

# **De regulatie van de basentoestand in kwelafhankelijke schraalgraslanden en laagvenen**

**R.H. Kemmers  
P.C. Jansen  
S.P.J. van Delft**

---

OBN-RAPPORT NR. 8

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van het Expertisecentrum LNV, voormalig Informatie- en KennisCentrum Natuurbeheer, van het ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij door Alterra.

Dit rapport kunt u bestellen bij het Expertisecentrum LNV ondervermelding van code OBN-08.

Auteurs: R.H. Kemmers  
P.C. Jansen  
S.P.J. van Delft

Ontwerp omslag: Grafisch Atelier Wageningen, J. de Gruyter

Druk omslag: Van Eck & Oosterink, Kesteren

Reprografie binnenwerk: JB&A Grafische Communicatie, Delft

Productie: Expertisecentrum LNV  
Bezoekadres: Marijkeweg 24, Wageningen  
Postadres: Postbus 30, 6700 AA Wageningen  
Telefoon: 0317 - 474 819

Fax: 0317 - 427 561  
E-mail: [balie@eclnv.agro.nl](mailto:balie@eclnv.agro.nl)

## REFERAAT

Kemmers R.H & P.C. Jansen, 2000. *De regulatie van de basentoestand in kwelafhankelijke schraalgraslanden en laagvenen*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 32. 87 blz. 49 fig.; 13 tab.; 25 ref.

Herstel van de basentoestand in natte schraalgraslanden blijft ondanks gerichte maatregelen soms uit. In 8 referentiegebieden werd onderzocht wat daarvan de oorzaak is. In het veld werd de basenverzadiging van humushorizonten, de bodemvochtsamenstelling en de redoxpotentiaal gemeten gedurende een jaar. Met een chemisch speciatiemodel werden berekende waarden gecalculeerd aan gemeten waarden. Geconcludeerd wordt dat reductieprocessen noodzakelijk zijn voor een hoge basentoestand. Deze processen stagneren indien onvoldoende ijzeroxiden beschikbaar zijn. Het blijkt dat bodems van standplaatsen waar herstel van de basenverzadiging uitblijft oppervlakkig zijn ontijzerd als gevolg van een omslag van kwel- naar infiltratiesysteem. Deze standplaatsen zijn irreversibel verzuurd en worden gekenmerkt door accumulatie van slecht verteerd wortelstrooisel. Onder bepaalde omstandigheden hebben bodems een hoge basentoestand behouden dankzij sulfaatreductie. Naast het ijzergehalte en de redoxpotentiaal blijkt de basenverzadiging gevoelig voor de aard van de organische stof en nauwelijks voor de basrijkdom van het grondwater. Er worden aanbevelingen geformuleerd voor herstel-maatregelen in de praktijk.

Trefwoorden:; natte schraalgraslanden, basenverzadiging, humushorizont, reductie, ijzer, herstelmaatregel.

ISSN 1566-7197

© 2000 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,  
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.  
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

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

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Alterra is de fusie tussen het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN) en het Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC). De fusie is ingegaan op 1 januari 2000.

Projectnummer 85035

[Alterra-rapport 32/./01-2000]



# INHOUD

<b>Woord vooraf</b>	<b>7</b>
<b>Samenvatting</b>	<b>9</b>
<b>Inleiding</b>	<b>15</b>
<b>1. Onderzoeksopzet en methoden</b>	<b>18</b>
1.1 Concept	18
1.2 Hypothesen	19
1.3 Selectie	19
1.4 Humusprofielbeschrijving	21
1.5 Bemonstering	20
1.6 Monsterverwerking en dataverzameling	22
1.7 Chemische analyses	23
1.8 Evenwichtsberekeningen	24
1.8.1 Het speciatiemodel ECOSAT	24
1.8.2 Calibratieprocedure	26
1.8.3 Validatie	26
<b>2 De rol van ijzer</b>	<b>25</b>
2.1 Voorkomen in mineralen	27
2.2 Ferrolyse	28
<b>3 Organische stof en adsorptie-eigenschappen</b>	<b>29</b>
3.1 Gaponcoëfficiënten van humushorizonten	29
3.1.1 Resultaten en discussie	29
3.1.2 Conclusie	31
3.2 Zuurneutralisatiecapaciteit van humushorizonten	31
3.2.1 Resultaten en discussie	31
3.2.2 Conclusie	32
3.3 De redoxtoestand van humushorizonten	33
3.3.1 Resultaten en discussie	33
3.3.2 Conclusie	36
<b>4 Resultaten ECOSAT</b>	<b>35</b>
4.1 Algemeen	35
4.2 Groot-Zandbrink	37
4.3 Korenburgerveen	40
4.4 Stobbenribben	41
4.5 De Barten	41
4.6 Lemselermaten	42
4.7 Ulekryte/Wyldlanden	43
4.8 Overzicht	45
4.9 Conclusies	46
<b>5 Resultaten tijdreeksen</b>	<b>49</b>
5.1 Algemeen	49
5.2 Groot-Zandbrink	49
5.3 Korenburgerveen	50
5.4 Stobberibben	51
5.5 Barten	51
5.6 Lemselermaten	52
5.7 Wyldlanden/Ulekryte	53
5.8 Overzicht	53
5.9 Conclusies	54
<b>6 Gevoeligheidsanalyses</b>	<b>55</b>
6.1 Algemeen	55

6.2	Gevoeligheid voor Ca <sup>2+</sup> concentratie	55
6.3	Gevoeligheid voor sulfaat	56
6.4	Gevoeligheid voor Gaponcoëfficiënt	58
6.5	Gevoeligheid voor HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	60
6.6	Gevoeligheid voor stikstof	62
6.7	Conclusies	62
<b>7</b>	<b>Synthese</b>	<b>65</b>
<b>8</b>	<b>Praktijkconsequenties en aanbevelingen</b>	<b>67</b>
8.1	Plaggen	67
8.2	Kalkrijke of -arme kwel	70
8.3	Aanvoer van 'schoon oppervlakte water'	71
	<b>Literatuur</b>	<b>73</b>
	<b>Aanhangsel 1</b>	
	Analyse grondmonsters: vaste fractie	76
	Analyse grondmonsters: vochtige fractie	78
	<b>Aanhangsel 2</b>	
	Tijdreeks bodemvocht	79
	<b>Aanhangsel 3</b>	
	Gemeten en met Ecosat gecalibreerde waarden van de Ca-verzadiging en de Fe(II) concentratie	91
	<b>Aanhangsel 4</b>	
	Berekende fluxen op verschillende dieptes beneden maaiveld en de relatie tussen flux en grondwaterstand	102

## WOORD VOORAF

Dit rapport is de formele afronding van het verdiepend onderzoek naar de wijze waarop de basenhuishouding van natte schraalgraslanden en laagvenen wordt geregeld.

Het onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van IKC-N en medegefinancierd door de Dienst Landelijk Gebied in Friesland. Het onderzoek werd begeleid door het Deskundigenteam 'Natte Schraalgraslanden'. Omdat de deskundigen van dit team zelf betrokken zijn bij een of meer referentiegebieden stelden zij verschillende data beschikbaar voor het onderzoek. De betrokkenheid van de leden was groot en de samenwerking verliep zeer plezierig. Via deze leden werd ook toestemming verkregen bij Staatsbosbeheer om in hun referentiegebieden het onderzoek uit te voeren. Staatsbosbeheer wordt daarvoor hartelijk bedankt. In een workshop verleenden de leden van het deskundigenteam een bijdrage aan het formuleren van praktijkvragen die in 'hun' gebieden aan de orde zijn bij de herstelmaatregelen. Van deze praktijkvragen is dankbaar gebruik gemaakt om vanuit de inzichten die tijdens het onderzoek zijn ontstaan aanbevelingen voor herstelmaatregelen te kunnen formuleren. Zelf ben ik mij ervan bewust dat de resultaten van het onderzoek tot enkele verrassende inzichten heeft geleid, die ongetwijfeld stof tot discussie zullen oproepen alvorens zij tot consequenties leiden voor de huidige praktijk. Ik doel hier met name op de rol die ijzer blijkt te spelen bij de basenregulatie en dat plaatselijk door ontijzering de basenregulatie irreversibel lijkt te zijn aangetast. 'De kwelzones in ons landschap zijn aan bloedarmoede gaan leiden', zoals een collega dit treffend onder woorden bracht. Duurzaam herstel is in die situaties slechts mogelijk als naast ingrijpende plagmaatregelen tevens de hydrologie fundamenteel wordt hersteld via regionaal hydrologische maatregelen. Dit lijkt in het kader van OBN een illussie. Een ander verrassend inzicht is dat de zwaveldepositie in ons land van de laatste decennia niet aan onze natte schraalgraslanden voorbij is gegaan. Danzij deze depositie is de alkaliniteit plaatselijk verhoogd, waardoor een basenrijk karakter behouden is gebleven. Dit maakt deze terreinen echter tevens uiterst kwetsbaar.

Tot deze nieuwe inzichten hebben ook een aantal collega's van ALTERRA door hun enthousiaste inzet bijgedragen. Aan het onderzoek werd meegewerkt door een veldploeg die maandelijks nauwgezet metingen verrichtten of monsters namen. Jaap Pankow zorgde voor de gegevensverzameling in 'zijn' Groot-Zandbrink, Anthonie van de Toorn reisde daartoe af naar de Wyldlanden en Ulekrite in Friesland, het Korenburgerveen nabij Winterswijk en de Lemselermaten in Salland en Hans Zweers trotseerde de moeilijke toegangswegen tot de Stobbenribben in N.W. Overijssel en de Barten in de Lindevallei. De monsters werden in het laboratorium geanalyseerd onder de kwaliteitsbewuste leiding van Dehlia van Dijk-Hooyer.

Rolf Kemmers





# SAMENVATTING

## Achtergrond

Uit de evaluatie van de effectiviteit van herstelmaatregelen in referentiegebieden door het OBN-deskundigenteam 'Natte schraallanden', bleek dat het herstel van kwelafhankelijke, basenrijke plantengemeenschappen minder voorspoedig verloopt dan verwacht. Met name het herstel van de basentoestand van de wortelzone bleef in een aantal terreinen achter bij de verwachting. Uit een voorstudie bleek dat naast de bodemvochtsamenstelling en ionenwisseling, de aard van de organische stof in de bodem en redoxprocessen een belangrijke rol spelen bij de basenregulatie en dat daarmee bij de maatregelen wellicht onvoldoende rekening wordt gehouden.

## Doel

Het IKC-N gaf opdracht tot een vervolgstudie om het inzicht te vergroten in processen die een rol spelen bij de basenhuishouding van natte schraalgraslanden en laagvenen. Het inzicht diende daarbij te worden vastgelegd in een model. Met behulp van het model zouden zo mogelijk inzichten vertaald kunnen worden naar vuistregels waarmee in de praktijk de effectiviteit van herstelmaatregelen op de basentoestand kan worden ingeschat. Daartoe diende eerst de invloed van de aard van de organische stof op de ionenwisseling en op het verloop van redoxprocessen bestudeerd te worden.

## Concept en hypothesen

In het onderzoek is uitgegaan van een concept, waarbij de basenverzadiging van het adsorptiecomplex van de bodem wordt beschouwd als belangrijkste indicator van de verzuringstoestand van de bodem. Er is van uitgegaan dat de basenverzadiging afhankelijk is van de bodemvochtsamenstelling, ionenwisseling, de aard van de organische stof en redoxprocessen. De basenverzadiging is een toestand van de bodem die de balans aangeeft tussen de zuurionen en basische (vooral  $\text{Ca}^{2+}$ ) kationen. Via ionenwisseling zijn  $\text{Ca}^{2+}$  en  $\text{H}^+$  ionen onderling uitwisselbaar. De verdeling van  $\text{Ca}^{2+}$  en  $\text{H}^+$  ionen over bodemvocht en het adsorptiecomplex wordt bepaald door de Gapon-coëfficiënt. Daarbij treedt een sterke preferentie van het adsorptiecomplex voor  $\text{H}^+$ -ionen op. Naarmate deze preferentie sterker is zal minder gemakkelijk oplading met basen te realiseren zijn. Een van de hypothesen in het onderzoek was dat de grootte van de Gaponcoëfficiënt afhankelijk is van de aard van de organische stof.

De basentoestand kan worden vergroot door verhoging van de  $\text{Ca}^{2+}$ concentratie of verlaging van de  $\text{H}^+$ concentratie. De  $\text{Ca}^{2+}$ concentratie kan worden verhoogd door stimulering van kwel, terwijl de  $\text{H}^+$ concentratie wordt verlaagd door reducerende omstandigheden. Het optreden van reducerende processen is daarom een belangrijke randvoorwaarde voor de oplading van het adsorptiecomplex met  $\text{Ca}^{2+}$  ionen. Reducerende processen zijn gekoppeld aan oxidatieprocessen via redoxreacties, waarbij organische stof nodig is als electronendonor en een oxidator als electronenacceptor. In zuurstofloze milieus zijn nitraten, sulfaten en ijzeroxiden de belangrijkste oxidatoren. Redoxreacties kunnen stagneren door een gebrek aan makkelijk afbreekbare organische stof of door een tekort aan oxidatoren. Afhankelijk van milieuomstandigheden komen in wortelzones nl. meer labiele makkelijk afbreekbare of meer stabiele, tegen afbraak resistente organische stofcomponenten voor. Een tweede belangrijke hypothese van het onderzoek was dat verschillende organische stoftypen een karakteristieke redoxstoestand kennen, waaruit de derde hypothese volgt dat basenoplading niet plaatsvindt in aanwezigheid van stabiele organische stofcomponenten (gekenmerkt door een hoge redoxstoestand), omdat redoxreacties dan niet zouden verlopen.

## Onderzoekslocaties, bemonstering en dataverwerking

De onderzoekslokaties werden geselecteerd op voorkomen van een zo groot mogelijke verscheidenheid aan organische stoftypen en condities van basenrijkdom van de bodem. De organische stoftypen werden getypeerd volgens een horizontcodering van het humusprofiel, waarbij per horizont de mate van strooiselvertering wordt aangegeven. Uiteindelijk werden 14 standplaatsen verspreid over 8 terreinen geselecteerd voor onderzoek. De basenverzadiging varieerde van 10 tot 80% en de vegetatie bestond uit verschillende typen van het *Cirsio-Molinietum*, het *Caricetum lasiocarpae* en het *Scorpidio-Caricetum diandrae* of vervangingsgemeenschappen daarvan.

Op elke onderzoekslokatie werden monsters van onderscheiden humushorizonten verzameld en via een kleine profielkuil werden permanente meetsondes geplaatst voor herhaalde bemonstering van het bodemvocht en de bepaling van de redoxpotentiaal en het bodemvochtgehalte. Van de bodemmonsters werden de vaste fase en de vochtfase gescheiden voor de bepaling van uitwisselbare basen en stofgehalten resp. concentraties kationen en anionen. Met deze gegevens werd per horizont o.a. de Gaponcoefficient bepaald. Via herhaalde bemonstering van het bodemvocht werden concentraties van kationen en anionen bepaald, waaruit o.a. als afgeleide variabele met behulp van de bekende Gaponcoefficient de Ca-verzadiging van het adsorptiecomplex werd vastgesteld. Op deze wijze werd een tijdreeks opgebouwd van de redoxpotentiaal, Ca-verzadiging en opgeloste ionen per horizont.

Het model ECOSAT berekent evenwichtsconcentraties op basis van redoxreacties, ionenwisseling en oplosbaarheidsprodukten van mineralen (o.a. calciet) in een bodem-water-systeem. Met het model zijn berekeningen gemaakt van de Ca-verzadiging van het adsorptiecomplex van de bodem en de  $Fe^{2+}$  concentratie in het bodemvocht, als functie van de redoxpotentiaal, de Gaponcoefficient en de bodemvocht-samenstelling. Voor de berekeningen werden gegevens ingevoerd die ontleend werden aan analyseresultaten van de bemonsterde humushorizonten. Het model werd gecalibreerd door berekende waarden te vergelijken met gemeten waarden uit de tijdreeks.

Bij de berekeningen is bijzondere aandacht besteed aan het voorkomen en de oplosbaarheid van ijzermineralen, gezien de mogelijke rol van Fe(III) als oxidator. Aan het model werd opgegeven dat goethiet, sideriet en pyriet of amorfe vormen daarvan in het systeem kunnen voorkomen. Omdat pyriet mogelijk gevormd kan worden is in het model tevens sulfaat als (te reduceren) component opgenomen. Hoewel ferrolyse als proces in het model niet is meegenomen, is bij de interpretatie van de resultaten wel rekening gehouden met oplossing, reductie en daaropvolgende uitspoeling van Fe(III).

### **Heeft het type organische stof invloed op de basenregulatie?**

Naarmate organische stof sterker is gehumificeerd blijkt de Gaponcoefficient ( $K_G$ ) groter te zijn. Er treden significante verschillen op tussen verschillende horizonttypen, waarbij de waarde van  $\log K_G$  varieert tussen 3,85 en 5,37. Er is een tendens dat naarmate organische stof sterker is gehumificeerd,  $H^+$ -ionen preferenter worden geadsorbeerd dan  $Ca^{2+}$ -ionen, hetgeen samengaat met lagere concentraties  $H^+$ - en hogere concentraties  $Ca^{2+}$  in oplossing. Naarmate het organisch materiaal sterker is verteerd, worden  $H^+$ -ionen steeds moeilijker uitgewisseld tegen basische kationen. De hypothese dat verschillen in adsorptie-eigenschappen zijn te relateren aan verschillen in organischestoftypen behoeft niet te worden verworpen. Dit impliceert dat bodems met goed verteerde organische stof moeilijker zijn op te laden met basen, maar ook dat de  $H^+$  concentratie van het bodemvocht beter gebufferd is tegen zuurinput. Via titratie werd de zuurneutralisatiecapaciteit (ZNC) van elke horizont bepaald. De ZNC varieert per humushorizont. In zijn algemeenheid blijkt dat de ZNC gekoppeld is aan het organische stofgehalte. Minerale AC-horizonten hebben een zeer geringe ZNC. De ZNC is sterk gecorreleerd aan de CEC.

### **Is het ene type organische stof makkelijker te reduceren dan het andere?**

Voor elke horizont is de resistentie tegen oxidatie vastgesteld door de redoxstoestand te bepalen. De redoxstoestand ( $pe+pH$ ) is bepaald door voor een range van pH-waarden de  $pe$  ( $-\log[e]$ ) te bepalen onder aërobe omstandigheden. De conclusie is dat er een verband bestaat tussen de

resistentie van organische stof en het organischstofgehalte. Naarmate organische stof verder is omgezet neemt de resistentie toe en stijgt de redoxtoestand (pe+pH). De redoxtoestand is hoger naarmate van terrestrische of semiterrestrische horizonten het organischstofgehalte lager is. Een uitzondering hierop vormen de semiterrestrische fibric horizonten die zijn samengesteld uit *Polytrichum*, *Sphagnum* of *Hypnum*. Deze horizonten hebben een hoog percentage organische stof en desondanks een hoge redoxtoestand. Mossen zijn kennelijk zeer resistent tegen afbraak.

Hiermee is de tweede hypothese bevestigd dat verschillende organische stoftypen een karakteristieke redoxtoestand hebben. Dit impliceert dat een verlaging van de redoxpotentiaal eenduidig gekoppeld is aan verhoging van de pH. Naarmate organische stof sterker is verteerd, is de redoxtoestand hoger en de potentie tot electronenafgifte lager, waardoor het verloop van reducerende, zuurconsumerende processen wordt bemoeilijkt.

## Welke processen en stoffen reguleren de basenverzadiging?

Om antwoord te krijgen op deze vraag werd met ECOSAT geprobeerd berekende en gemeten waarden van de Ca-verzadiging en de  $\text{Fe}^{2+}$  concentratie in overeenstemming te brengen via calibratie. Daardoor is inzicht ontstaan in welke processen en stoffen een rol spelen bij de basenregulatie. Uit de meetgegevens blijkt dat in een aantal horizonten een combinatie voorkomt van zeer lage Fe-gehalten en een permanent lage Ca-verzadiging, zelfs bij lage redoxpotentialen. Een dergelijke combinatie leidt volgens de berekeningen tot een hoge Ca-verzadiging. Om dit probleem op te lossen moest worden verondersteld dat aluminiumoxiden (gibbsiet) een rol spelen bij de zuurbuffering. Omdat geen aluminiumgehalten bepaald zijn is dit de belangrijkste calibratieparameter geworden. Om gemeten en berekende  $\text{Fe}^{2+}$  concentraties met elkaar in overeenstemming te brengen moest de vorming van sideriet en pyriet mogelijk zijn, omdat anders bij lage redoxpotentialen veel te hoge  $\text{Fe}^{2+}$  concentraties zouden worden berekend. Voor pyrietvorming moest ook sulfaat als component worden gedefinieerd. Omdat ook van deze component geen gehalten bekend waren is het sulfaatgehalte eveneens als calibratieparameter gebruikt.

Uit de calibratie blijkt dat ijzer- en aluminiummineralen een essentiële rol spelen bij de zuur- en basenregulatie van natte schraalgraslanden. Met de veronderstelling dat goethiet, pyriet, sideriet en gibbsiet de voorkomende mineralen zijn kunnen via calibratie van de componenten aluminium en sulfaat over het algemeen berekende waarden bevredigend in overeenstemming worden gebracht met gemeten waarden van Ca-verzadiging. Tevens blijkt dat de derde hypothese van het onderzoek, nl. dat reducerende processen alleen in aanwezigheid van labiele organische stof verlopen, moet worden verworpen. Daarentegen blijkt ook dat, in tegenstelling tot de hypothese, niet door stagnatie van electronendonatie, maar door een gebrek aan electronenacceptors een redoxblokkade optreedt. Uit het feit dat de calibratie zonder sulfaat in beschouwing te nemen niet tot bevredigende resultaten leidt, kan worden geconcludeerd dat kennelijk de zwaveldepositie in de afgelopen decennia tot zwavelaccumulatie en een toename van de alkaliniteit van natte systemen heeft geleid.

Onder aërobe omstandigheden daalt de pH en de Ca-verzadiging naarmate de redoxpotentiaal stijgt. Het niveau tot waarop de pH en Ca-verzadiging dalen is afhankelijk van de totaalgehalten aluminium en ijzer in de bodem. Een hoge Ca-verzadiging onder aërobe omstandigheden is alleen mogelijk bij atmosferische  $\text{CO}_2$ -spanning en een hoog bicarbonaatgehalte in het bodemvocht. Uit de tijdreeksen blijkt deze situatie slechts incidenteel voor te komen.

Onder anaërobe omstandigheden worden ijzeroxiden gereduceerd tot Fe(II). Dit leidt tot een daling van de redoxpotentiaal en een stijging van de pH en de Ca-verzadiging. Het kationenadsorptiecomplex wordt alleen onder reducerende omstandigheden opgeladen met Ca-ionen. Door reductie van ijzeroxiden en sulfaat kunnen hoge Fe(II) concentraties ontstaan als er een overmaat van ijzer ten opzichte van zwavel is. Bij overmaat zwavel kunnen hoge sulfide concentraties voorkomen.

Het blijkt dat er een relatie is tussen het ijzer- en aluminiumgehalte van de bodem. Hoge ijzergehalten gaan samen met lage aluminiumgehalten. Bij  $\text{Fe}$ -gehalten  $> 0.144 \text{ mol.l}^{-1}$  is de redoxcapaciteit voldoende groot om een hoge basenverzadiging te realiseren. Onder dergelijke

omstandigheden komen standplaatsen met een hoge basentoestand voor. Uit de tijdreeks blijkt dat in de winter en het vroege voorjaar de hoogste waarden van de Ca-verzadiging en pH voorkomen. In de zomer daalt de Ca-verzadiging tot een wisselend niveau afhankelijk van het aluminiumgehalte. Pyrietoxidatie draagt waarschijnlijk bij aan de pH daling.

Lage ijzergehalten gaan samen met hoge aluminiumgehalten. Bij gehalten Fe-totaal  $< 0,1 \text{ mol.l}^{-1}$  van een horizont is de redoxcapaciteit (poise) zo gering dat het reductieproces stagneert. Dit zijn ontijzerde standplaatsen als gevolg van ferrolyse. Lage ijzergehalten komen voor op standplaatsen waar onder afwisselend natte en droge condities in combinatie met een infiltratief flux waarschijnlijk ijzeruitspoeling is opgetreden door ferrolyse. Deze standplaatsen zijn sterk en irreversibel verzuurd en de zuurhuishouding wordt gecontroleerd door een aluminiumbuffer. De basenverzadiging is niet meer te herstellen. In deze situaties blijft de Ca-verzadiging onder reducerende omstandigheden toch laag. Uit de tijdreeks blijkt dat zowel 's winters als 's zomers lage waarden van de Ca-verzadiging en pH voorkomen. Bodemkundig uit zich dit in de ontwikkeling van horizonten waarin afgestorven wortelresten accumuleren als gevolg van een verminderde microbiologische activiteit voor organische stof vertering. Uiteindelijk breiden zich op deze standplaatsen *Sphagnaceae* sterk uit.

Bij tussenliggende waarden van het ijzergehalte is extra redoxcapaciteit nodig in de vorm van sulfaatreductie om een hoge basenverzadiging te kunnen realiseren. Uit de tijdreeks blijkt dat in winter en voorjaar nog een matig hoge Ca-verzadiging wordt opgebouwd, maar dat in de zomer een vrij sterke daling optreedt mede als gevolg van pyrietoxidatie.

Ontijzering lijkt hierdoor een belangrijke oorzaak te zijn van problemen bij het herstel van een hoge basentoestand in schraalgraslanden. Dit verschijnsel is aan de orde bij de standplaatsen G212 en G222 in Groot-Zandbrink, standplaats KvA2 in het Korenburgerveen, standplaats StBd in de Stobberribben en de ondergrond van standplaats WL3 in de Wyldlanden. Bij de standplaatsen KvD1, Lm6, Br2, Br5, Wk3 en Uk3 wordt een matig hoge Ca-verzadiging gerealiseerd doordat naast ijzerreductie tevens sulfaatreductie voor voldoende redoxcapaciteit zorgt. Alleen de standplaatsen Lm3, G109, G133 en StBd beschikken op basis van het ijzergehalte over voldoende redoxcapaciteit om een hoge Ca-verzadiging te realiseren.

## Gevoeligheid

Er werd met het gecalibreerde model nagegaan voor welke factoren de basenverzadiging gevoelig is. Daarbij werden die factoren geanalyseerd waarop bij herstelmaatregelen wordt aangegegrepen. De verhoging van de  $\text{Ca}^{2+}$ -concentratie blijkt nauwelijks effectief om de basentoestand te verhogen. Wel blijkt de buffering van de zuurgraad zeer gevoelig voor de aard van de organische stof. Hoe stabiel de organische stof des te hoger is de Kg-waarde maar des te lager kan de Ca-verzadiging zijn om op een gewenst pH-niveau te kunnen bufferen. Plaggen van wortelzones met goed verteerde organische stof (Ah-horizonten) is minder effectief dan plaggen van horizonten met ruw strooisel. Verhoging van de Ca-verzadiging via bicarbonaat blijkt alleen in zomer perioden zeer effectief. Stimuleren van kwel is daarom alleen effectief in de zomer als het kwelwater bovendien veel bicarbonaat bevat. Tenslotte blijkt de Ca-verzadiging ook sterk te kunnen worden verhoogd naarmate meer gereduceerd zwavel in het systeem is geaccumuleerd. Als keerzijde geldt hierbij dat deze toestand tevens zeer gevoelig is voor verzuring door pyrietoxidatie onder aerobe omstandigheden. Zeer stabiele natte omstandigheden kunnen dit voorkomen.

## Aanbevelingen voor de praktijk

De gevoeligheidsanalyse heeft zich gericht op enkele variabelen waarop in de praktijk via effectgerichte maatregelen wordt aangegegrepen. Op basis van de gevoeligheidsanalyse zijn een zestal aanbevelingen voor de praktijk geformuleerd.

**Aanbeveling 1:** Bij een  $\text{H/Ca} > 2,5$  zijn geen redenen aanwezig om plaggen van de toplaag achterwege te laten. Deze kritieke grenswaarde is in het veld te herkennen aan de aanwezigheid van wortelmatten en sphagnumstrooisel in de toplaag. Bij lagere waarden van de  $\text{H/Ca}$

verhouding, gekenmerkt door horizonten met goed gehumificeerde organische stof is plaggen niet aan te raden.

**Aanbeveling 2:** Dominantie van veenmos in de moslaag wijst op sterk verzuurde standplaatsen. Trekken van veenmos is geen effectieve maatregel omdat de veenmossen het gevolg en niet de oorzaak van de verzuring zijn.

**Aanbeveling 3:** Plaggen is alleen zinvol als tot op een diepte wordt geplagd waar het ijzergehalte hoger is dan een kritisch niveau. In zandgronden komt dit overeen met een gehalte  $\text{Fe} > 5 \text{ g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{ds})^{-1}$  en in veengronden met een gehalte  $\text{Fe} > 80 \text{ g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{ds})^{-1}$

**Aanbeveling 4:** Plaggen leidt alleen tot duurzaam herstel van basenrijke standplaatsen als ook de hydrologie fundamenteel wordt hersteld tot een kwelsysteem.

**Aanbeveling 5:** De richting van de grondwaterflux is voor een hoge basentoestand een belangrijkere randvoorwaarde dan de  $\text{Ca}^{2+}$  concentratie van het grondwater. Omdat het optreden van redoxprocessen belangrijker is voor een hoge basentoestand dan de Ca-concentratie geldt in deze context dat de waterkwantiteit (grondwaterstanden) belangrijker is dan de waterkwaliteit.

**Aanbeveling 6:** Aanvoer naar natte schraallanden van basenrijk (oppervlakte)water met een hoge sulfaatconcentratie moet worden ontraden met het oog op sulfidetoxiciteit en potentiële aciditeit.



# INLEIDING

## Achtergrond

Natte schraalgraslanden en laagvenen komen voor in landschappelijk laag gelegen terreinen die gekenmerkt worden door toestroming van meer of minder baserijk kwelwater. Deze terreinen zijn kwetsbaar gebleken voor verdroging, verzuring en vermisting. Dit heeft zich geuit in een sterke afname van plantensoorten die gebonden zijn aan natte, vochtige, voedselarme en baserijke terreincondities. Het landelijk milieubeleid is gericht op het uitvoeren van generieke maatregelen met als doel de milieubelasting terug te dringen op een termijn van enkele decennia. In het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN) worden, ter overbrugging, aanvullende maatregelen gesubsidieerd die gericht zijn op terreingebonden lokale herstelmaatregelen. Voor verschillende categorieën natuurgebieden zijn referentiegebieden geselecteerd om ervaring op te doen met de effectiviteit van dergelijke herstelmaatregelen. Herstelmaatregelen voor natte schraalgraslanden en laagvenen betreffen het verwijderen van zuurbronnen via plaggen en een verbetering van het contact tussen kwelwater en de wortelzone via hydrologische maatregelen.

Uit de evaluatie van de effectiviteit van herstelmaatregelen in referentiegebieden door het OBN – deskundigenteam ‘Natte schraallanden’ (Jansen et al., 1997), is gebleken dat het herstel van plantengemeenschappen van baserijke omstandigheden in beekdalen en laagvenen in sommige terreinen minder voorspoedig verloopt dan verwacht. Het is onvoldoende duidelijk geworden waaraan deze tegenvallende ontwikkeling kan worden toegeschreven. Als belangrijkste aanbeveling in het evaluatierapport is door het deskundigenteam ‘Natte schraallanden’ daarom nader onderzoek naar de regulatie van de basentoestand opgenomen. In opdracht van het Informatie- en KennisCentrum Natuurbeheer (IKC-N) en in vervolg op onderzoek door het DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (Van Wirdum 1993, Schouwenberg & Van Wirdum 1998), werd door DLO-Staring Centrum een voorstudie uitgevoerd met als doel een overzicht op te stellen van processen die een rol spelen bij de basenhuishouding in schraallanden en laagveenmoerassen en een conceptueel model te schetsen voor de basenregulatie via herstelmaatregelen.

## Probleemstelling

In de voorstudie werden tevens de ervaringen opgenomen van onderzoek naar de basenverzadiging van natte schraalgraslanden dat in het kader van het Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging (NOV) door Schouwenberg & van Wirdum (1998) is uitgevoerd. Uit het NOV-onderzoek bleek dat eenvoudige modellen waarmee stoftransport en uitwisseling van basische kationen tussen vaste en vloeibare fase wordt beschreven, redelijk voldoen in laagvenen, maar minder bevredigende resultaten leveren onder terrestrische omstandigheden. Als belangrijk hiaat kwam daarbij naar voren de onbekendheid met ionenwisselingscoëfficiënten. Uit onderzoek van De Mars (1996) en Kemmers (1996) komen aanwijzingen naar voren dat de aard van de organische stof, die zowel door verdroging als vernatting wordt beïnvloed, in relatie tot het verloop van reducerende processen een rol speelt bij de basenregulatie in kwelafhankelijke schraalgraslanden. Daarom werd tijdens de voorstudie (van Delft & Kemmers, 1998) de evaluatie van de effecten van herstelmaatregelen in de OBN-referentieprojecten uitgevoerd tegen de achtergrond van deze voorlopige hypothese. Uit de voorstudie bleek dat dat de voorlopige hypothese houdbaar is en werd geconcludeerd dat, naast de bodemvochtsamenstelling, de aard van de organische stof in de bodem en redoxprocessen een belangrijke rol spelen bij de basenregulatie en dat daarmee onvoldoende rekening wordt gehouden bij herstelmaatregelen.

## Doelstelling

Het vervolgonderzoek is gericht op de ontwikkeling van een methode om de effecten van herstelmaatregelen op de basentoestand te evalueren. In deze methode zullen die variabelen en processen in beschouwing moeten worden genomen waarvan het belang uit de voorstudie is



gebleken: bodemvochtsamenstelling, aard van de organische stof, ionenwisseling en redoxprocessen. Hiertoe werden twee onderzoekslijnen uitgezet.

De eerste onderzoekslijn had tot doel gegevens te verzamelen om:

- eigenschappen van verschillende typen organische stof vast te stellen in relatie tot adsorptie-eigenschappen en redoxtoestand;
- parametriseren van een model waarmee de basentoestand van de bodem kan worden gesimuleerd in afhankelijkheid van de adsorptie-eigenschappen van de organische stof, redoxprocessen en
- het ontwikkelde model te calibreren.

De tweede onderzoekslijn had tot doel met het gecalibreerde model een aantal gevoeligheidsanalyses uit te voeren op variabelen waarop de herstelmaatregelen aangrijpen. Het model/de methode moet daarmee inzicht kunnen verschaffen in het effect van plagmaatregelen (verwijderen van bodemhorizonten met specifieke organische stofeigenschappen) en van hydrologische maatregelen (gericht op verandering van bodemvochtsamenstelling). Op basis van deze inzichten kunnen eventueel vuistregels worden afgeleid. Het onderzoek zal tevens bijdragen aan een beter inzicht in de reversibiliteit van verdrogingsprocessen in relatie tot de basentoestand van de bodem.

Meer specifiek zullen de verworven inzichten moeten leiden tot een antwoord op de volgende vragen:

- Wat is de invloed van de aard van de organische stof op de uitwisseling van zuurionen tegen  $\text{Ca}^{2+}$ -ionen op het adsorptiecomplex?
- Wat is de invloed van de aard van de organische stof op de kationenadsorptiecapaciteit?
- Wat is de invloed van de aard van de organische stof op de redoxtoestand van de bodem?
- Wat is de invloed van de  $\text{Ca}^{2+}$  en  $\text{H}^+$  concentratie in het grondwater op de Ca-verzadiging van de bodem?
- Vormt een lage redoxpotential een randvoorwaarde voor een hoge pH en Ca-verzadiging?
- Wat is de invloed van pyriet en goethiet op de Ca-verzadiging?
- Is plagen van minerale bodems gunstig of ongunstig voor een duurzaam herstel van de Ca-verzadiging?

## Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt eerst het concept besproken waarop deze studie is gebaseerd en worden de hypothesen voor het onderzoek gebaseerd. Vervolgens wordt in dit hoofdstuk het humusprofiel geïntroduceerd dat de belangrijkste ingang vormde voor de verzameling van monsternatuur. Daarna volgt een paragraaf over de bemonstering en de dataverwerking met o.a. het model ECOSAT. Daarin wordt uitgelegd hoe het model is gebruikt om inzicht te verkrijgen in de processen die werden bestudeerd. In een laatste inleidend hoofdstuk wordt nader ingegaan op de rol van ijzer bij de basenregulatie, omdat ijzer in kwelgebieden prominent aanwezig is. Vanaf hoofdstuk 4 worden de resultaten besproken en de hypothesen getoetst. Daarbij wordt in hoofdstuk 4 ingegaan op eigenschappen van de organische stof in relatie tot ionenwisseling, zuurneutralisatiecapaciteit en de resistentie tegen afbraak. Hoofdstuk 5 vormt de kern en bespreekt de resultaten van toepassing van het model ECOSAT in de verschillende referentiegebieden. Hoofdstuk 6 sluit aan op hoofdstuk 5 en heeft een informatief karakter en laat gemeten tijdreeksen zien van redoxpotential en Ca-verzadiging. In hoofdstuk 7 is de gevoeligheid van de Ca-verzadiging geanalyseerd voor factoren waarop in de praktijk via herstelmaatregelen wordt aangegrepen. Hoofdstuk 8 heeft een beschouwend karakter en brengt de verschillende resultaten tot een samenhangend geheel bijeen. Tenslotte worden op basis van de onderzoeksresultaten aanbevelingen voor de praktijk geformuleerd in hoofdstuk 9.

# 1. ONDERZOEKSOPZET EN METHODEN

## 1.1 Concept

Voor de ontwikkeling van een methode waarmee de basentoestand kan worden gesimuleerd is uitgegaan van het concept dat in de voorstudie (van Delft & Kemmers, 1998) vorm heeft gekregen.

In het concept wordt de basenverzadiging van de bodem beschouwd als belangrijkste indicator van de verzuringstoestand van de bodem. De basenverzadiging geeft de balans tussen de zuurionen (afkomstig van oxidatieprocessen en/of zuurdepositie) en basische kationen, waarvan het  $\text{Ca}^{2+}$ -ion (afkomstig vanuit aangevoerd kwelwater) als de belangrijkste wordt beschouwd. In het vervolg van deze studie is de calciumverzadiging synoniem gesteld aan de basenverzadiging. Via ionenwisseling zijn  $\text{Ca}^{2+}$  en  $\text{H}^+$  ionen onderling uitwisselbaar. De verdeling van  $\text{Ca}^{2+}$  en  $\text{H}^+$  ionen over bodemvocht en het adsorptiecomplex wordt bepaald door de constante  $K_G$  (de Gapon-coëfficiënt):

$$K_{\text{H/Ca}}^G = [\tilde{A}_{\text{H}^+} / \tilde{A}_{\text{Ca}^{2+}}] \cdot \{ [\text{Ca}^{2+}/2] / \text{H}^+ \} \quad (\text{cmol}^+ / \text{cmol}^+) \quad (1)$$

waarbij  $\tilde{A}$  = geadsorbeerd io op het adsorptiecomplex ( $\text{cmol}^+ \cdot \text{kg}^{-1}$ ).

Omdat de  $K_G$  een waarde heeft in de grootteorde  $10^3$  tot  $10^5$  is er een sterke preferentie van  $\text{H}^+$  ionen voor de vaste fase ten opzichte van de vloeibare fase. Dit maakt dat toegevoerde  $\text{H}^+$ -ionen preferent worden gebonden aan het adsorptiecomplex en dat de pH van het bodemvocht wordt gebufferd via ionenwisseling waarbij  $\text{Ca}^{2+}$  in oplossing komt. De precieze waarde van de  $K_G$  is niet bekend, maar vermoed wordt (van Delft & Kemmers, 1998) dat de aard van de organische stof daarbij van belang is. De buffercapaciteit hangt af van de kationenbuffercapaciteit (CEC).

Uit vergelijking (1) kan worden afgeleid dat de samenstelling van het bodemvocht van invloed is op de Ca-verzadiging. Naast variatie in de  $\text{Ca}^{2+}$  concentratie (door bv. aanvoer van een ander watertype) is ook een variatie in de  $\text{H}^+$  concentratie van invloed op de Ca-verzadiging. Belangrijke processen die de concentratie  $\text{H}^+$  ionen beïnvloeden zijn oxidatie- en reductieprocessen en oplossing/neerslag van bodemmineralen zoals calciet, strengit, goethiet, pyriet en gibbsiet. Met name calciet en gibbsiet hebben een belangrijke bufferende werking in het basische ( $\text{pH} > 7,5$ ) resp. zure ( $\text{pH} < 4$ ) traject. Naast ionenwisseling heeft in het traject  $4,5 < \text{pH} < 7,5$  ook de aanvoer van bicarbonaat-ionen via kwelwater een belangrijke invloed op de buffering van de zuurgraad van het bodemvocht. In het concept wordt verondersteld dat de invloed van kwel vooral aangrijpt op het buffertraject  $4,5 < \text{pH} < 7,5$ .

De huidige herstelmaatregelen zijn gebaseerd op het stimuleren van de toestroming van Ca-rijk grondwater naar de wortelzone en/of het verwijderen van de verzuurde toplaag van de bodem. Uit de voorstudie zijn aanwijzingen naar voren gekomen dat het verloop van reducerende processen tot een belangrijke zuurconsumptie kunnen leiden en daardoor een belangrijke conditionerende functie hebben bij het opladen van het adsorptiecomplex met  $\text{Ca}^{2+}$  ionen. In het concept speelt daarom het kunnen optreden van reducerende processen een belangrijke randvoorwaarde voor de oplading van het adsorptiecomplex met  $\text{Ca}^{2+}$  ionen via ionenwisseling.

Het verloop van reducerende processen is gekoppeld aan het verlopen van oxidatieprocessen. De essentie van deze dubbelreactie, de redoxreactie, bestaat uit overdracht van elektronen van organische stof naar oxidatoren. In omgekeerde richting vindt daarbij overdracht van  $\text{H}^+$  ionen plaats. Een redoxreactie kan geblokkeerd worden door een tekort aan organische stof (reductor) of een tekort aan oxidatoren. Bij een 'tekort' aan reductor is in feite meestal sprake van resistentie van stabiele organische stof tegen verdere afbraak. Dit impliceert dat redoxreacties beter zouden verlopen naarmate meer labiele organische stofcomponenten in de bodem aanwezig zijn. Uit onderzoek van Kemmers en de Waal (1999) en onderzoek van van Delft (1995) blijkt dat in de wortelzone van schraalgraslanden een belangrijke horizontdifferentiatie kan optreden die tot uiting komt in organischestoftypen. Onder zure, natte omstandigheden ontwikkelen zich horizonten met slecht verteerde, labiele organische stof, terwijl onder vochtige basenrijke omstandigheden goed gehumificeerde stabiele organische stof wordt gevormd. De belangrijkste oxidator in aërobe milieus is zuurstof. Onder natte omstandigheden zoals in

schraalgraslanden en laagvenen is onvoldoende zuurstof aanwezig en kunnen andere oxidatoren zoals nitraat, Fe(III) en sulfaat deze rol overnemen. Met name Fe(III) is in kwelmilieus in de vorm van goethiet vaak ruim aanwezig als gevolg van toestroming.

## 1.2 Hypothesen

In het concept zijn een aantal veronderstellingen uit de voorstudie opgenomen met een hypothetisch karakter. In de voorstudie werd geconcludeerd dat deze hypothesen niet a priori verworpen hoefden te worden. Het voortgezette onderzoek werd gebruikt om deze hypothesen meer expliciet te toetsen:

1. Verschillen in adsorptie-eigenschappen (adsorptiecapaciteit,  $K_d$ ) zijn te relateren aan verschillen in organische stoftypen;
2. De verschillende organische stoftypen hebben een karakteristieke redoxtoestand ( $pe + pH$ ), die zich gedraagt als een constante;
3. De mate waarin het adsorptiecomplex kan worden opgeladen met  $Ca^{2+}$ -ionen is afhankelijk van de adsorptie-eigenschappen en van de redoxtoestand;
4. Oplading van het adsorptiecomplex met  $Ca^{2+}$ -ionen kan alleen plaatsvinden onder reducerende omstandigheden, in aanwezigheid van labiele organische stofcomponenten.

## 1.3 Selectie

De selectie van standplaatsen voor uitvoering van het onderzoek heeft plaatsgevonden met de inventarisatiegegevens van humusprofielen in de EGM-referentiegebieden (van Delft, 1995). Met behulp van een clusteringtechniek (TWINSPAN) konden een aantal humusprofieltypen worden onderscheiden. Binnen de verschillende typen is gezocht naar individuele humusprofielen die geschikt zijn voor het vervolgonderzoek. Bij de selectie zijn de volgende vier criteria gehanteerd:

1. **Horizonttype**; de verschillende horizonttypen worden met codes aangegeven; uit deze code is te herleiden wat de aard en de omzettingsgraad van de organische stof is.
2. **Horizontdikte**; om voldoende materiaal te kunnen bemonsteren en om over voldoende volume te kunnen beschikken voor veldmetingen met sondes is een minimale dikte van 3 cm wenselijk.
3. **Aantal replica's**; elk horizonttype moet minimaal in drievoud worden verzameld.
4. **Standplaatscondities**; de humusprofieltypen vertegenwoordigen een gradiënt van vochtig (terrestrisch) tot nat (semi-terrestrisch) en van zuur tot neutraal.

De resultaten van de selectie zijn weergegeven in tabel 1.

Tabel 1 Geselecteerde lokaties voor vervolgonderzoek

Terreintype	Ca-verz. (%)	Terrein	Lokatie	Code	Vegetatietype
Semi-terr.	70-85	Lemselermaten	6	Lm6	Fragm. Cirsio-Molinietum
Semi-terr.	50-60	Barten	2	Br2	Caricetum lasiocarpae
Semi-terr.	20	Barten	5	Br5	Caricetum lasiocarpae
Semi-terr.	40	Korenb.veen	D1	KvD1	Fragm. Cirs.-Mol. parn.
Semi-terr.	10	Korenb.veen	A2	KvA2	Romp Cirsio-Molinietum
Semi-terr.	20	Wyldlanden	A3	WIA3	Fragm. Cirsio-Molinietum
Semi-terr.	25	Ulekrite	Uk3	Uk3	Cirsio-Molinietum typicum
Semi-terr.	80	Stobberibben	Ab	StAb	Scorp. Caricetum diandrae
Semi-terr.	20	Stobberibben	Bd	StBd	Haarmos/veenmos
Terrestrisch	80	Lemselermaten	3	Lm3	Cirsio-Molinietum parn.
Terrestrisch	65	Gr. Zandbrink	109	Zb109	Cirsio-Molinietum parn
Terrestrisch	66	Gr. Zandbrink	133	Zb133	Cirsio-Molinietum parn
Terrestrisch	15	Gr. Zandbrink	212	Zb212	Romp Cirsio-Molinietum
Terrestrisch	22	Gr. Zandbrink	222	Zb222	Fragm. Car. curto nigrae

Voor uitgebreidere documentatie wordt voor Groot-Zandbrink verwezen naar Kemmers et al. (1994), voor Korenburgerveen naar van der Hoek et al. (1994), voor Lemselermaten naar Jansen (1996), voor de Barten, Wyldlanden en Ulekryte naar Grootjans et al. (1997) en voor Stobberibben naar Schouwenberg & van Wirdum (1997).

## 1.4 Humusprofielbeschrijving

Voorafgaand aan het feitelijke onderzoek werd, op basis van vooronderzoek uit de eerste fase (van Delft en Kemmers, 1998), van de geselecteerde standplaatsen het humusprofiel bodemkundig beschreven volgens het aangepaste systeem van Klinka et al. (1981). Het humusprofiel van de bodem strekt zich per definitie tot maximaal 40 cm-mv. uit en betreft dat deel van de bodem waar strooiselafbraak, humusopbouw en homogenisatie met de minerale ondergrond plaatsvindt. Standplaatscondities zoals de basenverzadiging en het vochtgehalte bepalen of strooisel (in graslanden meestal in de vorm van afgestorven wortels) accumuleert dan wel wordt omgezet in humus. De balans tussen decompositie en humificatie wordt weerspiegeld in de aard van de humushorizont. Horizonten die uit goed gehumificeerd organisch materiaal bestaan bevatten zogenaamde stabiele humus. In terrestrische ecosystemen wordt deze horizont met de code Ah aangegeven (zie tabel 2). Een dergelijke horizont wijst op basenrijke, vochtige omstandigheden. Bij verzuring of sterke vernatting ontstaan minder gunstige condities voor afbraak van afgestorven wortels. Als dit dode wortelmateriaal duidelijk herkenbaar, maar niet dominant aanwezig is, krijgt de betreffende horizont de code Ahz. Als het proces van bodemverzuring zich voortzet ontwikkelt zich een wortelhorizont waarin dode wortelresten domineren. Deze horizont wordt als een hoofdhorizont onderscheiden omdat hij duidelijk afwijkt (o.a. zeer hoog percentage organische stof) en aangegeven met de code Mm. Uiteindelijk vestigt zich op deze Mm-horizont een mat van Sphagnum (van Delft, 1995). In semiterrestrische standplaatsen zijn de omstandigheden zo nat dat afbraak van organische stof geremd wordt. Meestal is de herkomst van de organische stof goed herkenbaar (zegge, slaapmos, veenmos, haarmos). Deze organische horizonten worden met een code O aangegeven, voorafgegaan door een kleine letter die het type veen aangeeft (cO, hO, sO, pO). Achter de hoofdletter O wordt met een kleine letter de mate van strooiselvertering aangegeven: f (fibric, niet verteerd), m (mesic, matig verteerd) en h (humic, volledig verteerd). Zowel door verdroging als door verrijking kunnen Om en Oh-horizonten ontstaan.

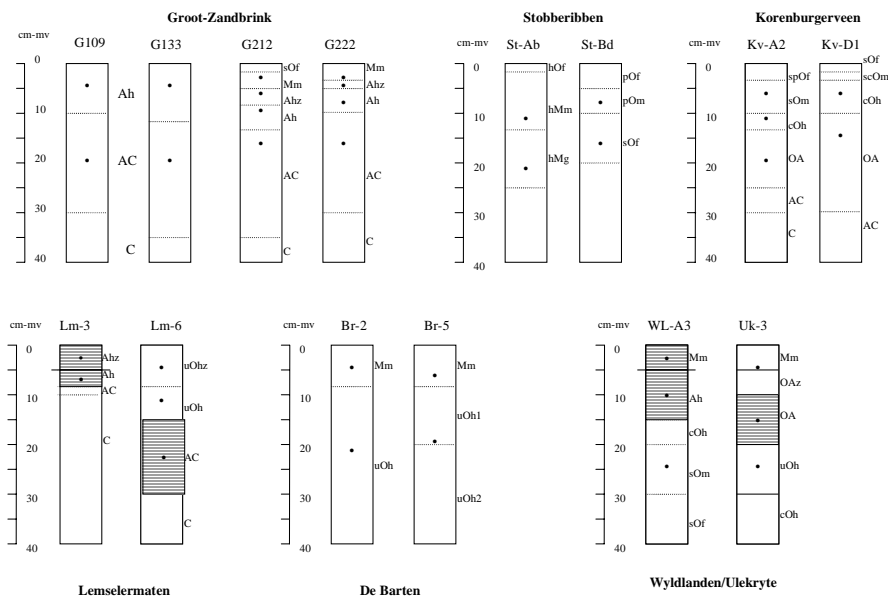
*Tabel 2 Overzicht van codes voor de belangrijkste horizonten in humusprofielen in schraalgraslanden met toevoegingen en ontstaanswijze*

Code	Toevoeging	Omschrijving	Ontstaanswijze	Bijzonderheden
Ah	-	gehumificeerd organisch materiaal dat doordierlijke activiteit (bioturbatie) vermengd is met de minerale ondergrond	terrestrisch	
	e	idem met uitlogingskenmerken (micropodzol)	idem	
M	-	wortelmateriaal	idem	Maaibeheer
	.f	matten van onverteerde dode wortelresten	idem	
	.m	gedeeltelijk verteerde wortelresten	idem	
	.h	sterk verteerde wortelresten	idem	idem
O(A)	-	veen (moerige laag)	Semi-terrestrisch	Onder bos en korte vegetaties
	.f	onverweerd veen	idem	
	.m	verweerd veen	idem	
	.h	veraard veen	idem	Basenrijk, aëroob
	.g	veraard (gyttja)	idem	Basenrijk, anaëroob
	.d	veraard (gliede)	idem	Zuur, aëroob
	s.	org. mat. bestaat uit veenmos	idem	
	p.	bestaat uit haarmos	idem	
	h.	bestaat uit slaapmos	idem	
	c.	bestaat uit zeggen	idem	
	u.	onherkenbaar		

## 1.5 Bemonstering

Van de geselecteerde locaties werd het voorkomen en de dikte van aanwezige horizonten in het humusprofiel beschreven (van Delft, 1995).

Via een 25 cm diepe profielkuil met een oppervlakte van 25x25 cm<sup>2</sup> werd in de onderscheiden humushorizonten een rhizonsampler, een redoxsonde en een sonde voor meting van het bodemvochtgehalte (TDR) aangebracht voor herhaalde bemonstering van bodemvocht en registratie van de redoxpotentiaal en directe meting van het vochtgehalte. Hierdoor was het mogelijk verschillende metingen te doen in formeel overeenstemmende monsterruimtes. Van elke horizont met een dikte > 3 cm werd eenmalig in augustus-september 1998 een veldvochtig bodemmonster verzameld. In figuur 1 is een overzicht gegeven van de humusprofielen en bemonsterde horizonten. Er werden met Copeckringen in de wand van de profielkuil monsters gestoken voor bepaling van het bodemvochtgehalte. Na installatie van de veldapparatuur werd de profielkuil dichtgemaakt en de zode teruggeplaatst



*Figuur 1 Humusprofielen met voorkomende horizonten van de onderzochte standplaatsen. Gearceerde horizonten zijn sterk lemig of kleiig. De stippen geven de bemonsterde horizonten en de dieptes aan waarop permanente meetapparatuur is geïnstalleerd voor waarnemingen aan vochtgehalte, redoxpotentiaal en waterkwaliteit*

## 1.6 Monsterverwerking en dataverzameling

### Vaste fase

Per onderscheiden horizont in het humusprofiel werd van de vaste fase eenmalig monstermateriaal verzameld in september 1998. Het verzamelde materiaal werd in het veld getypeerd naar aard van de organische stof (zie tabel 2) volgens het aangepaste systeem van Klinka et al. (1981). Het veldvochtige materiaal werd in het laboratorium gecentrifugeerd, waarna de vochtfractie en de vaste fractie werden gescheiden. De vaste fractie werd gebruikt om stofgehalten in de bodem te bepalen, terwijl in de vochtfractie concentraties van (deels dezelfde) stoffen werden bepaald. Via deze methode is het mogelijk evenwichtsconstantes te bepalen voor de verdeling van stoffen over de vaste en vloeibare fase van de bodem.

## Bodemvocht

Het bodemvocht werd eenmalig via centrifugeren van veldvochtige monsters verkregen. Deze analyses werden vooral gebruikt voor vaststellen van evenwichtconstantes met de vaste fase (o.a. Gapon-coëfficiënt).

In de periode oktober 1998 - november 1999 werd bodemvocht maandelijks verzameld via rhizonsamplers door middel van een onderdruk methode. Het vocht werd opgevangen in glazen flesjes, die door een rubber septum zijn afgesloten. Voorafgaand aan de bemonstering werden de flessen vacuüm gezogen. Het vocht werd via de onderdruk in de fles aangezogen uit de bodem door met een injectienaald, die is aangesloten op de rhizonsampler, het septum te doorprikken. Onder droge omstandigheden of bij kleiige gronden kan de zuigspanning van de bodem groter zijn dan de onderdruk in de fles zodat geen water in de fles toestroomt. Het verzamelde water werd in een koelbox naar het laboratorium gebracht en gekoeld bewaard tot analyse.

## Redoxpotential

Tegelijkertijd met de bodemvochtbemonstering werd de redoxpotential in de bemonsterde horizont vastgesteld via aansluiting van een voltmeter op de permanent geïnstalleerde veldsonde. De veldsonde bestond uit een platina electrode die tijdens de meting werd aangesloten op een calomel referentiesonde. De eigenpotential van de calomelelektrode bedroeg 247 mV.

## Bodemvochtgehalte

Via Time Domain Refractometry (TDR) werd synchroon aan de andere periodieke metingen het volumepercentage vocht in de betreffende horizont gemeten. De TDR-metingen zijn gecalibreerd aan de vochtgehalten die via gravimetrische analyse met Copecky ringen werd bepaald. Er kon een bevredigende ijklijn worden vastgesteld ( $r^2=0,79$ ) waarmee de TDR-metingen konden worden gecorrigeerd.

## 1.7 Chemische analyses

### Bodem

In de bodemmonsters (vaste fase) werden de uitwisselbare basen,  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ , Fe-totaal volgens standaardmethoden bepaald. De uitwisselbare basen  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ , Fe,  $\text{H}^+$  werden volgens Bascomb-extractie bij  $\text{pH}=8,1$  bepaald.

### Bodemvocht

In het bodemvocht werden de volgende variabelen volgens standaard methoden gemeten:  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{H}^+$ ,  $\text{pH}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ , EGV, anorganisch C.

### Afgeleide variabelen

Een aantal variabelen werd afgeleid uit de oorspronkelijke meetresultaten:

- Kationenadsorptiecapaciteit ( $\text{CEC}_{\text{pH } 8,1}$ , in  $\text{cmol}^+ \cdot \text{kg}^{-1}$ )
- Ca-verzadiging van het adsorptiecomplex (%)

De kationenadsorptiecapaciteit (CEC) werd bepaald door de uitwisselbare basen en de uitwisselbare  $\text{H}^+_{\text{pH}=8,1}$  te sommeren. Op deze wijze is de potentiële adsorptiecapaciteit bepaald, waaruit afgeleid kan worden hoe groot de actuele basen- of zuurbezetting is.

Voor het vaststellen van de Ca-verzadiging van het adsorptiecomplex in de uitgangssituatie werd gebruik gemaakt van de chemische analysegegevens door het gehalte Ca-uitwisselbaar te delen door de CEC. Voor het herhaald in de tijd vaststellen van de Ca-verzadiging werd een niet destructieve methode gebruikt. Bodemonderzoek via bemonstering van de vaste fase is destructief in die zin dat dezelfde plek nooit opnieuw kan worden bemonsterd. De Ca-verzadiging werd daarom afgeleid met behulp van de Gaponcoëfficiënt (zie vergelijking 2).

$$\tilde{A}_{Ca^{2+}} = [\tilde{A}_{H^+}/K_{H/Ca}^G] \cdot \{ [Ca^{2+}/2]\}/H^+ \quad (2)$$

waarbij  $\tilde{A}$  = geadsorbeerd ion aan adsorptiecomplex (cmol<sup>+</sup> · kg<sup>-1</sup>).

Voor de bepaling van  $\tilde{A}_{Ca^{2+}}$  werd verondersteld dat alleen Ca<sup>2+</sup> en H<sup>+</sup>-ionen op het adsorptiecomplex aanwezig zijn. Bij bekende K-gapon kon de  $\tilde{A}_{Ca^{2+}}$  worden herleid uit in de tijd gemeten concentraties van Ca<sup>2+</sup> en H<sup>+</sup>-ionen.

## 1.8 Evenwichtsberekeningen

### 1.8.1 Het speciatiemodel ECOSAT

Met het speciatiemodel ECOSAT (Keizer & van Riemsdijk, 1996) kunnen concentraties van ionspecies in het bodemvocht worden berekend op basis van evenwichtsreacties, redoxreacties en ionenwisseling tussen verschillende chemische componenten (zie 2.8.2) in een bodem-water-systeem. Het model berekent evenwichtconcentraties voor alleen die ionspecies die zijn te herleiden uit de componenten die voor het systeem zijn gedefinieerd. Met dit speciatiemodel kan inzicht worden verkregen in de gevoeligheid van chemische reacties voor veranderingen in toestandsvariabelen zoals de pH, de redoxpotentiaal, de Gapon-coëfficiënt, de CO<sub>2</sub>-spanning, het Fe-gehalte van de bodem of in de aanwezigheid van mineralen, zoals calciet, goethiet, pyriet, sideriet en gibbsiet. Voordat een gevoeligheidsanalyse kan worden uitgevoerd moet het systeem zijn gecalibreerd.

Het model ECOSAT vraagt gegevens over componenten, ionspecies, gassen, mineralen, adsorptie en ionenwisselingconstanten. Daarnaast worden gegevens gevraagd over ionsterkte, temperatuur en eventueel gasvolume.

### Componenten

Componenten zijn als chemische bouwstenen op te vatten. De volgende componenten zijn door ons in beschouwing genomen: H<sup>+</sup>, OH<sup>-</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, e<sup>-</sup>(lectron) en Al<sup>3+</sup>. Het model kent twee opties voor berekeningen

1. een vaste massabalans per component, waarna de concentratie van de verschillende species worden berekend;

2. een vaste concentratie per component, waarna de massabalans wordt berekend

In tabel 3 is een ionsoortentabel weergegeven, die de samenhang tussen componenten en ionspecies weergeeft.



Tabel 3 Enkele componenten en ionsoorten en evenwichtsconstanten in een ionsoortentabel

### Ionsoortentabel

Componenten	Ca	H	CO <sub>3</sub>	Fe(III)	e	logKg
Ionsoorten						
Ca	1	0	0	0	0	0
H	0	1	0	0	0	0
OH	0	-1	0	0	0	-14
CO <sub>3</sub>	0	0	1	0	0	0
HCO <sub>3</sub>	0	1	1	0	0	10.33
CO <sub>2</sub>	0	2	1	0	0	18.15
H <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	0	2	1	0	0	16.69
CaCO <sub>3</sub>	1	0	1	0	0	etc
Ca(OH) <sub>2</sub>	2	-2	0	0	0	
Fe(III)	0	0	0	1	0	
Fe(II)	0	0	0	1	1	
Fe(OH) <sub>3</sub>	0	-3	0	1	0	
Fe(OH) <sub>2</sub>	0	-2	0	1	1	
FeCO <sub>3</sub>	0	0	1	1	0	
Massabalans	som	som	som	som	som	

<b>Vaste</b>	<b>Massabalans</b>	Concentratie wordt berekend
<b>Vaste</b>	<b>Concentratie</b>	Massabalans wordt bijgehouden

Er is gecalibreerd middels vaste concentraties voor Ca<sup>2+</sup> en e<sup>-</sup> en met vaste massabalans voor de overige componenten. De concentraties zijn gebaseerd op meetgegevens afkomstig van de betreffende standplaatsen (zie tabel 9).

### Ionspecies

Door combinatie van componenten ontstaan voor ons belangrijke ionspecies zoals HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, CaCO<sub>3</sub>, Fe(OH)<sub>3</sub> etc. Door combinatie van e<sup>-</sup> en Fe<sup>3+</sup> en SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> ontstaat bijvoorbeeld Fe<sup>2+</sup> resp S<sub>2</sub><sup>-</sup>. FeS<sub>2</sub> (pyriet) en FeCO<sub>3</sub> (sideriet) zijn voor ons doel relevante mineralen met gereduceerd Fe. Het model selecteert automatisch alle voorkomende ionsoorten. In totaal zijn in het door ons geformuleerde systeem 52 ionsoorten onderscheiden. Voor ons doel zijn de eerder genoemde relevant. Sommige componenten kunnen tevens als ionspecies voorkomen. Zo bestaat de massabalans van de component CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> uit de ionspecies CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, CaCO<sub>3</sub>, CO<sub>2</sub> en FeCO<sub>3</sub>. De concentratie van de component kan dus afwijken van de overeenkomende ionsoort. Door te variëren in de totale massabalans van een component kan worden gecalibreerd op de concentratie van een ionsoort. De uiteindelijke concentratie is daarbij afhankelijk van de chemische reacties die verlopen en de chemische evenwichten die zich daarbij instellen.

### Gassen

Gassen worden als een bijzondere vorm van een ionspecies opgevat. CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub> en O<sub>2</sub> worden door het model automatisch geselecteerd voor ons systeem. Aan het model moet wel worden

opgegeven wat het gasvolume is en of de gasdruk constant is dan wel variabel. Door ons is gerekend met een variabele gasdruk voor  $\text{CO}_2$ . Als het wenselijk is dat het systeem geopend is naar de atmosfeer moet een constante (atmosferische) gasdruk worden opgegeven.

## Mineralen

Op basis van de redoxmetingen in het veld en ijzerbepalingen in grondmonsters is herleid welke ijzermaneralen betrokken zijn bij redoxprocessen in de bodem. Goethiet ( $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ), sideriet ( $\text{FeCO}_3$ ) en pyriet ( $\text{FeS}$ ) blijken in de verschillende standplaatsen een rol te spelen. Daarnaast kan calciet ( $\text{CaCO}_3$ ) voorkomen. In de meeste situaties kon alleen een bevredigende oplossing worden gevonden door de aanwezigheid van gibbsiet ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ ) te veronderstellen. Van de ijzermaneralen is soms verondersteld dat ze in amorfe vorm voorkomen.

## Adsorptie en ionenwisseling

Het model kan adsorptie van ionen aan het bodemcomplex in beschouwing nemen. Als belangrijkste ionsoorten die aan het complex zijn geadsorbeerd zijn  $\text{H}^+$  en  $\text{Ca}^{2+}$ , genomen. Verondersteld is dat de beide ionsoorten complementair op het adsorptiecomplex voorkomen. Uit veldgegevens is de Gaponcoefficient afgeleid (zie vgl 1), die de mate aangeeft waarin beide ionsoorten verdeeld zijn over bodemcomplex (uitwisselbaar) en bodemvocht (opgelost). Voor elke horizont is tijdens de calibratie de in het veld gemeten Gapon-coefficient gebruikt.

## Omgevingsfactoren

Het model vraagt gegevens over de ionsterkte en het gasvolume. Deze gegevens zijn berekend uit wateranalyses (ionsterkte) of ingeschat op basis van inzicht (gasvolume).

### 1.8.2 Calibratieprocedure

Bij de calibratieprocedure werd vooral de massabalans van  $\text{Al}^{3+}$  en  $\text{SO}_4^{2-}$  als calibratieparameter gebruikt. Van aluminium waren geen gegevens bekend. Van sulfaat was alleen de concentratie bekend maar was geen informatie beschikbaar over sulfiden. De massabalans van  $\text{Fe}^{3+}$  en  $\text{CO}_3^{2-}$  is gebaseerd op metingen van ijzertotaalgehalten in de bodem en anorganisch C in het bodemvocht aan het begin van het experiment. Concentraties van  $\text{Ca}^{2+}$  en de waarde van de Gaponcoefficient werden gebaseerd op meetgegevens. Bij de calibratie is tevens de mogelijke aanwezigheid van de vermelde mineralen verondersteld. Soms werd van een mineraal verondersteld dat het in amorfe vorm voorkomt. Zo leidt de aanwezigheid van kristallijn  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  (goethiet) tot andere ijzerconcentraties in het bodemvocht dan de aanwezigheid van amorf  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ .

Vervolgens werd door ECOSAT voor verschillende waarden van de redoxpotential (multiple run) o.a. de pH en de  $\text{Fe}^{2+}$  concentratie en de Ca-verzadiging van het adsorptiecomplex berekend. De berekeningen werden per horizont uitgevoerd. Berekeningen met ECOSAT zijn stationair. Hierdoor is het niet mogelijk om in een multiple run run zowel met atmosferische  $\text{CO}_2$ -spanning als met variabele spanning te rekenen. Hiertoe moeten afzonderlijke runs worden gedraaid.

Het uiteindelijke doel van de calibratieprocedure was het door ECOSAT berekende verband tussen redoxpotential (pe) in overeenstemming te brengen met de gemeten waarden van de calciumverzadiging van het adsorptiecomplex.

### 1.8.3 Validatie

Omdat voor validatie geen onafhankelijke dataset beschikbaar was, werd een cross-calibratie uitgevoerd waarbij tevens berekende  $\text{Fe}^{2+}$ -concentraties in overeenstemming met gemeten concentraties dienden te zijn.

## 2 DE ROL VAN IJZER

### 2.1 Voorkomen in mineralen

Bij redoxreacties zijn twee halfreacties betrokken. Enerzijds moet er een aanbod van electronen zijn door organische stof, anderzijds moet er voldoende capaciteit aan oxidatoren zijn om electronen op te nemen. Als zuurstof is verbruikt dan vormt onder aërobe omstandigheden geoxideerd ijzer, Fe(III), in kwelssystemen een belangrijke oxidator. Ijzeroxiden komen in kwelgevoede gronden in ruime mate voor.

Ijzer kan in verschillende geoxideerde en gereduceerde toestanden voorkomen in de bodem. Goethiet is een geoxideerd Fe(III)mineraal dat moeilijk oplosbaar is. 'Soil-Fe' is iets beter oplosbaar. Het in amorphe vorm voorkomende Fe(OH)<sub>3</sub> is nog het best oplosbaar. Als verzamelterm wordt ook wel van ijzeroxiden gesproken. De aanwezigheid van amorf Fe(OH)<sub>3</sub> lijkt in dynamische milieus waarschijnlijker dan die van goethiet. In gereduceerde vorm komt ijzer (Fe(II)) voor als sideriet (Fe<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) en pyriet (FeS). De verdeling van 2- en 3-waardig ijzer is afhankelijk van de redoxpotentiaal en wordt weergegeven door (Lindsay, 1979):  $\log(\text{Fe(II)/Fe(III)}) = 13,04 - pe$ . Zelfs onder vrij aërobe omstandigheden ( $pe=10$ ;  $Eh=590$  mV) is de concentratie Fe(II)  $10^3$  x zo hoog als Fe(III). Fe(II) is dus verreweg het dominantste ion. De oplosbaarheid van de verschillende ijzermineralen is afhankelijk van zuurgraad en redoxpotentiaal. Lindsay (1979) geeft een overzicht van evenwichtsconstanten van de halfreacties voor ijzer en de oplosbaarheid van verschillende ijzermineralen en -oxiden. Tabel 4 geeft een overzicht van de relevante processen, reactievergelijkingen en evenwichtconstanten.

Tabel 4 Overzicht van relevante processen, evenwichtconstanten en reactievergelijkingen van ijzerverbindingen

Proces	log K	logFe(II)	
Fe(III) reductie	13,04	$13,04 - pe - \log\text{Fe(III)}$	(1)
Oplossen goethiet	- 0,02	$13,02 - pe - 3pH$	(2)
Oplossen soil Fe(OH) <sub>3</sub>	2,70	$15,74 - pe - 3pH$	(3)
Oplossen amorf Fe(OH) <sub>3</sub>	3,54	$16,58 - pe - 3pH$	(4)
Oplossen sideriet FeCO <sub>3</sub>	8,66	$-8,66 + 2pe - 3\log(p\text{CO}_2)$	(5)

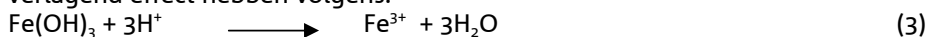
Nadat alle Fe(III) is gereduceerd kan bij aanwezigheid van Fe(II) en sulfaat pyrietvorming plaatsvinden door reductie van sulfaat (zie tabel 5).

Tabel 5 Evenwichtvergelijking en -constante voor pyrietvorming.

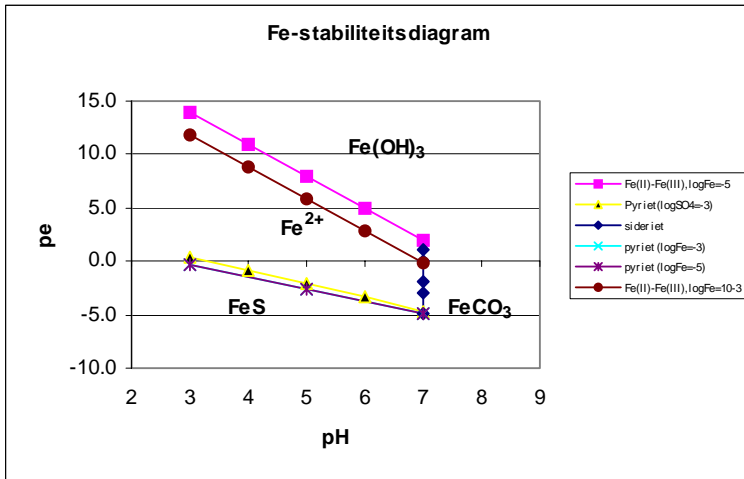
Proces	log Kg	logSO <sub>4</sub>	
Pyrietvorming	36,025	$9,5pH + 7,5pe$	(6)

Het voorkomen van de verschillende ijzermineralen als functie van pH en pe is weergegeven in het stabiliteitsdiagram van figuur 2.

Naarmate meer ijzeroxide (net als aluminiumoxide) in de bodem gevormd is, zal dit een pH-verlagend effect hebben volgens:



De verhouding tussen Fe(III)- en H-ionen blijft daarbij overigens gelijk.



Figuur 2 Stabiliteitsdiagram waarbij het voorkomen van verschillende ijzermaneralen in relatie tot pH en pe is aangegeven.

## 2.2 Ferrolyse

Ferrolyse is een proces waarbij ijzermaneralen (goethiet) onder afwisselend reducerende en oxiderende omstandigheden oplossen en tot verzuring kunnen leiden van kwelmilieus. Onder anaërobe omstandigheden verlopen de reacties 7 t/m 9 in tabel 6, waarbij bij een neerwaartse waterbeweging Fe(II) kan uitspoelen. De selectiviteit van het adsorptiecomplex is voor Fe(II) een veelvoud groter dan die voor Ca<sup>2+</sup>, zodat door ionwisseling ook reacties 10 en 11 verlopen (McBride, 1994). Onder aërobe omstandigheden verloopt reactie 12. Ferrolyse kan uiteindelijk leiden tot vorming van 'ijzerbanken' op de overgang van verzadigde naar onverzadigde zone. Bolt en Bruggenwert (1978) beschrijven een sterk op ferrolyse gelijkend proces waarbij in aanwezigheid van sulfaat pyrietvorming kan optreden, waarbij potentiële aciditeit in de bodem wordt opgebouwd.

Tabel 6 Reacties die optreden bij ferrolyse in kwelmilieus

Redox:	CH <sub>2</sub> O(s) + 4FeOOH(s) + 8H <sup>+</sup>	= 4Fe <sup>2+</sup> + CO <sub>2</sub> + H <sub>2</sub> O	(7)
	4Fe <sup>2+</sup> + 8HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	= 4Fe(HCO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	(8)
Totaal:	CH <sub>2</sub> O(s) + 4FeOOH	= 4Fe(HCO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	(9)
Ionwisseling	4Fe(HCO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> + 4Ca <sup>2+</sup> -Ads.	= 4Fe <sup>2+</sup> -Ads. + 4Ca(HCO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	(10)
Totaal:	CH <sub>2</sub> O(s) + 4FeOOH(s) + 4Ca <sup>2+</sup> -Ads.	= 4Fe <sup>2+</sup> -Ads. + 4Ca(HCO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	(11)
Uitspoeling	Ca <sup>2+</sup> en HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		
Oxidatie	4Fe <sup>2+</sup> -Ads.	= 4FeOOH(s) + 8H <sup>+</sup> -Ads.	(12)

### 3 ORGANISCHE STOF EN ADSORPTIE-EIGENSCHAPPEN

#### 3.1 Gaponcoëfficiënten van humushorizonten

##### 3.1.1 Resultaten en discussie

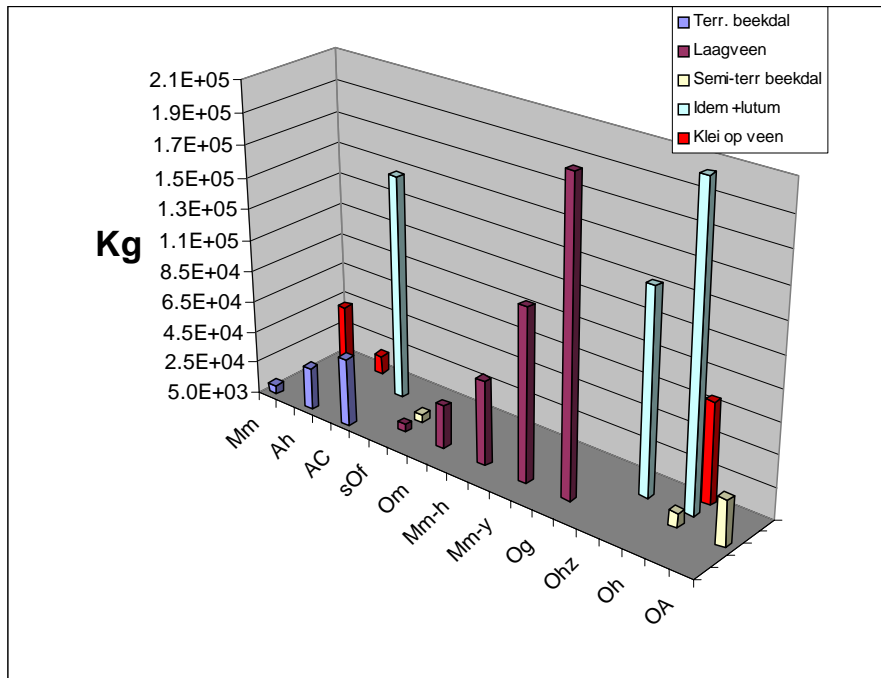
Van alle horizonten is in de nazomer van 1998 bodemmateriaal verzameld in het veld. De veldvochtige bodemmonsters zijn in het laboratorium gecentrifugeerd, waarna vaste en vloeibare fase werden gescheiden en geanalyseerd. In de vloeibare fase werden o.a. de concentraties van  $\text{Ca}^{2+}$ - en  $\text{H}^+$ -ionen bepaald en omgerekend naar activiteiten (zie aanhangsel 1). Van de vaste fase werden de uitwisselbare gehalten  $\text{Ca}^{2+}$  en  $\text{H}^+$  bepaald (zie aanhangsel 2). Met de analysegegevens werd de omwisselconstante voor  $\text{Ca}^{2+}$ - en  $\text{H}^+$ -ionen, de zgn Gaponcoëfficiënt ( $K_G$ ) bepaald (zie vgl 2, paragraaf. 2.7)

De waarde van  $\text{Log}K_G$  varieert tussen 3,85 en 5,37. Per categorie van horizonten zijn gemiddelden en standaarddeviaties bepaald van de  $K_G$  en is getoetst, voorzover mogelijk, op significantie in verschillen. Het uiteindelijke gemiddelde per categorie werd bepaald door uitzonderlijke horizonten te elimineren. Bij de geëlimineerde horizonten bleek meestal een duidelijke reden voor de afwijkende waarde van de  $K_G$  te kunnen worden aangegeven. Zo blijkt bv. een hoog lutumgehalte tot uitzonderlijke  $K_G$  waarden te leiden.

Van een aantal bemonsterde horizonten is slechts een waarneming verricht (zie tabel 7), zodat toetsen van verschillen niet mogelijk is. In figuur 3 zijn de  $K_G$ -waarden grafisch weergegeven. Er blijken significante verschillen voor te komen tussen de horizonten, waarbij in zijn algemeenheid de waarde van de  $K_G$  toeneemt naarmate het organische materiaal sterker is gehumificeerd/omgezet. Indien bijmenging met lutum aanwezig is, ligt de waarde op een aanzienlijk hoger niveau dan zonder lutum.

*Tabel 7. Overzicht van monsternummers per terreintype op basis waarvan gemiddelde waarden van de K-gapon zijn bepaald*

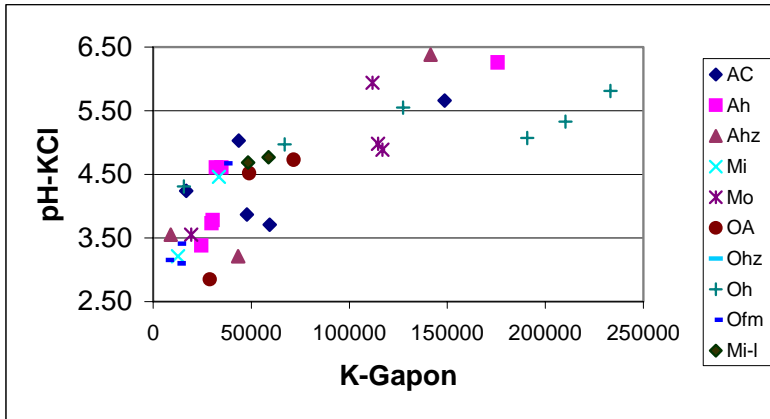
Horizont	Terrestrisch lutumarm	Terrestrisch lutumrijk	Riet/zegge veen	Beekdal veen lutumarm	Beekdal veen lutumrijk	Klei op veen
Mm	10,14					
Ah/Ahz	16,6,1,4,5,15					
AC	2,3,11,17	21				
sOf			9,18	(9,18)		
Om			20,29			
Mm-h			30			
Mm-y			19,31,33			
Og			25,32			
cOhz					36,27	
cOh				8,12	26,35,	
OA				7,13		
Mm						28,22
Ah						24
uOh						34,23



Figuur 3 Waarden van  $K_G$ -gapon per horizont in verschillende terreintypen

Het is opvallend dat de  $K_G$ -waarden van overeenkomstige lutumhoudende horizonten in de Wyldlanden/Ulekrite aanzienlijk lager zijn dan die in de Lemselermaten. In de Wyldlanden is er sprake van een Holoceen (zee)kleidek, terwijl in de Lemselermaten de sterk leemhoudende beekafzettingen afkomstig zijn van oude Tertiaire kleien.

Daarnaast blijkt uit figuur 4 dat er een vrij sterke positieve correlatie bestaat met de  $pH_{KCl}$ . Hoe meer gehumificeerd, hoe hoger de pH-waarde en des te groter de  $K_G$ -waarde. Deze relatie verloopt via een logaritmisch verband, zodat bij hoger wordende pH waarden de  $K_G$  steeds sneller in waarde toeneemt. Dit impliceert dat, naarmate de omstandigheden minder zuur worden,  $H^+$ -ionen steeds moeilijker worden omgewisseld tegen  $Ca^{2+}$ -ionen. Naarmate het organisch materiaal sterker is gehumificeerd, worden  $H^+$ -ionen steeds moeilijker uitgewisseld tegen basische kationen. Het verband tussen horizonttype,  $K_G$ -waarde en pH suggereert dat de  $K_G$ -waarde niet zozeer een functie is van de pH, maar dat de pH een functie is van de aard van het materiaal. Sterk gehumificeerd materiaal bevat kennelijk organische zuren met aanzienlijk lagere dissociatieconstanten dan de organische zuren van slecht verteerd materiaal. Dit leidt tot hogere  $K_G$ - en pH-waarden van sterk gehumificeerd materiaal. Daarmee zijn pH en  $K_G$  eigenschappen die afhankelijk zijn van het organische stoftype. De aanwezigheid van lutum leidt tot vorming van klei-humuscomplexen die het gesignaleerde effect versterken (zie van Delft, 1997; van Delft et al., 1999)



Figuur 4. Verband tussen zuurgraad, Gaponcoefficient en horizonttype.

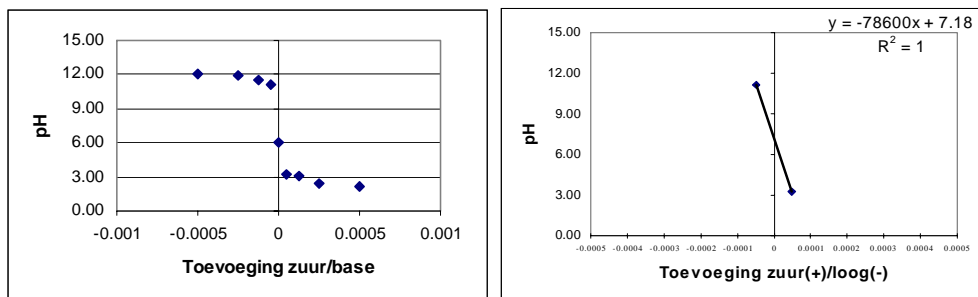
### 3.1.2 Conclusie

Naarmate organische stof sterker is gehumificeerd is de  $K_G$  groter. Er is een tendens dat naarmate organische stof sterker is gehumificeerd  $H^+$ -ionen preferenter worden geadsorbeerd dan  $Ca^{2+}$ -ionen, hetgeen samengaat met lagere concentraties  $H^+$ - en hogere concentraties  $Ca^{2+}$  in oplossing. Naarmate het organisch materiaal sterker is gehumificeerd, worden  $H$ -ionen steeds moeilijker uitgewisseld tegen basische kationen. De hypothese dat verschillen in adsorptie-eigenschappen zijn te relateren aan verschillen in organischestoftypen behoeft niet te worden verworpen.

## 3.2 Zuurneutralisatiecapaciteit van humushorizonten

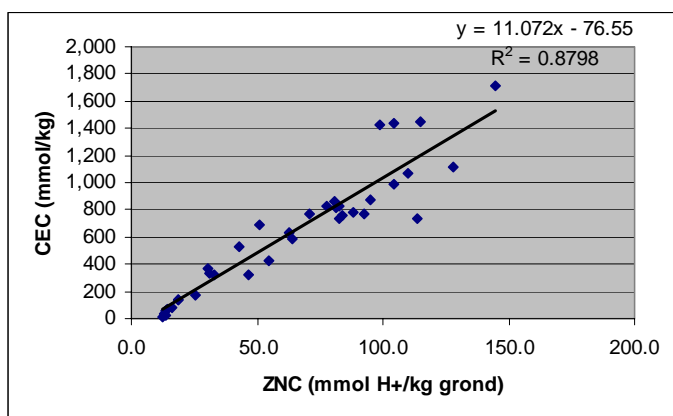
### 3.2.1 Resultaten en discussie

Van alle horizonten is de zuur/basenneutralisatiecapaciteit bepaald door toevoeging van 0,01 0,005 0,0025 en 0,001 mol.l<sup>-1</sup> zuur en/of loog aan 1 g droge grond (50ml per g grond). Figuur 5a geeft een voorbeeld van een titratiecurve. Als maat voor de zuurbuffercapaciteit (ZNC) is de hellingshoek van de lijn genomen die de pH waarden verbindt die het grondmonster aanneemt bij toevoeging van 0,00005 mol loog resp. 0,00005 mol zuur (zie figuur 5b). Naarmate het getal lager is, is de helling minder stijl en de buffercapaciteit groter. De berekende hellingshoek heeft als dimensie dpH/mmol  $H^+$  per g droge grond. Deze maat werd omgerekend naar de formele definitie van ZNC: het aantal mol  $H^+$  per eenheid grond dat nodig is om de pH 1 eenheid te doen dalen.



Figuur 5 Titratiecurve voor het vaststellen van de zuur/basenneutralisatiecapaciteit van G133-AC (a)

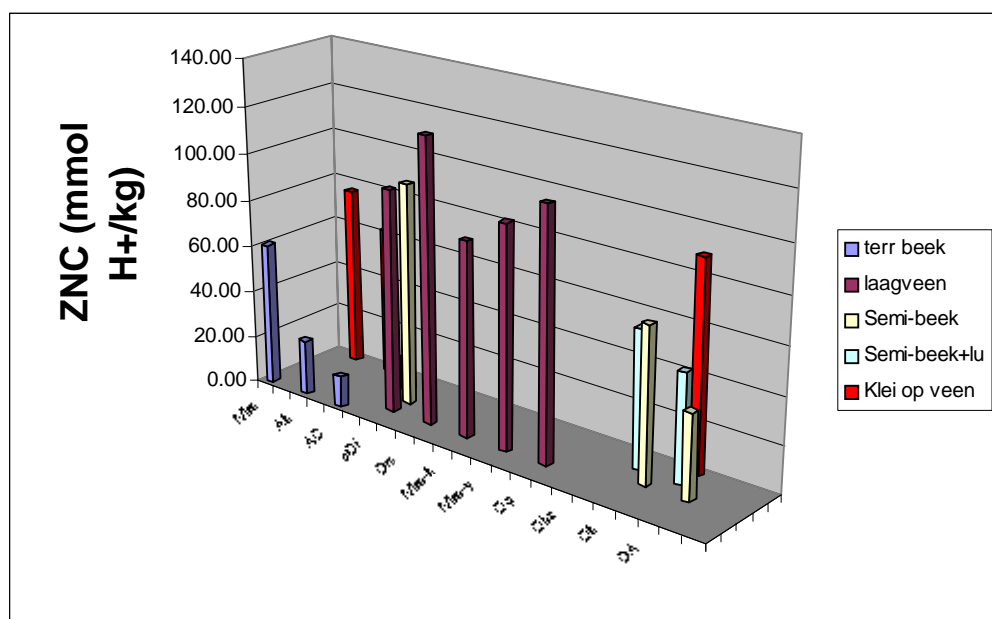
en bepaling van een maat voor de neutralisatiecapaciteit via de hellingshoek (b).



Figuur 6 Verband tussen zuurbuffering en CEC.

Er blijkt een lineaire relatie tussen de aldus bepaalde ZNC en de potentiële  $CEC_{(pH=8,1)}$  te bestaan (figuur 6). Dit betekent dat bij een toename van de CEC ook de zuurbuffercapaciteit toeneemt. Dit is in overeenstemming met de verwachting.

In figuur 7 is voor de verschillende terreintypen de gemiddelde ZNC per horizont weergegeven. Er treden significante verschillen op per horizont. Vooral horizonten uit de semiterrestrische milieus met hoge organische stofgehalten hebben een grote ZNC. Opvallend daarbij is de geringe zuurbuffering van AC-horizonten in vergelijking met Ah-horizonten.



Figuur 7 De zuurneutralisatiecapaciteit van horizonten in verschillende ecosysteemtypen

### 3.2.2 Conclusie

De zuurneutralisatiecapaciteit varieert per humushorizont. In zijn algemeenheid blijkt dat de ZNC niet direct is gekoppeld aan de aard van de horizont maar aan het organische stofgehalte. Minerale AC-horizonten hebben een zeer geringe ZNC. De ZNC is sterk gecorreleerd aan de CEC.



### 3.3 De redoxtoestand van humushorizonten

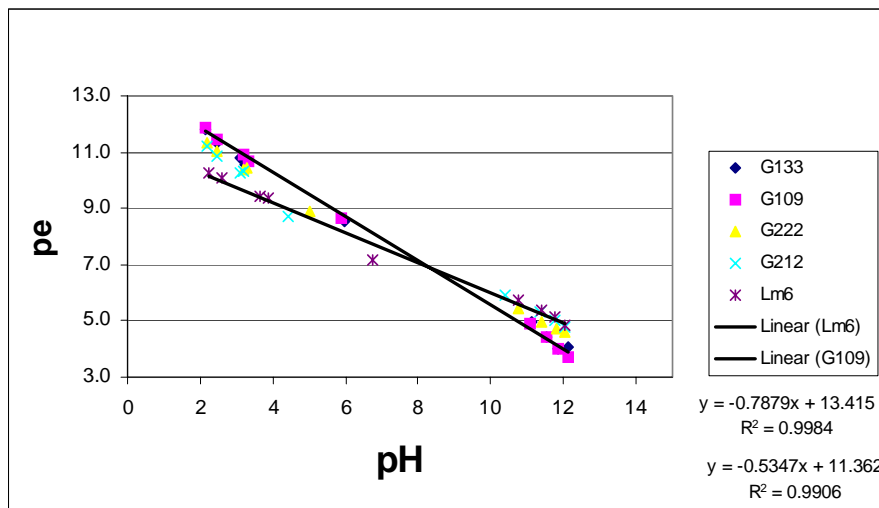
De mate waarin reducerende dan wel oxiderende omstandigheden optreden wordt uitgedrukt in de redoxpotentiaal:  $E_h$  in mV; vaak wordt de  $E_h$  ook weergegeven als de negatieve logaritme van de electronenconcentratie  $p_e$ , waarbij  $E_h = 59 \times p_e$ .

Bij fotosynthese worden organische stoffen gesynthetiseerd die thermodynamisch instabiel zijn. Deze stoffen zijn sterk gereduceerd. Hun redoxtoestand ( $p_e + pH$ ) is laag. Bij afbraak is er een tendens naar een thermodynamisch stabielere toestand waarbij de redoxtoestand van organische stof geleidelijk toeneemt: afbraakproducten zijn stabielere dan de oorspronkelijke stoffen. Bij de afbraak komen electronen vrij, die weer door  $O_2$  worden opgenomen. Organische stof wordt hierdoor geoxideerd en zuurstof gereduceerd. Bij gebrek aan  $O_2$  kan Fe (III) worden gereduceerd tot Fe (II). Een belangrijk gevolg van reductie is dat er  $H^+$ -consumptie plaatsvindt. De hypothese luidt nu (zie paragraaf 2.2, hypothese 2) dat sterk gehumificeerde organische stof zo stabiel is (hoge redoxtoestand), dat oxidatie moeilijk verloopt. Bij een hoge waarde van de redoxtoestand stagneert de overdracht van electronen, waardoor een redoxblokkade optreedt. Deze redoxblokkade heeft tot gevolg dat ook  $H^+$ -consumptie stagneert, zodat  $H^+$ -ionen moeilijk van het adsorptiecomplex verdrongen kunnen worden door  $Ca^{2+}$ -ionen. Oplading van het adsorptiecomplex met  $Ca^{2+}$  ionen komt hierdoor moeilijk tot stand.

Volgens deze hypothese zouden standplaatsen met sterk gehumificeerde organische stof (humic-mesic horizonten) moeilijker te herstellen zijn in basenrijkdom dan standplaatsen met makkelijk afbreekbare organische stof (mesic-fibric horizonten).

#### 3.3.1 Resultaten en discussie

Voor elke horizont is de redoxtoestand bepaald volgens Lindsay & Sadick (1980). De redoxtoestand is bepaald door voor een range van pH-waarden de  $p_e$  ( $-\log[e]$ ) te bepalen onder aërobe omstandigheden. Hiertoe werd bij de titraties voor het vaststellen van de ZNC na toevoeging van loog of zuur niet alleen de pH maar ook de redoxpotentiaal bepaald van de suspensie. Per horizont is de regressie berekend tussen  $p_e$  en pH. De gevonden relaties zijn zeer significant en hebben een hoge verklaarde variantie In figuur 8 is een voorbeeld van de relatie tussen  $p_e$  en pH gegeven.



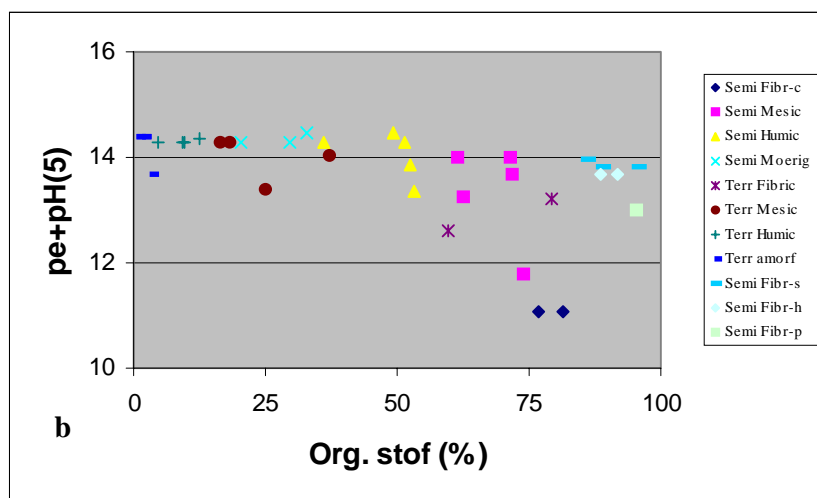
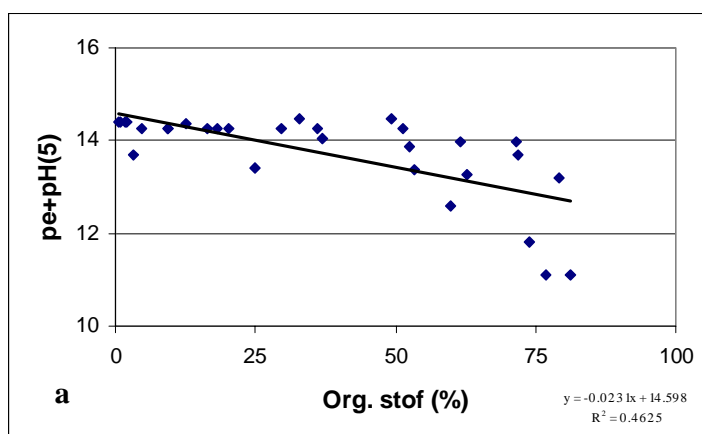
Figuur 8 Relatie tussen  $p_e$  en pH voor AC-horizonten van verschillende standplaatsen

Dit impliceert dat er een specifieke relatie tussen  $p_e$  en pH bestaat: hoge waarden voor pH gaan

gepaard met lage waarden voor  $pe$ . De hellingshoek van de regressielijnen is voor alle horizonten min of meer gelijk en varieert tussen 0,5 en 0,8. De hellingshoek wordt bepaald door de verhouding tussen het aantal protonen en electronen dat bij de redoxreactie is betrokken. In dit geval worden meer electronen dan protonen geleverd bij oxidatie.

De redoxstoestand van een systeem wordt bepaald door de verhouding tussen  $H_2$  en  $O_2$  (Lindsay, 1979). Het gevonden verband tussen  $pe$  en  $pH$  voor de verschillende horizonten komt bij benadering overeen met het  $H_2 - O_2$  systeem. Bij een zuurstofspanning van 1 atm wordt deze verhouding vastgelegd volgens de relatie:  $pe + pH = 20,78$ . Deze waarde vertegenwoordigt de meest geoxideerde toestand in natuurlijke systemen. Deze waarde bedraagt 0 voor de meest gereduceerde toestand. De door ons gevonden relaties worden aan de bovenzijde begrensd door de waarde  $pe + pH = 14,5$  en aan de onderzijde door de waarde 11,1.

Het schudexperiment werd onder aërobe omstandigheden uitgevoerd. De zuurstof gedraagt zich daarbij als oxidator (opname van electronen) en de organische stof als reductor (afgifte van electronen). De waarde van  $pe + pH$  kan daarom als een maat voor de stabiliteit (oxidatietoestand) van de organische stof worden beschouwd. Een hoge waarde van  $pe + pH$  (bij overeenkomstige  $pH$ ) betekent een lage concentratie vrije electronen d.w.z. dat org. stof moeilijk oxideert (electronen afstaat); een lage  $pe$  wijst op een makkelijker te oxideren org. stof. In figuur 9a is de  $pe+pH$  weergegeven als functie van het organisch stofgehalte. Als referentie is een  $pH$ -waarde van 5 aangehouden.



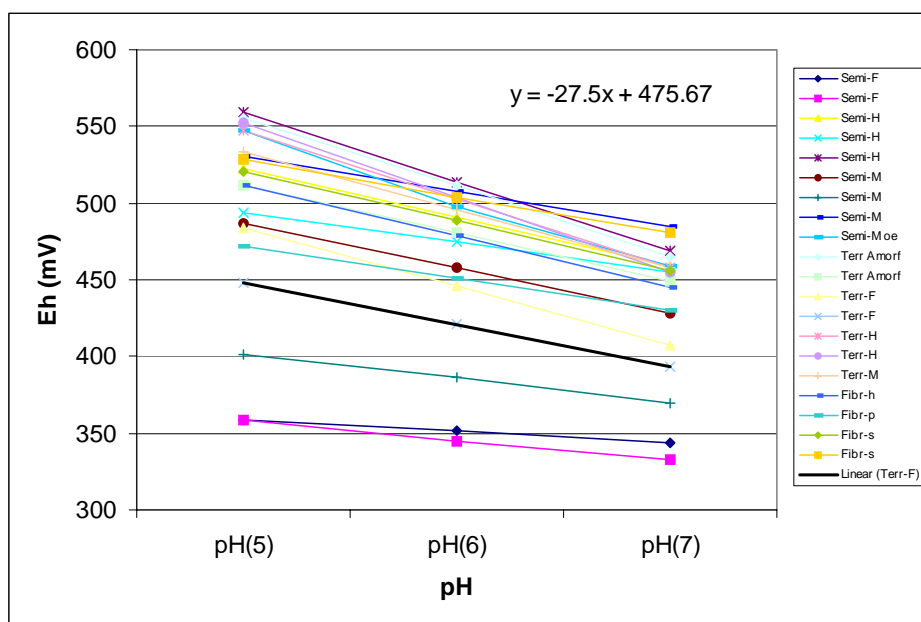
Figuur 9 a) Verband tussen de redoxstoestand ( $pe+pH$ ) en het organisch stofgehalte. b) uitgesplitst naar verteringsgraad en plantaardige herkomst van de organische stof. -s sphagnum; -h slaamos; -p haamos; -c zegge.

Vervolgens is geanalyseerd of de gevonden verschillen in verband zijn te brengen met veldkenmerken van het humusprofiel (waarbij het org. stofgehalte wordt geschat). Daartoe zijn de standplaatsen ingedeeld naar terrestrische en semi-terrestrische omstandigheden (zie figuur 9b). In eerste instantie bleek er weinig relatie te zijn met onderscheidingen in fibric, mesic, humic etc. horizonten. In tweede instantie zijn de horizonten heringedeeld op basis van verschillen in gemeten gehalten organische stof. Uitgangspunt daarbij is het ervaringsfeit dat het percentage organische stof lager zal zijn naarmate de organische stof sterker is omgezet. Op dit principe is immers het onderscheid in horizonten gebaseerd. In tabel 8 zijn de gehanteerde klassegrenzen voor organische stof aangegeven.

Uit figuur 9a blijkt dat er een duidelijke relatie bestaat tussen  $Eh_{(pH=5)}$  en het org. stof gehalte gestratificeerd naar terrestrische en semiterrestrische groeiplaatsen. De stabiliteit neemt toe naarmate het % organische stof lager is. Fibric horizonten van zeggeven zijn het minst stabiel. Fibric horizonten van *Sphagnum*, *Polytrichum* en *Hypnum* zijn daarentegen uiterst stabiel. Het gehalte organische stof is dus een redelijke voorspeller voor de stabiliteit.

Tabel 8 Indeling van de aard van de organische stof naar organischstofgehalten voor terrestrische en semi-terrestrische systemen. Fibric horizonten die uit herkenbare soorten (*Sphagnaceae*, *Polytrichaceae*, *Hypnaceae*, *Cariceae*) bestaan zijn afzonderlijk onderscheiden.

Semiterrestrisch Org. stof (%)	Aard	Terrestrisch Org stof (%)	Aard
> 75	fibric-sphagnum fibric-polytrichum fibric-hypnum fibric-carex	> 55	fibric
55-75	mesic	15-55	mesic
35-55	humic	3,5-15	humic
< 35	moerig	< 3,5	amorf



Figuur 10 Redoxstoestand voor verschillende organische stofklassen of -typen. Hoe hoger de waarden van Eh des te stabiel is de organische stof.

In figuur 10 is voor de verschillende organische stofklassen de redoxtoestand weergegeven die is herleid uit de regressievergelijkingen voor de diverse horizonten. Uit de figuur komt naar voren dat van humic horizonten (met lagere gehalten organische stof) de redoxtoestand over het algemeen hoger is dan van mesic en fibric horizonten (met hogere gehalten organische stof). Een uitzondering hierop vormen de semiterrestrische fibric horizonten die zijn samengesteld uit *Polytrichum*, *Sphagnum* of *Hypnum*.

### 3.3.2 Conclusie

De conclusie is dat er een verband bestaat tussen de stabiliteit van organische stof en het organischstofgehalte. Naarmate organische stof verder is omgezet neemt de stabiliteit toe en stijgt de redoxtoestand (pe+pH). De redoxtoestand is hoger naarmate van terrestrische of semiterrestrische horizonten het organischstofgehalte lager is. Een uitzondering hierop vormen de semiterrestrische fibric horizonten die zijn samengesteld uit *Polytrichum*, *Sphagnum* of *Hypnum*. Deze horizonten hebben een hoog percentage organische stof en desondanks een hoge redoxtoestand. Mossen zijn kennelijk zeer resistent tegen afbraak.

Er is echter geen duidelijk verband aangetoond tussen redoxtoestand en horizontonderscheidingen op basis van veldkenmerken. Dit betekent niet dat er geen verband bestaat, maar dat het kennelijk nog niet goed mogelijk is veldkenmerken van humus horizonten in verband te brengen met het organisch stofgehalte. Dit betekent dat het onder veldomstandigheden nog onvoldoende mogelijk is humushorizonten goed te typeren naar stabiliteit. Als tussenstap daartoe moet het organisch stofgehalte bekend zijn.

Hiermee is de derde hypothese (zie paragraaf 2.2) bevestigd dat verschillende organische stoftypen een karakteristieke redoxtoestand hebben. Dit impliceert dat een verlaging van de redoxpotentiaal eenduidig gekoppeld is aan verhoging van de pH. Naarmate organische stof sterker is gehumificeerd, is de redoxtoestand hoger en de potentie tot electronenafgifte lager, waardoor het verloop van reducerende, zuurconsumerende processen wordt bemoeilijkt. Hiermee zijn gegronde redenen aanwezig te veronderstellen dat herstel van de basentoestand moeizamer verloopt naarmate organische stof sterker is gehumificeerd.

## 4 RESULTATEN ECOSAT

### 4.1 Algemeen

De calibratie vond plaats per standplaats/horizont op basis van analyseresultaten van vocht- en bodemonsters die verzameld zijn tijdens de start van het onderzoek bij het installeren van veldapparatuur. De berekeningen zijn gecalibreerd aan waarnemingen die periodiek worden opgenomen (zie 2.6 en 2.7). Tabel 9 en 10 geven een overzicht van variabelen en calibratieparameters. Tabel 9 geeft o.a. een overzicht van  $K_G$ , pH en concentraties  $Ca^{2+}$ ,  $CO_3^{2-}$  en  $SO_4^{2-}$  die als gegeven in het model zijn ingevoerd. In de tabel is het gehalte Fe-tot weergegeven in g/kg ds. In het model ECOSAT moet dit gehalte als een concentratie worden ingevoerd. Hiertoe werd in tabel 10 het ijzergehalte via het bekende vochtgehalte van het bodemonster omgerekend naar mol.l<sup>-1</sup>. In tabel 10 zijn de waarden van de calibratieparameters vermeld die tot de meest bevredigende oplossing hebben geleid.

Bij de calibratie deed zich een onverwacht probleem voor. In het onderzoeksplan is verondersteld dat aluminiumcomponenten geen rol van betekenis spelen in kwelmilieus. Er zijn daarom geen Al-tot of Al<sup>3+</sup> concentraties gemeten. Bij calibratie zonder aluminium in het systeem bleek dat lage gehalten Fe-tot leiden tot vrij hoge waarden van de pH (zie paragraaf 3.1, vgl. 3) en de Ca-verzadiging. Het blijkt echter dat vaak een combinatie aanwezig is van lage Fe-gehalten en lage pH-waarden. Om dit probleem op te lossen moest worden verondersteld dat Al-mineralen een rol spelen bij de zuurbuffering. Door met een vaste concentratie Al<sup>3+</sup> te rekenen, ligt in de ECOSAT-berekeningen de pH vast. Dit was onbevredigend, omdat daardoor het effect van een variabele redoxpotentiaal op de pH niet zichtbaar wordt. Door met een constante massabalans voor Al (Al-tot, zie tabel 10) te rekenen wordt de Al concentratie en de pH door ECOSAT berekend. Het blijkt dat naarmate meer Al-tot (in de vorm van gibbsiet) in een systeem aanwezig is de pH en de Ca-verzadiging lager zijn (bij gelijk blijvende pe).

Door dit verlagend effect van Al-tot op de pH ontstaan ook weer hogere Fe-concentraties bij overigens gelijke Fe-tot gehalten (zie figuur 11). Ook een toename van de Fe-tot (in de vorm van bv. goethiet) leidt tot daling van de pH en Ca-verzadiging in combinatie met een toename van de Fe-concentratie. Verhoging van het totaalzwavelgehalte leidt onder reducerende omstandigheden (pe<0) tot vorming van sulfide dat met Fe(II) tot neerslag van pyriet leidt. Dit heeft weer een pH verhogend effect omdat sulfidevorming een zuurconsumerend proces is. Door te variëren met Al-tot en SO<sub>4</sub>-tot is net zolang gecalibreerd tot berekende waarden van de Ca-verzadiging en de Fe(II) concentratie in overeenstemming waren met de gemeten waarden.

Aanhangsel 3 geeft een overzicht per horizont en standplaats van de resultaten van de calibratieprocedure. Berekende waarden en gemeten waarden van de Ca-verzadiging en de Fe-concentratie zijn weergegeven als functie van de redoxpotentiaal (pe).

Tabel 9 Overzicht van waarden van variabelen die als gegeven zijn ingevoerd bij de calibratie van ECOSAT

Site	Horizont	Code	Log Kg (-)	pH	Ca mg/l	SO4 mg/l	CO3-min mol/l	CO3-max mol/l	Ionsterkte (-)	Fe g/kg d.s.
G133	Ah	Ah	4.51	5.9	16.15	28.76	0.0012	0.0013	0.0011	4.20
G133	ACg	AC	4.63	6.46	18.32	28.13	0.0017	0.0025	0.0011	2.21
G109	Ah	Ah	4.54	5.9	14.52	25.76	0.0008	0.0010	0.0011	5.43
G109	ACg	AC	4.64	6.28	16.44	36.03	0.0028	0.0029	0.0012	3.65
G222	Mm	Mi	3.95	4.93	8.95	24.17	0.0002	0.0003	0.0007	3.98
G222	Ahz?	Ahz	4.47	5.34	9.69	20.18	0.0003	0.0003	0.0007	3.49
G222	Ahg?	Ah	4.48	5.64	9.89	19.56	0.0002	0.0003	0.0007	3.09

Site	Horizont	Code	Log Kg (-)	pH	Ca mg/l	SO4 mg/l	CO3-min mol/l	CO3-max mol/l	Ionsterkte (-)	Fe g/kg d.s.
G222	AC	AC	4.68	6.26	11.03	20.51	0.0003	0.0004	0.0007	2.80
G212	Mm	Mi	4.10	5	3.4	10.22	0.0001	0.0003	0.0004	5.10
G212	Ahz	Ahz	4.64	5.15	5.92	6.4	0.0001	0.0001	0.0004	2.99
G212	Ah	Ah	4.39	4.85	5.53	8.64	0.0001	0.0003	0.0004	2.68
G212	ACg	AC	4.77	5.3	9.5	12.97	0.0001	0.0004	0.0012	6.65
KvA2	sOm	Ofm	3.84	4.56	11.1	18.61	0.0002	0.0007	0.0007	6.64
KvA2	cOh	Oh	4.12	4.64	15.18	25.23	0.0003	0.0004	0.0008	4.40
KvA2	OA	OA	4.29	4.79	17.48	27.24	0.0003	0.0004	0.0009	2.18
KvD1	cOh	Oh	4.20	5.37	22.2	9.68	0.0011	0.0025	0.0011	14.37
KvD1	OA	OA	4.69	5.98	15.07	24.74	0.0003	0.0014	0.0036	7.78
StBd	pOm	Ofm	4.46	5.15	2.79	3.39	0.0001	0.0003	0.0002	1.77
StBd	sOf	Ofm	4.11	5.12	3.45	8.84	0.0001	0.0003	0.0004	2.67
StAb	hMm	Mo	4.77	6.63	29.62	68.09	0.0015	0.0018	0.0019	2.85
StAb	hMg	Mo	5.05	6.66	58.89	167.2	0.0019	0.0023	0.0042	5.43
Br5	Mm	Mo	5.06	6.12	49.13	6.98	0.0008	0.0042	0.0020	61.04
Br5	uOh	Oh	5.32	6.47	52.9	2.96	0.0014	0.0063	0.0021	86.10
Br2	Mm	Mo	5.07	6.22	39.84	13.45	0.0008	0.0083	0.0020	38.73
Br2	uOh	Oh	5.28	6.65	38.29	7.14	0.0008	0.0083	0.0014	23.04
Uk3	Mm	Mo	4.69	5.79	27.32	20.98	0.0011	0.0000	0.0027	19.50
UK3	OA	OA	4.86	5.92	30.13	24.46	0.0015	0.0000	0.0034	20.75
Uk3	u/sOh	Oh	4.83	6.14	29.62	40.2	0.0018	0.0000	0.0041	12.25
WLA3	Mm	Mi	4.52	5.64	22.36	29.74	0.0000	0.0000	0.0021	20.57
WLA3	Ah	Ah	4.23	5.3	26.55	84.81	0.0000	0.0000	0.0033	23.13
WLA3	sOmr	Ofm	4.57	5.7	60.67	250.6	0.0000	0.0000	0.0075	10.51
LM3	Ahz	Ahz	5.15	6.92	70.71	7.19	0.0025	0.0033	0.0024	6.76
LM3	Ah	Ah	5.24	7.03	65.88	3.37	0.0042	0.0083	0.0021	7.17
Lm6	uOhz	Ohz	5.11	6.7	76.41	5.51	0.0041	0.0055	0.0025	10.94
Lm6	uOh	Oh	5.37	6.89	127.4	6.27	0.0048	0.0064	0.0041	12.38
Lm6	ACg	AC	5.17	6.94	46.32	11.85	0.0055	0.0073	0.0017	5.04

Tabel 10 Overzicht van de totale hoeveelheden Al, Fe, SO<sub>4</sub> (mol.l<sup>-1</sup>) en van de Al- en Fe-mineralen per horizont van de standplaatsen, die in de verschillende terreinen bij de calibratie tot de meest bevredigende resultaten leidden

Horizont	Al-tot	Fe-tot	S-tot	Gibbs.	Goeth.	Sid.	Pyr.	Calc.	Opmerkingen
G109-Ah^	0,1	0.14	0.1	ja	ja	ja	ja	nee	
G109-AC^	0,01	0.33	0.1	ja	jja	ja	nee		
G133-Ah^	0,15	0.116	0.07	ja	ja	nee	ja	nee	
G133-AC^	0,02	0.219	0.018	ja	ja	ja	ja	nee	
G212-Mm*	0.32	0.007	0.0016	ja	ja	nee	ja	nee	Fe-cali slecht
G212-Ahz*	0.29	0.025	0.001	ja	ja	nee	ja	nee	Fe-cali slecht
G212-Ah*	0.32	0.076	0.005	ja	ja	nee	ja	nee	Fe-cali slecht
G212-AC	0.02	0.337	0.04	ja	ja	ja	ja	nee	
G222-Mm*	0.30	0.028	0.001	ja	ja	nee	ja	nee	Fe-cali slecht
G222-Ahz*	0.22	0.099	0.003	ja	ja	ja	ja	nee	Fe-cali slecht
G222-Ah*	0.23	0.087	0.007	ja	ja	ja	ja	nee	Fe-cali slecht
G222-AC	0.02	0.284	0.035	ja	ja	ja	ja	nee	
KvA2-sOm*	0.32	0.012	0.03	ja	ja	nee	ja	nee	
KvA2-cOh*	0.33	0.008	0.02	ja	ja	nee	ja	nee	Fe-cali slecht
KvA2-OA*	0.31	0.017	0.001	ja	ja	nee	ja	nee	Fe-cali slecht
KvD1-cOh!	0.25	0.041	0.06	ja	ja	nee	ja	nee	Fe redelijk
KvD1-OA	0.01	0.186	0.03	ja	ja	ja	ja	nee	Fe-cali slecht
StBd-pOm*	0.325	0.003	0.005	ja	ja	nee	amorf	nee	
StBd-sOf*	0.33	0.003	0.005	ja	ja	nee	amorf	nee	

Horizont	Al-tot	Fe-tot	S-tot	Gibbs.	Goeth.	Sid.	Pyr.	Calc.	Opmerkingen
StAb-hMm!	0.14	0.06	0.06	ja	ja	nee	amorf	nee	
StAb-hMg!	0.14	0.011	0.07	ja	ja	nee	amorf	nee	
Br5-Mm	0.05	0.176	0.055	ja	amorf	ja	ja	nee	
Br5-uOh	0.01	0.339	0.08	ja	amorf	ja	ja	nee	
Br2-Mm!	0.175	0.145	0.1	ja	amorf	ja	ja	ja	
Br2-uOh	0.065	0.128	0.04	ja	amorf	ja	ja	nee	
Uk3-Mm!	0.2	0.074	0.03	ja	amorf	nee	ja	ja	
Uk3-OA!	0.175	0.121	0.03	ja	amorf	ja	ja	ja	
Uk3-sOh*	0.25	0.043	0.08	ja	ja	ja	ja	nee	
WLA3-Mm!	0.125	0.107	0.07	ja	amorf	ja	ja	nee	
WLA3-Ah!	0.15	0.187	0.094	ja	amorf	ja	ja	nee	
WLA3-sOfm*	0.25	0.032	0.03	ja	amorf	ja	ja	ja	
Lm3-Ahz	0.1	0.049	0.03	ja	ja	ja	ja	ja	
Lm3-Ah	0.03	0.159	0.037	ja	ja	ja	ja	ja	
Lm6-Ohz!	0.13	0.059	0.06	ja	amorf	ja	ja	nee	
Lm6-Oh!	0.16	0.062	0.045	ja	amorf	ja	ja	nee	
Lm6-AC	0.001	0.338	0.02	ja	ja	ja	ja	ja	

\* ontijzerd ! ontijzerd maar S is redding ^ Zomer

#### 4.2 Groot-Zandbrink

In zijn algemeenheid zijn standplaats G109 en G133 bij lage pe waarden bevredigend te calibreren door te veronderstellen dat goethiet, sideriet en pyriet in het systeem aanwezig zijn (zie tabel 10). Bij deze lage waarden is verondersteld dat CO<sub>2</sub> niet kan ontsnappen naar de atmosfeer. In tabel 11 (zie ook aanhangsel 3) is de uitvoer van de berekening voor horizont G109-AC gegeven. Bij dalende pe waarden gaat goethiet geleidelijk in oplossing waarbij de concentratie Fe<sup>2+</sup> toeneemt en de pH stijgt. De Al<sup>3+</sup> concentratie daalt daarbij. Vanaf een pe=-1 daalt de Fe<sup>2+</sup> concentratie weer als gevolg van de vorming van pyriet. De ijzerconcentratie daalt net zolang totdat alle sulfaat is gereduceerd, daarna neemt het gehalte pyriet niet verder toe, maar de Fe<sup>2+</sup> concentratie weer wel. Als gevolg van de pH stijging neemt de Ca-verzadiging toe en stijgt de bicarbonaatconcentratie. Bij zeer lage waarden van de pe wordt wel sideriet maar geen calciëet gevormd. De calibratie is niet succesvol voor hoge waarden van de pe (zie aanhangsel 3). Er worden lage waarden voor de Ca-verzadiging berekend terwijl hoge waarden worden gemeten. Deze hoge meetwaarden zijn alleen te calibreren door het model te laten rekenen met atmosferische CO<sub>2</sub> spanning. Hoge waarden van de pe komen voor onder aërobe omstandigheden, wat tevens een atmosferische CO<sub>2</sub> spanning tot gevolg heeft. Bij G109-Ah en G133-Ah (dagzomende horizonten) worden ook lage Ca-verzadigingen gemeten in combinatie met hoge pe-waarden. In deze gevallen valt het systeem terug op de aluminiumbuffer.

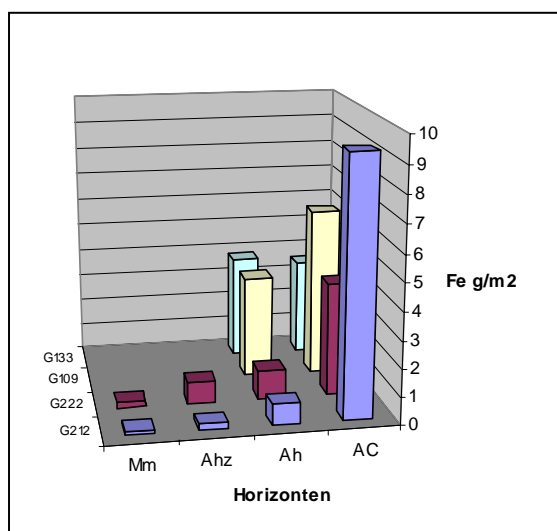
Bij de calibratie zijn de berekende ijzerconcentraties redelijk in overeenstemming met de gemeten concentraties. De gemeten ijzerconcentraties in het lage pe bereik kunnen alleen in overeenstemming gebracht worden met de gemeten waarden door te veronderstellen dat pyrietvorming plaatsvindt, zelfs in dagzomende horizonten. Dit spoort met de resultaten van het monitoringonderzoek (Jansen et al., 1997), waarbij in zomerperioden hoge en in winterperioden lage sulfaatconcentraties worden gemeten. Met micromorfologisch onderzoek via slijpplaten konden bovendien pyrietfromboïden worden aangetoond in deze horizonten (van Delft, 1997). De sterke fluctuatie van de Ca-verzadiging hangt mogelijk ook samen met het effect van pyrietoxidatie.

Tabel 11 Voorbeeld van een multiple run uitvoer van ECOSAT voor standplaats G109-AC

nr	Comp.Act		Species			Gases	Minerals								Surf.Spec.					
	H	e	Al	HCO <sub>3</sub>	Fe 2+	CO <sub>2</sub> (g)	CaCO <sub>3</sub>		Fe <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>		Fe <sub>2</sub> S <sub>2</sub>		a_FeOOH		Al(OH) <sub>3</sub>		XCa1/2	XH		
	-log(mol/l)		Conc.mol/l			logP bar	Total am.	Sat.Index	Total am.	Sat.Index	Total am.	Sat.Index	Total am.	Sat.Index	Total am.	Sat.Index	Total am.	Sat.Index	Conc.frac.A	
1	4.15	8	5.41E-05	3.13E-05	4.32E-08	-0.8486	0.00E+00	-5.78E+00	0.00E+00	-7.90E+00	0.00E+00	-1.04E+02	3.30E-01	0.00E+00	4.94E-03	0.00E+00	0.01	0.99		
2	4.15	7	5.41E-05	3.13E-05	4.32E-07	-0.8486	0.00E+00	-5.78E+00	0.00E+00	-6.90E+00	0.00E+00	-8.90E+01	3.30E-01	0.00E+00	4.94E-03	0.00E+00	0.01	0.99		
3	4.15	6	5.37E-05	3.14E-05	4.28E-06	-0.8486	0.00E+00	-5.78E+00	0.00E+00	-5.90E+00	0.00E+00	-7.41E+01	3.30E-01	0.00E+00	4.98E-03	0.00E+00	0.01	0.99		
4	4.16	5	4.98E-05	3.22E-05	3.98E-05	-0.8487	0.00E+00	-5.76E+00	0.00E+00	-4.91E+00	0.00E+00	-5.93E+01	3.30E-01	0.00E+00	5.34E-03	0.00E+00	0.01	0.99		
5	4.24	4	2.97E-05	3.82E-05	2.37E-04	-0.8492	0.00E+00	-5.61E+00	0.00E+00	-3.99E+00	0.00E+00	-4.57E+01	3.27E-01	0.00E+00	7.23E-03	0.00E+00	0.01	0.99		
6	4.45	3	6.97E-06	6.17E-05	5.56E-04	-0.8513	0.00E+00	-5.19E+00	0.00E+00	-3.20E+00	0.00E+00	-3.47E+01	3.24E-01	0.00E+00	9.35E-03	0.00E+00	0.01	0.99		
7	4.71	2	1.13E-06	1.12E-04	9.01E-04	-0.8557	0.00E+00	-4.67E+00	0.00E+00	-2.47E+00	0.00E+00	-2.47E+01	3.20E-01	0.00E+00	9.90E-03	0.00E+00	0.02	0.98		
8	4.97	1	1.85E-07	2.01E-04	1.48E-03	-0.8637	0.00E+00	-4.15E+00	0.00E+00	-1.74E+00	0.00E+00	-1.47E+01	3.14E-01	0.00E+00	9.98E-03	0.00E+00	0.04	0.96		
9	5.22	0	3.21E-08	3.49E-04	2.56E-03	-0.8774	0.00E+00	-3.66E+00	0.00E+00	-1.00E+00	0.00E+00	-4.64E+00	3.05E-01	0.00E+00	1.00E-02	0.00E+00	0.06	0.94		
10	5.77	-1	7.51E-10	1.04E-03	5.99E-04	-0.9475	0.00E+00	-2.64E+00	0.00E+00	-6.16E-01	9.90E-03	0.00E+00	3.14E-01	0.00E+00	1.00E-02	0.00E+00	0.19	0.81		
11	6.53	-2	4.00E-12	2.99E-03	3.19E-05	-1.2454	0.00E+00	-1.43E+00	0.00E+00	-6.72E-01	3.12E-02	0.00E+00	2.99E-01	0.00E+00	1.00E-02	0.00E+00	0.58	0.42		
12	7.23	-3	3.01E-14	4.40E-03	2.40E-06	-1.786	0.00E+00	-5.50E-01	0.00E+00	-9.20E-01	4.68E-02	0.00E+00	2.83E-01	0.00E+00	1.00E-02	0.00E+00	0.88	0.12		
13	7.55	-4	3.48E-15	4.67E-03	2.77E-06	-2.0726	0.00E+00	-2.12E-01	0.00E+00	-5.19E-01	5.00E-02	0.00E+00	2.80E-01	0.00E+00	1.00E-02	0.00E+00	0.94	0.06		
14	7.59	-5	2.54E-15	1.90E-03	2.03E-05	-2.5081	0.00E+00	-5.57E-01	2.97E-03	0.00E+00	5.00E-02	0.00E+00	2.77E-01	0.00E+00	1.00E-02	0.00E+00	0.94	0.06		



Standplaatsen G212 en G222 geven een afwijkend beeld te zien. Deze standplaatsen zijn sterk verzuurd en hebben een sterke horizontdifferentiatie. De Mm- en Ahz-horizont van deze standplaatsen worden gekenmerkt door zeer lage ijzergehalten in vergelijking met diepere horizonten en de beide andere standplaatsen in Zandbrink (zie figuur 12).

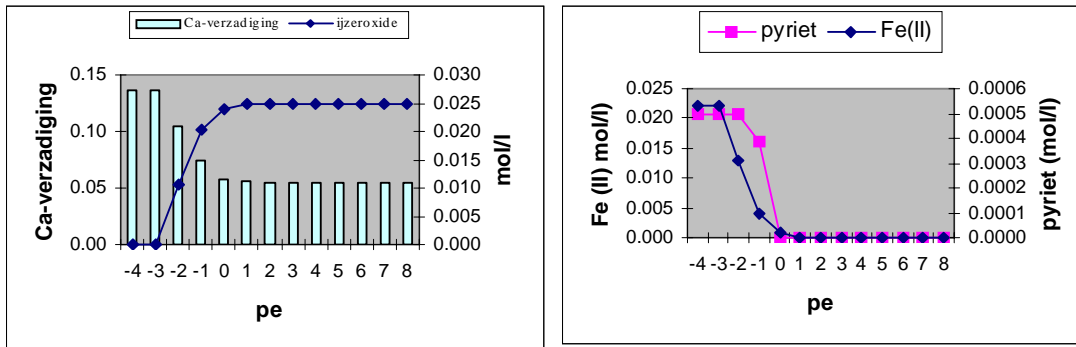


*Figuur 12 IJzervoorraden in horizonten van verzuurde (G222, G212) en niet verzuurde (G109, G133) standplaatsen. De bovenste horizonten zijn sterk ontijzerd.*

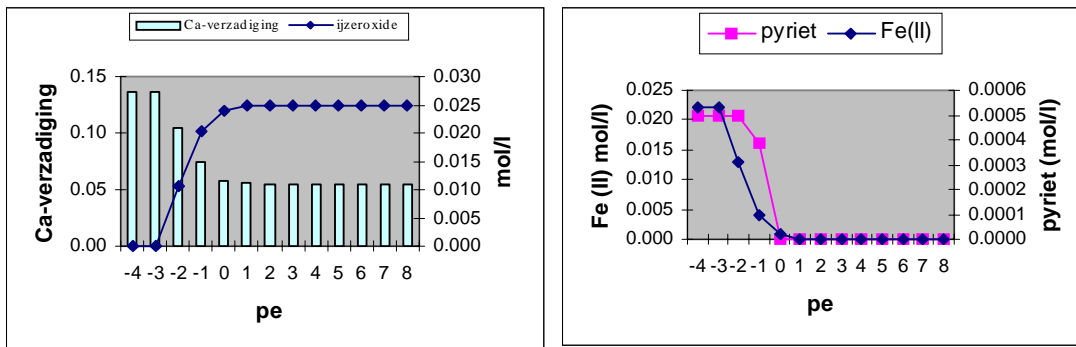
Kenmerkend voor deze horizonten is de combinatie van een lage Ca-verzadiging en lage pe waarden. Kennelijk is er onvoldoende zuurconsumptie. Om bij de lage ijzergehalten (zie tabel 10) een lage pH/Ca-verzadiging te calibreren moest een hoog gehalte Al-tot worden verondersteld. De horizonten bevatten onvoldoende Fe(III) waardoor het reductieproces stagneert. Figuur 13 laat zien dat bij dalende pe de ijzeroxiden volledig oplossen en worden omgezet in pyriet. De Fe(II) concentratie loopt daarbij sterk op (figuur 13b). Hoewel alle sulfaat wordt gereduceerd tot sulfide wordt er onvoldoende pyriet gevormd om al het Fe(II) vast te leggen in de vorm van pyriet, waardoor bij lage pe waarden de concentratie Fe(II) op een evenwichtsniveau stabiliseert. Bij een infiltratieflux kan dit ijzer uitspoelen. De berekende Fe(II) concentraties zijn aanzienlijk hoger dan gemeten (zie aanhangsel 3). Dit is onbevredigend, maar kan wellicht worden verklaard uit het optreden van uitspoeling. Uit hydrologische berekeningen voor de onderzochte standplaatsen blijkt (Jansen, 2000) dat de infiltratieflux de kwelflux vrijwel op alle standplaatsen overtreft (zie aanhangsel 4). Indien een hoger gehalte S-totaal in het systeem wordt verondersteld kunnen weliswaar de Fe(II) concentraties omlaag gebracht worden, maar dan wordt de Ca-verzadiging weer te hoog als gevolg van pyrietvorming wat een zuurconsumerend proces is. De Mm-, Ahz- en Ah-horizonten van G212 en G222 hebben allen een laag ijzergehalte en er treedt hetzelfde proces op als in figuur 13 is geïllustreerd. Het lijkt erop dat de redoxcapaciteit (poise) van deze horizonten onvoldoende is om reductie te kunnen laten verlopen.

In tegenstelling tot de hypothese van dit onderzoek lijkt niet door stagnatie van electronendonatie, maar door een gebrek aan electronenacceptors een redoxblokkade op te treden.

In de AC-horizonten van beide standplaatsen komt echter een hoog ijzergehalte voor. Tijdens het reductieproces wordt hier slechts een deel van de ijzeroxiden opgelost zodat het reductieproces niet stagneert door een tekort aan Fe(III).



Figuur 13 Invloed van pe op a) het verloop in het gehalte ijzeroxide en de Ca-verzadiging en b) het verloop in het pyrietgehalte en de Fe(II) concentratie van horizon G212-Ahz.



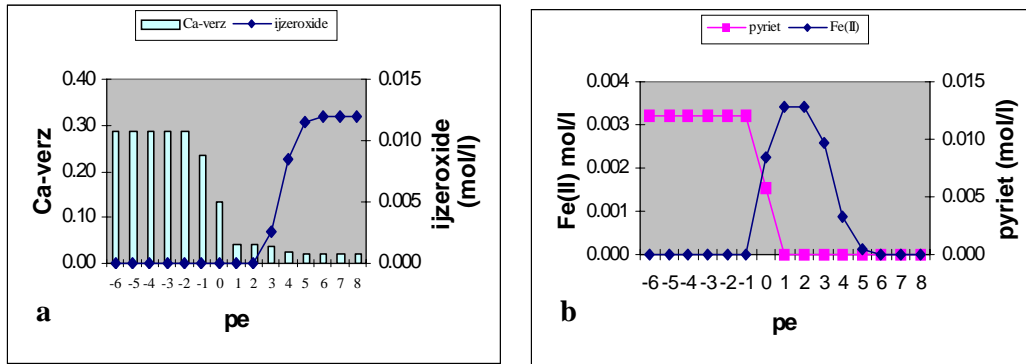
Figuur 14 Invloed van pe op a) het verloop in het gehalte ijzeroxide en de Ca-verzadiging en b) het verloop in het pyrietgehalte en de Fe(II) concentratie van horizon G222-AC.

Figuur 14 laat zien dat onder deze omstandigheden een hogere Ca-verzadiging wordt bereikt bij lage pe waarden. Ook hier gaat Fe(II) in oplossing. Aanvankelijk daalt de concentratie weer iets als gevolg van pyrietvorming maar als al het sulfide is vastgelegd, stijgt de concentratie Fe(II) verder, omdat immers nog steeds ijzeroxide kan reduceren.

### 4.3 Korenburgerveen

In standplaats KvA2 komen evenals in Zandbrink combinaties voor van lage pe waarden en lage Ca-verzadiging. Ook hier is er onvoldoende redoxcapaciteit om de reductie te kunnen laten verlopen. De Ca-verzadiging blijft daarom op een laag niveau steken. Ook bij hogere pe waarden is de Ca-verzadiging laag, zodat bij de calibratie een hoog gehalte Al-tot is verondersteld. Ook in deze horizonten lijkt ontijzering te zijn opgetreden.

In de bovenste horizon KvA2-sOm wordt incidenteel een hogere Ca-verzadiging gemeten (zie aanhangsel 3). Om deze hogere waarden bij lage pe toch te kunnen berekenen moet vrij veel S-tot aanwezig zijn in het systeem. In deze horizon is vanaf een  $pe < 0$  alle goethiet opgelost en omgezet in pyriet (zie figuur 15). Alleen als er nog sulfaat beschikbaar is voor reductie stijgt de pH/Ca-verzadiging verder tot het gemeten niveau. Door de 'overmaat' S wordt nu alle Fe(II) vastgelegd in de vorm van pyriet (zie figuur 15b). Er worden daarom bij lage pe waarden ook lage Fe(II) concentraties gemeten. Gemeten en berekende Fe(II) concentraties komen nu beter overeen dan bij de calibratie in Zandbrink. De matig hoge Ca-verzadiging in deze horizon kan ondanks ijzertekort alleen door sulfaatreductie worden verklaard.



Figuur 15 Invloed van pe op a) het verloop in het gehalte ijzeroxide en de Ca-verzadiging en b) het verloop in het pyrietgehalte en de Fe(II) concentratie van horizont KvA2-sOm.

Bij standplaats KvD1 haalt de Ca-verzadiging een hoog niveau en komen berekende en gemeten waarden redelijk overeen. Er is voldoende redoxcapaciteit om een Ca-verzadiging >0.70 te bereiken bij lage pe waarden. Wel vindt bij pe <0 vorming van pyriet plaats. Er is echter overmaat aan Fe(II), zodat hoge Fe(II) concentraties worden berekend vanaf het moment dat alle S is vastgelegd in pyriet. In horizont KvD1-cOh raken de ijzeroxiden juist opgelost bij een pe=-4. Opvallend is dat de KvD1-OA horizont lagere Al-tot waarden bij de calibratie krijgt dan de bovenliggende KvD1-cOh horizont. Kennelijk heeft de veraarding (OA) in het verleden niet tot vertering en gibbsietvorming geleid.

#### 4.4 Stobbenribben

De gemeten Ca-verzadiging in standplaats StBd blijft ook bij lage pe waarden onder een niveau van 0.10 (zie aanhangsel 3). Beide horizonten hebben zeer lage ijzergehalten (zie tabel 10). Er is onvoldoende capaciteit om reductie te kunnen laten verlopen waardoor de Ca-verzadiging laag blijft. Het reductieproces verloopt tot al het ijzeroxide is op gelost, zoals ook bij standplaats G222/212 het geval is. Bij zeer lage pe waarden vindt pyrietvorming plaats, waarbij als gevolg van sulfaatreductie de pH nog iets stijgt. Alleen door overmaat S ten opzichte van Fe te veronderstellen kunnen bij lage pe waarden ook lage Fe(II) concentraties worden berekend.

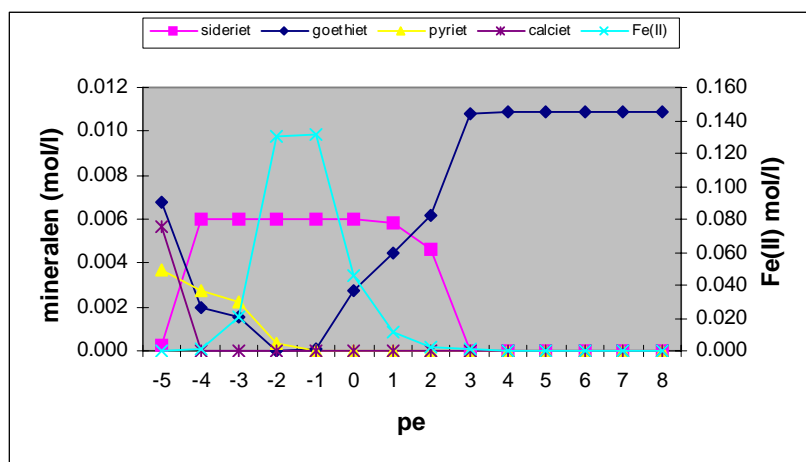
Standplaats StAb heeft een continu hoge Ca-verzadiging. Waarden van pe>0 komen slechts incidenteel voor, zodat het profiel vrijwel continu anaeroob en verzadigd is. Ondanks de vrij lage gehalten aan ijzeroxiden hebben beide horizonten voldoende redoxcapaciteit om reductie te laten verlopen. Alleen bij zeer lage pe waarden is al het ijzeroxide juist opgelost en stijgt de pH/Ca-verzadiging niet verder. De gemeten lage Fe(II) concentraties kunnen alleen berekend worden door enige overmaat zwavel te veronderstellen.

In tegenstelling tot horizont G222-Ah met een vergelijkbaar laag ijzeroxidegehalte hebben beide StAb-horizonten voldoende redoxcapaciteit. Dit is toe te schrijven aan het lagere gibbsietgehalte in de Stobbenribben. Bij pe=8 en een gibbsietgehalte van 0,32 mol.l<sup>-1</sup> heeft de zuurgraad een waarde pH=3,2. Bij een gibbsietgehalte van 0,14 (St) heeft de zuurgraad een waarde pH=6,5. Bij deze hoge pH waarden lost goethiet minder makkelijk op en blijft de redoxcapaciteit tot lagere pe waarden gehandhaafd.

#### 4.5 De Barten

In de Mm-horizonten van standplaatsen Br2 en Br5 wordt een sterke fluctuatie in de Ca-verzadiging gemeten. De gemeten variatie (0.10-0.80) is goed te calibreren door te veronderstellen dat amorfe ijzeroxiden in deze horizont voorkomen. De ijzergehalten in deze horizonten zijn vrij hoog. De redoxcapaciteit op basis van ijzeroxiden is onvoldoende om zuurconsumerende processen te laten verlopen tot een Ca-verzadiging van 0.80. Door ijzerreductie is slechts een Ca-verzadiging van ca. 0.5 te bereiken. Hierbij wordt aanvankelijk (pe<3) ijzeroxide omgevormd in

sideriet en later ( $pe < -1$ ) tevens in pyriet (zie figuur 16). Het amorphe ijzeroxide is bij een  $pe = -1$  vrijwel geheel opgelost, maar wordt weer teruggevormd zodra pyrietvorming plaatsvindt. Sulfaatreductie heeft een sterk pH verhogend effect, waardoor kennelijk ijzeroxiden weer kunnen worden teruggevormd. Als gevolg van sulfaatreductie is de redoxcapaciteit voldoende om een Ca-verzadiging van 0.8 te bereiken. Het gehalte S-totaal moet daartoe vrij hoog zijn bij de calibratie. Uiteindelijk lost vanaf  $pe = -3$  het gevormde sideriet weer op omdat pyriet dan het stabielste Fe(II)-mineraal is. Het daarbij vrijkomende carbonaat wordt als calciet weer neergeslagen. Bij hoge  $pe$  waarden valt de Ca-verzadiging terug tot een niveau van 0.10-0.20. Met de ingestelde calibratieparameters kunnen berekende ijzerconcentraties goed in overeenstemming worden gebracht met gemeten concentraties (zie aanhangsel 3).



Figuur 16 Verloop van gehalten mineralen en concentratie Fe(II) als functie van de  $pe$  in horizon Br2-Mm

In de ondergelegen uOh-horizonten komen eveneens hoge gehalten ijzeroxiden voor. Bij de calibratie is verondersteld dat die in amorphe vorm aanwezig zijn. In principe verlopen dezelfde processen als in de Mm-horizonten. In de uOh-horizonten zijn geen hoge  $pe$  waarden gemeten. Berekende Fe(II) concentraties zijn bij de calibratie redelijk in overeenstemming te brengen met gemeten waarden (zie aanhangsel 3).

## 4.6 Lemselermaten

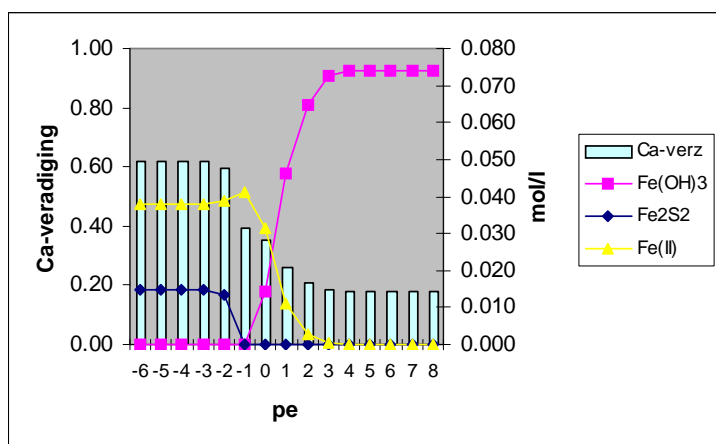
Standplaats Lm6 is redelijk goed te calibreren door te veronderstellen dat amorphe ijzeroxiden in de bodem bij dalende redoxpotentiaal in oplossing gaan. De ijzergehalten in de Lm6-Ohz en -Oh-horizont zijn niet zeer hoog. In eerste instantie lossen de amorphe ijzeroxiden volledig op maar worden later weer teruggevormd. De optredende reacties in horizonten Lm6-Ohz en Lm6-Oh zijn analoog aan die in de Barten (zie figuur 16). Aanvankelijk vormt zich sideriet dat bij lage redoxpotentiaal weer oplost onder gelijktijdige vorming van calciet. Vanaf  $pe < -3$  vindt pyrietvorming plaats. Om de gemeten Ca-verzadiging te kunnen berekenen is een vrij hoog totaalsulfaatgehalte nodig. Deze horizonten onttelen hun redoxcapaciteit en hoge Ca-verzadiging dus tevens aan zwavelreductie. Dit heeft tot gevolg dat bij lage redoxpotentialen een overmaat aan sulfide ontstaat, waardoor alle Fe(II) in de vorm van pyriet wordt vastgelegd. De calibratie van de Fe(II) verloopt daardoor bevredigend. In de Lm6-Ohz horizont komt incidenteel een hoge Ca-verzadiging voor in combinatie met een hoge  $pe$  waarde. Dit zou kunnen wijzen op de invloed van  $HCO_3^-$  zoals bij Zandbrink het geval is. De fluctuaties in de Ca-verzadiging zijn vrij groot en variëren tussen 0.40 en 0.80. Het aluminiumgehalte is matig hoog, wat op enige verwerking (verzuring) duidt. Horizont Lm6-AC heeft een hoog ijzer-, maar een laag aluminiumgehalte.

In standplaats Lm3 varieert de Ca-verzadiging bij hoge redoxpotentialen tussen 0.30 en 0.60. Omdat in de Ahz-horizont het ijzergehalte lager is moet bij de calibratie een hoger Al-gehalte worden verondersteld dan in de Ah-horizont om de gemeten Ca-verzadiging bij hoge redoxpotentiaal te kunnen berekenen. Opvallend is dat de aluminiumgehalten in de Ah-horizont van Lemselermaten een veelvoud lager is dan in dezelfde horizonten van standplaats G109 en

G133 in Zandbrink. de bodem van Lemselermnaten is dus minder verweerd, hetgeen waarschijnlijk is te verklaren uit het hoge leemgehalte in de betreffende horizont in de Lemselermnaten. Bij de calibratie komt dit verschil in lemigheid tot uiting in de  $K_c$  (zie paragraaf 4.1.1, figuur 3). De calibratie verloopt bevredigend door te veronderstellen dat ijzer in de vorm van goethiet aanwezig is. Bij daling van de redoxpotentiaal lost het goethiet slechts gedeeltelijk op (zie ook figuur 14). De redoxcapaciteit is voldoende om een Ca-verzadiging van 0.8 tot 0.9 te kunnen realiseren bij lage redoxpotentialen. Er is sprake van een overmaat aan ijzer ten opzichte van zwavel, zodat niet alle Fe(II) vastgelegd kan worden als pyriet bij lage redoxpotentialen. Bij lage redoxpotentialen vindt tevens vorming van calcië plaats.

## 4.7 Ulekryte/Wyldlanden

In de Ulekryte bestaat de bovengrond uit een Mm-horizont gelegen op een moerige en lemige OA-horizont. Van deze horizonten is de Ca-verzadiging goed te calibreren door te veronderstellen dat amorfe ijzeroxiden in oplossing gaan onder reducerende omstandigheden (zie figuur 17). De gemeten waarden variëren tussen 0.6 en 0.7. Bij lage redoxpotentiaal lossen de ijzeroxiden volledig op. De redoxcapaciteit van het ijzer is slechts voldoende om een Ca-verzadiging van 0.35 tot 0.4 te bereiken. De gemeten Ca-verzadiging kan bij de calibratie slechts worden bereikt door te veronderstellen dat ook pyrietvorming plaats heeft gevonden als gevolg van sulfaatreductie. Hiertoe is een totaalsulfaatgehalte van  $0,03 \text{ mol.l}^{-1}$  nodig. Dit gehalte is echter ontoereikend om bij lage redoxpotentialen al het vrije Fe(II) te binden in de vorm van pyriet. De Fe(II) calibratie is daardoor minder bevredigend. Dit verklaart mogelijk wel dat het lage ijzergehalte in de Mm-horizont is toe te schrijven aan ontijzering door uitspoeling. Naast pyrietvorming vindt ook vorming van sideriet plaats.

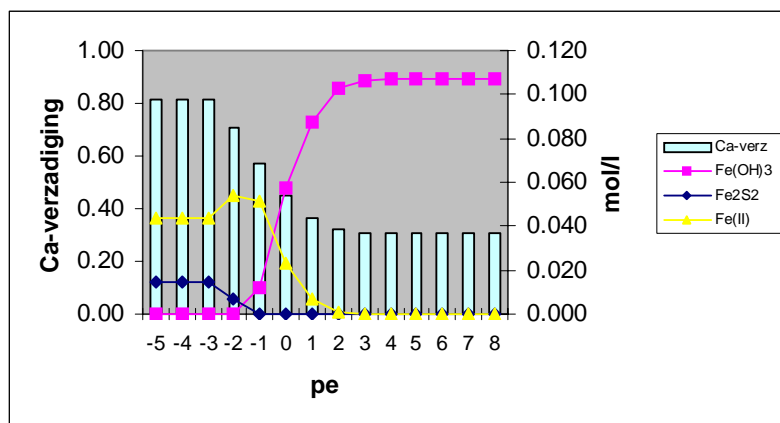


Figuur 17 Oplossing en vorming van ijzeroxiden en pyriet in relatie tot de redoxpotentiaal (pe) en de Ca-verzadiging van horizont Uk3-Mm.

De onderliggende uOh-horizont bestaat uit sterk verteerd sphagnumveen en heeft een laag ijzergehalte. Er vinden in principe dezelfde processen plaats als in de beide bovenliggende horizonten. In alle horizonten daalt de Ca-verzadiging naar ca. 0.20 bij hoge redoxpotentialen. Om deze waarden te kunnen berekenen moet bij de calibratie daartoe een aluminiumgehalte van 0.18 tot 0.25 worden verondersteld. Ondanks het hoge leemgehalte zijn dit vrij hoge waarden. Dit suggereert dat door verweering/verzuring gibbsietvorming heeft plaatsgevonden. Dit gibbsiet impliceert dat bij hoge redoxpotentialen het systeem terugvalt op zuurbuffering via oplossen van aluminiummineralen.

Van de Wyldlanden konden slechts weinig meetgegevens worden verzameld. Van de Mm-horizont is slechts een waarneming beschikbaar in een situatie met een hoge redoxpotentiaal. Deze situatie is gecalibreerd met een aluminiumgehalte van  $0.125 \text{ mol.l}^{-1}$ . Er vanuit gaande dat evenals in Ulekryte het milieu te dynamisch is (wisselvochtig) voor goethiet, is met amorfe ijzeroxiden gecalibreerd. Het zwavelgehalte is gelijk genomen als in de Ulekryte. Hoewel voor lage pe waarden de berekende waarden niet kunnen worden vergeleken met gemeten waarden lijkt een

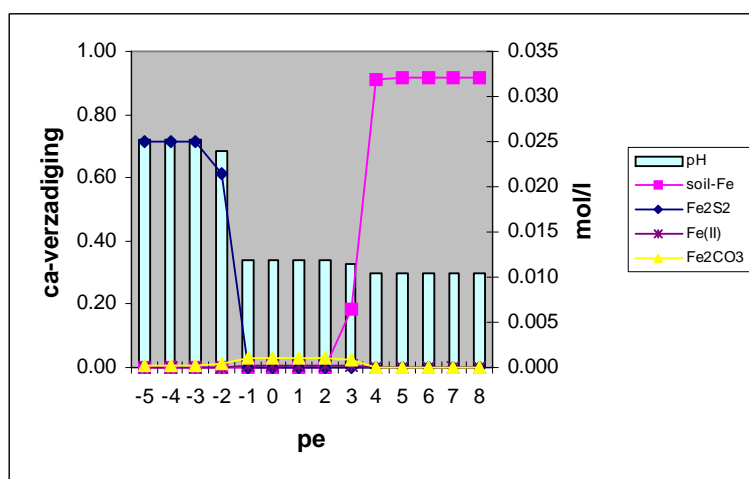
Ca-verzadiging van 0.80 realistisch (zie ook horizont Wl3-Ah, aanhangsel 3).



Figuur 18 Oplossing en vorming van ijzeroxiden en pyriet in relatie tot redoxpotentiaal en Ca-verzadiging van horizont Wl3-Mm.

Uit figuur 18 blijkt bij dalende pe de ijzeroxiden volledig oplossen en dat de redoxcapaciteit op basis van uitsluitend ijzeroxiden slechts toereikend is om een Ca-verzadiging van 0.70 te bereiken. Vanaf een  $pe < -1$  vindt tevens pyrietvorming plaats waardoor de redoxcapaciteit toeneemt en een Ca-verzadiging kan worden bereikt van ca. 0.80. Bij de gecalibreerde zwavelgehalten (0.03 zie tabel 10) is Fe(II) in overmaat aanwezig, zodat hoge Fe(II) concentraties worden berekend. Indien met hogere zwavelgehalten wordt gerekend zijn de Fe(II) concentraties te reduceren, maar dan ontstaat weer een onwaarschijnlijk hoge Ca-verzadiging.

In de Ah-horizont verlopen identieke processen als in de Mm-horizont. In de Ah-horizont worden hoge Fe(II) concentraties gemeten. Ondanks het hoge leemgehalte is het aluminiumgehalte van deze horizont op een betrekkelijk hoog niveau gecalibreerd teneinde de gemeten Ca-verzadiging bij hoge pe waarden te kunnen berekenen. De standplaats draagt kennelijk nog de sporen van een ontwaterd verleden, waardoor verwerking is opgetreden (gibbsietvorming).



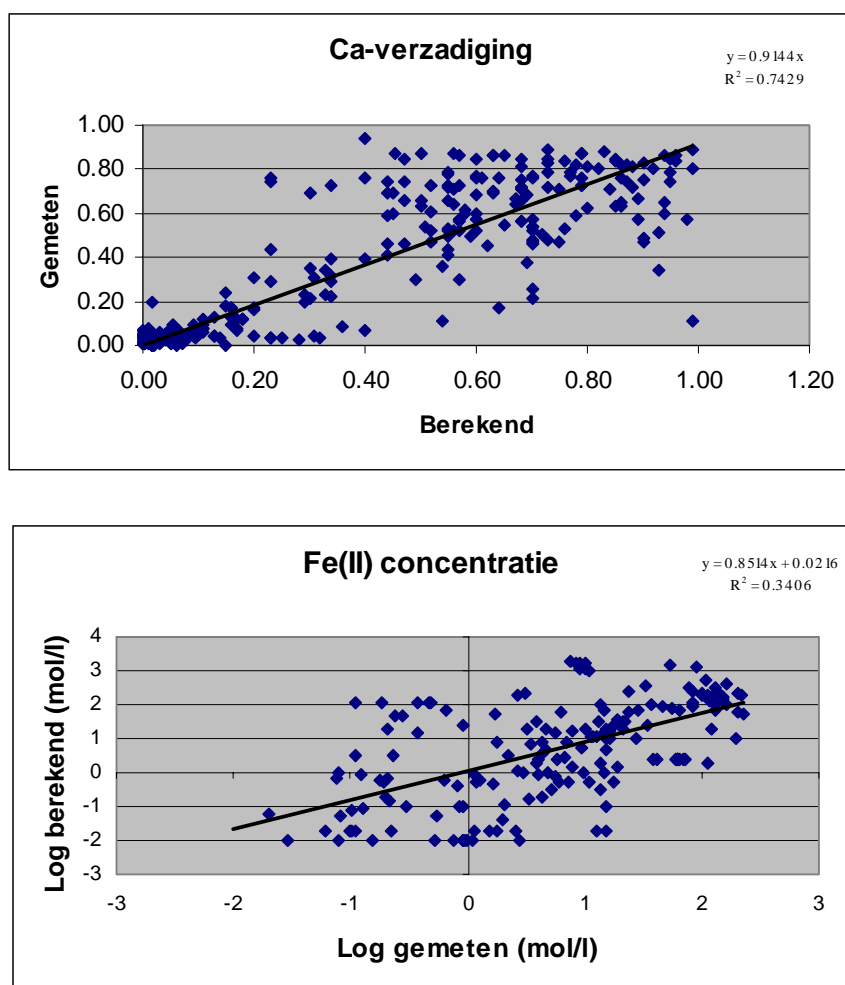
Figuur 19 Oplossing en vorming van ijzeroxiden, pyriet en sideriet in relatie tot redoxpotentiaal en Ca-verzadiging van horizont Wl3-sOf.

De onderliggende sOf-horizont bestaat uit matig verteerd sphagnumveen. Bij dalende pe lossen de ijzeroxiden op (zie figuur 19). Door het lage ijzergehalte in deze horizont is de redoxcapaciteit slechts toereikend om een Ca-verzadiging van ca 0.35 te bereiken. Vanaf  $pe < 3$  wordt het opgeloste Fe(II) vastgelegd in sideriet, wat vanaf  $pe < -1$  weer overgaat in pyriet. Bij de vorming van pyriet

door reductie van sulfaat neemt de redoxcapaciteit toe, waardoor een Ca-verzadiging van 0.7 kan worden gerealiseerd. Zowel in de Wyldlanden als in de Ulekryte lijkt sprake van enige ontijzering door ferrolyse in combinatie met een neerwaartse stroming van opgelost ijzer en calcium (zie aanhangsel 4, Jansen 2000). Dit ijzer lijkt te accumuleren in de kleiige OA- en Ah horizonten. De onderliggende horizonten met sphagnumveen zijn weer uiterst arm aan ijzer. Verschil in bovengrond tussen beide terreinen is dat in de Mm-horizont van de Wyldlanden een hoger gehalte Fe-tot voorkomt dan in de Ulekryte.

## 4.8 Overzicht

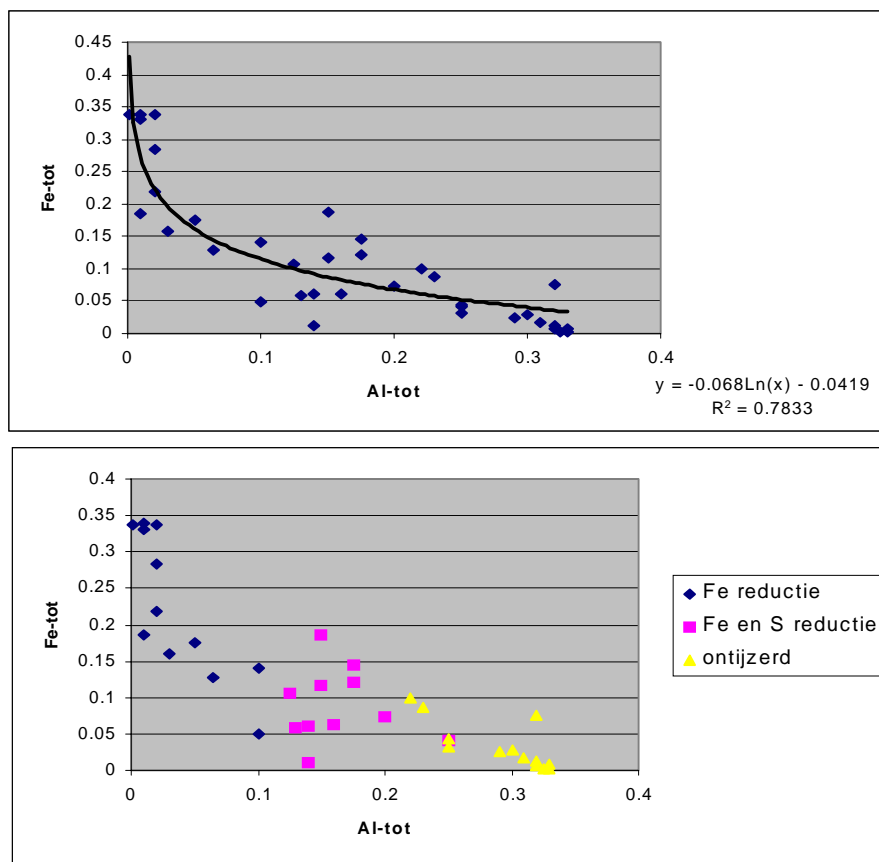
In figuur 21 zijn alle resultaten van de calibratie bij elkaar gebracht. Figuur 20 geeft het verband tussen de gecalibreerde en gemeten waarden van de Ca-verzadiging van alle standplaatsen en alle horizonten. Figuur 21 geeft berekende en gemeten Fe(II) concentraties. Uit de figuur blijkt dat de richtingscoëfficiënt van de regressielijnen bij benadering 1 is. Op hoofdlijnen kan geconcludeerd worden dat gemeten en berekende waarden redelijk overeenkomen. De spreiding is echter zeer groot. De processen lijken met ECOSAT geïdentificeerd te kunnen worden een precieze voorspelling is niet mogelijk.



*Figuur 20 Gemeten en berekende waarden van de Ca-verzadiging en de Fe(II) concentratie als resultaat van de calibratie van alle horizonten van alle standplaatsen.*

Ongetwijfeld is een belangrijke verklaring voor de soms sterke discrepantie tussen gemeten en berekende waarden dat ECOSAT een evenwichtssituatie berekent op basis van momentane reacties. In werkelijkheid zijn oplos- en precipitatieprocessen kinetische processen, waardoor meetgegevens niet altijd een evenwichtstoestand vertegenwoordigen.

Uit figuur 21a blijkt dat er een goed verband is tussen de gecalibreerde aluminiumgehalten en de gemeten ijzergehalten. Kennelijk neemt het aluminiumgehalte toe als het ijzergehalte daalt. In figuur 21b is aangegeven door welke factor de redoxcapaciteit van een horizont wordt bepaald. Met behulp van de regressievergelijking uit figuur 21a kunnen kritieke waarden worden afgeleid in relatie tot het verloop van redoxprocessen. Het blijkt nu dat horizonten met een Fe-gehalte  $>0.15 \text{ mol.l}^{-1}$  steeds voldoende redoxcapaciteit ontlenen aan alleen ijzer. Bij een gehalte  $0.1 < \text{Fe} < 0.15$  is naast ijzerreductie tevens sulfaatreductie nodig voor voldoende redoxcapaciteit en bij een gehalte  $\text{Fe} < 0.1$  is sprake van een ontoereikende redoxcapaciteit.



Figuur 21 a) Verband tussen gecalibreerde aluminiumgehalten en gemeten ijzergehalten in  $\text{mol.l}^{-1}$  voor alle standplaatsen en horizonten en b) uitgesplitst naar factoren die bepalend zijn voor de redoxcapaciteit van de horizont

## 4.9 Conclusies

- Ondanks gegronde redenen (zie paragraaf 4.3.2) te veronderstellen dat in horizonten met sterk verteerde organische stof resistentie tegen oxidatie aanwezig waardoor elektronen afgifte stagneert, komen in deze horizonten lage redoxpotentialen en hoge Ca-verzadiging voor. De vierde hypothese van het onderzoek, dat reducerende processen alleen in aanwezigheid van labiele organische stof verlopen, moet daarom worden verworpen.
- Bij de calibratie blijkt dat ijzer- en aluminiummineralen een essentiële rol spelen bij de zuur- en basenregulatie van natte schraalgraslanden. Met de veronderstelling dat goethiet, pyriet, sideriet en gibbsiet de voorkomende mineralen zijn kunnen via calibratie van de componenten aluminium en sufaat over het algemeen berekende waarden bevredigend in overeenstemming worden gebracht met gemeten waarden van Ca-verzadiging. Soms moest worden verondersteld dat amorfe ijzeroxiden een rol spelen.
- Onder aërobe omstandigheden zijn de totaalgehalten ijzer en aluminium in de bodem bepalend voor de pH en Ca-verzadiging van een horizont. Naarmate de redoxpotentiaal stijgt



- wordt de pH en de Ca-verzadiging lager.
- Een hoge Ca-verzadiging onder aërobe omstandigheden is alleen mogelijk bij atmosferische CO<sub>2</sub>-spanning en een hoog bicarbonaatgehalte in het bodemvocht.
  - Onder anaërobe omstandigheden wordt Fe(III) gereduceerd tot Fe(II). Dit leidt tot een daling van de redoxpotentiaal en een stijging van de pH en de Ca-verzadiging. Het kationenadsorptiecomplex wordt alleen onder reducerende omstandigheden opgeladen met Ca-ionen.
  - Bij gehalten Fe-totaal < 0,1 mol.l<sup>-1</sup> van een horizont is de redoxcapaciteit (poise) zo gering dat het reductieproces stagneert. In deze situaties blijft de Ca-verzadiging onder reducerende omstandigheden toch laag. Bij Fe-gehalten > 0.144 is de redoxcapaciteit voldoende groot om een hoge basenverzadiging te realiseren. Bij tussenliggende waarden van het ijzergehalte is extra redoxcapaciteit nodig in de vorm van sulfaatreductie om een hoge basenverzadiging te kunnen realiseren.
  - Lage ijzergehalten komen voor op standplaatsen waar onder afwisselend natte en droge condities in combinatie met een infiltratieflux ijzeruitspoeling optreedt door ferrolyse. Ferrolyse is een proces waarbij geoxideerde ijzerverbindingen oplossen onder invloed van (tijdelijk) optredende reducerende processen. Ontijzering lijkt hierdoor mogelijk een belangrijke oorzaak te zijn van problemen bij het herstel van een hoge basentoestand in schraalgraslanden. Dit verschijnsel lijkt aan de orde te zijn bij de standplaatsen G212 en G222 in Groot-Zandbrink, standplaats KvA2 in het Korenburgerveen, standplaats StBd in de Stobberibben en de ondergrond van standplaats WL3 in de Wyldlanden. Bij de standplaatsen KvD1, Lm6, Br2, Br5, Wk3 en Uk3 wordt een hoge Ca-verzadiging gerealiseerd doordat naast ijzerreductie tevens sulfaatreductie voor voldoende redoxcapaciteit zorgt. Alleen de standplaatsen Lm3, G109, G133 en StBd beschikken op basis van het ijzergehalte over voldoende redoxcapaciteit om een hoge Ca-verzadiging te realiseren.
  - Door reductie van ijzeroxiden en sulfaat kunnen hoge Fe(II) concentraties ontstaan als er een overmaat van ijzer ten opzichte van zwavel is. Bij overmaat zwavel kunnen hoge sulfide concentraties voorkomen.
  - In veel natte systemen is de laatste decennia kennelijk zwavel geaccumuleerd als gevolg van atmosferische depositie. De alkaliniteit is daardoor gestegen.



## 5 RESULTATEN TIJDREEKSEN

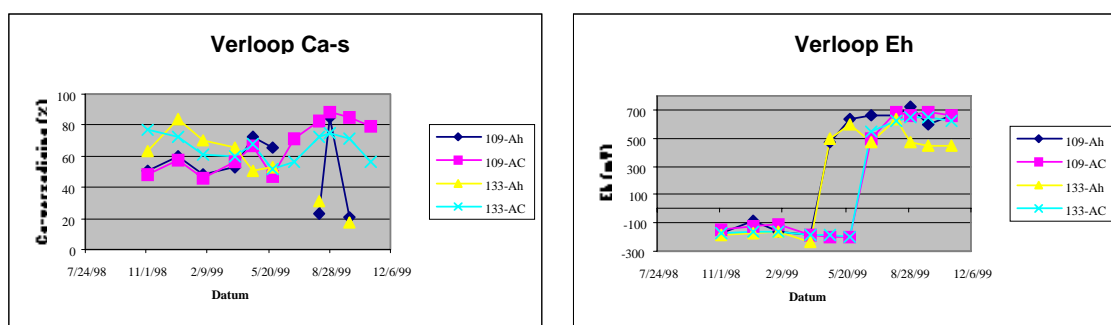
### 5.1 Algemeen

Van alle horizonten zijn maandelijks vochtmonsters verzameld via een onderdrukmethode. De vochtmonsters zijn geanalyseerd op verschillende ionspecies, waaronder,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{H}^+$  en  $\text{Fe}^{2+}$ . Door deze synchrone bemonstering in formeel overeenstemmende 'bemonsteringsruimtes' kunnen analyseresultaten met elkaar in verband worden gebracht.

Met behulp van de pH en de Ca-concentratie van het bodemvocht en de reeds eerder bepaalde  $K_G$ -waarde (zie hoofdstuk 2) is Ca-verzadiging van het adsorptiecomplex berekend. Aldus is op een niet-destructieve manier (bemonstering van grond is destructief, in die zin dat hetzelfde punt nooit voor een tweede keer kan worden bemonsterd) de Ca-verzadiging indirect gemeten.

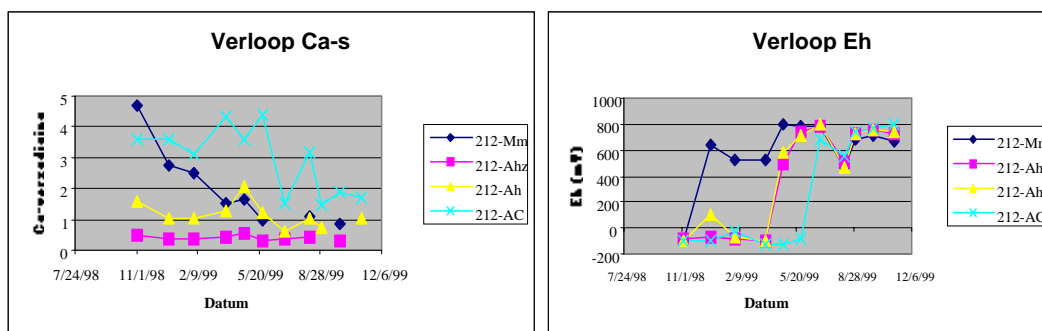
### 5.2 Groot-Zandbrink

Het verloop van de Ca-verzadiging en de redoxpotentiaal is weergegeven in figuur 22, 23 en 24. Bij standplaats 109 en 133 loopt de redoxpotentiaal vanaf eind maart sterk op in de Ah-horizonten. De Ca-verzadiging reageert vertraagd en bereikt pas vanaf augustus een niveau van 0.20. In de diepere AC-horizonten stijgt de redoxpotentiaal vanaf mei, terwijl de Ca-verzadiging continu op een hoog niveau blijft. Vanaf het vroege voorjaar daalt in deze horizonten het anorganisch koolstofgehalte tot lage waarden in de zomer. Dit wijst op ontwijken van  $\text{CO}_2$  naar de atmosfeer, wat een pH verhogend effect heeft (zie vgl. 5 en figuur 43 in paragraaf 7.5). Er zijn blijkbaar onvoldoende zuurbronnen voor  $\text{H}^+$  productie in deze horizonten.

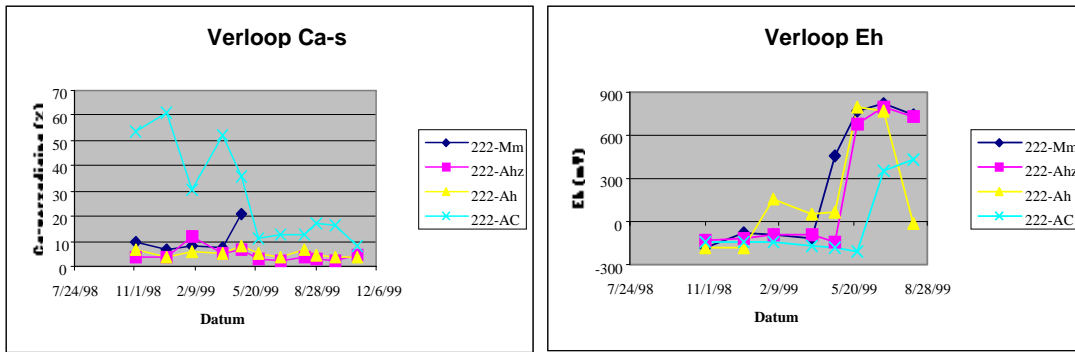


Figuur 22 Verloop van de Ca-verzadiging en de redoxpotentiaal in verschillende horizonten van standplaats 109 en 133

Bij standplaats 212 is de Ca-verzadiging van alle horizonten gedurende de gehele periode laag (<0.05), ondanks dat over een langere periode lage redoxpotentialen heersen. De Ca-verzadiging van de Mm-horizont daalt geleidelijk onder omstandigheden met een hoge redoxpotentiaal.



Figuur 23 Verloop van de Ca-verzadiging en de redoxpotentiaal in verschillende horizonten van standplaats 212.

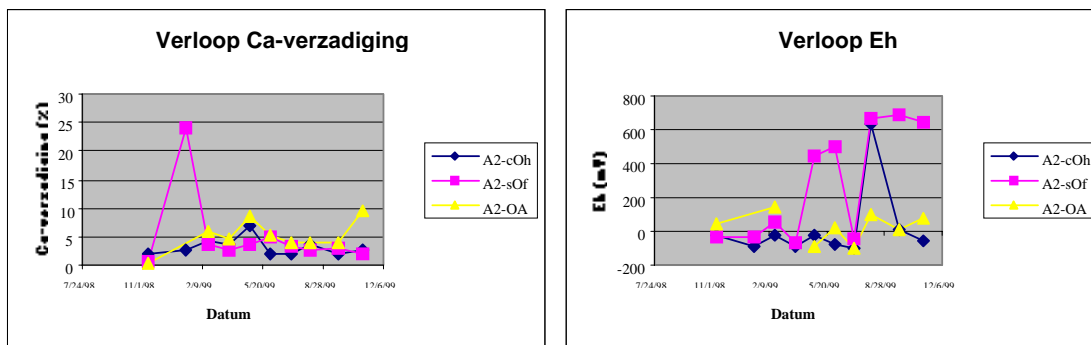


Figuur 24 Verloop van de Ca-verzadiging en de redoxpotentiaal in verschillende horizonten van standplaats 222.

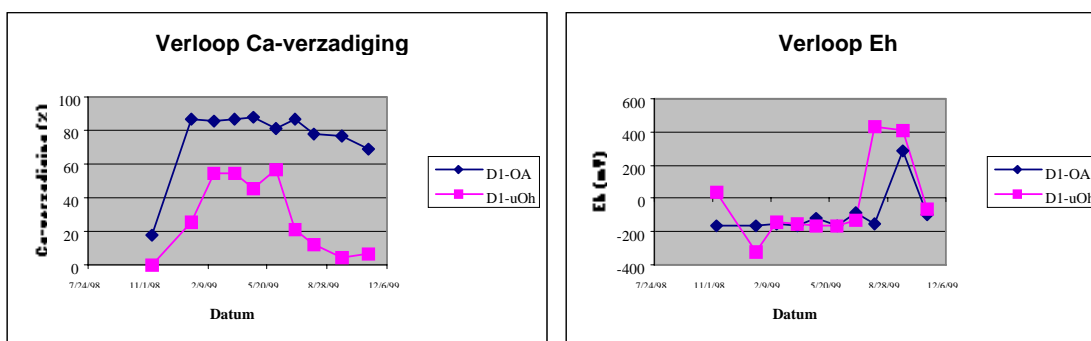
Op standplaats 222 is de Ca-verzadiging met uitzondering van de AC-horizont gedurende de gehele periode laag onder omstandigheden met een lage redoxpotentiaal. Vanaf eind maart stijgt de redoxpotentiaal in de betreffende horizonten. De Ca-verzadiging blijft laag in de zomerperiode.

### 5.3 Korenburgerveen

Figuur 25 en 26 geven een overzicht van het verloop van de Ca-verzadiging en de redoxpotentiaal in het Korenburgerveen. Alle horizonten hebben gedurende de gehele periode een lage Ca-verzadiging en redoxpotentiaal. Alleen in de meest oppervlakkige sOf-horizont stijgt de redoxpotentiaal vanaf eind maart sterk en daalt daarna nog incidenteel naar een lage waarde. De Ca-verzadiging in de Oh-horizont van standplaats D1 loopt in het vroege voorjaar sterk op bij een laag blijvende redoxpotentiaal. In augustus daalt de Ca-verzadiging weer als gevolg van een stijgende redoxpotentiaal. De Ca-verzadiging in de onderliggende OA-horizont is permanent hoog en de redoxpotentiaal, op een korte uitzondering na, permanent laag. Een kortstondige daling van de redoxpotentiaal leidt kennelijk niet tot een momentane reactie van de Ca-verzadiging.



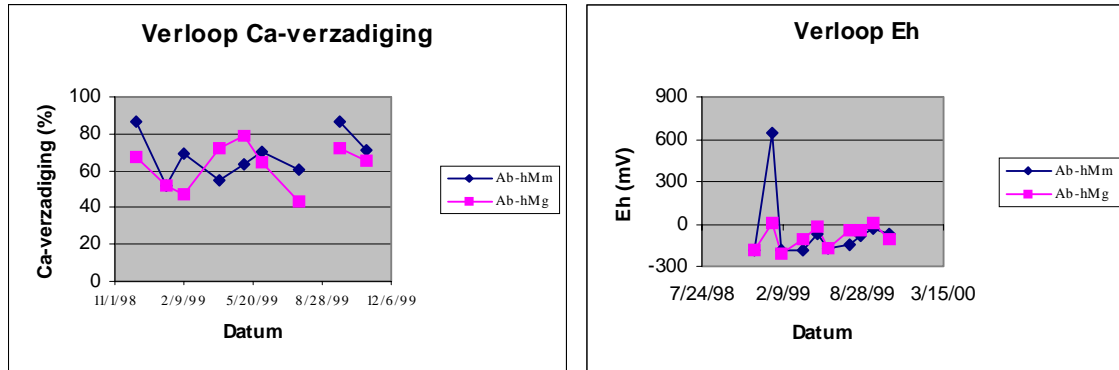
Figuur 25 Verloop van de Ca-verzadiging en de redoxpotentiaal in verschillende horizonten van standplaats A2.



Figuur 26 Verloop van de Ca-verzadiging en de redoxpotentiaal in verschillende horizonten van standplaats D1.

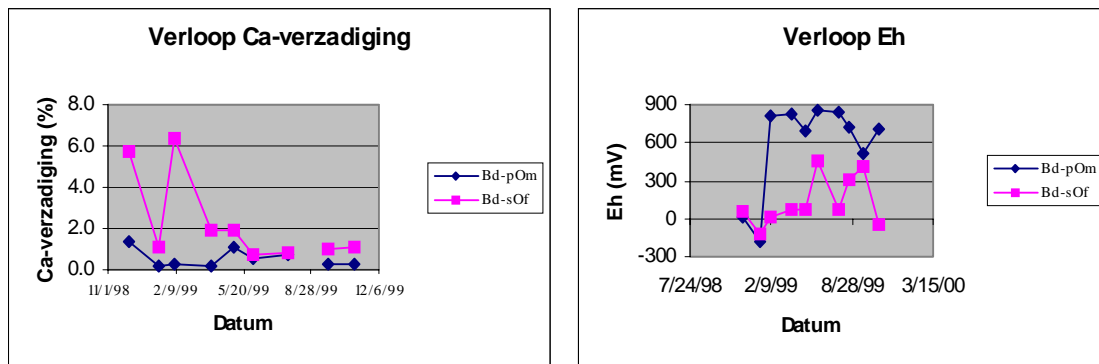
## 5.4 Stobberibben

Figuur 27 en 28 geven het verloop van de Ca-verzadiging en de redoxpotentiaal in de Stobberibben aan.



Figuur 27 Verloop van de Ca-verzadiging en de redoxpotentiaal in verschillende horizonten van standplaats Ab

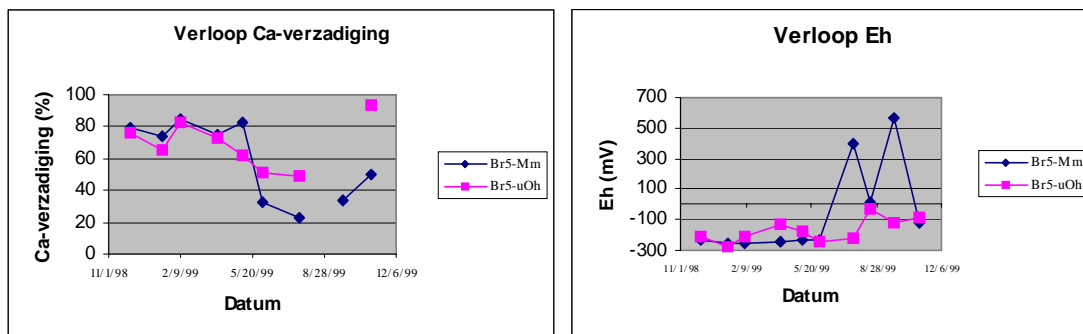
Van standplaats Ab is de Ca-verzadiging permanent hoog in beide horizonten. Daarbij is de redoxpotentiaal vrijwel continu laag. In standplaats Bd (figuur 28) is in beide horizonten sprake van een continu lage Ca-verzadiging, waarbij de redoxpotentiaal in de pOm-horizont hoog en in de sOf-horizont steeds boven een waarde 0 is gelegen.



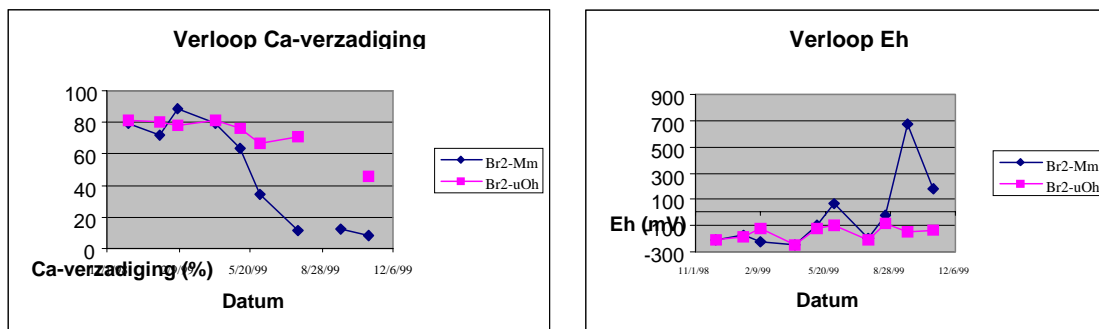
Figuur 28 Verloop van de Ca-verzadiging en de redoxpotentiaal in verschillende horizonten van standplaats Bd

## 5.5 Barten

Figuur 29 en 30 geven een overzicht van het verloop van de Ca-verzadiging en de redoxpotentiaal in de Barten.



Figuur 29 Verloop van de Ca-verzadiging en de redoxpotentiaal in verschillende horizonten van standplaats Br5

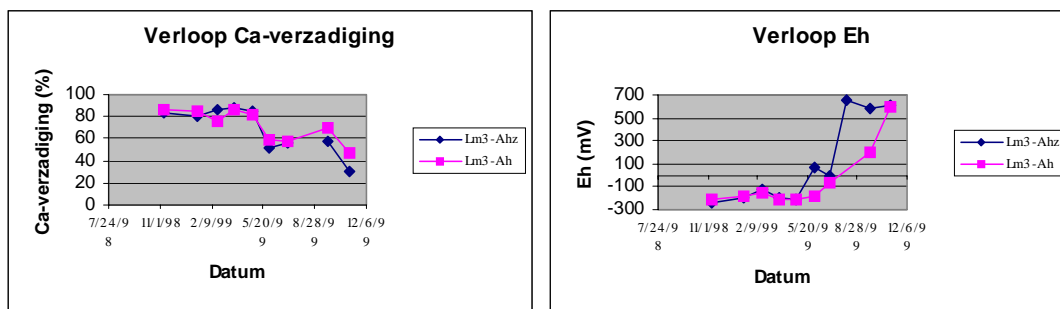


Figuur 30 Verloop van de Ca-verzadiging en de redoxpotentiaal in verschillende horizonten van standplaats Br2

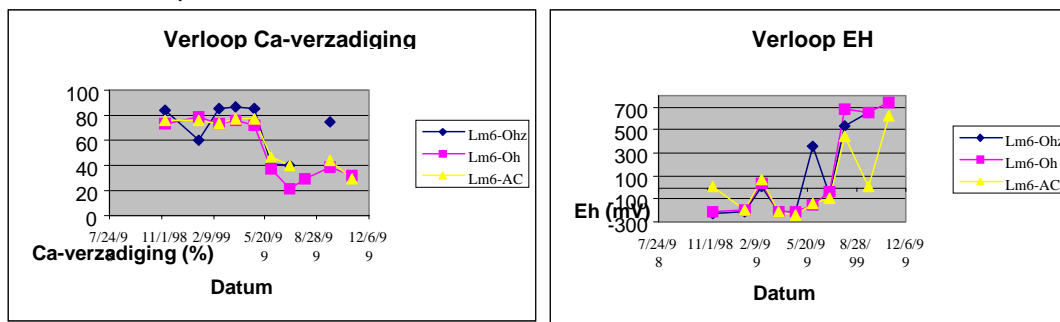
Van beide standplaatsen stijgt in de Mm-horizont de redoxpotentiaal in de loop van de zomer, wat samengaat met een daling van de Ca-verzadiging. In de onderliggende uOh-horizonten is de redoxpotentiaal continue laag, terwijl de Ca-verzadiging de neiging heeft in de zomer iets te zakken

## 5.6 Lemselermaten

Het verloop van de Ca-verzadiging en de redoxpotentiaal in de Lemselermaten is weergegeven in figuur 30-2 en 31. In standplaats Lm3 daalt de Ca-verzadiging in de loop van de zomer van 80% tot 40%, terwijl volgens verwachting de redoxpotentiaal in dezelfde periode stijgt van -200mV tot 600mV.



Figuur 30-2 Verloop van de Ca-verzadiging en de redoxpotentiaal in verschillende horizonten van standplaats Lm3



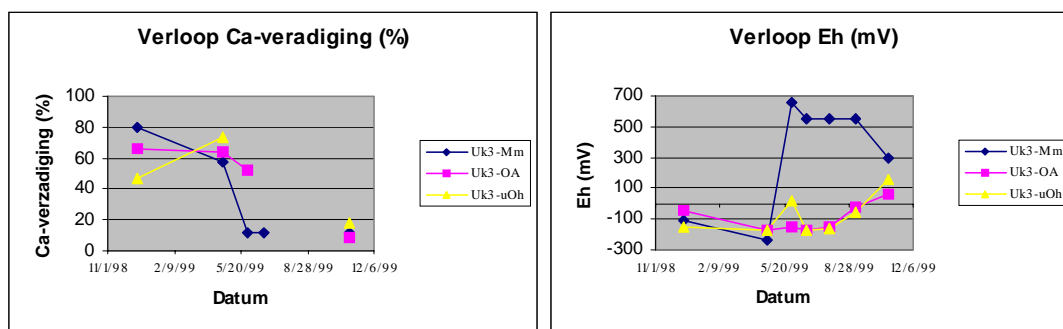
Figuur 31 Verloop van de Ca-verzadiging en de redoxpotentiaal in verschillende horizonten van standplaats Lm6

Bij standplaats Lm6 is een vergelijkbaar verloop waar te nemen. Dit gaat op deze plek gepaard met een zeer sterke stijging van de sulfaatconcentratie in alle horizonten (zie aanhangsel 2).

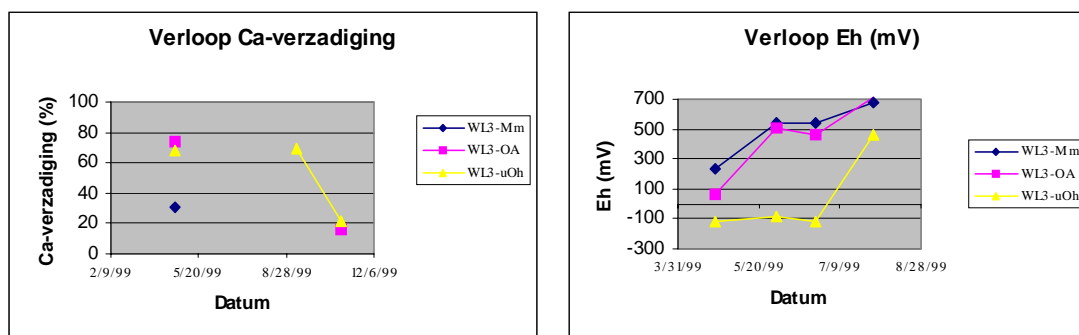


## 5.7 Wyldlanden/Ulekryte

In figuur 32 en 33 is het verloop van de Ca-verzadiging en de redoxpotentiaal van de Ulekryte en Wyldlanden weergegeven. Van beide terreinen konden slechts weinig waarnemingen worden verkregen. In de Ulekryte lijkt een verloop aanwezig met een hoge Ca-verzadiging in winter en voorjaar en een lage in de zomer. De Ca-verzadiging valt daarbij zeer sterk terug. De redoxpotentiaal van de uOh en OA-horizont stijgt in de zomer naar een waarde van ca. 100mV, hetgeen nog lang geen aerobe situatie aangeeft. Wel is bij deze redoxpotentiaal pyriet niet meer stabiel, waardoor pyrietoxidatie en omvorming naar ijzeroxiden plaatsvindt (zie ook paragraaf 5.7). Dit is waarschijnlijk een reden dat de Ca-verzadiging sterk daalt. In de Wyldlanden stijgt de redoxpotentiaal vanaf begin april in de bovenste horizonten. In de onderliggende uOh-horizont zet de stijging later in. In alle horizonten lijkt als reactie hierop een daling van de Ca-verzadiging op te treden.



Figuur 32 Verloop van de Ca-verzadiging en de redoxpotentiaal in de Ulekryte .

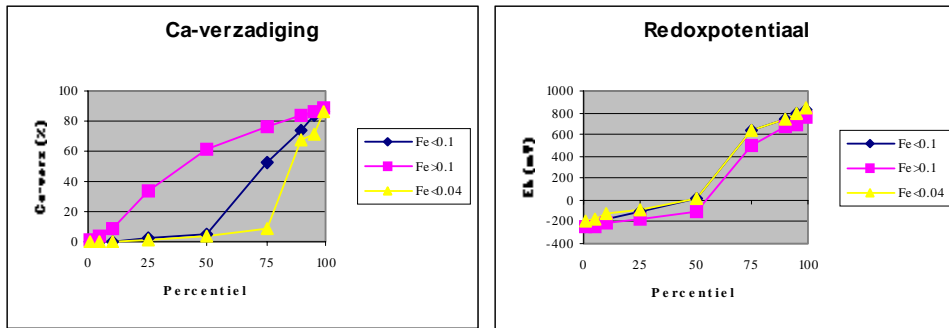


Figuur 33 Verloop van de Ca-verzadiging en de redoxpotentiaal in de Wyldlanden.

## 5.8 Overzicht

Van alle waarnemingen van de Ca-verzadiging en de redoxpotentiaal uit de tijdsreeks zijn percentielen berekend en weergegeven in figuur 34. De percentielen kunnen gelezen worden als de periode waarover een bepaalde waarde wordt overschreden of onderschreden. De waarnemingen zijn uitgesplitst naar een Fe-gehalte groter of kleiner dan  $0.1 \text{ mol.l}^{-1}$ . Onder dit gehalte bleek de redoxcapaciteit van een horizont onvoldoende om een hoge Ca-verzadiging te kunnen realiseren (zie paragraaf 5.8). Het blijkt dat er weinig onderscheid in redoxpotentiaal is. Daarentegen blijkt dat in de ijzerarme horizonten over aanzienlijk kortere perioden een hoge Ca-verzadiging kan worden gerealiseerd dan in de ijzerrijke horizonten. Dit verschil wordt nog duidelijker als de kritieke grens voor het ijzergehalte op een lager niveau wordt gekozen.





Figuur 34 Percentielen van gemeten Ca-verzadiging en redoxpotentiaal afkomstig van alle horizonten uit alle terreinen.

## 5.9 Conclusies

- In de wortelzones is in tijdsreeksen een verband waar te nemen tussen de redoxpotentiaal en de Ca-verzadiging. Alleen in ijzerrijke horizonten treedt gedurende winter en voorjaar een hoge Ca-verzadiging op, wat samengaat met lage waarden van de redoxpotentiaal. Bij een stijgende redoxpotentiaal in de loop van de zomer treedt een dalende tendens in de Ca-verzadiging op. Daarnaast komen ontijzerde horizonten voor waarbij lage redoxpotentialen samengaan met een lage Ca-verzadiging.
- Naarmate horizonten minder ijzer bevatten neemt de frequentie waarmee een hoge Ca-verzadiging wordt gemeten, ondanks een lage redoxpotentiaal sterk af.

## 6 GEVOELIGHEIDSANALYSES

### 6.1 Algemeen

Met het gecalibreerde model ECOSAT is voor een aantal horizonten de gevoeligheid van de Ca-verzadiging voor verschillende variabelen geanalyseerd. Dit is gedaan voor die variabelen die ook in de praktijk kunnen variëren:

Ca <sup>2+</sup> concentratie van het bodemvocht	i.e. invloed watertype
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> concentratie van het bodemvocht	i.e. idem
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> concentratie van het bodemvocht	i.e. idem
K <sub>G</sub> -coëfficiënt	i.e. ander humustype bv. door plaggen

Door de Ca<sup>2+</sup>-concentratie te variëren ontstaat een beeld wat het gevolg is voor de basenverzadiging van een Ca-rijker of juist -armer type grondwater. ECOSAT is gecalibreerd met een vaste massabalans voor de component sulfaat. Hierdoor is inzicht ontstaan in de effecten van redoxreacties op de sulfaatconcentratie en de vorming van pyrietachtige verbindingen. Door te variëren met de totale massabalans van sulfaat kan zichtbaar gemaakt worden, wat de gevolgen zijn van zwavelaccumulatie in het systeem voor de basentoestand. Ook is gecalibreerd met een vaste massabalans van de component carbonaat. Door te variëren met deze massabalans kan het effect van toestroming via kwelwater op de zuurbuffering worden geanalyseerd. Door te variëren met de K<sub>G</sub> ontstaat een indruk wat de gevolgen zijn van bijvoorbeeld plaggen, waardoor een ander type organische stof met afwijkende adsorptie-eigenschappen kan gaan dagzomen.

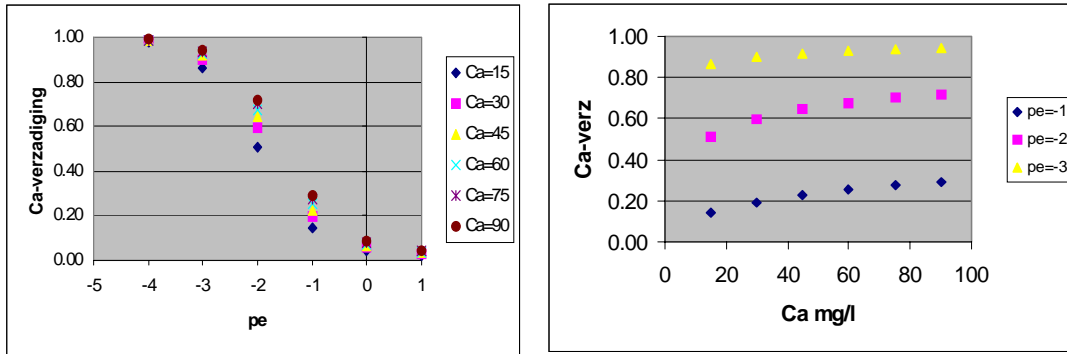
### 6.2 Gevoeligheid voor Ca<sup>2+</sup> concentratie

De analyse is uitgevoerd voor twee horizonten G109-Ah en Lm6-AC, die vrij sterk verschillen in Ca<sup>2+</sup> concentratie. De waarden van de variabelen die bij de calibratie van deze horizonten zijn gebruikt zijn weergegeven in tabel 12.

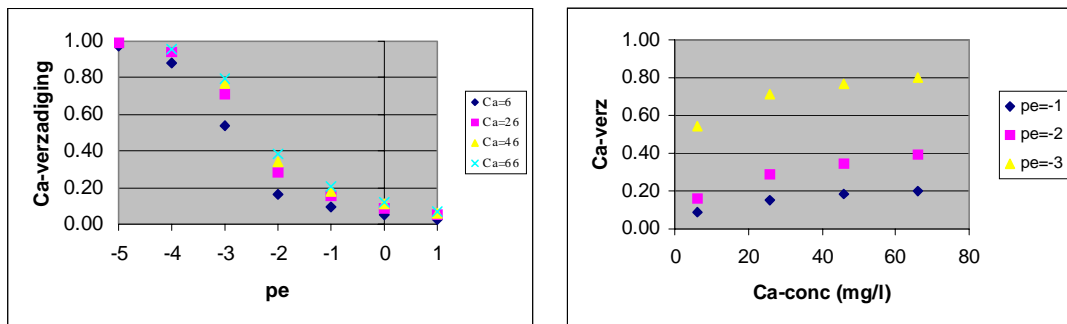
*Tabel 12 De waarde van de calibratieparameters die als uitgangstoestand voor de gevoeligheidsanalyse zijn gebruikt*

Horizont	logK <sub>G</sub>	Ca <sup>2+</sup> (mg.l <sup>-1</sup> )
G109-Ah	4.54	14,5
Lm6-AC	5.17	46.3

In figuur 35a is het effect weergegeven van een variatie in de Ca-concentratie op de Ca-verzadiging voor verschillende redoxpotentialen in horizont G109-Ah. Het effect is het sterkst bij  $-3 < pe < -1$ . In figuur 35b is voor deze drie redoxpotentialen de relatie aangegeven tussen de Ca<sup>2+</sup> concentratie van het bodemvocht en de Ca-verzadiging. In figuur 36a en b is hetzelfde gedaan voor horizont Lm6-AC. In horizont G109-Ah geeft bij  $pe=-2$  een verdubbeling van de Ca<sup>2+</sup> concentratie (15 mg.l<sup>-1</sup> naar 30 mg.l<sup>-1</sup>) een stijging van 50% naar 60% verzadiging. Er is sprake van een verminderende meer opbrengst. Zelfs bij een Ca<sup>2+</sup> concentratie van 100mg/l blijft de Ca-verzadiging onder de 75%. Figuur 36 laat zien dat in de Lemselermaten bij een  $pe=-3$  een daling van de Ca<sup>2+</sup> concentratie van 46 mg/l naar 23 mg/l een daling van 75% naar 70% te zien geeft.



Figuur 35 Invloed van variatie in de  $\text{Ca}^{2+}$  concentratie op de Ca-verzadiging bij verschillende pe-waarden in horizont G109-Ah.



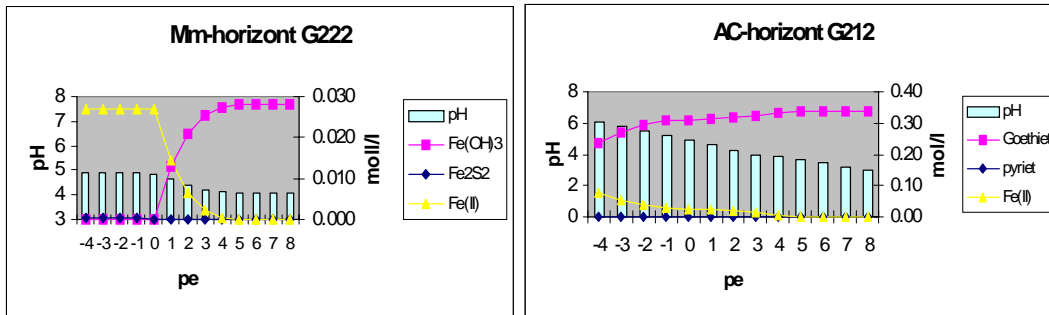
Figuur 36 Invloed van variatie in de  $\text{Ca}^{2+}$  concentratie op de Ca-verzadiging bij verschillende pe-waarden in horizont Lm6-AC.

Zowel figuur 35 als 36 laat zien dat bij  $\text{pe} < -1$  een verandering in de Ca-concentratie slechts een gering effect heeft op de Ca-verzadiging. Dit effect is aanzienlijk geringer dan het effect van de pe. Kennelijk heeft de Ca-concentratie aanzienlijk minder invloed op de Ca-verzadiging dan de redoxpotentiaal. De verhouding tussen Ca-ionen en H-ionen in het bodemvocht ligt in de grootteorde van 1000-10000, uitgaande van een concentratie  $\text{Ca}^{2+} = 10^{-3} \text{ mol.l}^{-1}$  bij  $\text{pH} = 6-7$ . Aan het adsorptiecomplex is deze verhouding 0,1 tot maximaal 100. Dit impliceert dat er een zeer sterke affiniteit is voor binding van H-ionen aan het adsorptiecomplex. De gevoeligheidsanalyse voor de  $\text{Ca}^{2+}$  concentratie geeft aan dat de orde van grootte van de verhouding tussen  $\text{Ca}^{2+}$  en  $\text{H}^+$  ionen niet wezenlijk verandert als de  $\text{Ca}^{2+}$  concentratie verdubbeld, waardoor dus slechts een gering effect op de Ca-verzadiging optreedt.

### 6.3 Gevoeligheid voor sulfaat

Bij het rekenen met een constante massabalans van  $\text{SO}_4^{2-}$  wordt bij dalende waarden van pe goethiet gereduceerd en omgezet in Fe(II). De pH loopt op tijdens dit proces. Bij lage ijzer(goethiet)gehalten van de bodem kan alle Fe(III) gereduceerd worden. Er zijn dan hoge Fe(II) concentraties aanwezig. Bij aanwezigheid van sulfaat wordt vanaf  $\text{pe} < 0$  sulfide gevormd dat in combinatie met Fe(II) leidt tot pyrietvorming. De Fe(II) concentraties dalen daardoor. Vanaf het moment dat alle Fe(III) gereduceerd is, loopt de pH, ondanks de reductie van sulfaat, nauwelijks verder op (figuur 37a). Het ontbreken van het pH-effect bij reductie van sulfaat is het gevolg van de lage sulfaatconcentraties. Indien er relatief veel ijzer in de bodem is, gaat pyrietvorming door tot alle sulfaat is gereduceerd. Door de overmaat aan Fe(III) blijft reductie en pH stijging plaatsvinden (figuur 37b), waarbij hoge concentraties Fe(II) ontstaan.

Bij deze rekenmethode worden onder anaërobe omstandigheden over het algemeen hogere Fe(II) concentraties berekend dan gemeten, maar wordt wel een dalende sulfaatconcentratie als gevolg van reducerende omstandigheden gesimuleerd.



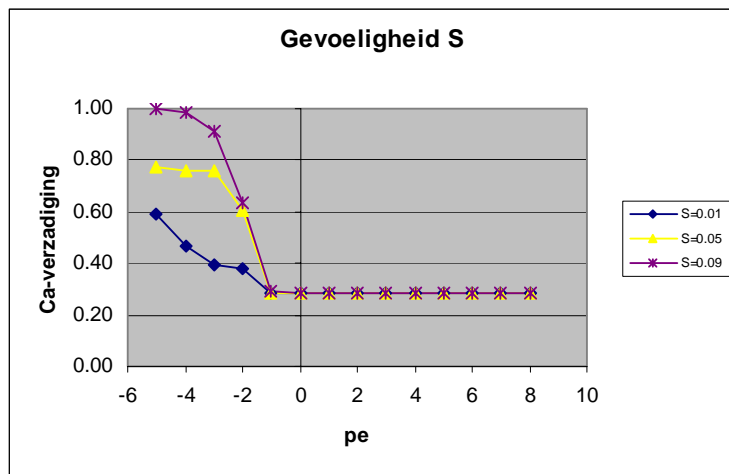
Figuur 37 Het verloop van het goethiet- en pyrietgehalte, de Fe(II) concentratie en de pH bij dalende

pe-waarden in een systeem met een laag (a) en een hoog gehalte goethiet (b) bij berekening met een constante massabalans voor sulfaat (0.001mol/l).

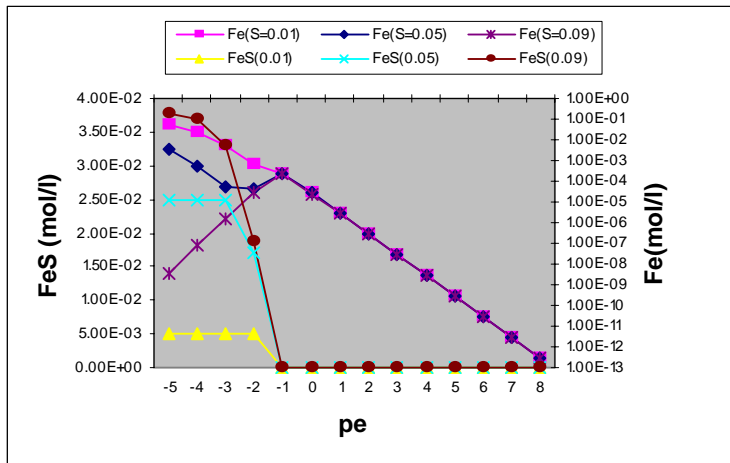
Volgens vergelijking (4) zal de pH hoger zijn, naarmate bij gelijkblijvende pe de overmaat Fe(II) in het systeem kleiner is, nadat alle sulfaat is gereduceerd. Het blijkt nu dat de Ca-verzadiging van het systeem op een hoger niveau komt te liggen als de massabalans van de component sulfaat toeneemt. Hierdoor wordt er meer pyriet gevormd met als gevolg dat minder 'vrij' Fe(II) overblijft.

$$\log Fe^{2+} = 15.74 - pe - 3pH \quad (4)$$

Ophoging van de massabalans van sulfaat in het systeem leidt dus tot hogere pH waarden en een hogere Ca-verzadiging (zie figuur 38). In figuur 39 is te zien dat als gevolg van de toenemende massabalans van sulfaat bij waarden  $pe < -1$  de  $Fe^{2+}$  concentratie minder sterk stijgt als gevolg van pyrietvorming (FeS). Bij overmaat Fe t.o.v. sulfaat ( $S=0.01$ ) wordt al het gevormde sulfide vastgelegd als pyriet en vindt verdergaande  $Fe^{3+}$  reductie plaats wat tot pH verhoging leidt. Bij overmaat sulfaat ( $S=0.09$ ) t.o.v. Fe daalt de Fe concentratie door vastlegging in de vorm van pyriet en vindt verdergaande sulfaatreductie plaats wat tot pH verhoging leidt.



Figuur 38 Effect van een hogere massabalans van sulfaat ( $mol.l^{-1}$ ) op de Ca-verzadiging voor horizont G109Ah.

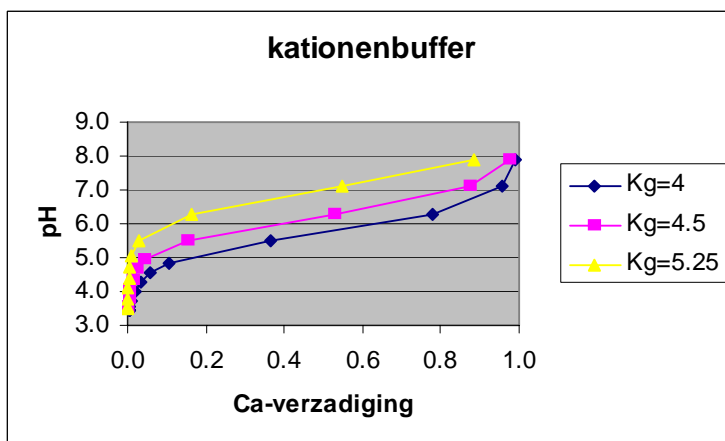


Figuur 39 Verloop van Fe(II) concentratie en 'FeS-concentratie' als functie van de redoxpotentiaal (pe) voor berekeningen met verschillende waarden van de massabalans van sulfaat voor horizont G109Ah.

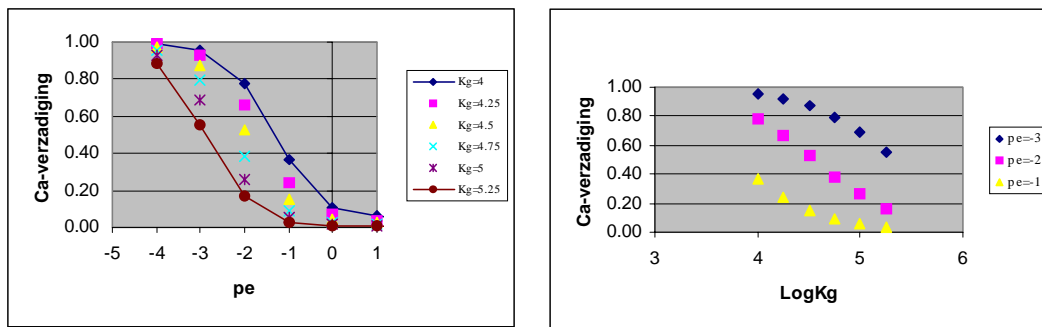
### 6.4 Gevoeligheid voor Gaponcoëfficiënt

De  $K_G$  is een maat voor de verdeling van  $Ca^{2+}$ - en  $H^+$ -ionen over de vaste en de vloeibare fase en legt de relatie vast tussen de pH van het bodemvocht en de Ca-verzadiging van het adsorptiecomplex (zie vgl 1). De  $K_G$  waarde is daardoor een maat voor de zuurbuffering die via ionenwisseling tot stand komt. De  $K_G$  heeft doorgaands een waarde  $>10000$ . Naarmate de  $K_G$  groter is, wordt de pH bij een vergelijkbare Ca-verzadiging op een hoger niveau gebufferd. In figuur 40 is te zien dat een veel hogere Ca-verzadiging nodig is om de pH op een bepaald niveau te bufferen bij een grond met een lage  $K_G$  waarde dan bij grond met een hoge  $K_G$  waarde. De figuur illustreert het principe van pH-buffering via ionenwisseling.

De gevoeligheid van de Ca-verzadiging voor de  $K_G$  is geanalyseerd door de  $K_G$  te variëren over het totale bereik van waarden die in de onderzochte horizonten voorkomen (zie figuur 41). De analyse is uitgevoerd voor horizont G109-Ah met een  $Ca^{2+}$  concentratie van  $14,5 \text{ mg.l}^{-1}$  (zie tabel 10). Het blijkt dat de  $K_G$  een zeer grote invloed heeft op de Ca-verzadiging. Dit effect is het sterkst in het traject  $-1 < pe < -4$ . In figuur 41b is voor drie verschillende waarden van de pe de relatie tussen  $K_G$  en Ca-verzadiging weergegeven. Zelfs bij een lage Ca-concentratie ( $14,5 \text{ mg.l}^{-1}$ ) kan een hoge Ca-verzadiging worden gerealiseerd bij organische stof met een lage  $K_G$  waarde.

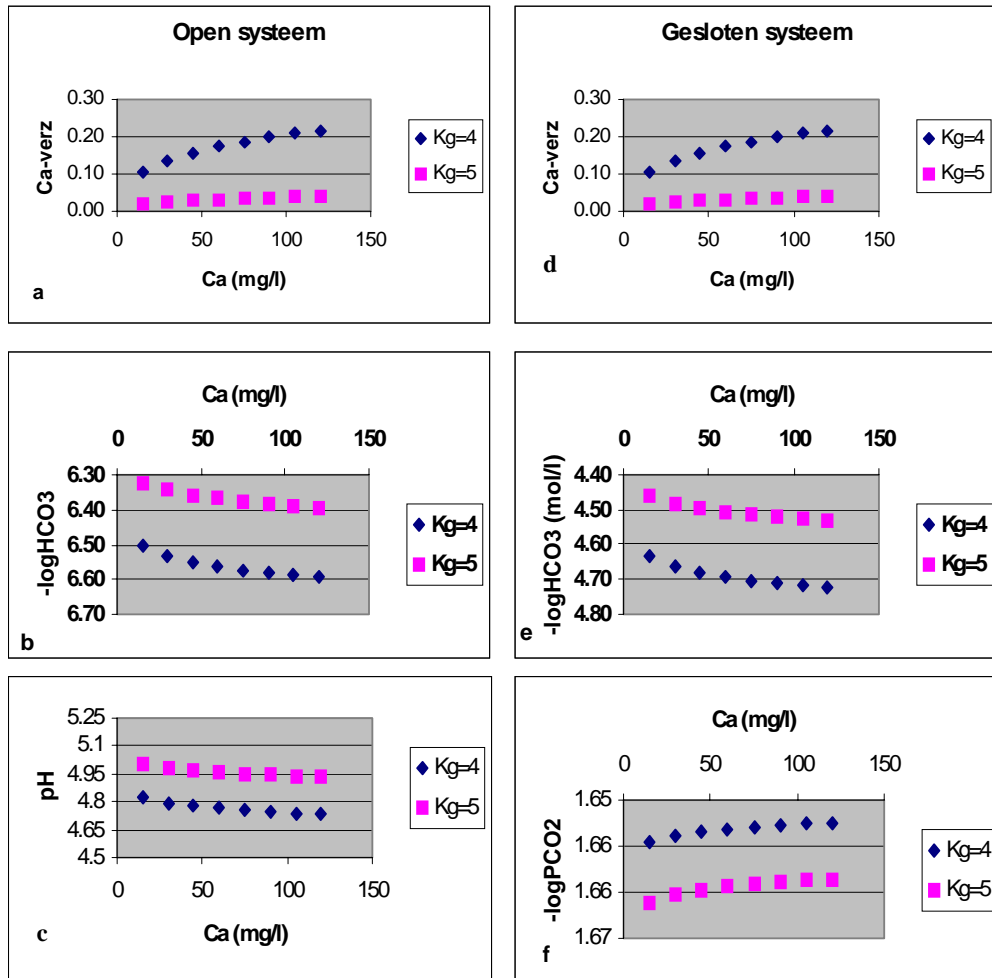


Figuur 40 De invloed van de  $K_G$ -waarde op de pH-buffering via kationenwisseling. Hoe lager de  $K_G$  waarde des te hoger moet de Ca-verzadiging zijn om de pH op een bepaald niveau te bufferen.



Figuur 41 De gevoeligheid van de Ca-verzadiging voor variatie in de Gaponcoëfficiënt voor verschillende waarden van de redoxpotentiaal in horizont G109-Ah met een  $Ca^{2+}$  concentratie van  $14,5 \text{ mg.l}^{-1}$ .

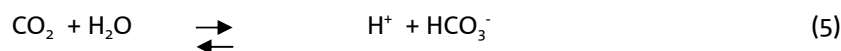
De gevoeligheid voor de  $K_G$ -waarde betekent dat de mate waarin de Ca-verzadiging verandert door verandering van de Ca-concentratie of zuurinpuut sterk afhankelijk is van de  $K_G$  waarde. Figuur 42 laat zien in welke mate de Ca-verzadiging toeneemt bij een stijging van de Ca-concentratie in water in afhankelijkheid van de  $K_G$  waarde. Dit is zowel uitgewerkt voor een systeem dat open is, als voor een systeem dat gesloten is naar de atmosfeer. Het effect van een verhoging van de Ca-concentratie op de Ca-verzadiging blijkt beperkt te zijn (figuur 42a en d). Naarmate de  $K_G$  kleiner is, wordt het effect sterker. Figuur b en c illustreren het antagonistische effect van ionenwisseling ( $Ca^{2+}$  vervangt  $H^+$ ) op de bicarbonaatconcentratie en de pH. Omdat in een open systeem, waar de  $CO_2$ -spanning in de bodem gelijk is aan die in de atmosfeer, de relatie tussen pH en  $HCO_3^-$  vastligt, heeft verdringing van  $H^+$  (en synchroon daaraan een toename van de Ca-verzadiging) tot gevolg dat de pH (c) en de bicarbonaatconcentratie (b) in het bodemvocht dalen. In een gesloten systeem treden dezelfde processen op met dit verschil dat de concentratieniveaus verschillen en dat de  $CO_2$ -spanning stijgt. De oplading van het adsorptiecomplex met Ca-ionen heeft dus als keerzijde dat de pH in het bodemvocht licht daalt en de alkaliniteit afneemt. Deze effecten zijn overigens gering.

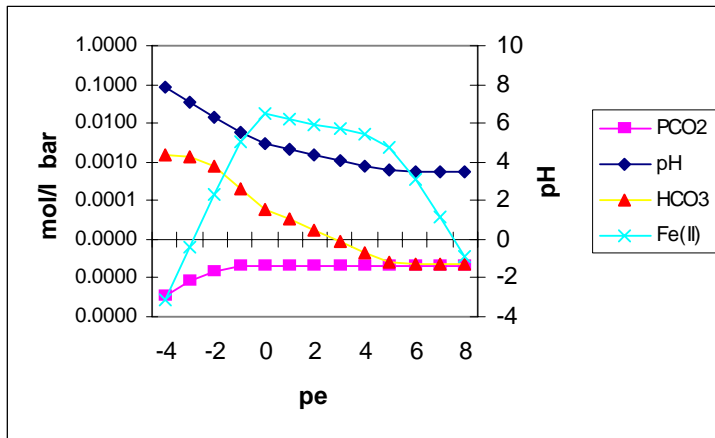


Figuur 42 De invloed van verandering van de  $Ca^{2+}$  concentratie in het bodemvocht op de Ca-verzadiging,  $HCO_3^-$  concentratie, de pH en  $CO_2$  spanning in een open en gesloten systeem voor verschillende waarden van de Gapon-coëfficiënt (G109-Ah)

## 6.5 Gevoeligheid voor $HCO_3^-$

ECOSAT rekent met een vaste massabalans of met een vaste concentratie van een component. De concentratie  $HCO_3^-$  wordt door het programma berekend uit de component  $CO_3^{2-}$ . Omdat naast  $HCO_3^-$  ook  $CO_2$  tot de massabalans van deze component behoort en omdat  $CO_2$  tevens tot de massabalans van H behoort, levert dat een gecompliceerde situatie op. Bij de calibratie is steeds gerekend met een vaste massabalans voor  $CO_3^{2-}$  en een variabele partiële  $P_{CO_2}$ . Een variabele gasdruk veronderstelt dat het systeem afgesloten is van de atmosfeer. Voor natte systemen is dat een reële veronderstelling. De gasdruk wordt berekend op basis van de totale massabalans, de pH en de relevante evenwichten. Bij deze rekenmethode (zie figuur 43) daalt de gasdruk naarmate de pe daalt, omdat door reductie van ijzeroxiden de  $H^+$  concentratie daalt, waardoor de evenwichtsreactie (5) naar rechts schuift. De bicarbonaatconcentratie stijgt daarbij. Zolang het systeem van de atmosfeer afgesloten is, zijn de berekeningen ongevoelig voor een toename van de totale massabalans van  $CO_3^{2-}$ .



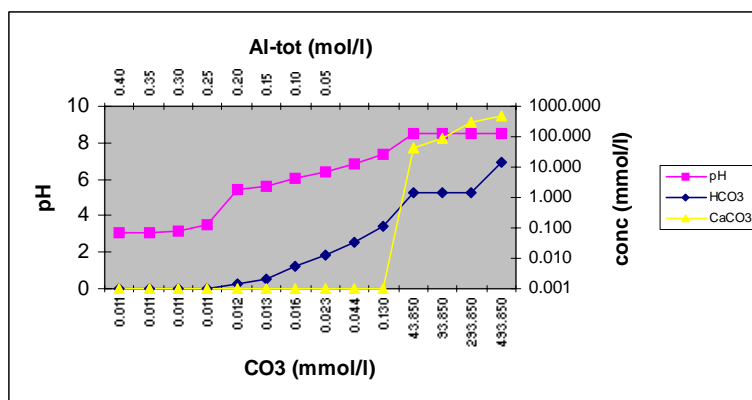


Figuur 43 Effect van Fe(II) reductie op pH,  $P_{CO_2}$  en  $HCO_3^-$  bij een systeem dat is afgesloten van de atmosfeer.

In de zomerperiode zal de grondwaterstand dalen en de aëratie toenemen, waardoor de pe stijgt. In de onverzadigde zone zal dan een atmosferische  $CO_2$ -spanning heersen. Het systeem is dan geopend naar de atmosfeer. Via capillaire opstijging kan eventueel bicarbonaatrijk water toestromen. Om dit effect te simuleren moet met een vaste partieële (atmosferische) druk worden gerekend en een variabele massabalans van  $CO_3^{2-}$ . Bij toename van de massabalans van  $CO_3^{2-}$  onder atmosferische koolzuurspanning ligt de verhouding tussen pH en  $HCO_3^-$  vast volgens vergelijking 6.

$$\log HCO_3^- = -11.33 + pH \quad (6)$$

Een toename van de massabalans van  $CO_3^{2-}$  impliceert nu wel meer bicarbonaat en een stijging van de pH. Het blijkt dat de pH en de Ca-verzadiging sterk stijgen als de totale massabalans toeneemt (zie figuur 44). Vanaf een minimale concentratie  $CO_3^{2-}$  van ca. 0,0126 mmol.l<sup>-1</sup> (d.w.z. alle  $CO_3^{2-}$  is in de vorm van  $CO_2$  aanwezig) tot een concentratie van 0,13 mmol.l<sup>-1</sup> stijgt de  $HCO_3^-$  concentratie van 0,1 tot 7,2 mg.l<sup>-1</sup> en stijgt de pH van 5,4 tot 7,4. (Afhankelijk van de  $K_G$ -waarde kan deze range iets verschuiven!) De pH en de daaraan gelieerde Ca-verzadiging wordt in dit traject volledig door het  $CO_2$ - $H_2O$  evenwicht bepaald. Hieruit kan worden afgeleid dat het systeem zeer gevoelig is voor een geringe toename van de hoeveelheid C als het systeem geopend is naar de atmosfeer. Het betekent tevens dat in een open systeem de pH via de  $CO_2$ - $H_2O$  buffer niet lager dan ca. 5,4 kan zijn. Lagere pH waarden wijzen op een ander buffersysteem.



Figuur 44 Verandering in pH,  $HCO_3^-$  en calcietconcentratie in relatie tot de totale hoeveelheden  $CO_3^{2-}$  en gibbsiet (Al-tot) voor horizont G109-Ah in een open systeem

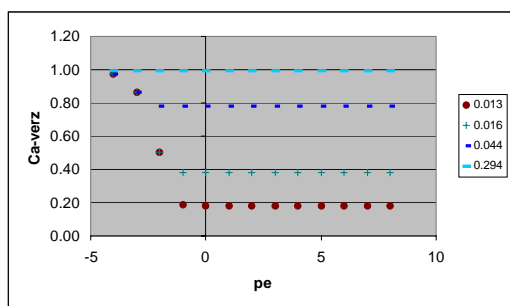
Aan de bovenzijde van dit traject (zie figuur 44) wordt bij verdere toename van  $CO_3^{2-}$  calciet



gevormd en blijft het bicarbonaat gehalte constant op een niveau van ca. 91 mg.l<sup>-1</sup>. De pH wordt dan door de kalkbuffer gebufferd op een waarde van ca. 8,5.

Aan de onderzijde van het traject speelt het CO<sub>2</sub>-H<sub>2</sub>O evenwicht geen rol bij de tot stand koming van de pH. De pH wordt hier bepaald door het gibbsietgehalte van de bodem. Vanaf een Al-tot gehalte > 0,2 mol.l<sup>-1</sup> wordt de pH gebufferd op een waarde < 3,5. Naarmate het gehalte gibbsiet verder toeneemt, daalt de pH tot ca. 3,0. Dit impliceert dat een systeem dat in de zomerperiode een Ca-s < 25 % heeft, gebufferd wordt door gibbsiet en bij een Ca-s > 25% door bicarbonaat. Figuur 45 geeft het verloop van de Ca-verzadiging in een open systeem weer bij een toename van de pe voor dezelfde gehalten anorganisch koolstof als in figuur 44.

Uit bovenstaande kan worden afgeleid dat het niveau waarop de pH en dus de Ca-verzadiging tijdens aërobe perioden in de zomer wordt gebufferd, afhangt van de totale hoeveelheid bicarbonaat en het gibbsiet gehalte in de bodem gegeven een bepaalde waarde van K<sub>G</sub>.



Figuur 45 Effect van totale hoeveelheid anorganisch koolstof (mmol.l<sup>-1</sup>) bij atmosferische CO<sub>2</sub>-druk op de Ca-verzadiging bij verschillende redoxpotentialen en een Al-tot < 0.2 mol/l (horizont G109-Ah)

## 6.6 Gevoeligheid voor stikstof

Als belangrijke component die als oxidator kan optreden is nitraat niet in beschouwing genomen. Nitraat wordt onder natte omstandigheden gereduceerd door denitrificatie wat een zuurconsumerend proces is. Via atmosferische depositie is over de periode 1980-1995 jaarlijks gemiddeld ca. 36 kgN.ha<sup>-1</sup> in de vorm van NH<sub>x</sub> en ca. 12 kgN.ha<sup>-1</sup> in de vorm van NO<sub>y</sub> op de grond gedeponerd (Bleeker & Erisman, 1996). Uit onderzoek van Kemmers (2000) blijkt dat in de onderzochte terreinen jaarlijks 20-70 kgN.ha<sup>-1</sup> wordt verwijderd via maaien en afvoeren. Verwacht mag worden dat in de onderzochte terreinen atmosferische depositie vooral in de vorm van NH<sub>x</sub> (weinig verkeersinvloed) heeft plaatsgevonden. Wat de eventuele invloed is van stikstofdepositie en daarop volgende denitrificatie op de basentoestand, is niet verder onderzocht.

## 6.7 Conclusies

Uit de gevoeligheidsanalyse blijkt dat de Ca-verzadiging gevoelig is voor drie variabelen:

1. *Kg-waarde (ionenwisseling)*: Organische stof met een logKg-waarde van 4 bereikt een Ca-verzadiging van 80% , tegenover 30% bij een Kg waarde van 5 bij overigens gelijke concentratie Ca.<sup>2+</sup> in het bodemvocht. Dit betekent dat de aard van de organische stof van groot belang is bij de buffering van de zuurgraad. Hoe stabielere de organische stof des te hoger is de Kg-waarde maar des te lager kan de Ca-verzadiging zijn om op een gewenst pH-niveau te kunnen bufferen.
2. *Anorganisch koolstofgehalte (bicarbonaatbuffer; vooral in zomer)*: Als CO<sub>2</sub> naar de atmosfeer kan ontsnappen, wordt de pH en de daaraan gelieerde Ca-verzadiging volledig door het CO<sub>2</sub>-H<sub>2</sub>O evenwicht bepaald. Meer C leidt tot meer bicarbonaat en pH verhoging. In zomerperioden wordt de Ca-verzadiging daardoor op een hoger niveau gebufferd naarmate meer bicarbonaat in het bodemvocht aanwezig is. Het CO<sub>2</sub>-H<sub>2</sub>O systeem buffert de pH in het traject 5,4<pH<7,4. Bij lagere waarden zorgt het oplossen van gibbsiet voor de buffering. Afhankelijk van de K<sub>G</sub>-waarde komt dit overeen met een Ca-verzadiging < 15-30%. Bij hogere pH waarden is sprake

van een kalkbuffer. Bij gesloten systemen (winter) is de pH ongevoelig voor de hoeveelheid C in het systeem. In dat geval is de redoxpotentiaal de belangrijkste variabele die bepalend is voor de pH/Ca-verzadiging. In winterperioden wordt de Ca-verzadiging op een hoger niveau gebufferd naarmate de redoxpotentiaal lager is. Het belangrijkste proces dat tot lage redoxpotentialen leidt, is ijzerreductie. Als onvoldoende ijzer aanwezig is kan sulfaatreductie deze rol overnemen.

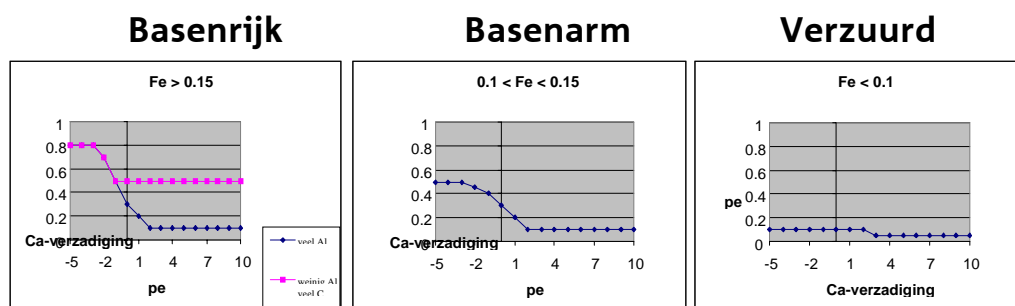
3. *Anorganisch zwavelgehalte*: Naarmate meer zwavel in anorganische vorm in het systeem is geaccumuleerd heeft dit een verhogend effect op de pH en de Ca-verzadiging onder reducerende omstandigheden. Dit betekent waarschijnlijk dat atmosferische zwaveldepositie of toestroming via grondwater tot een hogere pH/Ca-verzadiging in standplaatsen heeft geleid dan zonder depositie het geval zou zijn geweest. Als keerzijde geldt hierbij dat een dergelijke toestand tevens zeer gevoelig is voor verzuring door pyrietoxidatie.
4. Uit de gevoeligheidsanalyse blijkt tevens dat de Ca-verzadiging nauwelijks gevoelig is voor de  $\text{Ca}^{2+}$  concentratie van het bodemvocht.



## 7 SYNTHESE

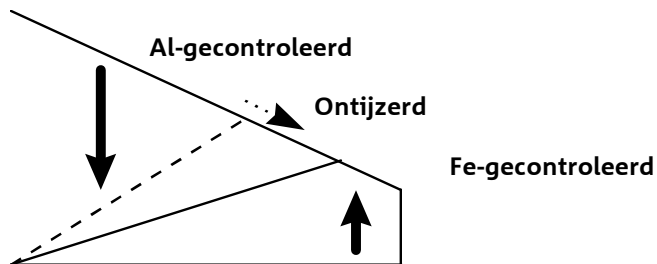
De resultaten tot nu toe geven aan dat ijzer een belangrijke rol lijkt te spelen bij de basenregulatie van natte schraallanden. Bij onvoldoende ijzer is de redoxcapaciteit van het systeem ontoereikend om reducerende processen te laten verlopen. Onder anaërobe omstandigheden zijn er in dat geval onvoldoende oxidatoren om electronen, die bij oxidatie vrijkomen, op te nemen. Er ontstaat hierdoor een redoxblokkade niet door een gebrek, zoals de oorspronkelijke hypothese luidde, aan electronendonors (inerte, stabiele organische stof) maar door een tekort aan electronenacceptors. Het gevolg van de redoxblokkade is dat zuurconsumerende processen stagneren, waardoor de oplading van het adsorptiecomplex met basen wordt bemoeilijkt ondanks lage redoxpotentialen.

Deze uitkomst werpt ook een ander licht op de vraag wanneer een systeem basenarm of baserijk is. De basenstatus wordt doorgaands in verband gebracht met de concentraties  $\text{Ca}^{2+}$  in combinatie met de flux van het toestromende grondwater of met de aanwezigheid van locale of regionale kwel. Het lijkt er nu op dat het ijzergehalte van de bodem veel bepalender is als criterium voor de basenstatus. Het ijzergehalte in de wortelzone is immers bepalend voor de maximale Ca-verzadiging die in de bodem kan ontstaan. Bodems met hoge ijzergehalten kunnen onafhankelijk van het watertype (als er maar enig  $\text{Ca}^{2+}$  toestroomt) toch een hoge basenstatus aannemen. Baserijke systemen zijn dan gekoppeld aan bodems met een 'ijzergehalte'  $>0.15 \text{ mol.l}^{-1}$  en basenarme systemen aan 'ijzergehalten' tussen 0.1 en 0.15. (zie figuur 46). Zure systemen worden dan gekenmerkt door ijzergehalten  $<0.1 \text{ mol.l}^{-1}$ . Hoewel volgens deze redenering geen directe relatie tussen het type kwelwater en de baserijkdom van het systeem bestaat, hangen de ijzergehalten van de bodem natuurlijk ook samen met de hydrologie. Het is goed denkbaar dat bij regionale kwel met een sterke kwelflux veel en bij lokale kwel weinig ijzer is geaccumuleerd.



Figuur 46 Schematische weergave van de relatie tussen de Ca-verzadiging en de redoxpotentiaal voor verschillende ijzergehalten van de bodem leidend tot baserijke, basenarme en verzuurde systemen.

In het huidige landschap heeft de sterke menselijke beïnvloeding van hydrologische systemen in de afgelopen halve eeuw geleid tot ontijzing van kwelgebieden. Figuur 47 geeft een schematisch landschapsmodel met relief en dominante richting van de waterbeweging. De aluminiumgecontroleerde systemen schuiven op naar lagere landschapsdelen. Veel kwelgebieden zijn omgeslagen in infiltratiesystemen. Daarbij worden op zijn best nog natte omstandigheden gehandhaafd in kwelgebieden, terwijl een infiltratieflux is gaan domineren. Het proces dat verantwoordelijk is voor ontijzing is ferrolyse. Dit proces leidt tot oplossen van Fe(III)mineralen door reductie, uitspoelen van Fe(II) en een verzuring. Uiteindelijk heeft dit proces een irreversibel gevolg, wanneer onvoldoende ijzer is overgebleven om het systeem over voldoende poise te kunnen laten beschikken voor reductie: het systeem is dan blijvend zuur geworden. Deze verzuring gaat gepaard met vertering van primaire Al-mineralen, waarbij secundaire Al-mineralen zoals gibbsiet worden gevormd. Naarmate de vertering een langere historie heeft zal zich meer gibbsiet in het systeem gevormd hebben. Er treedt door ferrolyse een verschuiving op van een door ijzer naar een door aluminium gecontroleerde basenregulatie. Juist ook deze verschuiving naar een aluminiumgecontroleerd systeem maakt, dat herstel van de hydrologische kwelsituatie ontoereikend is. Verwijdering van de 'aluminium-toplaag' is een belangrijke randvoorwaarde voor herstel.



Figuur 47 Landschapsmodel met relief, richting van waterstromen en uitbreiding van aluminium gecontroleerde systemen ten koste van ijzer gecontroleerde systemen

Onder zure omstandigheden is de oplosbaarheid van gibbsiet vrij groot, zodat hoge concentraties  $Al^{3+}$  in oplossing komen. De ontijzerde profielen hebben gemeen dat een pedogenetische proces optreedt, waarbij wortelhorizonten (Ahz, Mm) en Sphagnumhorizonten tot ontwikkeling komen op een Ah-horizont. Dit is mogelijk een gevolg van de hoge concentraties  $Al^{3+}$ , die tot extra wortelsterfte leidt dan wel tot inactiviteit van micro-organismen, waardoor afgestorven wortels niet meer worden afgebroken, gehumificeerd en gehomogeniseerd met de minerale ondergrond door bioturbatie. Kenmerkend voor deze profielen is dat er zich een sterke horizontdifferentiatie ontwikkelt. Kennelijk hebben vooral *Sphagnaceae* geen problemen met hoge concentraties  $Al^{3+}$ , gezien de vaak massale vlakdekkende uitbreiding van deze soorten.

De ontijzering is visueel soms ook waarneembaar in de Ah(z)-horizont door de aanwezigheid van gebleekte zandkorrels, die onder een loupe op zuiver kwarts (transparant glas) lijken. Bodemkundig wordt een dergelijke horizont met het suffix e (e=eluvatie) aangeduid: Ah(e), hetgeen duidt op een beginnende podzoliatie. Kennelijk zijn de gevolgen van ontwatering zover voortgeschreden dat oorspronkelijk kwelafhankelijke gronden (zoals beekerdgronden) plaatselijk aan het 'omslaan' zijn naar infiltratiegronden. De snelheid van dit proces is niet bekend, maar zal mede afhankelijk zijn van de voorraad ijzer in een systeem.

Oorspronkelijk luidde de hypothese van het onderzoek dat door inertie van stabiele organische stof de afbraak en de daaraan gekoppelde reductie stagneerde. Er zou labiele organische stof nodig zijn om het reductieproces en daarmee de basenoplading weer op gang te brengen. Maar de zich op de verzuurde Ah-profielen ontwikkelde M-horizonten bestaan juist uit deze labiele organische stof. Toch stagneert ook juist op deze plaatsen het herstel van de basentoestand. Dit lijkt niet te rijmen met de oorspronkelijke theorie. Met het nieuw verworven inzicht (ontijzering en gebrek aan Fe(III) voor oxidatie) is nu te begrijpen dat deze standplaatsen ondanks de aanwezigheid van labiele organische stof toch niet worden opgeladen met basen.

## 8 PRAKTIJKCONSEQUENTIES EN AANBEVELINGEN

Bij de gevoeligheidsanalyse zijn een aantal variabelen betrokken waarop in de praktijk via effectgerichte maatregelen wordt aangegrepen. Concreet gaat het om maatregelen gericht op:

- verwijderen van zuurbronnen door afplaggen organische toplaag
- verhoging van  $\text{Ca}^{2+}$  en  $\text{HCO}_3^-$  concentraties van het bovenste grondwater via stimuleren van kwel en/of oppervlakkige afvoer
- aanvoer van 'schoon' oppervlaktewater

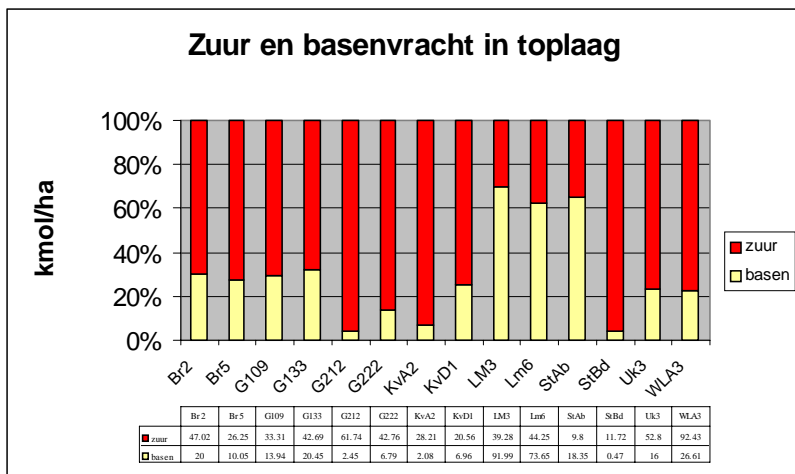
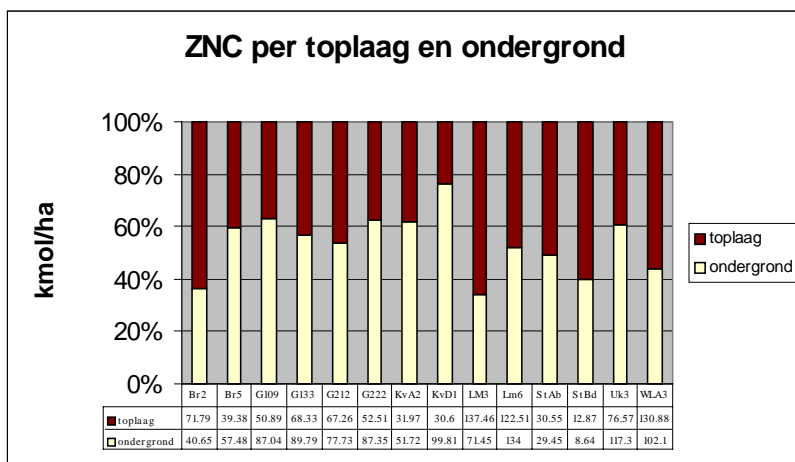
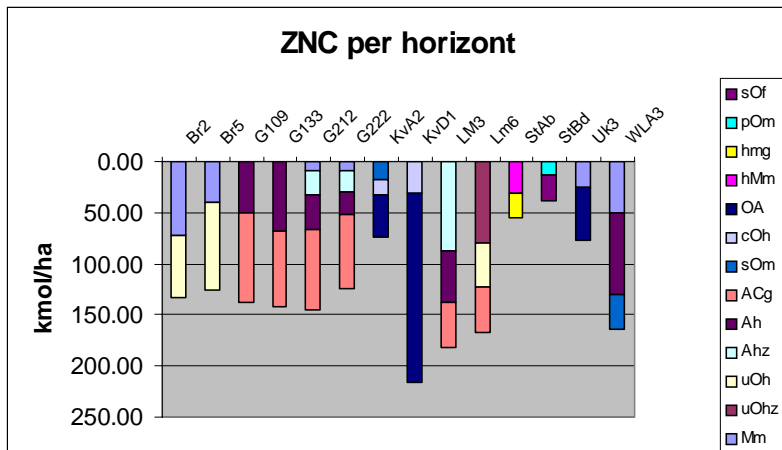
### 8.1 Plaggen

Bij plaggen worden niet alleen zuurbronnen verwijderd, maar ook de basische kationen die aan het kationenadsorptiecomplex zijn gehecht. Ook wordt door het plaggen de zuurneutralisatiecapaciteit van de bodem gereduceerd. De omvang van het kationenadsorptiecomplex wordt immers voor een groot deel door diezelfde organische stof bepaald. Daarnaast bevat het minerale deel van de toplaag componenten zoals ijzer, zwavel en aluminium die een rol spelen bij de basenregulatie. Voorts is het van belang te weten wat de zuurneutralisatiecapaciteit is van de onderliggende horizont die na het plaggen dagzoomt en welk mechanisme dan voor zuurbuffering zorgdraagt. Zo kan de Gaponcoëfficiënt van een onderliggende horizont groter of kleiner zijn dan de verwijderde horizont.

In figuur 48a is de zuurneutralisatiecapaciteit (ZNC) weergegeven van de onderscheiden horizonten. De ZNC ( $\text{mmol.kg}^{-1}$ ) van een horizont werd daartoe berekend voor het pH traject waarin zuurbuffering plaatsvindt door ionenwisseling ( $3,5 < \text{pH} < 7,5$ ) en via bulkgewicht omgerekend naar ZNC in  $\text{mol.}(\text{ha.hor})^{-1}$ . De ZNC is hier dus gedefinieerd als de hoeveelheid zuur(depositie) die moet worden toegevoegd aan een horizont met bekende dikte om de pH van 7,5 tot 3,5 te laten zakken. In figuur 48b is de aldus berekende ZNC gesommeerd voor de toplaag en de ondergrond tot maximaal 20 cm-mv. In figuur 48c is tenslotte voor de toplaag de zuurvracht en de basenvracht berekend op basis van analysegegevens van de  $\text{H}^+$ - en kationenbezetting.

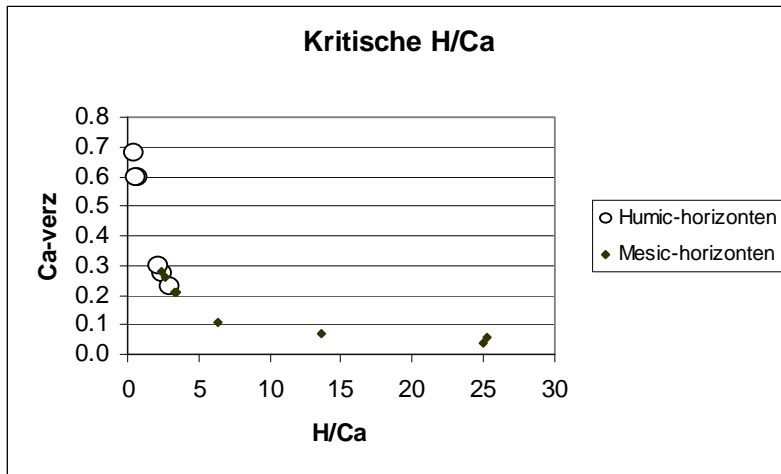
Uit figuur 48b blijkt dat grofweg de helft van de ZNC verdwijnt als de toplaag zou worden afgeplagd. Uit figuur 48c blijkt dat de zuurvracht van de standplaatsen G212, G222, KvA2 en StBd zeer groot is en dat de toplaag nauwelijks meer zal bijdragen aan zuurneutralisatiecapaciteit. Plaggen tast de ZNC van de standplaats hier nauwelijks aan. De standplaatsen Lm3, Lm6 en StAb dragen nog in ruime mate bij aan de zuurneutralisatiecapaciteit. Plaggen tast de ZNC van deze standplaatsen wezenlijk aan. De overige standplaatsen zijn intermediair.

De verhouding tussen de zuurvracht en de basenvracht komt tot uitdrukking in de Ca-verzadiging. Omdat  $\text{Ca}^{2+}$ - en  $\text{H}^+$ -ionen op het adsorptiecomplex nagenoeg complementair zijn, is ook de  $\text{H}^+/\text{Ca}^{2+}$  verhouding op het adsorptiecomplex hiervoor een goede maat. In figuur 49 is van de dagzomende horizonten de relatie tussen de Ca-verzadiging en de H/Ca verhouding weergegeven uitgesplitst naar de aard van de organische stof. Het blijkt dat bij een Ca-verzadiging  $< 0,25$  'mesic' horizonten tot stand komen, gekenmerkt door accumulatie van nauwelijks of slecht verteerd strooisel of wortelresten. Boven deze grenswaarde vindt goede strooiselvertering tot humus plaats hetgeen tot 'humic'-horizonten leidt. Deze grenswaarde komt overeen met een H/Ca verhouding van 2 à 3. Uit hoofdstuk 6 was gebleken dat deze horizonten gekenmerkt worden door lage gehalten ijzeroxiden en hoge gehalten aluminiumoxiden (gibbsiet). Deze horizonten zijn door ferrolyse ontijzerd en zijn blijvend zuur geworden omdat zuurconsumerende processen niet kunnen verlopen. In deze horizonten wordt door de zure omstandigheden veel aluminium gemobiliseerd waardoor toxische niveau's voor micro-organismen ontstaan. Strooiselafbraak en humificatie wordt daardoor geremd. Interessant is dat de H/Ca verhouding sterk verwant is aan de Al/Ca-verhouding. Bij het vaststellen van critical loads voor zuur depositie wordt een Al/Ca verhouding van 1 aangehouden als grens waarboven vitaliteitsproblemen in bos optreden (De Vries, 1994; Bleeker & Erisman, 1996).



Figuur 48 Zuurneutralisatiecapaciteit per horizont, per toplaag en ondergrond en de zuur- en basenvracht in de toplaag van de onderzochte standplaatsen





Figuur 49 Waarden van de H/Ca verhouding waarbij strooiselaccumulatie plaatsvindt en zich 'mesic' horizonten ontwikkelen of strooiselvertering plaatsvindt en zich 'humic' horizonten ontwikkelen

Er zijn nu alle redenen aanwezig om deze verzuurde standplaatsen te plaggen, omdat 1) niet alleen de zuurvrucht in de organische toplaag hoog is (zie figuur 48c) maar bovendien 2) door ijzergebrek een irreversibele verzuring van de toplaag is opgetreden en 3) 'mesic'-horizonten ongunstige adsorptie-eigenschappen hebben (zie paragraaf 7.4). Op basis van deze inzichten kan nu een aanbeveling worden geformuleerd:

#### Aanbeveling 1

*Bij een H/Ca >2,5 zijn geen redenen aanwezig om plaggen van de toplaag achterwege te laten. Deze kritieke grenswaarde is in het veld te herkennen aan de aanwezigheid van wortelmatten en sphagnumstrooisel in de toplaag. Bij lagere waarden van de H/Ca verhouding, gekenmerkt door horizonten met goed gehumificeerde organische stof is plaggen niet aan te raden.*

De sterk verzuurde standplaatsen verraden zich doorgaands door dominante aanwezigheid van *Sphagnaceae* in de moslaag. Omdat de uitbreiding van de *Sphagnaceae* het gevolg is van een pedogenetisch proces dat begint met vorming van wortelhorizonten heeft verwijdering van het veenmos (mos trekken/harken) weinig zin. De *Sphagnaceae* zijn het gevolg van de verzuring niet de oorzaak. Dit leidt tot aanbeveling 2:

#### Aanbeveling 2

*Dominantie van veenmos in de moslaag wijst op sterk verzuurde standplaatsen. Trekken van veenmos is geen effectieve maatregel omdat de veenmossen het gevolg en niet de oorzaak van de verzuring zijn*

Om daadwerkelijk te gaan plaggen is tevens van belang te weten of na het plaggen de basentoestand duurzaam zal zijn verbeterd. Een belangrijke voorwaarde daarbij is te weten of in de geplagde situatie voldoende ijzeroxiden in de bodem aanwezig zijn om onder natte omstandigheden reductieprocessen te kunnen laten verlopen, die nodig zijn om een hoge basentoestand te kunnen realiseren. In hoofdstuk 6 is daartoe een minimaal ijzergehalte herleid uit de ECOSAT berekeningen. Deze grenswaarde ligt bij een gehalte Fe < 0,1 mol.l<sup>-1</sup>. Boven een grenswaarde Fe > 0,15 kan het systeem over voldoende redoxcapaciteit beschikken. In het tussenliggen traject zijn tevens andere oxidatoren nodig (sulfaat). De dimensie mol.l<sup>-1</sup> is ongebruikelijk voor bodemanalyses en moet worden omgerekend naar droge stof gehalten. In tabel 13 is dit gedaan voor horizonten met verschillende organische stofgehalten.

Tabel 13 Kritische ijzergehalten in mol.l<sup>-1</sup> en in g.(kg ds)<sup>-1</sup> voor gronden met verschillende gehalten organische stof

Organische stof (%)	Fe-gehalte in mol.l <sup>-1</sup>	Fe-gehalte in g.(kg.ds) <sup>-1</sup>
< 1	0.1	1.1
10	0.1	3.7
50	0.1	19
80	0.1	56
< 1	0.15	1.7
10	0.15	5.6
50	0.15	28
80	0.15	84

Op basis van de waarden uit tabel 13 kan nu een derde aanbeveling worden afgeleid:

### Aanbeveling 3

*Plaggen is alleen zinvol als tot op een diepte wordt geplagd waar het ijzergehalte hoger is dan een kritisch niveau. In zandgronden komt dit overeen met een gehalte Fe > 5g.(kg.ds)<sup>-1</sup> en in veengronden met een gehalte Fe > 80 g.(kg.ds)<sup>-1</sup>*

Met aanbeveling 3 lijkt de vaak gesignaleerde snelle terugkeer van pioniersoorten van basenrijke milieus na het plaggen goed te kunnen worden begrepen. Kennelijk is op deze standplaatsen door het plaggen een ijzerrijke horizont gaan dagzomen die nog weinig is verweerd.

Of na de plagmaatregel de basentoestand uiteindelijk ook duurzaam zal blijken te zijn hersteld, is afhankelijk van de vraag of de oorzaak van de verzuring is weggenomen.

De oorzaak van verzuring is veelal de omslag van een kwellend systeem naar een infiltrerend systeem. Als na de plagmaatregel de hydrologische situatie niet hersteld is zal het proces opnieuw in dezelfde richting verlopen wat opnieuw tot verzuring zal leiden. Het tijdsbestek waarbinnen deze voortgezette verzuring zich zal openbaren is niet bekend zolang geen inzicht aanwezig is in de reactiekinetiek. Dit leidt tot aanbeveling 4.

### Aanbeveling 4

*Plaggen leidt alleen tot duurzaam herstel van basenrijke standplaatsen als ook de hydrologie fundamenteel wordt hersteld tot een kwelsysteem.*

## 8.2 Kalkrijke of -arme kwel

Een veel toegepaste maatregel is het stimuleren van kalkrijke kwel met als doel Ca<sup>2+</sup> en HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> houdend grondwater tot in de wortelzone te leiden. Los van de vraag of daartoe hydrologische maatregelen realiseerbaar zijn, kan op basis van de onderzoeksresultaten de vraag gesteld worden wat het effect is van een kalkrijker type water op de basentoestand van de wortelzone.

Uit de gevoeligheidsanalyse in paragraaf 7.2 kan worden geconcludeerd dat verhoging van de Ca-concentratie vrijwel geen effect heeft op de Ca-verzadiging. Dit heeft te maken met de sterke affiniteit van het adsorptiecomplex voor H-ionen, waardoor op het adsorptiecomplex de H-Ca verhouding in de orde van een factor 1000 groter is dan in de bodemvochttoplossing. Een geringe verhoging van de Ca-concentratie in het grondwater heeft hierdoor nauwelijks effect. Veel belangrijker is het dat redoxprocessen kunnen verlopen, waardoor H-ionen van het adsorptiecomplex worden 'gezogen' en Ca-ionen hun plaats innemen. In andere verbanden wel geformuleerde vuistregels in relatie tot benodigde Ca-concentraties (kalkarme of kalkrijke kwel) zijn niet relevant in relatie tot de basentoestand, zolang maar 'enig' Ca<sup>2+</sup> kan toestromen. Dit leidt tot aanbevelingnummer 5:

### Aanbeveling 5

*De richting van de grondwaterflux is voor een hoge basentoestand een belangrijkere randvoorwaarde dan de Ca<sup>2+</sup> concentratie van het grondwater. Omdat het optreden van redoxprocessen belangrijker is voor een hoge basentoestand dan de Ca-concentratie geldt in deze*

*context dat de waterkwantiteit (grondwaterstanden) belangrijker is dan de waterkwaliteit.*

Naast de kalkrijkdom van het grondwater is ook het bicarbonaatgehalte van het toestromende grondwater van invloed op de basentoestand van de standplaats. Uit de gevoeligheidsanalyse van paragraaf 7.5 blijkt dat alleen voor een open systeem, waarbij een atmosferische CO<sub>2</sub> spanning heerst, de totale hoeveelheid bicarbonaat bepalend is voor de basentoestand. Deze situatie zal zich voornamelijk voordoen in zomerperioden.

### **8.3 Aanvoer van ‘schoon oppervlakte water’**

In de praktijk wordt ook gebruik gemaakt van de aanvoer van ‘schoon’ oppervlakte water. Onder ‘schoon’ wordt daarbij verstaan dat het water lage concentraties nitraat en/of fosfaat moet bevatten. Een recent gesignaleerd probleem (Lamers et al., 1996, 1999) is echter dat een teveel aan sulfaat kan leiden tot interne eutrofiëring. Een van de mechanismen daarbij is dat onder natte omstandigheden reductie van sulfaat optreedt. Dit heeft een niet alleen verhoging van de alkaliniteit tot gevolg maar ook de vorming van (ijzer)sulfiden.

Uit ons onderzoek blijkt dat de huidige basentoestand van een aantal standplaatsen alleen maar verklaard kan worden door te veronderstellen dat zich pyriet heeft gevormd. De gewenste hoge basenstatus is te danken aan sulfaatreductie, zonder welke de standplaats inmiddels verzuurd zou zijn. Dit is een tegengesteld effect van zwaveldepositie als wat onder droge omstandigheden in bos wordt gevonden. Zwaveldepositie leidt daar tot verzuring, terwijl in natte schraallanden sulfaatinput tot alkalinisering leidt. Het is denkbaar dat de sulfaten in deze standplaatsen terecht zijn gekomen zowel via atmosferische depositie, als via lokale toestroming met grondwater, als via inundatie vanuit oppervlakte water.

De keerzijde van standplaatsen die een ‘kunstmatig’ verhoogde basentoestand kennen door sulfaatreductie is, dat zij uiterst kwetsbaar zijn voor grondwaterstandsval. De vorming van pyriet op deze standplaatsen impliceert een grote potentiële aciditeit. Oxidatie van pyriet leidt tot een sterke verzuring.

Een andere keerzijde van sulfaatreductie is de vorming van sulfiden, waarvan bekend is dat ze toxisch zijn voor verschillende plantensoorten. Bij overmaat aan ijzer ten opzichte van zwavel zal al het sulfide in de vorm van pyriet worden vastgelegd. In ontijzerde profielen zal eerder een tekort aan ijzer optreden waardoor niet al het sulfide kan worden vastgelegd en toxische niveaus kunnen ontstaan (Lamers et al., 1996, 1999). Ondanks een gewenste alkaliniteit kan in dergelijke omstandigheden het verwachte herstel van de vegetatie uitblijven vanwege sulfidetoxiciteit. Mogelijk speelt dit probleem in de Wyldlanden, waar ondanks een hoge basenstatus herstel van de vegetatie uitblijft.

Beide negatieve aspecten van sulfaatreductie leiden tot de zesde aanbeveling.

#### **Aanbeveling 6**

*Aanvoer naar natte schraallanden van baserijk (oppervlakte)water met een hoge sulfaatconcentratie kan weliswaar de baserijkdom vergroten maar moet worden ontraden met het oog op sulfidetoxiciteit.*



## LITERATUUR

- Bolt, G.H. & M.G.M. Bruggenwert, 1978.** Soil Chemistry A. Basic elements. Elsevier Scientific Publishing company. Amsterdam.
- Bleeker, A. & J.W. Erisman, 1996.** Depositie van verzurende componenten in Nederland in de periode 1980-1995. RIVM. Rapport 722108018. Bilthoven.
- Delft, S.P.J. van, 1995.** Humus- en bodemprofielen in natte schraalgraslanden; resultaten van een bodemkundig onderzoek in 13 referentiegebieden voor het onderzoek naar effectgerichte maatregelen tegen verzuring (EGM). Rapport 309. DLO-Staring Centrum. Wageningen.
- Delft, S.P.J. van, 1997.** Decomposition of organic matter in grassland ecosystems; effects of litter quality and earthworm activity. Wageningen Master Thesis. Wageningen Agricultural University.
- Delft, S.P.J. van & R.H.Kemmers, 1998.** Regulatie van de basentoestand door effectgerichte maatregelen in natte schraalgraslanden en laagveenmoerassen. DLO-Staring Centrum. Rapport 619. Wageningen.
- Grootjans, A.P., W. Bijkerk, F.H. Evers, M. Jongman, M. Salomons & M.E. Tolman, 1997.** Monitoring van effectgerichte maatregelen tegen verzuring; eindrapport tweede fase 1994-1996. Rijksuniversiteit Groningen. Intern rapport Laboratorium voor Plantenoecologie. Haren.
- Hoek, D. van der, J.E.M. van Mierlo & J. van Walsum, 1994.** Effecten van maatregelen tegen verzuring in een schraalgrasland van het Korenburgerveen. Landbouwwuniversiteit, Intern rapport vakgroep Terrestrische Oecologie en Natuurbeheer. Wageningen.
- Jansen, A.J.M., 1996.** Effectgerichte maatregelen tegen verzuring in de natte schraallanden Lemselermaten, Middelduinen en Reggers-Sandersvlak. SWO 92.205. KIWA N.V. Nieuwegein.
- Jansen, A.J.M., A. Barendrecht, B. Beltman, A.P. Grootjans, D. van der Hoek, R.H. Kemmers & G. van Wirdum, 1997.** Natte schraallanden en het overlevingsplan bos en natuur; evaluatie van zes jaar monitoring en onderzoek in beekdalen, laagvenen en natte duinvaleien. KOA 97.047. KIWA.Nieuwegein.
- Jansen, P.C., R.H. kemmers, S.P.J. van Delft & W.C. Knol, 1997.** Effecten van hydrologische maatregelen tegen verzuring en vermessing op vegetatie, bodem en grondwater in Groot Zandbrink; evaluatie na vijf jaar. DLO-Staring Centrum. Rapport 425. Wageningen.
- Keizer, M.G. en W.H. van Riemsdijk, 1996.** ECOSAT, user manual. Department of Soil Science and Plant Nutrition. Agricultural University. Wageningen.
- Kemmers, R.H., 1996.** Humusprofielen en bodemprocessen; beoordeling van mogelijkheden voor wateraanvoer. Landschap 13/3.
- Kemmers, R.H., 2000.** Fosfor- en kaliumhuishouding in kwelafhankelijke schraalgraslanden. DLO-Staring Centrum. Rapport 699. Wageningen
- Kemmers, R.H., S.P.J. van Delft, P.C. Jansen & W.C. Knol, 1994.** Effecten van hydrologische maatregelen tegen verzuring en vermessing op vegetatie, bodem en grondwater; evaluatie na twee jaar. DLO-Staring Centrum, Rapport 319. Wageningen.
- Kemmers, R.H. & R.W. de Waal, 1999.** Ecologische typering van bodems; raamwerk en humusvormtypologie. DLO-Staring Centrum. Rapport 667-1. Wageningen
- Klinka, K., R.N. Green, R.L. Trowbridge & L.E. Lowe, 1981.** Taxonomic classification of humusforms in ecosystems of British Columbia, First Approx. Min. of Forest. Prov. of British Columbia.
- Lamers, L., F. Smolders, E. Brouwer & J. Roelofs, 1996.** Sulfaatverrijkt water als inlaatwater? De rol van de waterkwaliteit bij maatregelen tegen verdroging. Landschap 13(3).
- Lamers, L., F. Smolders & J. Roelofs, 1999.** Hoe gevoelig is natte natuur voor grondwaterverontreiniging? Op zoek naar sturende processen en factoren. Landschap 16(3)
- Lindsay, W.L., 1979.** Chemical equilibria in soils. John Wiley & sons, New York.
- Lindsay, W.L. & M. Sadiq, 1980.** Use of pe + pH as a redox parameter in soils. Am. J. of Soil Sc. 44.
- Mars, H. de, 1996.** Chemical and physical dynamics of fen hydro-ecology. Thesis. Faculteit ruimtelijke wetenschappen Rijksuniversiteit Utrecht. Utrecht.
- McBride, M.B., 1994.** Environmental chemistry of soils. Oxford University Press. Oxford.
- Schouwenberg, E.P.A.G. & G. van Wirdum, 1997.** Effectgerichte maatregelen tegen verzuring in de Weerribben; monitoring van kraggenvenen in de periode 1991-1996. IBN-DLO, Rapport 317. Wageningen.
- Vries, W. de, 1994.** Soil respons to acid deposition at different regional scales; field and laboratory data, critical loads and model predictions. Ph. D Thesis Agicultural University Wageningen. Wageningen.

**Wirdum, G. van, 1993.** Basenverzadiging in soortenrijke trilvenen. In M. Cals, M. de Graaf en J. Roelofs. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiering in natuurterreinen. Katholieke Universiteit Nijmegen.

**Ongepubliceerd**

**Jansen, P.C., 2000.** Basenregulatie van schraalgraslanden en laagveenmoerassen; aeratie en fluxen. ALTERRA. Interne mededeling. Wageningen.



## Aanhangsel 1 - Analyses grondmonsters: vaste fractie

Site	Horizont	Code	Org. stof	pH-KCl	Fe-tot	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	H+	CEC	Ca-verz	K-gapon	H/Ca	ZNC	Diepte	Vocht	Bulkgew.
			%	(-)	g/kg d.s.	uitwisselbare basen (mmol/kg)							%	(-)	(-)	mmol/kg	cm-mv	g/100gr	kg/dm <sup>3</sup>	
G133	Ah	Ah	9.33	4.61	4.20	42.49	4.53	0.95	3.79	0.02	1.50	88.7	142.0	0.30	32067	2.09	18.9	5	39.3	0.82
G133	ACg	AC	0.57	5.15	2.21	8.42	0.28	0.41	1.01	< 0.02	0.22	6.1	16.4	0.51	43093	0.73	12.7	20	15.3	1.604
G109	ACg	AC	0.77	5.03	3.65	14.74	0.28	0.59	2.17	< 0.02	0.21	17.3	35.3	0.42	43559	1.17	12.9	20	16.5	1.682
G109	Ah	Ah	9.50	4.61	5.43	39.02	3.86	1.30	4.22	< 0.02	0.82	93.3	142.5	0.27	34794	2.39	18.5	5	41	0.687
G222	Ahz?	Ahz	12.64	3.73	3.49	16.56	3.85	1.96	1.41	< 0.02	0.57	149.5	173.8	0.10	29812	9.03	25.4	6	41	0.687
G222	Ahg?	Ah	4.60	3.78	3.09	13.13	2.88	0.67	0.95	< 0.02	0.15	60.0	77.8	0.17	30437	4.57	15.9	10	38.8	0.698
KvA2	OA	OA	20.24	3.55	2.18	18.88	5.04	1.43	0.92	< 0.02	1.47	294.0	321.7	0.06	19360	15.57	33.1	19	69.4	0.355
KvA2	cOh	Oh	62.62	3.41	4.40	39.29	5.55	5.96	3.14	< 0.02	5.23	628.4	687.5	0.06	13146	15.99	104.2	12	90.6	0.088
KvA2	sOm	Ofm	89.07	3.15	6.64	58.86	36.34	8.02	5.83	< 0.02	9.15	701.3	819.5	0.07	6991	11.92	81.3	6	90.8	0.076
G222	Mm	Mi	37.02	3.55	3.98	35.74	12.17	6.04	4.10	0.04	1.80	259.1	319.0	0.11	8945	7.25	46.5	3	71.5	0.16
G222	AC	AC	1.70	3.87	2.80	9.62	1.71	0.43	0.81	< 0.02	< 0.05	15.7	28.3	0.34	47842	1.63	13.4	16	15	1.483
KvD1	cOh	Oh	81.37	4.31	14.37	175.96	47.25	8.44	5.74	0.07	16.74	520.0	774.2	0.23	15706	2.96	77.5	6	86.1	0.141
KvD1	OA	OA	29.54	4.52	7.78	132.81	19.06	1.45	1.43	0.02	0.90	375.2	530.9	0.25	48924	2.83	43.1	16	42.8	0.827
G212	Mm	Mi	79.24	3.21	5.10	49.04	9.51	19.30	10.79	0.17	6.12	687.1	782.0	0.06	12622	14.01	88.5	3	92.8	0.06
G212	Ahz	Ahz	59.70	3.21	2.99	30.55	21.65	9.17	5.65	0.03	4.08	789.6	860.7	0.04	43386	25.84	80.6	5	68.6	0.375
G212	Ah	Ah	18.23	3.38	2.68	10.10	9.17	2.86	1.29	< 0.02	0.34	305.8	329.6	0.03	24628	30.28	30.9	16	22.6	1.403
G212	ACg	AC	1.94	3.71	6.65	2.39	2.42	0.40	0.29	< 0.02	< 0.05	48.0	53.5	0.04	59353	20.09	13.9	8	68.6	0.375
StBd	sOf	Ofm	95.56	3.10	2.67	58.73	0.44	8.82	18.52	0.05	8.86	637.7	733.1	0.08	12994	10.86	113.6	17	95	0.038
Br5	Mm	Mo	73.86	4.98	61.04	271.25	43.31	12.74	9.66	0.10	17.59	708.6	1063.2	0.26	114638	2.61	109.9	7	86.2	0.112
StBd	pOm	Ofm	95.29	2.85	1.77	36.13	0.09	18.43	22.07	0.02	12.14	900.8	989.7	0.04	28917	24.93	99.0	7	92.5	0.065
lm6	ACg	AC	3.08	5.66	5.04	39.02	1.03	0.83	2.14	< 0.02	0.09	20.5	63.6	0.61	148572	0.53	14.5	20	21	1.545
Uk3	Mm	Mo	71.91	4.77	19.50	160.66	24.45	6.97	25.73	0.12	23.16	512.6	753.7	0.21	48428	3.19	70.9	4	82.6	0.18
Uk3	u/sOh	Oh	71.51	4.97	12.25	441.11	27.38	1.63	87.38	0.14	38.33	845.3	1441.2	0.31	66941	1.92	95.2	25	83.8	0.154
WLA3	Ah	Ah	36.21	4.24	23.13	117.89	13.85	5.57	21.96	0.02	12.44	413.8	585.5	0.20	16900	3.51	63.7	10	68.9	0.35
Br2	uOh	Oh	61.57	5.07	23.04	565.17	39.69	0.73	8.45	0.50	0.50	814.7	1429.8	0.40	190796	1.44	51.0	20	76.3	0.249
LM3	Ah	Ah	16.37	6.26	7.17	252.37	0.93	2.05	9.15	0.02	1.51	107.5	373.5	0.68	175655	0.43	54.9	7	44.8	0.766
LM3	Ahz	Ahz	24.91	6.38	6.76	280.30	1.14	6.36	10.57	0.03	2.91	119.9	421.2	0.67	141418	0.43	144.9	4	71	0.3
WLA3	Mm	Mi	52.38	4.46	20.57	159.28	30.32	8.79	21.97	0.13	6.58	544.2	771.3	0.21	33448	3.42	84.0	3	77.4	0.251
Site	Horizont	Code	Org. stof	pH-KCl	Fe-tot	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	H+	CEC	Ca-verz	K-gapon	H/Ca	ZNC	Diepte	Vocht	Bulkgew.
WLA3	sOmr	Ofm	86.14	4.67	10.51	505.32	20.13	1.50	99.77	0.17	41.43	1048.7	1717.1	0.29	36744	2.08	114.9	25	85.4	0.148



Site	Horizont	Code	Org. stof	pH-KCl	Fe-tot	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	H+	CEC	Ca-verz	K-gapon	H/Ca	ZNC	Diepte	Vocht	Bulkgew.	
StAb	hMm	Mo	88.41	5.74	2.85	444.58	0.43	18.16	26.09	0.04	13.28	237.3	739.9	0.60	58882	0.53	82.6	10	89.3	0.084	
			%	(-)	g/kg d.s.	uitwisselbare basen (mmol/kg)							%	(-)	(-)	mmol/kg	cm-mv	g/100gr	kg/dm <sup>3</sup>		
StAb	hMg	Mo	91.93	5.94	5.43	461.25	0.21	4.87	28.69	0.05	16.85	316.6	828.5	0.56	111799	0.69	82.6	20	89.6	0.081	
Br5	uOh	Oh	53.30	5.33	86.10	456.78	33.55	1.27	7.38	0.18	2.35	944.1	1445.6	0.32	210312	2.07	92.6	17	82	0.194	
Br2	Mm	Mo	76.72	4.89	38.73	309.67	38.16	14.13	8.55	0.12	12.92	728.1	1111.7	0.28	116911	2.35	128.2	5	82.7	0.175	
UK3	OA	OA	51.37	4.73	20.75	171.19	25.71	3.55	28.59	0.06	23.85	574.6	827.6	0.21	71666	3.36	30.5	15	75.5	0.279	
Lm6	uOh	Oh	49.28	5.81	12.38	532.23	5.49	13.35	16.63	0.04	5.90	304.8	878.4	0.61	233172	0.57	62.5	11	78.1	0.241	
Lm6	uOhz	Ohz	32.99	5.55	10.94	379.61	5.67	2.74	10.24	0.02	1.97	233.8	634.0	0.60	127387	0.62	104.2	4	77	0.241	

## Aanhangsel 1 - Analyse grondmonsters: vochtfractie

Site	Horizont	Code	pH	Na	K	Ca	Mg	Fe	SO4
-	-	-		mg/l					
G133	Ah	Ah	5.90	1.03	8.78	16.2	2.14	7.51	28.8
G133	ACg	AC	6.46	< 0,10	8.39	18.3	2.68	5.37	28.1
G109	ACg	AC	6.28	< 0,10	8.12	16.4	3.01	6.53	36.0
G109	Ah	Ah	5.90	< 0,10	8.10	14.5	2.25	15.9	25.8
G222	Ahz?	Ahz	5.34	< 0,10	7.69	9.69	0.96	5.32	20.2
G222	Ahg?	Ah	5.64	< 0,10	7.58	9.89	1.05	4.38	19.6
KvA2	OA	OA	4.79	0.97	7.98	17.5	1.53	1.39	27.2
KvA2	cOh	Oh	4.64	1.31	6.96	15.2	1.11	1.59	25.2
KvA2	sOm	Ofm	4.56	0.39	6.85	11.1	1.12	2.26	18.6
G222	Mm	Mi	4.93	< 0,10	7.78	9.0	1.35	4.05	24.2
G222	AC	AC	6.26	< 0,10	5.92	11.0	1.32	4.08	20.5
KvD1	cOh	Oh	5.37	1.16	5.54	22.2	1.13	16.2	9.68
KvD1	OA	OA	5.98	< 0,10	5.11	15.1	68.7	1.90	24.7
G212	Mm	Mi	5.00	1.22	8.80	3.40	0.61	0.71	10.2
G212	Ahz	Ahz	5.15	< 0,10	6.27	5.92	0.62	3.27	6.40
G212	Ah	Ah	4.85	< 0,10	5.06	5.53	0.68	2.52	8.64
G212	ACg	AC	5.30	< 0,10	54.5	9.50	1.20	3.93	13.0
StBd	sOf	Ofm	5.12	< 0,10	12.1	3.45	0.65	0.28	8.84
Br5	Mm	Mo	6.12	8.98	5.37	49.1	3.21	16.2	6.98
StBd	pOm	Ofm	5.15	< 0,10	5.13	2.79	0.42	0.21	3.39
Lm6	ACg	AC	6.94	3.08	13.1	46.3	3.98	1.89	11.9
Uk3	Mm	Mo	5.79	45.7	5.48	27.3	9.45	20.3	21.0
Uk3	u/sOh	Oh	6.14	93.1	5.26	29.6	14.6	11.4	40.2
WLA3	Ah	Ah	5.30	37.7	6.01	26.6	10.2	22.6	84.8
Br2	uOh	Oh	6.65	< 0,10	4.15	38.3	2.38	11.6	7.14
LM3	Ah	Ah	7.03	3.73	3.87	65.9	6.38	1.64	3.37
LM3	Ahz	Ahz	6.92	3.65	11.21	70.7	7.51	0.67	7.19
WLA3	Mm	Mi	5.64	14.1	5.93	22.4	6.90	31.7	29.7
WLA3	sOmr	Ofm	5.70	89.7	7.97	60.7	30.9	2.61	251
StAb	hMm	Mo	6.63	9.45	9.27	29.6	4.14	0.26	68.1
StAb	hMg	Mo	6.66	23.9	8.70	58.9	9.14	0.15	167
Br5	uOh	Oh	6.47	4.23	3.07	52.9	3.20	29.3	2.96
Br2	Mm	Mo	6.22	0.65	6.53	39.8	2.38	39.3	13.5
UK3	OA	OA	5.92	63.1	4.05	30.1	11.0	30.2	24.5
Lm6	uOh	Oh	6.89	5.19	8.74	127	11.5	9.49	6.27
Lm6	uOhz	Ohz	6.70	4.52	4.49	76.4	6.85	4.57	5.51

## Aanhangsel 2 - Tijdreeks bodemvocht

Site	Hor.	Datum	Na	K	Ca	Mg	Fe	SO4	Cl	NH4	NO3	IC	pH	Ec	Berekende	Eh
			mg										ms/m	Ca-s (%)	mV	
<b>Groot Zandbrink</b>																
G109	Ah	11/3/98	4.32	< 0.50	18.3	2.43	5.77	1.21	9.29			12.8	6.22	6.3	50.5	-168.0
G109	Ah	12/23/98	2.15	< 0.50	13.8	1.73	3.51	3.96	7.50			9.24	6.45	8.3	60.0	-89.0
G109	Ah	2/3/99	2.60	< 0.50	12.3	1.89	4.32	2.68	6.64	< 0.05	< 0.05		6.26	8.7	47.8	-162.0
G109	Ah	3/26/99	2.81	0.56	16.5	2.35	6.82	2.69	6.76	0.10	< 0.05		6.28	0.9	52.7	-181.0
G109	Ah	4/26/99	2.13	< 0.50	9.48	1.33	0.74	10.49	2.03	0.05	< 0.05	31.8	6.77	5.3	72.2	475.0
G109	Ah	5/26/99	3.34	0.59	15.57	2.19	0.06	41.24	< 0.50	0.15	0.26	1.22	6.53	9.5	65.7	639.0
G109	Ah	6/30/99							1.03	0.14	0.28		5.98	11.9		667.0
G109	Ah	8/10/99	1.24	1.56	26.78	3.84	0.18	69.08	n.b.	0.21	0.32		5.61	15.5	23.2	655.0
G109	Ah	8/30/99	2.24	0.413	34.63	5.25	0.05	70.03	0.69	0.19	0.20	5.97	6.83	17.54	85.1	728.0
G109	Ah	9/30/99	1.22	< 0.50	27.31	4.17	0.22	65.64	0.82	< 0.05	< 0.05	0.52	5.53	16.9	20.3	597.0
G109	Ah	11/4/99	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1.66	0.07	0.27	0.51	5.93	n.b.		661.0
G109	AC	11/3/98	2.39	< 0.50	31.4	4.82	2.98	6.88	0.75			33.4	6.16	8.5	48.2	-146.0
G109	AC	12/23/98	2.30	< 0.50	35.4	4.98	3.84	6.95	3.27			34.08	6.29	18.0	57.1	-124.0
G109	AC	2/3/99	2.80	< 0.50	34.6	5.09	4.66	4.62	4.43	0.09	< 0.05		6.11	19.3	46.5	-111.0
G109	AC	3/26/99	3.30	< 0.50	36.5	5.47	5.97	3.69	5.05	0.11	< 0.05		6.28	1.9	56.9	-192.0
G109	AC	4/26/99	3.40	0.67	38.3	5.64	7.21	3.79	4.46	< 0.05	< 0.05		6.45	19.2	66.7	-195.0
G109	AC	5/26/99	5.30	< 0.50	31.81	4.67	1.19	23.81	1.89	0.11	0.22	19.82	6.13	14.7	46.6	-199.0
G109	AC	6/30/99	2.44	0.085	31.2	4.99	0.03	43.0	< 0.50	< 0.05	0.13	11.21	6.6	18.6	71.8	492.0
G109	AC	8/10/99	2.16	0.192	35.86	5.53	< 0.10	55.18	< 0.50	< 0.05	0.10	11.83	6.86	17.6	83.3	683.0
G109	AC	8/30/99	2.24	0.280	34.48	5.32	0.01	66.03	< 0.50	0.11	0.26	6.53	7.07	17.66	88.8	659.0
G109	AC	9/30/99	2.58	0.180	35.95	5.54	0.01	75.20	< 0.50	0.05	0.11	6.79	6.92	18.7	85.1	685.0
G109	AC	11/4/99	1.24	0.074	36.70	5.77	0.01	87.98	< 0.50	0.02	0.09	6.13	6.73	19.21	78.9	663.0
G133	Ah	11/3/98	2.83	< 0.50	21.2	3.10	10.7	1.30	4.67			15.0	6.38	6.0	63.2	-183.0
G133	Ah	12/23/98	2.48	< 0.50	32.7	4.01	17.7	4.05	6.94			14.52	6.78	15.0	84.3	-177.0
G133	Ah	2/3/99	2.10	< 0.50	25.1	3.23	14.9	2.96	5.96	< 0.05	< 0.05		6.49	12.4	70.7	-167.0
G133	Ah	3/26/99	2.21	< 0.50	23.9	3.00	15.15	3.33	6.00	0.12	0.16		6.39	1.1	65.2	-234.0
G133	Ah	4/26/99	1.49	< 0.50	8.04	1.07	0.94	4.93	11.7	< 0.05	< 0.05	21.8	6.36	5.7	50.3	494.0
G133	Ah	5/26/99	2.18	< 0.50	8.86	1.14	0.19	21.33	1.33	0.11	0.21		6.38	5.7	52.7	602.0
G133	Ah	6/30/99							2.59	0.17	0.36		6.05	7.9		475.0
G133	Ah	8/10/99	1.72	1.549	26.58	3.38	0.23	31.45	27.67	0.08	0.20		5.74	15.0	30.6	630.0
G133	Ah	8/30/99		n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	13.09	n.b.	n.b.		5.48	8.92		472.0
G133	Ah	9/30/99	1.63	0.095	6.43	0.81	0.43	8.31	3.66	< 0.05	0.11		5.73	4.18	17.5	445.0

<b>Groot Zandbrink (vervolg)</b>																
G133	Ah	11/4/99	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	2.97	0.11	0.32		6.41	n.b.		447.0
G133																
G133	AC	11/3/98	2.75	< 0.50	35.8	4.47	4.63	6.92	1.73			21.3	6.69	8.6	77.3	-178.0
G133	AC	12/23/98	2.58	< 0.50	42.5	4.98	5.50	3.85	4.97			33.79	6.54	20.4	72.4	-162.0
G133	AC	2/3/99	2.38	< 0.50	39.1	4.72	7.77	3.01	4.52	< 0.05	< 0.05		6.34	20.4	61.3	-165.0
G133	AC	3/26/99	2.34	< 0.50	37.8	4.40	9.98	2.71	4.42	0.12	< 0.05		6.32	1.8	59.8	-180.0
G133	AC	4/26/99	2.37	< 0.50	42.3	4.85	17.02	3.93	4.25	< 0.05	< 0.05	8.58	6.45	19.5	68.0	-186.0
G133	AC	5/26/99	2.21	< 0.50	23.76	2.67	0.91	6.10	0.56	0.06	0.13	14.76	6.28	10.8	51.8	-194.0
G133	AC	6/30/99	1.06	0.059	16.2	2.10	0.02	30.8	< 0.50	< 0.05	0.20	3.84	6.44	10.3	56.2	541.0
G133	AC	8/10/99	1.20	1.031	21.51	2.58	< 0.10	42.90	2.34	< 0.05	0.15	2.87	6.69	11.4	72.5	618.0
G133	AC	8/30/99	1.14	< 0.50	24.83	2.96	0.01	55.75	0.95	0.13	0.12	2.23	6.71	12.79	74.8	649.0
G133	AC	9/30/99	1.38	0.003	24.12	2.89	0.03	55.17	1.37	< 0.05	0.10	1.74	6.64	14.2	71.3	643.0
G133	AC	11/4/99	< 0.10	< 0.050	24.78	2.96	0.02	61.44	< 0.50	0.04	0.12	2.30	6.35	14.44	56.4	627.0
G212	Ahz	11/3/98	3.87	< 0.50	5.11	0.79	20.2	4.38	14.8				4.28	4.4	0.5	-87.0
G212	Ahz	12/23/98	2.66	0.65	4.81	0.66	14.0	6.56	14.7			1.00	4.17	7.9	0.4	-74.0
G212	Ahz	2/3/99	2.54	0.82	4.05	0.67	15.3	6.11	13.6	2.48	< 0.05		4.22	8.1	0.4	-87.0
G212	Ahz	3/26/99	2.42	< 0.50	2.58	0.49	9.30	3.84	9.12	0.77	0.06		4.37	0.6	0.4	-93.0
G212	Ahz	4/26/99	0.99	< 0.50	0.85	0.17	2.37	1.90	2.66	0.07	< 0.05	31.4	4.7	2.2	0.5	493.0
G212	Ahz	5/26/99	1.64	< 0.50	2.30	0.44	0.31	7.55	3.14	0.17	1.24		4.25	4.4	0.3	746.0
G212	Ahz	6/30/99	0.83	< 0.50	2.11	0.38	0.66	3.01	2.34	0.13	0.84		4.31	3.8	0.3	777.0
G212	Ahz	8/10/99	1.30	0.377	2.98	0.57	0.75	3.48	5.58	0.08	0.14		4.31	4.4	0.4	507.0
G212	Ahz	8/30/99		n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	4.31	0.32	0.46		4.30	4.67		722.0
G212	Ahz	9/30/99	2.40	0.181	3.41	0.60	1.06	3.69	6.55	0.06	< 0.05		4.18	5.91	0.3	752.0
G212	Ahz	11/4/99	n.b.	0.130	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	6.71	0.07	0.28		4.26	5.44		727.0
G212	Mm	11/3/98	3.42	< 0.50	3.90	0.72	3.12	0.07	7.8				4.80	3.4	4.7	-98.0
G212	Mm	12/23/98	1.91	< 0.50	2.8	0.54	2.81	4.20	9.22			2.62	4.63	5.2	2.7	641.0
G212	Mm	2/3/99	1.72	0.56	1.69	0.49	2.55	2.15	8.23	1.36	< 0.05		4.70	4.8	2.5	520.0
G212	Mm	3/26/99	1.93	< 0.50	1.55	0.48	1.80	1.44	5.95	0.13	< 0.05		4.49	0.4	1.5	521.0
G212	Mm	4/26/99	0.76	< 0.50	1.02	0.29	0.98	1.69	2.06	< 0.05	< 0.05		4.63	2.3	1.7	802.0
G212	Mm	5/26/99	1.86	< 0.50	2.56	0.74	0.75	9.49	3.27	0.13	0.63		4.18	5.1	0.9	790.0
G212	Mm	6/30/99							3.69	0.09	0.16		4.31	4.4		780.0
G212	Mm	8/10/99	1.52	0.92	2.70	0.64	1.51	3.96	6.92	0.12	0.12		4.22	5.6	1.1	469.0
G212	Mm	8/30/99		n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	3.94	n.b.	n.b.		4.97	n.b.		682.0

Groot Zandbrink (vervolg)																
G212	Mm	9/30/99	2.04	0.074	1.53	0.41	1.12	2.86	3.69	< 0.05	< 0.05		4.26	4.24	0.9	713.0
G212	Mm	11/4/99	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	5.37	n.b.	n.b.		n.b.	n.b.		665.0
G212	Ah	11/3/98	2.63	< 0.50	5.88	0.74	19.9	5.35	10.9				4.51	4.5	1.6	-104.0
G212	Ah	12/23/98	2.41	< 0.50	6.61	0.71	22.4	10.0	14.6			3.01	4.31	8.6	1.1	102.0
G212	Ah	2/3/99	2.28	< 0.50	5.50	0.60	21.4	8.43	13.3	1.63	0.10		4.35	8.8	1.1	-71.0
G212	Ah	3/26/99	2.55	0.52	5.22	0.59	21.24	8.53	12.9	1.72	< 0.05		4.45	0.8	1.3	-99.0
G212	Ah	4/26/99	2.39	< 0.50	3.63	0.42	15.03	7.76	9.67	0.91	< 0.05	1.41	4.74	5.7	2.1	574.0
G212	Ah	5/26/99	1.54	< 0.50	2.50	0.35	0.16	11.16	< 0.50	0.47	2.53		4.59	3.9	1.2	710.0
G212	Ah	6/30/99	1.09	< 0.050	7.29	1.03	0.09	9.95	1.68	< 0.05	22.32		4.04	9.5	0.6	798.0
G212	Ah	8/10/99	0.45	0.528	3.36	0.42	0.23	9.05	1.52	< 0.05	1.35		4.45	3.7	1.0	462.0
G212	Ah	8/30/99	0.62	< 0.50	3.71	0.48	0.22	7.96	2.40	0.16	3.41		4.27	4.58	0.7	728.0
G212	Ah	9/30/99	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	5.82	0.07	0.23		4.28	5.66		757.0
G212	Ah	11/4/99	0.36	0.070	4.36	0.54	0.25	4.43	6.83	0.11	1.92		4.4	5.52	1.1	737.0
G212	AC	11/3/98	2.60	< 0.50	9.79	1.17	14.9	4.88	11.8				5.15	3.9	3.6	-103.0
G212	AC	12/23/98	2.36	< 0.50	12.0	1.3	21.6	8.69	13.6			5.67	5.11	7.2	3.6	-96.0
G212	AC	2/3/99	2.38	< 0.50	11.2	1.27	23.9	8.12	11.4	0.07	< 0.05		5.06	9.2	3.1	-28.0
G212	AC	3/26/99	2.97	< 0.50	12.2	1.39	27.79	8.88	11.6	0.32	0.15		5.19	1.1	4.4	-121.0
G212	AC	4/26/99	3.48	< 0.50	13.8	1.59	34.66	10.75	14.7	0.17	0.14	31.9	5.08	10.5	3.6	-127.0
G212	AC	5/26/99	3.63	< 0.50	6.75	0.88	16.41	7.20	7.99	0.13	0.84	1.09	5.32	5.5	4.4	-89.0
G212	AC	6/30/99	2.89	0.455	4.12	0.59	0.17	13.0	0.60	0.14	9.44		4.96	5.6	1.5	680.0
G212	AC	8/10/99	2.40	0.271	4.14	0.52	0.19	15.62	1.38	< 0.05	0.81		5.28	4.2	3.2	547.0
G212	AC	8/30/99	2.41	0.254	3.30	0.43	0.22	11.87	1.71	0.17	0.93		4.98	3.77	1.4	740.0
G212	AC	9/30/99	2.35	0.105	4.10	0.51	0.17	11.51	2.39	< 0.05	< 0.05	1.43	5.06	4.19	1.9	762.0
G212	AC	11/4/99	2.54	0.217	3.79	0.49	0.19	11.53	2.89	0.04	0.54		5.02	4.62	1.7	801.0
G222	Ahz	11/3/98	2.26	< 0.50	8.67	1.12	9.21	4.12	7.11			4.44	4.87	3.2	3.5	-126.0
G222	Ahz	12/23/98	1.99	< 0.50	9.65	1.12	10.1	6.25	10.8			3.12	4.90	5.7	4.0	-115.0
G222	Ahz	2/3/99	1.97	< 0.50	11.7	1.50	9.06	5.69	9.60	0.40	< 0.05		5.38	6.5	12.1	-93.0
G222	Ahz	3/26/99	2.29	< 0.50	9.84	1.18	10.15	6.25	9.30	0.47	0.12		5.01	0.6	5.1	-91.0
G222	Ahz	4/26/99	1.85	< 0.50	6.91	0.86	7.43	5.63	7.30	0.21	< 0.05		5.22	2.2	6.8	-138.0
G222	Ahz	5/26/99	1.43	< 0.50	8.11	1.15	0.22	24.96	< 0.50	< 0.05	0.11		4.81	6.0	3.0	678.0
G222	Ahz	6/30/99	0.26	0.054	5.14	0.72	0.57	8.39	0.86	< 0.05	< 0.05		4.81	3.6	2.4	790.0
G222	Ahz	8/10/99	0.29	0.112	9.91	1.10	0.51	17.81	0.69	0.06	0.09		4.86	5.3	3.7	728.0

Groot Zandbrink (vervolg)																
G222	Ahz	8/30/99	1.06	< 0.50	8.38	1.08	0.56	17.06	1.21	0.22	0.12		4.83	5.31	3.2	787.0
G222	Ahz	9/30/99	1.33	0.056	7.72	0.98	0.94	11.37	1.46	< 0.05	< 0.05		4.72	5.14	2.4	519.0
G222	Ahz	11/4/99	0.61	0.088	7.03	0.94	0.67	12.07	0.98	0.06	0.15		5.05	5.04	4.7	650.0
G222	Mm	11/3/98	2.80	< 0.50	8.39	1.23	6.46	2.44	8.06			3.85	4.82	3.3	9.7	-181.0
G222	Mm	12/23/98	1.56	< 0.50	2.97	0.66	3.34	2.98	7.71			2.13	4.85	4.0	6.4	-83.0
G222	Mm	2/3/99	1.94	< 0.50	5.05	0.82	4.08	3.55	8.79	0.20	< 0.05		4.84	5.2	8.0	-85.0
G222	Mm	3/26/99	2.22	< 0.50	7.18	1.01	6.15	4.45	7.95	0.23	< 0.05		4.75	0.6	7.8	-122.0
G222	Mm	4/26/99	1.22	< 0.50	4.36	0.62	2.00	5.04	4.15	< 0.05	< 0.05		5.35	3.1	20.7	460.0
G222	Mm	5/26/99							0.73	0.06	< 0.05		n.b.	n.b.		772.0
G222	Mm	6/30/99							1.32	0.15	0.07		4.9	2.9		826.0
G222	Mm	8/10/99	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0.42	0.23		5.02	1.8		748.0
G222	Mm	8/30/99		n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1.36	n.b.	n.b.		n.b.	n.b.		686.0
G222	Mm	9/30/99	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1.16	0.05	< 0.05		4.84	2.91		788.0
G222	Mm	11/4/99	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1.12	n.b.	n.b.		n.b.	n.b.		713.0
G222	Ah	11/3/98	2.15	< 0.50	13.0	1.12	7.16	4.30	6.63			1.76	5.08	3.5	6.6	-178.0
G222	Ah	12/23/98	1.98	< 0.50	14.1	1.22	11.1	8.29	11.1			4.17	4.81	6.6	3.8	-186.0
G222	Ah	2/3/99	2.07	< 0.50	14.3	1.27	12.3	8.55	10.8	0.36	< 0.05		4.99	7.6	5.7	155.0
G222	Ah	3/26/99	2.31	< 0.50	14.8	1.31	13.49	8.90	10.4	0.49	0.16		4.95	0.8	5.3	53.0
G222	Ah	4/26/99	2.39	< 0.50	11.8	1.08	11.38	8.41	9.81	0.38	< 0.05		5.18	5.8	7.8	62.0
G222	Ah	5/26/99	1.91	< 0.50	8.20	0.88	0.12	25.19	< 0.50	0.05	0.05		5.07	6.0	5.2	791.0
G222	Ah	6/30/99	0.70	< 0.50	6.39	0.72	0.20	16.9	< 0.50	0.06	0.12		4.97	4.8	3.7	775.0
G222	Ah	8/10/99	0.78	0.772	10.73	1.22	0.15	26.93	2.34	0.09	0.07		5.10	6.6	6.3	-19.0
G222	Ah	8/30/99	1.18	0.185	10.45	1.19	0.20	25.38	0.65	0.20	0.11		4.96	6.44	4.6	817.0
G222	Ah	9/30/99	1.70	0.034	9.69	1.06	0.37	21.59	0.94	< 0.05	0.06		4.92	6.55	4.1	428.0
G222	Ah	11/4/99	0.84	0.056	7.65	0.87	0.31	16.73	0.64	0.10	0.42		4.93	5.38	3.7	673.0
G222	AC	11/3/98	2.17	< 0.50	12.4	1.51	1.79	2.31	3.37			3.07	6.50	3.3	53.8	-145.0
G222	AC	12/23/98	1.99	< 0.50	18.3	2.05	4.36	5.33	6.72			5.4	6.54	8.0	60.7	-149.0
G222	AC	2/3/99	2.29	< 0.50	23.9	2.72	9.38	6.73	7.04	0.07	< 0.05		5.93	10.7	30.3	-138.0
G222	AC	3/26/99	2.83	< 0.50	29.0	3.29	16.10	7.55	7.71	0.26	< 0.05		6.29	1.1	52.3	-170.0

<b>Groot Zandbrink (vervolg)</b>																
G222	AC	4/26/99	3.23	< 0.50	30.7	3.60	19.23	8.94	9.27	< 0.05	< 0.05	4.16	5.99	13.8	36.1	-189.0
G222	AC	5/26/99	2.45	< 0.50	8.63	1.07	1.71	5.24	4.67	0.19	0.06	4.05	5.62	5.6	11.3	-205.0
G222	AC	6/30/99	2.36	0.072	11.1	1.59	< 0.10	35.6	< 0.50	0.06	0.40		5.63	8.9	12.9	352.0
G222	AC	8/10/99	1.98	0.609	12.72	1.67	< 0.10	36.86	< 0.50	0.13	0.07		5.59	8.5	12.7	427.0
G222	AC	8/30/99	1.54	0.146	13.26	1.21	0.06	23.83	< 0.50	0.20	0.12		5.74	5.90	17.3	638.0
G222	AC	9/30/99	2.08	0.043	11.16	1.34	0.05	28.12	< 0.50	< 0.05	0.08		5.76	7.16	16.7	683.0
G222	AC	11/4/99	0.36	0.243	6.30	0.76	0.08	13.39	< 0.50	0.04	0.37		5.55	4.26	8.5	689.0
<b>Korenburgerveen</b>																
Site	hor	datum	Na	K	Ca	Mg	Fe	SO4	Cl	NH4	NO3	IC	pH	Ec	Berekende	Eh
			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		ms/m	Ca-s (%)	(mV)
kv A2	cOh	11/9/98	8.99	< 0.50	8.93	0.56	18.8	11.2	14.4			2.49	4.25	4.8	2.0	-22.0
kv A2	cOh	1/13/99	0.15	1.62	7.06	0.61	1.18	1.4	8.97			7.92	4.43	6.5	2.6	-86.0
kv A2	cOh	2/19/99	1.53	< 0.50	4.75	0.29	9.21	5.38	17.7	0.09	< 0.05		4.75	0.49	4.5	-25.0
kv A2	cOh	3/25/99	1.45	< 0.50	3.61	0.22	7.18	3.41	7.39	0.12	< 0.05		4.71	0.4	3.6	-91.0
kv A2	cOh	4/28/99	1.56	< 0.50	4.85	0.30	5.92	5.72	7.08	0.05	< 0.05	66.42	4.94	5.2	6.8	-23.0
kv A2	cOh	6/2/99	1.25	< 0.50	4.58	0.29	3.63	7.56	3.86	0.15	0.09	2.31	4.37	5.2	1.9	-74.0
kv A2	cOh	7/5/99	0.87	0.300	3.99	0.24	3.52	6.31	3.62	0.08	0.08	< 0.50	4.45	5.54	2.1	-101.0
kv A2	cOh	8/5/99	0.72	0.336	8.70	0.44	1.09	9.99	6.79	0.16	0.12	< 0.50	4.51	6.27	3.5	635.0
kv A2	cOh	9/22/99	2.73	0.268	7.36	0.39	1.94	10.32	9.08	0.09	0.18	< 0.50	4.27	6.87	1.9	8.0
kv A2	cOh	11/3/99	2.94	0.155	8.50	0.47	5.17	16.70	8.4	0.05	0.16	1.4	4.41	6.51	2.8	-53.0
kv A2	sOf	11/9/98	3.00	< 0.50	5.82	0.68	10.7	3.40	9.16			4.77	3.68	6.9	0.8	-28.0
kv A2	sOf	1/13/99	0.23	1.54	4.95	0.46	0.86	1.27	5.14			4.16	5.3	3.3	24.1	-35.0
kv A2	sOf	2/19/99	1.12	< 0.50	1.76	0.16	2.68	2.92	18.5	0.10	< 0.05		4.59	0.30	3.6	55.0
kv A2	sOf	3/25/99	1.42	< 0.50	1.52	0.16	2.65	2.68	5.86	0.10	< 0.05		4.46	0.3	2.5	-62.0
kv A2	sOf	4/28/99	1.25	< 0.50	1.55	0.16	0.54	4.41	3.74	0.09	< 0.05	55.05	4.63	4.0	3.7	444.0
kv A2	sOf	6/2/99	1.19	< 0.50	3.12	0.28	0.53	8.28	1.76	0.10	0.11	1.38	4.6	5.1	4.8	501.0
kv A2	sOf	7/5/99	1.19	0.187	3.35	0.40	0.91	8.47	2.53	< 0.05	< 0.05	< 0.50	4.40	4.52	3.2	-44.0
kv A2	sOf	8/5/99	1.16	1.32	7.50	0.63	0.91	13.83	5.43	0.18	0.09	< 0.50	4.16	6.7	2.7	669.0
kv A2	sOf	9/22/99	4.99	0.114	9.03	0.76	0.95	20.31	8.24	0.18	0.20	0.58	4.14	10.4	2.9	684.0
kv A2	sOf	11/3/99	5.36	0.112	7.83	0.69	0.93	22.95	6.9	0.02	0.13	< 0.50	4	8.8	2.0	641.0

<b>Korenburgerveen (vervolg)</b>																
kv A2	OA	11/9/98	4.84	< 0.50	21.9	0.87	28.1	11.2	15.4			4.44	3.16	23.7	0.2	41.0
kv A2	OA	2/19/99	2.24	< 0.50	14.5	0.66	23.6	11.02	12.2	0.13	< 0.05		4.82	0.84	6.1	146.0
kv A2	OA	3/25/99	2.43	< 0.50	14.6	0.75	21.1	10.04	11.5	0.49	0.34		4.70	0.9	4.7	
kv A2	OA	4/28/99	2.15	< 0.50	13.0	0.62	21.5	10.56	12.16	0.12	< 0.05	54.58	5	8.8	8.5	-93.0
kv A2	OA	6/2/99	2.04	< 0.50	13.60	0.63	20.48	10.31	10.95	0.16	0.12	4.13	4.77	9.3	5.3	17.0
kv A2	OA	7/5/99	1.58	0.289	10.7	0.55	16.2	9.12	9.27	0.05	0.07	< 0.50	4.70	7.25	4.1	-99.0
kv A2	OA	8/5/99	0.97	2.652	9.79	0.51	10.6	7.43	13.95	0.15	0.13	< 0.50	4.69	7.59	3.8	98.0
kv A2	OA	9/22/99	1.17	0.241	9.17	0.50	11.05	7.19	12.97	0.52	0.32	< 0.50	4.72	6.63	3.9	15.0
kv A2	OA	11/3/99	0.42	0.093	9.78	0.53	13.29	9.92	11.7	0.04	0.15	4.6	5.12	6.52	9.6	73.0
kv D1	OA	11/9/98	1.26	< 0.50	64.7	1.44	71.3	10.8	10.6			13.5	4.92	13.8	17.5	-160.0
kv D1	OA	1/13/99	0.66	< 0.50	65.0	1.39	64.4	12.24	17.0			29.33	6.41	20.6	86.8	-159.0
kv D1	OA	2/19/99	0.83	< 0.50	53.5	1.37	69.6	11.69	7.80	0.58	0.10		6.39	2.06	85.1	-152.0
kv D1	OA	3/25/99	1.08	2.53	59.5	1.41	60.5	11.55	21.0	0.80	0.67		6.41	1.9	86.3	-168.0
kv D1	OA	4/28/99	1.06	< 0.50	61.7	1.33	61.5	12.72	20.54	0.60	0.45	0.60	6.44	24.9	87.3	-121.0
kv D1	OA	6/2/99	0.75	< 0.50	65.01	1.39	61.97	12.82	20.19	0.59	0.23	27.19	6.23	15.3	81.3	-169.0
kv D1	OA	7/5/99	0.78	2.837	58.5	1.37	62.2	13.4	16.84	0.28	0.49	11.83	6.43	25.7	86.7	-89.0
kv D1	OA	8/5/99	< 0.10	0.981	41.11	0.91	37.9	10.44	17.05	0.11	0.35	10.26	6.23	13.33	77.6	-157.0
kv D1	OA	9/22/99	< 0.10	0.292	39.38	0.91	34.51	9.45	15.40	0.17	0.29	6.34	6.21	14.08	76.4	285.0
kv D1	OA	11/3/99	< 0.10	0.091	38.54	1.15	40.77	9.71	18.2	0.03	0.40	17.3	6.06	13.25	69.4	-102.0
kv D1	cOh	11/9/98	3.96	< 0.50	54.1	3.74	85.0	13.8	16.8			4.32	3.74	11.2	0.4	43.0
kv D1	cOh	1/13/99	1.47	< 0.50	6.85	0.83	65.3	12.04	17.8			16.32	6.12	12.6	26.0	-324.0
kv D1	cOh	2/19/99	1.60	< 0.50	29.7	0.86	64.4	11.19	5.94	1.00	0.42		6.33	0.88	54.3	-138.0
kv D1	cOh	3/25/99	1.69	< 0.50	32.3	0.87	54.8	11.06	15.4	0.64	0.85		6.32	1.2	54.8	-156.0
kv D1	cOh	4/28/99	0.80	< 0.50	26.3	0.68	46.1	8.25	12.78	0.16	0.47	< 0.50	6.21	9.1	45.9	-163.0
kv D1	cOh	6/2/99	0.62	< 0.50	26.66	0.72	36.70	7.85	12.97	0.13	0.11	12.75	6.4	29.3	57.0	-167.0
kv D1	cOh	7/5/99	< 0.10	0.118	6.63	0.20	3.22	3.14	2.49	0.10	0.06	0.95	6.01	4.04	21.2	-128.0
kv D1	cOh	8/5/99	< 0.10	3.829	15.81	0.30	0.19	23.64	10.46	0.10	0.11	< 0.50	5.55	9.76	12.6	437.0
kv D1	cOh	9/22/99	< 0.10	0.302	13.75	0.09	0.12	10.55	12.87	0.21	0.40	< 0.50	5.03	6.83	3.9	412.0
kv D1	cOh	11/3/99	< 0.10	0.334	11.19	0.05	0.24	1.85	13.4	0.04	0.15	1.3	5.31	4.47		



Site	Hor	datum	Na	K	Ca	Mg	Fe	SO4	Cl	NH4	NO3	IC	pH	Ec	Berekende	Eh
			mg/l											ms/m	Ca-s (%)	mV
<b>Barten</b>																
Br 2	Mm	12/2/98	6.05	< 0.50	145	5.82	229	10.1	3.90			7.58	6.87	n.b.	79.2	-207.0
Br 2	Mm	1/14/99	4.84	< 0.50	138.0	5.74	223.0	9.64	13.60			91.82	6.71	48	72.0	-169.0
Br 2	Mm	2/8/99	5.35	< 0.50	131.2	5.58	194.6	7.49	20.73	0.28			7.2	79.1	88.6	-225.0
Br 2	Mm	4/2/99	6.45	< 0.50	115.5	5.45	111.1	6.67					6.93	5.28	79.6	-250.0
Br 2	Mm	5/6/99	3.28	< 0.50	72.8	3.13	107.6	8.54	14.0	0.16	2.97	< 0.50	6.67	34.1	63.0	-99.0
Br 2	Mm	6/2/99	0.88	0.00	8.07	0.26	0.28	13.81	1.66	0.00	0.27	1.6	6.64	5.3	34.6	72.0
Br 2	Mm	7/25/99	4.77	0.491	22.7	0.44	< 0.10	4.45	8.42	0.14	0.09	< 0.50	5.80	11.4	11.4	-205.0
Br 2	Mm	8/20/99							10.45	0.06	< 0.05		5.73	7.2		-17.0
Br 2	Mm	9/23/99	1.83	< 0.50	35.51	0.39	0.10	62.43	13.09	0.40	0.14	0.51	5.74	16.9	12.3	667.0
Br 2	Mm	11/1/99	3.67	0.546	12.41	0.28	0.29	14.34	12.9	0.23	0.22	< 0.50	5.77	11.3	8.1	176.0
Br 2	uOh	12/2/98	3.18	< 0.50	150	6.47	154	8.42	n.b.			8.66	7.14	n.b.	81.6	-216.0
Br 2	uOh	1/14/99	3.33	< 0.50	158.0	6.88	153.0	8.61	17.50			95.5	7.1	54.8	80.6	-187.0
Br 2	uOh	2/8/99	3.71	< 0.50	157.8	7.08	160.1	8.53	25.22	< 0.05			7.04	69.7	78.3	-121.0
Br 2	uOh	4/2/99	4.90	0.81	141.1	7.34	122.4	7.96					7.13	6.59	80.7	-245.0
Br 2	uOh	5/6/99	4.18	< 0.50	150.1	7.36	129.9	11.57	21.6	0.17	2.67		6.99	76.2	75.8	-125.0
Br 2	uOh	6/2/99	3.68	0.02	108.46	5.17	83.9	9.74	31.59	0.04	0.24	68.5	6.86	45.3	66.4	-94.0
Br 2	uOh	7/25/99	8.46	< 0.50	127.0	6.21	151.9	6.73	9.44	0.55	0.38	18.78	6.91	19.9	70.6	-208.0
Br 2	uOh	8/20/99							10.24	< 0.05	0.10		6.7	13.5		-85.0
Br 2	uOh	9/23/99	n.b.	0.566	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	8.33	0.85	0.68	n.b.	6.63	17.5		-152.0
Br 2	uOh	11/1/99	0.31	0.457	35.94	1.60	32.58	20.51	12.2	0.21	0.39	11.3	6.73	15.8	45.7	-135.0
Br 5	Mm	12/2/98	10.2	0.59	125	6.2	205	6.59	23.2			10.2	6.91	n.b.	79.8	-233.0
Br 5	Mm	1/14/99	6.97	< 0.50	71.20	3.64	102.0	3.71	43.81			49.69	6.89	31.9	74.1	-250.0
Br 5	Mm	2/8/99	7.81	< 0.50	76.4	3.90	113.2	3.74	33.93	0.31			7.17	47.3	84.9	-250.0
Br 5	Mm	4/2/99	8.37	3.13	92.5	4.40	99.7	4.19					6.85	3.97	74.8	-240.0
Br 5	Mm	5/6/99	7.57	0.55	94.0	4.43	137.9	6.94	27.6	0.11	0.49		7.06	15.2	82.9	-228.0
Br 5	Mm	6/2/99	5.24	0.27	16.34	0.78	3.07	10.95	23.22	0.18	0.53	2.6	6.44	12.4	32.7	-235.0
Br 5	Mm	7/25/99	0.61	0.394	22.5	0.29	0.11	37.04	41.6	< 0.05	0.08	0.66	6.15	15.1	22.6	400.0
Br 5	Mm	8/20/99							43.70	0.06	< 0.05		6.11	12.9		19.0
Br 5	Mm	9/23/99	10.29	0.185	29.12	0.89	0.14	23.37	46.14	0.07	0.30	< 0.50	6.34	19.4	34.0	568.0
Site	Hor.	Datum	Na	K	Ca	Mg	Fe	SO4	Cl	NH4	NO3	IC	pH	Ec	Berekende	Eh

			mg												ms/m	Ca-s (%)	mV
<b>Barten</b>																	
Br 5	Mm	11/1/99	6.98	0.388	16.27	0.62	8.55	0.88	19.2	0.08	0.34	6.2	6.76	11.5	50.3	-122.0	
Br 5	uOh	12/2/98	8.12	< 0.50	119	5.61	165	5.08	16.81			16.5	7.10	n.b.	76.5	-207.0	
Br 5	uOh	1/14/99	7.22	< 0.50	105.0	4.9	129.0	4.34	34.73			75.71	6.88	42.5	64.9	-280.0	
Br 5	uOh	2/8/99	7.31	< 0.50	96.7	4.70	132.2	3.73	8.59	0.28			7.3	63.4	82.3	-206.0	
Br 5	uOh	4/2/99	7.48	< 0.50	85.9	4.42	89.5	3.64					7.08	5.19	72.6	-133.0	
Br 5	uOh	5/6/99	7.71	< 0.50	101.7	4.83	118.0	6.34	26.3	0.05	< 0.05		6.83	48.0	61.8	-180.0	
Br 5	uOh	6/2/99	9.01	0.01	115.17	6.14	201.8	5.10	49.03	0.07	0.54	85.8	6.61	55.6	50.9	-244.0	
Br 5	uOh	7/25/99	1.33	< 0.50	48.7	2.24	29.00	25.00	34.2	< 0.05	< 0.05	80.79	6.76	67.3	48.8	-224.0	
Br 5	uOh	8/20/99							17.70	< 0.05	< 0.05		7.13	32.2		-27.0	
Br 5	uOh	9/23/99	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	47.70	< 0.05	0.13	n.b.	7.75	29.6		-124.0	
Br 5	uOh	11/1/99	15.54	< 0.50	78.87	4.29	10.83	2.00	9.6	0.88	1.27	n.b.	7.85	39.8	93.7	-83.0	
<b>Stobberribben</b>																	
st AB	hM m	12/2/98	11.0	2.78	33.6	4.83	0.06	10.1	22.9			20.9	7.10	12.2	86.1	-179.0	
st AB	hM m	1/14/99	7.24	0.97	24.23	3.13	0.14	9.44	14.39			17.79	6.42	15.9	52.3	639.0	
st AB	hM m	2/8/99	9.79	1.54	30.57	4.54	0.10	8.59	8.67	0.27	< 0.05		6.68	12.5	69.2	-182.0	
st AB	hM m	4/2/99	6.18	0.75	22.3	2.84	0.31	6.15					6.48	1.5	54.7	-191.0	
st AB	hM m	5/6/99	8.46	0.94	29.1	3.72	0.07	8.36	18.6	< 0.05	< 0.05	18.38	6.58	17.4	63.5	-71.0	
st AB	hM m	6/2/99	11.59	1.53	35.29	4.47	0.11	13.61	25.94	0.04	0.23	22.82	6.66	24.0	69.7	-178.0	
st AB	hM m	7/25/99	19.69	3.96	55.7	7.67	< 0.10	14.66	45.2	0.37	< 0.05	41.31	6.38	35.5	60.3	-151.0	
st AB	hM m	8/20/99							49.47	< 0.05	< 0.05		6.57	29.6		-82.0	
st AB	hM m	9/23/99	27.79	0.97	57.70	7.68	0.29	54.15	48.91	0.16	0.30	22.56	7.00	39	86.6	-27.0	
st AB	hM m	11/1/99	23.48	2.88	54.90	7.51	0.21	8.07	41.5	0.16	0.25	38.2	6.59	35.5	71.0	-75.0	
st AB	hMg	12/2/98	11.6	2.57	35.3	5.46	0.08	9.94	22.9			22.9	6.89	9.5	67.3	-185.0	
st AB	hMg	1/14/99	9.99	1.85	33.62	4.74	0.08	7.95	19.20			26.79	6.62	21.9	51.9	2.0	
Site	code	datum	Na	K	Ca	Mg	Fe	SO4	Cl	NH4	NO3	IC	pH	Ec	Berekende	Eh	
			mg/l												ms/m	Ca-s (%)	mV

<b>Stobberibben</b>																
st AB	hMg	2/8/99	5.50	0.52	18.91	2.57	0.18	12.66	17.33	0.25	< 0.05		6.66	19.3	47.0	-213.0
st AB	hMg	4/2/99	10.17	1.51	32.2	4.56	0.12	11.64					7.01	2.2	72.2	-109.0
st AB	hMg	5/6/99	9.98	2.17	32.3	4.55	0.08	13.4	23.6	0.26	0.38	17.55	7.16	20.3	78.6	-22.0
st AB	hMg	6/2/99	12.37	2.40	39.91	5.40	0.07	15.40	28.85	0.08	0.00	25.33	6.80	27.0	64.0	-174.0
st AB	hMg	7/25/99	17.97	3.24	51.9	6.79	0.13	18.10	49.7	0.11	< 0.05	46.24	6.38	38.8	43.6	-49.0
st AB	hMg	8/20/99							48.87	< 0.05	< 0.05		6.54	27.8		-41.0
st AB	hMg	9/23/99	28.62	1.38	60.28	8.34	< 0.10	12.52	53.00	0.20	0.19	35.28	6.88	39.4	72.5	2.0
st AB	hMg	11/1/99	27.55	3.03	58.81	8.39	< 0.10	9.14	55.0	0.23	0.37	41.1	6.75	42.9	65.8	-108.0
st BD	pOm	12/2/98	2.83	0.92	1.00	0.26	0.11	3.35	7.11			< 1.00	4.90	2.3	1.4	15.0
st BD	pOm	1/14/99	2.05	0.60	0.16	0.11	0.02	4.96	4.90			1.12	4.35	4.2	0.2	-179.0
st BD	pOm	2/8/99	2.45	0.62	0.25	0.15	0.07	5.40	5.11	0.16	< 0.05		4.47	4.2	0.3	808.0
st BD	pOm	4/2/99	3.45	0.69	0.26	0.23	0.08	6.67					4.25	0.6	0.2	823.0
st BD	pOm	5/6/99	4.15	1.56	1.52	0.33	0.13	9.40	7.66	< 0.05	< 0.05		4.71	5.6	1.1	691.0
st BD	pOm	6/2/99	4.68	1.20	2.77	0.65	0.14	13.55	9.06	0.29	0.38	< 0.50	4.30	7.5	0.6	851.0
st BD	pOm	7/25/99	5.05	3.96	3.39	0.89	0.39	11.73	14.4	0.12	0.15	< 0.50	4.34	11.5	0.7	841.0
st BD	pOm	8/20/99							36.61	< 0.05	< 0.05		3.62	24.1		722.0
st BD	pOm	9/23/99	15.11	4.68	3.34	2.50	0.22	32.59	22.29	0.07	0.26	0.92	3.93	18.6	0.3	519.0
st BD	pOm	11/1/99	11.41	3.07	1.51	1.15	0.34	12.22	21.4	0.16	0.53	< 0.50	4.12	13	0.3	710.0
st BD	sOf	12/2/98	2.32	0.94	0.94	0.29	0.37	0.95	21.3			< 1.00	5.21	2.6	5.7	53.0
st BD	sOf	1/14/99	1.79	< 0.50	0.4	0.13	0.2	2.56	5.65			3.14	4.67	3.0	1.1	-127.0
st BD	sOf	2/8/99	2.13	0.50	0.79	0.13	0.47	2.15	5.82	0.11	< 0.05		5.30	2.8	6.4	5.0
st BD	sOf	4/2/99	3.91	0.52	1.69	0.44	0.49	9.08					4.60	0.5	1.9	76.0
st BD	sOf	5/6/99	4.35	1.16	2.41	0.53	0.19	10.5	8.46	0.12	< 0.05	< 0.50	4.51	5.6	1.9	77.0
st BD	sOf	6/2/99	5.07	1.99	1.87	0.50	0.15	10.93	9.93	0.21	0.50	< 0.50	4.16	7.4	0.8	453.0
st BD	sOf	7/25/99	7.15	3.93	1.73	1.11	0.25	11.57	11.6	0.19	< 0.05	0.98	4.21	8.7	0.8	77.0
st BD	sOf	8/20/99							11.40	0.09	< 0.05		4.05	9.7		301.0
st BD	sOf	9/23/99	9.20	0.84	5.86	1.65	2.06	27.97	13.22	0.35	0.14	< 0.50	4.04	12.5	1.0	418.0
st BD	sOf	11/1/99	8.95	3.07	3.54	0.97	2.23	2.47	24.1	0.36	0.32	< 0.50	4.18	10.7	1.1	-46.0



Site	hor	datum	Na	K	Ca	Mg	Fe	SO4	Cl	NH4	NO3	IC	pH	Ec	Berekende	Eh
			mg/l											ms/m	Ca-s (%)	mV
<b>Lemselermaten</b>																
LM 3	Ahz	11/9/98	7.76	0.67	68.8	6.76	2.63	1.8	13.4			41.5	7.25	16.9	83.9	-241.0
LM 3	Ahz	1/13/99	5.52	< 0.50	51.09	5.03	0.81	4.4	17.0			32.03	7.19	26	79.6	-194.0
LM 3	Ahz	2/19/99	6.25	0.66	54.1	5.42	0.62	5.2	18.9	0.07	< 0.05		7.38	2.60	86.2	-118.0
LM3	Ahz	3/25/99	6.28	< 0.50	58.1	5.79	1.66	2.9	16.6	0.11	< 0.05		7.44	2.8	88.1	-198.0
LM3	Ahz	4/28/99	5.92	< 0.50	54.7	5.02	1.27	3.4	13.97	0.09	< 0.05	105.8	7.31	28.6	84.2	-216.0
LM3	Ahz	6/2/99	5.62	< 0.50	44.6	3.97	0.25	3.1	11.52	0.12	0.14	26.8	6.66	22.5	51.9	65.0
LM3	Ahz	7/5/99	5.19	0.394	33.4	3.35	0.03	3.4	11.44	< 0.05	0.05	15.4	6.80	18.2	56.3	-9.0
LM3	Ahz	8/5/99	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0.88	0.39	5.17	6.64	16.66		657.0
LM3	Ahz	9/22/99	9.19	33.62	32.48	3.15	< 0.10	13.7	37.26	0.11	0.10	9.14	6.82	28.3	57.1	580.0
LM3	Ahz	11/3/99	6.87	1.566	26.17	2.59	< 0.10	12.1	25.4	0.13	0.30	5.2	6.38	9.99	30.2	607.0
LM 3	Ah	11/9/98	12.3	< 0.50	149.2	16.5	1.13	3.8	21.6			108.6	7.27	38.6	86.6	-218.0
LM 3	Ah	1/13/99	7.17	< 0.50	79.98	8.08	5.111	4.0	18.3			52.02	7.32	39.7	84.2	-187.0
LM 3	Ah	2/19/99	6.53	< 0.50	61.8	6.35	3.33	4.4	19.0	0.06	< 0.05		7.16	2.79	76.4	-152.0
LM3	Ah	3/25/99	7.24	< 0.50	67.7	6.84	4.00	3.1	17.8	0.13	< 0.05		7.46	3.2	87.1	-218.0
LM3	Ah	4/28/99	7.89	0.14	81.8	7.88	5.54	4.4	15.31	0.08	< 0.05	43.7	7.25	41.5	82.1	-210.0
LM3	Ah	6/2/99	6.95	< 0.50	70.0	6.54	4.30	3.9	11.20	0.11	0.23	46.5	6.78	34.6	58.9	-177.0
LM3	Ah	7/5/99	6.06	0.320	44.8	4.46	0.21	3.1	10.23	0.05	0.14	22.6	6.84	23.1	56.8	-70.0
LM3	Ah	9/22/99	10.24	0.720	41.57	4.20	< 0.10	6.2	29.59	< 0.05	0.20	19.07	7.09	22.5	69.3	201.0
LM3	Ah	11/3/99	7.50	0.202	33.94	3.45	< 0.10	5.7	24.0	0.01	0.13	16.1	6.72	14.43	46.5	597.0
LM 6	Ahz	11/9/98	10.7	< 0.50	91.2	7.68	21.4	4.0	31.6			48.8	7.14	22.4	83.8	-220.0
LM 6	Ahz	1/13/99	0.36	1.46	3.761	0.33	0.65	1.1	64.9			66.79	7.3	52.7	60.3	-206.0
LM 6	Ahz	2/19/99	10.06	1.76	84.4	7.55	13.63	5.1	39.3	0.12	< 0.05		7.21	3.89	85.4	2.0
LM6	Ahz	3/25/99	8.99	0.82	74.9	6.75	13.32	4.3	27.2	0.14	< 0.05		7.27	3.7	86.3	-219.0
LM6	Ahz	4/28/99	8.32	1.52	92.8	8.03	14.46	6.0	19.97	0.18	< 0.05	58.6	7.20	46.2	85.7	-206.0
LM6	Ahz	6/2/99	2.91	< 0.50	48.8	4.36	0.10	118.6	1.73	0.07	0.13	2.2	6.4	26.5	40.8	362.0
LM6	Ahz	7/5/99	2.35	0.338	37.8	3.49	< 0.10	84.5	3.76	< 0.05	0.06	1.94	6.45	20.4	40.5	-63.0
LM6	Ahz	8/5/99	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	7.27	0.32	0.26	< 0.50	6.19	46.2		543.0
LM6	Ahz	9/22/99	11.76	< 0.50	53.68	5.11	0.13	117.1	20.80	0.14	0.26	1.33	7.00	29.4	74.2	657.0

Site	hor	datum	Na	K	Ca	Mg	Fe	SO4	Cl	NH4	NO3	IC	pH	Ec	Berekende	Eh
			mg/l											ms/m	Ca-s (%)	mV
<b>Lemselermaten</b>																
LM 6	Ah	11/9/98	10.7	< 0.50	98.2	8.04	11.7	2.8	29.2			58.1	7.11	25.5	73.2	-212.0
LM 6	Ah	1/13/99	10.23	1.30	116.7	10	15.15	6.4	70.7			76.29	7.2	57.5	78.6	-204.0
LM 6	Ah	2/19/99	9.55	1.10	94.5	7.74	13.57	5.6	36.8	0.13	< 0.05		7.12	4.14	73.3	39.0
LM6	Ah	3/25/99	9.35	0.73	84.0	7.03	11.21	4.6	28.5	0.17	< 0.05		7.21	4	76.1	-212.0
LM6	Ah	4/28/99	8.49	2.41	91.9	7.36	12.72	6.0	23.32	0.06	< 0.05	73.1	7.11	36.7	72.6	-211.0
LM6	Ah	6/2/99	3.24	< 0.50	46.7	3.44	4.00	52.3	7.45	0.10	0.19	15.3	6.62	23.2	37.9	-155.0
LM6	Ah	7/5/99	2.59	0.194	45.1	3.62	0.11	96.1	4.04	0.06	0.19	4.05	6.29	24.0	21.9	-29.0
LM6	Ah	8/5/99	4.04	1.385	74.91	5.74	0.10	183.9	3.11	0.39	0.21	0.82	6.34	35.5	28.9	689.0
LM6	Ah	9/22/99	9.72	0.444	55.24	4.20	0.10	117.5	15.81	0.06	0.28	1.83	6.60	28.2	38.8	659.0
LM6	Ah	11/3/99	9.38	0.270	56.85	4.42	0.13	138.5	11.8	0.02	0.19	1.1	6.47	17.87	32.3	736.0
LM 6	AC	11/9/98	10.1	< 0.50	104.1	8.41	12.7	4.5	25.0			66.2	6.97	26.8	76.2	9.0
LM 6	AC	1/13/99	8.82	< 0.50	124.9	9.93	18.74	6.8	49.3			87.05	6.93	60	76.2	-198.0
LM 6	AC	2/19/99	8.98	< 0.50	113.5	8.91	15.19	6.2	33.1	0.05	< 0.05		6.9	4.84	74.0	60.0
LM6	AC	3/25/99	9.47	1.06	101.9	8.30	7.83	5.3	27.6	0.08	< 0.05		6.99	4.9	76.8	-216.0
LM6	AC	4/28/99	10.08	0.84	102.6	8.12	13.71	6.5	21.47	< 0.05	1.95	67.4	6.99	50.3	76.9	-241.0
LM6	AC	6/2/99	4.56	< 0.50	71.4	5.27	9.83	26.5	10.49	0.08	0.07	43.6	6.5	34.5	47.3	-142.0
LM6	AC	7/5/99	3.12	0.229	56.7	4.40	4.84	82.5	5.13	< 0.05	0.06	12.8	6.41	28.6	39.4	-92.0
LM6	AC	8/5/99	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	11.24	0.73	0.41	22.59	7.46	28.7		442.0
LM6	AC	9/22/99	8.44	0.188	77.31	5.65	0.22	133.0	14.34	< 0.05	0.21	12.22	6.43	35.3	44.3	13.0
LM6	AC	11/3/99	7.21	< 0.050	67.03	5.09	< 0.10	122.4	12.0	0.05	0.29	14.9	6.18	24.6	29.4	627.0
Site	hor	datum	Na	K	Ca	Mg	Fe	SO4	pH	Ec	Cl	NH4	NO3	IC	Berekende	Eh
			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		ms/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	Ca-s (%)	mV
<b>Wyldlanden/Ulekryte</b>																
UK 3	Mm	12/15/98	52.2	6.96	80.2	29.9	n.b.	44.6	6.62	31.0	90.800			13.2	79.4	-108.0
UK 3	Mm	4/23/99	30.1	< 0.50	60.7	22.6	119.5	61.3	6.22	41.4	48.3	0.43	0.29	16.0	57.1	-236.0
UK 3	Mm	5/31/99	44.3	3.194	21.6	9.42	0.75	76.5	5.46	39.2	72.57	0.16	0.08	< 0.50	12.2	658.0
UK 3	Mm	6/24/99	52.6	1.37	28.8	12.3	0.60	120.1	5.37	47	76.10	0.13	0.09	< 0.50	11.5	548.0
UK 3	Mm	7/30/99							n.b.		83.3	0.47	0.13			556.0
UK 3	Mm	9/8/99	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	5.81	n.b.	111.1	0.28	0.30	n.b.		546.0
UK 3	Mm	10/29/99	28.02	1.222	13.15	5.60	0.98	37.45	5.54	35.3	47.5	0.10	0.44	1.2	11.5	295.0
UK 3	uOh	12/15/98	53.3	< 0.50	58.6	26.1	77.3	40.9	6.56	30.0	95.40			21.6	66.0	-43.0

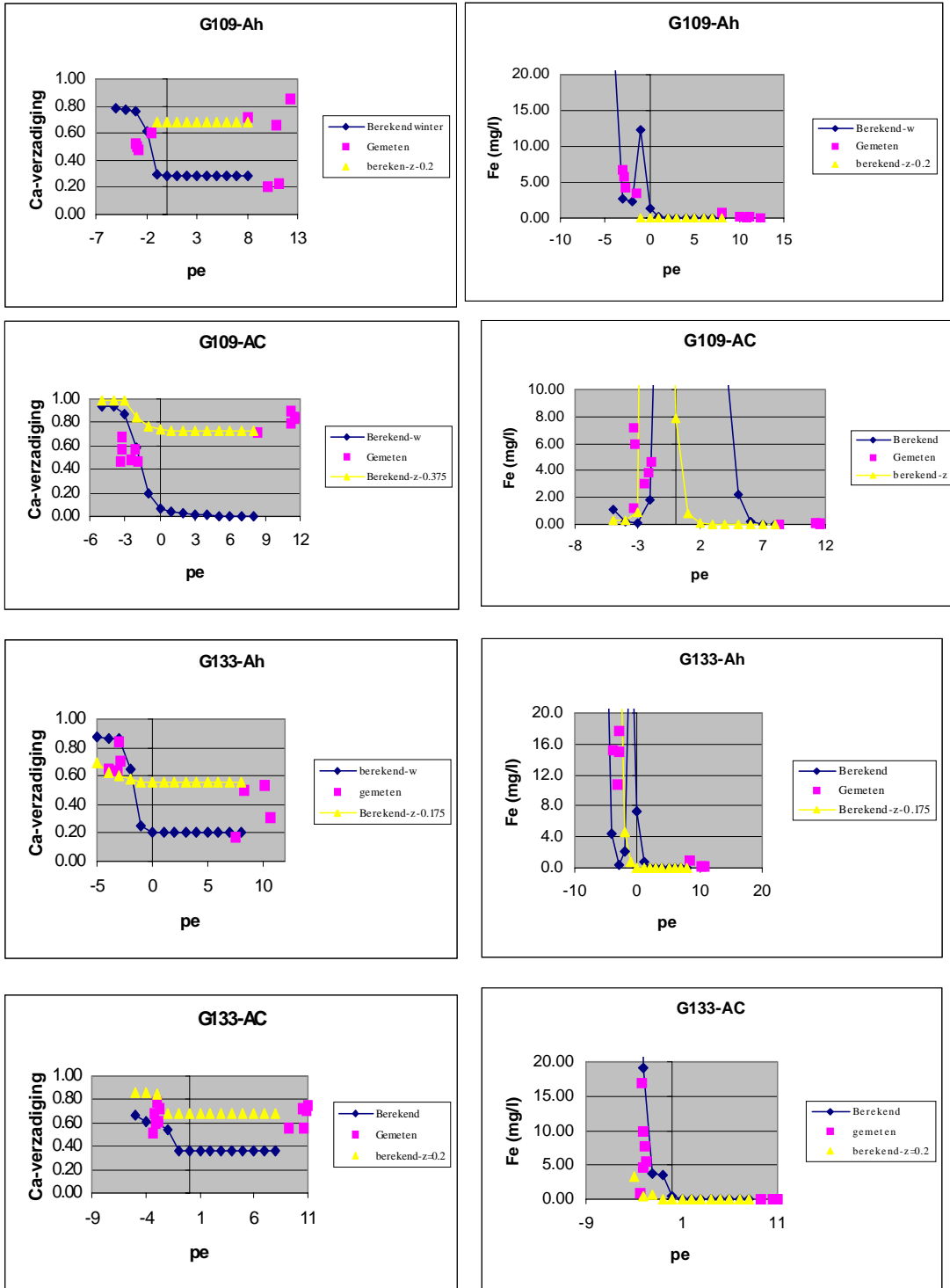
Wyldlanden/Ulekryte																
UK 3	uOh	4/23/99	52.6	< 0.50	59.0	27.1	83.5	69.3	6.51	46.5	80.4	1.07	0.43	26.2	63.4	-171.0
UK 3	uOh	5/31/99	70.4	< 0.50	55.1	24.2	< 0.10	49.2	6.32	46.3	112.39	0.62	0.55	7.19	51.9	-152.0
UK 3	uOh	6/24/99							6.32	36.9	101.90	0.35	0.21	1.87		-172.0
UK 3	uOh	7/30/99							n.b.		88.9	1.42	2.12	< 0.50		-148.0
UK 3	uOh	9/8/99	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	6.25	n.b.	111.6	12.46	0.50	n.b.		-20.0
UK 3	uOh	10/29/99	60.98	< 0.50	33.43	16.31	6.19	173.48	5.36	53.9	66.2	0.06	0.25	3.3	8.5	57.0
UK 3	OA	12/15/98	50.2	< 0.50	34.9	13.3	18.8	32.3	6.30	32.0	109.80			18.1	46.8	-151.0
UK 3	OA	4/23/99	58.1	< 0.50	36.7	20.0	22.0	57.4	6.79	47.5	102.9	0.40	< 0.05	19.4	73.6	-174.0
UK 3	OA	5/31/99							6.55	46	107.40	0.27	0.30	11.4		22.0
UK 3	OA	6/24/99							6.76	48.8	121.48	0.38	0.21	0.63		-169.0
UK 3	OA	7/30/99							n.b.		103.3	0.82	0.30			-167.0
UK 3	OA	9/8/99	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	6.72	n.b.	107.3	0.26	0.35	n.b.		-52.0
UK 3	OA	10/29/99	92.21	< 0.50	47.78	27.68	3.84	271.14	5.63	89.2	164.8	0.05	0.21	7.2	18.0	157.0
WL A3	Mm	4/23/99	17.70	2.38	13.8	4.69	0.10	42.0	5.90	20.3						
											38.07	0.07	< 0.05	0.5	30.6	234.0
WL A3	Mm	5/31/99														537.0
WL A3	Mm	6/24/99														540.0
WL A3	Mm	7/30/99														674.0
WL A3	Mm	9/8/99														717.0
WL A3	Mm	10/29/99														625.0
WL A3	uOh	4/23/99	21.08	< 0.50	26.5	10.5	53.4	54.9	6.28	24.4						
											49.34	0.39	< 0.05	5.2	74.3	65.0
WL A3	uOh	5/31/99	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	140.8	2.71	37.40	n.b.		509.0
WLA3	uOh	6/24/99														461.0
WLA3	uOh	7/30/99														706.0
WLA3	uOh	9/8/99														759.0
WL A3	uOh	10/29/99	67.41	< 0.50	65.9	26.4	0.21	294	4.89	82.6	87.2	0.05	0.28	0.3	15.7	271.0
WL A3	OA	4/23/99	39.01	< 0.50	40.6	20.9	14.8	101.1	6.39	41.5	88.16	0.84	< 0.05	11.6	68.0	-123.0
WL A3	OA	5/31/99	50.04	1.796	38.6	19.0	14.8	73.3	n.b.	n.b.	n.b.	0.65	0.28	1.63		-81.0
WL A3	OA	6/24/99														-120.0
WL A3	OA	7/30/99														456.0
WL A3	OA	9/8/99	78.53	4.45	96.2	50.0	0.36	436	6.22	10.6	110.1	0.49	0.38	< 0.50	68.9	569.0
WL A3	OA	10/29/99	85.61	< 0.50	99.0	53.1	7.10	501	5.31	107.2	108.9	0.07	0.15	3.1	21.6	225.0

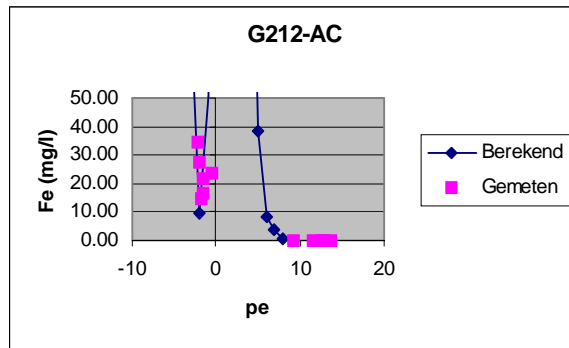
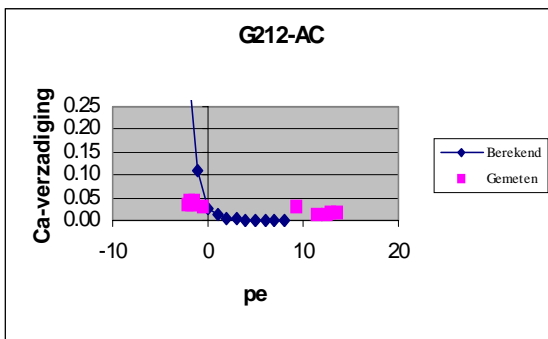
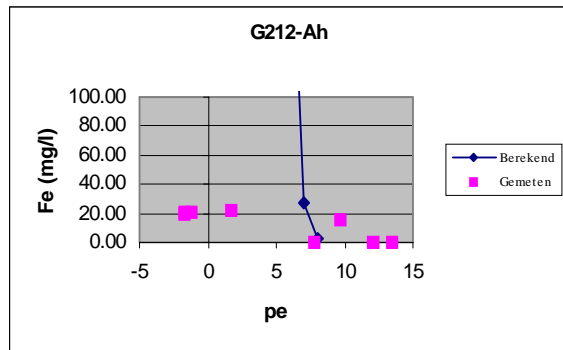
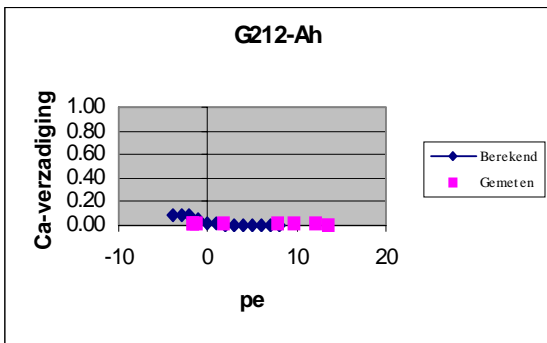
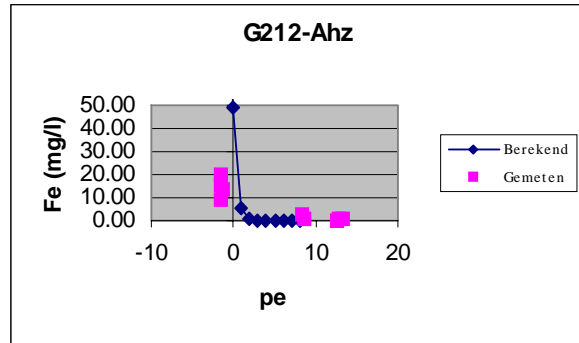
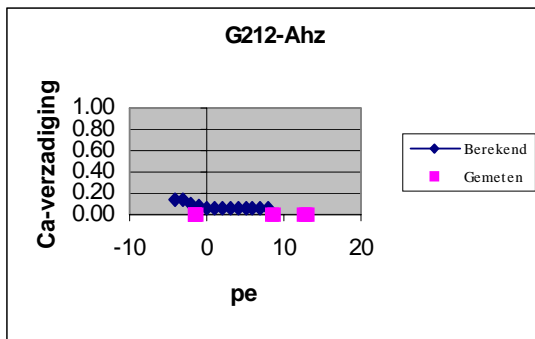
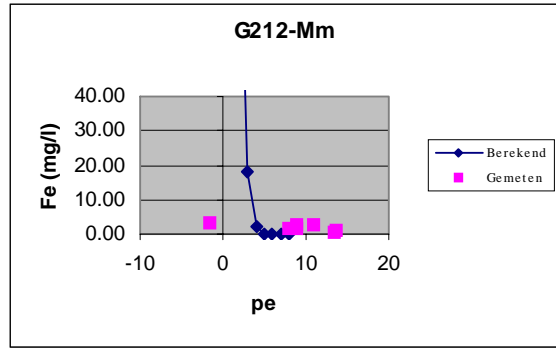
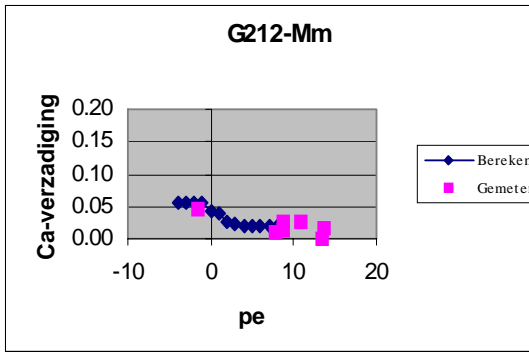


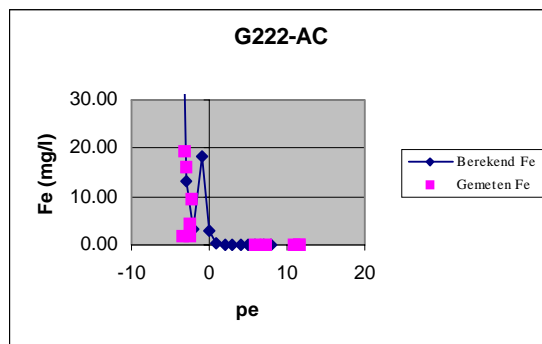
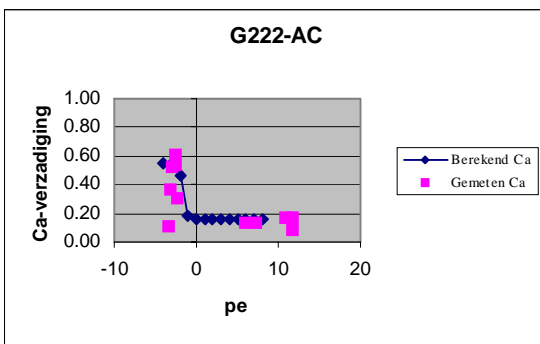
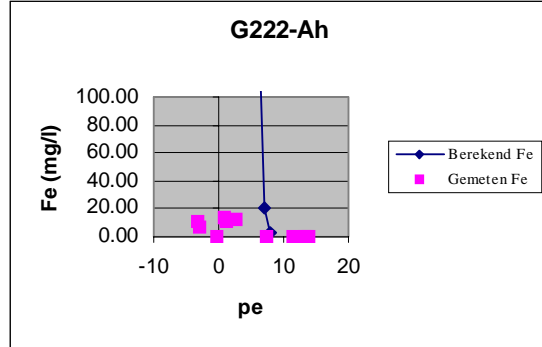
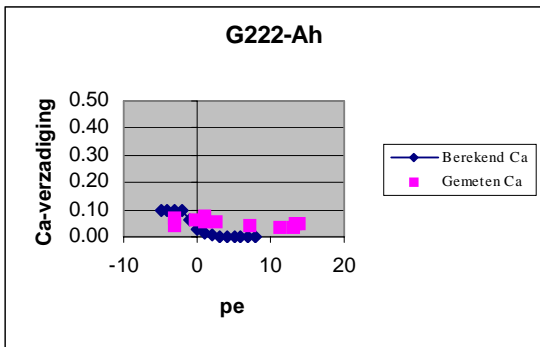
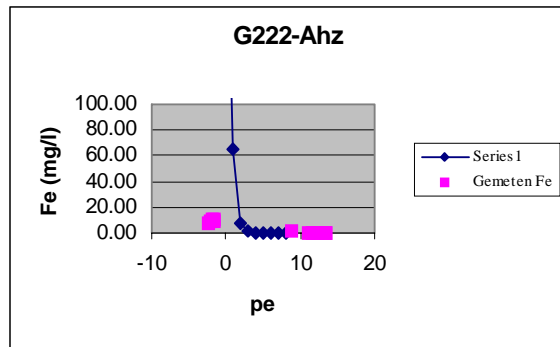
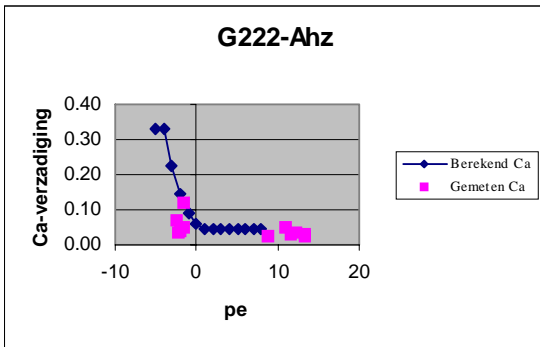
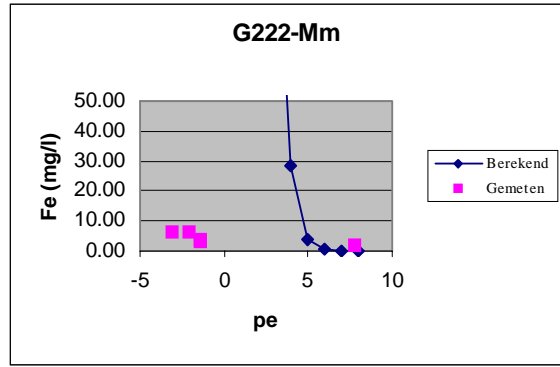
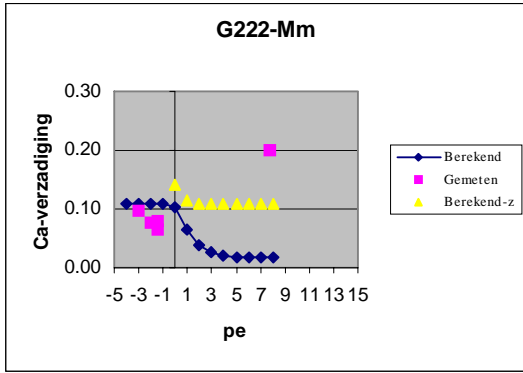


### Aanhangsel 3 - Gemeten en met ECOSAT gecalibreerde waarden van deCa-verzadiging en de Fe(II) concentratie

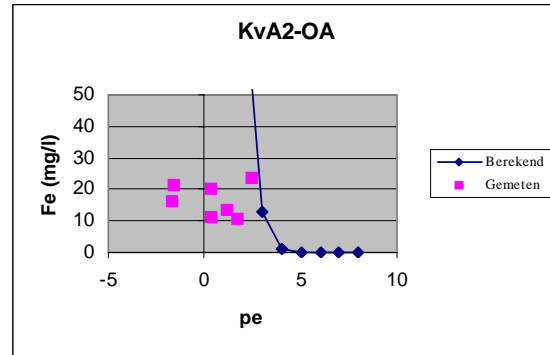
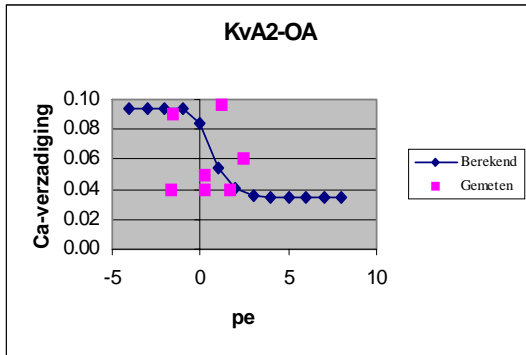
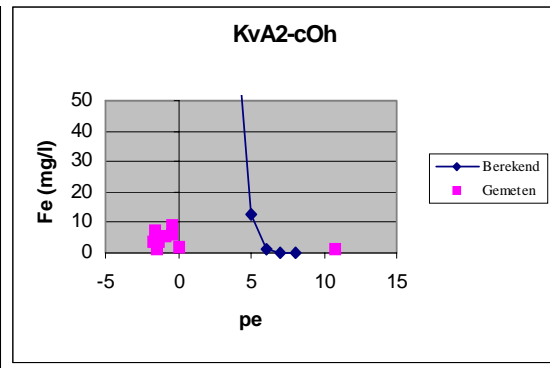
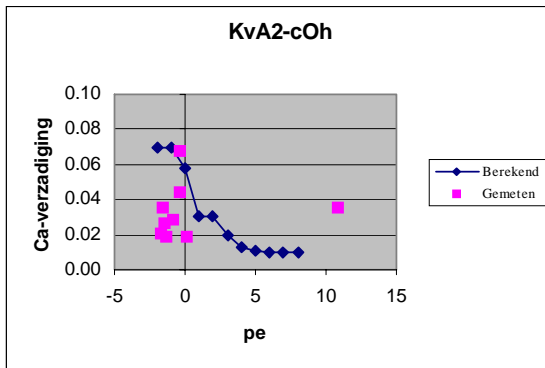
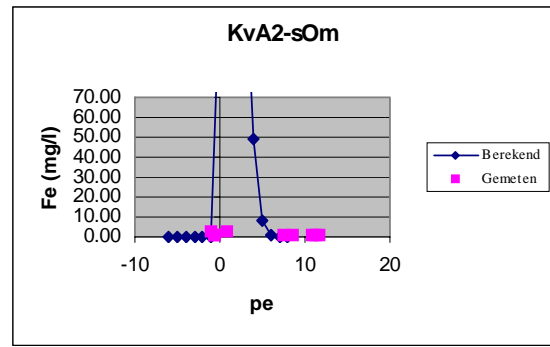
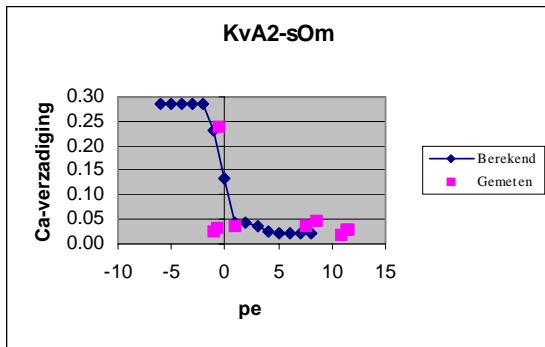
#### Groot-Zandbrink

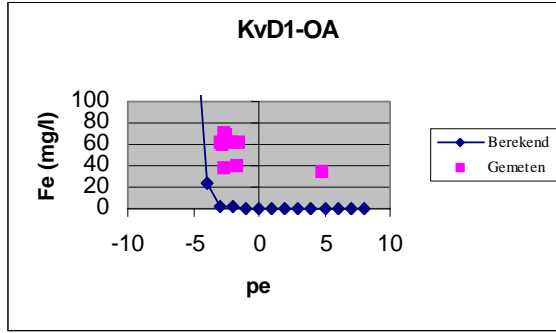
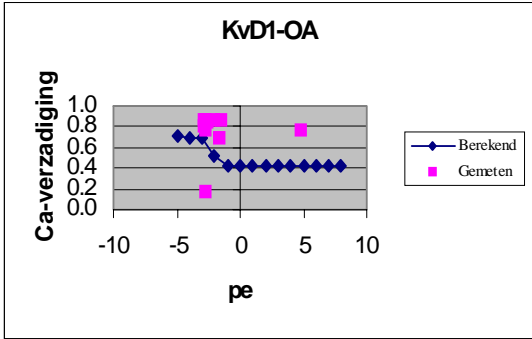
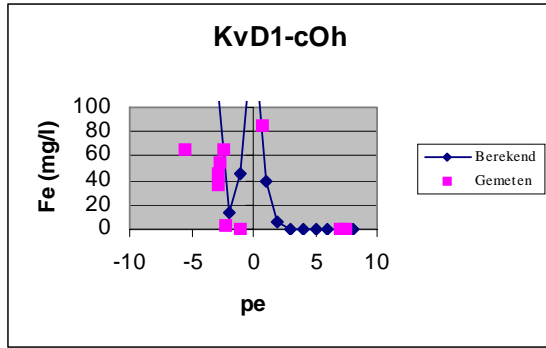
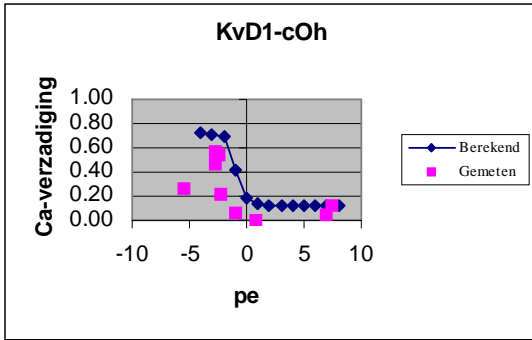




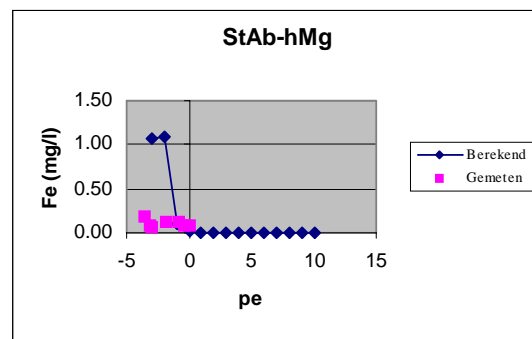
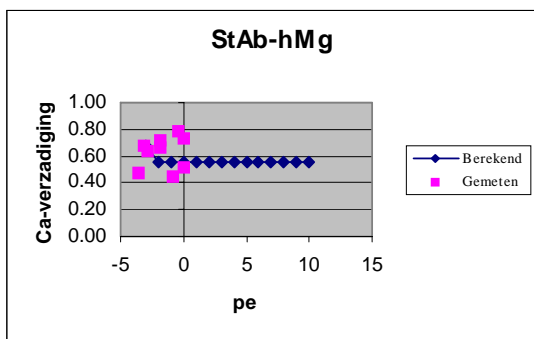
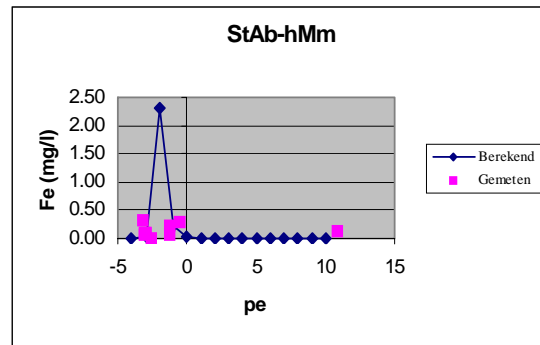
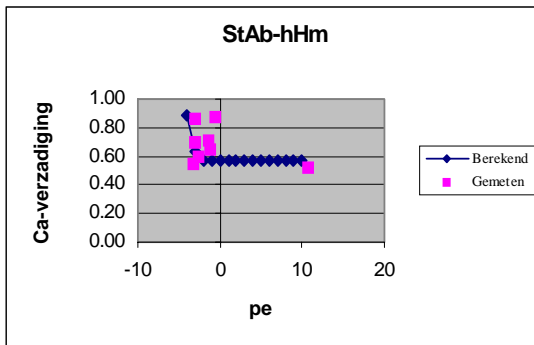
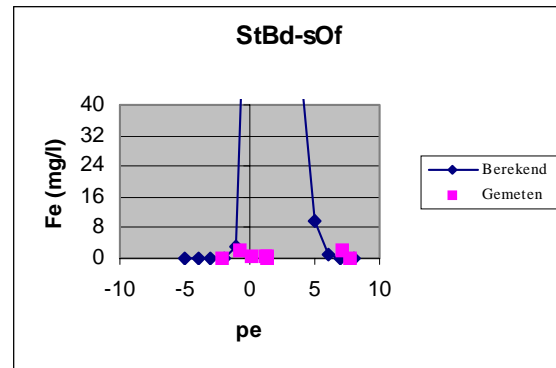
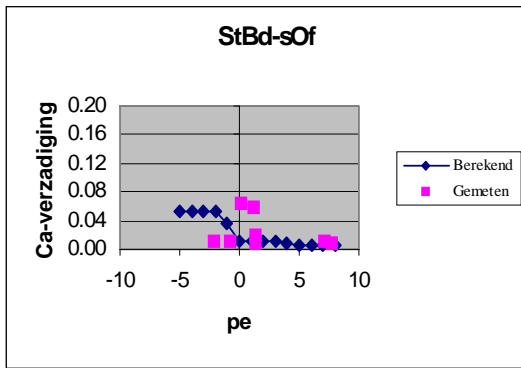
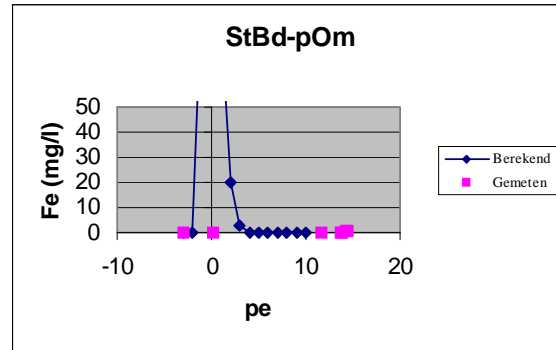
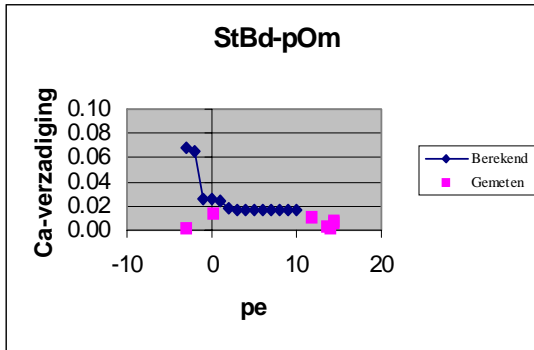


# Korenburgerveen

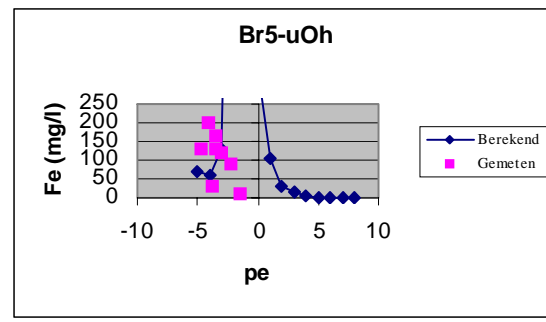
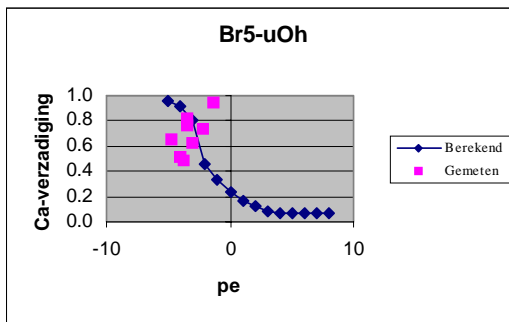
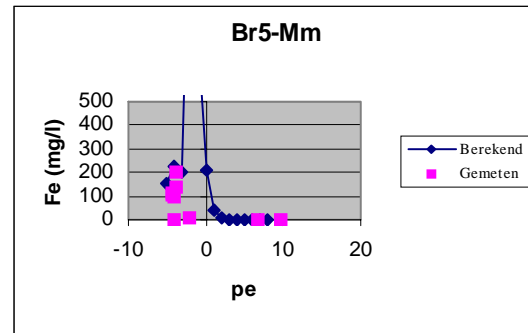
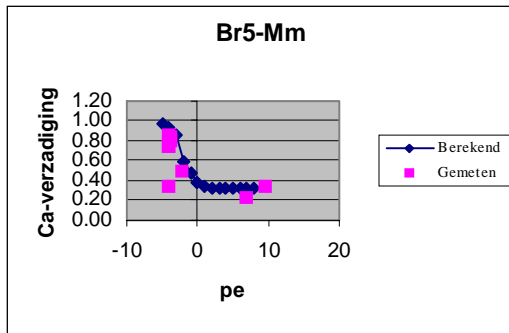
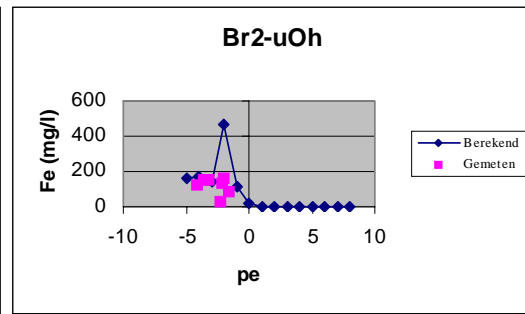
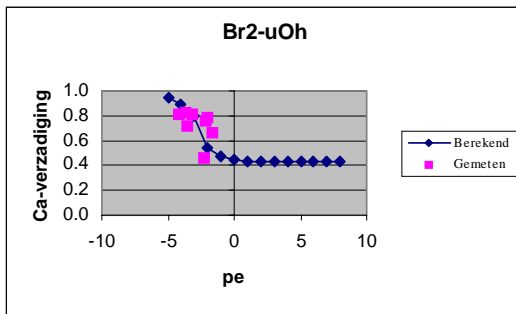
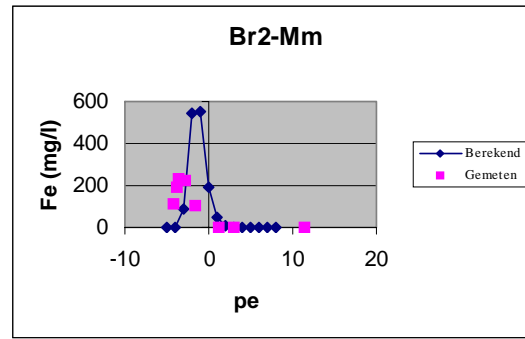
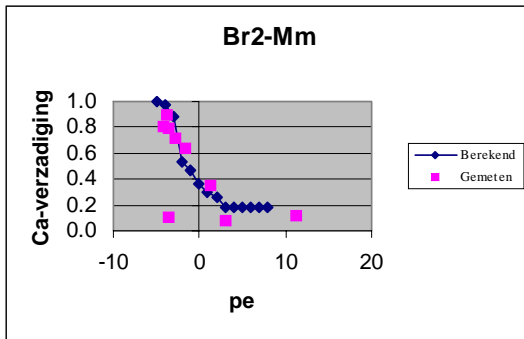




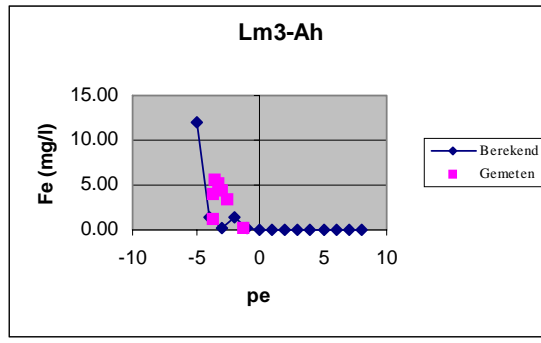
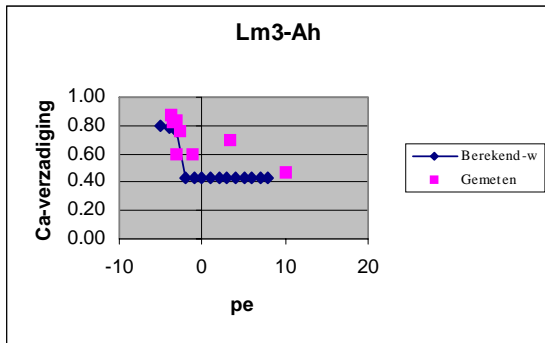
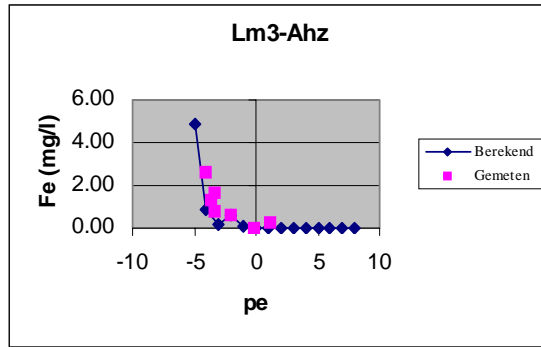
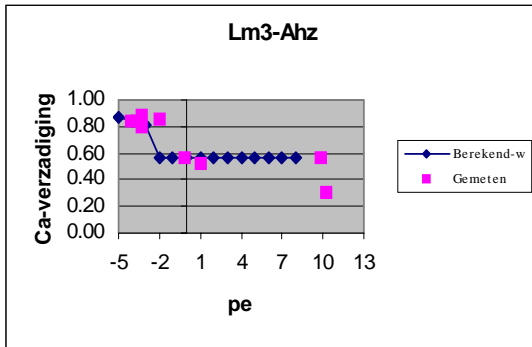
**Stobberibben**



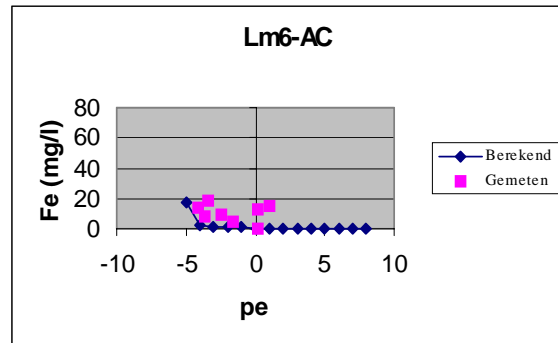
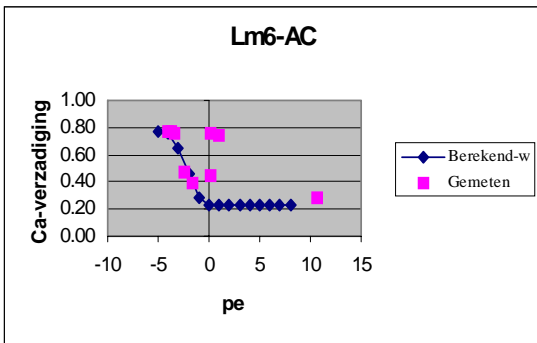
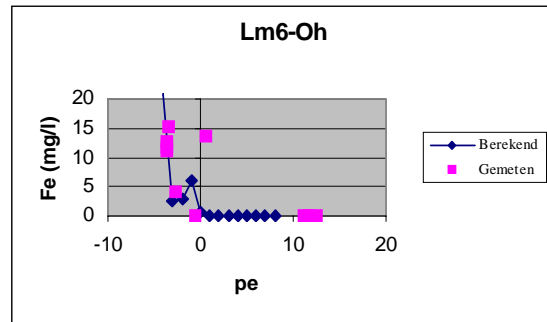
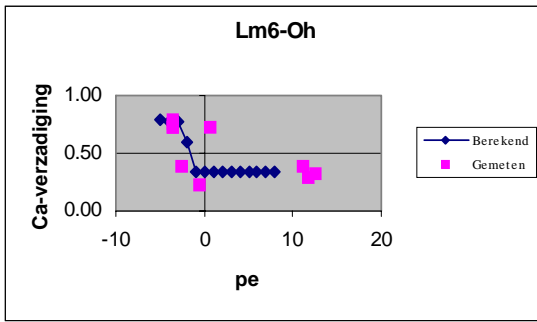
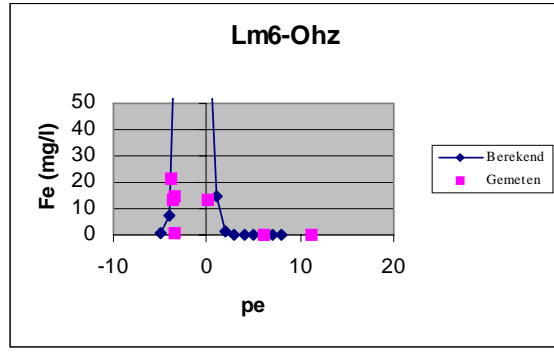
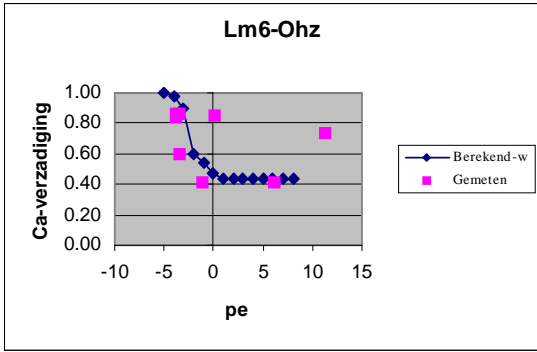
## De Barten



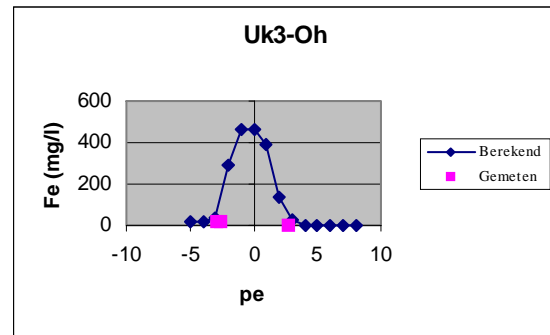
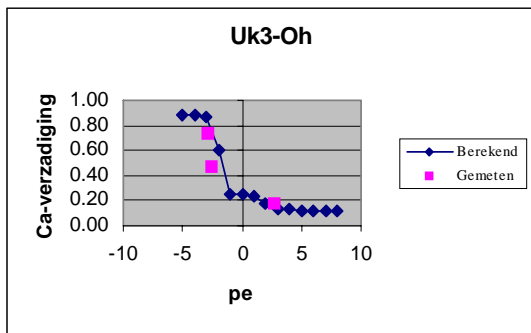
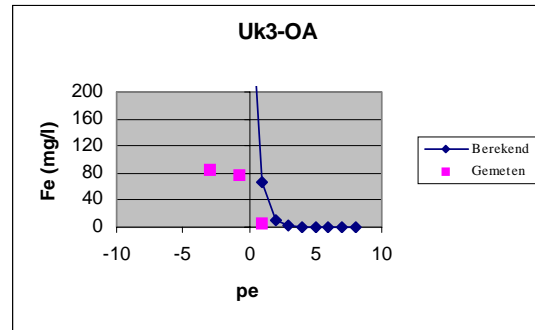
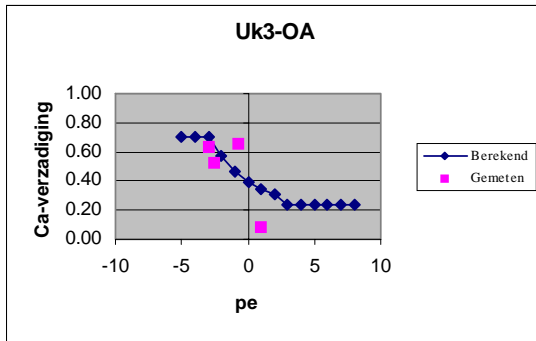
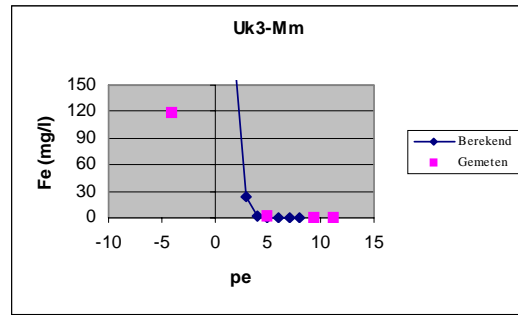
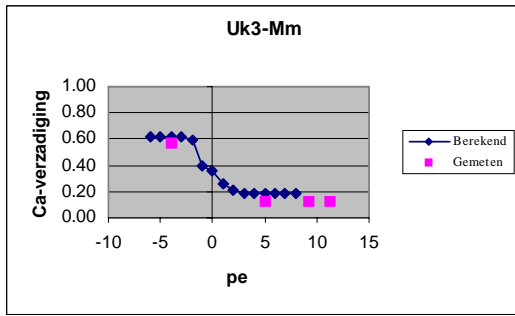
## Lemselermaten



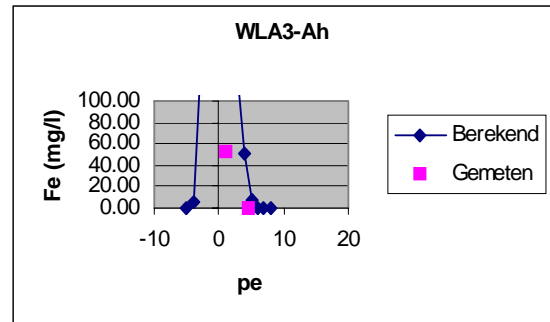
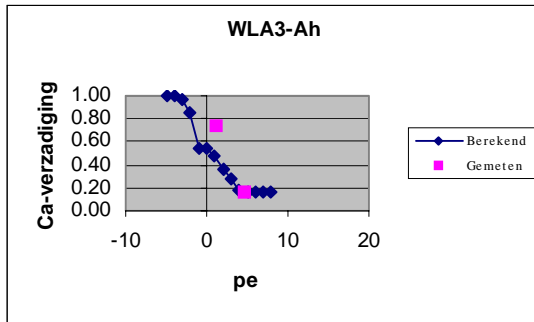
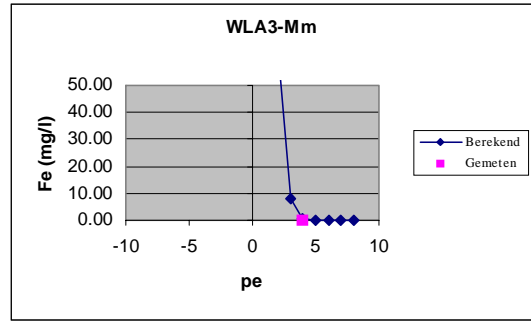
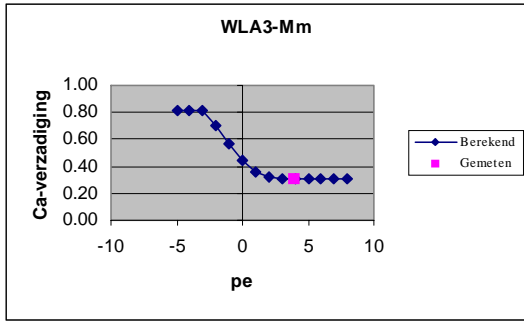




# Ulekryte



## Wyldlanden



**Aanhangsel 4 - Berekende fluxen op verschillende dieptes beneden maaiveld en de relatie tussen flux en grondwaterstand**

Plek	Diepte (cm)	Kwel / infiltratie Tijdsduur (%)	Kwel gemid. cm/etm	Infiltratie gemid. cm/etm	Relatie grondwaterstand – flux	R <sup>2</sup>
Br2	5	10 / 90	0.06	-0.16	Y=-0.0047x-0.1452 Y=8e-05x <sup>2</sup> -0.0026x-0.1586	0.503 0.530
	20	18 / 82	0.14	-0.16	Y=-0.0081x-0.1231 Y=0.0001x <sup>2</sup> -0.0053x-0.1415	0.776 0.802
Br5	7	23 / 77	0.06	-0.17	Y=-0.0067x-0.2053 Y=-5e-05x <sup>2</sup> -0.0084x-0.2085	0.547 0.552
	17	30 / 70	0.10	-0.17	Y=-0.0086x-0.2053 Y=-2e-05x <sup>2</sup> -0.0094x-0.2068	0.686 0.686
G109	5	23 / 77	0.05	-0.14	Y=0.0001x-0.1004 Y=-3e-05x <sup>2</sup> -0.0028x-0.1266	0.001 0.006
	20	33 / 67	0.09	-0.12	Y=-0.0014x-0.0998 Y=-3e-05x <sup>2</sup> -0.0043x-0.1278	0.162 0.233
G133	5	24 / 76	0.05	-0.14	Y=-0.0001x-0.097 Y=-3e-05x <sup>2</sup> -0.0029x-0.1204	0.001 0.056
	20	34 / 66	0.09	-0.11	Y=-0.0016x-0.0971 Y=-3e-05x <sup>2</sup> -0.0044x-0.1209	0.184 0.254
G212	3	18 / 82	0.04	-0.15	Y=-0.0002x-0.1265 Y=-3e-05x <sup>2</sup> -0.0034x-0.1519	0.003 0.087
	5	19 / 81	0.05	-0.15	Y=-0.0004x-0.1249 Y=-3e-05x <sup>2</sup> -0.0036x-0.1503	0.014 0.101
	8	20 / 80	0.06	-0.14	Y=-0.0006x-0.1233 Y=-3e-05x <sup>2</sup> -0.0038x-0.1489	0.030 0.120
	15	27 / 73	0.08	-0.14	Y=-0.0013x-0.1211 Y=-3e-05x <sup>2</sup> -0.0047x-0.1481	0.139 0.237
G222	3	19 / 81	0.04	-0.16	Y=-0.0003x-0.1331 Y=-3e-05x <sup>2</sup> -0.0038x-0.1724	0.006 0.100
	6	19 / 81	0.05	-0.15	Y=-0.0005x-0.1329 Y=-3e-05x <sup>2</sup> -0.0040x-0.1718	0.019 0.114
	8	23 / 77	0.07	-0.14	Y=-0.0001x-0.1327 Y=-3e-05x <sup>2</sup> -0.0045x-0.1718	0.073 0.170
	16	27 / 73	0.08	-0.14	Y=-0.0014x-0.1331 Y=-3e-05x <sup>2</sup> -0.0005x-0.1729	0.140 0.236
Kva2	6	24 / 76	0.04	-0.11	Y=-0.0032x-0.1340 Y=-5e-05x <sup>2</sup> -0.0060x-0.1463	0.491 0.534
	12	27 / 73	0.07	-0.10	Y=-0.0043x-0.1340 Y=-5e-05x <sup>2</sup> -0.0068x-0.1451	0.758 0.788
	19	40 / 60	0.10	-0.12	Y=-0.0061x-0.1377 Y=-4e-05x <sup>2</sup> -0.0084x-0.1478	0.916 0.931
Kvd1	6	23 / 77	0.05	-0.20	Y=-0.0073x-0.3017 Y=-0.0002x <sup>2</sup> -0.0177x-0.3752	0.655 0.833
	16	34 / 66	0.09	-0.21	Y=-0.0092x-3084 Y=-0.0002x <sup>2</sup> -0.0187x-0.3757	0.815 0.930
Lm3	4	13 / 87	0.04	-0.10	Y=-0.0011x-0.0925 Y=-1e-05x <sup>2</sup> -0.0018x-0.0927	0.139 0.144
	7	15 / 85	0.07	-0.09	Y=-0.0016x-0.0848 Y=-2e-05x <sup>2</sup> -0.0027x-0.0851	0.274 0.287
Lm6	4	10 / 90	0.04	-0.11	Y=-0.0012x-0.1021 Y=-7e-06x <sup>2</sup> -0.0016x-0.1018	0.166 0.168
	11	12 / 88	0.08	-0.09	Y=-0.0023x-0.0903 Y=-3e-05x <sup>2</sup> -0.0038x-0.0893	0.526 0.552
	20	20 / 80	0.11	-0.09	Y=-0.0039x-0.0844 Y=-5e-05x <sup>2</sup> -0.0069x-0.0824	0.770 0.826

Plek	Diepte (cm)	Kwel / infiltratie Tijdsduur (%)	Kwel gemid. cm/etm	Infiltratie gemid. cm/etm	Relatie grondwaterstand – flux	R <sup>2</sup>
Stab	10	33 / 67	0.09	-0.22	Y=-0.0855x-1.6770 Y=-0.0028x <sup>2</sup> -0.1846x-2.5437	0.979 0.986
	20	37 / 63	0.13	-0.23	Y=-0.097x-1.8546 Y=-0.0006x <sup>2</sup> -0.1175x-2.0336	1.000 0.999
Stbd	7	30 / 70	0.07	-0.22	Y=-0.0814x-1.6144 Y=-0.0037x <sup>2</sup> -0.2129x-2.7663	0.947 0.967
	17	35 / 65	0.11	-0.22	Y=-0.0910x-1.7608 Y=-0.0017x <sup>2</sup> -0.1511x-2.2874	0.992 0.995
Wla3	3	20/80	0.04	-0.19	Y=-0.0043x-0.2458 Y=-0.001x <sup>2</sup> -0.0106x-0.2707	0.520 0.647
	10	26 / 74	0.08	-0.19	Y=-0.0055x-0.2451 Y=-1e-04x <sup>2</sup> -0.0109x-0.2666	0.654 0.728
	25	33 / 67	0.13	-0.19	Y=-0.0073x-0.2500 Y=-8e-05x <sup>2</sup> -0.0115x-0.2667	0.838 0.871
Uk3	4	22 / 78	0.04	-0.17	Y=-0.0043x-0.2382 Y=-9e-05x <sup>2</sup> -0.0102x-0.2913	0.523 0.659
	15	28 / 72	0.11	-0.15	Y=-0.0061x-0.2459 Y=-7e-05x <sup>2</sup> -0.0110x-0.2903	0.735 0.802
	20	33 / 67	0.12	-0.16	Y=-0.0068x-0.2506 Y=-7e-05x <sup>2</sup> -0.0114x-0.2922	0.792 0.843
	25	36 / 64	0.12	-0.16	Y=-0.0071x-0.2531 Y=-7e-05x <sup>2</sup> -0.0116x-0.2932	0.834 0.879