

NN31396.1787.2

STICHTING VOOR BODEMKARTERING

WAGENINGEN



Rapport nr. 1787

GEVOLGEN VAN DE ZURE REGEN VOOR DE BODEM
2. Aandeel in de bodemverzuring in Nederland

Rapport nr. 1787

GEVOLGEN VAN DE ZURE REGEN VOOR DE BODEM
2. Aandeel in de bodemverzuring in Nederland

STICHTING VOOR BODEMKARTERING
Postbus 98
6700 AB Wageningen
Tel. 08370-19100

Project nr. 289.45

**BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW**

Rapport nr. 1787

GEVOLGEN VAN DE ZURE REGEN VOOR DE BODEM
2. Aandeel in de bodemverzuring in Nederland.

A. BREEUWSMA en W. DE VRIES

Wageningen, februari 1984

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm en op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de Stichting voor Bodemkartering.

28/5/bw

20 NOV. 1987

14.11.1987

STICHTING

INHOUD

	Blz.
VOORWOORD	7
SAMENVATTING	9
1 INLEIDING	11
2 GROOTTE, SAMENSTELLING EN HERKOMST VAN DE ATMOS- FERISCHE DEPOSITIE IN NEDERLAND	13
3 NATUURLIJKE BODEMVERZURING	19
3.1 Inleiding	19
3.2 Kalkrijke gronden (ontkalking)	20
3.3 Kalkloze gronden (podzolering)	25
4 HUIDIGE BODEMVERZURING	37
4.1 Cultuurgronden	37
4.1.1 Kalkrijke gronden	37
4.1.2 Kalkloze gronden	39
4.2 Natuurgronden	41
4.2.1 Kalkrijke gronden	41
4.2.2 Kalkloze gronden	43
5 CONCLUSIES	47
LITERATUUR	49
APPENDICES	
1 Profielbeschrijving van de onderzochte podzolgronden	53
2 Analyse gegevens van de bodemonsters	59
3 Uitspoeling en accumulatie van Al, Fe en basen (Ca, Mg, Na en K) in podzolgronden	63
FIGUREN	
1 De uitspoeling (verzuring) en accumulatie (ontzu- ring) van Al, Fe, en basen (Ca, Mg, Na, K) in podzolgronden	29

	Blz.
2	Het verloop van Al- en Fe-gehalten in podzolgronden bij gebruik van verschillende ontsluitingsmethoden 31

TABELLEN

1	Gemiddelde potentiële zuurbelasting in Nederland (keq H ⁺ /ha/jaar) rond 1980 (naar van Aalst en Diederer, 1982) 13
2	Gemiddelde depositie van anorganische stikstof en zwavel in Nederland (kg/ha/jaar) rond 1980 14
3	De actuele en potentiële zuurgraad van regenwater in relatie tot de vroegere en huidige actuele en poten- tiële zuurdepositie in Nederland 15
4	De zuurgraad van de ongebufferde bodemoplossing in relatie tot de vroegere en huidige potentiële zuur- depositie in Nederland 16
5	Herkomst van zure depositie in Nederland in 1980 in % 17
6	De ontkalkingssnelheid als functie van de CO ₂ -spanning in de bodem 23
7	Natuurlijke bodemverzuring in kalkrijke gronden 24
8	De uitspoeling (verzuring), accumulatie (ontzuring) en netto uitspoeling (verzuring) van Al, Fe en basen in verschillende podzolgronden 32
9	Natuurlijke bodemverzuring in kalkloze gronden (podzolgronden) 33
10	De relatieve bijdrage van "zure regen" aan de bodemverzuring van kalkrijke cultuurgronden 39
11	De relatieve bijdrage van "zure regen" aan de bodem- verzuring in cultuurgebieden met veen-, klei-, löss- en zandgronden 40
11	De relatieve bijdrage van "zure regen" aan de bodemverzuring van kalkrijke natuurgronden onder bos 43

13	De relatieve bijdrage van zure regen aan de bodemverzuring van kalkloze arme natuurgronden onder oerbos	44
14	De relatieve bijdrage van interne en externe (door "zure regen" veroorzaakte) bodemverzuring op kalk- loze natuurgronden onder produktiebos	45

VOORWOORD

Dit rapport is geschreven naar aanleiding van een verzoek van de projectgroep "Verzuring door atmosferische depositie" die in 1983 ingesteld werd door het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer en het Ministerie van Landbouw en Visserij. Daarbij werd aan de Stichting voor Bodemkartering gevraagd mee te werken aan de beschrijving van de effecten van "zure regen" op de bodem. De bijdrage van de Stichting voor Bodemkartering aan dit onderzoek is ondertussen opgenomen in het deelrapport Bodem en door de projectgroep verwerkt in het Evaluatierapport. Deze rapporten zijn verschenen in de publikatierreeks Milieubeheer (nr. 84 - 2) en in januari 1984 aangeboden aan de Tweede Kamer.

Het thans voorliggende rapport geeft een uitgebreide behandeling van een onderwerp dat in het bovengenoemde deelrapport slechts summier kon worden beschreven. Het vormt een onderdeel van een serie van drie rapporten waarin wordt ingegaan op achtereenvolgens

1. de oorzaken van bodemverzuring;
2. het aandeel van de zure depositie in de bodemverzuring in Nederland;
3. de gevoeligheid van de Nederlandse bodem voor verzuring.

Directeur van de
Stichting voor Bodemkartering

Ir. R.P.H.P. van der Schans

SAMENVATTING

In dit rapport wordt het aandeel in de bodemverzuring van de natuurlijke en antropogene zuurbronnen die in het eerste rapport zijn beschreven, gekwantificeerd op basis van eigen onderzoek en literatuurgegevens.

Bij het maken van schattingen is een onderscheid gemaakt in cultuur- en natuurgronden en kalkrijke- en kalkarme gronden.

De natuurlijke verzuring op kalkrijke gronden is geschat op basis van de oplosbaarheid van kalk als functie van de CO_2 -spanning in de bodem. Hierbij is uitgegaan van een variatie in CO_2 -spanning van ca. 5-50 mbar en een gemiddeld neerslagoverschot van 300 mm. Tevens is gebruik gemaakt van literatuurgegevens m.b.t. de ontkalkingssnelheid die gebaseerd zijn op respectievelijk het kalkverloop in de bodem en de uitspoeling van bicarbonaat uit de bodem. De verschillende waarden liggen allemaal in dezelfde orde van grootte.

De schatting van de natuurlijke verzuring op kalkloze (podzol) gronden is gebaseerd op een vergelijking van het gehalte aan kationen in de verweerde bovengrond (A- en B-horizont) en de onverweerde ondergrond (C-horizont). Hierbij zijn correcties toegepast voor het verschil in dichtheid en humusgehalte in onder- en bovengrond. De tijdsduur waarover verwerking is opgetreden is geschat op 10 000 jaar. Vergelijking van de aldus gevonden waarden met literatuurgegevens over de uitspoeling van organische anionen op podzolgronden komen goed met elkaar overeen.

De verzuring ten gevolge van het bodemgebruik is op cultuurgronden geschat op basis van de onderhoudsbekalking. Voor een schatting van deze zuurbron op bosgronden is gebruik gemaakt van literatuurgegevens over de onttrekking van kationen uit de bodem door biomassa-accumulatie.

De netto zuurbelasting ten gevolge van "zure regen" is op cultuurgronden geschat op basis van de gemiddelde potentiële zuurdepositie in Nederland en de gemiddelde verzurende werking van SO_2 , NO_x en NH_3

op bouwland en grasland. Schattingen voor natuurgronden zijn gebaseerd op literatuurgegevens voor verschillende Nederlandse bosbodems, waarbij de netto zuurproduktie bepaald is met een aanvoer-afvoerbalans van kat- en anionen.

Uit een vergelijking van de gevonden waarden volgt dat natuurlijke verzuring een dominante rol speelt op kalkrijke gronden, het bodemgebruik op kalkloze cultuurgronden en de "zure regen" op kalkloze natuurgronden.

De huidige bodemverzuring kan worden toegeschreven aan drie hoofdoorzaken nl.: de aanwezigheid van CO_2 in de atmosfeer, het bodemgebruik en de "zure regen" (de Vries en Breeuwsma, 1984). Op grond hiervan kan de huidige verzuring worden onderverdeeld in natuurlijke verzuring (CO_2 in de atmosfeer) en antropogene verzuring (bodemgebruik en "zure regen"). Een meer gebruikte onderverdeling is die in "interne" en "externe" verzuring. Hierbij heeft "interne" verzuring betrekking op de natuurlijke verzuring alsmede veranderingen in het bodemgebruik en de "externe" verzuring op "zure regen"

Over de bijdrage van "zure regen" aan de bodemverzuring bestaan controverse meningen. Sommige onderzoekers achten de bijdrage gering ten opzichte van de "interne" bodemverzuring (Rosenquist et al., 1980; Krug and Frink, 1983). Anderen kennen aan "zure regen" juist een dominante rol toe (Ulrich und Matzner, 1983; Van Breemen et al, 1984a, b).

Een deel van de controverse is terug te voeren op het feit dat verschillende onderzoekers slechts een deel van de relevante processen met betrekking tot bodemverzuring bestudeerden (Likens et al., 1977; Sollins et al., 1980). Het effect van "zure regen" is echter alleen te kwantificeren wanneer de complete ionenbalans in beschouwing wordt genomen en berekeningen die slechts op deelprocessen gebaseerd zijn, zijn feitelijk zinloos (Ulrich, 1983a; de Vries en Breeuwsma, 1984).

In dit rapport hebben we een vergelijking gemaakt tussen de natuurlijke verzuring en de huidige verzuring van de bodem in Nederland, waardoor een indruk wordt verkregen van de menselijke invloeden (bodemgebruik, "zure regen") op de bodemverzuring.

De opzet van het rapport is als volgt: In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de omvang, samenstelling en herkomst van de atmosferische depositie in Nederland.

In hoofdstuk 3 hebben we een schatting gemaakt van de natuurlijke verzuring op respectievelijk kalkrijke en kalkloze gronden aan de hand van de ontkalking en silicaatverwerking die in het verleden is opgetreden. Bij de kalkloze zandgronden is gebruik gemaakt van analysegegevens van eerder genomen bodemprofielen. De huidige verzuring komt aan de orde in hoofdstuk 4. Hierbij hebben we een onderscheid gemaakt tussen cultuurgronden en natuurgronden (bosgronden) i.v.m. de invloed van de mens via het bodemgebruik. Verder is er onderscheid gemaakt tussen kalkrijke en kalkarme gronden. De gegevens zijn voornamelijk afkomstig uit de literatuur. In hoofdstuk 5 worden conclusies gegeven omtrent de relatieve bijdrage van de verschillende zuurbronnen aan de verzuring in de verschillende Nederlandse bodems.

2 GROOTTE, SAMENSTELLING EN HERKOMST VAN DE ATMOSFERISCHE DEPOSITIE IN NEDERLAND

De depositie van zure of verzurende stoffen vanuit de atmosfeer kan plaatsvinden in natte en droge vorm.

De natte depositie kan worden geschat uit de chemische samenstelling van het regenwater en de gemeten neerslaghoeveelheden. Schattingen van de droge depositie kunnen worden verkregen uit gemeten concentraties in de lucht en waarden van de zogenaamde depositiesnelheid.

Schattingen van droge depositie zijn veel moeilijker en daarom ook veel onnauwkeuriger dan van de natte depositie, omdat de depositiesnelheid uiterst moeilijk te meten is. Deze wordt o.a. bepaald door meteorologische factoren als de windsnelheid, de stabiliteit van de laminaire grenslaag, de aard van het ontvangend oppervlak enz. Veel gebruikte methoden om de depositiesnelheid te bepalen zijn de "eddy accumulatie methode" en de "concentratieprofiel methode" (Hunt et al., 1982).

Voor de verzurende en bemestende stoffen SO_2 , NO_x en NH_3 zijn recentelijk schattingen gemaakt van de droge depositie in Nederland met behulp van de gemeten concentratie in de lucht en waarden van de depositiesnelheid verkregen uit elders verrichte metingen (van Aalst en Diederer, 1982). Wat de natte depositie betreft, bestaan er vrij veel gegevens die hoofdzakelijk afkomstig zijn van het KNMI, het RIV en het RID.

Tabel 1 Gemiddelde potentiële zuurbelasting in Nederland
($\text{keq H}^+/\text{ha/jaar}$) rond 1980 (naar van Aalst en Diederer, 1982)

	NO_x	$\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$	SO_2	Totaal
droge positie	0.80	1.32	1.69	3.80 (66%)
natte depositie	0.42	0.68	0.89	2.00 (34%)
totale depositie	1.22	2.00	2.58	5.80 (100%)
percentuele bijdrage	(21%)	(34%)	(45%)	(100%)

In tabel 1 is de geschatte, gemiddelde depositie van (potentieel) zure stoffen in Nederland weergegeven, opgesplitst naar de bijdragen van NO_x , NH_3 en SO_2 .

Bij de berekening van de depositie is aangenomen dat NO_x en NH_3 1 mol H^+ vormen na oxidatie en NH_4^+ en SO_2 2 mol H^+ . In werkelijkheid is dit een overschatting aangezien de verzurende werking ten dele te niet wordt gedaan door ionenopname (nitraatopname, sulfaatopname) en reductiereacties (denitrificatie, sulfaatreductie) (de Vries en Breeuwsma, 1984). Op de invloed hiervan op de netto zuurbelasting zal worden ingegaan in hoofdstuk 4.

Bij de gegevens in tabel 1 dient tevens te worden aangetekend dat dit gemiddelden zijn die sterk kunnen variëren onder invloed van de vegetatie. Zo heeft het onderzoek van Van Breemen et al. (1982) aangetoond dat de depositie van verzurende stoffen relatief hoger is in bossen.

De stikstof en zwavelverbindingen hebben behalve een verzurende ook een bemestende werking, wat op voedselarme gronden tot een wijziging in de vegetatie kan leiden. De depositie van stikstof en zwavel is te berekenen uit tabel 1 (zie tabel 2).

Tabel 2 Gemiddelde depositie van anorganische stikstof en zwavel in Nederland (kg/ha/jaar) rond 1980

	NO_x	$\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$	SO_2
droge depositie	11.2	18.5	54.1
natte depositie	5.9	9.5	28.5
totale depositie	17.1	28.0	82.6

De invloed van de verzurende stoffen op de zuurgraad van regenwater is vermeld in tabel 3.

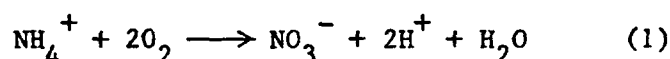
Tabel 3 De actuele en potentiële zuurgraad van regenwater in relatie tot de vroegere en huidige actuele en potentiële zuurdepositie in Nederland

Jaar	Zuurdepositie (keq H^+ /ha/jaar)		Zuurgraad (pH)	
	actueel	potentieel	actueel	potentieel
1938 ¹⁾	0,02	1,0	5,6	3,9
1980 ²⁾	0,64	5,8	4,1	3,1

¹⁾ Bron: Leeflang (1938)

²⁾ Bron: van Aalst en Diederer (1982)

De pH van het regenwater is geen maat voor de potentiële zuurbelasting. Wanneer de huidige hoeveelheid (5.8 keq H^+ /ha/jaar) in de vorm van actueel zuur (H^+ -ionen) via de regen op de bodem terecht zou komen, dan zou de pH van het regenwater ca. 3.1 zijn (uitgaande van een neerslaghoeveelheid van 750 mm). Ten eerste vindt echter ca. 2/3 van de depositie plaats zonder tussenkomst van de neerslag (droge depositie). Verder bestaat de natte depositie (2.0 keq H^+ /ha/jaar) voor ca. 34% uit ammonium die pas in de bodem na volledige nitrificatie tot verzuring leidt volgens:



Van de totale natte depositie van 2.00 keq H^+ /jaar moet dus 2 x 0.68 keq H^+ /ha/jaar worden afgetrokken waardoor slechts 0.64 keq H^+ /ha/jaar overblijft aan actuele zuurdepositie. Dit leidt bij een neerslaghoeveelheid van 750 mm tot een pH in het regenwater van ca. 4.1. Dit komt redelijk overeen met gemeten pH waarden van het regenwater (Appelo, 1982; Van Bremen et al., 1983a). In vergelijking met een pH van 5.6 in "schoon" regenwater, zoals die ca. 40 jaar geleden nog werd gemeten (Leeflang, 1938; geciteerd door Appelo, 1982) betekent dit toch een dertigvoudige toename in de H^+ -concentratie en daarmee ook in actuele zuurdepositie (destijds ca. 0.02 keq H^+ /ha/jaar). Uit de samenstelling van het regenwater blijkt echter dat, wanneer we rekening houden met het ook toen aanwezige NH_4^+ , de potentiële natte depositie ca. 0.35 keq H^+ /ha/jaar is. Uitgaande van

de veronderstelling dat ook destijds de natte depositie ca. 1/3 van de totale depositie was, betekent dit dat de totale (potentiële) depositie voor de 2e Wereldoorlog in de orde van $1.0 \text{ keq H}^+/\text{ha/jaar}$ zal hebben gelegen (Hoeks, 1983).

Dit komt overeen met een potentiële pH (pH die berekend wordt op basis van de potentiële zuurbelasting en de neerslaghoeveelheid) van ca. 3.9.

In tabel 4 is aangegeven welke pH de bodemoplossing zou kunnen bereiken op basis van de potentiële zuurdepositie. Hierbij is uitgegaan van een indampfactor van 2,5 (indamping van 750 mm neerslag tot 300 mm neerslagoverschot).

Tabel 4 De zuurgraad van de ongebufferde bodemoplossing in relatie tot de vroegere en huidige potentiële zuurdepositie in Nederland

Jaar	Potentiële zuurdepositie ($\text{keq H}^+/\text{ha/jaar}$)	pH bodemoplossing
1938	1,0	3,5
1980	5,8	2,7

Uit een vergelijking van tabel 3 en 4 volgt dat de pH die theoretisch gezien in de bodemoplossing kan ontstaan als gevolg van "zure regen", veel lager is dan de (actuele) pH van het regenwater.

De herkomst van de zure depositie in Nederland is uiteraard ook van belang in verband met de procentuele bijdrage die Nederland levert aan de depositie in eigen land. Schattingen hiervan zijn gemaakt voor SO_2 en NO_x met behulp van lange afstands transportmodellen (Asman et al., 1983). Voor ammoniak is het maken van een schatting voorlopig nog onmogelijk omdat gegevens over de uitworp van ammoniak buiten Nederland ontbreken.

Centraal in deze modellen staat het begrip verblijftijd, dat wil zeggen de gemiddelde tijd dat SO_2 en NO_x zich in de atmosfeer bevinden. Deze wordt voor beide componenten op ca. 2 dagen geschat. Wanneer men bedenkt dat bij een gemiddelde windsnelheid van 10 m/s een luchtpakket zich in ca. 7 uur van Zuid- naar Noord-Nederland

verplaatst en in ca. 3 uur van West- naar Oost-Nederland, dan wordt hieruit het grensoverschrijdend karakter van luchtverontreiniging duidelijk.

In tabel 5 is de herkomst van de zure depositie (SO_2 en NO_x) in Nederland onderverdeeld naar verschillende landen voor het jaar 1980 (naar Asman et al., 1983).

Uit tabel 5 blijkt duidelijk dat de depositie van SO_2 en NO_x en volgprodukten in belangrijke mate (74%) afkomstig is van buitenlandse bronnen van luchtverontreiniging. Daar staat echter tegenover dat Nederland in belangrijke mate bovengenoemde stoffen naar het buitenland exporteert, waardoor Nederland uiteindelijk toch een zuur exporterend land is (van Aalst en Diederer, 1982).

Tabel 5 Herkomst van zure depositie in Nederland in 1980 in %

Herkomst	Droge depositie		Natte depositie		Totaal
	SO_2	NO_2	SO_4^{2-}	NO_3^-	
Nederland	27	42	12	18	26
West-Duitsland	25	33	23	23	26
Groot Brittannië	15	6	31	29	18
België	17	9	14	12	14
Frankrijk	6	3	9	10	7
Oost-Duitsland	4	0	3	2	3
Tsjecho Slowakije	1	0	2	1	1
Onbepaald	5	7	6	5	5
Totaal	100	100	100	100	100

3.1 Inleiding

Bodemverzuring kan worden gedefinieerd als een afname van de buffercapaciteit van de vaste fase, eventueel gepaard gaande met een pH-daling in de bodemoplossing (de Vries en Breeuwsma, 1984).

Aangezien de zuurproduktie in de bodem voor vrijwel 100% door de vaste fase geneutraliseerd wordt, kan de natuurlijke bodemverzuring geschat worden aan de hand van de afname in buffercapaciteit van de bodem gedurende een bekende tijdsperiode.

Natuurlijke bodemverzuring wordt voornamelijk veroorzaakt door de dissociatie van zwakke zuren (carbonzuur, organische zuren) die in de bodem gevormd worden als gevolg van de aanwezigheid van CO_2 in de atmosfeer (de Vries en Breeuwsma, 1983).

Bij het maken van een schatting van de natuurlijke verzuring is het nuttig om een onderscheid te maken tussen kalkrijke en kalkloze gronden. Op kalkrijke gronden is de sterke dissociatie van CO_2 (carbonzuur) in water de belangrijkste bron van verzuring. Deze komt tot uiting in de uitspoeling van Ca afkomstig van de koolzure kalk (ontkalking). Op kalkloze gronden speelt de dissociatie van carbonzuur een veel geringere rol en beneden pH 4.5 à 5 is dit proces verwaarloosbaar (de Vries en Breeuwsma, 1984). Op arme kalkloze gronden wordt de verzuring voornamelijk veroorzaakt door laag moleculaire oplosbare organische zuren. Deze hebben een sterk complexerende werking en spelen een belangrijke rol bij de uitspoeling van Al en Fe afkomstig uit silicaten en hydroxiden (podzolering) (de Vries en Breeuwsma, 1984).

In dit hoofdstuk wordt een schatting gegeven van de natuurlijke bodemverzuring aan de hand van de ontkalking en podzolering die in respectievelijk kalkrijke en kalkloze gronden is opgetreden.

3.2 Kalkrijke gronden (ontkalking)

Op kalkrijke gronden komt de bodemverzuring tot uiting in het verlies van koolzure kalk uit het bodemprofiel. Wat de natuurlijke ontkalking betreft moet onderscheid worden gemaakt tussen de ontkalking onder invloed van sterke zuren, zoals die in pyriethoudende sedimenten en bodems plaatsvindt, en de ontkalking onder invloed van zwakke zuren, voornamelijk carbonzuur. De ontkalking die tijdens de afzetting van mariene sedimenten plaatsvindt kan zeer hoog zijn. Deze sedimenten zijn doorgaans pyriethoudend (Kooistra, 1978). Van der Sluijs (1970) komt tot schattingen van 6-12% CaCO_3 over een diepte van 40-55 cm in 100 jaar. Dit komt neer op een ontkalkingssnelheid van ca. 2800-4000 kg $\text{CaO}/\text{ha}/\text{jaar}$ en een zuurproduktie van ca. 100-140 keq $\text{H}^+/\text{ha}/\text{jaar}$. Dergelijke hoge zuurproducties kunnen alleen verklaard worden uit de oxidatie van de aanwezige sulfiden (FeS , FeS_2) in het sediment. Op deze wijze kan de koolzure kalk tijdens de opslibbing geheel of vrijwel geheel verloren gaan.

In dit hoofdstuk wordt met de natuurlijke verzuring van kalkrijke gronden alleen de ontkalking bedoeld die optreedt door CO_2 . Deze ontkalking vindt plaats onder invloed van het klimaat en treedt in ons klimaat in elke bodem op (Edelman, 1950).

De natuurlijke verzuring van kalkrijke gronden kan geschat worden door:

1. het huidige en oorspronkelijke, kalkgehalte met elkaar te vergelijken;
2. het bicarbonaat (HCO_3^-) gehalte en de flux van het bodem(grond)-water te bepalen;
3. de ontkalking te berekenen als functie van de CO_2 -spanning van de bodem.

methode 1

Bij deze methode dient de tijdsduur waarvoor de ontkalking is opgetreden bekend te zijn. Dergelijke schattingen zijn o.a. gemaakt in de jonge kalkrijke Dollardpolders.

Aanvankelijk veronderstelde men hierbij dat het oorspronkelijke kalkgehalte van alle opeenvolgende Dollardpolders even hoog is geweest als dat van het recente Dollardslib (10-11% CaCO_3). Op grond hiervan kwam men tot een ontkalkingssnelheid van ca. 1% CaCO_3 in 25 jaar voor de bovenste 25 à 30 cm (Zuur, 1939; Maschhaupt, 1948). Edelman en De Smet (1951) toonden echter aan dat dit een overschatting is, doordat het originele CaCO_3 -gehalte in de verschillende polders is toegenomen met de tijd. Het originele gehalte werd bepaald met behulp van de ondergrond van gedateerde dijken en oude boerenschuren. Op grond hiervan kwamen ze voor bouwland tot een ontkalkingssnelheid van ca. 1% CaCO_3 in 60-90 jaar voor een diepte van 25-30 cm. Dit komt overeen met 230-420 kg CaO /ha/jaar of 8-15 keq H^+ /ha/jaar. Op grasland ligt deze waarde hoger. Van der Sluijs (1970) schat de ontkalkings-snelheid in dit geval op ca. 3.5-5% CaCO_3 in 100 jaar voor de bovenste 20 cm. Dit komt overeen met 600-850 kg CaO /ha/jaar of 20-30 keq H^+ /ha/jaar.

methode 2

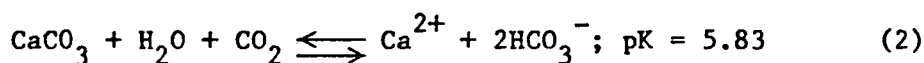
Bij de verwerking van CaCO_3 door CO_2 komt bicarbonaat vrij. Bepaling van het bicarbonaatgehalte en de flux van het bodemwater geeft dan ook een indruk van de zuurproduktie die het gevolg is van de dissociatie van CO_2 in water. De invloed van eventuele bemesting en zure regen wordt hiermee uitgeschakeld, omdat in dat geval sulfaat en nitraat de begeleidende anionen zijn. Waarden gegeven door Van Breemen et al. (1984c) voor een kalkrijke duinvaaggrond bij Castricum (natuurgrond) variëren van 7.8-12.6 keq/ha/jaar. Omgerekend is dit ca. 220-350 kg CaO /ha/jaar.

In het algemeen is de invloed van zure regen op kalkrijke natuurgronden vrij gering en is het Ca^{2+} -gehalte van het grondwater nauw

gecorrleerd aan het HCO_3^- -gehalte. Uit gegevens van Kemmers en Jansen (1980) blijkt dat in natuurterreinen (Groot Zandbrink bij Leusden, Peelgebied) het grondwater dat langdurig door de kalkrijke ondergrond is gestroomd, getypeerd wordt door Ca^{2+} -concentraties die variëren van ca. 3.5-5.5 meq/l. Dit water wordt voornamelijk in kwelgebieden aangetroffen. Aannemende dat dergelijke waarden representatief zijn voor de Ca^{2+} -concentratie van de bodemoplossing in kalkrijke gronden en uitgaande van een neerslagoverschot van 300 mm betekent dit een uitspoeling van 10.5-16.5 keq Ca^{2+} /ha/jaar, ofwel een zuurproduktie van 10.5-16.5 keq H^+ /ha/jaar. Dit komt overeen met ca. 300-450 kg CaO /ha/jaar en ligt in dezelfde orde van grootte als door van Breemen et al. (1984b) werd gevonden.

methode 3

De ontkalking kan ook berekend worden als functie van de CO_2 -spanning in de bodem. In kalkrijke gronden is de oplosbaarheid van CaCO_3 nl. hoog en mag onderstaand evenwicht verondersteld worden.



Bij toenemende P_{CO_2} wordt de oplosbaarheid van calciëet groter (Bolt and Bruggenwert, 1976; Lindsay, 1979). Uit bovenstaande reactie kan worden afgeleid dat voor een evenwichtssituatie geldt:

$$\log (\text{Ca}^{2+}) = -5.83 - 2 \log (\text{HCO}_3^-) + \log P_{\text{CO}_2} \quad (3)$$

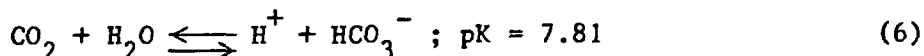
Verder geldt:

$$(\text{HCO}_3^-) \approx 2(\text{Ca}^{2+}) \quad (4)$$

Combinatie van (3) en (4) levert:

$$\log (\text{Ca}^{2+}) = -2.14 + 1/3 \log P_{\text{CO}_2} \quad (5)$$

Met behulp van bovenstaande vergelijking kan de Ca^{2+} -concentratie in de evenwichtsoptoplossing berekend worden voor verschillende CO_2 -spanningen in de bodem. De CO_2 -spanning in de bodem bepaalt tevens de pH van de bodem volgens:



Hieruit kan de volgende relatie afgeleid worden:

$$\text{pH} = 7.81 + \log (\text{HCO}_3^-) - \log P_{\text{CO}_2} \quad (7)$$

Combinatie van vergelijking (4), (5) en (7) levert:

$$\text{pH} = 5.97 - 2/3 \log P_{\text{CO}_2} \quad (8)$$

Bij een gegeven P_{CO_2} in de bodem (in bar) kan dus de bijbehorende pH worden berekend (8) alsmede de Ca^{2+} -concentratie in de bodemoplossing (5). Uitgaande van een neerslagoverschot van 300 mm/jaar ($3.10^3 \text{ m}^3/\text{ha/jaar}$) kan de uitspoeling van Ca^{2+} en de daarbij behorende zuurproduktie worden berekend. In tabel 6 is dit gedaan voor een traject van CO_2 -spanningen die variëren van 0.3 mbar (atmosferische waarde) tot 100 mbar (maximum in anaerobe grond). Hierbij is de ontkalkingsnelheid omgerekend naar kg $\text{CaO}(\text{ha/jaar})$ (1 keq Ca^{2+} 1 keq H^+ = 28 kg CaO).

Tabel 6 De ontkalkingsnelheid als functie van de CO_2 -spanning in de bodem

P_{CO_2}	pH	(Ca^{2+})	zuurproduktie')	ontkalkingsnelheid')
(mbar)		(meq/l)	(keq H^+ /ha/jaar)	kg $\text{CaO}/\text{ha/jaar}$
0.3	8.3	1.0	3.0	85
5	7.5	2.5	7.5	210
10	7.3	3.1	9.3	260
20	7.1	3.9	11.7	330
50	6.8	5.4	16.2	450
100	6.6	6.8	20.4	570

') Neerslagoverschot = 300 mm/jaar

Vergelijking van de berekende ontkalkingssnelheid met de waarden gevonden door Edelman en De Smet (1951) en Van Breemen et al. (1984b) geven een goede overeenkomst bij een CO_2 -spanning in de bodem die varieert van 5-20 mbar. Dit zijn gangbare waarden op ca. 20 cm diepte in een goed geaëreerde bodem (Bakker, 1980). Dergelijke waarden kunnen ook worden berekend aan de hand van de CO_2 -produktie in de bodem en de afvoer door diffusie naar het bodemoppervlak (Koorevaar et al., 1983).

Wanneer er echter sprake is van sterke verdichting van profiellagen, dan kan het CO_2 -gehalte in de bodemlucht veel hoger zijn, doordat het gasgevuld poriënvolume en daarmee de diffusie naar het bodemoppervlak kleiner wordt. Bakker (1980) vond CO_2 -spanningen die varieerden van 25-100 mbar op 20 cm diepte in een verdichte zavelgrond.

Ondanks de hogere CO_2 -produktie in de bovengrond (waar mineralisatie de belangrijkste CO_2 -bron is) in vergelijking met de ondergrond (waar CO_2 -produktie het gevolg is van de wortelademhaling) neemt de CO_2 -spanning veelal toe met de diepte als gevolg van de sterke diffusie van CO_2 naar het bodemoppervlak (Bakker, pers. comm.). Hierdoor neemt de ontkalking in de bovengrond toe met de diepte. Desondanks is de ontkalkingssnelheid het hoogst aan het oppervlak, doordat het infiltrerende regenwater hier het sterkst is onderverzadigd met CO_2 . De ontkalkingssnelheid neemt zeer sterk af wanneer de kalk uit de bewortelbare zone is verdwenen.

In tabel 7 is een vergelijking gegeven van de verschillende schattingen voor natuurlijke verzuring in kalkrijke gronden.

Tabel 7 Natuurlijke bodemverzuring in kalkrijke gronden

Bron	Zuurproduktie ($\text{keq h}^+/\text{ha/jaar}$)
Edelman en de Smet (1951)	8 - 15
Van Breemen et al. (1984b)	7,8 - 12,4
Breeuwsma en de Vries*	7,5 - 16,2

* Zuurproduktie gebaseerd op een CO_2 -spanning van 5-50 mbar en een neerslagoverschot van 300 mm

Uit tabel 7 blijkt dat de natuurlijke zuurproduktie als gevolg van dissociatie van CO_2 varieert van ca. 8-16 keq H^+ /ha/jaar. Op grasland kan de ontkalkingssnelheid hoger zijn als gevolg van het bodemgebruik.

3.3 Kalkloze gronden (podzolering)

Bodemverzuring (afname in buffercapaciteit of zuurneutralisatiecapaciteit (ZNC) van de vaste fase) komt op kalkloze gronden voornamelijk tot uiting in een verlies aan verweerbare silicaten (en hydroxiden) in het bodemprofiel. Analooq aan de kalkrijke gronden kan de natuurlijke verzuring globaal geschat worden door:

1. het gehalte aan verweerbare mineralen (ZNC) in de bovengrond (A- en B-horizont) te vergelijken met het gehalte (ZNC) in het veranderde moedermateriaal in de ondergrond (C-horizont). Tevens dient een schatting te worden gemaakt van de tijdsduur waarover de verwerking is opgetreden;
2. het gehalte aan organische anionen (RCOO^-) en de flux van het bodem(grond)water te bepalen. Een berekening op theoretische basis, zoals bij de ontkalking, is niet mogelijk als gevolg van de veel grotere complexiteit van het proces.

methode 1

De afname in zuurneutralisatiecapaciteit ten gevolge van natuurlijke zuurproduktie is vrijwel volledig toe te schrijven aan de verwerking van de elementen Al, Fe, Ca, Mg, Na en K. Hoewel accumulatie van anionen (sulfaat, fosfaat) eveneens tot verzuring leidt (de Vries en Breeuwsma, 1984), speelt dit proces in een natuurlijk ecosysteem nauwelijks een rol van betekenis. De zuurneutralisatiecapaciteit kan worden berekend met de formule:

$$\text{ZNC} = 6(\text{Al}_2\text{O}_3) + 6(\text{Fe}_2\text{O}_3) + 2(\text{CaO}) + 2(\text{MgO}) + 2(\text{Na}_2\text{O}) + 2(\text{K}_2\text{O}) \quad (9)$$

Deze notatie is overgenomen van Van Breemen et al. (1983b, c). De haakjes geven de concentratie aan in kmol/kg grond. De ZNC is uitgedrukt in keq/kg grond. Door te vermenigvuldigen met de dichtheid en de dikte van de laag waarover uitspoeling (A-horizont), accumulatie (B-horizont) of geen verandering (C-horizont) is opgetreden, kan de ZNC uitgedrukt worden in keq/ha.

Om een vergelijking tussen het materiaal uit de ondergrond en de bovengrond mogelijk te maken dient een correctie te worden toegepast voor het verschil in dichtheid en humusgehalte.

De geringere dichtheid van de bovengrond ten opzichte van de ondergrond is voornamelijk het gevolg van de activiteit van het bodemleven (wormgangen etc.) en de vegetatie (wortelgangen). Tegelijkertijd zal hierdoor de dikte (het volume) van de bovengrond zijn toegenomen waardoor het gehalte aan verweerbare mineralen per volume eenheid minder is geworden. Dit effect mag niet aan verzuring worden toegeschreven.

Daarom dient een schatting te worden gemaakt van de oorspronkelijke dichtheid van de bovengrond. Een redelijke aanname hiervoor is dat deze gelijk is aan de dichtheid van het moedermateriaal (C-horizont). Een schatting van de oorspronkelijke dikte kan worden gemaakt op basis van de veronderstelling dat het produkt van dichtheid en dikte gelijk is gebleven, zodat geldt:

$$d_o = d_h \cdot \frac{\rho_h}{\rho_o} \quad (10)$$

d_o = oorspronkelijke dikte (cm)	ρ_o = oorspronkelijke dichtheid (gr/cm ³)
d_h = huidige dikte (cm)	ρ_h = huidige dichtheid (gr/cm ³)

Voor het humusgehalte kan worden gecorrigeerd door te vermenigvuldigen met de factor 100/100 - humus. Op deze wijze wordt teruggerekend naar het gehalte aan minerale delen op basis waarvan de vergelijking plaatsvindt.

Op bovenstaande wijze kan alleen een ruwe schatting van de natuurlijke verzuring worden verkregen, omdat de oorspronkelijke samenstelling van onder- en bovengrond niet precies aan elkaar gelijk hoeft te zijn. Bovendien is het mogelijk dat er in het verleden enig materiaal is verdwenen (bv. door afplaggen). Uiteraard is een dergelijke schatting zinloos wanneer er sprake is van invloed van de mens via bemesting en bekalking. In verband met hun relatief grote gevoeligheid voor bodemverzuring en hun veelvuldig voorkomen in natuurgebieden, hebben we ons beperkt tot de zandgronden en daarbinnen tot de podzolgronden omdat deze het sterkst verweerd zijn.

Voor dit doel werden zes profielen geanalyseerd en wel van een haarpodzolgrond, drie veldpodzolgronden en twee holtpodzolgronden. De profielen zijn allen afkomstig uit natuurterreinen die ook in het verleden weinig of niet door bemesting zijn beïnvloed. De monsters van haar- en veldpodzolgronden komen uit het landgoed Oostermaat (Bathmen, Salland) uit een dekzandgebied met een tamelijk homogene bodemopbouw. De holtpodzolprofielen zijn afkomstig van de Veluwe uit gestuwd preglaciaal (Doorwerth en Oud Reemst). De profielen werden bemonsterd en beschreven door ing. B.A. Marsman in de jaren 1968-1971. De veldpodzolgronden vormen een hydro(topo)sequentie. In de tekst zijn ze van elkaar onderscheiden door de toevoeging hoog, middelhoog en laag. De bijbehorende grondwatertrappen (Gt) zijn respectievelijk Gt VII (GHG* >80cm), Gt VI (GHG 40-80 cm) en Gt V (GHG <40 cm).

Profielbeschrijvingen en analysegegevens van de verschillende podzolgronden zijn gegeven in respectievelijk appendix 1 en 2. Resultaten van de berekening zijn gegeven in figuur 1. In deze figuur is het verschil in hoeveelheid Al, Fe en basen (Ca, Mg, Na, K) ten opzichte van de C-horizont weergegeven. Tevens is de hieruit berekende totale uitspoeling en accumulatie van de verschillende elementen in het bodemprofiel weergegeven. De basen zijn samen genomen vanwege de geringe uitspoeling in vergelijking met Al en Fe.

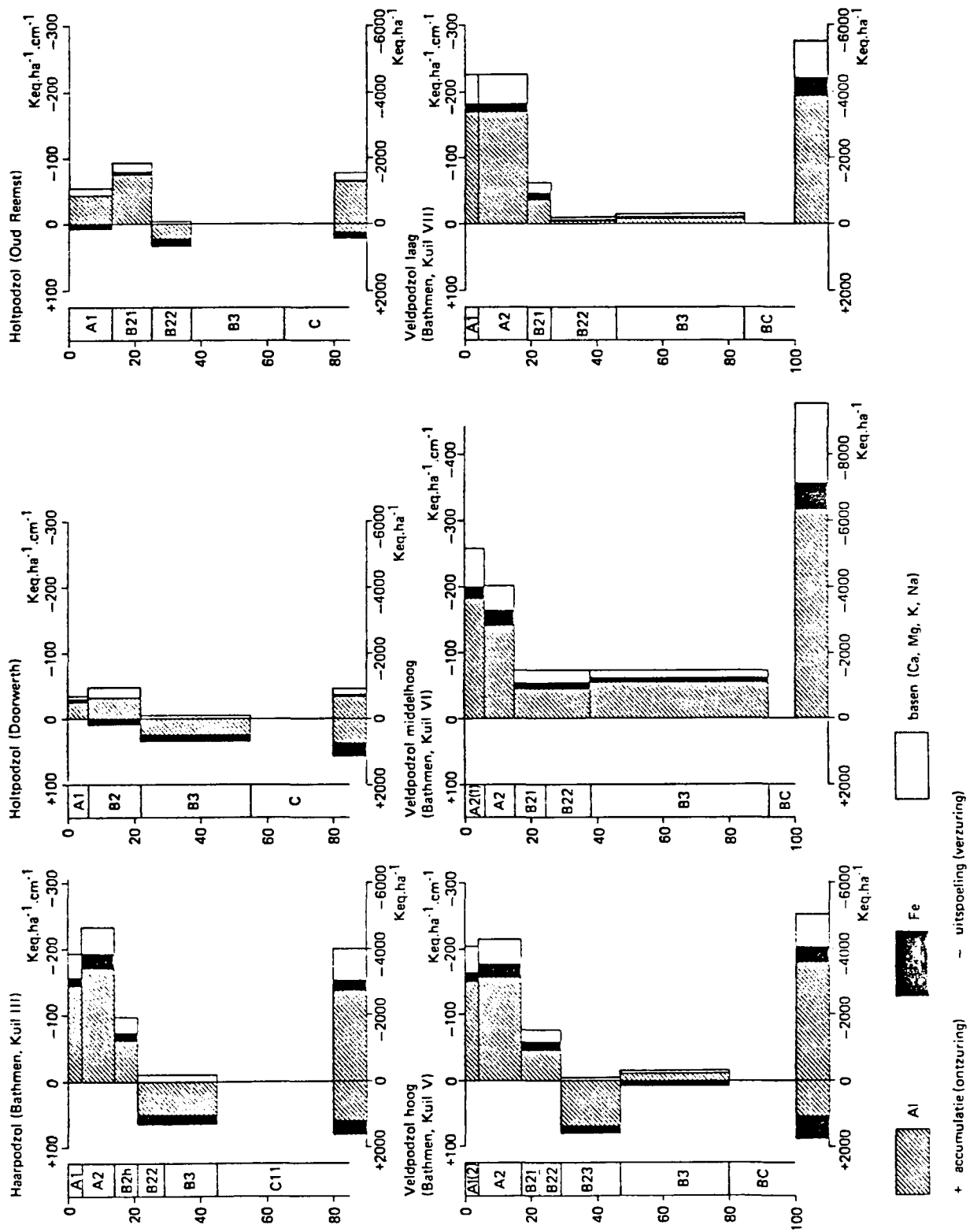
* GHG = gemiddeld hoogste grondwaterstand.

Uit figuur 1 komen twee verschijnselen naar voren die beide betrekking hebben op het gedrag van aluminium en afwijken van het "normale" beeld. Ten eerste blijkt uit de figuur dat in de B₂h horizont, waar een maximale accumulatie van humus (zie ook appendix 2) is opgetreden, tegelijkertijd sprake is van uitspoeling van sesquioxiden (en basen). Volgens gegevens van Pape (1965, 1970) zou Al in deze horizont juist accumuleren. Een ander opvallend verschijnsel is dat bij de lage en middelhoge veldpodzolgrond niet alleen Fe in de ondergrond (B₃-horizont) uitspoelt, maar ook aluminium. Pape vond wel een accumulatie van Al in het onderste deel van de B-horizont (B₂₂) van "natte" veldpodzolen.

Dit schijnbare verschil in gedrag van Al kan worden toegeschreven aan de wijze waarop de grond ontsloten is. De gegevens van Pape hebben betrekking op Al- en Fe-gehalten in een HCl(10%)-oplossing, terwijl de Al- en Fe-gehalten van bovengenoemde gronden bepaald zijn na ontsluiting met een mengsel van HF, HCl en HNO₃ (HF-methode). In het laatste geval is de ontsluiting totaal, met HCl niet.

Om dit te illustreren is tevens het Al- en Fe-gehalte in een 10% HCl-oplossing bepaald. De verschillende Al- en Fe-gehalten zijn weergegeven in figuur 2 (zie ook appendix 2). Uit figuur 2 blijkt duidelijk dat bij de ontsluiting met HCl (10%) slechts een fractie van het totale gehalte aan Al wordt bepaald. Dit geldt met name voor de C-horizont. De invloed op het Fe-gehalte is niet alleen absoluut, maar ook relatief veel minder. Vergelijkt men het Al-gehalte van de verschillende horizonten, bepaald volgens de HCl-methode, dan lijkt er wel sprake te zijn van accumulatie in de B₂-horizont van de veldpodzolgronden en in de B₂h-horizont van de haarpodzolgrond.

Zoals gezegd, blijkt uit de gegevens die met de HF-methode zijn bepaald, dat in werkelijkheid géén ophoping van Al in deze horizonten optreedt. Dit betekent dat gegevens van Al- en Fe-gehalten in een HCl(10%)-oplossing slechts beperkt bruikbaar zijn. Ook van Schuylenborgh (1962) wees er reeds op dat conclusies met betrekking tot uitspoeling en accumulatie van Al en Fe alleen getrokken mogen worden op basis van totaalgehalten.



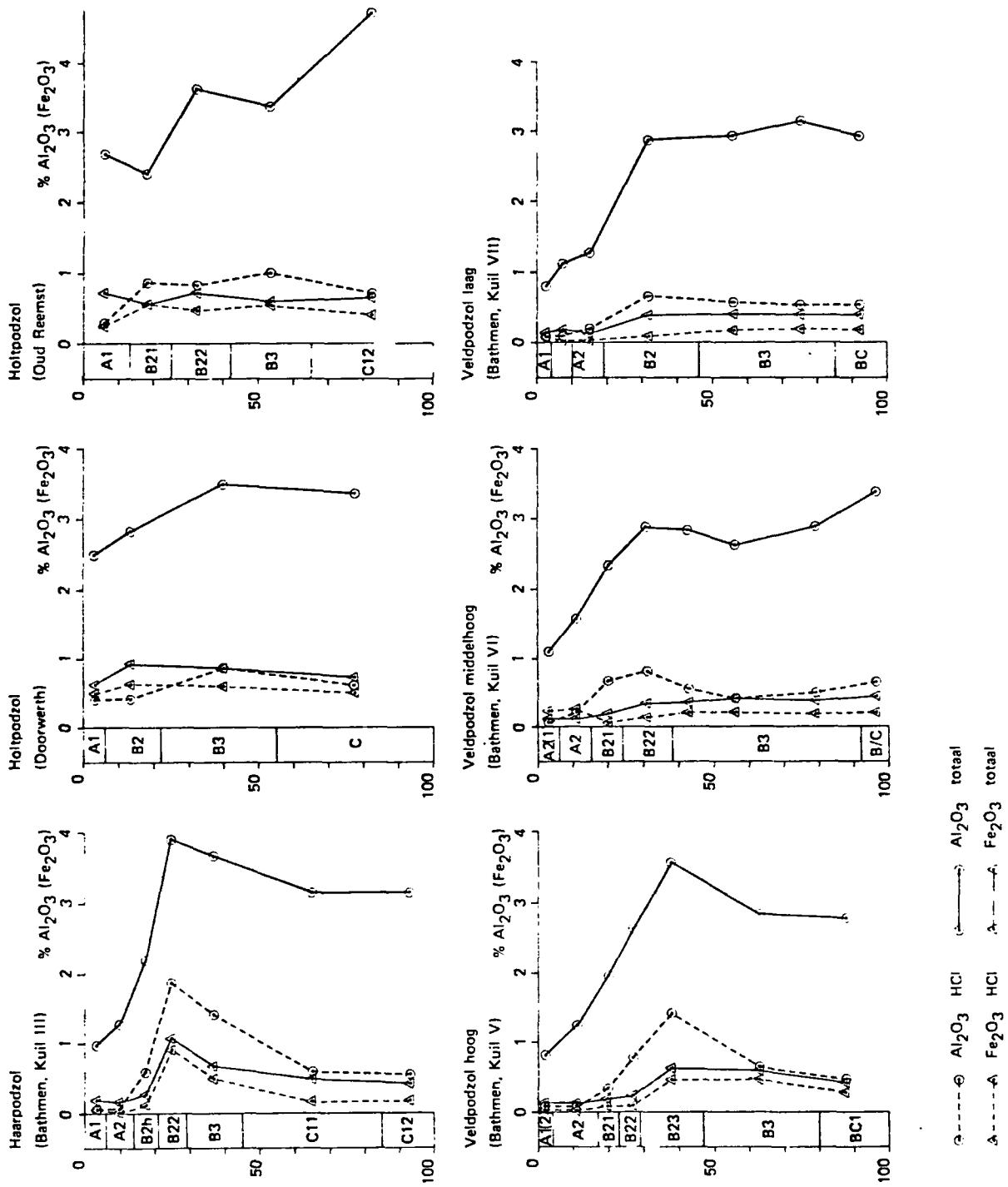
Figuur 1 De uitspoeling (verzuring) en accumulatie (ontzuring) van Al, Fe, en basen (Ca, Mg, Na, K) in podzolgronden

Overigens vond deze op basis van totaalbepalingen wel een accumulatie van Al in de B2h-horizont van drie podzolgronden in Nederland. In het onderste deel van de B-horizont van een natte veldpodzol vond hij een Al-gehalte wat vergelijkbaar was met de C-horizont (geen accumulatie of uitspoeling). Daarbij moet worden opgemerkt dat hij geen dichtheids-correctie heeft uitgevoerd.

De gegevens in figuur 1 dienen met de nodige voorzichtigheid te worden geïnterpreteerd, aangezien ze gebaseerd zijn op de aanname dat de oorspronkelijke mineralogische samenstelling van de bovengrond gelijk is geweest aan de huidige samenstelling van het C-materiaal. Dit behoeft met name voor de holtpodzolgronden niet het geval te zijn. Dit blijkt bijv. bij de holtpodzolgrond uit Doorwerth waarbij sprake is van accumulatie van Fe in de B2-horizont terwijl Al en basen uitspoelen.

In dit geval zal het oorspronkelijke Fe-gehalte in de bovengrond waarschijnlijk hoger zijn geweest dan het Fe-gehalte in de C-horizont. Het feit dat de berekende hoeveelheid "geaccumuleerd" Fe in beide holtpodzolgronden hoger is dan de uitgespoelde hoeveelheid wijst hier ook op (figuur 2). De haar- en veldpodzolgronden zijn vrij homogeen qua bodemopbouw maar ook hier wijzen de cijfers uit dat de aanname niet volledig gerechtvaardigd is. Zo is de geaccumuleerde hoeveelheid Fe ook in de haarpodzolgronden en hoge veldpodzolgrond meer dan de uitgespoelde hoeveelheid (figuur 1), wat op hogere oorspronkelijke Fe-gehalten wijst.

Ook de gelijktijdige accumulatie van Fe in de B3-horizont van de hoge veldpodzolgronden enerzijds en de uitspoeling van Al en basen anderzijds, wijst hier op. Een andere indicatie vormt het gehalte aan basen in de verschillende horizonten. Zo is in het onderste deel van de B-horizont van de hoge en lage veldpodzolgrond het gehalte aan sommige basen hoger ("accumulatie") en van andere lager ("uitspoeling") dan in het C-materiaal (zie appendix 3). In figuur 2 is slechts het totaal effect met betrekking tot de basen weergegeven.



Figuur 2 Het verloop van Al- en Fe-gehalten in podzolgronden bij gebruik van verschillende ontsluitingsmethoden

Wanneer men het gehele bodemprofiel bekijkt treedt er slechts verzuring op voorzover organische anionen met Al, Fe en basen naar het grondwater uitspoelen (de Vries en Breeuwsma, 1984). In tabel 8 is daarom de netto uitspoeling (verzuring) van Al, Fe en basen van de podzolgronden weergegeven voor het gehele profiel.

Tabel 8 De uitspoeling (verzuring), accumulatie (ontzuring) en netto uitspoeling (verzuring) van Al, Fe en basen in verschillende podzolgronden

Bodemtype	-				+				Netto uitspoeling (verzuring)			
	Uitspoeling (verzuring) (keq/ha)				Accumulatie (ontzuring) (keq/ha)				(keq/ha)			
	Al	Fe	Basen	Totaal	Al	Fe	Basen	Totaal	Al	Fe	Basen	Totaal
Haarpodzolgrond	2750	320	930	4000	1200	400	0	1600	1550	- 80 ²⁾	930	2400
Veldpodzolgrond h')	3600	450	1100	5150	1200	550	0	1750	2400	-100 ²⁾	1100	3400
Veldpodzolgrond mh')	6400	750	1900	9050	0	0	0	0	6400	750	1900	9050
Veldpodzolgrond l')	3900	500	1150	5550	0	0	0	0	3900	500	1150	5550
Holtpodzolgrond D')	700	10	240	950	750	400	0	1150	- 50 ²⁾	-390 ²⁾	240	-200 ²⁾
Holtpodzolgrond OR')	1450	20	300	1770	280	160	0	440	1170	-140 ²⁾	300	1330

¹⁾ h = hoog; mh = middelhoog; l = laag; D = Doorwerth; OR = Oud Reemst

²⁾ Negatieve waarden wijzen op gehalten in de bovengrond die oorspronkelijk hoger zijn geweest dan het huidige gehalte in de C-horizont (moedermateriaal)

Tabel 8 suggereert dat de verzuring van de bodem voornamelijk bepaald wordt door de uitspoeling van Al (met uitzondering van de Holtpodzolgrond in Doorwerth). Of dit proces werkelijk op een zo grote schaal heeft plaatsgevonden, met name in de podzolgronden met een lage grondwaterstand (haarpodzolgrond, hoge veldpodzolgrond en holtpodzolgrond Oud Reemst), is de vraag. Zoals gezegd wijst de te hoge accumulatie van Fe erop dat het oorspronkelijke Fe-gehalte in de bovengrond hoger is geweest dan het huidige Fe-gehalte in de C-horizont. Mogelijk is het oorspronkelijke Al-gehalte in de bovengrond juist lager geweest dan dat in de C-horizont, zodat in werkelijkheid nauwelijks of geen uitspoeling van Al is opgetreden. Uitspoeling van Al in de podzolgronden met een hoge grondwaterstand (veldpodzolgrond middelhoog en laag) is waarschijnlijker, maar op grond van deze twee profielen nog niet met zekerheid vast te stellen.

Dit geldt met name voor de middelhoge veldpodzolgrond waar de uitspoeling aan Al veel hoger is en tot op grotere diepte doorgaat dan bij de lage veldpodzolgrond. Dit is tegenstrijdig en niet waarschijnlijk. De uitspoeling van Fe is in deze podzolgronden wel waarschijnlijk, gezien de hoge oplosbaarheid van Fe II-oxiden.

In tabel 9 is de gemiddelde jaarlijkse bodemverzuring van de podzolgronden ($\text{keq H}^+/\text{ha/jaar}$) weergegeven op basis de uitspoeling van Al, Fe en basen en van basen alleen. Bij de natte veldpodzolgronden is ook de uitspoeling van Fe bij de basen meegenomen.

Tabel 9 Natuurlijke bodemverzuring in kalkloze zandgronden (podzolgronden)

Bodemtype	Verzuring ($\text{keq H}^+/\text{ha/jaar}$) ¹⁾	
	Basen	Al, Fe en basen
Haarpodzolgrond	0.09	0.24
Veldpodzolgrond h	0.11	0.34
Veldpodzolgrond mh	0.27 ²⁾	0.90
Veldpodzolgrond l	0.17 ²⁾	0.56
Holtpodzolgrond D	0.02	-0.02 ³⁾
Holtpodzolgrond OR	0.03	0.13

¹⁾ De tijdsduur waarover de uitspoeling is opgetreden is op 10 000 jaar geschat.

²⁾ De getallen hebben betrekking op de uitspoeling van basen en Fe.

³⁾ Negatieve getallen wijzen op hogere oorspronkelijke gehalten aan elementen in de bovengrond in vergelijking tot het C-materiaal.

Om de gemiddelde jaarlijkse verzuring te kunnen berekenen is de tijdsduur waarover de verwerking (podzolering) is opgetreden op ca. 10 000 jaar geschat. Er is aangenomen dat de bodemvorming zowel in de dekzandgronden als in het preglaciale zand aan het begin van het Holoceen (ca. 10 000 jaar geleden) is begonnen. Er bestaat voor de dekzandafzettingen geen absolute zekerheid dat de gronden kalkloos zijn afgezet, hoewel dit gezien de huidige ontkalkingsdiepten wel waarschijnlijk is. Deze varieert in Salland (Bathmen) van ca. 5-10 meter (van Duyvenbouden, pers. comm.). Het is aannemelijk dat eventueel aanwezig CaCO_3 binnen een periode van ca. 1000 jaar uit de

bovenste 100 cm is verdwenen (zie par. 3.2). Overigens treedt podzolering pas op bij lage pH-waarden, beneden pH 4.5 à 5 (de Vries en Breeuwsma, 1984). Wanneer de grond oorspronkelijk kalk heeft bevat in de bovengrond, dan is de pH-waarde na ontkalking aanvankelijk nog ca. 6.5. De natuurlijke verzuring die bij deze pH optreedt is het gevolg van de dissociatie van carbonzuur.

Aangezien bij dergelijke pH-waarden de verwerking in een "arme" zandgrond gering is en buffering vermoedelijk vooral via kationenuitwisseling plaatsvindt, zal deze pH (zo die al oorspronkelijk zo hoog is geweest) snel gedaald zijn tot ca. 5.0. In het algemeen wordt in zandgronden op de ontkalkingsdiepte dan ook een scherpe pH-overgang gevonden van ca. 4.5 à 5 tot 6.5 à 7.0 (van Wallenburg, pers. comm.). Gezien de onnauwkeurigheid in de schatting van de tijdsperiode die verlopen is sinds het ontstaan van de onderzochte bodems en de onzekerheid of ze ooit kalk hebben bevat is geen rekening gehouden met bovengenoemde tijdseffecten.

De uitspoeling aan elementen uit het bodemprofiel kan niet geheel aan natuurlijke verzuring worden toegeschreven, maar is ten dele beïnvloed door de mens via bodemgebruik en "zure regen". Het effect van zure regen is echter gering vanwege de relatief geringe tijdsduur waarover dit verschijnsel optreedt (ca. 50 jaar). De invloed van het bodemgebruik is op deze podzolgronden ook gering geweest. Dit geldt met name voor de haar- en veldpodzolgronden (Marsman, pers. comm.). De invloed van de mens op de bodemverzuring is daarom verwaarloosd, mede gezien de onnauwkeurigheid in de schatting van de uitspoeling van de elementen in het bodemprofiel en de tijdsduur waarover podzolering heeft plaatsgevonden.

Uit tabel 9 blijkt dat de jaarlijkse verzuring gebaseerd op de uitspoeling aan basen op humuspodzolgronden (haar- en veldpodzolgronden) varieert van ca. 0.1-0.3 keq/ha/jaar. Deze waarden komen overeen met waarden die in West-Duitsland voor een soortgelijke bodem (Callunapodsol) is gevonden (0.2 keq/ha/jaar; Ulrich, 1981). Bij de moderpodzolgronden (holtpodzolgronden) liggen de waarden lager (0.02-0.03 keq/ha/jaar). Deze waarden liggen ook lager dan in West-Duitsland voor een soortgelijke bodem (podsoligen Braunerde) werd gevonden (0.14 keq/ha/jaar; Ulrich, 1981). Het is echter waarschijnlijk dat Ulrich

(1981) geen correctie voor de dichtheid heeft toegepast, waardoor de uitspoeling aan basen overschat is. Berekening van de uitspoeling aan basen zonder dichtheidscorrectie gaf voor de onderzochte profielen waarden die ca. 1.5 à 2.5 maal zo hoog lagen.

De geringere verwerking (verzuring) in de holtpodzolgronden werd eerder ook reeds door middel van mineralogisch onderzoek aangetoond (Pape, 1970). In het Nederlandse bodemclassificatiesysteem zijn ze mede om deze reden ook van elkaar onderscheiden (de Bakker en Schelling, 1966). De geringere verwerkingssnelheid wordt vermoedelijk veroorzaakt door verschillen in mineralogische samenstelling en/of textuur. De holtpodzolgronden komen in het algemeen voor op (moeder)materiaal dat rijker is aan verweerbare mineralen of fijner van textuur (lemiger). Waarschijnlijk is de verwerkingssnelheid van de holtpodzolgronden aanvankelijk juist hoger geweest dan bij de armere humuspodzolgronden, waardoor de pH minder sterk is gedaald en de mineralisatie vrij goed is blijven verlopen. In de humuspodzolgronden is tengevolge van de sterkere pH-daling de mineralisatie sterker vertraagd. De hierbij ontstane organische zuren hebben door hun verzurende en complexerende werking het verwerings(verzuring)-proces sterk versneld.

Wanneer de jaarlijkse verzuring op humuspodzolgronde gebaseerd wordt op de uitspoeling van Al, Fe en basen, dan variëren de waarden van ca. 0.25-0.9 keq/ha/jaar (tabel 9). De hoge waarde voor de middel-hoge veldpodzolgrond is echter wat onwaarschijnlijk. Wanneer we aannemen dat de hoogste waarden op de lage veldpodzol te verwachten zijn, dan variëren de waarden van ca. 0.25-0.6 keq/ha/jaar. Combinatie van beide schattingen (basen en totaal) geeft een variatie van 0.1-0.6 keq/ha/jaar voor humuspodzolgronden.

Wanneer hetzelfde wordt gedaan voor de holtpodzolgronden, dan varieert de schatting van 0.02-0.13 keq/ha/jaar (tabel 6). De negatieve waarde die bij de holtpodzolgrond in Doorwerth is gevonden op basis van de totale uitspoeling aan Al, Fe en basen is uiteraard niet meegenomen. De natuurlijke verzuring op podzolgronden kan op basis van bovenstaande gegevens geschat worden op ca. 0.02-0.6 keq H^+ /ha/jaar.

methode 2

De verwerkingssnelheid in de podzolgronden is eerder vergeleken met literatuurgegevens over de verwerkingssnelheid en vergelijkbare bodems in Duitsland. Deze waarden kunnen echter ook vergeleken worden met literatuurgegevens die betrekking hebben op de huidige zuurproductie in podzolgronden ten gevolge van de dissociatie van organische zuren. Hiervan kan een schatting worden gemaakt aan de hand van het gehalte van organische anionen in het bodemwater en de flux van het bodemwater. Dit geeft een indicatie van de natuurlijke verzuring op podzolgronden, evenals de zuurproductie door dissociatie van carbonzuur een indicatie geeft van de natuurlijke verzuring op kalkrijke gronden (par. 3.2). Schattingen variëren van 0.1-0.7 keq/ha/jaar voor podzolgronden in Noorwegen, Zweden, Amerika en West-Duitsland (Ulrich und Matzner, 1983; van Breemen et al., 1983c). Vergelijkbare waarden zijn gevonden voor podzolgronden in Nederland (Mulder, pers. comm.). De bovengenoemde waarden komen zeer goed overeen met de geschatte natuurlijke verzuring op basis van de uitspoeling aan elementen in het profiel.

De huidige bodemverzuring wordt sterk beïnvloed door de mens. Naast de toename van atmosferische depositie ("zure regen") speelt hierbij ook het bodemgebruik (verbouw van een gewas, bemesting) een belangrijke rol (de Vries en Breeuwsma, 1983). Dit geldt met name voor cultuurgronden en het is dan ook zinvol om deze gronden te onderscheiden van gronden met een min of meer natuurlijke vegetatie (natuurgronden). Daarnaast is het tevens nuttig een onderscheid te maken tussen kalkrijke en kalkloze gronden aangezien de natuurlijke verzuring op kalkrijke gronden veel hoger is en dientengevolge de bijdrage van menselijke invloeden geringer.

Wat de bijdrage van "zure regen" aan de huidige bodemverzuring betreft dient te worden benadrukt dat het hier gaat om een voorlopige schatting gebaseerd op de huidige meetgegevens.

4.1 Cultuurgronden

4.1.1 Kalkrijke gronden

In paragraaf 3.2 is de "natuurlijke" verzuring op kalkrijke kleigronden geschat op $8-30 \text{ keq H}^+/\text{ha/jaar}$ ($225-850 \text{ kg CaO/ha/jaar}$) op basis van gegevens van Edelman en De Smet (1951), van der Sluijs (1970) en eigen berekeningen. Hierbij is reeds opgemerkt dat deze waarden beïnvloed zijn door het bodemgebruik (grasland, bouwland). Aangezien zure regen een verschijnsel is van met name de laatste 30 à 40 jaar, kan worden aangenomen dat het effect hiervan nog niet of nauwelijks in bovenstaande schattingen is meegenomen.

Van Aalst en Diederer (1982) schatten de gemiddelde jaarlijkse depositie van zuur en verzurende componenten in Nederland op ca. 5.8 keq/ha/jaar . De relatieve bijdrage van zwavel (SO_2) en stikstof (NO_x , NH_3) is hierbij respectievelijk 45% en 55% (par. 2). In dit rapport is aangenomen dat deze waarden representatief zijn voor het gemiddelde van alle cultuurgronden.

De verzurende werking van stikstof en zwavel wordt weer ongedaan gemaakt door reductieprocessen (denitrificatie, sulfaatreductie) en ionenopname (nitraatopname, sulfaatopname). Sulfaatreductie treedt pas bij een veel lagere redox potentiaal op dan denitrificatie, en speelt dan ook nauwelijks een rol op de veelal goed ontwaterde cultuurgronden. Sulfaatopname speelt eveneens nauwelijks een rol, aangezien zwavelgebrek in Nederland nauwelijks voorkomt. De verzurende werking van SO_2 is daarom op 100% gesteld. Denitrificatie en nitraatopname spelen kwantitatief echter wel een rol op cultuurgronden. Zo schatte Loman (1977) de denitrificatie van toegediende stikstof via kunstmest op bouwland op 10% en op grasland op 9%. De verzurende werking van stikstof werd op grond van proefresultaten op 31% geschat voor grasland en op 44% voor bouwland (Loman, 1977). Aannemende dat de door Loman (1977) genoemde factoren toepasbaar zijn met betrekking tot de verzurende werking van NO_x en NH_3 op cultuurgronden, kan de gemiddelde verzurende werking van atmosferische depositie in de bodem geschat worden op 3.8 keq/ha/jaar. De schattingen van de droge depositie zijn vrij globaal en kunnen gemakkelijk ca. 25% van de werkelijke waarde af liggen. Dit komt neer op een netto verzurende werking van ca. 3.0-4.5 keq/ha/jaar. Dit is beduidend hoger dan de door Henkens (1983) gemaakte schatting van ca. 1.4 keq/ha/jaar. Deze schatting is echter gebaseerd op "open regenvangers" die slechts een zeer klein deel van de droge depositie meten. Laatstgenoemde waarde kan worden aangehouden als een ondergrens met betrekking tot de bijdrage van zure regen aan de bodemverzuring op cultuurgronden. De grootte van de depositie van zuur vanuit de atmosfeer is dan ook op 1.4-4.5 keq H^+ /ha/jaar geschat.

In tabel 10 is de bijdrage van zure regen aan de bodemverzuring van kalkrijke cultuurgronden aangegeven. Om de vergelijking meer te laten spreken, is de zuurproduktie tevens omgerekend naar de benodigde hoeveelheid kalk om het zuur te bufferen (1 keq H^+ 1 keq CaO = 28 kg CaO).

Tabel 10 De relatieve bijdrage van "zure regen" aan de bodemverzuring van kalkrijke cultuurgronden

	zuurproductie (keq/H ⁺ /ha/jaar)	benodigde hoeveelheid kalk (kg CaO/ha/jaar)	rel. bijdrage (%)
"natuurlijke" verzuring ¹⁾	8 - 30	225 - 850	65 - 95
zure regen	1.4 - 4.5	40 - 125	5 - 35
totaal	9.4 - 34.5	265 - 975	100

¹⁾ De "natuurlijke" verzuring wordt beïnvloed door het bodemgebruik (verbouw van een gewas, bemesting).

Uit de tabel blijkt dat de bijdrage van zure regen aan de bodemverzuring in kalkrijke cultuurgronden veelal klein is.

4.1.2 Kalkloze gronden

Schattingen van de verzuring op kalkloze cultuurgronden kunnen worden gemaakt op basis van de onderhoudsbekalking van bouwland zoals die is aangegeven in de "Adviesbasis voor bemesting van landbouwgronden" (C.B.L., 1982). Wat de waarden voor de onderhoudsbekalking betreft is er van uitgegaan dat hierin nog niet het effect van zure regen is verdisconteerd. Dit betekent een onderschatting van de relatieve bijdrage van zure regen aan de bodemverzuring en een overschatting van de verzuring door bodemgebruik (incl. bemesting).

Wat de kalkloze cultuurgronden betreft kan een onderscheid worden gemaakt in klei, löss, zand en veengronden. De onderhoudsbekalking neemt toe naarmate het lutum- en humuspercentage en de uitgangspH hoger is. In tabel 11 is de relatieve bijdrage van zure regen aan de bodemverzuring op respectievelijk veen-, klei-, löss- en zandgronden gegeven. Wat de veengronden betreft is de schatting gebaseerd op de onderhoudsbekalking op veenkoloniale zandgronden met een humuspercentage in de bovengrond hoger dan 22,5% (zandig veen).

Uit tabel 11 blijkt dat de onderhoudsbekalking toeneemt, en dus de bijdrage van zure regen aan de bodemverzuring afneemt, naarmate het humus- en lutumpercentage van de grond hoger is. Op respectievelijk

veen- en kleigrond en löss en zandgrond ligt de "natuurlijke" verzuring in dezelfde orde van grootte. Vergelijking met tabel 10 wijst uit dat de verzuring veelal lager ligt dan op kalkrijke gronden waar de bijdrage van CO_2 aan de verzuring veel hoger is. In alle gronden speelt de "natuurlijke" verzuring een grotere rol dan de zure regen.

Tabel 11 De relatieve bijdrage van "zure regen" aan de bodemverzuring in cultuurgebieden met veen-, klei-, löss- en zandgronden

	Bodem	"Natuurlijke verzuring"')	"Zure regen"	Totaal
Netto	veengrond	14 - 21	1.4 - 4.5	15.4 - 25.5
zuurproductie	kleigrond	11 - 18	1.4 - 4.5	12.4 - 22.5
(keq H^+ /ha/jaar)	lössgrond	3.5 - 9	1.4 - 4.5	4.9 - 13.5
	zandgrond	3.5 - 11	1.4 - 4.5	4.9 - 15.5
Benodigde	veengrond	400 - 600	40 - 125	440 - 725
hoeveelheid	kleigrond	300 - 500	40 - 125	340 - 625
kalk	lössgrond	100 - 250	40 - 125	140 - 375
(kg CaO /ha/jaar)	zandgrond	100 - 300	40 - 125	140 - 425
Relatieve	veengrond	66 - 94	6 - 24	100
bijdrage	kleigrond	70 - 93	7 - 30	100
(%)	lössgrond	45 - 86	14 - 55	100
	zandgrond	45 - 88	12 - 55	100

') De "natuurlijke" verzuring is vrijwel volledig het gevolg van het bodemgebruik

In feite kan op de kalkloze cultuurgronden niet van een natuurlijke verzuring gesproken worden aangezien verzuring door dissociatie van zwakke zuren nauwelijks een rol speelt. De verzuring wordt hier vrijwel volledig wordt bepaald door het bodemgebruik (invloed van de mens).

Door de verbouw van een gewas en het oogsten daarvan wordt met name de stikstofkringloop verstoord (de Vries en Breeuwsma, 1984). De verzuring ten gevolge van mineralisatie en nitrificatie van organisch gebonden stikstof tot nitraat wordt gedurende het jaar slechts ten dele door nitraatopname gecompenseerd. Verder leidt bemesting veelal tot een verzuring van de bodem (analoog aan "zure regen").

Loman en De Willigen (1972) schatten de zuurproduktie als gevolg van een NPK(stikstof, fosfaat, kali)-bemesting bij een normaal bouwplan in een orde van grootte van ca. 3.5 keq/ha/jaar. De verzurende werking van de kunstmest werd hierbij berekend als de som van de anionen (H-produktie) minus de som van de kationen (H-consumptie) waarbij stikstof in alle gevallen tot de anionen werd gerekend omdat NH_4^+ op landbouwgrond vrijwel volledig in NO_3^- wordt omgezet (Sluismans, 1961). Tevens werd rekening gehouden met het feit dat de verzurende werking van stikstof ten dele te niet wordt gedaan door ionenopname en denitrificatie.

Uit bovenstaande schattingen volgt dat de doorbraak van de stikstof (en zwavel) kringloop door de verbouw van een gewas in de meeste gevallen de belangrijkste oorzaak is van de verzuring op cultuurgronden. Daarnaast speelt ook bemesting en momenteel de "zure regen" een niet te verwaarlozen rol.

4.2 Natuurgronden

4.2.1 Kalkrijke gronden

De natuurlijke verzuring op kalkrijke gronden in natuurgebieden is eerder geschat op ca. 8-16 keq H^+ /ha/jaar (225-450 kg CaO /ha/jaar).

De bijdrage van zure regen aan de huidige verzuring kan worden geschat op basis van gegevens van van Aalst en Diederer (1982). De meeste natuurgronden hebben echter een bosvegetatie waar de deposities hoger liggen dan de door van Aalst en Diederer (1982) geschatte gemiddelde waarde in Nederland. De reden hiervoor is dat bomen als efficiënte filters fungeren voor de gasvormige zuurvormers SO_2 , NO_x en NH_3 . Door de regen spoelt dit van de bladeren af, waardoor het gehalte aan sulfaat (SO_4^{2-}), nitraat (NO_3^-) en ammonium (NH_4^+) in de regen die door de kruin en langs de stam onder de boom valt (doorval) veel hoger is dan van de regen die elders valt (van Breemen et al., 1982). De doorval vertegenwoordigt de natte en droge depositie slechts ten dele doordat de vegetatie

de chemische samenstelling tevens beïnvloedt door o.a. opname, uitwisseling en uitspoeling van kat- en anionen (Ulrich, 1983b).

Aannemend dat de assimilatie van ammonium verwaarloosbaar is, kan de bruto zuurdepositie in de bodem worden geschat uit het gehalte aan NH_4^+ in de doorval en de zuurdepositie via de regen. Wanneer NH_4^+ door de vegetatie wordt opgenomen, is dit een onderschatting. Schattingen van de op deze wijze verkregen potentiële zuurlast op bosgronden (Hackfort) variëren van 5.6-7.1 keq/ha/jaar (van Breemen et al., 1984a). De netto verzuring die in de bodem gerealiseerd wordt, hangt af van het optreden van nitrificatie enerzijds en ionenopname (nitraat- en sulfaatopname) en reductie reacties (denitrificatie, sulfaatreductie) anderzijds. Schattingen van Van Breemen et al. (1984a) voor de netto verzuring in bosgronden als gevolg van atmosferische depositie variëren van 2.7-6.3 keq H^+ /ha/jaar.

Soortgelijke waarden zijn voor West-Duitsland (Solling) gegeven door Ulrich en Matzner (1983). Deze schatten de netto verzuring ten gevolge van zure regen op 2.2-5.0 keq H^+ /ha/jaar, afhankelijk van de vegetatie.

Bovengenoemde schattingen zijn gebaseerd op een aanvoer- en afvoerbalans van alle kat- en anionen die via atmosferische depositie in de bodem terecht komen. De metingen van Van Breemen et al. (1984a) wijzen uit dat nitraatopname (en denitrificatie) een veel belangrijkere rol speelt bij de consumptie van zuur in de bodem dan sulfaatopname (en sulfaatreductie). SO_2 werkt in het algemeen voor 100% verzurend terwijl de verzurende werking van ammoniak varieert van ca. 0-80%.

Van Breemen et al. (1984b) geven ook waarden voor de door zure regen veroorzaakte verzuring van een kalkrijke natuurgrond onder bos (Castricum). Deze variëren van 2.2-2.5 keq/ha/jaar. Deze relatief lage waarden zijn waarschijnlijk hoofdzakelijk het gevolg van de geringe bijdrage van ammoniak op deze lokatie en vormen daarom een ondergrens voor de bijdrage van zure regen aan de bodemverzuring in Nederland.

Een vergelijking tussen de natuurlijke en door zure regen veroorzaakte verzuring op kalkrijke natuurgronden is gegeven in tabel 12.

Tabel 12 De relatieve bijdrage van "zure regen" aan de bodemverzuring van kalkrijke natuurgronden onder bos

	Zuurproduktie (keq H^+ /ha/jaar)	Benodigde hoeveelheid kalk (kg CaO/ha/jaar)	Relatieve bijdrage (%)
Natuurlijke verzuring	8 - 16	225 - 450	55 - 87
"zure regen"	2.5 - 6.5 ¹⁾	70 - 180	13 - 45
Totaal	10.5 - 22.5	295 - 630	100

¹⁾ Geschatte minimum en maximum waarden op grond van gegevens van Van Breemen et al. (1984a, b).

Uit de tabel blijkt dat de bijdrage van zure regen aan de verzuring op kalkrijke natuurgronden in het algemeen vrij gering is.

4.2.2 Kalkloze gronden

De natuurlijke verzuring van kalkloze arme zandgronden (podzolgronden) is eerder geschat op ca. 0.02-0.6 keq H^+ /ha/jaar (par. 3.2). De bijdrage van zure regen aan de bodemverzuring kan op grond van literatuurgegevens op ca. 2.5- 6.5 keq H^+ /ha/jaar worden geschat (par. 4.2.1). Een vergelijking tussen beide bronnen van verzuring is gegeven in tabel 13.

Wat tabel 13 betreft, dient te worden opgemerkt dat de natuurlijke verzuring betrekking heeft op een oerbos waarbij geen sprake is van menselijke beïnvloeding via het bodemgebruik. In een natuurlijk ecosysteem komen de voedingselementen na het afsterven van de vegetatie via mineralisatie weer in de grond terecht en is de kringloop van kat- en anionen gesloten (de Vries en Breeuwsma, 1984). Gegevens van van Breemen et al. (1983c) wijzen dan ook uit dat er in een oerbos (Andrews, Oregon, USA) geen sprake is van biomassa-accumulatie, zodat de hieraan inherente verzuring niet optreedt (de Vries en Breeuwsma, 1984).

Tabel 13 De bijdrage van zure regen aan de bodemverzuring van kalkloze arme natuurgronden onder oerbos

	Zuurproduktie (keq H ⁺ /ha/jaar)	Benodigde hoeveelheid kalk (kg CaO/ha/jaar)	Relatieve bijdrage (%)
Natuurlijke verzuring	0.02 - 0.6	0.5 - 1.7	1 - 20
"zure regen"	2.5 - 6.5	70 - 180	80 - 99
Totaal	2.5 - 7.2	70 - 200	100

Door het verwijderen en opnieuw aanplanten van bos wordt momenteel de kringloop van kat- en anionen echter onderbroken en worden voortdurend kationen via de boom uit de grond verwijderd.

Van Breemen et al. (1983a) schatten de zuurproduktie door ionenopname in een eiken-berkenbos in Hackfort op 0.6-2.2 keq/ha/jaar. Vergelijkbare waarden werden gevonden door Ulrich und Matzner (1983) voor de beuk (0.8 keq H⁺/ha/jaar) en de spar (1.5 keq H⁺/ha/jaar) in bossen in West-Duitsland (Solling). In bovenstaande schattingen is verondersteld dat de interne stikstofcyclus gesloten is, zodat het kationenoverschot betrekking heeft op alle kationen, uitgezonderd ammonium, met aftrek van alle anionen uitgezonderd nitraat.

(N.B. Uiteraard treedt op kalkrijke gronden ook verzuring op door biomassa accumulatie, maar hier is het effect gering ten opzichte van de verzuring door dissociatie van CO₂ in water).

In tabel 14 is een vergelijking gemaakt tussen de huidige interne verzuring en de externe bijdrage door zure regen. Hieruit blijkt dat de bijdrage van zure regen aan de huidige bodemverzuring op kalkloze arme zandgronden nog altijd hoog is, terwijl de bijdrage van het bodemgebruik (verwerkt in de interne verzuring) relatief gering is ten opzichte van zure regen. De beweringen van o.a. Rosenquist et al. (1980) en Krug en Frink (1983), dat de huidige bodemverzuring voornamelijk wordt veroorzaakt door het bodemgebruik, gelden dus in elk geval niet voor de Nederlandse situatie.

Tabel 14 De relatieve bijdrage van interne en externe (door "zure regen" veroorzaakte) bodemverzuring op kalkloze natuurgronden onder produktiebos

	Zuurproduktie (keq H ⁺ /ha/jaar)	Benodigde hoeveelheid kalk (kg CaO/ha/jaar)	Relatieve bijdrage (%)
Interne verzuring	0.5 - 2.0 ¹⁾	15 - 55	8 - 44
Externe verzuring	2.5 - 6.5	70 - 180	56 - 92
Totaal	3.0 - 8.5	85 - 235	100

¹⁾ Geschatte minimum en maximum waarden op grond van gegevens van Van Breemen et al. (1984a, b) en Ulrich und Matzner (1983).

Met betrekking tot het aandeel van natuurlijke verzuring, bodemgebruik en "zure regen" in de bodemverzuring in Nederland kunnen de volgende conclusies worden getrokken.

- Natuurlijke verzuring is op kalkrijke gronden vrij hoog (zonder dat de pH daalt). De zuurproduktie ten gevolge van de dissociatie van carbonzuur varieert op deze gronden van ca. 8-16 keq H^+ /ha/jaar. Op kalkloze gronden is de natuurlijke verzuring veel lager (maar daalt de pH wel). De zuurproduktie ten gevolge van de dissociatie van organische zuren in podzolgronden kan worden geschat op ca. 0.02-0.6 keq H^+ /ha/jaar.
- Het bodemgebruik speelt een dominante rol op cultuurgronden. De zuurproduktie die hoofdzakelijk veroorzaakt wordt door mineralisatie en nitrificatie van organisch stikstof tot nitraat varieert van ca. 3.5-21 keq H^+ /ha/jaar afhankelijk van het humus- en lutumgehalte. In vergelijking met cultuurgronden speelt het bodemgebruik in bossen een relatief geringe rol. Schattingen van de zuurproduktie ten gevolge van de verwijdering van vegetatie variëren van ca. 0.5-1.5 keq H^+ /ha/jaar.
- Schattingen van de netto zuurbelasting ten gevolge van "zure regen" variëren van ca. 1.4-4.5 keq H^+ /ha/jaar op cultuurgronden tot ca. 2.5-6.5 keq H^+ /ha/jaar voor natuurgronden. De variatie is voornamelijk het gevolg van verschillen in droge depositie en verschillen in de verzurende werking van stikstof (NO_x , NH_3) in diverse ecosystemen. Vergelijking van deze waarden met die van natuurlijke verzuring en bodemgebruik wijzen uit dat het aandeel van "zure regen" in de bodemverzuring relatief gering is op kalkrijke gronden en cultuurgronden (5-55%). In bossen op de kalkloze natuurgronden is het aandeel echter hoog tot zeer hoog (55-95%).

LITERATUUR

- Aalst, R.M. van, en H.S.M.A. Diederén, 1982. De rol van stikstof-oxiden en ammoniak bij de depositie vanuit de lucht van bemestende en verzurende stoffen op de Nederlandse bodem. T.N.O. Rapport, nr. R83/42.
- Appelo, C.A.J., 1982. Verzuuring van het grondwater op de Veluwe. *H₂O* 15 (nr. 18): 464-468.
- Asman, W.A.H., E. Buijsman, A.W.M. Vermetten, R.J. Heijboer, A.J. Janssen en J. Slanina, 1984. Herkomst van zure depositie in Nederland. Proc. Symp.: Zure regen - oorzaken, effecten en beleid. 's-Hertogenbosch, 17-18 november 1983: 49-54.
- Bakker, J.W., 1980. Gasfase. Cursus bodemkunde, deel I: hoofdstuk 5.
- Bakker, H. de, en J. Schelling, 1966. Systeem van bodemclassificatie voor Nederland. Pudoc, Wageningen, 1966: 217 pp.
- Bolt, G.H. and M.G.M. Bruggenwert, 1976. Soil Chemistry, A. Basic elements. Developments in Soil Science 5A. Elseviers Scientific Publishing Company, Amsterdam: 281 pp.
- Breemen, N. van, P.A. Burrough, E.J. Velthorst, H.F. van Dobben, Toke de Wit, T.B. Ridder and H.F.R. Reijnders, 1982. Soil acidification from atmosphere ammoniumsulphate in forest canopy throughfall. *Nature* 299: 548 - 550.
- Breemen, N. van, J.J.M. van Grinsven and E.R. Jordens, 1983. H^+ budgets and nitrogen transformations in woodland soils in the Netherlands influenced by high input of atmospheric ammonium sulphate. Proc. Int. Conf. Acid Precipitation - Origin and effect VDI, Düsseldorf. In press.
- Breemen, N. van, J. Mulder and C.T. Driscoll, 1984a. Acidification and alkalisation of soils. Plant and soil. In press.
- Breemen, N. van, C.T. Driscoll and J. Mulder, 1984b. The role of acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. *Nature*. In press.
- Consulentschap voor bodemaangelegenheden in de landbouw, 1982. Adviesbasis voor bemesting van landbouwgronden: 40 pp.
- Edelman, C.H., 1950. Soils of the Netherlands. North-Holland, Amsterdam: 177 pp.

- Edelman, C.H. and L.A.H. de Smet, 1951. Over de ontkalking van de Dollardklei. Boor en Spade 4: 104-114.
- Henkens, Ch.H., 1983. Invloed van de neerslag op de kalktoestand van de grond. Bedrijfsontwikkeling, 14e jaargang, nr. 9: 641-648.
- Hoeks, J., 1983. Verzuring van bodem en grondwater als gevolg van atmosferische depositie. ICW Nota 1480.
- Hunt, J.E., R.G. Wright and R.L. Desjardins, 1982. A measurement system for SO₂ dry deposition rates. Symposium: Acid forming emissions in Alberta and their ecological effects. Alberta, 9-12 March 1982: 121-152.
- Kemmers, R.H. en P.C. Jansen, 1980. De invloed van chemische factoren in grondwater en bodem op enkele vegetatietypen in het CRM-reservaat "Groot Zandbrink". ICW Nota 1181.
- Kooistra, M.J., 1978. Soil development in recent marine sediments of the intertidal zone in the Oosterschelde - the Netherlands. A soil micromorphological approach. Soil Survey paper no. 14.
- Koorevaar, P. G. Menelik and C. Dirksen, 1983. Elements of soil physics. Developments in Soil Science 13. Elseviers Scientific Publishing Company, Amsterdam: 228 pp.
- Krug, E.C. and C.R. Frink. Acid rain on acid soil: a new perspective Science 221: 520-525.
- Likens, G.E., F.H. Borman, R.S. Pierce, J.S. Eaton and N.M. Johnson, 1977. Biochemistry of a forested ecosystem. Springer Verlag: 1-146.
- Lindsay, W.L., 1979. Chemical equilibria in soils. John Wiley and Sons New York: 449 pp.
- Loman, H. en P. de Willigen, 1972. Kalkverliezen op zandbouwland. IB. Rapport 13, 1972.
- Loman, H., 1977. Invloed van meststoffen op de kalktoestand van de grond; het effect van de N-component. IB nota 45, 1977.
- Maschhaupt, J.G., 1948. Bodemkundige onderzoeken in het Dollard-gebied. Verslag Landbouwk. Onderzoek. 54(4): 222 pp.
- Pape, J.C. 1970. Cursus Bodemkunde, deel II; hoofdstuk 1: 303-390.
- Rosenquist, I.Th., P. Jørgensen and H. Rueslatten, 1980. The importance of natural H⁺ production for acidity in soil and water. In: D. Drabløs and A. Tollan (eds.): Ecological impact of acid precipitation. SNSF project Oslo.

- Schuylenborgh, J. van, 1962. On soil genesis in temperate humid climate. I. Some soil groups in the Netherlands. *Neth. J. Agric. Sci.* 10 (2): 127-144.
- Sluijs, P. van der, 1970. Decalcification of marine clay soils connected with decalcification during silting. *Geoderma*, 4: 209-227.
- Sluismans, C.M.J., 1961. Invloed van (meng)meststoffen op de kalktoestand van de grond. IB rapport 1, 1961.
- Sollins, P., C.L. Grier, F.M. McCarison, K. Cormack jr and R. Foyel, 1980. The internal element cyclus of an old growth Douglas fir ecosystem in Western Oregon. *Ecological monographs* 50: 261-285.
- Ulrich, B. 1981. Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. 2. Pflanzenernähr. *Bodenk.* 144: 289-305.
- Ulrich, B. 1983a. A concept of forest ecosystem stability and of acid deposition as driving force for destabilization. In: B. Ulrich and J. Pankrath (eds.): *Effects of air pollutants in forest ecosystems*; D. Reidel Publ. Co., Dordrecht: 1-29.
- Ulrich, B., 1983b. Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride. In: B. Ulrich and J. Pankrath (eds): *Effects of air pollutants in forest ecosystems*. D. Reidel Publ. Co., Dordrecht: 33-45.
- Ulrich, B. und E. Matzner, 1983. Abiotische folgewirkungen der weiträumigen ausbreitung von Luftverunreinigungen. Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern, Forschungsbericht 104 02 615.
- Vries, W. de en A. Breeuwsma, 1984. Gevolgen van zure regen voor de bodem. 1. Oorzaken van bodemverzuring. Stichting voor Bodemkartering, rapport nr. 1786.
- Zuur, A.J., 1939. Bodenvorming uit jonge zee-afzettingen. *Tijdschr. Kon. Ned. Aardr. Gen.* 59: 62-80.

APPENDIX 1

Profielbeschrijving van de onderzochte podzolgronden (Ing. B.A. Marsman)

Profielnummer 1

Bodemeenheid : haarpodzolgrond
Plaats : landgoed Oostermaat (bij Bathmen), kuil III
Vegetatie : bos
Gt (GHG/GLG) : VII, GHG 120 cm

Profielbeschrijving

- A1 is humeus met vrij veel afgeloogde korrels en gaat geleidelijk over in
- A2 een grauwe, humusarme horizont met overwegend ronde oplossingsvlekken (7,5YR6,5/1) van 1 cm doorsnede; er is een zeer scherpe en rechte overgang met de
- B2h een humusrijke horizont met enkele horizontale wortelviltjes vooral boven de dunne ijzerfiber, die deze horizont aan de onderzijde messcherp begrenst.
- B22 deze horizont geeft een heterogeen kleurbeeld; gele ijzerkleuren (7,5YR5,5/6) als vlekken en rondjes met een duidelijk concentratie direct onder de ijzerfiber. Donkere gedeelten (7,5YR4/4-4/3) zijn veelal verkit (humus en ijzer). Er zijn kleine verkitte brokjes en enkele dunne humusfibertjes aanwezig.
- B3 gele C met ijzerhuidjes, die zeer los is en geleidelijk overgaat in
- C11 een horizont met een aantal donkere (7,5YR2/2-4/3) wortelzakken komend uit de B22; in de wortelzakken zitten ronde oplossingsvlekken en dunne humusfibertjes (vnl. aan de onderzijde). Op de overgang naar de onderliggende horizont zijn plaatselijk kenmerken van de Allerød-laag te zien (houtskool en grauw).
- C12 bestaat uit grijze (10YR7,5/1) verticale banen afgewisseld met zwak ijzerkleurige grote vlammen, overwegend 10YR7/3-7/4; het grijze deel is zeer los, het ijzerkleurige deel is verdicht.

Profielnummer 2

Bodemeenheid : holtpodzolgrond (in gestuwd preglaciaal)

Plaats : Doorwerth

Vegetatie : bos (vnl. eikenbos)

Profielbeschrijving

- A1 is een zeer donkergrijze, humusrijke, kalkloze sterk lemige, grof zandige horizont. Er komen veel grijze, afgeloogde zandkorrels in voor, maar het loodzandkarakter van deze laag is door het humusgehalte "verborgen".
- B2 is een overgangslaag gekenmerkt door een geleidelijke afname van de hoeveelheid loodzandkorrels en een geleidelijke kleur-omslag van grijs naar bruin.
- B3 is een donkerbruine, humeuze, kalkloze, sterk lemige, grof-zandige horizont. De zandkorrels zijn omhuld met ijzerhuidjes en de humus ligt als mullachtige modder, vermengd met de zeer fijne minerale delen, tussen de zandkorrels. Er is een zeer geleidelijke overgang naar de weinig veranderde ondergrond.
- C is lichter van kleur en minder humeus dan de B3. De laag is kalkloos, zwak lemig en bevat grof zand met ijzerhuidjes om de zandkorrels.

Het gehele profiel bevat enig grind.

Profielnummer 3

Bodemeenheid : holtpodzolgrond
Plaats : Oud Reemst (Veluwe)
Vegetatie : heideveld (afgeplagd) met grastussengroei
Gt (GHG/GLG) : VII (120 cm)

Profielbeschrijving

- A1 de horizont is in het verleden gedeeltelijk afgeplagd; hij is donkerbruin, zeer humeus, zwak lemig, matig fijnzandig en de overgang is vlak en geleidelijk.
- B21 een donkerbruine, matig humeuze, leemarme, matig fijnzandige horizont met een vlakke en geleidelijke overgang naar de
- B22 een bruine, humusarme, leemarm, matig fijnzandige horizont met weer een vlakke en geleidelijke overgang naar de
- B3 een bruine, leemarm, matig fijnzandige horizont; de pakking is los en de overgang geleidelijk.
- C een licht-grijsgele, leemarme, horizont die bestaat uit matig fijn zand afgewisseld met matig grof zand; de pakking is los; in de C12 komen vrij veel B2t-fibers voor (7,5YR5/6), de fibers zijn horizontaal onderbroken en vertonen grillige uitzakkingen.

In het gehele profiel komen vrij veel stenen voor van allerlei afmetingen; de meesten hebben een doorsnede van ongeveer één cm sommige een doorsnede van meer dan tien cm.

Profielnummer 4

Bodemeenheid : veldpodzol (hoog)

Plaats : landgoed Oostermaat (bij Bathmen), kuil V

Vegetatie : bos

Gt (GHG/GLG) : VII, (100 cm/200 cm)

Profielbeschrijving

- A1(2) een matig humeuze laag met veel afgeloogde korrels, onregelmatig en geleidelijk overgaand in
- A2(1) een humusarme, "vuile", laag met gevlekt kleurenbeeld, matig scherp en zwak golvend overgaand in
- B21 een humeuze laag met vrij veel afgeloogde korrels, geleidelijk met uitstulpingen naar beneden overgaand in
- B22 een zeer sterk verkitte horizont met vrij grote horizontaal gerichte brokken (sterk verkit), omgeven door een grillig patroon van zwarte humusfibertjes. In de verkitte brokken komen wel kleine poriën voor.
- B3 een dichte, verkitte horizont met gevlekt kleurenbeeld, soms ijzerkleuren en verkitte vlekken (7,5YR4-5,5/5 en 10YR7/4) en enkele dunne, grillig verlopende, humusfibertjes.
- B/C een horizont met vrij veel horizontale humusfibertjes (met een dikte van 2 tot 4 mm). Bovenin de horizont verspringen de lagen soms; de gelaagdheid wordt naar beneden toe duidelijker met een toenemend aantal dunne, lemige, zeer fijnzandige laagjes. De horizont is plaatselijk verkit, maar wordt na 100 cm losser.
- C11 een sterk gelaagde horizont met overwegend zeer fijne laagjes.
- C12 de laagjes in deze horizont bestaan vnl. uit matig fijn zand en zeer fijn zand met hier en daar wat fijn afgerond grind.

Profielnummer 5

Bodemeenheid : veldpodzolgrond (middelhoog)

Plaats : landgoed Oostermaat (bij Bathmen), kuil VI

Vegetatie : bos

Gt (GHG/GLG) : VI, (70 cm/170 cm)

Profielbeschrijving

- A2 is een grauwe humusarme horizont die direct onder A0 een zeer sterk A2 karakter (10YR7/1) vertoont en geleidelijk en golvend overgaat in
- B21 een humeuze B2, met bovenin veel afgeloogde korrels en ook weer geleidelijk en golvend overgaand in
- B22 een humusarme, licht verkitte B2 met kleine sterk verkitte plekjes (meestal donker van kleur). Het is een veelkleurige horizont met dunne donkere humusfibertjes en donkere vlekken (7,5YR4,5/4-6/4) en ook deze horizont gaat geleidelijk en golvend over in
- B3 die in het bovenste deel matig verkit is met witte ronde vlekjes (10YR7/2). Het onderste deel is niet verkit en bevat enkele horizontale humusfibers en gaat weer geleidelijk over in
- B/C een sterk gelaagde horizont van laagjes zeer fijn en matig fijn zand met een dikte van één tot enkele mm. Op 16 cm bevindt zich een humusfiber van 4 mm dikte en op 119 cm bevindt zich een 1 cm dik laagje met veel grind van 1 tot 2 mm doorsnede.
- C is een gelaagde horizont (minder dan in de B/C) met zeer fijnzandige laagjes.

Profielnummer 6

Bodemeenheid : veldpodzolgrond (laag)

Plaats : landgoed Oostermaat (bij Bathmen), kuil VII

Vegetatie : bos

Gt (GHG/GLG) : V (30 cm/160 cm)

Profielbeschrijvingen

- A1 een humeuze laag, onregelmatig en matig scherp overgaang in
- A2 een matig humeuze donkere laag met onderin kenmerken van een A/B- of B1-horizont. Golvend en matig scherp overgaand in
- B2 een matig humeuze horizont met diverse kleuren en zwarte verkitte humusfibertjes onderin. De verkitting neemt toe met de diepte. De overgang is scherp onder humusfibers en soms meer geleidelijk.
- B3 een humusarme laag met veel, overwegend horizontale verkitte humusfibers (kleur 7,5YR3/3; dikte veelal 2 mm). Onderin komen de dikste fibers voor (tot 1 cm), eveneens horizontaal, maar soms verspringend naar een dieper niveau.
- BC1 een zwak verkitte gelaagde BC met een grindlaag van ca. 5 mm dikte (afgeronde grindjes Ø 2 mm) en enkele verkitte humusfibers.
- BC2 een sterk gelaagde horizont met matig fijnzandige en lemig zeer fijnzandige laagjes en enkele grindbevattende grovere laagjes. Dichte maar niet verkitte horizont.

APPENDIX 2

Analyse gegevens van de bodemonsters

Haarpodzol Bathmen, Kuil III, Oostermaat

Centraal archief	Afd. archief	Hori- zont	Diepte cm	Dichtheid gr/cm ³	pH	Humus %	Lutum %	Al ₂ O ₃ (t) ¹⁾ %	Al ₂ O ₃ (h) ²⁾ %	Fe ₂ O ₃ (t) %	Fe ₂ O ₃ (h) %	CaO %	MgO %	Na ₂ O %	K ₂ O %
Haarpodzolgrond Bathmen															
85460	K III	A1	0- 4	1.15	2.9	5.0	1.5	0.97	0.094	0.19	0.071	0.037	0.014	0.29	0.37
85461	"	A2	4- 9	1.58	3.2	0.8	1.6	1.1	0.049	0.14	0.029	0.041	0.010	0.32	0.48
85462	"	A2	9- 14	1.58	3.2	1.0	1.8	1.5	0.071	0.16	0.037	0.044	0.018	0.36	0.60
85463	"	B2h1	14- 17	1.35	3.2	5.2	1.9	2.0	0.45	0.26	0.12	0.033	0.026	0.37	0.66
85464	"	B2h2	17- 21	1.35	3.4	6.7	2.9	2.5	0.76	0.26	0.10	0.085	0.043	0.37	0.69
85465	"	B22	21- 29	1.19	4.4	3.3	3.9	3.9	1.9	1.1	0.93	0.12	0.063	0.50	0.79
85466	"	B3	20- 45	1.34	4.5	1.4	4.4	3.7	1.4	0.68	0.48	0.16	0.072	0.54	0.82
85467	"	C11	45- 65	1.59	4.6	0.2	3.3	3.1	0.72	0.53	0.25	0.17	0.086	0.58	0.87
85468	"	C11	65- 85	1.59	4.6	0.2	3.3	3.2	0.53	0.48	0.19	0.20	0.096	0.63	0.95
85469	"	C12	85-100	1.60	4.6	0.2	1.7	3.2	0.58	0.43	0.21	0.16	0.099	0.65	0.95
Holtpodzol Doorwerth															
85525	D	A1	0- 6	1.00	2.9	13.6	4.9	2.5	0.38	0.65	0.48	0.089	0.062	0.46	0.83
85526	"	B2	6- 12	1.35	3.0	3.9	5.1	2.7	0.35	0.70	0.48	0.071	0.067	0.64	0.84
85527	"	B2	12- 22	1.40	3.3	3.1	7.2	2.9	0.50	1.1	0.79	0.091	0.082	0.53	0.88

Centraal archief	Afd. archief	Hori- zont	Diepte cm	pH	Dichtheid gr/cm ³	Humus %	Lutum %	Al ₂ O ₃ (t) ¹⁾ %	Al ₂ O ₃ (h) ²⁾ %	Fe ₂ O ₃ (t) %	Fe ₂ O ₃ (h) %	CaO %	MgO %	Na ₂ O %	K ₂ O %
vervolg Holtpodzol Doorwerth															
85528	D	B3	22- 38	4.0	1.45	2,6	6,6	3,3	0,80	0,93	0,66	0,10	0,093	0,59	0,93
85529	"	B3	38- 55	4.3	1.50	1,4	6,1	3,7	0,85	0,86	0,55	0,13	0,11	0,60	1,0
85530	"	C	55- 75	4.5	1.60	0,4	4,7	3,5	0,66	0,78	0,48	0,13	0,12	0,62	1,0
85531	"	C	75-100	4.5	1.65	0,1	4,7	3,2	0,58	0,78	0,55	0,095	0,13	0,27	1,0
85532	"	B2t	100-125	4.5	1.52	0,1	7,3	3,8	0,91	1,1	0,91	0,089	0,19	0,59	1,1
85533	"	Cg	125-140	4.5	1.63	0,1	4,8	3,3	0,52	1,9	0,77	0,049	0,16	0,54	1,1
Holtpodzol Oud Reemst															
11237	OR	A1	0- 13	3.5	1.27	5,3	4,0	2,7	0,55	0,69	0,53	0,056	0,066	0,33	0,76
11238	"	B21	13- 25	4.2	1.40	1,8	5,1	2,4	0,88	0,55	0,57	0,064	0,054	0,26	0,77
11239	"	B22	25- 37	4.5	1.49	1,2	4,2	3,6	0,82	0,71	0,42	0,055	0,10	0,35	0,98
11240	"	B3	37- 65	4.5	1.55	0,5	6,3	3,4	1,0	0,59	0,55	0,083	0,085	0,37	1,0
11241	"	C12	65-100	4.7	1.60	0,1	2,5	4,7	0,70	0,63	0,41	0,16	0,17	0,74	1,48
Veldpodzol hoog Oostermaat															
85480	K V	A1(2)	0- 4	5.8	1.20	5,8	1,7	0,83	0,094	0,13	0,059	0,046	0,009	0,15	0,24
85481	"	A2	4- 17	3.1	1.54	0,9	3,5	1,3	0,094	0,12	0,029	0,042	0,013	0,23	0,44
85482	"	B21	17- 23	3.1	1.28	3,6	2,7	2,0	0,33	0,18	0,066	0,067	0,021	0,31	0,58
85483	"	B22	23- 29	3.6	1.48	4,9	3,4	2,6	0,78	0,22	0,066	0,13	0,038	0,40	0,71
85484	"	B23	29- 38	4.0	1.57	4,5	3,5	3,7	1,5	0,58	0,35	0,15	0,081	0,50	0,77
85485	"	B23	38- 47	4.3	1.60	3,1	3,4	3,4	1,3	0,72	0,59	0,13	0,077	0,47	0,77

Centraal archief	Afd. archief	Hor- zont	Diepte cm	Dichtheid gr/cm ³	pH	Humus %	Lutum %	Al ₂ O ₃ (t) ¹⁾ %	Al ₂ O ₃ (h) ²⁾ %	Fe ₂ O ₃ (t) %	Fe ₂ O ₃ (h) %	CaO %	MgO %	Na ₂ O %	K ₂ O %
vervolg Veldpodzol hoog Oostermaat Kufl V															
85486	K V	B3	47- 62	1.62	4.3	1,2	2,7	3,0	0,76	0,68	0,53	0,12	0,065	0,50	0,79
85487	"	B3	62- 80	1.63	4.5	0,6	1,8	2,7	0,52	0,54	0,44	0,13	0,057	0,51	0,80
85488	"	BC1	80- 97	1.66	4.5	0,6	2,3	2,8	0,47	0,43	0,28	0,12	0,055	0,54	0,82
85489	"	BC2	97-115	1.70	4.4	0,3	3,5	3,1	0,66	0,46	0,26	0,15	0,087	0,55	0,88
85490	"	BC3	115-132	1.71	4.5	0,1	4,1	3,1	0,66	0,46	0,25	0,13	0,10	0,57	0,91
85491	"	C11	132-146	1.74	4.3	-	4,1	3,3	0,47	0,50	0,21	0,12	0,12	0,56	0,90
85492	"	C12	146-155	1.72	4.3	-	1,8	2,4	0,72	0,40	0,29	0,071	0,088	0,38	0,73
Veldpodzol middelhoog Oostermaat Kufl VI															
85493	K VI	A2(1)	0- 6	1.41	3.0	1,8	3,5	1,1	0,071	0,13	0,23	0,012	0,018	0,19	0,34
85494	"	A2	6- 15	1.41	3.1	2,1	4,2	1,6	0,21	0,15	0,25	0,013	0,024	0,25	0,51
85495	"	B21	15- 24	1.21	3.5	4,9	4,7	2,3	0,68	0,19	0,046	0,033	0,030	0,34	0,65
85496	"	B22	24- 31	1.23	3.8	4,2	4,1	2,9	0,87	0,26	0,086	0,088	0,046	0,42	0,75
85497	"	B22	31- 38	1.44	4.1	2,1	1,9	2,8	0,80	0,41	0,17	0,12	0,066	0,47	0,78
85498	"	B31	38- 47	1.54	4.3	0,6	3,5	2,8	0,59	0,39	0,21	0,14	0,065	0,50	0,79
85499	"	B32	47- 67	1.70	4.5	0,1	3,3	2,6	0,43	0,34	0,20	0,10	0,056	0,50	0,79
85500	"	B33	67- 92	1.62	4.5	0,1	2,7	2,9	0,50	0,38	0,19	0,19	0,073	0,62	0,87
85501	"	B/C	92-117	1.66	4.4	-	4,3	3,4	0,64	0,45	0,21	0,19	0,11	0,66	0,98
85502	"	C	117-135	1.67	4.4	-	4,9	3,3	0,73	0,49	0,26	0,16	0,11	0,58	0,91

Centraal archief	Afd. archief	Horif- zont	Diepte cm	Dichtheid gr/cm ³	pH	Humus %	Lutum %	Al ₂ O ₃ (t) ¹⁾ %	Al ₂ O ₃ (h) ²⁾ %	Fe ₂ O ₃ (t) %	Fe ₂ O ₃ (h) %	CaO %	MgO %	Na ₂ O %	K ₂ O %
Veldpodzol laag Oostermaat Kuil VII															
85504	KV III	A1	0- 4	1.25	2.8	6,6	2,8	0,80	0,071	0,14	0,061	0,007	0,010	0,26	0,28
85505	"	A21	4- 10	1.50	2.9	2,1	3,2	1,1	0,083	0,16	0,032	0,006	0,013	0,28	0,38
85506	"	A22	10- 19	1.42	3.1	2,4	2,9	1,3	0,17	0,13	0,025	0,014	0,010	0,31	0,43
85507	"	B21	19- 26	1.23	3.3	4,2	4,1	2,5	0,54	0,22	0,032	0,056	0,041	0,49	0,75
85508	"	B22	26- 34	1.40	3.8	3,3	3,6	3,0	0,73	0,34	0,082	0,14	0,054	0,62	0,84
85509	"	B22	34- 46	1.55	4.1	1,6	3,3	3,1	0,71	0,41	0,17	0,16	0,076	0,63	0,86
85510	"	B31	46- 65	1.67	4.4	0,8	2,5	2,9	0,59	0,40	0,17	0,14	0,079	0,63	0,87
85511	"	B32	65- 85	1.71	4.3	0,7	2,9	3,1	0,53	0,40	0,18	0,20	0,10	0,52	0,88
85512	"	BC1	85-110	1.74	4.4	0,4	3,3	2,9	0,54	0,40	0,19	0,19	0,10	0,52	0,86
85513	"	BC2	110-130	1.72	4.4	0,4	2,8	3,4	0,66	0,49	0,24	0,21	0,13	0,57	0,95
85514	"	BC2	130-145	1.73	4.5	0,3	2,9	3,2	0,52	0,43	0,20	0,21	0,12	0,57	0,95

¹⁾ t = totaalanalyse met HF, HCl en HNO₃

²⁾ h = analyse met HCl (10%)

APPENDIX 3

Uitspoeling en accumulatie van Al, Fe en basen (Ca, Mg, Na, K) in podzolgronden

Bodemtype	Horizont	Dikte cm	De uitgespoelde (-) of geaccumuleerde (+) hoeveelheid								De uitgespoelde (-) of geaccumuleerde (+) hoeveelheid							
			Al, Fe en basen (Ca, Mg, K, Na) in keq/ha/cm								Al, Fe en basen (Ca, Mg, K, Na) in keq/ha							
code																		
			Al	Fe	Ca	Mg	K	Na	Basen	Totaal	Al	Fe	Ca	Mg	K	Na	Basen	Totaal
Haardpod-	A1	4	-145	-12,4	-5,6	-4,5	-13,0	-11,4	-34,6	-192	-581	-50	-23	-19	-52	-46	-140	-771
zolgrond	A2	10	-174	-19,8	-7,5	-6,2	-12,8	-14,1	-40,6	-234	-1735	-198	-76	-63	-128	-141	-408	-2341
Bathmen	B2h	7	-61	-10,5	-5,3	-3,7	-5,9	-9,8	-24,7	-96	-429	-73	-37	-26	-41	-68	-172	-675
	B22/B3	24	+50	+16,7	-1,2	-1,5	-2,6	-3,4	-8,7	+58	+1210	+401	-29	-36	-63	-81	-209	+1402
Holtpod-	A1	6	-27	-1,1	-0,3	-2,6	-1,4	-1,9	-6,2	-34	-162	-7	2	-15	-8	-11	-36	-205
zolgrond	B2	16	-33	+10,0	-1,2	-3,1	-3,6	-1,9	-9,8	-33	-527	+160	-19	-49	-58	-30	-156	-525
Doorwerth	B3	33	+23	+7,1	+0,5	-1,4	-1,1	+0,6	-1,5	+29	+757	+235	+16	-45	-38	+18	-49	+943
Holtpod-	A1	13	-42	+6,4	-1,1	-1,0	-6,1	-1,0	-9,2	-45	-540	+83	-14	-13	-79	-12	-118	-575
zolgrond	B2	12	-77	-2,1	-0,9	-2,1	-7,2	-4,8	-15,0	-94	-922	-25	-11	-26	-87	-57	-181	-1128
Oud Reemst	B3	12	+24	+6,8	-1,5	+1,3	-1,0	-1,2	-2,4	+28	+287	+82	-18	+15	-13	-14	-30	+339
Veltpod-	A1(2)	4	-150	-14,0	-3,3	-4,8	-15,5	-14,3	-37,9	-202	-600	-56	-13	-19	-62	-57	-151	-807
zolgrond	A2	13	-157	-19,1	-4,5	-5,9	-13,7	-15,0	-39,1	-215	-2040	-248	-59	-76	-178	-195	-508	-2796
hoog	B22	12	-46	-12,5	-1,1	-4,0	-5,3	-7,0	-17,4	-76	-552	-151	-13	-48	-64	-84	-209	-912
Bathmen	B23	18	+67	+13,2	+1,3	-0,6	-2,0	-1,5	-2,8	+77	+1210	+237	+24	-11	-36	-27	-50	+1397
	B3	33	-12	+9,6	+0,1	-2,3	-2,1	-1,2	-5,5	-8	-408	+316	+3	-76	-69	-39	-181	-273

Bodemtype	Hori- zont- code	Dikte cm	De uitgespoelde (-) of geaccumuleerde (+) hoeveelheid Al, Fe en basen (Ca, Mg, K, Na) in keq/ha/cm										De uitgespoelde (-) of geaccumuleerde (+) hoeveelheid Al, Fe en basen (Ca, Mg, K, Na) in keq/ha									
			Al	Fe	Ca	Mg	K	Na	Basen	Totaal	Al	Fe	Ca	Mg	K	Na	Basen	Totaal				
Veldpod	A2(1)	6	-186	-17,4	-8,8	-6,3	-18,1	-19,3	-52,5	-256	-1119	-105	-53	-38	-109	-116	-316	-1540				
zolgrond	A2	9	-144	-16,6	-8,2	-5,8	-12,9	-16,7	-43,6	-204	-1298	-150	-74	-52	-116	-150	-392	-1840				
middelhoog	B2	23	-44	-8,2	-4,4	-3,8	-8,4	-5,5	-22,1	-74	-1003	-189	-100	-87	-193	-126	-506	-1698				
Bathmen	B3	54	-55	-5,8	-1,6	-3,4	-4,2	-3,6	-12,8	-74	-2961	-314	-87	-185	-227	-196	-695	-3970				

Veldpod-	A1	4	-170	-13,4	-8,6	-6,5	-16,6	-11,1	-42,8	-226	-679	-53	-35	-26	-66	-44	-171	-903				
zolgrond	A2	15	-166	-15,8	-9,9	-7,5	-15,4	-11,4	-44,2	-226	-2488	-236	-148	-112	-231	-171	-662	-3386				
laag	B21	7	-38	-9,5	-6,3	-4,4	-1,6	-3,6	-15,9	-64	-269	-66	-44	-31	-12	-25	-112	-447				
Bathmen	B22	20	-2	-2,5	-2,6	-3,4	+4,2	-1,4	-3,3	-8	-44	-50	-53	-69	+84	-29	-67	-161				
	B3	39	-11	-2,1	-1,8	-2,0	+1,4	-1,4	-3,9	-17	-423	-82	-70	-80	+54	-56	-152	-657				