

GASTRANSPORT IN DE BODEM

dr. J. Hoeks

Voordracht gehouden in het kader van de PAO-cursus 'Interimwet
bodemsanering vanwege bodemverontreiniging', Delft, november 1983

Nota's van het Instituut zijn in principe interne communicatie-
middelen, dus geen officiële publikaties.

Hun inhoud varieert sterk en kan zowel betrekking hebben op een
eenvoudige weergave van cijferreeksen, als op een concluderende
discussie van onderzoeksresultaten. In de meeste gevallen zullen
de conclusies echter van voorlopige aard zijn omdat het onderzoek
nog niet is afgesloten.

Bepaalde nota's komen niet voor verspreiding buiten het Instituut
in aanmerking

11 JAN. 1984

I N H O U D

	Blz.
1. INLEIDING	1
2. TRANSPORT VAN GASSEN	2
3. DE ZUURSTOFHUISHOUDING IN DE BODEM	5
4. VOORBEELDEN VAN VERONTREINIGING DOOR GASVORMIGE PRODUKTEN	9
5. EFFECTEN OP VEGETATIE EN GRONDWATER	12
6. LITERATUUR	13

1. INLEIDING

Boven de grondwaterspiegel is het poriënsysteem van de grond slechts ten dele gevuld met water. Het overige deel is gevuld met gasen en wordt veelal aangeduid als de gasfase van de bodem. Deze gasfase bevat verschillende gasvormige produkten, waarvan de belangrijkste zijn: stikstof (N_2), zuurstof (O_2) en koolzuurgas (CO_2). Het stikstofgas is, in tegenstelling tot zuurstof en koolzuur, meestal niet betrokken bij biologische processen in de bodem, behalve als er sprake is van stikstofbinding, bijvoorbeeld door vlinderbloemige gewassen en stikstofbindende bacteriën.

Onder bijzondere omstandigheden kunnen ook andere gasvormige componenten voorkomen in de gasfase in de bodem. Enkele voorbeelden hiervan zijn:

- vluchtige organische pesticiden, als gevolg van grondontsmetting;
- methaangas, als gevolg van aardgaslekkage of vorming van moerasgas onder anaerobe omstandigheden;
- vluchtige koolwaterstoffen, als gevolg van olie- of benzinelekkage;
- zwavelwaterstof en ethyleen, als gevolg van anaerobe processen in de bodem.

De samenstelling van de gasfase in de bodem is afhankelijk van de mate van gasuitwisseling tussen de bodem en de atmosfeer (gastransport) en van de biologische activiteit van plantewortels en macro- en micro-organismen in de bodem (biologische processen). Het gehalte aan O_2 en CO_2 fluctueert per dag en per seizoen, hetgeen samenhangt met het effect van de temperatuur op de biologische activiteit. Verder is de biologische activiteit ook afhankelijk van de voedselrijkdom en het organische stofgehalte van de grond.

2. TRANSPORT VAN GASSEN

Gassen verplaatsen zich in de bodem via de met gas gevulde poriën en, in mindere mate, ook via de met water gevulde poriën. De uitwisseling van gassen met de atmosfeer verloopt vrijwel uitsluitend via de gasfase. De toevoer van zuurstof vanuit de gasfase naar de plantewortel geschiedt echter overwegend via met water gevulde poriën. In beide gevallen vindt het gastransport plaats door middel van **d i f f u s i e**, volgens de empirisch afgeleide wet van Fick:

$$F = -D_s \frac{\partial C_g}{\partial x} \quad (1)$$

waarin: F = de getransporteerde hoeveelheid gas ($\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)

D_s = de diffusiecoëfficiënt voor het betreffende gas in grond ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$)

C_g = de concentratie van het gas in de gasfase ($\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}$)

x = de weglengte waarover diffusie plaatsvindt (m)

Behalve transport door diffusie onder invloed van een concentratie gradient is ook transport van gassen mogelijk onder invloed van drukgradienten in de gasfase. Dit transport wordt hier, ter onderscheiding van diffusie, aangeduid met de term **c o n v e c t i e**. Het betreffende gas wordt dan dus 'meegesleurd' met de beweging van de totale gasfase.

Drukgradienten in de gasfase kunnen het gevolg zijn van diverse factoren. Zo kan de dagelijkse temperatuur golf, die overigens slechts tot beperkte diepte doordringt in de bodem, gradienten in dichtheid en druk veroorzaken. Het effect is echter gering (Russell, 1952), evenals het effect van veranderingen in luchtdruk (Grable, 1966). Convection kan ook het gevolg zijn van drukgradienten die teweeg worden gebracht door de wind of door het 'pompeffect' van infiltrerend regenwater. Volgens Russell (1952) dragen al deze vormen van conventie-transport weinig bij tot de aeratie van de bodem, althans in vergelijking met het diffusietransport.

De diffusie hangt volgens vergelijking (1) af van de **d i f f u s i e c o e f f i c i e n t** D_s in grond. Deze diffusiecoëfficiënt is afhankelijk van het met gas gevulde poriënvolume (ϵ_g) en dus van het

vochtgehalte van de grond. Ook de structuur van de grond is een belangrijke factor, omdat deze mee bepaalt via welke kronkelige wegen de diffusie inde poreuze bodem plaatsvindt. In de literatuur worden enkele empirische vergelijkingen gegeven, die het verband tussen de diffusiecoëfficiënten in grond (D_s) en in lucht (D_a) beschrijven als functie van het gasgevuld poriënvolume (ϵ_g). De hierbij gebruikte verhouding D_s/D_a heeft het voordeel, dat deze onafhankelijk is van het soort gas. Currie (1960) gaf de volgende empirische relatie:

$$\frac{D_s}{D_a} = a\epsilon_g^b \quad (2)$$

De constanten a en b zijn gerelateerd aan de complexiteit van het poriënstelsel en de mate van aggregatie (kluitvorming) in de grond. De constanten verschillen daarom naar gelang de grondsoort en de structuur.

Bakker e.a. (1978) geven enkele representatieve waarden voor verschillende bodemstructuren:

voor enkelvoudige korrelstructuren is $a = 4$ en $b = 3,4$;

voor zwak gestructureerde gronden is $a = 0,65$ en $b = 2,0$ en

voor sterk gestructureerde gronden is $a = 0,2$ en $b = 1,3$.

Tevens dient men te bedenken dat bij zware kleigronden het luchtgehalte ϵ_g doorgaans vrij laag is. Alleen dank zij een goede structuur (lage waarde voor b) is hier nog een redelijke diffusie mogelijk. Anderen (Van Duin, 1956; Wesseling, 1957 en 1962) gaan uit van een lineair verband tussen D_s/D_a en ϵ_g volgens:

$$\frac{D_s}{D_a} = a(\epsilon_g - b) \quad (3)$$

Deze vergelijking blijkt een goede beschrijving te geven van de diffusiecoëfficiënt in zandgronden onder niet al te natte omstandigheden. Ook in zwaardere gronden blijkt vergelijking (3) goed te voldoen voor relatief hoge ϵ -waarden. Voor deze relatief droge gronden is vergelijking (3) bruikbaar met $a = 0,5 - 0,8$ en $b = 0 - 0,15$.

Bij hogere vochtgehalten en dus lage ϵ_g -waarden, heeft volgens Bakker en Hidding (1970) vergelijking (2) de voorkeur. Uit hun onderzoek blijkt ook dat versmering van de grond, zoals dat kan optreden bij grondbewerking onder natte omstandigheden, een zeer nadelige invloed heeft op de diffusiecoëfficiënt. Algemeen wordt onder natte omstandigheden de diffusiecoëfficiënt zeer klein, omdat de diffusiewegen via de gasfase plaatselijk geblokkeerd raken door water. De diffusiecoëfficiënt in de waterfase is namelijk ongeveer 10^4 x kleiner dan in de gasfase.

Voorts kunnen gassen in de bodem betrokken zijn bij verschillende interactieprocessen, zoals oplossen in water, adsorptie aan vaste bodembestanddelen (vooral aan organische stof) en afbraak of omzetting door micro-organismen.

In de stromingsvergelijking (=continuïteitsvergelijking) worden deze processen als volgt geformuleerd (Hoeks, 1981):

$$\epsilon_g \frac{\partial C_g}{\partial t} + \frac{\partial q_w}{\partial t} + \frac{\partial q_{om}}{\partial t} = D_s \frac{\partial^2 C_g}{\partial x^2} - \alpha \quad (4)$$

waarin: ϵ_g = gasgevuld poriënvolume ($m^3 \cdot m^{-3}$)
 q_w = de in het bodemvocht opgeloste hoeveelheid ($mol \cdot m^{-3}$)
 q_{om} = de aan de organische stof geadsorbeerde hoeveelheid ($mol \cdot m^{-3}$)
 α = afbraaksnelheid ($mol \cdot m^{-3} \cdot s^{-1}$)
 t = tijd (s)

De termen voor het oplossen in water en adsorptie aan organische stof zijn met name van belang voor het gedrag van vluchtige koolwaterstoffen en pesticiden in de bodem.

De opgeloste hoeveelheid q_w per volume eenheid bodem kan als volgt worden beschreven:

$$q_w = \epsilon_w C_w = \epsilon_w R_{1/g} C_g \quad (5)$$

waarin: ϵ_w = watergevuld poriënvolume ($m^3 \cdot m^{-3}$)
 C_w = concentratie in de waterfase ($mol \cdot m^{-3}$)
 $R_{1/g}$ = verdelingscoëfficiënt, dat is de verhouding tussen de concentratie in de waterfase en de gasfase.

De geadsorbeerde hoeveelheid q_{om} per volume-eenheid grond wordt beschreven als:

$$q_{om} = \rho_v H C_{om} = \rho_v H R_{om/g} C_g \quad (6)$$

waarin: ρ_v = droog volumegewicht van de grond (kg.m^{-3})
 H = organische stofgehalte van de grond (kg.kg^{-1})
 $R_{om/g}$ = verdelingscoëfficiënt, dit is de verhouding tussen de concentraties aan de organische stof en in de gasfase ($\text{m}^3.\text{kg}^{-1}$)
 C_{om} = concentratie aan de organische stof (mol.kg^{-1})

Voor de afbraakterm α wordt doorgaans verondersteld dat de afbraak volgens een eerste orde reactie verloopt, dus

$$\alpha = \lambda C_g \quad (7)$$

waarin: λ = afbraakcoëfficiënt (s^{-1}).

Met behulp van de vergelijkingen (5), (6) en (7) kunnen nu alle termen in vergelijking (4) worden uitgedrukt als een functie van de concentratie in de gasfase (C_g).

3. DE ZUURSTOFHUISHOUDING IN DE BODEM

De samenstelling van de gasfase is de resultante van de snelheid waarmee gassen worden aan- of afgevoerd en de snelheid waarmee deze gassen worden verbruikt of geproduceerd bij biologische processen. Onder normale, aerobe omstandigheden, zal het zuurstofgehalte in de bodemgasfase niet beneden 15 vol % dalen, terwijl het koolzuurgehalte in dat geval niet hoger wordt dan 6 vol.%. In aerobe gronden ligt de som van het O_2 - en CO_2 - gehalte meestal in de orde van 20 à 21 vol.%. In extreme omstandigheden, zoals bij aardgaslekage of bij toevoer van afvalwater aan de bodem, wordt het zuurstofverbruik dermate hoog (zie tabel 1) dat het zuurstofgehalte kan dalen tot 0%, terwijl het koolzuurgehalte kan oplopen tot 10 à 20 vol.%. Bij een normaal zuurstofverbruik kunnen echter ook lage zuurstofgehalten in de grond voorkomen. Dit is het geval als de toevoer van zuurstof wordt belemmerd door een

dichtgeslepte versmeerde bovengrond of door de aanwezigheid van bestrating (klinkers, tegels, asfalt).

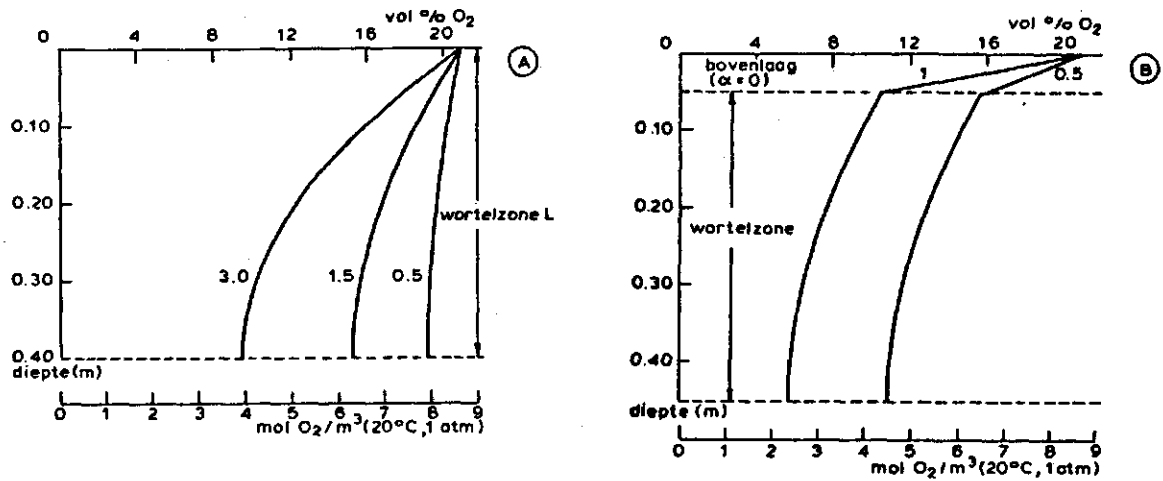
Tabel 1. O_2 -verbruik en CO_2 -produktie in verschillende gronden
(in $\text{mol.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$, bij 20°C ; n.b. = niet bepaald)

Grondsoort	Omschrijving	O_2 -verbruik ($\times 10^{-5}$)	CO_2 -produktie ($\times 10^{-5}$)
duinzand	zonder begroeiing	0,2 - 0,4	0,2 - 0,4
duinzand	met begroeiing	1,1 - 1,7	1,1 - 1,7
zavelgrond	met begroeiing	1,1 - 2,4	1,1 - 2,4
duinzand	onder invloed van aardgaslekkage	80 - 120	27 - 40
veluwezand	met afvalwater van een vuil- stortplaats	4,2 - 7,9	n.b.

In sommige gevallen is het mogelijk om het zuurstofgehalte in de bodem te berekenen als functie van het zuurstofverbruik, de diepte en de diffusiecoëfficiënt. Indien er sprake is van een stationaire situatie, dat wil zeggen dat de concentratie niet met de tijd verandert, dan zijn vrij eenvoudige oplossingen te geven ($q_w = 0$, $q_{om} = 0$, zie vergelijking (4)). Veronderstel dat bijvoorbeeld het zuurstofverbruik in de bodem constant is met de diepte en beperkt tot een wortelzone ter dikte van L meter, dan is de oplossing voor de stationaire situatie:

$$C = \frac{\alpha}{2D_s} x^2 - \frac{\alpha L}{D_s} x + C_a \quad (8)$$

Hierin is C de zuurstofconcentratie op diepte x, α is het zuurstofverbruik in de wortelzone, x is de diepte in het profiel en C_a is de zuurstofconcentratie aan het bodemoppervlak (in de atmosfeer). De stationaire toestand blijkt in het algemeen vrij snel te worden bereikt, vooral bij een hoog zuurstofverbruik is dit het geval.



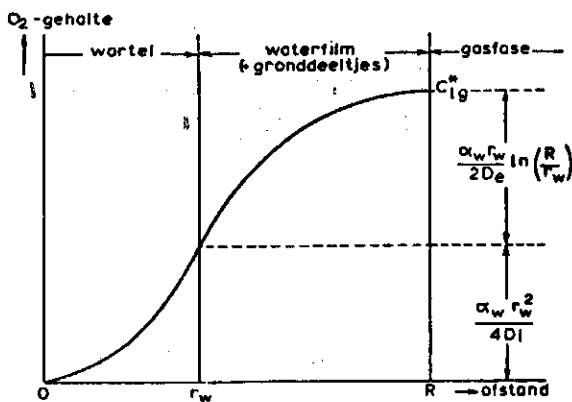
Figuur 1. A: Effect van zuurstofverbruik ($\alpha = 0,5, 1,5$ resp. $3,0 \times 10^{-5} \text{ mol O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$) op het zuurstofgehalte in de bodem; $D_s = 5 \times 10^{-7} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$, $L = 0,40 \text{ m}$.

B: Effect van een versmeerde bovenlaag met lage diffusiecoëfficiënt ($D = 0,5$ resp. $1 \times 10^{-7} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$, $\alpha = 1,25 \times 10^{-5} \text{ mol O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$)

In figuur 1 zijn enkele voorbeelden gegeven van het verloop van het zuurstofgehalte in grond als functie van het zuurstofverbruik (figuur 1A; met vergelijking (8)) en met aanwezigheid van een vrij dichte bovenlaag (figuur 1B, met soortgelijke vergelijkingen). Het is duidelijk dat een sterk versmeerde bovenlaag met een lage diffusiecoëfficiënt een zeer nadelig effect heeft op het zuurstofgehalte in de bodem. Vooral onder natte omstandigheden is een dergelijke versmeerde bovenlaag praktisch ondoorlatend voor gassen.

Een hoog zuurstofgehalte in de gasfase van de bodem is nog geen garantie dat ook de plantewortel voldoende zuurstof krijgt toegevoerd. Plantewortels en micro-organismen zijn namelijk omgeven met een met water verzadigde zone. De zuurstof moet dus vanuit de gasfase via deze waterfilm naar het worteloppervlak diffunderen (figuur 2). Aan het grensvlak van deze waterfilm met de gasfase lost zuurstof op in het water. De oplosbaarheid is echter gering ($0,25 \text{ mol O}_2/\text{m}^3$, 25°C , $0,21 \text{ atm}$.) in vergelijking met het gehalte in lucht ($275 \text{ mg O}_2/\text{l}$, 25°C , $0,21 \text{ atm}$). Bovendien is de diffusiecoëfficiënt van zuurstof

in water ongeveer 10^4 maal kleiner dan in lucht (in water: $2,60 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$; in lucht $2,25 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$; bij 25°C). Het transport van zuurstof in de met water verzadigde zone rond de wortel verloopt daarom erg traag. Onder natte omstandigheden is deze waterfilm relatief dik en de toevoer van zuurstof kan dan ook limiterend worden voor de wortelademhaling. Deze wortelademhaling verschaft de energie voor de wortelgroei en voor de opname van water en voedingsstoffen. Bij slechte aeratie-omstandigheden zullen deze laatste processen dan ook ongunstig worden beïnvloed.



Figuur 2. Schematische voorstelling van het zuurstofgehalte rondom en in een plantewortel

De zuurstofconcentratie in de wortel is afhankelijk van het zuurstofverbruik in de wortel, van het zuurstofgehalte aan het grensvlak water-gasfase en van de dikte van de waterfilm rond de wortel. De zuurstoftoevoer wordt kritisch als het zuurstofgehalte in het centrum van de wortel tot nul is gedaald. Het kritische zuurstofgehalte aan het grensvlak water-gasfase is dan (volgens Lemon, 1962):

$$C_{lg}^* = \frac{\alpha_w r_w}{2D_e} \ln \left(\frac{R}{r_w} \right) + \frac{\alpha_w r_w^2}{4D_i} \quad (9)$$

waarin: C_{lg}^* = kritisch zuurstofgehalte aan het grensvlak water-gasfase
 α_w = zuurstofverbruik in de wortel
 r_w = straal van de wortel
 R = straal van de wortel plus waterfilm
 D_e = diffusiecoëfficiënt in de waterfilm
 D_i = diffusiecoëfficiënt in de wortel.

Uit bovenstaande vergelijking wordt duidelijk dat h e t k r i - t i s c h e z u u r s t o f g e h a l t e in de bodem afhangt van de plantesoort (α_w , r_w , D_i), van de temperatuur (α_w) en van het vochtgehalte (R). Er is daarom geen eenduidige waarde aan te geven voor het kritische zuurstofgehalte in de gasfase. In relatief droge zandgronden ligt het kritische zuurstofgehalte in de orde van 5 à 8 vol.%, terwijl het in natte kleigronden wel in de orde van 10 à 15 vol.% kan liggen.

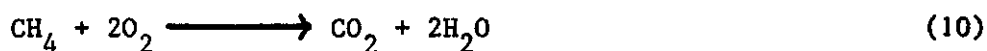
Het zuurstofgehalte in de gasfase geeft dus slechts onvolledige informatie over de aeratietoestand van de grond. Daarom zijn er meetmethodieken ontwikkeld waarmee de zuurstoftoevoer naar een wortel beter wordt benaderd. Men meet daartoe de snelheid waarmee zuurstof naar een in de grond gebracht Pt-electrode diffundeert (ODR-meting; Bakker, 1971). Volgens Letey e.a. (1961, 1962) stopt de wortelgroei als de zuurstoftoevoer naar de electrode kleiner is dan $7,8 \text{ à } 10,4 \times 10^{-7} \text{ mol O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.

Het effect van CO_2 op de wortelgroei is minder duidelijk. Lage gehalten (tot 4 vol.%) in de wortelzone lijken een stimulerend effect te hebben op de plantegroei. Hogere gehalten hebben gewoonlijk een remmende invloed op de wortelademhaling. Een kritisch CO_2 -gehalte is niet aan te geven, aangezien dit op dezelfde wijze als bij zuurstof afhankelijk is van de temperatuur en het vochtgehalte in de grond.

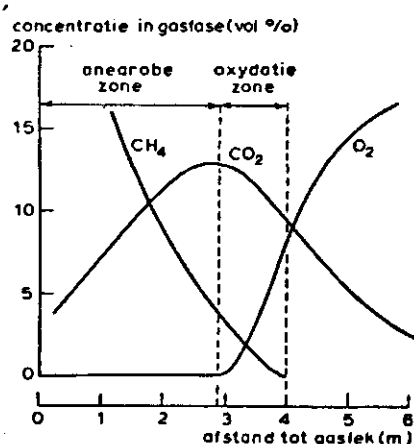
4. VOORBEELDEN VAN VERONTREINIGING DOOR GASVORMIGE PRODUCTEN

Methaangas kan onder bepaalde omstandigheden in de bodemgasfase aanwezig zijn, bijvoorbeeld door lekkage van aardgas (bevat ruim 80% CH_4) uit ondergrondse gasleidingen of door de vorming van moerasgas (50 - 80% CH_4) in de bodem. De vorming van moerasgas is een proces dat plaatsvindt onder strikt anaerobe omstandigheden, meestal in veenlagen op grote diepte in het bodemprofiel, waarbij methaangas wordt gevormd via vergisting van organische stoffen. In West-Nederland is de aanwezigheid van moerasgas in de bodem een bekend verschijnsel en vooral in het verleden heeft men dit gas veel gebruikt voor verwarmingsdoeleinden. De vorming van methaangas uit organische stoffen komt ook voor op afvalstortterreinen. Afgezien van de problemen die hierdoor kunnen ontstaan, is er momenteel een duidelijk groeiende belangstelling voor gaswinning uit afvalstortterreinen.

Het methaangas, dat in de bodem vrijkomt door lekkage of gistingsprocessen, ontwijkt naar de atmosfeer. In de onverzadigde zone boven het grondwater is echter meestal zuurstof aanwezig. Het methaangas wordt daar door micro-organismen geoxydeerd volgens de reactie:



Zodra de micro-organismen geadapteerd zijn aan het methaangas verloopt dit oxydatieproces zeer efficiënt. Meestal is dan ook de aanvoer van CH_4 of O_2 de beperkende factor voor het oxydatieproces. Het zuurstofverbruik in de bodem neemt door deze methaanoxydatie sterk toe (zie tabel 1). Bij een limiterende zuurstofaanvoer ontstaat dan ook meestal een anaerobe situatie in de bodem (zie figuur 3).



Figuur 3. Schematische voorstelling van de gassamenstelling in de bodem bij een aardgaslek (naar Hoeks, 1972)

De micro-organismen die in staat zijn om methaan te oxyderen blijken tevens in staat om atmosferische stikstof vast te leggen. Bij aardgaslekkage bleek dat na reparatie van het gaslek en na beluchting van de bodem de plantegroei sterk werd gestimuleerd door het toegenomen stikstofgehalte van de grond.

In de bodem kunnen uiteraard nog vele andere gassen aanwezig zijn, zij het meestal echter in vrij lage concentraties. Door lekkage uit ondergrondse leidingen of opslagtanks kan olie of benzine in de grond terecht komen, waarbij door vervluchtiging koolwaterstoffen in de bodemgasfase aanwezig kunnen zijn. In aanwezigheid van zuurstof mag worden

verwacht dat deze koolwaterstoffen door micro-organismen worden ge-oxydeerd. Evenals dat het geval was bij methaan kunnen ten gevolge van dit oxydatieproces lage O_2 -gehalten en hoge CO_2 -gehalten voorkomen in de bodem.

Een ander voorbeeld van verontreiniging is de zijdelingse verplaatsing van het grondontsmettingsmiddel methylbromide, waarbij het gevaar bestaat dat het binnendringt in buiten de kas gelegen drinkwaterleidingen.

Met behulp van een numeriek rekenmodel (Hoeks, 1981) is de zijdelingse verbreiding van methylbromide berekend als functie van het vochtgehalte, het percentage organische stof en de temperatuur. Methylbromide lost namelijk goed op in water en wordt bovendien sterk geadsorbeerd aan organische stof.

De grootste verbreiding wordt bereikt in relatief droge grond bij een hoge temperatuur. Voor de concentratiegrens van circa $10 \mu g.l^{-1}$ bedraagt de afstand, waarover methylbromide zich buiten de kas kan verplaatsen, maximaal 5 meter. De kans dat op meer dan 5 meter nog methylbromide wordt aangetroffen in de bodem is zelfs onder ongunstige omstandigheden te verwaarlozen. Tabel 2 geeft de concentraties zoals deze maximaal optreden in de bodem naast de kas. Vooral binnen een afstand van 1 meter kunnen tijdelijk zeer hoge concentraties voorkomen.

Tabel 2. Maximale methylbromide concentraties in de gasfase van een zandige humushoudende zavelgrond in relatie met de afstand buiten de kas (vochtgehalte 15 vol.%, 2% organische stof, $20^{\circ}C$) (naar Hoeks, 1981)

Afstand buiten de kas (m)	Maximale concentratie in de gasfase	
	$\mu mol.l^{-1}$	$\mu g.l^{-1}$
0.10	250	24 000
0.50	100	9 500
1.00	25	2 400
1.50	10	950
2.00	1	95
4.00	<0.1	<10

5. EFFECTEN OP VEGETATIE EN GRONDWATER

Uit het voorgaande wordt duidelijk dat verschillende gassen in de bodemgasfase belangrijke effecten hebben zowel op de plantegroei als op een aantal biochemische processen in de bodem. Een te laag zuurstofgehalte, bijvoorbeeld ten gevolge van aardgaslekage of moerasgasontwikkeling, is daarom aanleiding tot het afsterven van de plantewortels. Verder blijkt de aan- of afwezigheid van zuurstof van invloed te zijn op een groot aantal oxydatie-reduktiereacties. Met name onder anaerobe omstandigheden ontstaan door reductie Fe^{2+} , Mn^{2+} , S^{2-} en mogelijk NO_2^- die alle een giftige uitwerking hebben op planten. Bovendien geldt dat metalen in gereduceerde vorm, over het algemeen beter oplosbaar zijn dan in geoxydeerde vorm, waardoor de uitspoeling naar het grondwater belangrijk kan toenemen. De uitspoeling van NO_3^- naar het grondwater neemt sterk af onder anaerobe omstandigheden dankzij denitrificatie.

Koolzuur heeft naast een direct effect op de plantegroei een belangrijk effect op het oplossen en neerslaan van carbonaten in de bodem. In vele gevallen neemt door de vorming van koolzuurgas de uitspoeling van Ca naar het grondwater sterk toe. In kalkarme gronden daarentegen is het mogelijk dat de vorming van CO_2 aanleiding is tot precipitatie van carbonaten. Onder vuilstortplaatsen kan dit proces een belangrijke bijdrage vormen in de zuivering van het afvalwater in de bodem.

Methaangas heeft vooral indirect, doordat het in de bodem wordt geoxydeerd door micro-organismen, invloed op de zuurstof- en koolzuurgehalten en daarmee dus ook op de plantegroei en de chemische processen in de bodem. Hetzelfde geldt ook voor hogere koolwaterstoffen die in de bodemgasfase aanwezig kunnen zijn.

Onder anaerobe omstandigheden kunnen in de bodem, behalve methaan, ook nog andere gassen worden gevormd, bijvoorbeeld zwavelwaterstofgas (H_2S) en ethyleen (C_2H_4). Beide stoffen hebben een giftige uitwerking op de plantegroei. In aanwezigheid van zuurstof worden deze gassen geoxydeerd, waarbij ook weer micro-organismen een belangrijke rol spelen.

6. LITERATUUR

- BAKKER, J.W., 1971. Luchthuishouding van bodem en plant; overzicht processen en kenmerkende grootheden. Nota 610 ICW, Wageningen, 9 pp.
- BAKKER, J.W. and A.P. HIDDING, 1970. The influence of soil structure and air content on gas diffusion in soils. Neth. J. Agric. Sci. 18: 37-48
- BAKKER, J.W., S. DASBERG and W.B. VERHAEGH, 1978. Effect of soil structure on diffusion coefficient and air permeability of soils (interne notitie)
- CURRIE, J.A., 1960. Gaseous diffusion in porous media. I. A non-steady state method. Br.J.Appl.Phys. 11: 314-324.
- _____, 1961. Gaseous diffusion in the aeration of aggregated soils. Soil Sci. 92: 40-45.
- DUIN, R.H.A. VAN, 1956. Over de invloed van grondbewerking op het transport van warmte, water en lucht. Versl. Landbouwk. Onderz. 62.7, Pudoc, Wageningen. 82 pp.
- GRABLE, A.R., 1966. Soil aeration and plant growth. Adv. Agron. 18: 57-106
- HOEKS, J., 1972. Effect of leaking natural gas on soil and vegetation in urban areas. Agric. Rep. 778, Pudoc, Wageningen. 120 pp.
- _____, 1981. Verspreiding van methylobromide door diffusie in de bodemgasfase. Nota 1263 ICW, Wageningen. 14 pp.
- LEMON, E.R., 1962. Soil aeration and plant root relations. I. Theory Agron. J. 54: 167-170.
- LETEY, J., L.H. STOLZY, G.B. BLANK and O.R. LUNT, 1961. Effect of temperature on oxygen-diffusion rates and subsequent shoot growth, root growth and mineral content of two plant species. Soil Sci. 92: 314-321.
- LETEY, J., L.H. STOLZY, N. VALORAS and T.E. SZUSKIEWICZ, 1962. Influence of oxygen diffusion rate on sunflower growth at various soil and air temperatures. Agron.J. 54: 316-319
- RUSSELL, M.B., 1952. Soil aeration and plant growth. In: Soil physical conditions and plant growth (ed. B.T. Shaw). Agron. 2:253-301
- WESSELING, J., 1957. Enige aspecten van de waterbeheersing in landbouwgronden. Versl. Landbk. Onderz. 53.5, Pudoc, Wageningen, 90 pp.
- WESSELING, J., 1962. Some solutions of the steady state diffusion of carbon dioxide through soils. Neth. J. Agric.Sci. 10:109-117. Techn. Bull. 26. ICW, Wageningen