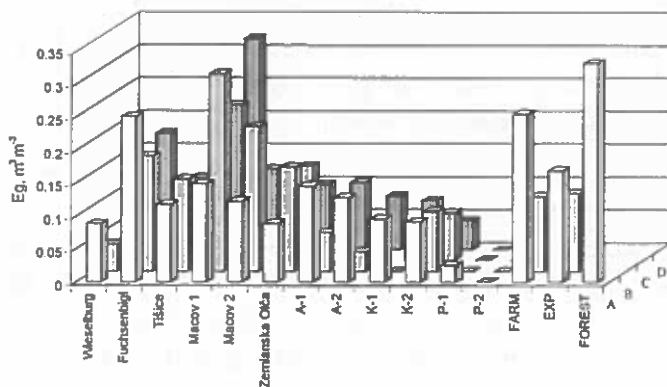
Badane próbki glebowe poddawano procesowi inkubacji wstępnej (preinkubacji) w kontrolowanych warunkach wilgotnościowych przy różnych wartościach siły ssącej gleby. Uzyskane wyniki analizowano w odniesieniu do poszczególnych profili przy ssaniu 159 hPa, a także w 15 profilach wziętych razem do analizy przy czterech poziomach siły ssącej (0,63, 159 i 500 hPa).

Uzyskane wyniki poddano analizie statystycznej, wykorzystując analizę wariancji i regresji. Wyznaczone zależności opisano następującymi równaniami matematycznymi:  $y=a+bx$ ,  $y=\exp(a+bx)$  i  $(y=ax^b)$ .

### **6.3. Wartości wskaźników natlenienia gleb przy zróżnicowanym ciśnieniu ssącym**

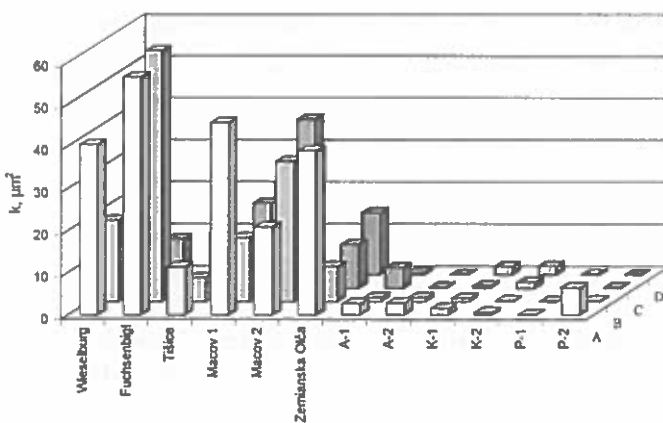
#### *6.3.1. Wartości wskaźników natlenienia gleb przy ciśnieniu ssącym 159 hPa*

Wartość  $E_g$  (Rys.19) zmieniała się w szerokim zakresie w badanych glebach, od prawie 0 (P-2) do  $0,333 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$  (Las). Uważa się, że zawartość powietrza w glebie powyżej  $0,25 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$  stwarza warunki dobrego napowietrzenia. W zakresie zawartości powietrza od  $0,10$  do  $0,25 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ , może następować niedotlenienie w niektórych przypadkach, podczas gdy zawartość powietrza poniżej  $0,10 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$  wskazuje na zdecydowany deficyt tlenu [30]. Na Rys. 19 przedstawiono wartość



Rys. 19. Porowatość powietrzna ( $E_g$ ) w poszczególnych profilach gleb Europy Środkowej (inkubacja przy 159 hPa). A, B, C, D – poziomy glebowe od powierzchniowego A do najgłębszego D [32].

Fig. 19. Air-filled porosity ( $E_g$ ) of particular soil profiles incubated at 159 hPa. A, B, C, D – soil horizons from the surface A to the deepest D [32].



Rys. 20. Przepuszczalność powietrzna ( $k$ ) w poszczególnych profilach gleb Europy Środkowej (inkubacja przy 159 hPa). Objasnienia jak na Rys.19 [32].

Fig. 20. Air permeability ( $k$ ) in particular soil profiles (incubation at 159 hPa). For explanation see Fig.19 [32].

$E_g$  we wszystkich badanych poziomach. Wśród poziomów Ap badanych gleb, inkubowanych przy 159 hPa, tylko w trzech stwierdzono wartość  $E_g$  powyżej

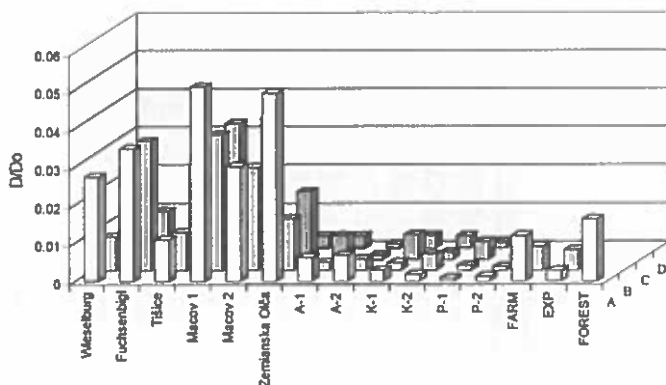
0,25 m<sup>3</sup>m<sup>-3</sup> (Fuchsenbigl, Farm i Forest), w sześciu glebach zaobserwowano mierzoną wartość pomiędzy 0,1 i 0,25 m<sup>3</sup>m<sup>-3</sup> (A-1, A-2, Tišice, Macov 1 i 2, Exp.) i w sześciu profilach wartość ta była poniżej 0,1 m<sup>3</sup>m<sup>-3</sup>. Uzyskane wyniki wskazują, że większość badanych gleb wykazywała niedostatek tlenu przy ciśnieniu ssącym odpowiadającym 159 hPa.

W powierzchniowej warstwie czterech profili (Wieselburg, Fuchsenbigl, Macov 1 i Zemińska Olča) zaobserwowano wysoką wartość k do około 55 μm<sup>2</sup> (Rys. 20). W przypadku Fuchsenbigl i Macov 2 przepuszczalność powietrzna była wyższa w niższych poziomach, aniżeli w powierzchniowych. We wszystkich węgierskich glebach stwierdzono bardzo niską wartość współczynnika k (pomiędzy 0,2 μm<sup>2</sup> i 6,5 μm<sup>2</sup> w próbach odpowiednio: P-1 i P-2).

Wartość D/D<sub>0</sub>=0,005 według danych literaturowych, uważana jest jako krytyczna wielkość względnego współczynnika dyfuzji gazu w glebie, który wskazuje na niską jej aktywność respiracyjną, zaś D/D<sub>0</sub>=0,02 odpowiada najwyższej aktywności respiracyjnej [30]. Względny współczynnik dyfuzji gazów w powierzchniowych warstwach gleby (przy 159 hPa) w pięciu badanych profilach (węgierskich :P-1, P-2, K-1, K-2 oraz polskim: Exp) był niższy aniżeli krytyczna wartość i znajdował się w zakresie od 0,00087 do 0,003 (Rys. 21). Współczynnik D/D<sub>0</sub> w austriackich i słowackich glebach był powyżej 0,02, co odpowiada wysokiej aktywności respiracyjnej, z najwyższą wartością współczynnika (0,051) w profilu Macov 1. Analizując wartości te w badanych glebach, korzystne warunki dla wymiany gazowej stwierdzono w powierzchniowych i niżej położonych warstwach gleb pięciu badanych profili (Wieselburg, Fuchsenbigl, Macov 1 i 2 oraz Zemińska Olča).

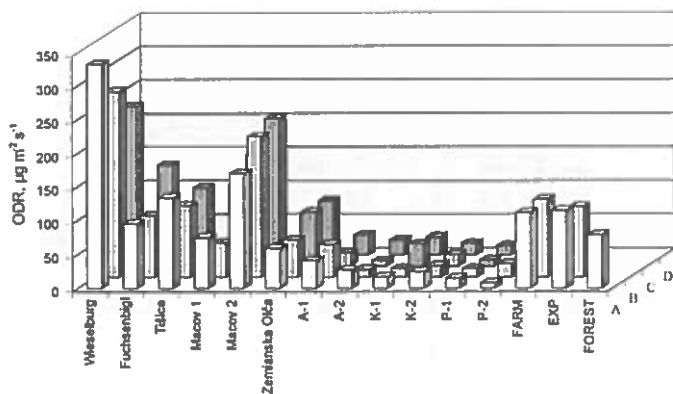
Natężenie dyfuzji tlenu poniżej krytycznej wartości ODR (30 μg m<sup>-2</sup>s<sup>-1</sup>) obserwowano w pięciu węgierskich poziomach Ap gleb przy 159 hPa (Rys. 22). W pozostałych badanych profilach stwierdzono stosunkowo wysoki poziom ODR. Najwyższą wartość ODR zaobserwowano w Wieselburg (332 μg m<sup>-2</sup>s<sup>-1</sup>) Przewyższała ona obserwowaną w glebach wartość pomiędzy 0 i 200 μg m<sup>-2</sup>s<sup>-1</sup> [30].

Poziomy Ap badanych gleb, inkubowanych przy 159 hPa, charakteryzowały się wysokim potencjałem redoks (Rys. 23), który osiągnął wartość niższą niż 400 mV tylko w polskiej glebie (Exp) i nie przekroczył 300 mV nawet przy kapilarnej pojemności wodnej (0 hPa) w większości badanych profili (Rys. 24).



Rys. 21. Współczynnik dyfuzji gazów ( $D/D_0$ ) w poszczególnych profilach gleb Europy Środkowej (inkubacja przy 159 hPa). Objasnienia jak na Rys.19 [32].

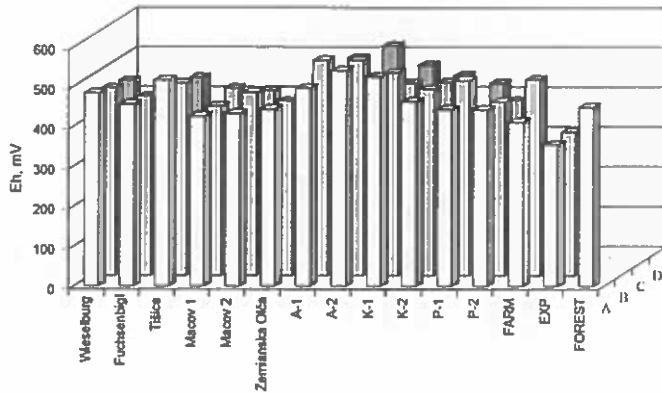
Fig. 21. Relative gas diffusion coefficient ( $D/D_0$ ) in particular soil profiles (incubation at 159 hPa). For explanation see Fig.19 [32].



Rys. 22. Natężenie dyfuzji gazów (ODR) w poszczególnych profilach gleb Europy Środkowej (inkubacja przy 159 hPa). Objasnienia jak na Rys.19 [32].

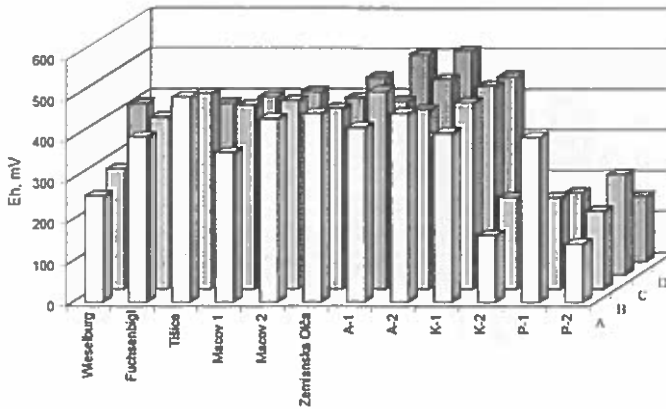
Fig. 22. Oxygen diffusion rate (ODR) in particular soil profiles (incubation at 159 hPa). For explanation see Fig.19 [32].





Rys. 23. Potencjał redoks (Eh) w poszczególnych profilach gleb Europy Środkowej (inkubacja przy 159 hPa). Objaśnienia jak na Rys.19 [32].

Fig. 23. Redox potential (Eh) in particular soil profiles (incubation at 159 hPa). For explanation see Fig.19 [32].

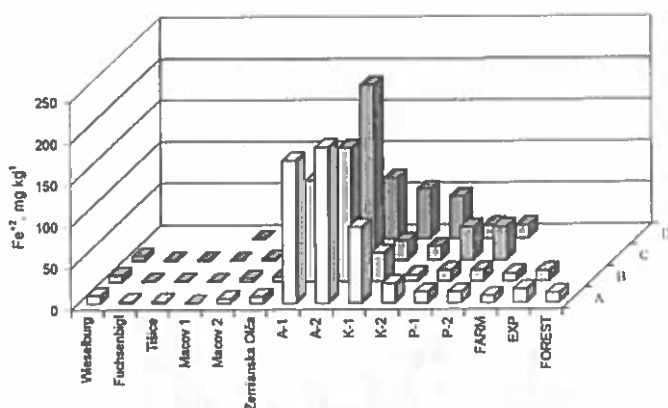


Rys. 24. Potencjał redoks (Eh) w poszczególnych profilach gleb Europy Środkowej (inkubacja przy pełnym nasyceniu gleby wodą). Objaśnienia jak na Rys.19 [32].

Fig. 24. Redox potential (Eh) in particular soil profiles (incubation at full saturation with water). For explanation see Fig.19 [32].

Czas podsiągu kapilarnego do pełnego wysycenia trwał siedem dni w przypadku ciężkich gleb węgierskich i dwa dni w pozostałych glebach. Utrzymywanie się

wysokich wartości Eh w czasie inkubacji, sugeruje wysoką zdolność buforującą gleby w odniesieniu do procesów oksydoredukcyjnych zachodzących w niej, za wyjątkiem dwóch węgierskich profili (K-2 i P-2) i jednego profilu austriackiego (Wieselburg). W badanych profilach glebowych stwierdzono niski poziom  $\text{Fe}^{+2}$ , przy ciśnieniu ssącym odpowiadającym 159 hPa (Rys. 25). Tylko w trzech profilach (A-1, A-2, K-1) zawartość  $\text{Fe}^{+2}$  przekroczyła 50  $\text{mg kg}^{-1}$ . Niski poziom zredukowanych form żelaza pozostawał w korelacji z wysokimi wartościami Eh. W żadnym z badanych profili glebowych Eh nie spadło poniżej 300 mV, które odpowiada początkowej fazie redukcji żelaza [49]. Prawdopodobnie przyczyną utrzymywania tak wysokiego poziomu wartości Eh była obecność azotanów, stwierdzono bowiem, że wzbogacenie gleby w azotany utrzymuje Eh na stałym poziomie przez pewien czas, opóźniając w ten sposób redukcję związków Mn(IV) i Fe(III) [2, 23, 27].



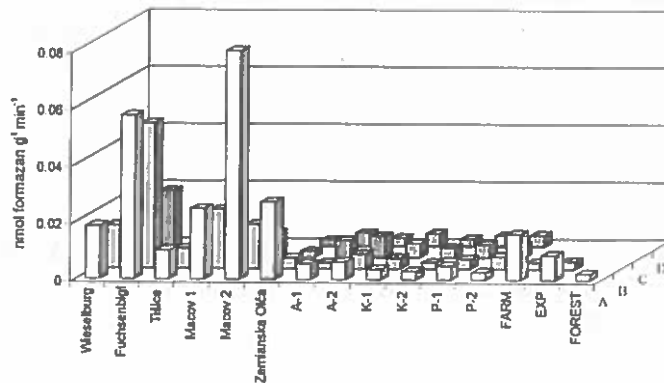
Rys. 25. Zawartość  $\text{Fe}^{+2}$  w poszczególnych profilach gleb Europy Środkowej (inkubacja przy 159 hPa). Objaśnienia jak na Rys.19 [32].

Fig. 25.  $\text{Fe}^{+2}$  content in particular soil profiles (incubation at 159 hPa). For explanation see Fig.19 [32].

Aktywność dehydrogenazowa w poziomie Ap różniła się znacznie w badanych glebach (Rys. 26). W glebach węgierskich i w polskiej glebie leśnej stwierdzono bardzo niską aktywność, która nie przekroczyła 0,007  $\text{nmol formazanu g}^{-1}\text{min}^{-1}$ . Wśród pozostałych profili glebowych najwyższą aktywność dehydrogenaz (0,0825  $\text{nmol formazanu g}^{-1}\text{min}^{-1}$ ) stwierdzono w profilu Macov 2.

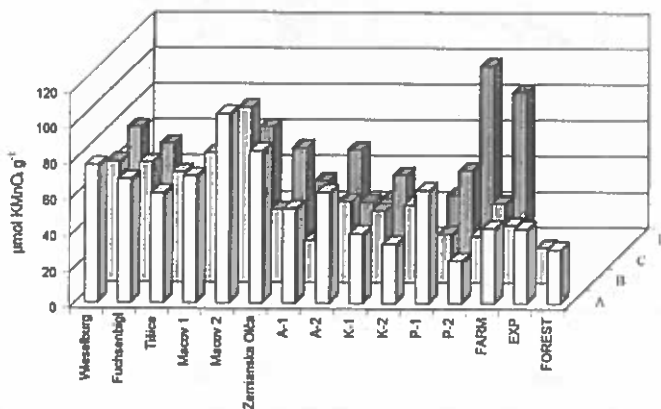
Najwyższą aktywność katalazową (Rys. 27) stwierdzono w poziomie Ap profilu Macov 2 (105  $\mu\text{mol KMnO}_4 \text{ g}^{-1}$ ), najniższą zaś - w profilu P-2 (poniżej

24  $\mu\text{mol KMnO}_4 \text{ g}^{-1}$ ). W przypadku aktywności katalazowej nie stwierdzono tak dużego zróżnicowania, jak w opisywanych wcześniej dehydrogenazach.



Rys. 26. Aktywność dehydrogenazowa w poszczególnych profilach gleb Europy Środkowej (inkubacja przy 159 hPa). Objasnienia jak na Rys.19 [32].

Fig. 26. Dehydrogenase activity in particular soil profiles (incubation at 159 hPa). For explanation see Fig.19 [32].



Rys. 27. Aktywność katalazowa w poszczególnych profilach gleb Europy Środkowej (inkubacja przy 159 hPa). Objasnienia jak na Rys.1 [32].

Fig. 27. Catalase activity in particular soil profiles (incubation at 159 hPa). For explanation see Fig.1 [32].

### 6.3.2. Wartości wskaźników natlenienia gleby w zakresie ciśnienia ssącego 0 – 500 hPa

Zmniejszenie zawartości wody glebowej w wyniku zmian ciśnienia ssącego od pełnego nasycenia do 500 hPa poprawia stan natlenienia gleby. Rysunek 28 przedstawia średnie wilgotności gleby 15 badanych profili przy poszczególnych wartościach ciśnienia ssącego. Zawartość wody glebowej jest zatem głównym czynnikiem regulującym stan natlenienia badanych gleb (Rys. 29-36). Wskazuje na to istotny wzrost wartości parametrów natlenienia takich jak: Eg, k, D/D<sub>0</sub>, ODR i Eh (Rys. 29-33), istotne obniżenie zawartości Fe<sup>+2</sup> oraz aktywności dehydrogenazowej (Rys. 34-35) we wszystkich badanych poziomach glebowych (Tabela 6). Podobną tendencję obserwowano dla poziomów powierzchniowych Ap, z wyjątkiem aktywności dehydrogenazowej oraz zawartości zredukowanego Fe (Tabela 7).

Tabela 6. Analiza statystyczna różnic pomiędzy wartościami parametrów natlenienia, wykazywanymi przez materiał glebowy (wszystkie badane profile Europy Środkowej) inkubowany przy określonym ciśnieniu ssącym wody glebowej (metoda 95% LSD)

Table 6. Statistical significance of differences in the tested parameters found for soils incubated at particular soil water tensions (all soil profiles; 95% LSD method)

Ciśnienie ssące wody glebowej Hpa	Aktywność dehydrogenazowa	Aktywność katalazowa	Fe <sup>2+</sup>	Eh	ODR	k	D/D <sub>0</sub>	Eg	Wilgotność gleby
0 - 63	0	-	0	+	0	+	+	+	-
0 - 159	0	-	0	+	+	+	+	+	-
0 - 500	-	-	-	+	+	+	+	+	-
63 - 159	0	0	0	0	+	0	0	0	0
63 - 500	0	0	0	0	+	0	+	+	-
159 - 500	0	0	0	0	0	0	+	+	-

(+) – istotny statystycznie wzrost

(-) – istotny statystycznie spadek

(0) – brak różnic istotnych statystycznie

Porowatość powietrzna wzrastała wraz ze wzrostem ciśnienia ssącego w zakresie 0 – 500 hPa. Średnie wartości Eg wynosiły 0,055; 0,092; 0,114 oraz 0,151 m<sup>3</sup>m<sup>-3</sup> odpowiednio przy 0, 63, 159 i 500 hPa (Rys. 29).

Przepuszczalność powietrzna badanych profili wzrastała istotnie przy ciśnieniu ssącym odpowiadającym 63 hPa w porównaniu do warunków pełnego

nasylenia gleby wodą, wzrastając stopniowo przy 159 i 500 hPa. Średnie wartości  $k$  wynosiły 0; 10,3; 12,0 i 15,1  $\mu\text{m}^2$  odpowiednio dla 0; 63; 159 i 500 hPa (Rys. 30).

Współczynnik dyfuzji gazów wzrastał wraz ze spadkiem zawartości wody w glebie. Średnie wartości  $D/D_0$  wynosiły 0; 0,009; 0,013 i 0,018 odpowiednio dla 0; 63; 159 i 500 hPa (Rys. 31).

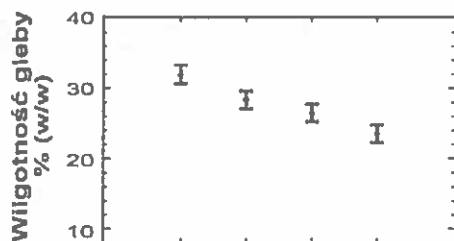
Natężenie dyfuzji tlenu wykazywało typową tendencję zmian w różnych warunkach wodno-powietrznych (Rys. 32). Wartości średnie ODR wynosiły 19,7; 37,7; 80,1 oraz 100,  $\mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$  odpowiednio dla 0; 63; 159 i 500 hPa (Rys. 32).

Wartości średnie Eh wszystkich badanych poziomów mieściły się w zakresie od 377 do 458 mV, wykazując tendencję wzrostu przy wyższych wartościach ciśnienia ssącego. Największa różnica Eh wystąpiła pomiędzy oznaczanym potencjałem przy 0 hPa (377 mV) i 63 hPa (443 hPa), powyżej którego wzrost Eh był nieznaczny (Rys.33).

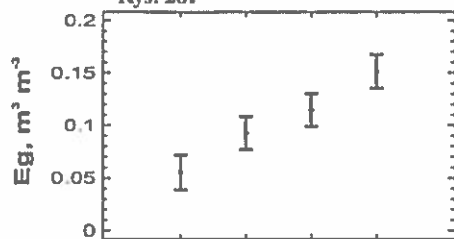
Zawartość  $\text{Fe}^{+2}$  w glebie zmniejszała się wraz ze wzrostem ciśnienia ssącego wody. Średnie wartości  $\text{Fe}^{+2}$  wynosiły 44,0; 40,0; 38,5 i 22,9  $\text{mg kg}^{-1}$  odpowiednio dla 0; 63; 159 i 500 hPa (Rys. 34). Stosunkowo niska zawartość zredukowanego Fe w glebach nasyconych wodą korespondowała z wysokimi wartościami potencjału redoks.

Aktywność dehydrogenazowa zmniejszała się w przypadku gleb preinkubowanych w warunkach wyższego ciśnienia ssącego (Rys. 35). Najwyższą aktywność obserwowano w glebie nasyconej wodą (0,0163  $\text{nmol formazan g}^{-1}\text{min}^{-1}$ ), najmniejszą natomiast – po preinkubacji przy ciśnieniu ssącym 500 hPa (0,0082  $\text{nmol formazan g}^{-1}\text{min}^{-1}$ ). Podany zakres aktywności enzymatycznej dotyczy wartości średnich ze wszystkich poziomów 15 badanych profili glebowych. Dane te potwierdzają obserwowany wcześniej wpływ stanu natlenienia gleby na aktywność dehydrogenazową środowiska glebowego [6, 25, 26, 40, 64].

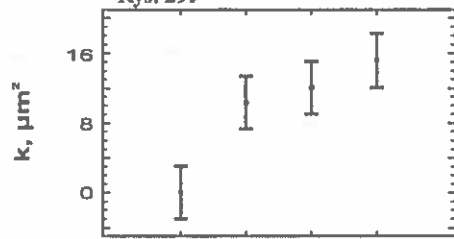
Średnia aktywność katalazowa badanych gleb zawierała się w przedziale od 44,8 do 59,1  $\mu\text{mol KMnO}_4 \text{g}^{-1}$ , wykazując tendencję łagodnego spadku wraz ze wzrostem ciśnienia ssącego (Rys. 36).



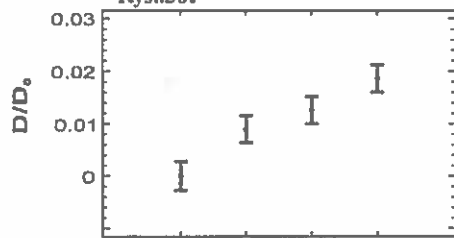
Rys. 28.



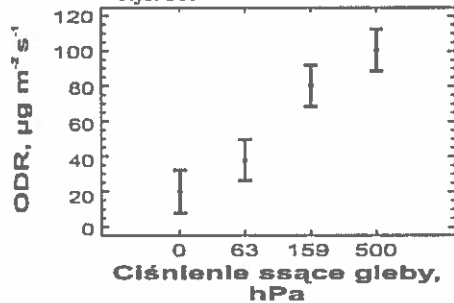
Rys. 29.



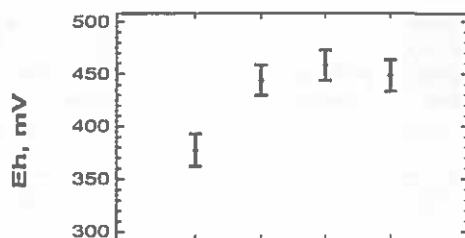
Rys. 30.



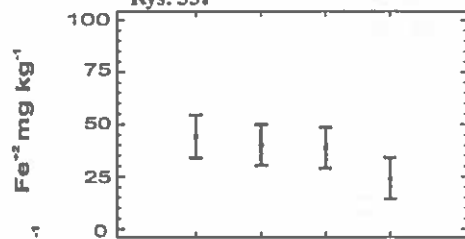
Rys. 31.



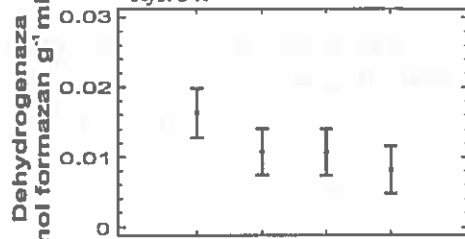
Rys. 32.



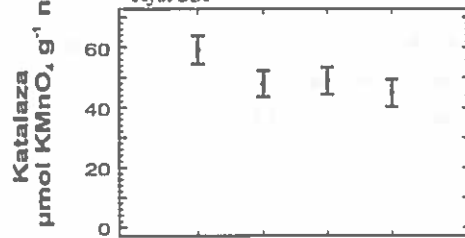
Rys. 33.



Rys. 34.



Rys. 35.



Rys. 36.

Rys. 28-36. Parametry fizykochemiczne gleby przy poszczególnych wartościach ciśnienia ssącego (wartości średnie ze wszystkich poziomów 15 badanych profili gleb Europy Środkowej oraz 95% przedziały ufności).

Fig. 28-36. Physical and chemical parameters versus soil water tension (average values of all horizons of 15 profiles taken together). The bars represent 95% confidence intervals.

**Tabela 7.** Analiza statystyczna różnic pomiędzy wartościami parametrów natlenienia, wykazywanymi przez material poziomu Ap badanych gleb Europy Środkowej, inkubowany przy określonym ciśnieniu ssącym wody glebowej (metoda 95% LSD)

**Table 7.** Statistical significance of differences in the tested parameters found for Ap horizons incubated at particular soil water tensions (on the basis of 95% LSD method)

Ciśnienie ssące wody glebowej HPa	Aktywność katalazowa	Eh	ODR	k	D/D <sub>0</sub>	Eg	Wilgotność gleby
0 - 63	0	+	0	+	0	+	-
0 - 159	0	+	+	+	+	+	-
0 - 500	-	+	+	+	+	+	-
63 - 159	0	0	0	0	0	0	0
63 - 500	0	0	+	0	0	+	-
159 - 500	0	0	0	0	0	0	0

Nie wykazano różnic istotnych statystycznie w przypadku aktywności katalazowej i zawartości Fe<sup>+2</sup>.  
Objaśnienia jak przy Tabeli 6.

Wartości parametrów natlenienia gleby zmieniały się wraz z głębokością profilu glebowego. Obserwowano istotny spadek wartości k, D/D<sub>0</sub>, ODR, aktywności dehydrogenazowej i katalazowej oraz gęstości (d i γ) we wszystkich badanych profilach. Nie stwierdzono natomiast takich zmian statystycznie istotnych w przypadku zawartości Fe (II), Eg, Eh i wilgotności gleby (Tabela 8).

**Tabela 8.** Analiza statystyczna różnic pomiędzy wartościami parametrów natlenienia, wykazywanymi przez poszczególne poziomy genetyczne badanych profili gleb Europy Środkowej (metoda 95% LSD)

**Table 8.** Statistical significance of differences in the tested parameters found for particular soil depths (all soil profiles; 95% LSD method)

Poziom profilu glebowego	Aktywność dehydrogenazowa	Aktywność katalazowa	ODR	k	D/D <sub>0</sub>	Gęstość gleby, d	Gęstość fazy stałej, γ
A - B	-	-	0	0	0	+	+
A - C	-	0	0	-	0	+	+
A - D	-	-	0	-	-	+	+
B - C	0	0	0	0	0	0	0
B - D	0	0	0	0	0	0	+
C - D	0	-	-	0	0	0	+

Nie wykazano różnic istotnych statystycznie w przypadku Fe<sup>+2</sup>, Eh, Eg i wilgotności gleby. Poszczególne poziomy od powierzchniowego A do najgłębszego D.  
Objaśnienia jak przy Tab. 6.

Tabele 9 i 10 przedstawiają wyniki analizy regresji badanych parametrów (odpowiednio dla poziomów  $A_p$  oraz całych profili). Wykorzystano modele: liniowy ( $y=a+bx$ ), wykładniczy ( $y=\exp(a+bx)$ ) oraz potęgowy ( $y=ax^b$ ), wybierając do opisu analizowanej zależności funkcję najlepiej dopasowaną.

Aktywność dehydrogenazowa uzależniona była od potencjału redoks (w przypadku wszystkich poziomów  $r=-0,28^{***}$  i w poziomach powierzchniowych  $A_p$ ,  $r=-0,33^*$ ) oraz od porowatości powietrznej (poziomy  $A_p$ ,  $r=-0,33^*$ ), (Tabele 9 i 10).

Aktywność katalazowa wykazywała dodatnią korelację z ODR,  $k$  i  $D/D_0$  (Tabele 9 i 10). Współczynniki korelacji ( $r$ ) były tu wyższe w poziomach powierzchniowych  $A_p$  (od  $0,34^*$  do  $0,42^{**}$ ) w porównaniu ze współczynnikami otrzymanymi z analizy całych profili (od  $0,25^{***}$  do  $0,38^{***}$ ).

Zawartość  $Fe^{+2}$  wykazywała ujemną korelację z ODR,  $k$ ,  $D/D_0$  i  $E_g$  (w ostatnim przypadku jedynie we wszystkich poziomach) i dodatnią z wilgotnością gleby (Tabele 9 i 10). Najwyższy współczynnik korelacji obserwowano pomiędzy  $Fe^{+2}$  a wilgotnością ( $r=0,61^{***}$ ).

Potencjał redoks wykazywał istotną korelację z ODR ( $0,39^{***}$  w przypadku wszystkich poziomów,  $0,43^{**}$  w poziomach powierzchniowych  $A_p$ ),  $E_g$  (odpowiednio  $0,30^{**}$ ,  $0,52^{***}$ ) i wilgotnością (odpowiednio  $-0,27^*$ ,  $-0,24^{**}$ ), ponadto analiza danych ze wszystkich poziomów potwierdziła korelację  $E_h$  z gęstością  $d$  ( $r=-0,21^*$ ),  $\gamma$  ( $r=-0,18^*$ ) i  $D/D_0$  ( $r=0,16^*$ ), (Tabele 9 i 10).

ODR wykazywał dodatnią korelację z przepuszczalnością powietrzną ( $0,65^{***}$ ,  $0,67^{***}$ ),  $D/D_0$  ( $0,53^{***}$ ,  $0,59^{***}$ ) i  $E_g$  ( $0,51^{***}$ ,  $0,62^{***}$ ) oraz ujemną z wilgotnością gleby ( $-0,78^{***}$ ,  $-0,71^{***}$ ). W przypadku analizy danych otrzymanych z całych profili, zależność istotna wystąpiła też pomiędzy ODR i  $\gamma$  ( $r=-0,24^{**}$ ), (Tabele 9 i 10).

Przepuszczalność powietrzna ( $k$ ) była skorelowana dodatnio z  $D/D_0$  ( $0,85^{***}$ ,  $0,86^{***}$ ),  $E_g$  ( $0,51^{***}$ ,  $0,62^{***}$ ) oraz ujemnie z wilgotnością ( $-0,61^{***}$ ,  $-0,45^{***}$ ). Analiza całych profili wykazała ponadto korelację z  $d$  ( $r=-0,18^*$ ) i  $\gamma$  ( $r=-0,26^{***}$ ) (Tabele 9 i 10).

Współczynnik dyfuzji gazów w glebie ( $D/D_0$ ) wykazywał zależność od  $E_g$  ( $0,37^{**}$ ,  $0,53^{***}$ ) i wilgotności gleby ( $-0,45^{***}$ ,  $-0,44^{***}$ ). Obserwowano również korelację ujemną pomiędzy  $D/D_0$  i gęstością  $d$  oraz  $\gamma$  przy analizie wszystkich poziomów (odpowiednio  $r=-0,24^{**}$  i  $r=-0,27^{***}$ ), (Tabele 9 i 10).



Porowatość powietrzna ( $E_g$ ) wykazywała negatywną korelację z zawartością wody ( $-0,42^{***}$ ,  $0,41^{\circ}$ ) oraz dla całych profili z  $d$  ( $r=-0,51^{***}$ ) i  $\gamma$  ( $r=-0,31^{***}$ ), (Tabele 9 i 10).

**Tabela 9.** Zależność pomiędzy poszczególnymi wskaźnikami stanu natlenienia w poziomach powierzchniowych (Ap) badanych gleb Europy Środkowej, inkubowanych w całym zakresie ciśnienia ssącego. Nie wykazano istotnej zależności w przypadku gęstości ( $d$ ) i ciężaru właściwego gleby ( $\gamma$ )

**Table 9.** Correlation between particular aeration indicators calculated for Ap horizons of all soils incubated at entire range of soil water tensions. No significant correlations with bulk density ( $d$ ) and particle density ( $\gamma$ ) were found (for this reason they are omitted in the Table)

Parametr	Eh	ODR	k	D/D <sub>o</sub>	E <sub>g</sub>	Wilgotność gleby
Aktywność dehydrogenazowa	$-0,33^{\circ}$	n.s.	n.s.	n.s.	$-0,33^{\circ}$	n.s.
Aktywność katalazowa	n.s.	$0,38^{**}$	$0,34^{\circ}$	$0,42^{**}$	n.s.	n.s.
Fe <sup>+2</sup>	n.s.	$-0,43^{***}$	$-0,55^{***}$	$-0,49^{***}$	n.s.	$0,61^{***}$
Eh		$0,43^{**}$	n.s.	n.s.	$0,52^{***}$	$-0,27^{\circ}$
ODR			$0,67^{***}$	$0,53^{***}$	$0,62^{***}$	$-0,78^{***}$
K				$0,86^{***}$	$0,52^{***}$	$-0,61^{***}$
D/D <sub>o</sub>					$0,37^{**}$	$-0,45^{***}$
E <sub>g</sub>						$-0,41^{\circ}$

<sup>o</sup> - istotne przy  $P < 0,05$

<sup>\*\*</sup> - istotne przy  $P < 0,01$

<sup>\*\*\*</sup> - istotne przy  $P < 0,001$

n.s. – nie istotne statystycznie

**Table 10.** Zależność pomiędzy poszczególnymi wskaźnikami stanu natlenienia badanych gleb Europy Środkowej (wszystkie poziomy), inkubowanych w całym zakresie ciśnienia ssącego

**Table 10.** Correlations between particular aeration indicators calculated for the entire range of soil water tension of soil profiles (all the horizons together)

Parametr	Eh	ODR	k	D/D <sub>o</sub>	E <sub>g</sub>	d	$\gamma$	Wilgotność gleby
Aktywność dehydrogenazowa	$-0,28^{***}$ $y=e^{(a+bx)}$	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Aktywność katalazowa	n.s.	$0,25^{***}$ $y=a+bx$	$0,38^{***}$ $y=a+bx$	$0,38^{***}$ $y=a+bx$	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Fe <sup>+2</sup>	n.s.	$-0,49^{***}$ $y=ax^b$	$-0,39^{***}$ $y=e^{(a+bx)}$	$-0,40^{***}$ $y=e^{(a+bx)}$	$-0,55^{***}$ $y=e^{(a+bx)}$	n.s.	n.s.	$0,60^{***}$ $y=a+bx$
Eh <sup>(1)</sup>		$0,39^{***}$ $y=ax^b$	n.s.	$0,16^{\circ}$ $y=e^{(a+bx)}$	$0,30^{**}$ $y=ax^b$	$-0,21^{\circ}$ $y=a+bx$	$-0,18^{\circ}$ $y=e^{(a+bx)}$	$-0,24^{***}$ $y=e^{(a+bx)}$

Tabela 10. c.d.

Parametr	Eh	ODR	k	D/D <sub>0</sub>	Eg	d	γ	Wilgotność gleby
Fe <sup>+2</sup>	n.s.	-0,49*** y=ax <sup>b</sup>	-0,39*** y=e <sup>(a+bx)</sup>	-0,40*** y=e <sup>(a+bx)</sup>	-0,55*** y=e <sup>(a+bx)</sup>	n.s.	n.s.	0,60*** y=a+bx
K				0,85*** y=a+bx	0,51*** y=a+bx	-0,18* y=a+bx	-0,26*** y=a+bx	-0,45*** y=a+bx
D/D <sub>0</sub>		0			0,53*** y=a+bx	-0,24** y=a+bx	-0,27*** y=a+bx	-0,44*** y=a+bx
Eg						-0,51*** y=a+bx	-0,31*** y=a+bx	-0,42*** y=a+bx

<sup>(1)</sup>Korelacja pomiędzy Eh i poszczególnymi wskaźnikami kalkulowano w zakresie ciśnienia ssącego 0-159 hPa. Objasnienia jak w Tabeli 9.

#### 6.4. Normalizacja parametrów natlenienia gleb

W celu porównywania wartości poszczególnych parametrów charakteryzujących stan natlenienia, parametry te poddano zabiegowi normalizacji to znaczy wyrażano je w jednostkach względnych w stosunku do wartości krytycznych poszczególnych parametrów natlenienia. I tak w przypadku porowatości powietrznej normalizacja polega na podzieleniu zmierzonej wartości Eg przez wartość krytyczną równą  $0,1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ , przyjętą w oparciu o dane literaturowe [30]. Wilgotność dla znormalizowanej krytycznej wartości Eg, równej 1, wyznaczono z wykresów. Podobnie postąpiono w przypadku innych rozpatrywanych parametrów natlenienia.

Według danych literaturowych  $D/D_0 = 0,005$ , uważane jest jako krytyczna wartość względnego współczynnika dyfuzji gazu przy niskich wartościach aktywności respiracyjnej gleby [28]. W związku z tym,  $D/D_0 = 0,005$  przyjęto jako wartość odniesienia do wyznaczenia wilgotności dla punktu krytycznego względnego współczynnika dyfuzji gazu w badanej glebie w zakresie ciśnienia ssącego wody glebowej od 0 do 500 hPa.

ODR równe  $30 \mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$  przyjmuje się za limitującą dla roślin wartość natężenia dyfuzji tlenu w glebie [17]. Na tej podstawie  $\text{ODR} = 30 \mu\text{g m}^{-2}\text{s}^{-1}$  przyjęto jako wartość odniesienia przy normalizacji uzyskanych wartości ODR. Po wyznaczeniu znormalizowanych wartości ODR w zakresie badanej wilgotności gleby, odczytano z wykresów wilgotność dla znormalizowanej krytycznej wartości ODR równej 1.

Gliński i Stępniewska [24] przyjęli wartość  $E_h = 300$  mV jako granicę pomiędzy glebą natlenioną a zredukowaną, dlatego potraktowano ją jako wartość odniesienia do wyznaczenia wilgotności dla punktu krytycznego potencjału redoks w badanej glebie.

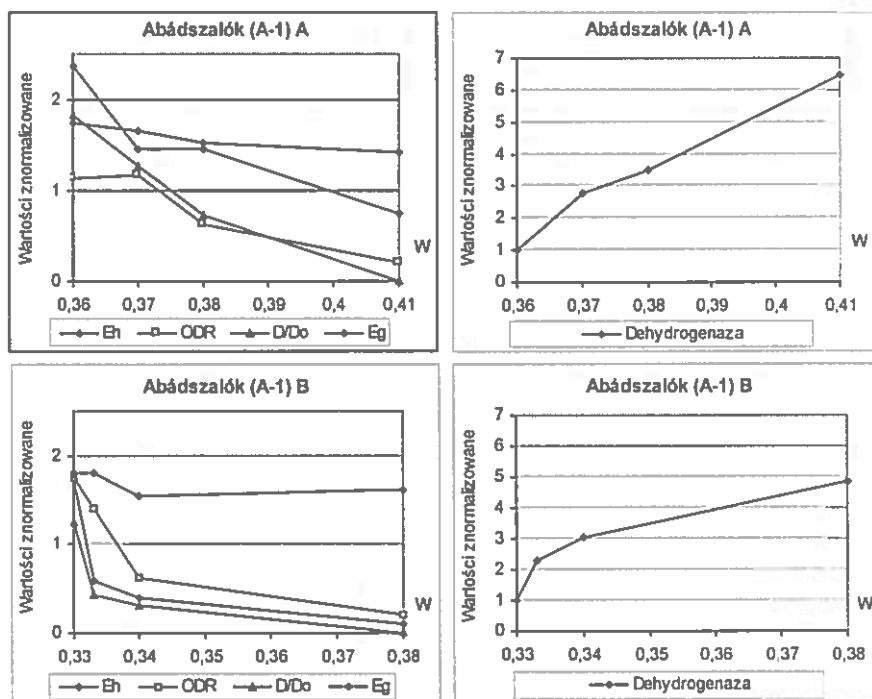
Podobną analizę przeprowadzono dla aktywności dehydrogenazowej badanych gleb. Aktywność dehydrogenazowa wzrasta w warunkach zalania gleby wodą [6,25], w związku z tym za wartość standardowa dla każdego poziomu przyjęto aktywność oznaczoną w glebie natlenionej (przy ciśnieniu ssącym 500 hPa).

Analiza znormalizowanych wartości  $E_g$  wykazała, że w dziewięciu poziomach gleb węgierskich i jednym poziomie gleb austriackich, wartości te były niższe od wartości krytycznej, w całym zakresie badanej wilgotności. Natomiast w sześciu poziomach genetycznych profili słowackich i czterech austriackich wartości porowatości powietrznej były wyższe od wartości krytycznej w całym zakresie badanej wilgotności. W pozostałych poziomach genetycznych badanych profili glebowych zakres wilgotności gleby był wystarczający do określenia wartości krytycznej  $E_g$  (Rys. 37-41). Zakres znormalizowanych wartości  $E_g$  wahał się od 0,07 do 2,36 dla profili węgierskich, od 0,03 do 2,58 dla profili austriackich, od 0,05 do 1,79 dla profili czeskich i od 0,21 do 3,20 dla profili słowackich. Zakres wilgotności dla wartości krytycznych  $E_g$  wahał się od 0,24 do 0,40 dla profili węgierskich, od 0,17 do 0,19 dla profili czeskich i od 0,29 do 0,32 dla profili słowackich (Tab. 11-15). Natomiast dla profili austriackich znaleziono tylko jedną wartość wilgotności krytycznej równą 0,29, w pozostałych przypadkach wartości porowatości powietrznej układały się poniżej lub powyżej wartości krytycznej (Tab. 14). Analiza wilgotności dla wartości krytycznej  $E_g$  w poszczególnych poziomach genetycznych profili węgierskich, w przypadkach kiedy można było wyznaczyć wartość tę dla całego profilu wykazała, że we wszystkich przypadkach, wartość ta obniża się wraz z głębokością badanego profilu glebowego (Tab. 11). Innymi słowy, im głębiej położony poziom genetyczny tej samej gleby, tym niższa zawartość wody stanowi punkt krytyczny dla przepuszczalności gazu w glebie i jej zdolności respiracyjnej.

Wychodząc z krzywych zależności wilgotności gleby od ciśnienia ssącego (charakterystyki wodne) uzyskane tutaj krytyczne wilgotności przeliczono na krytyczne wartości ciśnienia ssącego i wyrażono je w wartości pF (ujemny logarytm z ciśnienia ssącego w hPa). Wartości te mieszczą się w granicach

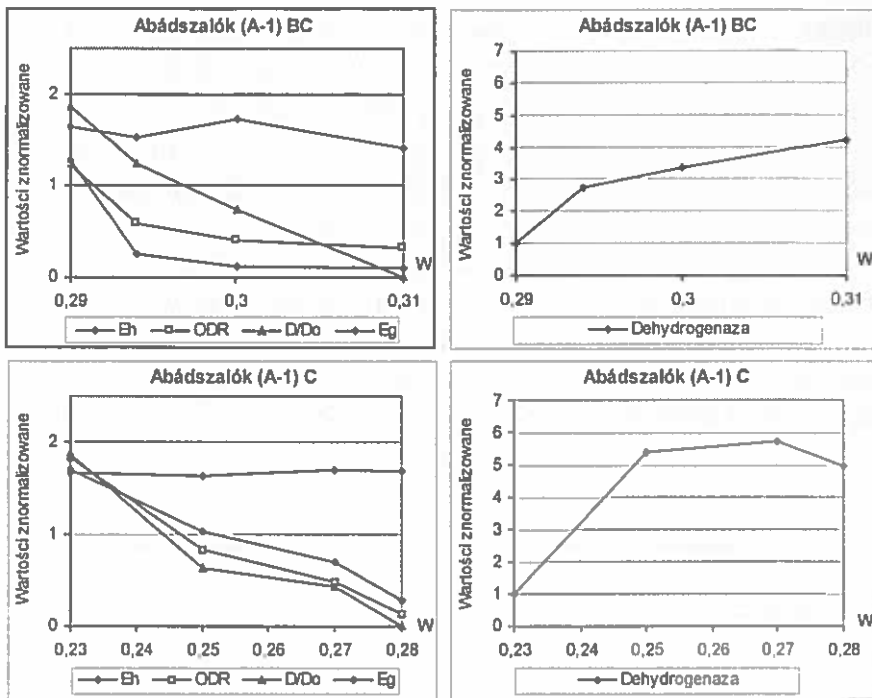
między pełną pojemnością wodną, gdzie woda zajmuje wszystkie pory ( $pF = 0$ ), a zawartością wody przy wypełnieniu nią porów o efektywnej średnicy  $<6 \mu m$  [64].

Zakres potencjału wody glebowej ( $pF$ ) dla krytycznych wartości  $E_g$  zawierał się w granicach od 0,65 do 2,57 dla profili węgierskich, od 1,39 do 2,0 dla profili czeskich, od 0,24 do 2,0 dla profili słowackich i 2,31 dla poziomu  $A_p$  gleby z Wieselburga (Tabele 16-19). W pozostałych poziomach profili austriackich, węgierskich i słowackich wartości krytyczne  $E_g$  nie mieściły się w zakresie analizowanej wilgotności. A zatem zakres  $pF$  dla krytycznych wartości  $E_g$  dla profili czeskich i słowackich wahał się w granicach prawie pełnej pojemności wodnej do połowej pojemności wodnej, czyli w przedziale wody bardzo łatwo dostępnej. W pozostałych przypadkach wartość krytyczna  $E_g$  przypadła poniżej wilgotności odpowiadającej połowej pojemności wodnej.

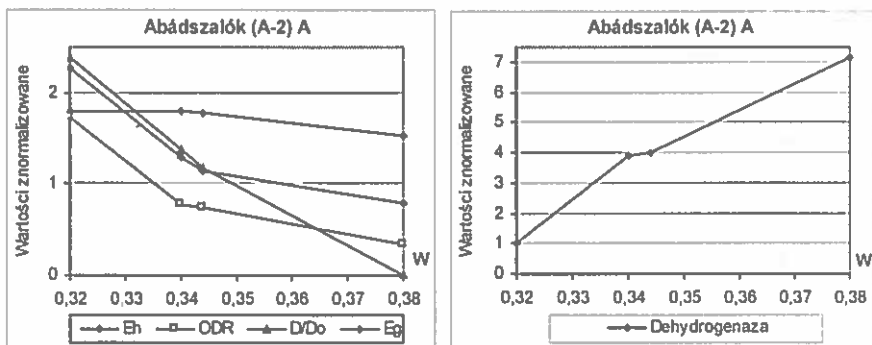


Rys. 37a. Wartości znormalizowane parametrów natlenienia i aktywności dehydrogenazowej w glebie węgierskiej (profil Abádszalók A-1) w zależności od wilgotności gleby  $W$  ( $kg\ kg^{-1}$ ).

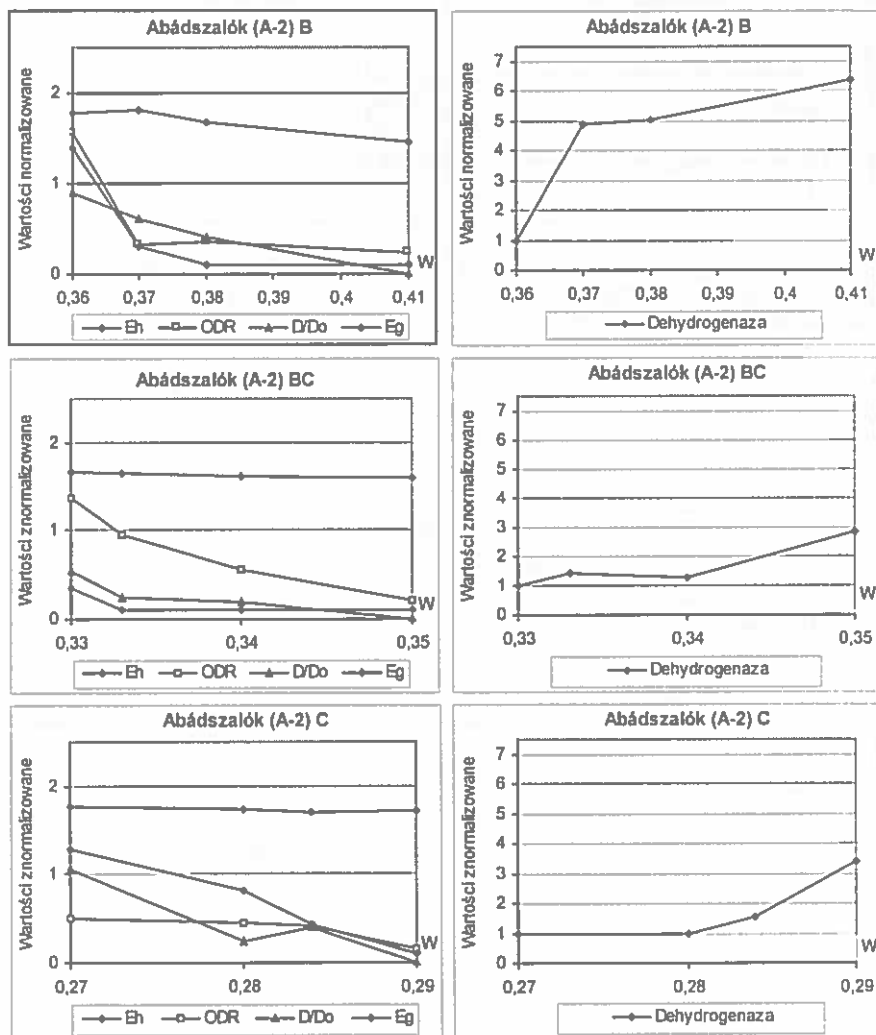
Fig. 37a. Normalised values of aeration parameters and dehydrogenase activity for Hungarian soils (profile Abádszalók A-1) versus soil water content  $W$  ( $kg\ kg^{-1}$ ).



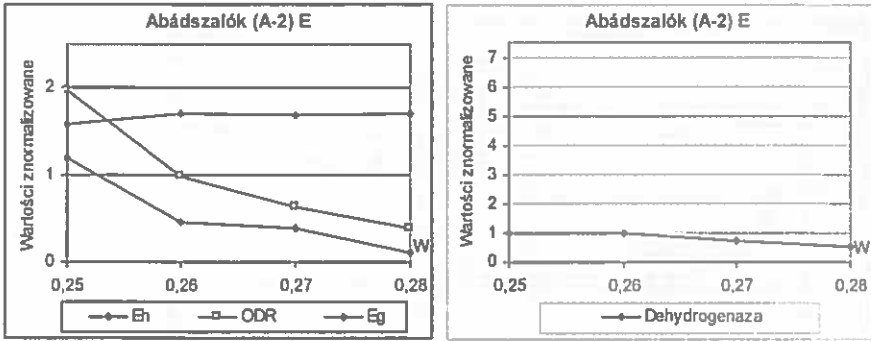
cd. Rys. 37a.  
cont. Fig. 37a.



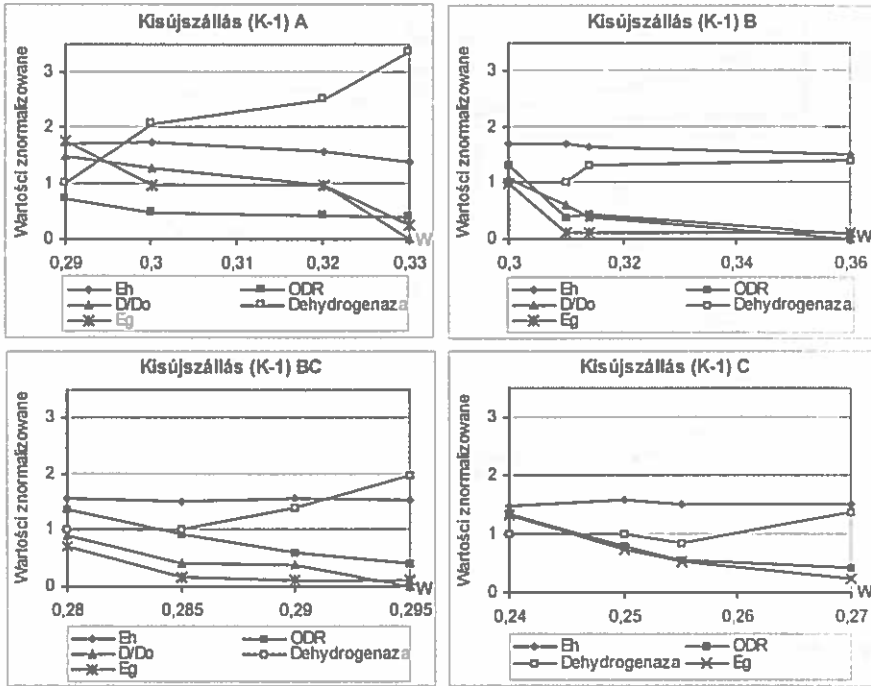
Rys. 37b. Wartości znormalizowane parametrów natlenienia i aktywności dehydrogenazowej w glebie węgierskiej (profil Abádszalók A-2) w zależności od wilgotności gleby W (kg kg<sup>-1</sup>).  
Fig. 37b. Normalised values of aeration parameters and dehydrogenase activity for Hungarian soils (profile Abádszalók A-2) versus soil water content W (kg kg<sup>-1</sup>).



cd. Rys. 37b.  
cont. Fig. 37b.

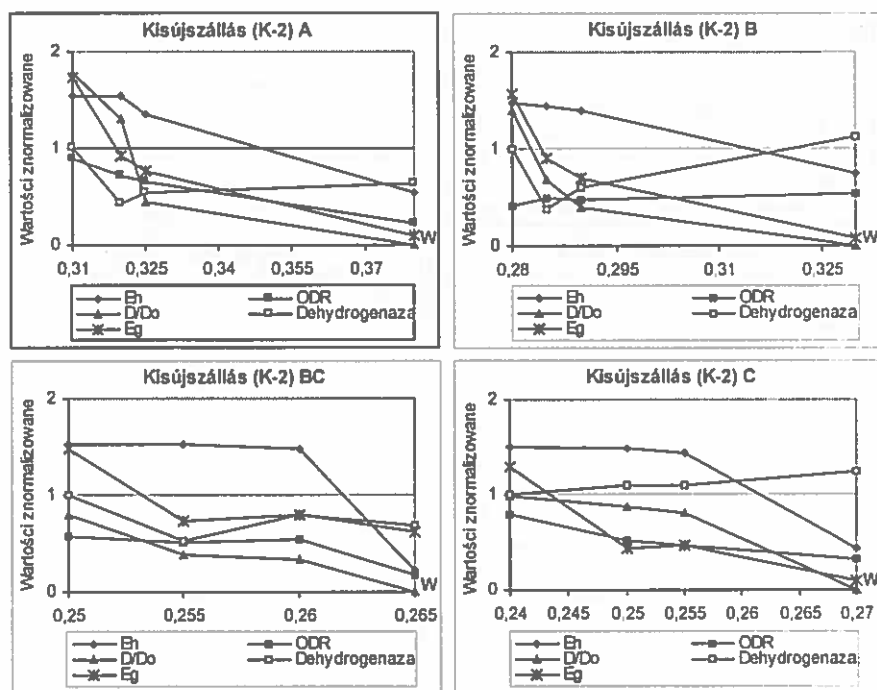


cd. Rys. 37b.  
cont. Fig. 37b.



Rys. 37c. Wartości znormalizowane parametrów natlenienia i aktywności dehydrogenazowej w glebie węgierskiej (profil Kisújszállás K-1) w zależności od wilgotności gleby W (kg kg<sup>-1</sup>).  
Fig. 37c. Normalised values of aeration parameters and dehydrogenase activity for for Hungarian soils (profile Kisújszállás K-1) versus soil water content W (kg kg<sup>-1</sup>).

Analiza znormalizowanych wartości  $D/D_0$  wykazała, że tylko w połowie poziomów gleb węgierskich, wartości te były niższe od wartości krytycznej w całym zakresie badanej wilgotności. W pozostałych poziomach genetycznych badanych profili węgierskich i profilach glebowych pochodzących z Austrii, Czech, Słowacji i Polski zakres wilgotności gleby był wystarczający do określenia wartości krytycznej względnego współczynnika dyfuzji gazu w glebie (Rys. 37-41).

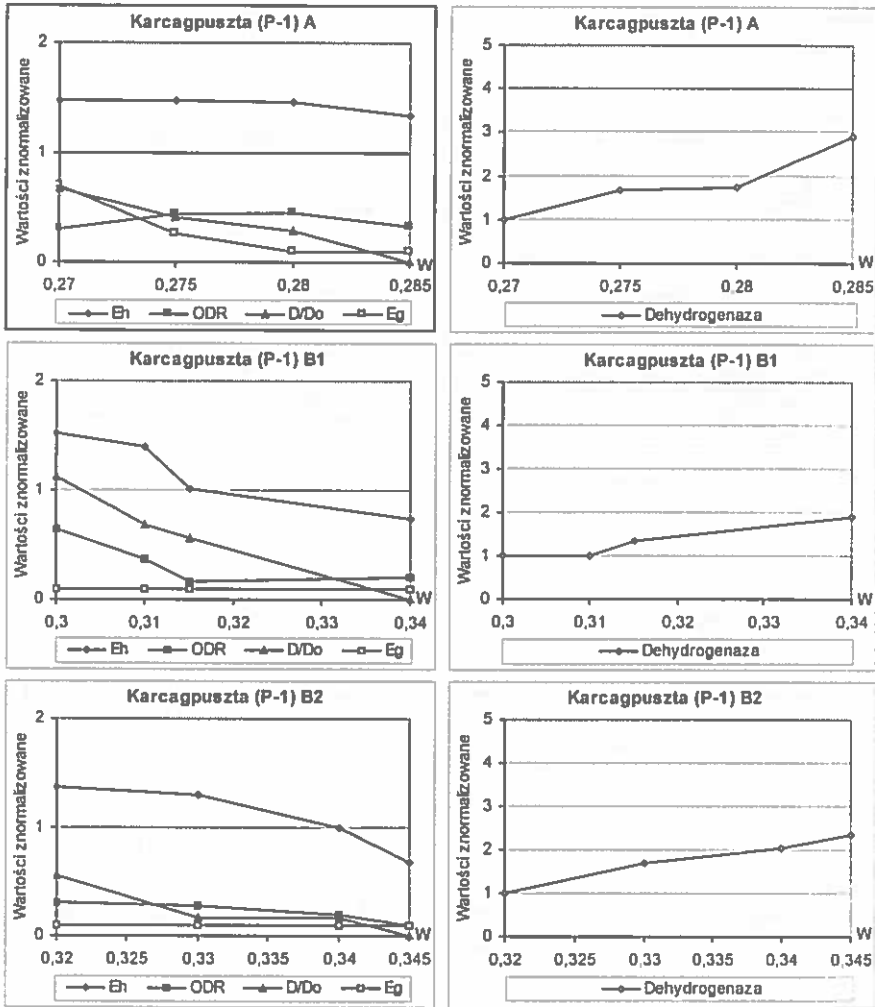


Rys. 37d. Wartości znormalizowane parametrów natlenienia i aktywności dehydrogenazowej w glebie węgierskiej (profil Kisújszállás K-2) w zależności od wilgotności gleby W (kg kg<sup>-1</sup>).  
 Fig. 37d. Normalised values of aeration parameters and dehydrogenase activity for Hungarian soils (profile Kisújszállás K-2) versus soil water content W (kg kg<sup>-1</sup>).

Zakres znormalizowanych wartości  $D/D_0$  wahał się w profilach węgierskich od 0 do 1,87, w austriackich od 0 do 9,84, w czeskich od 0 do 7,64, w słowackich od 0 do 18,6 i w polskich od 0,14 do 4,08. Przedział wilgotności dla wartości krytycznych  $D/D_0$  w profilach węgierskich wahał się od 0,24 do 0,37, w austriackich od 0,22 do 0,27, w czeskich od 0,15 do 0,22, w słowackich od 0,19

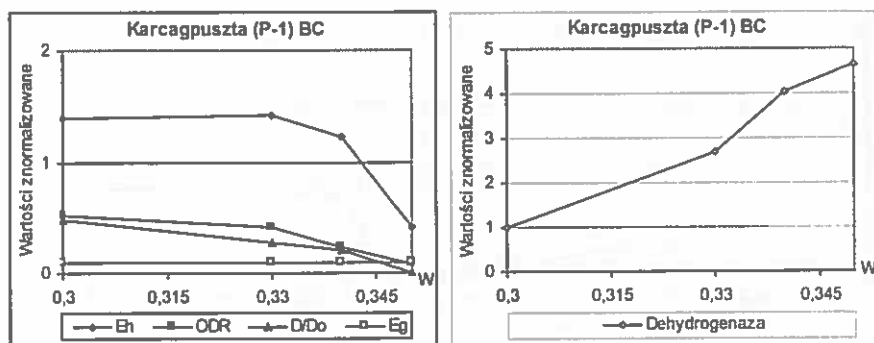


do 0,34 i w polskich od 0,21 do 0,32. Analiza wilgotności dla wartości krytycznej  $D/D_0$  w poszczególnych poziomach genetycznych analizowanych profili glebowych wykazała, że w zdecydowanej większości przypadków, wartość ta obniża się wraz z głębokością badanego profilu glebowego (Tabele 11-15).



Rys. 37e. Wartości znormalizowane parametrów natlenienia i aktywności dehydrogenazowej w glebie węgierskiej (profil Karcagpuszta P-1) w zależności od wilgotności gleby W ( $\text{kg kg}^{-1}$ ).

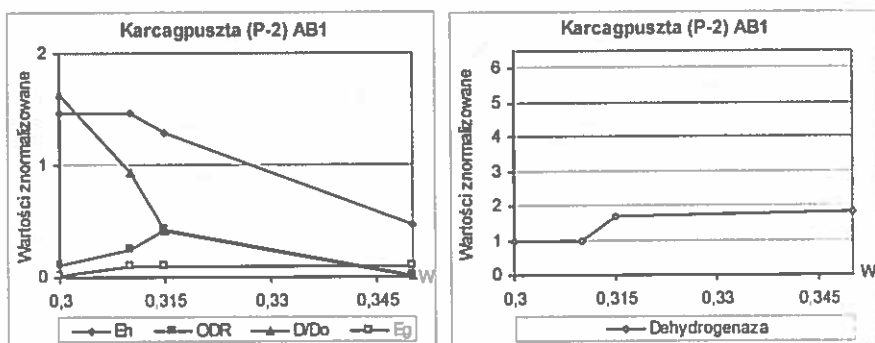
Fig. 37e. Normalised values of aeration parameters and dehydrogenase activity for Hungarian soils (profile Karcagpuszta P-1) versus soil water content W ( $\text{kg kg}^{-1}$ ).



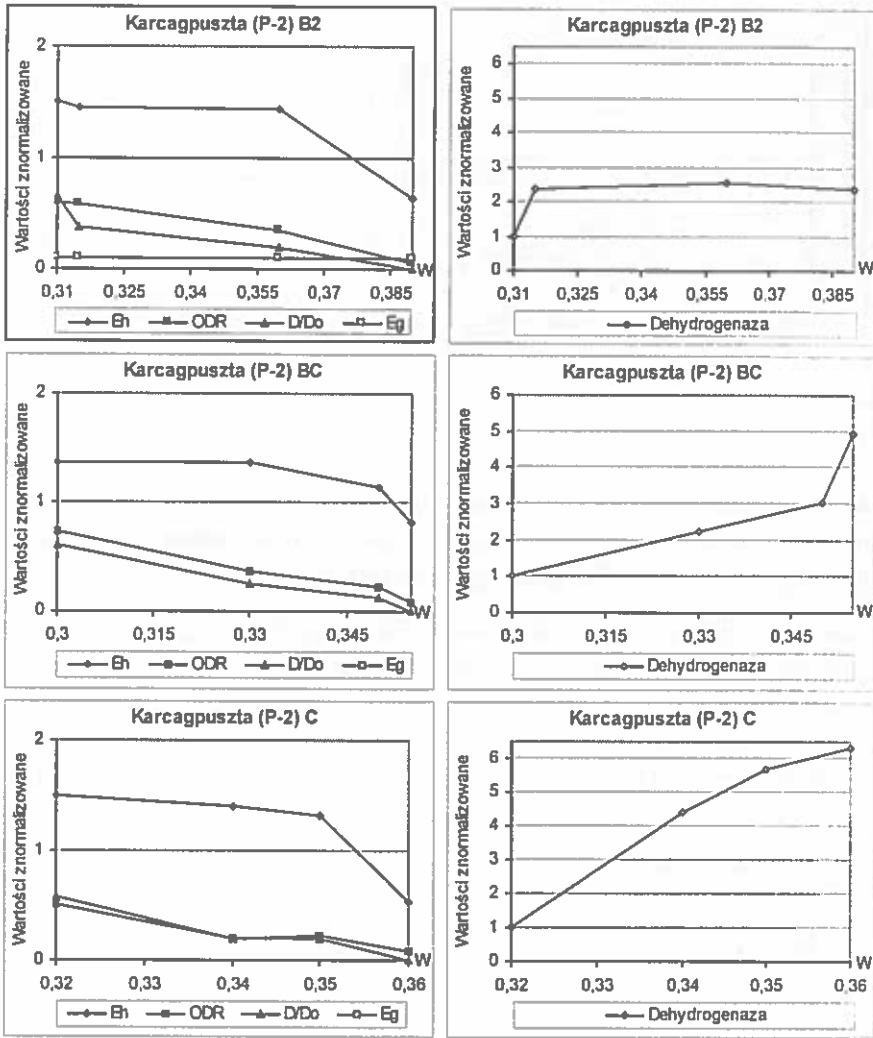
cd. Rys. 37e.  
cont. Fig. 37e.

A zatem, podobnie jak w przypadku analizy Eg stwierdzamy, że im głębiej występuje poziom genetyczny tej samej gleby, tym niższa zawartość wody stanowi punkt krytyczny dla dyfuzji gazów w glebie.

Zakres pF dla krytycznych wartości  $D/D_0$  zawierał się w granicach od 1,54 do 2,66 dla profili węgierskich, od 0,35 do 1,86 dla profili austriackich, od 0,58 do 1,84 dla profili czeskich, od 0,33 do 1,86 dla profili słowackich i od 1,8 do 2,7 dla profili polskich. Jak wynika z przytoczonych powyżej danych, pF dla krytycznych wartości  $D/D_0$  dla profili austriackich, czeskich i słowackich był



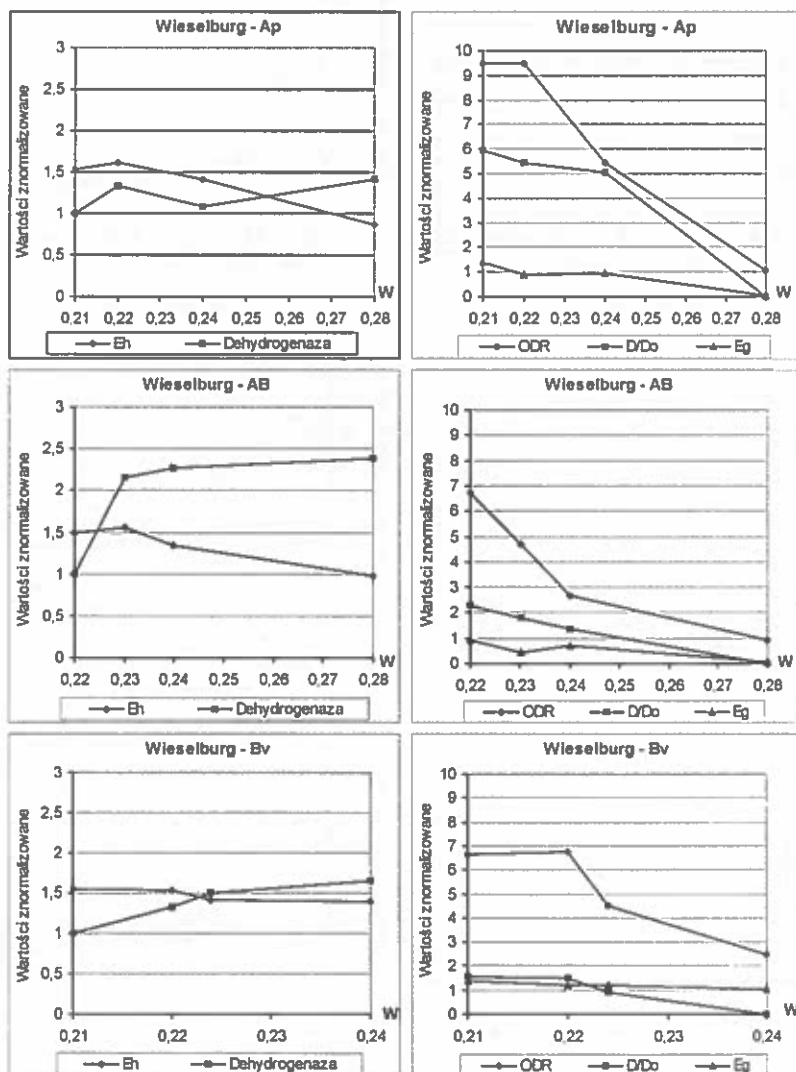
Rys. 37f. Wartości znormalizowane parametrów natlenienia i aktywności dehydrogenazowej w glebie węgierskiej (profil Karcagpuszta P-2) w zależności od wilgotności gleby W (kg kg<sup>-1</sup>).  
Fig. 37f. Normalised values of aeration parameters and dehydrogenase activity for Hungarian soils (profile Karcagpuszta P-2) versus soil water content W (kg kg<sup>-1</sup>).



cd. Rys. 37f.  
cont. Fig. 37f.

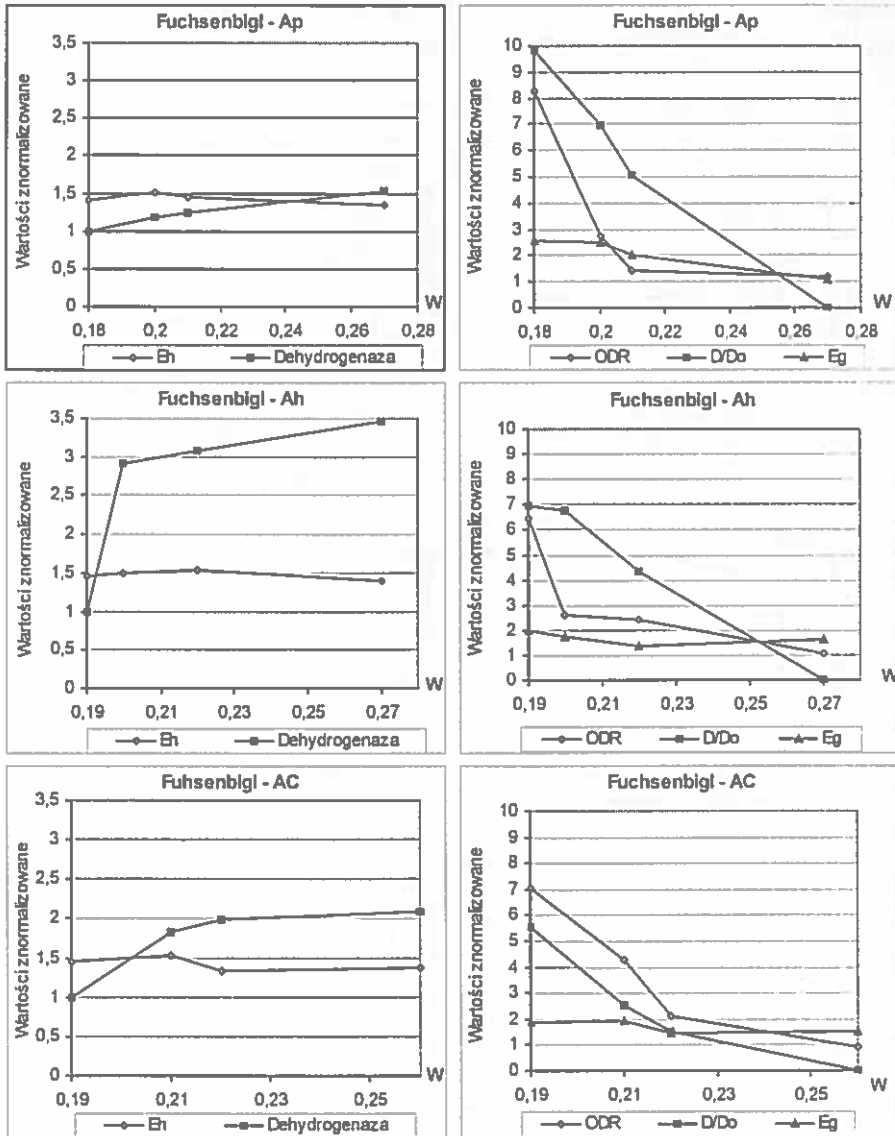
bardzo podobny i wahał się w granicach od prawie pełnej pojemności wodnej, do wilgotności nieznacznie poniżej połowej pojemności wodnej czyli w zakresie wody bardzo łatwo dostępnej. W przypadku gleb węgierskich i polskich wartość krytyczna  $D/D_0$  oscylowała pomiędzy wilgotnością niższą i wyższą od połowej

pojemności wodnej, a więc również przy wartościach pF powyżej 2 w zakresie retencji wody produkcyjnej (Tabele 16-19).

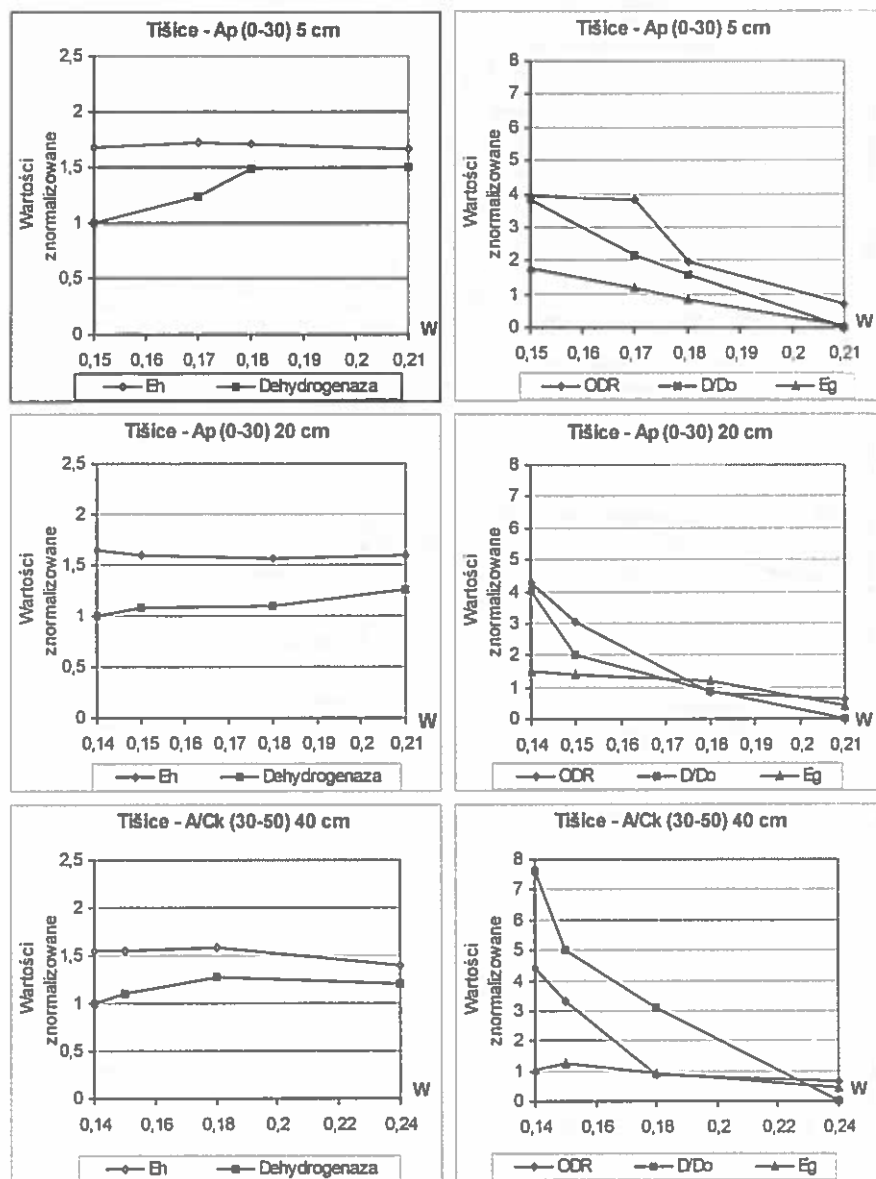


Rys. 38a. Znormalizowane wartości parametrów natlenienia i aktywności dehydrogenazowej w glebie austriackiej (profil Wieselburg) w zależności od wilgotności gleby  $W$  ( $\text{kg kg}^{-1}$ ).

Fig. 38a. Normalised values of aeration parameters and dehydrogenase activity for Austrian soils (profile Wieselburg) versus soil water content  $W$  ( $\text{kg kg}^{-1}$ ).

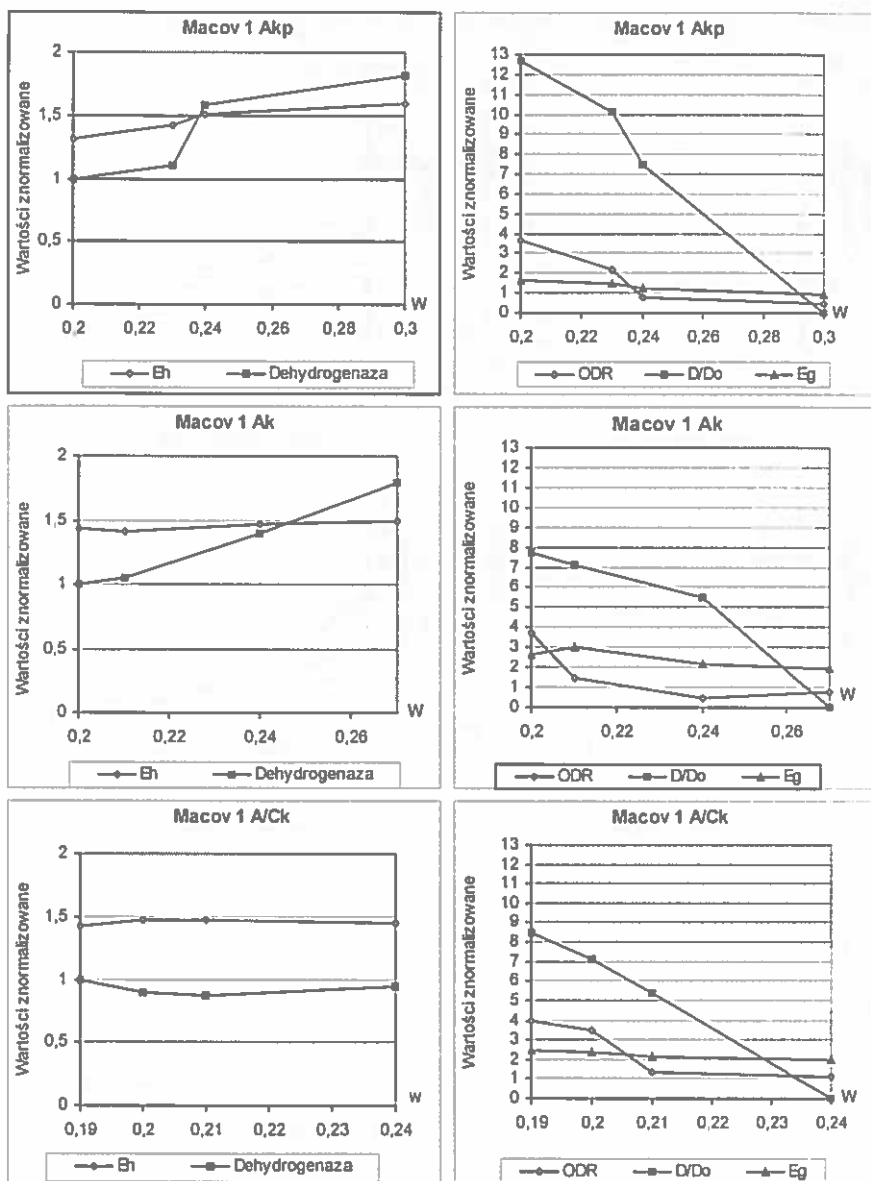


Rys. 38b. Znormalizowane wartości parametrów natlenienia i aktywności dehydrogenazowej w glebie austriackiej (profil Fuchsenbigl) w zależności od wilgotności gleby  $W$  ( $\text{kg kg}^{-1}$ ).  
 Fig. 38b. Normalised values of aeration parameters and dehydrogenase activity for Austrian soils (profile Fuchsenbigl) versus soil water content  $W$  ( $\text{kg kg}^{-1}$ ).



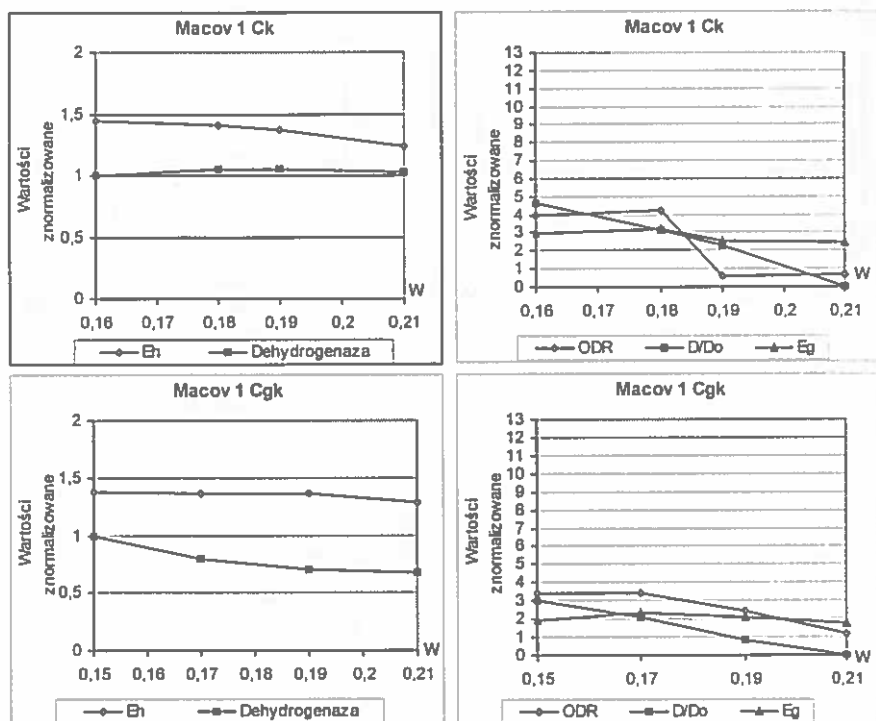
Rys.39. Znormalizowane wartości parametrów natlenienia i aktywności dehydrogenazowej w glebie czeskiej (profil Tišice) w zależności od wilgotności gleby W (kg kg<sup>-1</sup>).

Fig. 39. Normalised values of aeration parameters and dehydrogenase activity for Czech soils (profile Tišice) versus soil water content W (kg kg<sup>-1</sup>).



Rys. 40a. Znormalizowane wartości parametrów natlenienia i aktywności dehydrogenazowej w glebie słowackiej (profil Macov 1) w zależności od wilgotności gleby  $W$  ( $\text{kg kg}^{-1}$ ).

Fig. 40a. Normalised values of aeration parameters and dehydrogenase activity for Slovakian soils (profile Macov 1) versus soil water content  $W$  ( $\text{kg kg}^{-1}$ ).

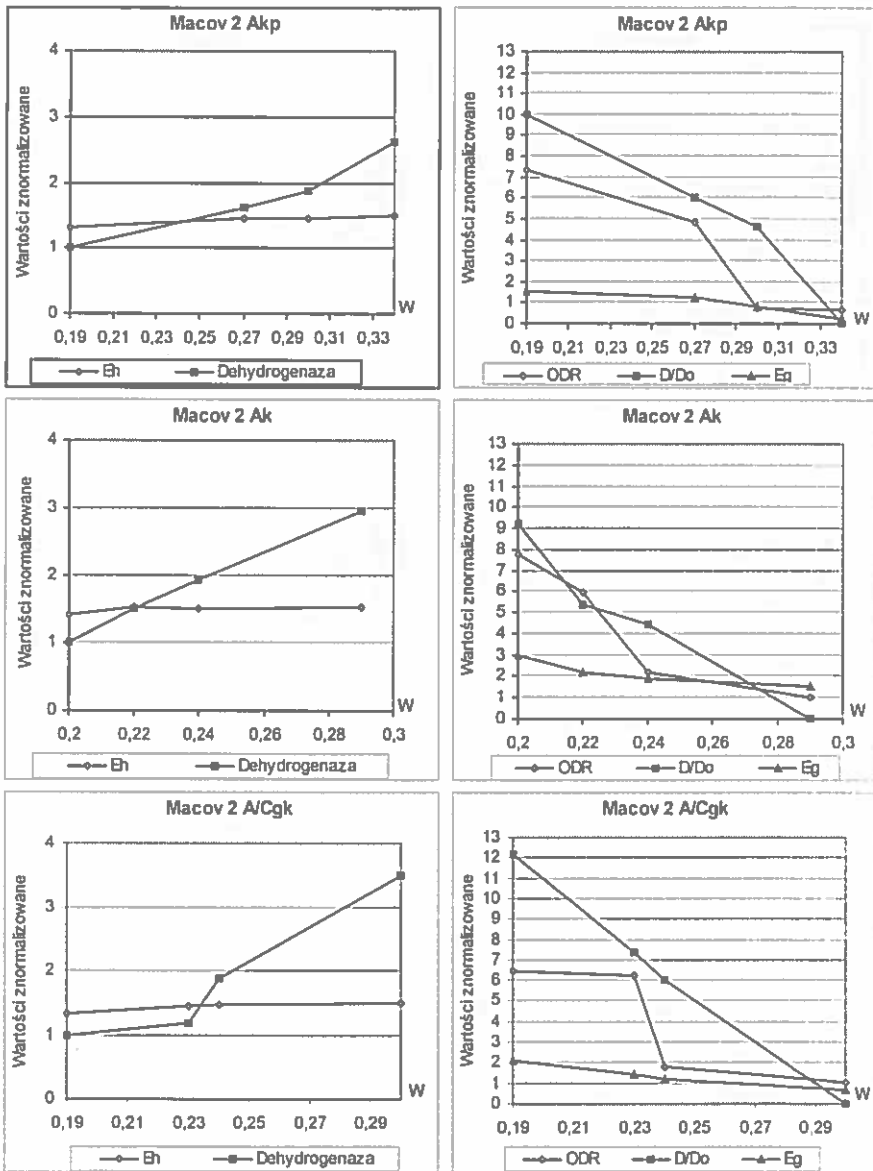


Rys. 40b. Znormalizowane wartości parametrów natlenienia i aktywności dehydrogenazowej w glebie słowackiej (profil Macov 1) w zależności od wilgotności gleby  $W$  ( $\text{kg kg}^{-1}$ ).

Fig. 40b. Normalised values of aeration parameters and dehydrogenase activity for Slovakian soils (profile Macov1) versus soil water content  $W$  ( $\text{kg kg}^{-1}$ ).

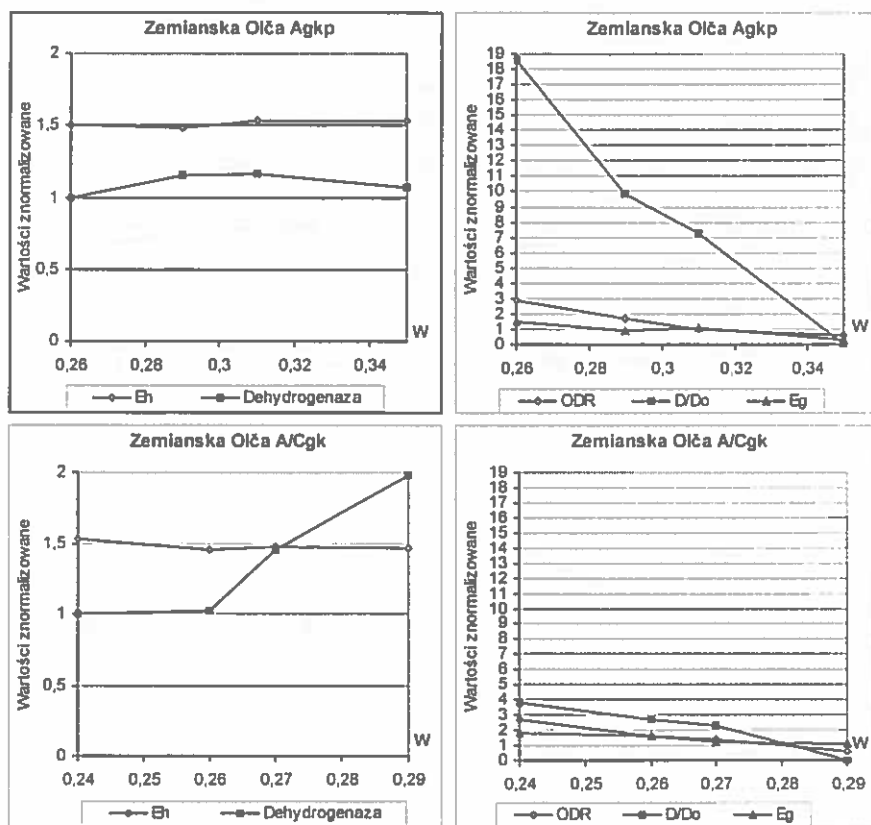
Porównanie znormalizowanych wartości ODR wykazało, że tylko w 14 poziomach gleb węgierskich, wartości te były niższe od wartości krytycznej w całym badanym zakresie wilgotności. W czterech poziomach gleb słowackich, dwóch austriackich i dwóch polskich były one wyższe od wartości krytycznej, w całym rozważanym zakresie wilgotności. W pozostałych poziomach genetycznych badanych profili węgierskich i profilach glebowych pochodzących z Austrii, Czech, Słowacji i Polski, przyjęty zakres wilgotności gleby był wystarczający do określenia wartości krytycznej natężenia dyfuzji tlenu w glebie (Rys. 37-41). Zakres znormalizowanych wartości ODR wahał się od 0,01 do 1,83 dla profili węgierskich, od 0,89 do 9,5 dla austriackich, od 0,64 do 4,43 dla





Rys. 40c. Znormalizowane wartości parametrów natlenienia i aktywności dehydrogenazowej w glebie słowackiej (profil Macov 2) w zależności od wilgotności gleby  $W$  ( $\text{kg kg}^{-1}$ ).

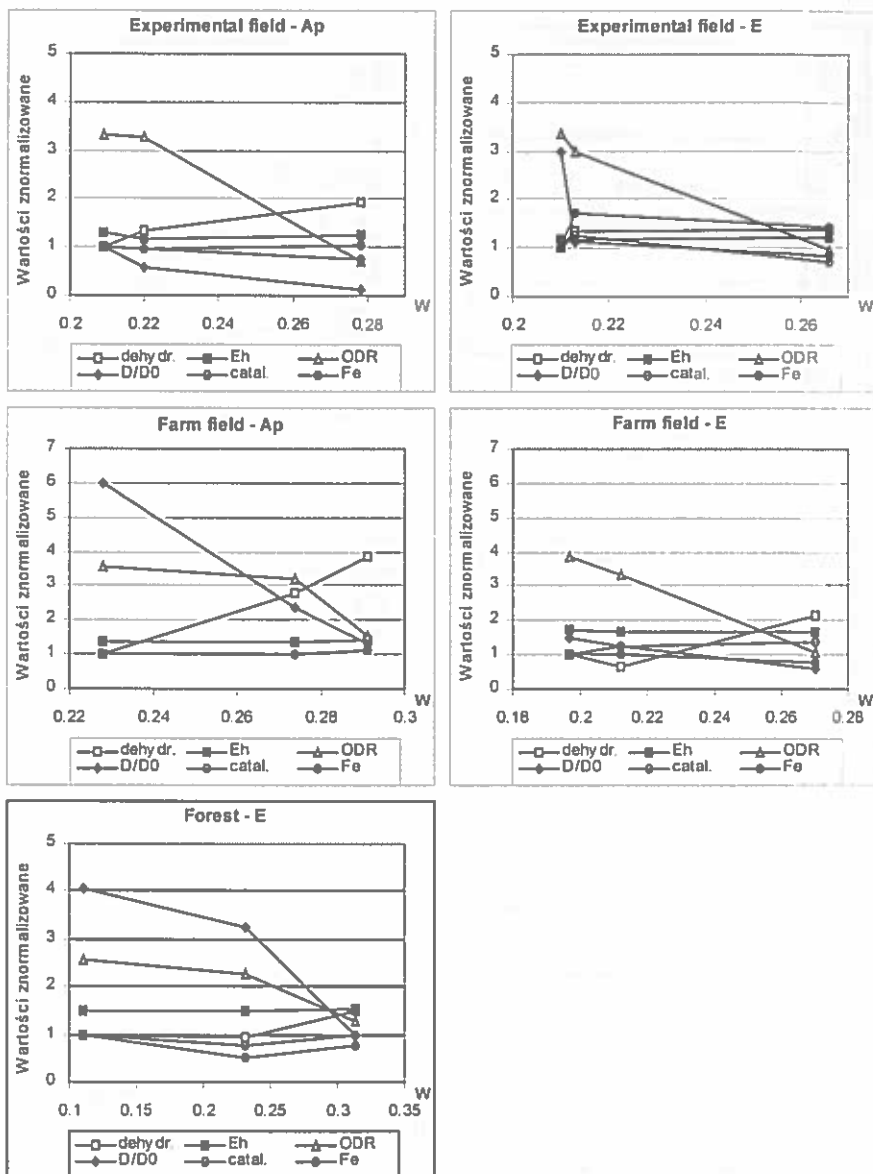
Fig. 40c. Normalised values of aeration parameters and dehydrogenase activity for Slovakian soils (profile Macov 2) versus soil water content  $W$  ( $\text{kg kg}^{-1}$ ).



Rys. 40d. Znormalizowane wartości parametrów natlenienia i aktywności dehydrogenazowej w glebie słowackiej (profil Zemianska Olča) w zależności od wilgotności gleby W ( $\text{kg kg}^{-1}$ ).

Fig. 40d. Normalised values of aeration parameters and dehydrogenase activity for Slovakian soils (profile Zemianska Olča) versus soil water content W ( $\text{kg kg}^{-1}$ ).

czeskich, od 0,43 do 7,78 dla słowackich i od 0,7 do 3,8 dla polskich. Przedział wilgotności dla wartości krytycznych ODR wahał się od 0,25 do 0,38 dla profili węgierskich, od 0,26 do 0,28 dla profili austriackich, od 0,18 do 0,20 dla profili czeskich, od 0,189 do 0,31 dla profili słowackich i 0,27 do 0,28 dla profili polskich. Analiza wilgotności dla wartości krytycznej ODR wykazała, że we wszystkich poziomach genetycznych analizowanych profili austriackich, czeskich, słowackich, polskich oraz jednym profilem węgierskim, wartość ta obniża się wraz z głębokością badanej gleby (Tabele 11-15).



Rys. 41. Znormalizowane wartości parametrów natlenienia i aktywności dehydrogenazowej w glebie polskiej (profile Experimental field, Farm field i Forest) w zależności od wilgotności gleby W (kg kg<sup>-1</sup>).

Fig. 41. Normalised values of aeration parameters and dehydrogenase activity for Polish soils (profiles Experimental field, Farm field and Forest) versus soil water content W (kg kg<sup>-1</sup>).

Tabela 11. Wilgotność ( $W - \text{kg kg}^{-1}$ ) odpowiadająca wartości krytycznej znormalizowanych parametrów natlenienia dla profili węgierskich

Table 11. Water content ( $W - \text{kg kg}^{-1}$ ) for the critical value of normalised aeration parameters (Hungarian profiles)

Profil	Poziom (cm)	Wilgotność ( $W$ )- $\text{kg kg}^{-1}$ dla wartości krytycznej znormalizowanych parametrów natlenienia				Zakres wilgotności ( $W$ ), ( $\Delta W$ )
		Eg	Eh	ODR	D/D <sub>o</sub>	
Abádszalók (A-1)	A (0-30)	0,40	$W > 0,41$	0,37	0,37	(0,36-0,41) (0,05)
	B (30-70)	0,33	$W > 0,38$	0,33	0,33	(0,33-0,38) (0,05)
	BC (70-90)	0,29	$W > 0,31$	0,29	0,30	(0,29-0,31) (0,02)
	C (90-120)	0,25	$W > 0,28$	0,25	0,24	(0,23-0,28) (0,05)
Abádszalók (A-2)	A (0-40)	0,37	$W > 0,38$	0,34	0,35	(0,32-0,38) (0,06)
	B (40-70)	0,36	$W > 0,41$	0,37	$N < 0,36$	(0,36-0,41) (0,05)
	BC (70-110)	$N < 0,33$	$W > 0,35$	0,33	$N < 0,33$	(0,33-0,35) (0,02)
	C (110-140)	0,28	$W > 0,29$	$N < 0,27$	0,27	(0,27-0,29) (0,02)
Kisújszállás (K-1)	A (0-45)	0,30	$W > 0,33$	$N < 0,29$	0,3	(0,29-0,33) (0,04)
	B (45-75)	$N < 0,3$	$W > 0,36$	0,303	0,302	(0,3-0,36) (0,06)
	BC (70-100)	$N < 0,28$	$W > 0,30$	0,28	$N < 0,28$	(0,28-0,295) (0,015)
	C (100 + cm)	b.o.	$W > 0,27$	0,246	b.o.	(0,24-0,27) (0,03)
Kisújszállás (K-2)	A (0-30)	0,32	0,35	$N < 0,31$	0,32	(0,31-0,38) (0,07)
	B (30-60)	0,28	0,31	$N < 0,28$	0,28	(0,28-0,33) (0,05)
	BC (60-90)	0,25	0,26	$N < 0,25$	$N < 0,25$	(0,25-0,26) (0,01)
	C (90 + cm)	0,24	0,26	$N < 0,24$	$N < 0,24$	(0,24-0,27) (0,03)
Karcagpuszta (P-1)	A (0-3)	$N < 0,27$	$W > 0,29$	$N < 0,27$	$N < 0,27$	(0,27-0,25) (0,01)
	B1 (3-20)	$N < 0,3$	0,31	$N < 0,30$	0,30	(0,3-0,34) (0,04)
	B2 (20-60)	$N < 0,32$	0,34	$N < 0,32$	$N < 0,32$	(0,32-0,34) (0,02)
	BC (60-78)	$N < 0,3$	0,34	$N < 0,30$	$N < 0,30$	(0,3-0,35) (0,05)
Karcagpuszta (P-2)	A B1 (0-20)	$N < 0,3$	0,32	$N < 0,30$	0,31	(0,3-0,35) (0,05)
	B2 (20-60)	$N < 0,31$	0,38	$N < 0,31$	$N < 0,31$	(0,31-0,39) (0,09)
	BC (60-70)	$N < 0,30$	0,35	$N < 0,30$	$N < 0,30$	(0,3-0,35) (0,02)
	C (78 + cm)	$N < 0,32$	0,35	$N < 0,32$	$N < 0,32$	(0,32-0,36) (0,04)

W – znormalizowana wartość parametru natlenienia była wyższa od wartości krytycznej w całym zakresie badanej wilgotności.

N – znormalizowana wartość parametru natlenienia była niższa od wartości krytycznej w całym zakresie badanej wilgotności.

**Tabela 12.** Wilgotność ( $W - \text{kg kg}^{-1}$ ) dla wartości krytycznej znormalizowanych parametrów natlenienia dla profilu czeskiego

**Table 12.** Water content ( $W - \text{kg kg}^{-1}$ ) for the critical value of normalised aeration parameters (Czech profile)

Profil	Poziom (cm)	Wilgotność ( $W - \text{kg kg}^{-1}$ ) dla wartości krytycznej znormalizowanych parametrów natlenienia.				Zakres wilgotności ( $W$ ); ( $\Delta W$ )
		Eg	Eh	ODR	D/D <sub>o</sub>	
Tišice	Ap (5 cm)	0,17	$W > 0,21$	0,20	0,19	0,15 - 0,21 (0,06)
	Ap (20 cm)	0,19	$W > 0,21$	0,18	0,15	0,14 - 0,21 (0,07)
	A/Ck (40cm)	0,17	$W > 0,24$	0,18	0,22	0,14 - 0,24 (0,1)

$W$  – znormalizowana wartość parametru natlenienia była wyższa od wartości krytycznej w całym zakresie badanej wilgotności.

**Tabela 13.** Wilgotność ( $W - \text{kg kg}^{-1}$ ) dla wartości krytycznej znormalizowanych parametrów natlenienia dla profili słowackich

**Table 13.** Water content ( $W - \text{kg kg}^{-1}$ ) for the critical value of normalised aeration parameters (Slovak profiles)

Profil	Poziom (cm)	Wilgotność ( $W - \text{kg kg}^{-1}$ ) dla wartości krytycznej znormalizowanych parametrów natlenienia:				Zakres wilgotności ( $W$ ); ( $\Delta W$ )
		Eg	Eh	ODR	D/D <sub>o</sub>	
Macov 1	Akp (0-38)	0,29	$W > 0,3$	0,24	0,29	0,2 - 0,3 (0,1)
	Ak (38-48)	$W > 0,27$	$W > 0,27$	0,22	0,26	0,2 - 0,27 (0,07)
	A/Ck (48-65)	$W > 0,24$	$W > 0,24$	$W > 0,24$	0,23	0,19 - 0,24 (0,05)
	Ck (65-85)	$W > 0,21$	$W > 0,21$	0,19	0,20	0,19 - 0,21 (0,02)
	Cgk (85+cm)	$W > 0,21$	$W > 0,21$	$W > 0,21$	0,19	0,15 - 0,21 (0,06)
Macov 2	Akp (0-38)	0,28	$W > 0,34$	0,30	0,33	0,19 - 0,34 (0,15)
	Ak (38-68)	$W > 0,29$	$W > 0,29$	$W > 0,29$	0,28	0,2 - 0,29 (0,09)
	A/Cgk (68-88)	0,27	$W > 0,30$	$W > 0,30$	0,29	0,19 - 0,3 (0,11)
Zemianska Olča	Agkp (0-33)	0,32	$W > 0,35$	0,31	0,34	0,26 - 0,35 (0,09)
	A/Cgk (33-47)	$W > 0,29$	$W > 0,29$	0,28	0,28	0,24 - 0,29 (0,05)

$W$  – znormalizowana wartość parametru natlenienia była wyższa od wartości krytycznej w całym zakresie badanej wilgotności.

**Tabela 14.** Wilgotność ( $W - \text{kg kg}^{-1}$ ) dla wartości krytycznej znormalizowanych parametrów natlenienia dla profili austriackich

**Table 14.** Water content ( $W - \text{kg kg}^{-1}$ ) for the critical value of normalised aeration parameters (Austrian profiles)

Poziom (cm)		Wilgotność ( $W - \text{kg kg}^{-1}$ ) dla wartości krytycznej znormalizowanych parametrów natlenienia.				Zakres wilgotności ( $W$ ); ( $\Delta W$ )
		Eg	Eh	ODR	D/D <sub>o</sub>	
Wieselburg	Ap (0-20)	0,22	0,27	0,28	0,27	0,21-0,28 (0,07)
	AB (20-40)	N <0,22	0,28	0,28	0,25	0,22-0,28 (0,06)
	Bv (40-80)	W >0,24	W >0,24	W >0,24	0,22	0,21-0,24 (0,03)
Fuchsenbigl	Ap (0-15)	W >0,27	W >0,27	W >0,27	0,26	0,18-0,27 (0,09)
	Ah (15-23)	W >0,27	W >0,27	0,27	0,26	0,19-0,27 (0,08)
	AC (23-40)	W >0,26	W >0,26	0,26	0,23	0,19-0,26 (0,07)

W – znormalizowana wartość parametru natlenienia była wyższa od wartości krytycznej w całym zakresie badanej wilgotności.

N - znormalizowana wartość parametru natlenienia była niższa od wartości krytycznej w całym zakresie badanej wilgotności.

**Tabela 15.** Wilgotność ( $W - \text{kg kg}^{-1}$ ) dla wartości krytycznej znormalizowanych parametrów natlenienia dla profili polskich

**Table 15.** Water content ( $W - \text{kg kg}^{-1}$ ) for the critical value of normalised aeration parameters (Polish profiles)

Poziom (cm)		Wilgotność ( $W - \text{kg kg}^{-1}$ ) dla wartości krytycznej znormalizowanych parametrów natlenienia:			Zakres wilgotności ( $W - \text{kg kg}^{-1}$ ); ( $\Delta W$ )
		Eh	ODR	D/D <sub>o</sub>	
Experimental field	Ap (3-8)	W >0,28	0,27	N<0,21	0,21 – 0,28 (0,07)
	E (30-35)	W >0,27	0,27	0,24	0,21 – 0,27 (0,06)
Farm field	Ap (0-24)	W >0,29	W >0,29	W >0,29	0,23 – 0,29 (0,06)
	E (25-35)	W >0,27	0,27	0,24	0,19 – 0,27 (0,08)
Forest	E (11-16)	W >0,32	W >0,32	0,32	0,10 – 0,32 (0,22)

W – znormalizowana wartość parametru natlenienia była wyższa od wartości krytycznej w całym zakresie badanej wilgotności.

Zakres pF dla krytycznych wartości ODR zawierał się w granicach od 1,84 do 2,54 dla profili węgierskich, od 0,08 do 1,18 dla profili austriackich, od 0,42 do 1,83 dla profili czeskich, od 0,91 do 1,86 dla profili słowackich i od 1,1 do 1,9 dla profili polskich. Wynika z tego, że pF dla krytycznych wartości ODR w profilach

czeskich, słowackich i polskich był bardzo podobny i wahał się w granicach od prawie pełnej pojemności wodnej do wilgotności nieznacznie poniżej połowej pojemności wodnej.

**Tabela 16.** Potencjal wody (pF) dla wartości krytycznej znormalizowanych parametrów natlenienia dla profili węgierskich

**Table 16.** Water potential (pF) for the critical value of normalised aeration parameters (Hungarian profiles)

Profil	Poziom (cm)	Potencjal wody (pF) dla wartości krytycznej znormalizowanych parametrów natlenienia			
		Eg	Eh	ODR	D/D <sub>0</sub>
Abádszalók (A-1)	A (0-30)	0,7	W	2,1	2,0
	B (30-70)	2,4	W	2,0	2,5
	BC (70-90)	2,6	W	2,5	2,0
	C (90-120)	2,2	W	2,3	2,3
Abádszalók (A-2)	A (0-40)	1,1	W	2,3	1,5
	B (40-70)	2,5	W	2,5	N
	BC (70-110)	N	W	2,3	N
	C (110-140)	2,4	W	N	2,7
Kisújszállás (K-1)	A (0-45)	2,2	W	N	1,8
	B (45-75)	N	W	2,5	2,6
	BC (70-100)	N	W	2,3	N
	C (100 + cm)	b.o.	W	2,4	b.o.
Kisújszállás (K-2)	A (0-30)	2,2	1,0	N	2,1
	B (30-60)	2,3	0,7	N	2,4
	BC (60-90)	2,4	1,1	N	N
	C (90 + cm)	2,6	1,0	N	N
Karcagpuszta (P-1)	A (0-3)	N	W	N	N
	B1 (3-20)	N	1,8	N	2,6
	B2 (20-60)	N	1,8	N	N
	BC (60-78)	N	1,3	N	N
Karcagpuszta (P-2)	A B1 (0-20)	N	1,2	N	2,2
	B2 (20-60)	N	0,8	N	N
	BC (60-70)	b.o.	1,0	N	N
	C (78 + cm)	b.o.	1,1	N	N

W – znormalizowana wartość parametru natlenienia była wyższa od wartości krytycznej w całym zakresie badanej wilgotności.

N – znormalizowana wartość parametru natlenienia była niższa od wartości krytycznej w całym zakresie badanej wilgotności.

**Tabela 17.** Potencjał wody (pF) dla wartości krytycznej znormalizowanych parametrów natlenienia dla profilu czeskiego

**Table 17.** Water potential (pF) for the critical value of normalised aeration parameters (Czech profile)

Profil	Poziom (cm)	Potencjał wody (pF) dla wartości krytycznej znormalizowanych parametrów natlenienia.			
		Eg	Eh	ODR	D/D <sub>o</sub>
Tišice	Ap (5 cm)	2,0	W	0,4	1,2
	Ap (20 cm)	1,4	W	1,8	1,8
	A/Ck (40cm)	1,9	W	1,8	0,6

W – znormalizowana wartość parametru natlenienia była wyższa od wartości krytycznej w całym zakresie badanej wilgotności.

Analiza znormalizowanych wartości Eh wykazała, że w 13 poziomach profili węgierskich (na 24), czterech poziomach profilu austriackich (na 6) i wszystkich poziomach profilu czeskich, słowackich i polskich, wartości Eh były wyższe od wartości krytycznej w całym badanym zakresie wilgotności. W pozostałych poziomach genetycznych badanych profilu węgierskich i profilach glebowych pochodzących z Austrii, zakres wilgotności gleby był wystarczający do określenia wartości krytycznej potencjału redoks w glebie (Rys. 37-41). Zakres znormalizowanych wartości Eh wahał się od 0,23 do 1,81 dla profilu węgierskich, od 0,86 do 1,61 dla profilu austriackich, od 1,4 do 1,72 dla profilu czeskich i od 1,23 do 1,6 dla profilu słowackich oraz od 1,1 do 1,8 dla profilu polskich. Zakres wilgotności dla wartości krytycznych Eh wahał się od 0,259 do 0,376 dla profilu węgierskich, od 0,27 do 0,277 dla profilu austriackich. Analiza wilgotności dla wartości krytycznej Eh wykazała, że w większości poziomów genetycznych analizowanych profilu węgierskich, w których potencjał redoks spadł poniżej wartości 300 mV, wartość ta obniża się wraz z głębokością badanej gleby (Tabela 11). Podobne zjawisko zaobserwowano w przypadku poziomów genetycznych badanych gleb, gdzie potencjał redoks nie spadł poniżej wartości krytycznej (Tabele 11-15). Zwraca również uwagę niewielkie zróżnicowanie znormalizowanych wartości Eh dla poszczególnych profilu glebowych, pochodzących z różnych krajów, a szczególnie ich wartości maksymalne, podczas gdy zakres wilgotności dla tych gleb jest wyraźnie zróżnicowany.

Zakres pF dla krytycznych wartości Eh zawierał się w granicach od 0,71 do 1,8 dla profilu węgierskich i od 0,15 do 0,45 dla profilu austriackich. W przypadku profilu czeskich, słowackich i polskich we wszystkich poziomach wartości Eh były wyższe od wartości krytycznej, w całym badanym zakresie potencjału wody.



W przypadku gleb węgierskich wartość krytyczna Eh znajdowała się poniżej połowej pojemności wodnej. Najwyższą wartość pF, przy której zaobserwowano wartości krytyczne Eh, stwierdzono w przypadku profili austriackich, gdzie wartość pF zbliżona była do pełnej pojemności wodnej (Tabele 16-20).

Ogólnie można stwierdzić, że krytyczna wartość pF w badanych glebach z punktu widzenia jej przepuszczalności dla produktów gazowych najczęściej oscyluje w granicach pF 2, czyli w pobliżu połowej pojemności wodnej.

**Tabela 18.** Potencjał wody (pF) dla wartości krytycznej znormalizowanych parametrów natlenienia dla profili słowackich

**Table 18.** Water potential (pF) for the critical value of normalised aeration parameters (Slovak profiles)

Profil	Poziom (cm)	Potencjał wody (pF) dla wartości krytycznej znormalizowanych parametrów natlenienia:			
		Eg	Eh	ODR	D/D <sub>0</sub>
Macov 1	Akp (0-38)	0,24	W	1,9	0,2
	Ak (38-48)	W	W	2,0	0,3
	A/Ck (48-65)	W	W	W	0,3
	Ck (65-85)	W	W	1,8	0,7
	Cgk (85+cm)	W	W	W	1,9
Macov 2	Akp (0-38)	2,0	W	1,8	0,4
	Ak (38-68)	W	W	W	0,4
	A/Cgk (68-88)	1,2	W	W	0,4
Zemianska Olča	Agkp (0-33)	1,5	W	1,8	0,2
	A/Cgk (33-47)	W	W	0,9	0,8

W – znormalizowana wartość parametru natlenienia była wyższa od wartości krytycznej w całym zakresie badanej wilgotności.

**Tabela 19.** Potencjał wody (pF) dla wartości krytycznej znormalizowanych parametrów natlenienia dla profili austriackich

**Table 19.** Water potential (pF) for the critical value of normalised aeration parameters (Austian profiles)

Profil	Poziom (cm)	Potencjał wody (pF) dla wartości krytycznej znormalizowanych parametrów natlenienia:			
		Eg	Eh	ODR	D/D <sub>0</sub>
Wieselburg	Ap (0-20)	2,3	0,4	W	0,3
	AB (20-40)	N	0,2	0,1	1,3
	Bv (40-80)	W	W	1,2	1,9

Tabela 19. c.d.

Profil	Poziom (cm)	Potencjal wody (pF) dla wartości krytycznej znormalizowanych parametrów natlenienia.			
		E <sub>g</sub>	E <sub>h</sub>	ODR	D/D <sub>o</sub>
Fuchsenbigl	Ap (0-15)	W	W	W	0,3
	Ah (15-23)	W	W	W	0,4
	AC (23-40)	W	W	0,2	1,2

W - znormalizowana wartość parametru natlenienia była wyższa od wartości krytycznej w całym zakresie badanej wilgotności.

N - znormalizowana wartość parametru natlenienia była niższa od wartości krytycznej w całym zakresie badanej wilgotności.

Tabela 20. Potencjal wody (pF) dla wartości krytycznej znormalizowanych parametrów natlenienia dla profili polskich

Table 20. Water potential (pF) for the critical value of normalised aeration parameters (Polish profiles)

	Poziom (cm)	Potencjal wody (pF) dla wartości krytycznej znormalizowanych parametrów natlenienia.		
		E <sub>h</sub>	ODR	D/D <sub>o</sub>
Experimental field	Ap (3-8)	W	1,8	N
	E (30-35)	W	1,8	2,0
Farm field	Ap (0-24)	W	W	W
	E (25-35)	W	1,8	2,0
Forest	E (11-16)	W	W	1,7

## 7. OKSYGENOLOGIA GLEBY CZĘŚCIĄ OKSYGENOLOGII ŚRODOWISKA

Ujęte kompleksowo w niniejszym opracowaniu warunki tlenowe gleb uprawnych pokazują na mało jeszcze dostrzeganą rolę tlenu w procesach glebowych i jego wpływ na ekosystemy rolne. Przedstawione dane stanowią wystarczającą podstawę do objęcia ich ogólnym określeniem oksygenologii.

Oksygenologia jest najbardziej ogólnym określeniem, którym może być zdefiniowana dyscyplina dotycząca badań tlenu i zjawisk powiązanych z jego obecnością w przyrodzie [65].

Można ją traktować jako gałąź nauk o środowisku obejmującą zagadnienia związane z transportem, magazynowaniem, obiegiem, rolą i metodami pomiarowymi tlenu w środowisku. Treść tego słowa jest analogiczna do hydrologii.

Potrzebę wyodrębnienia oksygenologii tłumaczy się zapotrzebowaniem holistycznego podejścia do zagadnień spotykanych w środowiskach wodnych, ekosystemach obszarów podmokłych i osuszanych, z powodu ich wspólnego zarówno charakteru jak i struktury. Tlen jest składnikiem środowiska odgrywającym zasadniczą rolę w rozwoju wszystkich makroorganizmów, w ich przetrwaniu, żywotności oraz składu populacji mikroorganizmów i rodzaj ich metabolizmu, zarówno w procesach biochemicznych jak i chemicznych, zachodzących w biotopach i w abiotycznych częściach ekosystemów.

W proponowanej dyscyplinie ograniczonej jedynie do oksygenologii ziemskiej (tzn. z wyłączeniem oksygenologii kosmosu i innych planet) następujące działy mogą być wyodrębnione w oksygenologii współczesnej (a więc poza paleooksygenologią dotyczącą wcześniejszych okresów geologicznych historii Ziemi):

- oksygenologia wodna lub hydrooksygenologia tj. oksygenologia hydrosfery
  - oksygenologia oceanów
  - oksygenologia mórz
  - oksygenologia jezior (limnooksygenologia)
  - oksygenologia stawów
  - oksygenologia rzek
- oksygenologia litosfery
  - oksygenologia gleb
  - oksygenologia obszarów podmokłych
  - oksygenologia obszarów suchych
  - oksygenologia obszarów antropogenicznych (wysypiska, hałdy, obszary rekultywowane, uprawy roślin z wykorzystaniem ścieków, przechowalnictwo materiałów rolniczych)
- oksygenologia atmosfery
- oksygenologia biot
  - zoooksygenologia
  - fitooksygenologia
  - oksygenologia mikroorganizmów.

Zaletą wyodrębnienia oksygenologii w oddzielną dyscyplinę jest postęp badań dotyczących obszarów o podobnych problemach występujących w różnych typach ekosystemów i ich elementów ujednoczenie i uporządkowanie wiedzy i terminologii, które obecnie budzą pewne trudności interpretacji. Dla przykładu pojęcia takie jak: aeracja gleby, przewietrzanie gleb, natlenienie, procesy tlenowe i beztlenowe, aerobioza i anaerobioza, które były już przedstawione w książce Glińskiego i Stępniewskiego [30] mogą być obecnie powtórnie zdefiniowane w sposób bardziej precyzyjny. Powinno się również podkreślić fakt, że terminy takie jak: aerobioza, anaerobioza, aeroby, anaeroby itd. mają swoje korzenie w okresie przed wynalezieniem tlenu przez Priestley'a i Sheele (w 1772), tak więc terminy tlenobioza, mikroorganizmy tlenowe itd. lepiej odzwierciedlają zasadniczą rolę tlenu.

## 8. PODSUMOWANIE

Na tle uwarunkowań stanu natlenienia gleb, różnych wskaźników natlenienia gleb, wpływu natlenienia gleby na procesy w niej zachodzące i na rośliny, omówiono właściwości oksydoredukcyjne gleb ornych, jako czynnik kształtujący ich warunki agroekologiczne oraz przedstawiono kompleksową charakterystykę warunków tlenowych wybranych gleb ornych Europy Centralnej.

Wprowadzono nowe podejście do przedstawionych parametrów natlenienia gleb w ich znormalizowanej postaci oraz zaproponowano nowy termin na określenie warunków tlenowych środowiska - *oxygenologia*

Określenie odporności na redukcję, której miarą jest czas obniżania się potencjału redoks w warunkach anaerobowych, charakterystyczne warunki stabilności azotanów w glebie (wskaźnik  $t_{400}$ ), jak również form utlenionych żelaza (wskaźnik  $t_{300}$ ) stwarzają możliwość aby na podstawie danych klimatycznych, takich jak temperatura i opady, przewidywać los azotanów w glebie, ich wymywanie, rozkład (denitryfikację), stopień wykorzystania przez rośliny jak również skutki ekologiczne związane z emisją  $N_2O$  do atmosfery. Parametr ten może służyć również dla racjonalnego nawożenia azotowego oraz dla określenia dopuszczalnego czasu wysycenia gleby wodą przy projektowaniu melioracji, a ponadto może być wykorzystany w aspekcie ochrony gleb przed wzrostem toksycznych dla środowiska zredukowanych form metali ciężkich (aspekt czasowej bomby chemicznej CTB).

W warunkach nawodnień gleb ściekami, określenie charakterystyk oksydoredukcyjnych, warunkujących transformację biogenów, umożliwia sterowanie procesami sorpcji i elucji mineralnych form azotu ze ścieków (azotany, amon); ograniczenia ich przechodzenia do wód gruntowych oraz emisji gazów szklarniowych:  $CO_2$ ,  $N_2O$  i  $CH_4$ .

Regulowanie stanu redoks przez kolejne fazy nawadniania i osuszania gleby może w istotny sposób ograniczyć proces denitryfikacji, metanogenezy oraz zdecydowanie zmniejszyć emisję szkodliwych gazów do atmosfery.

Zastosowanie metod pomiarowych do charakterystyki materiału glebowego preinkubowanego w zróżnicowanych, kontrolowanych warunkach wodno-powietrznych (w zakresie 0-500 hPa) pozwoliło na pełną charakterystykę stanu

natlenienia 15 badanych profili glebowych Europy Środkowej (Wnioski oparte zostały na wartościach średnich):

1. Badane gleby charakteryzowały istotne statystycznie zależności pomiędzy wskaźnikami stanu natlenienia (Eh, ODR, Eg, D/D<sub>0</sub>, k) i innymi właściwościami fizycznymi gleby: gęstość (d), gęstość fazy stałej (γ), wilgotność (W).
2. Wartości znormalizowane parametrów natlenienia pozwoliły wyznaczyć krytyczną wilgotność gleby dla danego parametru, przy której gleba wykazuje stan niedotlenienia.
3. Ogólnie można stwierdzić, że minimalny potencjał wody badanych gleb odpowiadający wartości krytycznej parametrów natlenienia, nie przekracza wartości pF 2,7, a więc jest w zakresie wody łatwo dostępnej dla roślin. Najczęściej krytyczny potencjał wody w badanych glebach, z punktu widzenia jej przepuszczalności dla produktów gazowych, oscyluje w granicach pF 2, czyli połowej pojemności wodnej.

Proponowane kierunki badań:

- Rozwijanie metod automatycznej rejestracji wskaźników natlenienia gleb (szczególnie Eh).
- Charakterystyka potrzeb tlenowych poszczególnych gatunków roślin w różnych ich fazach rozwojowych i przy stresach działających na część systemu korzeniowego w warunkach dynamicznych.
- Selekcja odmian roślin odpornych na stesy tlenowe.
- Badanie efektów ekologicznych regulacji stosunków wodnych w glebach (emisja N<sub>2</sub>O, transformacja metali ciężkich i pestycydów w glebie, wymywanie jonów NO<sub>3</sub>).
- Określenie efektywności wykorzystania nawozów mineralnych w aspekcie stosunków tlenowych gleb i jakości plonu roślin.

## 9. PIŚMIENICTWO

1. Aleksandrova L.J., Naidenova O. A.: Laboratory measurements in soil science (w języku rosyjskim). Kolos, Leningrad, 1967.
2. 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.
3. Ball B.B., Harris W., Burford J.R.: A laboratory method to measure gas diffusion and flow in soil and other porous materials. *J. Soil Sci.*, 32, 323, 1981.
4. Bennicelli R., Weiss U., Stępniewski Z., Włodarczyk T., Stahr K.: Nitrous oxide emission from soils as affected by their redox condition. *Mat. Konf. Long-term perspectives on effects of rural land use changes on soil contaminants*, 8-10.06.95, Arrona, Włochy.
5. Blum W.E.H., Rampazzo N.: Assessment of structure in agricultural soils. Results of a multilateral cooperation project between Austria, Czech-Republic, Hungary, Poland, and Slovak-Republic. *Int. Agrophysics*, 7, 93-97, 1993.
6. Brzezińska M., Stępniewska Z., Stępniewski W.: Soil oxygen status and dehydrogenase activity. *Soil Biol. Biochem.*, 30, 1783-1790, 1998.
7. Burns R.G.: Enzyme activity in soil: some theoretical and practical considerations. In: *Soil Enzymes* (R.G. Burns, Ed.), Academic Press Inc., (London) LTD. pp. 295-326, 1978.
8. Burns R.G.: Enzyme activity in soil: location and possible role in microbial ecology. *Soil Biology and Biochemistry*, 14, 423-427, 1982.
9. Carter C.E.: Redox potential and sugarcane yield relationship. *Trans. A.S.A.E.* 23, 924, 1980.
10. Casida L. E., Klein D. A., Santoro T.: Soil dehydrogenase activity. *Soil Sci.*, 98, 371-376, 1964.
11. Chaudhary T.N., Bhatnagar V.K., Prihar S.S.: Corn yield and nutrient as affected by watertable depth and soil submergence. *Agron. J.*, 67, 749, 1975.
12. Chaudhary T.N., Prihar S.S.: Root development and growth response of corn following mulching, cultivation, or interrow compaction. *Agron. J.* 66, 350-355, 1974.
13. Dechnik J., Lipiec J., Stępniewski W.: The influence of cultivation methods on the aeration of soil. *Pol. J. Soil Sci.*, 8, 83-90, 1975.
14. Dębicki R., F J., Lipiec J., Pukos A., Turski R.: Soil strength, stability and structural state of Orthic Luvisols under different land use. *Int. Agrophysics*, 7, 155-161, 1993.
15. Flühler H.: Oxygen diffusion in soils. *Mitt. Schweiz Anst. Forsrtr. Versuchswes.* 49, 125, 1973.
16. Gawlik J.: Investigations on the changes of soil air in muck soils in relation to water table variations. *Pol. J. Soil Sci.*, 1, 75-81, 1968.
17. Gawlik J., Gliński J., Stępniewski W.: Oxygen diffusion rate, redox potential, and soil air composition in soils flooded with sugar-refinery waste waters. *Roczn. Glebozn.* 28, 27-39, 1976.

18. Giedrojć B., Kowaliński S.: The influence of moisture content on CO<sub>2</sub> and O<sub>2</sub> concentration in the air of sandy soil. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 88, 1968.
19. Gliński J.: General characteristics of soils included to the multilateral program. Int. Agrophysics, 7, 99-116, 1993.
20. Gliński J., Konstankiewicz K.: Metody i aparatura do badań agrofizycznych. Problemy Agrofizyki, 64, Ossolineum Wrocław, 1991.
21. Gliński J., Ostrowski J., Stępniewska Z., Stępniewski W.: Bank próbek glebowych reprezentujących gleby mineralne Polski. Problemy Agrofizyki 66, Ossolineum Wrocław, 1991.
22. Gliński J., Schlichting E., Stępniewska Z.: Characterization of the soil aeration status by plant and soil analyses. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 152, 27-32, 1989.
23. Gliński J., Stahr K., Stępniewska Z., Brzezińska M.: Changes of redox and pH conditions in a flooded soil amended with glucose and nitrate under laboratory conditions. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 155, 13-17, 1991.
24. Gliński J., Stępniewska Z.: An evaluation of soil resistance to reduction processes. Polish J. Soil Sci., 19, 15-19, 1986.
25. Gliński J., Stępniewska Z., Brzezińska M.: Characterization of the dehydrogenase and catalase activity of the soils in the two natural sites with the respect to the soil oxygenation status. Polish J. Soil Sci., 19, 47-52, 1986.
26. Gliński J., Stępniewska Z., Kasiak K.: Zmiany aktywności enzymatycznej gleb w warunkach zróżnicowanej zawartości tlenu i wilgotności. Roczn. Glebozn., 34, 53-59, 1983.
27. Gliński J., Stępniewska Z., Stępniewski W.: Indicators of soil aeration. Ernst-Schlichting-Gedächtnis-Kolloquium, Tagungsband 75-85, Hohenheim, 1990.
28. Gliński J., Stępniewska Z., Stępniewski W., Ostrowski J.: Znaczenie warunków tlenowych gleb w programach melioracyjnych. Problemy Agrofizyki 67, 65-84, Ossolineum, Wrocław, 1992.
29. Gliński J., Stępniewski W.: Procesy biologiczne i chemiczne w glebie uzależnione od jej stanu natlenienia. Problemy Agrofizyki 44, Ossolineum, Wrocław, 1984.
30. Gliński J., Stępniewski W.: Soil Aeration and its Role for Plants. CRC Press, Boca Raton, Florida, 1985.
31. Gliński J., Stępniewski W., Łabuda S., Przywara G.: Graniczne wartości ODR i Eh w glebie dla wschodów wybranych roślin uprawnych. Roczn. Glebozn. 35, 1, 3-10, 1984.
32. Gliński J., Stępniewski W., Stępniewska Z., Włodarczyk T., Brzezińska M.: Characteristics of aeration properties of selected soil profiles from Central Europe. Int. Agrophysics, 14, 17-32, 2000.
33. Grable A.R., Siemer E.G.: Effects of bulk density, aggregate size, and water suction on oxygen diffusion, redox potentials and elongation of corn roots. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 32, 180-186, 1968.



34. **Johnson J. L., Temple K.:** Some variables affecting the measurement of catalase activity in soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 28, 207-209, 1964.
35. **Kowalik P.:** Investigation on the relationship between soil moisture content and soil oxidation. *Polish J. Soil Sci.*, 5, 109-116, 1972.
36. **Łabuda S.:** Wpływ stresów tlenowych na zawartość składników mineralnych w roślinach. *Problemy Agrofizyki* 52, Ossolineum Wrocław, 1987.
37. **Malicki M., Walczak R.:** A gauge for the redox potential and the oxygen diffusion rate in the soils with an automatic regulation of cathode potential. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 220, 447-452, 1983.
38. **Nicholls P., Schonbaum R.G.:** Catalases. In: *The enzymes*. Vol. 8 (P. D. Boyer, H. Lardy and K. Myrbäck Ed.) Academic Press, New York and London, 1963.
39. **Ostrowski J., Stępniewska Z., Stępniewski W., Gliński J.:** Computer maps of the redox properties of arable soils in Poland. *J. Water and Land Development* 2, 19-29, 1998.
40. **Patrick W.H.Jr.:** The role of inorganic redox systems in controlling reduction of paddy soils. *Proc. Symp. Paddy Soils*, Nanjing, China, 1980, Science Press Beijing-Springer Verlag, Berlin, 107-115, 1981.
41. **Patrick W.H.Jr., Jugsujinda A.:** Sequential reduction and oxidation of inorganic nitrogen, manganese and iron in flooded soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 1071-1073, 1992.
42. **Pedrazzini F.R., McKee K.L.:** Effect of flooding on activities of soil dehydrogenases and alcohol dehydrogenase in rice (*Oryza sativa* L.) roots, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 30, 359-366, 1984.
43. **Radhawa N.S., Kedyal J.C.:** Micronutrients management for submerged rice soils. *Trans 12<sup>th</sup>. Int. Congress Soil Sci. New Delhi, symp. Papers II*, 192, 1982.
44. **Rajkai K., Zsembeli J., Blaskó L., Várallyay G.:** Use of tension infiltrometer and water retention characteristics in the assessment of soil structure. *Int. Agrophysics*, 7, 141- 154, 1993.
45. **Rampazzo N., Blum W.E.H., Strauss P., Čurlík J., Słowińska-Jurkiewicz A.:** The importance of mineralogical and micromorphological investigations for the assessment of soil structure. *Int. Agrophysics*, 7, 117-132, 1993.
46. **Raport końcowy PBZ 31-03 pt. „ Opracowanie zintegrowanego systemu oczyszczania ścieków miejskich połączonego z nawadnianiem upraw przemysłowych”.** AR w Lublinie, Lublin 1998, 137-156.
47. **Schäffer A.:** Pesticide effects on enzyme activities in the soil ecosystem. In: *Soil Biochemistry*. Vol.8 (Bollag and Stotzky, Ed.) Marcel Dekker, Inc. New York, Basel, Hong Kong. 1993.
48. **Schlichting E., Schweike V., Pfaff B.:** Die Ermittlung von langfristigen O<sub>2</sub> – Mangel (Stichigkeit) in Boden aus Nährstoffanalysen. *Z Pfl. Bodenk.* 142/4, 537-546, 1979.
49. **Stępniewska Z.:** Właściwości oksydoredukcyjne gleb mineralnych Polski. *Problemy Agrofizyki*, 56, Ossolineum, Wrocław, 1988.

50. Stępniewska Z., Brzezińska M., Gliński J., Stępniewski W., Włodarczyk T., Čurlík J., Housková B.: Aeration status of some Slovakian soils. *Int. Agrophysics*, 14, 327-339, 2000.
51. Stępniewska Z., Gliński J., Włodarczyk T., Brzezińska M., Blum W.E.H., Rampazzo N., Wimmer B.: Soil aeration status of some Austrian soils. *Int. Agrophysics*, 11, 199-206, 1997.
52. Stępniewska Z., Stępniewski W., Gliński J., Ostrowski J.: Redox resistance, a factor of nutrient stability in mineral soils. *Ecology. Mat. Konf. Long-term perspectives on effects of rural land use changes on soil contaminants*, 8-10.06.95, Arrona, Włochy.
53. Stępniewska Z., Stępniewski W., Gliński J., Ostrowski J.: Redox resistance as a feature determining fate and transport of pollutants in soil on the example of mineral soils of Poland. *Mat. Xth Anniversary Int. Conf. „Chemistry of Prediction of the Environment”*. Technical Univ. Lublin, Sept. 17-21, 1995, p. 85.
54. Stępniewska Z., Stępniewski W., Gliński J., Ostrowski J.: Atlas oksydoredukcyjny gleb mineralnych Polski, Atlas of the redox properties of arable soils of Poland. IA PAN Lublin – IMUZ Falenty, Lublin, wyd. I 1996, wyd. II 1997.
55. Stępniewski W.: The usefulness of the tip-point microelectrode in the measurement of ODR in soil. *Roczn. Glebozn.* 30, 15, 1979.
56. 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, 1997.
57. Stępniewski W.: Oxygen diffusion and strength as related to soil compaction. I. ODR. *Polish J. Soil Sci.*, XIII, 3-14, 1980.
58. Stępniewski W.: Gas diffusion and strength as related to soil compaction. II. Oxygen diffusion coefficient. *Polish J. Soil Sci.*, XIV, 3-13, 1981.
59. Stępniewski W.: Oxygen diffusion and strength as related to soil compaction. III. Soil strength, water retention. *Polish J. Soil Sci.*, XIV, 15-24, 1981.
60. Stępniewski W.: Oxygen diffusion and strength as related to soil compaction. IV. Choice of optimum parameters. *Polish J. Soil Sci.*, XIV, 89-96, 1982.
61. Stępniewski W.: Gas diffusion in a silty brown soil. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 220, 559-567, 1983.
62. Stępniewski W., Gliński J.: Procesy transportu gazów w glebie i skład powietrza glebowego. *Problemy Agrofizyki* 42, Ossolineum, Wrocław, 1983.
63. Stępniewski W., Gliński J.: Reakcja roślin na stan aeracji gleby. *Problemy Agrofizyki* 45, Ossolineum, Wrocław, 1984.
64. Stępniewski W., Gliński J.: Metody pomiarów aeracji gleb. *Problemy Agrofizyki* 46, Ossolineum, Wrocław, 1984.
65. Stępniewski W., Stępniewska Z.: Oxygenology as a new discipline in the environmental sciences (a proposal for discussion) *Int. Agrophysics*, 12, 53-56, 1998.

66. **Stępniewska Z., Brzezińska M., Włodarczyk T., Przywara G., Varallayay G., Rajkai K.:** Dehydrogenase activity of some Hungarian soils related to their water and aeration status. *Int. Agrophysics*, 14, 341-354, 2000.
67. **Stępniewski W., Stępniewska Z., Przywara G., Brzezińska M., Włodarczyk T.:** Characteristics of aeration properties of Orthic Luvisol from Poland under different land use. *Int. Agrophysics*, 14 (w druku).
68. **Stępniewski W., Stępniewska Z., Przywara G., Brzezińska M., Włodarczyk T., Varallayay G.:** Relation between aeration status and physical parameters of some selected Hungarian soils. *Int. Agrophysics*, 14 (w druku).
69. **Stępniewski W., Stępniewska Z., Włodarczyk T., Dąbek-Szreniawska M., Brzezińska M., Słowińska-Jurkiewicz A., Przywara G.:** Aeration related properties and their influence on soil biological parameters. *Int. Agrophysics*, 7, 163-173, 1993.
70. **Tiedje J.M., Sextone A.J., Parkin T.B., Revsbech N.P., Shelton D.R.:** Anaerobic processes in soil. *Plant Soil*, 76, 197-212, 1984.
71. **Turski R., Domżał H., Borowiec J., Flis-Bujak M., Misztal M.:** *Gleboznawstwo*, pp. 100-129. Wydawnictwo Akademii Rolniczej, Lublin, 1983.
72. **West D.W., Black J.D.F.:** Determination of a watertable in a soil profile using the platinum oxygen cathode. *Soil Sci.*, 110, 119-123, 1970.
73. **Włodarczyk T., Gliński J., Stępniewski W., Stępniewska Z., Brzezińska M., Kuraż.:** Aeration properties and enzyme of Arenic Chernozem (Tišice). *Int. Agrophysics*, 15 (w druku).

## 10. STRESZCZENIE

Monografia zawiera 41 rysunków i 18 tabel. Przedstawia ona różne aspekty agroekologicznej roli tlenu w glebach ornych. Jest oparta o przegląd 73 pozycji literatury oraz własne osiągnięcia autorów tej monografii.

Problematyka monografii dotyczy:

- Uwarunkowań stanu natlenienia gleb;
- Wskaźników natlenienia gleb;
- Wpływu stanu natlenienia na procesy glebowe i na rośliny;
- Przestrzennej charakterystyki właściwości oksydoredukcyjnych gleb ornych Polski;
- Przykładów kompleksowej charakterystyki aeracyjnych właściwości niektórych gleb ornych Europy Centralnej;
- Nowych aspektów standaryzacji glebowych parametrów natlenienia oraz miejsca stanu aeracji gleb w oksygenologii;
- Znaczenia wskaźników odporności gleb na redukcję  $t_{300}$  i  $t_{400}$  dla praktyki rolniczej i melioracyjnej;
- Propozycji dalszych badań nt. agroekologicznych aspektów natlenienia gleb.

Słowa kluczowe: aeracja gleby, oksydoredukcja, procesy glebowe.

## 11. SUMMARY

## AGROECOLOGICAL ASPECTS OF AERATION STATUS OF ARABLE SOILS

The monograph contains 41 figures and 19 tables. It presents various aspects of agroecological role of oxygen in arable soils. It is based on the review of 73 papers and own experiences of authors of this monograph.

There are discussed:

- Conditions of soil oxygenation
- Oxygen indices of soils
- Influence of soil oxygen status on soil processes and plants
- Spatial characteristics of oxydoreduction properties of Polish arable soils
- Example of the complex characterization of oxygen properties of some arable soils in Central Europe.

A new aspect concerning presentation of oxygenation soil parameters in their standardized form and the place of soil aeration status in oxygenology was introduced.

The role of soil resistance to reduction processes expressed by t300 and t400 indicates in agriculture and environment practices was shown.

A need of further investigations on the agroecological conditions of soil oxygen conditions was proposed.

Keywords: soil aeration, oxydoreduction, processes in soil.

**Adresy autorów:**

Jan Gliński, Witold Stępniewski, Zofia Stępniewska, Teresa Włodarczyk,  
Małgorzata Brzezińska

Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego

Polska Akademia Nauk

Ul. Doświadczalna 4

P.O. Box 201, 20-290 Lublin 27

Tel. (81) 7445061, fax (81) 7445067

e-mail: [agrof@demeter.ipan.lublin.pl](mailto:agrof@demeter.ipan.lublin.pl)

Witold Stępniewski

Instytut Inżynierii i Ochrony Środowiska

Politechnika Lubelska

Ul. Nadbystrzycka 40

20-618 Lublin

Zofia Stępniewska

Katedra Biochemii i Chemii Środowiska

Katolicki Uniwersytet Lubelski

Ul. Kraśnicka 102

20-551 Lublin

Janusz Ostrowski

Instytut Melioracji i Użytków Zielonych

Falenty

05-090 Raszyn