Herstel vogelkers-essenbos in het Lankheet

Resultaten van het OBN-onderzoek 2005-2010

P.W.F.M. Hommel
R.H. Kemmers
E.P. Querner
R.W. de Waal

Bosschap, bedrijfschap voor bos en natuur, december 2013

© 2013 Directie Agrokennis, Ministerie van Economische Zaken

Rapport nr. 2013/OBN149-BE
Den Haag, 2013

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van het Ministerie van Economische Zaken

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij het Bosschap onder vermelding van code 2013/OBN149-BE en het aantal exemplaren.

Oplage	150 exemplaren
Samenstelling	P.W.F.M. Hommel, Alterra R.H. Kemmers, Alterra E.P. Querner, Alterra R.W. de Waal, Alterra
Druk	Ministerie van EZ, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij
Productie	Bosschap, bedrijfschap voor bos en natuur Bezoekadres : Princenhof Park 9, Driebergen Postadres : Postbus 65, 3970 AB Driebergen Telefoon : 030 693 01 30 Fax : 030 693 36 21 E-mail : algemeen@bosschap.nl

Voorwoord

Het doel van het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (O+BN) is het ontwikkelen, verspreiden en benutten van kennis voor terreinbeheerders over natuurherstel, Natura 2000, leefgebiedenbenadering en ontwikkeling van nieuwe natuur.

De kwaliteit van het oppervlaktewater is momenteel uiterst actueel vanwege de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) die hoge normen voorschrijft. Veel rivieren en beken in Nederland zijn te veel verrijkt met voedingsstoffen van landbouwwater en riooloverstorten. Er moeten nieuwe effectieve systemen worden bedacht om te voldoen aan de wateropgave: de KRW-doelstellingen halen.

Het afleiden van beekwater naar rietvelden ter zuivering, en dit water laten infiltreren in het grondwatersysteem kan bijdragen aan beschreven wateropgaven. Ook de inzet van rietvelden voor het tijdelijk bergen van water zou kunnen bijdragen. In het grootschalige waterzuiveringsproject op de Lankheet wordt gezocht naar oplossingen voor zuivering en berging van oppervlaktewater, waarbij ook het herstel van verdroogde natuur aandacht krijgt. Precies daarover gaat het rapport dat u nu in handen heeft.

Het Vogelkers-Essenbos is een bostype dat oorspronkelijk algemeen voorkwam in de beekdalen van pleistoceen Nederland. Het betreft een zeer soorten- en bloemrijk bostype met veel typische bosplanten als Bosanemoon, Slanke sleutelbloem en Eenbes. Dankzij het grootschalig waterzuiveringsproject kon op landgoed Lankheet op landschapsschaal worden onderzocht wat de mogelijkheden zijn voor herstel van Elzenbroek en Vogelkers-Essenbos door middel van inundatie en bevloeiing met schoon, maar basenrijk oppervlaktewater, en/of verhoging van de kwelinvloed.

In hoofdstuk 5 worden aanbevelingen gedaan voor natuurherstel en waterbeheer. Er wordt behandeld welke conclusies er kunnen worden getrokken uit dit experiment in relatie tot waterbeheer en de ontwikkeling van het Vogelkers-Essenbos en herstel van Elzenbroek.

Ik wens u veel leesplezier.

Drs. E.H.T.M. Nijpels
Voorzitter Bosschap

Dankwoord

Graag willen wij de beheerders van het landgoed Het Lankheet en met name Eric Brinckmann danken voor de toestemming om in dit bijzondere gebied onderzoek te doen en voor alle hulp bij het inrichten van het proefveld en referentiegebied. Verder danken wij onze collega-onderzoekers Adrie van der Werf (PRI; onderzoek zuiveringsmoerassen) en Camiel Aggenbach (KWR; herstel elzenbroekbos) voor de prettige samenwerking, Gilbert Maas (Alterra) voor de waterpassing van de proefvlakken, Han te Beest (Alterra) voor het uitlezen van de grondwaterstanden in de peilbuizen, en Anton Stortelder (Alterra) en Han Runhaar (KWR) voor hun waardevolle commentaar bij een eerdere versie van dit rapport.

Summary

This report describes the results of the practical trials conducted on the rural estate 'Het Lankheet' near Haaksbergen (Overijssel) designed to restore drained brook valley woodland. The trials were linked to a large-scale water purification experiment in reed beds with artificial water level management (from 2006). The ecological recovery project ran for five years (2005 - 2010). The aim of the project was to ascertain the extent to which the original type of woodland (Wild cherry & Ash, *Pruno-Fraxinetum*) could be restored by rewetting with purified 'waste water' from the reed bed treatment marshes. For the trials, in the woodland areas adjacent to the reed bed treatment marshes, 18 measuring points were established, in half of these, litterfall and vegetation were removed. In addition, elsewhere on the estate another six measurement points were established away from the expected hydrological influence of the water treatment trial, for reference purposes. Here again, litterfall and vegetation were removed from half of the sites.

In the original trial design, the intention was to restore Pruno-Fraxinetum woodland by irrigation with purified surface water from the reed bed treatment marshes. It quickly became apparent, however, that irrigation resulted in excessive water levels and that the desired amount of rewetting could be achieved by utilising the increased seepage influence from the neighbouring reed bed treatment marshes. Therefore, the conclusions of the study relate to the feasibility of restoring the woodland due to the increased seepage influence, and not to restoration due to irrigation.

The research concentrated on four aspects: the changes in species composition of the vegetation, the hydrology, the humus profile, and the soil chemistry (alkaline and nutrient conditions). For the vegetation, a number of well-developed examples of the target woodland type (Pruno-Fraxinetum) were selected from the National Vegetation Database for reference purposes. For additional reference, brook valley Alder alluvial forests and humid Birch-Oak woodland (the vegetation type in the initial situation) were also selected. Target values for target types were drawn up based on archive and literature data for the hydrology, humus profile and soil chemistry.

The research shows that the desiccation in the initial situation could largely be explained by the groundwater levels in the summer months which were too low. The groundwater levels in the winter months, also in the initial situation – from the target type
perspective – were certainly not too low at all locations and were even slightly too high in some places.

After a five-year period of rewetting, the situation transpired to be changed to such an extent that there was a hydrologic gradient within the trial area all year round: from a relatively low-lying, very wet zone (potential brook valley woodland), via a for the target type optimal in-between zone, to a relatively high zone where the original 'poor' woodland type present was expected to remain, albeit not unchanged.

During the trial period it transpired that the humus type and the alkaline and nutrient conditions changed considerably. The pH value in particular, the C/N and C/P ratios (as measure of the humus quality and litterfall decomposition) and the phosphate saturation index (as measure of the nutrient loading) locally reached values that more or less or wholly correspond to the target values drawn up in advance.

The changes in humus profile and species composition of the vegetation developed in the desired direction as well, but significantly more slowly. This is logical: in both cases – at least in the trial plots from which the sods were removed – there is a legacy from the desiccated past in the form of vegetation and accumulated leaf litter. Both will continue to influence the development towards a new equilibrium for quite some time. It is therefore logical that after five years the trial plots from which the sods were cleared away are further in their development towards the ideal situation than the plots not cleared. As far as the vegetation is concerned, dispersion problems and the availability of source populations have a role to play in the slow pace of change in all trial plots.

The primary trends in the vegetation development in the trial plot are: substantial decline of *Quercion* elements (the group of 'poor' woodland types to which this type belonged in the initial situation) and an equally substantial increase in Alder brook valley woodland species. It is interesting to note that target type species which, based on the hydrology and soil chemistry in the central part of the new zone, could establish themselves, have done so only very sparingly. This is also logical: the Pruno-Fraxinetum woodland, other than Alder woodland, for example, is characterised by the occurrence of many so-called old-woodland species, which can only spread very slowly throughout the landscape. An additional factor is that there are hardly any source populations present in the immediate vicinity of the trial plots, while there are source populations of most Alder brook valley species present in the plots neighbouring trial plots.

That dispersion problems can indeed play a role for the characteristic old-woodland species belonging to the Pruno-Fraxinetum woodland, transpired from a second experiment in which wood anemone rhizomes were planted in each trial plot in 2006 and 2008. The wood anemone is one of the species that – within the brook valley woodland context – is characteristic of the Pruno-Fraxinetum woodland but for which it was assumed that dispersion is mainly determined by dispersion problems and the non-availability of source populations. This experiment also yielded interesting results. Firstly, the 'ecological window' within which the planted rhizomes continued to develop positively over the course of several years transpired to be well-defined based on the pH value, the highest groundwater level and the tolerance to flooding. Secondly, the results suggest that for the survival of the species, the average groundwater regime is more important than a single incidental catastrophe in the form of a (prolonged) flood.

In the last chapter of this report recommendations are made for the ecological recovery and management in brook valley woodlands on moist to wet soil. This concerns both Pruno-Fraxinetum woodland (on moist, mineral-rich soil) as well as Alder alluvial forests (on wet, peaty soil). The recommendations regarding Alder alluvial forests are derived from the OBN report 148-BE 'Recovery experiment for Alder alluvial forests through irrigation with surface water in Het Lankheet' which has been published separately

Samenvatting

In dit rapport wordt verslag gedaan van de resultaten van een praktijkproef gericht op herstel van een verdroogd beekdalbos in het landgoed Het Lankheet bij Haaksbergen (Ov.). De proef was gekoppeld aan een grootschalig experiment gericht op waterzuivering in rietvelden met een kunstmatig peilbeheer (vanaf 2006). De looptijd van het herstelproject bedroeg vijf jaar (2005 – 2010). Het doel was te onderzoeken in hoeverre het oorspronkelijk bostype (Vogelkers-Essenbos; *Pruno-Fraxinetum*) kon worden hersteld door vernatting met gezuiverd "afvalwater" van de zuiveringsmoerassen. Voor de praktijkproef werden in een bosperceel grenzend aan de zuiveringsmoerassen 18 meetpunten ingericht, in de helft waarvan strooisel en vegetatie werden verwijderd. Daarnaast werden elders op het landgoed, buiten de verwachte hydrologische invloed van de waterzuiveringsproef, nog eens zes meetpunten ingericht als referentie. Ook hier werden in de helft van de punten strooisel en vegetatie verwijderd.

In de oorspronkelijke opzet werd beoogd herstel van het Vogelkers-Essenbos te realiseren door bevloeiing met gezuiverd oppervlaktewater uit de zuiveringsmoerassen. Al snel bleek echter dat bevloeiing resulteerde in te hoge waterstanden en dat de gewenste mate van vernatting al bereikt kon worden door gebruik te maken van de verhoogde kwelinvloed vanuit de aangrenzende zuiveringsmoerassen. De conclusies van het onderzoek hebben daarom betrekking op de herstelmogelijkheden bij verhoogde kwelinvloed, niet op eventuele herstelmogelijkheden bij bevloeiing.

Het onderzoek concentreerde zich op vier aspecten: de veranderingen in soortensamenstelling van de vegetatie, de hydrologie, het humusprofiel en de bodemchemie (basen- en nutriëntentoestand). Voor de vegetatie werden uit de Landelijke Vegetatie Databank een aantal goed ontwikkelde voorbeelden van het doeltype (Vogelkers-Essenbos), maar ook van beekdal-elzenbroekbossen en vochtige Berken-Eikenbossen (het bostype in de uitgangssituatie) geselecteerd en als referentie gebruikt. Voor de hydrologie, het humusprofiel en de bodemchemie werden op grond van archief- en literatuurgegevens streefwaarden voor het doeltype opgesteld.

Uit het onderzoek blijkt dat de verdroging in de uitgangssituatie grotendeels verklaard kan worden uit de te diepe grondwaterstanden in het zomerhalfjaar. De grondwaterstanden in het winterhalfjaar waren ook in de uitgangssituatie – geredeneerd vanuit het doeltype – zeker niet overal te laag en plaatselijk zelfs iets te hoog.

Na een periode van vijf jaar vernatting bleek de situatie in zoverre veranderd dat binnen het proefveld jaarrond sprake was een hydrologische gradiënt: van een relatief laag gelegen, zeer natte zone (potentieel broekbos), via een voor het doeltype optimale tussenzone naar een relatief hoge zone waarin naar verwachting het oorspronkelijk aanwezige "arme" bostype zal standhouden, zij het niet onveranderd.

Gedurende de proefperiode bleken ook de humusvorm, de basentoestand en de nutriëntentoestand ingrijpend te zijn veranderd. Met name de zuurgraad, de C/N- en C/P-ratio's (als maat van de humuskwaliteit en strooiselomzetting) en de fosfaatverzadigingsindex (als maat voor de trofiegraad) hebben plaatselijk waarden bereikt die geheel of vrijwel overeenkomen met de opgestelde streefwaarden.

De veranderingen in humusprofiel en soortensamenstelling van de vegetatie verlopen eveneens in de gewenste richting, maar gaan beduidend trager. Dit is logisch: in beide gevallen is – althans in de niet-geplagde proefvlakken - sprake van een erfenis uit het verdroogde verleden in de vorm van vegetatie en geaccumuleerd bladstrooisel. Beide zullen de ontwikkeling naar een nieuw evenwicht geruime tijd blijven beïnvloeden. Het is dan ook logisch dat na vijf jaar de geplagde proefvlakken verder zijn ontwikkeld richting streefbeeld dan de niet-geplagde. Voor wat betreft de vegetatie spelen overigens als verklaring voor de traagheid van de veranderingen in alle proefvlakken ook dispersieproblemen en de beschikbaarheid van bronpopulaties een rol.

De belangrijkste trends in de vegetatieontwikkeling in het proefveld zijn: een substantiële achteruitgang van *Quercion*-elementen (de groep van "arme" bostypen waartoe ook het type in de uitgangssituatie behoorde) en een even substantiële toename van elzenbroekbossoorten. Opvallend is dat soorten van het doeltype, die zich op grond van hydrologie en bodemchemie in het centrale deel van de nieuw ontstane zonering zouden kunnen gaan vestigen, slechts een zeer geringe toename vertonen. Ook dit is logisch: het Vogelkers-Essenbos wordt, anders dan bijvoorbeeld het elzenbroekbos, gekenmerkt door het voorkomen van veel zogenaamde oud-bossoorten, die zich slechts zeer traag door het landschap kunnen verspreiden. Daarbij komt dat zich in de directe omgeving van het proefveld nauwelijks bronpopulaties van deze oud-bossoorten bevinden, terwijl van de meeste elzenbroekbossoorten direct buiten het proefveld wel bronpopulaties aanwezig zijn.

Dat dispersieproblemen voor de kenmerkende oud-bossoorten van het Vogelkers-Essenbos inderdaad een rol kunnen spelen, bleek uit een tweede experiment waarbij in elk proefvlak in 2006 en 2008 wortelstokken van bosanemoon werden ingegraven. De bosanemoon is een van de soorten die – binnen de context van de beekdalbossen – kenmerkend is voor het Vogelkers-Essenbos, maar waarvan wordt aangenomen dat de verspreiding vooral bepaald wordt door dispersieproblemen en beschikbaarheid van bronpopulaties. Ook dit experiment leverde interessante resultaten op. In de eerste plaats bleek het "ecologisch venster" waarbinnen de uitgeplante wortelstokken zich in de loop van enkele jaren positief bleven ontwikkelen goed af te grenzen op grond van zuurgraad, hoogste grondwaterstand en tolerantie voor inundaties. In de tweede plaats suggereren de resultaten dat voor het overleven van de soort het gemiddeld grondwaterregime belangrijker is dan één incidentele catastrofe in de vorm van een (langdurige) inundatie.

In het laatste hoofdstuk van dit rapport worden aanbevelingen gedaan voor natuurherstel en beheer in beekbegeleidende bossen op vochtige tot natte bodem. Het gaat hierbij zowel om het Vogelkers-Essenbos (op vochtige, minerale bodem) als om elzenbroekbossen (op natte, venige bodem). De aanbevelingen met betrekking tot de elzenbroekbossen zijn ontleend aan OBN-rapport 148-BE "Herstelexperiment voor elzenbroek door bevloeiing met oppervlaktewater in Het Lankheet" dat apart is uitgegeven.

Inhoudsopgave

Dankwoord

Summary

Samenvatting

1 Inleiding 12

2 Materiaal en methoden 15

2.1 Het studiegebied 15

2.2 Proefopzet 16

2.3 Hydrologie 24

2.4 Bodem en humus 26

2.4.1 Veldwerk en bodemanalyses 26
2.4.2 Humusprofiel 27
2.4.3 Zuur- en basentoestand 27
2.4.4 Nutriëntentoestand 28

2.5 Vegetatie 32

2.5.1 Vegetatieopnamen 32
2.5.2 Referentieopnamen 32
2.5.3 Bosanemoon als bio-indicator 32

2.6 Statistische verwerking 33

2.6.1 Student's T-toets 33
2.6.2 Multivariate analyse 33

3 Resultaten 36

3.1 Hydrologie 36

3.1.1 Fluctuaties 36
3.1.2 Laagste en hoogste grondwaterstanden 38
3.1.3 Overstromingsduur 40

3.2 Bodem en humus 41

3.2.1 Humusprofiel 41
3.2.2 Zuur- en basentoestand 46
3.2.3 Nutriëntentoestand 51

3.3 Vegetatie 57

3.3.1 Soortensamenstelling van de ondergroei 57
3.3.2 Bosanemoon als bio-indicator 65

4 Conclusies en discussie 67

4.1 Proefopzet 67

4.2 Hydrologie 69

4.3 Bodem en humus 70

4.4 Vegetatie 73

5 Aanbevelingen voor natuurherstel en waterbeheer in beekbegeleidende bossen 76

5.1 Bevloeiing in relatie tot herstel van broekbossen 76

5.2 Bevloeiing en herstel kwel in relatie tot herstel van Vogelkers-Essenbossen 79

5.3 Waterbeheer in relatie tot Vogelkers-Essenbos 80

5.4 Bevloeiing in relatie tot waterbeheer 82

5.5 Vestiging van doelsoorten 83

Literatuur 84

Bijlage 1 Hoogteligging van de meetpunten 87

Bijlage 2 Hydrologische kengetallen 88

Bijlage 3 Bodemanalyses 2005 89

Bijlage 4 Bodemanalyses 2010 93

1 Inleiding

Achtergrond
Op het landgoed Het Lankheet, gelegen tussen Eibergen (Ge) en Haaksbergen (Ov) wordt sinds de zomer van 2006 een strook verdroogd, beekbegeleidend bos vernat met voorgezuiverd water. Tevens is een substantiële verhoging van de kwelinvloed gerealiseerd. Beide processen worden mogelijk gemaakt doordat in 2006 op het landgoed een proef werd gestart, gericht op waterzuivering van vervuild beekwater door middel van zuiveringsmoerassen (Meerburg en Van der Werf, 2008). Initiatiefnemers van deze grootschalige proef zijn het landgoed Het Lankheet en Plant Research International (Wageningen UR). Daarnaast zijn ook het Waterschap Rijn & IJssel, de Provincie Overijssel en de Koninklijke Nederlandsche Heidemaatschappij betrokken.



Figuur 1: Dijk door rietmoerassen die zijn aangelegd voor de Waterzuiveringsproef

Figure 1: Dike through reed marshes which were constructed for the water treatment trial.

Bij de primair op waterzuivering gerichte proef worden ook WB21-doelstellingen (berging en vergroting van de grondwatervooraad) en ecologische doelstellingen (herstel van beekbegeleidende bostypen) gediend (Aggenbach *et al*., 2008). Het gezuiverde water wordt hiertoe naar een aangrenzende bosstrook geleid. De inrichting van de proef is dusdanig dat de bevloeiing van het bos volledig is te controleren. Doordat het onderzoek naar bosherstel direct naast de zuiveringsmoerassen is gesitueerd is in de proefpercelen ook sprake van een verhoging van de kweldruk. Deze kan wel worden gemeten maar wordt niet gemanipuleerd ten behoeve van het OBN-onderzoek.

Het onderzoek naar de herstelmogelijkheden van beekbegeleidende bostypen in Lankheet is een samenwerkingsproject van Alterra en KWR Watercycle Research Institute (voorheen: KIWA). Het Alterra-onderzoek richtte zich op het herstel van het Vogelkers-Essenbos (*Pruno-Fraxinetum*) van vochtige beekdalbodems, het KWR onderzocht de herstelmogelijkheden van het nattere elzenbroekbos (*Carici elongatae-Alnetum*). Beide deelonderzoeken vonden plaats in het kader van het kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (voorheen: Overlevingsplan Bos en Natuur; OBN).

De werkzaamheden ten behoeve van het OBN-onderzoek in Het Lankheet zijn gestart in de nazomer van 2005 en werden afgerond in het voorjaar van 2010. Uitgebreide beschrijvingen van de uitgangssituatie in het proefgebied werd gepubliceerd door Aggenbach & Hunneman, 2007) en Hommel *et al*. (2008). Het deelonderzoek naar de herstelmogelijkheden van het elzenbroekbos bouwt voort op eerder onderzoek in Het Lankheet door Aggenbach *et al.* (2005). Voor de resultaten van dit deelonderzoek, zie Aggenbach (2011).

Vogelkers-Essenbos
Het Vogelkers-Essenbos is een bostype dat oorspronkelijk algemeen voorkwam in de beekdalen van pleistoceen Nederland. De associatie was kenmerkend voor min of meer vlakke delen van de beekdalen, met periodieke invloed van kwelwater en regelmatig tot incidenteel voorkomende inundaties met beekwater. De bodem bestaat veelal uit lemig zand en is basenrijk, al is de bovengrond vaak enigszins ontkalkt (Stortelder *et al*., 1999). Het bostype is meestal een beekeerdgrond (Van der Werf, 1991), de humusvorm mull (vooral wormmull of hydromull; De Waal en Hommel, 2005). De groeiplaats is vochtig tot drassig, maar de grondwaterstanden in de zomer zijn te laag om veenvorming mogelijk te maken. Op lager gelegen, nattere groeiplaatsen in beekdalen, waar wel veenvorming mogelijk is, wordt het bostype vervangen door elzenbroekbos (Stortelder *et al*., 1998).
Het Vogelkers-Essenbos is een zeer soorten- en bloemrijk bostype met veel typische bosplanten als Bosanemoon (*Anemone nemorosa*), Slanke sleutelbloem (*Primula elatior*) en Eenbes (*Paris quadrifolia*). Op basis van de synoptische tabellen in De Vegetatie van Nederland blijkt dat van alle 20 in Nederland voorkomende bosassociaties dit bostype de grootste botanische diversiteit herbergt (Hommel, 2004).

Probleem
Door verdroging (c.q. verzuring) van beekdalen en/of eutrofiëring van het beekwater zijn goed ontwikkelde voorbeelden van het Vogelkers-Essenbos in ons land uiterst zeldzaam geworden. Herstel binnen natuurterreinen door middel van intern beheer is veelal nauwelijks mogelijk, aangezien de oorzaken van de achteruitgang doorgaans buiten het beheersgebied gelegen zijn. In het Pre-advies 'Natte bossen' wordt in het kader van het programma Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN) herstel van dit

bostype als prioritair aangegeven (Poels *et al.*, 1998 en 2000). Experimenten gericht op herstel dan wel ontwikkeling van dit bostype hebben echter tot nu vrijwel niet plaatsgevonden.

Doelstelling
Het landgoed Het Lankheet is een reliëfrijk gebied waar van oorsprong een volledige nat-droog-gradiënt aanwezig was: van natte laagten met veenvorming en broekbos, naar hoger gelegen, droge dek- en stuifzandgronden met strooiselaccumulatie en "armere" bostypen, behorend tot de klasse der *Quercetea robori-petraeae* (Hommel *et al*., 1999). Bij aanvang van het onderzoek was het gebied sterk verdroogd, een situatie die – anders dan in de meeste beekdalen in pleistoceen Nederland – niet primair is terug te voeren op ontwateringsmaatregelen in de loop van de vorige eeuw, maar op een ingrijpende verandering van de regionale hydrologie na het vergraven van de Buurserbeek in het begin van de vijftiende eeuw. Dit gebeurde om wateroverlast in en rond Haaksbergen te beperken, en tevens om de mogelijkheden voor het scheepvaartverkeer tussen Twente en Deventer te verbeteren (Van Hagen en Van Hagen, z.j.).

In de nat-droog-gradiënt van Het Lankheet is – tussen het (verdroogde) elzenbroekbos en de *Quercetea*-bossen op de hoger gelegen dekzand- en stuifzandgronden de positie van het oorspronkelijk Vogelkers-Essenbos nog goed herkenbaar: een beekvlakte met overwegend beekeerd- en gooreerdgronden (zie § 2.1). Zowel het actuele bostype als het humusprofiel (met strooiselaccumulatie) beantwoorden echter niet meer aan het hierboven geschetste beeld van een Vogelkers-Essenbos en zijn veeleer kenmerkend voor de (vochtige flank van de) *Quercetea robori-petraeae* (zie ook § 2.1).

Dankzij het grootschalig waterzuiveringsproject kon in Het Lankheet op landschapsschaal worden onderzocht wat de mogelijkheden zijn voor herstel van Elzenbroek en Vogelkers-Essenbos door middel van inundatie en bevloeiing met schoon, maar basenrijk oppervlaktewater, in combinatie met een verhoging van de kwelinvloed. Hiertoe is door Alterra, in samenwerking met KWR, een onderzoek gestart, gericht op voor monitoring van de ontwikkeling van vegetatie en abiotiek (zie hierboven). Naast de invloed van inundatie, bevloeiing en kwel werd in beide deelonderzoeken ook de invloed van het verwijderen van de strooisellaag onderzocht.

Aanbevelingen voor natuurherstel en waterbeheer
Dit rapport vormt een tweeluik met de rapportage over het onderzoek naar de herstelmogelijkheden van het elzenbroekbos in Het Lankheet (Aggenbach *et al*., 2011). Op verzoek van het Deskundigenteam Beekdalen van het Kennisnetwerk OBN is in beide rapporten één en hetzelfde slothoofdstuk opgenomen waarin aanbevelingen worden gedaan voor herstel van de gehele gradiënt van natte en vochtige beekdalbossen (dus van elzenbroekbos én Vogelkers-Essenbos) in beekdallandschappen. De in dit slothoofdstuk gepresenteerde aanbevelingen berusten deels op de resultaten van het OBN-onderzoek in Het Lankheet, deels op eerdere onderzoekingen en op de praktijkervaring van beheerders.

2 Materiaal en methoden

2.1 Het studiegebied

Het landgoed Het Lankheet is een bosgebied met enkele landbouw- en heide-enclaves, gelegen tussen Eibergen (Gelderland) en Haaksbergen (Overijssel). De geomorfologie van het gebied is gecompliceerd. Deels bestaat het uit een afwisseling van laaggelegen beekoverstromingsvlakten en dalvormige laagten, deels uit een 'vereffeningsterrasrest' met grondmorene, afgewisseld met dekzandruggen en lage rivierduinen. Het onderzoeksgebied met de zuiveringsmoerassen en de proefvelden voor het herstel van het elzenbroekbos en het Vogelkers-Essenbos liggen in een dalvormige laagte bestaande uit beekafzettingen die zijn bedekt met al dan niet verspoeld dekzand.

In het grootste deel van het Vogelkers-Essenbos-proefveld komen lemige en/of humushoudende lagen voor die gedeeltelijk een stagnerend karakter hebben. Deze lagen duiden op een natter sedimentair verleden (beekmilieu). Het oorspronkelijk maaiveld is later bedekt geraakt met verstoven, verspoeld (van de nabijgelegen hoge es) of mogelijk zelfs opgebracht zand. Het zuidwestelijk gedeelte van het proefveld is relatief laag en vochtig (zie § 3.1). De bodem bestaat hier uit een complex van fijnzandige dekzandbodems met een 20 tot 35 cm dikke humushoudende bovengrond die op veel plekken verstoord lijkt. Binnen een halve meter zijn hydromorfe kenmerken aanwezig. Het leemgehalte ligt tussen de 10 en 15% (leemarm tot matig leemarm). De uitloging van de bovengrond van de vochtige bodems in het zuidwesten is beperkt en er is geen sprake van podzolvorming. Slechts hier en daar is een beginnende micropodzolering waar te nemen. De bodems zijn deels tot de beekeerdgronden, deels tot de gooreerdgronden (op de relatief drogere plekken) te rekenen. Naar het noordoosten is de afstand tot het grondwater groter, zijn de bovengronden duidelijk uitgeloogd en is hier en daar sprake van een humus-B die kenmerkend is voor een veldpodzolgrond. Veel profielen in het proefveld zijn gedeeltelijk verstoord en/of vergraven.

In de huidige toestand herbergt de vegetatie vrijwel geen soorten die herinneren aan een verleden met Vogelkers-Essenbos of Elzenbroekbos, bostypen die hier gezien de groeiplaatskenmerken voor de verdroging zeker wel aanwezig moeten zijn geweest. Alleen in de boom- en struiklaag zijn nog hier en daar nog relicten te vinden: Zwarte els (*Alnus glutinosa*), Hazelaar (*Corylus avellana*) en Grauwe wilg (*Salix cinerea*). Het grootste deel van het proefgebied en het gehele referentiegebied kon in 2005 worden geclassificeerd als een 'arm' en vochtig *Quercion*-bos. Als wij het eenmalig voorkomen negeren van Adelaarsvaren (*Pteridium aquilinum*, een soort van het Wintereiken-Beukenbos, die zich vanuit de bosrand plaatselijk enigszins uitbreidt), is binnen het *Quercion* het Vochtig Eiken-Berkenbos (*Betulo-Quercetum molinietosum*) het meest overeenkomstige bostype. Kenmerkend hiervoor is de in proefveld en referentiegebied veel voorkomende combinatie van Zomereik (*Quercus robur*) en Zachte berk (*Betula pubescens*) in de boomlaag, Sporkehout (*Rhamnus frangula*) in

de struiklaag, Pijpestrootje (*Molinia caerulea*) in de kruidlaag en een breed scala aan soorten van arm en zuur milieu in de moslaag (Hommel *et al.,* 1999). Goed ontwikkeld is dit type echter (nog) niet. Differentiërende soorten van de arme bossen als Blauwe bosbes (*Vaccinium myrtillus*), Bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*) en Pluisjesmos (*Dicranella heteromalla*) zijn nog maar spaarzaam aanwezig.

De in het vorige hoofdstuk beschreven discrepantie tussen groeiplaats en bodemtype enerzijds en humusprofiel en vegetatietype anderzijds maakt duidelijk dat de verdroging van het gebied die een aanvang nam met de vergraving van de Buurserbeek, heeft geleid tot verzuring en verdroging van de bodem. Dit betekende (1) een toegenomen aeratie (waardoor aan zuurstofarme condities aangepaste soorten zijn verdwenen), (2) veranderingen in de afbraak van organische stof in de bodem en bovengrondse accumulatie van strooisel, en (3) verminderde aanvoer van grondwater (waardoor basenminnende soorten zijn verdwenen). In hoeverre de opgetreden verzuring is versterkt door een al dan niet geleidelijke vermindering van de inundatiefrequentie is – na zes eeuwen – niet te zeggen. Er zijn ons geen gegevens over de historische inundatiefrequentie ter plekke bekend.

Een gedetailleerd overzicht van de uitgangssituatie, inclusief de vegetatieopnamen van de niet-geplagde proefvlakken en de bodemprofielen van alle proefvlakken (tot een diepte van 1,2 meter), wordt gegeven door Hommel *et al.* (2008). Voor een uitgebreide beschrijving van het proefveld van het te herstellen elzenbroekbos, zie Aggenbach & Hunneman (2007) en Aggenbach (2011). Opzet en inrichting van de zuiveringsmoerassen worden beschreven door Meerburg & Van der Werf (2008).

2.2 Proefopzet

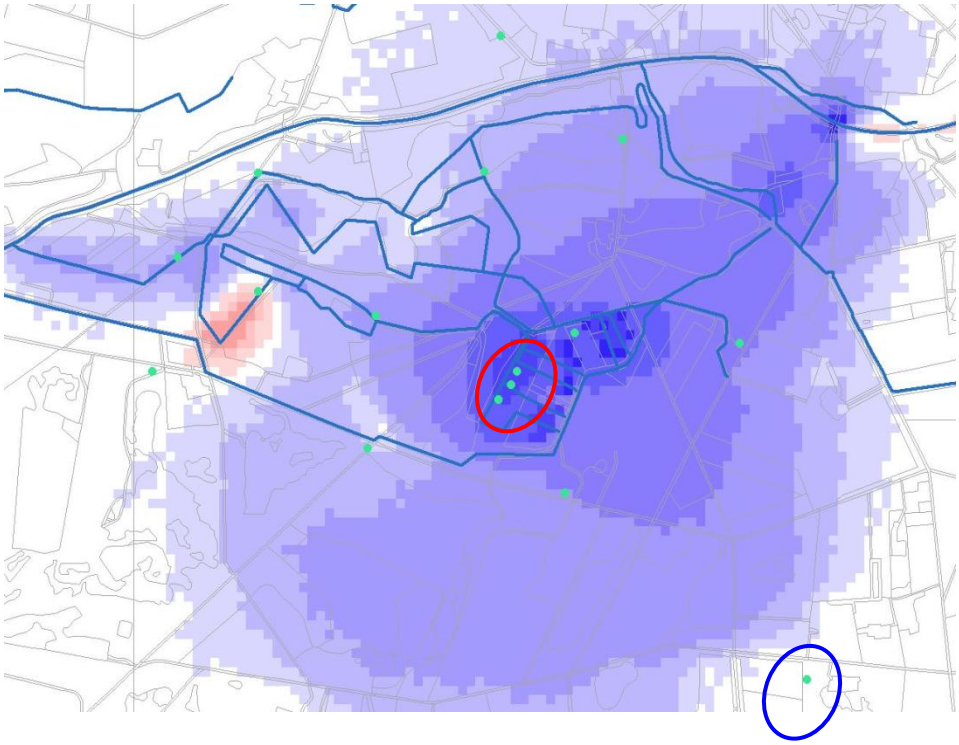
De proefvelden waarin het onderzoek naar herstel mogelijkheden van beekbegeleidende bostypen worden onderzocht, bevinden zich in een bosstrook direct grenzend aan de op voormalige maïsakkers aangelegde, zuiveringsmoerassen. Het proefveld waarin herstel van het Vogelkers-Essenbos wordt beoogd is circa 1,5 ha groot en zuidwest – noordoost geörienteerd.

Het referentiegebied, waar geen bevloeiing plaatsvindt, ligt in het Krakeelsveld aan de Veenrietweg, in het uiterste zuidoosten van het landgoed, op ruim een kilometer afstand van proefvelden en zuiveringsmoerassen (Figuur 2a). Het is hiervan gescheiden door een relatief hoge dekzandrug. Het referentiegebied is geselecteerd op grond van een min of meer overeenkomstige bodemgesteldheid en hydrologie, en vertoont de meeste overeenkomst met het noordoostelijke gedeelte van het proefvlak, met uitzondering van de twee laagstgelegen proefvlakken (Rp.1 en Rp.2) die een moerig karakter hebben (moereerdgronden). Net als in het proefveld zijn veel profielen in het referentiegebied gedeeltelijk verstoord en/of vergraven.

Op grond van modelberekeningen wordt ervan uitgegaan dat bij bevloeiing van de proefvelden geen veranderingen van de hydrologie van het referentiegebied zullen optreden (Figuur 2a; zie ook Querner, 2008). Een vergelijking van de berekende grondwaterstanden bij het begin van de proef met de gemeten standen in het laatste jaar suggereert echter dat de invloed van de zuiveringsmoerassen verder reikt dan op voorhand werd aangenomen (zie § 3.1.2).

De inrichting van het proefveld en het referentiegebied is als volgt:

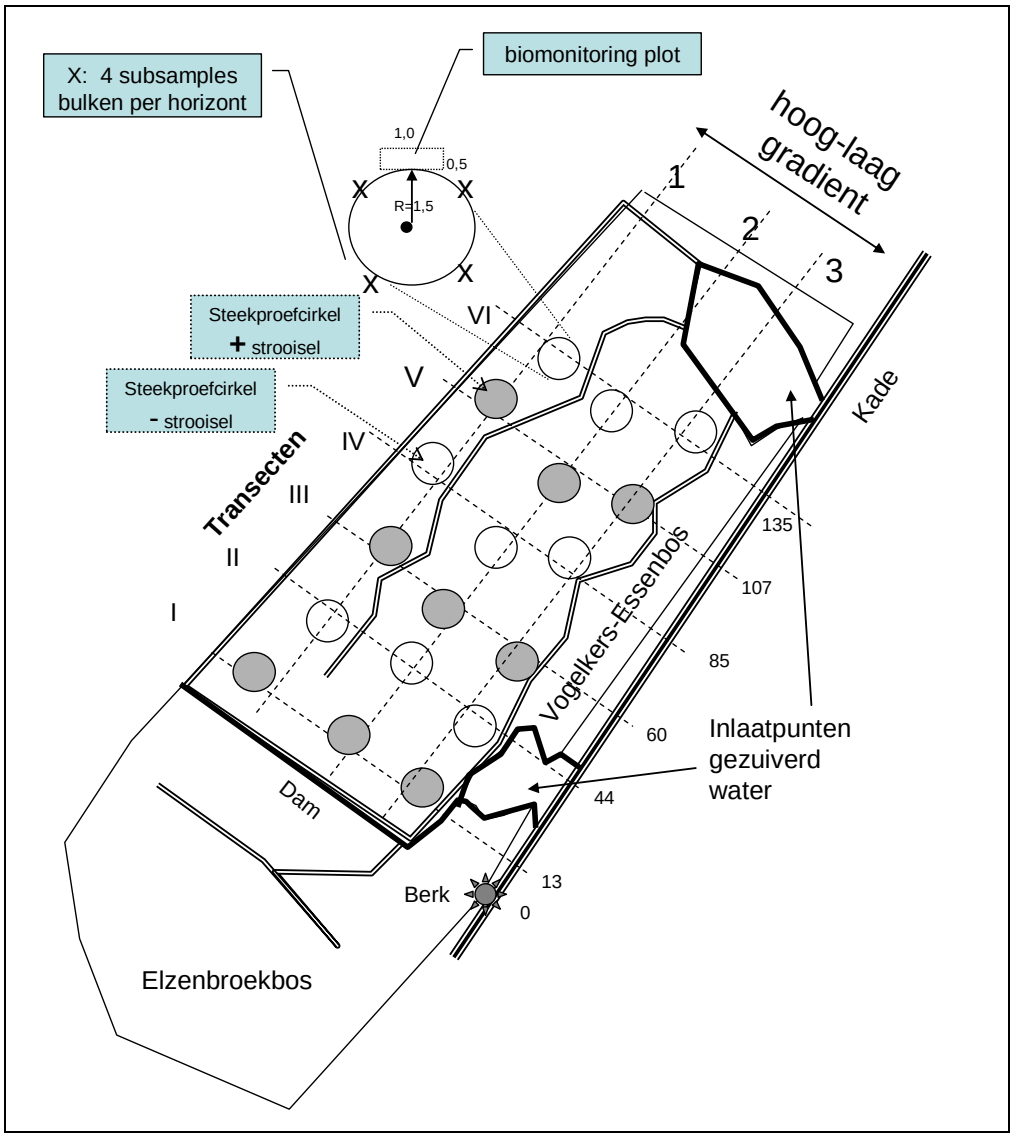
- er werden 24 meetpunten ingericht, verdeeld over 8 parallelle raaien; 6 raaien in het proefveld en 2 in het referentiegebied (Figuur 2b);
- de proefopzet is systematisch: er werd zoveel mogelijk uitgegaan van vaste afstanden tussen de raaien en - binnen de raaien - tussen de meetpunten. Bij het uitzetten van het meetnet van raaien en meetpunten is echter rekening gehouden met de vegetatiestructuur rondom de meetpunten om zoveel mogelijk homogene proefvlakken te verkrijgen. Ook is bij het uitzetten van de meetpunten getracht zoveel mogelijk afstand te bewaren tot greppels en bomen;
- de meetpunten zijn gemarkeerd met paaltjes en ingemeten met GPS;
- het bodemkundig en vegetatiekundig onderzoek werd verricht in cirkelvormige proefvlakken met bovengenoemde paaltjes als middelpunt (zie resp. § 2.4.1 en § 2.5.1) ;
- de hoogteligging van de proefvlakken werd bepaald door waterpassing;
- in 50% van de proefvlakken (4 raaien) werd in een cirkel rond bovengenoemde paaltjes de strooisellaag verwijderd (8 à 10 cm; tot de minerale bovengrond; straal tenminste 2,5 meter);
- de raaien met en zonder strooiselverwijdering alterneren;
- er werden vier grondwaterstandsbuizen geplaatst (drie in het proefveld; één in het referentiegebied);
- bij elk meetpunt werden - buiten het proefvlak voor de monitoring van de vegetatieontwikkeling - twee proefvlakken voor biomonitoring ingericht: in het najaar van 2006 werden hier 20 wortelstokken van Bosanemoon ingegraven. Dit werd herhaald in het najaar van 2008.



Figuur 2a: Invloed rietmoerassen op grondwaterstanden in Het Lankheet volgens modelberekeningen (blauw: vernatting; rood: verdroging; groene stippen: peilbuizen; rode ovaal: proefgebied; blauwe ovaal; referentiegebied). De figuur laat zien dat binnen het proefgebied sprake is van een sterke vernatting. In het referentiegebied is geen sprake van veranderingen in grondwaterstand.

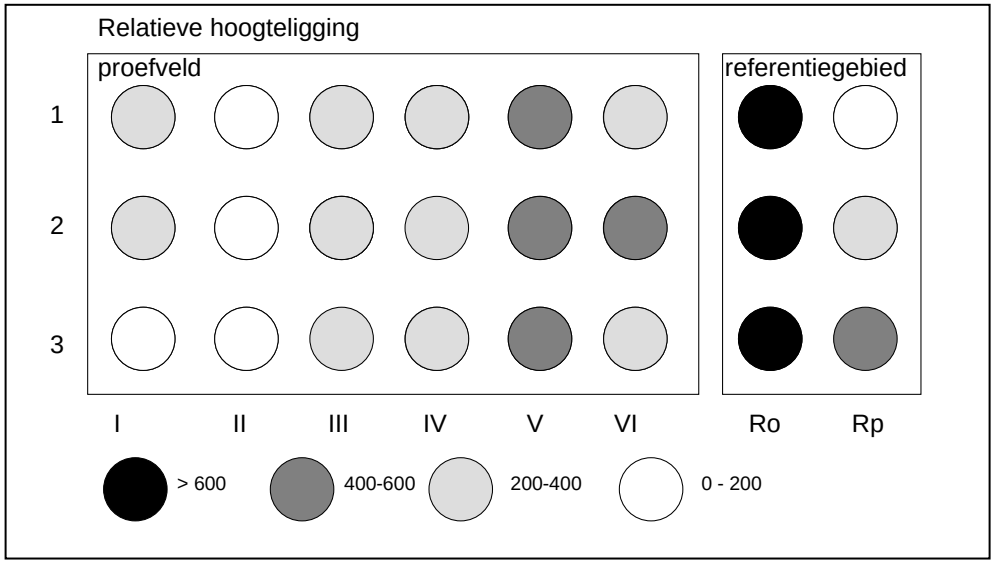
Figure 2a: Influence of reed marshes on groundwater levels in Het Lankheet according to model calculations (blue: rewetting; red: desiccation; green dots: monitoring wells; red oval: trial area; blue oval; reference area). The figure shows that there is considerable rewetting within the trial area. In the reference area there are no changes to the groundwater level.

Figuur 2b geeft een schematisch overzicht van het proefveld en de ligging van de raaien en meetpunten. De resultaten van de waterpassing van de proefvlakken en de grondwaterstandsbuizen worden gegeven in Bijlage A. In Figuur 2c wordt de relatieve hoogteligging van de proefvlakken binnen het proefveld en binnen het referentiegebied weergegeven, uitgedrukt in de hoogte (mm) boven het laagst gelegen proefvlak van het gebied. Uit deze figuur valt af te lezen dat de verschillen in hoogteligging binnen het proefveld geringer zijn dan binnen het referentiegebied. Het verschil tussen het hoogst en het laagst gelegen proefvlak bedraagt hier 484 mm tegenover 1748 mm in het referentiegebied. Verder wordt duidelijk dat binnen het proefveld sprake is van een hoogte-gradiënt van west naar oost. In het referentiegebied ligt de raai waar het strooisel verwijderd is duidelijk lager dan die waar geen strooisel is verwijderd. Onderzoekstechnisch is dit suboptimaal. Het was echter niet mogelijk binnen het landgoed, maar buiten de (verwachte) hydrologische invloed van de aanleg van de rietmoerassen een beter (homogener) referentiegebied te vinden.



Figuur 2b: Inrichting proefveld herstel Vogelkers-Essenbos in Het Lankheet.

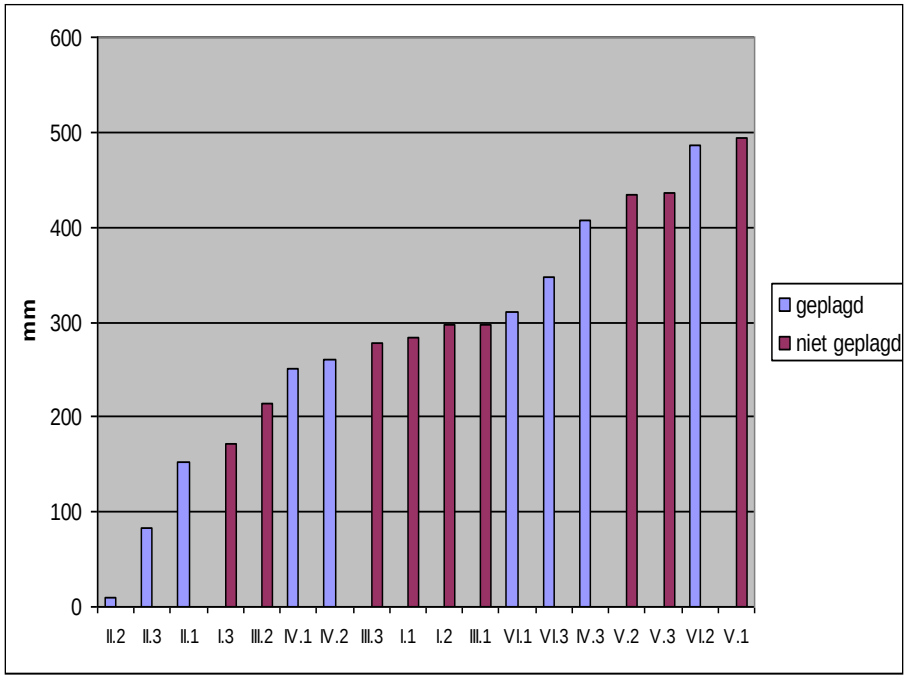
Figure 2b: Pruno-Fraxinetum woodland restoration trial plot layout in Het Lankheet.



Figuur 2c: Relatieve hoogteligging (mm boven het laagst gelegen proefvlak van het gebied.). De proefvlakken II, IV, VI en Rp zijn geplagd.

Figure 2c: Relative altitude (mm above the lowest trial plots in the area). The sods were removed in trial plots II, IV, VI and Rp.

Bij de inrichting van het proefgebied is getracht de ligging van de raaien met te plaggen en niet te plaggen proefvlakken gelijkmatig over de hoogtezones te verdelen. Dit is redelijk goed gelukt. Figuur 2d geeft de relatieve hoogteligging van de meetpunten (centra van de proefvlakken) na het plaggen.



Figuur 2d: Relatieve hoogteligging van de meetpunten in het proefgebied (0 = 24 126 mm + NAP). De geplagde proefvlakken liggen gemiddeld iets lager dan de niet

geplagde. Het verschil (circa 7 cm) is iets kleiner dan de geschatte plagdiepte (8 à 10 cm).

Figure 2d: Relative altitude of the measurement points in the trial area (0 = 24 126 mm + NAP). The trial plots cleared of sods are on average slightly lower than the plots not cleared. The difference (approximately 7 cm) is slightly less than the estimated sod depth (8 to 10 cm).

Het blijkt dat in de geplagde proefvlakken het maaiveld gemiddeld circa 7 cm lager ligt dan in de niet-geplagde proefvlakken. Dit verschil komt vrijwel overeen met de geschatte plagdiepte van 8 à 10 cm. Voorafgaand aan het plaggen lagen de te plaggen proefvakken gemiddeld waarschijnlijk een fractie hoger dan de niet geplagde, na afloop iets lager. In beide gevallen is er geen sprake van een significant verschil (P-waarde T-toets: resp. 0.71 en 0.49).



Figuur 2e: Nat gedeelte van het proefveld met een plagplek waar het water boven maaiveld staat (situatie augustus 2013).

Figure 2e: Wet part of trial plot where litterfall and vegetation have been cleared and where the water is above ground level (situation August 2013).



Figuur 2f: Droog gedeelte van het proefveld; de opvallend weelderige begroeiing van een plagplek vormt een contrast met de spaarzaam begroeide omgeving (situatie augustus 2013).

Figure 2f: Dry part of the trial plot; the surprisingly lush vegetation of a patch cleared of litterfall and vegetation forms a stark contrast to the sparse vegetation in the surrounding area (situation August 2013).



Figuur 2g: Elzenbroekbos grenzend aan het proefveld.

Figure 2g: Alder alluvial forests adjacent to the trial plot.

2.3 Hydrologie

Van de situatie vóór het opstarten van de waterzuiveringsproef in het aangrenzende perceel zijn geen peilbuisgegevens beschikbaar. Wel werd in de winter van 2005/2006 (vóór de start van de proef; na het afplaggen van 50% van de meetpunten) eenmalig handmatig de grondwaterstand gemeten in boorgaten. In het voorjaar van 2006 werden vervolgens vier grondwaterstandsbuizen geplaatst (drie in het proefveld; één in het referentiegebied), gespreid over de verschillende hoogtezones die – blijkens de hoogtemetingen door waterpassing - in het terrein aanwezig zijn.

In deze buizen werden van juni 2006 tot november 2009 de grondwaterstandstanden door middel van *divers* en *dataloggers* meer malen daags automatisch geregistreerd. Bij het uitlezen van de dataloggers werden de grondwaterstanden tevens handmatig gemeten. Bij de verwerking van de data werden voor perioden dat de *divers* niet of niet goed werkten (o.a. bij zeer hoge standen boven maaiveld) deze handmatige metingen gebruikt. Het betreft hier echter incidentele correcties. Voor zover er in de tussenliggende perioden sprake was van extreem hoge standen moeten de dan gemeten grondwaterstanden als minder betrouwbaar worden beschouwd.

Aan de hand van beschrijvingen van goede voorbeelden van het Vogelkers-Essenbos werd voor GHG en GLG getracht een "streefbeeld" voor de grondwaterstanden in Het Lankheet op te stellen (Tabel 2a). De benodigde informatie werd ontleend aan het archief van Alterra (projecten *Bosecosystemen van Nederland* en *Selectie van referentiepunten*) en literatuurbronnen (o.a. De Waal & Hommel, 2005). Probleem hierbij was dat – anders dan bij de meeste bosassociaties het geval is – de beschikbare referentiewaarden een zeer brede range te zien geven. Dit wordt mede veroorzaakt doordat in sommige referentiebossen de soortensamenstelling van de vegetatie weliswaar nog voldoet aan de definitie van het Vogelkers-Essenbos, maar de groeiplaats al is verdroogd (naijling). Ook speelt een rol dat binnen het areaal van dit bostype in Nederland de verschillen in leemgehalte van de bodem aanzienlijk zijn. Dit komt ook in niet-verdroogde toestand tot uitdrukking in relatief grote verschillen in gewenste grondwaterstanden. Om dit probleem te ondervangen zijn op basis van de meest vergelijkbare referentiebossen en "best professional judgement" streefwaarden opgesteld die specifiek zijn toegesneden op de (potentiële) groeiplaats van het Vogelkers-Essenbos in Het Lankheet. Deze streefwaarden hebben een aanzienlijk smallere range dan de beschikbare referentiewaarden voor Nederland als geheel.

Tabel 2a: Kenmerken van het grondwaterregime in uitgangssituatie en streefwaarden Vogelkers-Essenbos.

Table 2a: Groundwater regime characteristics in the initial situation and the target values for Pruno-Fraxinetum woodland.

Kenmerk	Uitgangssituatie (2005)	Streefwaarden
GHG	45-130	20-30
GLG	80-150	60-80

Getracht is om de vegetatieontwikkeling in de proefvlakken met behulp van multivariate analyse te verklaren vanuit de veranderingen in het grondwaterregime (zie § 2.6). Daarvoor was het noodzakelijk om de beschikbare hydrologische data te vertalen naar een beperkt aantal hydrologische kengetallen. Dit stuitte op een aantal praktische bezwaren. In de eerste plaats beslaat de periode waarin sprake is van verhoogde grondwaterstanden (door toename van kwel vanuit de zuiveringsmoerassen) slechts een beperkt aantal jaren. De berekening van langjarige gemiddelden was daardoor onmogelijk. In de tweede plaats werden de eerste jaren van de zuiveringsproef gekenmerkt door veel opstartproblemen. Dit resulteerde in een zeer grillig grondwaterregime in het proefveld (zie § 3.1). Berekening van (kortjarige) gemiddelden over de gehele onderzoeksperiode werden daarom als weinig zinvol beschouwd. Besloten werd het grondwaterregime in het hydrologisch jaar vóór de laatste monitoringsronde als richtinggevend te beschouwen. De inundatieduur in het zeer natte hydrologische jaar 2007 – 2008 werd daarnaast als aparte variabele aan de set kengetallen toegevoegd.

In de tweede plaats bleef het grondwaterregime in het proefveld – ook nadat de opstartproblemen in de zuiveringsmoerassen overwonnen waren – erg onnatuurlijk, waarbij het optreden van relatief hoge dan wel lage standen niet door seizoenfluctuaties maar door de bedrijfsvoering binnen de zuiveringsmoerassen werd bepaald. Dit maakte ook het hanteren van (op een vaste peildatum bepaalde) voorjaarsgrondwaterstand minder zinvol. In plaats daarvan werden de laagste en hoogste grondwaterstand als hydrologische kengetallen gebruikt (resp. LG en HG).

Tenslotte waren voor het grondwaterregime in de uitgangssituatie onvoldoende meetgegevens voorhanden. Daarom werden deze modelmatig berekend. Ter wille van de vergelijkbaarheid met de gegevens voor de proefperiode met gewijzigd grondwaterregime werden deze vertaald naar de LG en HG in het hydrologisch jaar (1 april t/m 31 maart) voorafgaande aan de ingebruikname van de zuiveringsmoerassen.

Bij de multivariate analyse met behulp van het programma CANOCO (ter Braak & Smilauer, 2002) konden dus de volgende hydrologische kengetallen worden gebruikt:

- laagste grondwaterstand (LG) in zomer 2004 (berekend);
- hoogste grondwaterstand (HG) in winter 2004/2005 (berekend);
- laagste grondwaterstand (LG) in hydrologisch jaar 2009/2010 (gemeten);
- hoogste grondwaterstand (HG) in hydrologisch jaar 2009/2010 (gemeten);
- aantal dagen dat in hydrologisch jaar 2007/2008 het grondwater boven maaiveld stond (gemeten).

2.4 Bodem en humus

2.4.1 Veldwerk en bodemanalyses

In het najaar van 2005 werd in alle 24 proefvlakken bodemkundig onderzoek verricht. Het veldwerk impliceerde:
- beschrijving van het humusprofiel (strooisellaag – indien aanwezig - en minerale bovengrond tot 40 cm –mv);
- beschrijving van het minerale bodemprofiel tot 120 cm –mv;
- bemonstering van vier bodemlagen: ectorganisch strooisel, 0-5 cm –mv, 5-25 cm –mv en 50-75 cm –mv.

Per proefvlak en per laag werden vier punten bemonsterd: 1,5 tot 2 meter noord, zuid en west en oost van het centraal geplaatste paaltje. De monsters werden per proefvlak en per laag samengevoegd tot bulkmonsters. Deze bulkmonsters werden geanalyseerd op:
- pH-KCl;
- organische stofgehalte;
- textuur (leemgehalte);
- uitwisselbaar Ca, Mg, K, Na en H (Bascomb-extractie);
- CEC (Bascomb-extractie);
- gehalte P-anorganisch (extractie met 5% HCl);
- Fe-, Al- en P-gehalte (oxalaat-extractie);
- gehalte N-totaal en P-totaal (Kjeldahl-destructie);
- gehalte Fe-totaal (extractie met koningswater).

De analyseresultaten staan vermeld in Bijlage C. Uit de analyseresultaten werden de volgende bodemparameters berekend:
- H/Ca-ratio;
- Basenverzadiging: calciumgehalte gedeeld door de gesommeerde gehalten aan kationen (inclusief H^+), uitgedrukt als percentage;
- C/N-ratio: (0.5 * organisch stofgehalte) / (N-totaal-gehalte / 1000);
- C/P-ratio: (0.5 * organisch stofgehalte) / (P-totaal-gehalte / 1000);
- PSI (fosfaatverzadigingsindex): P-oxalaat-gehalte / (Al-oxalaat-gehalte + Fe-oxalaat-gehalte) (zie § 2.4.4).

In de jaren 2006, 2007 en 2008 werd een beperkte bodemkundige monitoring uitgevoerd waarbij uitsluitend het humusprofiel en de humusvorm werden beschreven. Tevens werd met behulp van Merck-indicatorstrookjes de veld-pH van de laag 5-25 cm –mv bepaald. In 2010 werd opnieuw een uitgebreide bemonstering verricht en werden dezelfde analyses verricht als in 2005. De analyseresultaten staan vermeld in Bijlage D. De bemonstering van 2010 bleef beperkt tot het proefveld. De uitgebreide bemonstering in het referentiegebied werd niet herhaald omdat gaande het onderzoek het bemonsterde terrein aan de Veenrietweg als referentiegebied minder geschikt was gebleken dan op voorhand was aangenomen. Dit had de volgende redenen:
- Aanzienlijke verschillen in hoogteligging en reliëf (zie § 2.2 en Bijlage A);
- Aanzienlijke verschillen grondwaterstanden (zie Bijlage B);
- Aanzienlijke verschillen in bodemchemie (zie Bijlage C en D);
- Mogelijkheid dat de hydrologische invloed van de zuiveringsmoerassen verder reikte dan voorzien (zie § 3.1.2).

2.4.2 Humusprofiel

Belangrijke kenmerken van het humusprofiel die de veranderingen van de bosbodem onder invloed van de vernatting kunnen beschrijven zijn: de dikte van de strooisellaag (ectorganische horizont), de abruptheid van de overgang naar de onderliggende minerale bodem, de aanwezigheid van mesofauna (mijten en springstaarten) en macrofauna (met name regenwormen), en de humusvorm. Dit laatste kenmerk werd beschreven met behulp van de Veldgids Humusvormen (Van Delft, 2004).

Aan de hand van beschrijvingen van goede voorbeelden van het Vogelkers-Essenbos werd voor bovengenoemde kenmerken een "streefbeeld" voor de ontwikkelingen in Het Lankheet opgesteld (Tabel 2b). De benodigde informatie werd ontleend aan het archief van Alterra (projecten *Bosecosystemen van Nederland* en *Selectie van referentiepunten*) en diverse literatuurbronnen (o.a. De Waal & Hommel, 2005).

Tabel 2b: Kenmerken van het humusprofiel: uitgangssituatie en streefbeeld Vogelkers-Essenbos.

Table 2b: Humus profile characteristics: initial situation and ideal situation for Pruno-Fraxinetum woodland.

Kenmerk	Uitgangssituatie (2005)	Streefbeeld
Humusvorm	mormoder en zure moder	beekhydromull
Dikte strooisellaag (cm + mv)	4 – 8	0
Grens	scherp	geleidelijk
Bodemfauna	vooral mesofauna	vooral macrofauna

.

2.4.3 Zuur- en basentoestand

De basenhuishouding van de bodem in de meetpunten wordt beschreven aan de hand van drie kenmerken: de pH-KCl, de H/Ca-ratio en de calciumbezetting. Ook voor deze drie parameters werd op grond van archief- en literatuurgegevens een "streefbeeld" voor het Vogelkers-Essenbos opgesteld (Tabel 2c).

Tabel 2c: Kenmerken van de bovengrond (0-25 cm -mv) die de basenhuishouding beschrijven: uitgangssituatie en streefwaarden Vogelkers-Essenbos.

Table 2c: Topsoil (0-25 cm below ground level) characteristics which describe acid/alkaline balance: initial situation and target values for Pruno-Fraxinetum woodland.

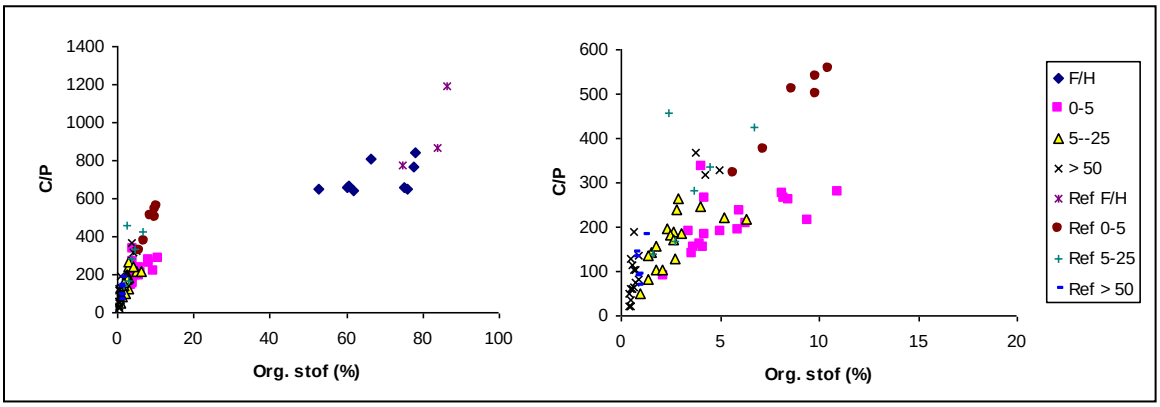
Kenmerk	Uitgangssituatie (2005)	Streefwaarden
pH-KCl	3.3 – 3.9	4.5 - 6.0
H/Ca-ratio	120 - 20 000	< 5
Calciumbezetting (%)	0.0 – 0.2	> 40

Ranges uitgangssituatie zijn gebaseerd op analyseresultaten voor de laag 5 – 25 cm –mv.

2.4.4 Nutriëntentoestand

C/N- en C/P-verhouding

De nutriëntentoestand kan worden uitgedrukt in de relatie tussen de C/N- en de C/P-verhouding van de organische stof. De C/N- en C/P-ratio's zijn indicatief voor de mate waarin strooisel is gehumificeerd. In beide gevallen geldt: naarmate de verhouding lager is, heeft er meer humificatie plaatsgevonden. Onverteerd strooisel heeft een hoge C/N- en C/P-verhouding. Tijdens het humificatieproces wordt het bij decompositie vrijkomende N en P door micro-organismen opgenomen en ingebouwd in lichaamseiwitten. Het bij decompositie gevormde CO_2 verdwijnt uit de bodem zodat de C/N- en C/P- verhouding daalt. Figuur 2h laat dit zien voor de C/P-verhouding. De N- en P-opname vindt plaats omdat micro-organismen bij aanbod van strooisel zeer actief worden en zich daardoor vermeerderen. Er is dan een grote N- en P-vraag. Door deze microbiologische activiteit is er sprake van N- en P-immobilisatie. N- en P zijn dan niet meer beschikbaar voor de vegetatie. Deze microbiologische activiteit gaat door tot het strooiselaanbod is verwerkt. Vanaf dat moment is er te weinig voedsel voor de microben, waardoor een deel van de populatie afsterft. Deze necromassa vormt de basis van wat ook wel stabiele organische stof wordt genoemd: complexe verbindingen, die moeilijk afbreekbaar zijn. Deze stabiele organische stof (humus) mineraliseert weliswaar langzaam, maar zorgt wel voor een continue leverantie van N en P, die door de vegetatie kunnen worden opgenomen. P kan daarbij echter aan de bodem (Fe-oxiden) worden gefixeerd, waardoor P alsnog moeilijk beschikbaar is voor de vegetatie.



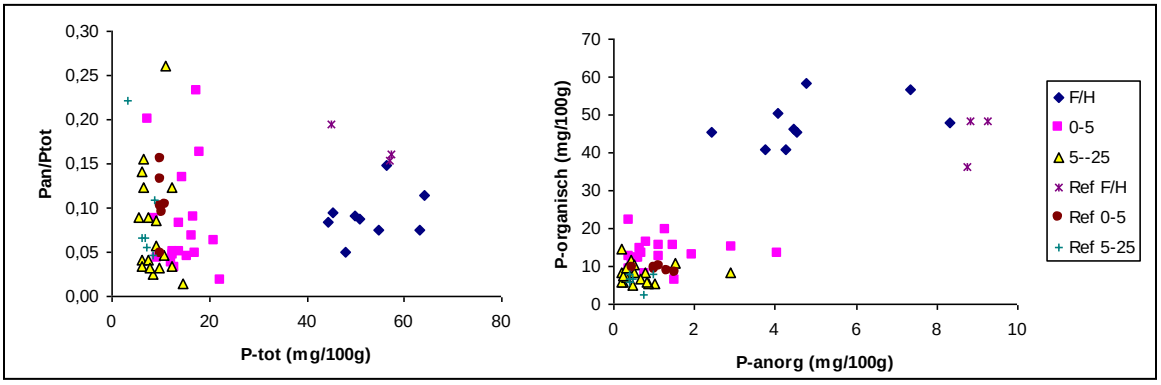
Figuur 2h: Verband tussen de C/P-verhouding en het organische stofgehalte in 2005. Ref: referentiegebied; overige symbolen: proefveld. Links: volledige dataset; rechts: alleen minerale bodem (lager organisch-stofgehalte, lagere C/P-ratio) (bron: Hommel et al., 2008).

Figure 2h: Relationship between C/P ratio and the organic matter content in 2005. Ref: reference area; other symbols: trial plot. Left: full data set; right: only mineral-rich soil (lower organic matter content, lower C/P ratio) (source: Hommel et al., 2008).

Door atmosferische N-depositie beschikken micro-organismen over een extra stikstofbron, die zij ook kunnen gebruiken als er geen stikstof meer uit het ruwe strooisel is te halen. Dit geldt niet voor P. De C/N-verhouding is daardoor een minder goede indicatie voor de mate van humificatie dan de C/P-verhouding.

Anorganisch fosfaat

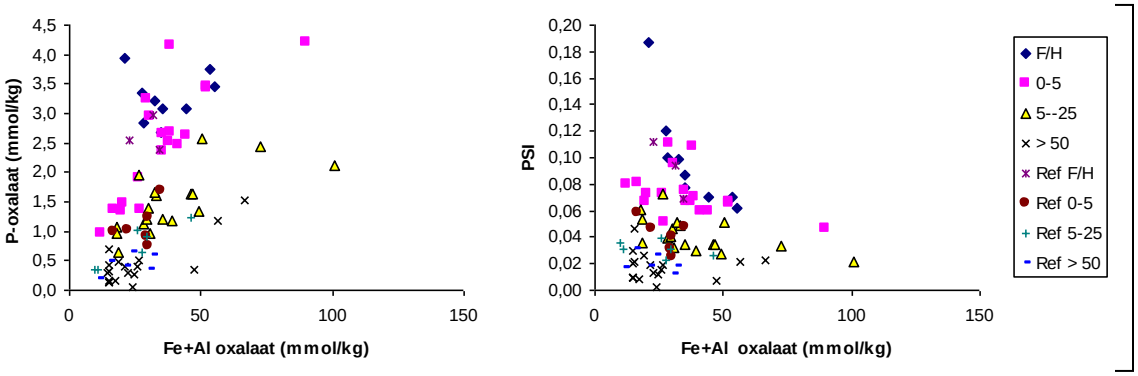
Bij decompositie van organische stof komt onder andere fosfaat beschikbaar. Dit wordt voor een deel weer geïmmobiliseerd door micro-organismen (zie hierboven). Het deel dat niet wordt geïmmobiliseerd kan door de vegetatie worden opgenomen of als anorganisch P worden gefixeerd aan Fe- en Al-oxiden. Tijdens de decompositie neemt daardoor het gehalte P-totaal af.
De F/H-horizonten hebben hogere waarden voor P-totaal dan de minerale horizonten (Figuur 2i; linker deel). Tevens blijkt dat verreweg het grootste gedeelte van fosfaat voorkomt in de vorm van organisch P (Figuur 2i; rechter deel).



Figuur 2i: Links: verband tussen de fractie anorganisch fosfaat en de totale hoeveelheid fosfaat in 2005; rechts: verband tussen de hoeveelheid organisch gebonden fosfaat en anorganisch fosfaat in 2005. Ref: referentiegebied; overige symbolen: proefveld. (bron: Hommel et al., 2008).

Figure 2i: Left: relationship between the fraction of inorganic phosphate and the total amount of phosphate in 2005; right: relationship between the amount of organically bound phosphate and inorganic phosphate in 2005. Ref: reference area; other symbols: trial plot (source: Hommel et al., 2008).

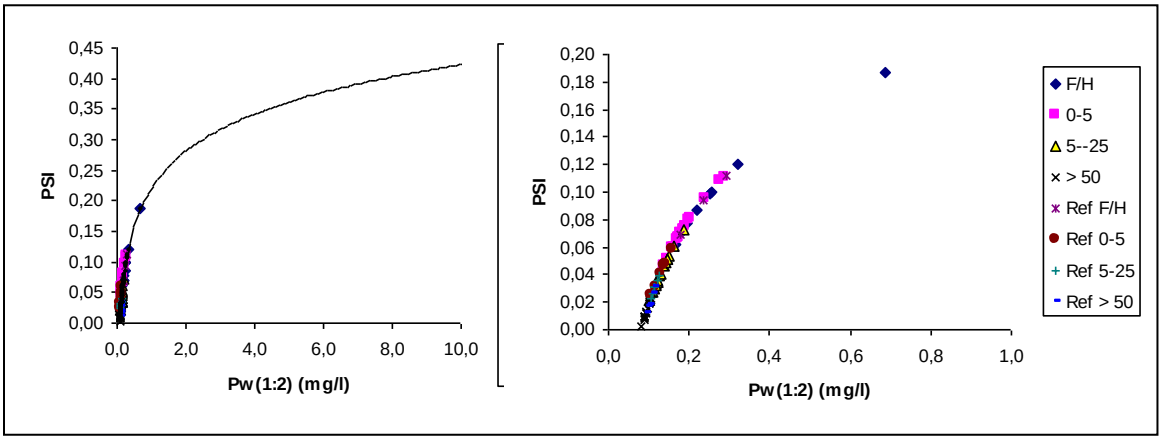
De mate waarin P-anorganisch kan worden gefixeerd is afhankelijk van de P-adsorptiecapaciteit, die wordt bepaald door het gehalte Fe- en Al-oxiden (Figuur 2j). Naarmate de adsorptiecapaciteit groter is, kan meer fosfaat worden gefixeerd. Het P-oxalaatgehalte is een maat voor de hoeveelheid aan ijzer en aluminium geadsorbeerde P. Uit Figuur 2j kan worden afgeleid dat over het algemeen de gehalten P-oxalaat laag zijn (P-oxalaat < 5) en dat slechts een gering deel van de adsorptiecapaciteit is benut.



Figuur 2j: Links: verband tussen de hoeveelheid geadsorbeerd fosfaat (P-oxalaat) en de fosfaatadsorptiecapaciteit (Fe+Al-oxalaat) in 2005; rechts: verband tussen de fosfaatverzadigingsindex (PSI) en de fosfaatadsorptiecapaciteit (Fe+Al-oxalaat) in 2005. Ref: referentiegebied; overige symbolen: proefveld. (bron: Hommel et al., 2008).

Figure 2j: Left: relationship between the amount of phosphate absorbed (P oxalate) and the phosphate absorption capacity (Fe+Al oxalate) in 2005; right: relationship between the phosphate saturation index (PSI) and the phosphate adsorption capacity (Fe+Al oxalate) in 2005. Ref: reference area; other symbols: trial plot (source: Hommel et al., 2008).

De mate waarin de adsorptiecapaciteit is benut, wordt de fosfaatverzadigingsindex (PSI) genoemd. Uit Figuur 2k blijkt dat de PSI in de proefvlakken in 2005 maximaal 12% bedroeg (op één uitzondering na). In systemen met een ernstige P-eutrofiëring is de PSI hoog en bij een PSI-waarde van 45% wordt gesproken van fosfaatverzadiging. Uit Figuur 2k kan derhalve worden geconcludeerd dat P in de proefvlakken slechts in beperkte mate beschikbaar is voor de vegetatie en naar verwachting geen aanleiding kan vormen voor eutrofiëring.



Figuur 2k: Verband tussen de fosfaatverzadigingsindex (PSI) en het in bodemvocht oplosbaar, voor de vegetatie beschikbaar fosfaat (P_w1:2) in 2005. Rechter figuur is ingezoomd. Ref: referentiegebied; overige symbolen: proefveld (bron: Hommel et al., 2008).

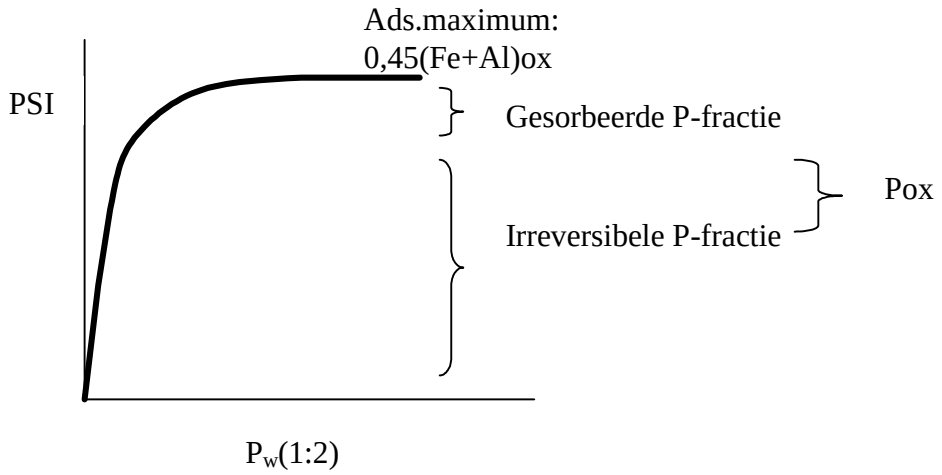
Figure 2k: Relationship between the phosphate saturation index (PSI) and the soluble phosphate available in the soil moisture for vegetation (P_w1:2) in 2005. Figure on the right is zoomed in. Ref: reference area; other symbols: trial plot (source: Hommel et al., 2008).

Een mogelijk probleem hierbij is we dat bij vernatting het gefixeerde fosfaat vrij zal komen omdat de ijzeroxiden door reductieprocessen zullen oplossen. De fosfaatadsorptiecapaciteit daalt dan en de PSI stijgt. Door een stijging van de PSI neemt de fosfaatbeschikbaarheid toe. Dit heeft te maken met de verschuiving van het evenwicht tussen gefixeerd en in het bodemvocht opgelost fosfaat (voor een nadere toelichting, zie kader). Op basis van een andere dataset uit Lankheet is via een regressievergelijking (r^2=0,79) het gehalte oplosbaar fosfaat afgeleid uit de gemeten PSI (Figuur 2k). Geconcludeerd kan worden dat vernatting van de proefvlakken waarschijnlijk niet tot een sterke mobilisatie van fosfaat zal leiden,

omdat anorganisch P voorkomt in de vorm van moeilijk oplosbaar (irreversibel gefixeerd) fosfaat (zie kader).

Het evenwicht tussen gefixeerd en in het bodemvocht opgelost fosfaat

De evenwichtsreactie tussen geadsorbeerd (PSI) en opgelost fosfaat, Pw(1:2), kan worden beschreven met een Langmuir-(adsorptie)-isotherm (zie onderstaande figuur).



Het verband tussen geadsorbeerd en opgelost fosfaat verloopt niet lineair. Bij verschraling vanuit een min of meer fosfaatverzadigde bodem (het horizontale deel van de isotherm) neemt de concentratie (Pw) sterk af, terwijl de vaste fase (Pads) nauwelijks afneemt. Dit deel van de isotherm wijst op vrijwel verzadigde omstandigheden, waarbij fosfaat vooral vanuit de gesorbeerde (i.e. reversibel gebonden) fase in oplossing komt en makkelijk beschikbaar is. In het verticale deel van de curve is de fosfaatconcentratie veel sterker gebufferd en verandert de concentratie nog maar langzaam: in dit deel van de curve is een langzame diffusiereactie verantwoordelijk voor het slechts moeizaam in oplossing komen van de gefixeerde (quasi-irreversibele) fosfaatfractie (Koopmans et al., 2004). In dit deel van de curve is de fosfaatbeschikbaarheid gering. Uit deze benadering blijkt dat niet de absolute hoeveelheid P maar de relatieve hoeveelheid (in verhouding tot Fe en Al-oxiden) maatgevend is voor de P-beschikbaarheid.

Streefbeeld

Ook voor de drie bovengenoemde aan de nutriëntenstatus gerelateerde kenmerken (C/N-ratio, C/P-ratio en PSI) werd op grond van archief- en literatuurgegevens een "streefbeeld" voor het Vogelkers-Essenbos opgesteld (Tabel 2d).

Tabel 2d: Kenmerken van de bovengrond (0-25 cm -mv) die de nutriëntenhuishouding beschrijven: uitgangssituatie en streefwaarden Vogelkers-Essenbos.

Table 2d: Topsoil (0-25 cm below ground level) characteristics which describe the balance of nutrients: initial situation and target values for Pruno-Fraxinetum woodland.

Kenmerk	Uitgangssituatie (2005)	Streefwaarden
C/N-ratio	7 – 27	10 – 25
C/P-ratio	51- 266	40 -100
PSI (%)	0.02– 0.07	0.05 – 0.10

Ranges uitgangssituatie zijn gebaseerd op analyseresultaten voor de laag 5 – 25 cm –mv.

2.5 Vegetatie

2.5.1 Vegetatieopnamen

Bij alle meetpunten waar de strooisellaag niet was verwijderd, werd in het najaar van 2005 een vegetatieopname gemaakt. Het proefvlak was cirkelvormig met een straal van 1,5 meter rond het paaltje (zie Figuur 2a). Er werd gewerkt met de 14-delige schaal van Doing (Doing Kraft, 1954; Westhoff *et al.*, 1995). De opnamen werden ingevoerd en bewerkt met behulp van het programma Turboveg. Voor het vastleggen van de uitgangssituatie in 2005 was een vegetatieopname rond de meetpunten waar het strooisel wel verwijderd was niet zinvol, aangezien met het strooisel ook de gehele kruid- en moslaag was verdwenen.

In de jaren 2006, 2007, 2008 en 2010 werden alle proefvlakken opgenomen. De vegetatieopname uit 2007 zijn in de hierna volgende analyses niet gebruikt omdat zij in verband met de plaatselijk hoge waterstanden boven maaiveld en het gering doorzicht van het water als onvoldoende betrouwbaar worden beschouwd.

Bij de uitwerking van de vegetatieopnamen met behulp van multivariate analyse (zie § 2.6) werd alleen de soortensamenstelling van de ondergroei (kruid- en moslaag) beschouwd als responsvariabele. De soortensamenstelling van de boom- en struiklaag werd daarentegen beschouwd als verklarende variabele. Daartoe werd van elke opname het aandeel van soorten met goed afbreekbaar, "rijk" bladstrooisel (leaf quality index; LQI) bepaald.

2.5.2 Referentieopnamen

Om de richting waarin de vegetatieontwikkeling in de periode 2005 – 2010 heeft geleid werden de opnamen van de jaren 2005, 2006, 2008 en 2010 vergeleken met een aantal referentieopnamen. Dit zijn representatieve en qua soortensamenstelling zo compleet mogelijk voorbeelden van het elzenbroekbos (Carici *elongatae-Alnetum typicum*), het Vogelkers-Essenbos (*Pruno-Fraxinetum*) en het vochtige Berken-Eikenbos (*Betulo-Quercetum molinietosum*). Voor elk van deze bostypen werden tien referentieopnamen uit Twente en de Achterhoek geselecteerd. De selectie gebeurde handmatig, waarbij geput werd uit de Landelijke Vegetatie Databank (digitaal archief Alterra; destijds ruim 535 000 opnamen; zie Schaminée & Janssen, 2006).

De geselecteerde referentieopnamen werden als ijkpunt gebruikt in een DCA-analyse met behulp van het programma CANOCO (zie § 2.6).

2.5.3 Bosanemoon als bio-indicator

In de uitgangssituatie waren in het proefveld nauwelijks soorten aanwezig die als kenmerkend voor het Vogelkers-Essenbos kunnen worden beschouwd (zie § 2.1). In één raai werd de boomlaag gedomineerd door Zwarte els en op een enkele plek was Hazelaar in de struiklaag aanwezig. In de kruid- en moslaag ontbraken kenmerkende soorten voor dit bostype echter volledig. Het onderzoek van Aggenbach *et al.* (2005) heeft aangetoond dat verschillende van deze soorten wel op het landgoed aanwezig zijn, zij het niet in grote dichtheden en niet op korte afstand van het proefveld. Het was niet realistisch te verwachten dat zich gedurende de looptijd van de proef op

grote schaal vestiging van deze soorten binnen het proefgebied zou voor doen. Hiervoor zijn twee redenen aan te geven:

- de - naar bosecologische maatstaven gemeten - korte duur van de proef (5 jaar); de meeste kenmerkende soorten in de ondergroei van het Vogelkers-Essenbos behoren tot de groep van de 'oud-bossoorten', die bekend staan om hun geringe vermogen om snel nieuwe standplaatsen te veroveren (Hermy, 1985; Stortelder *et al*., 1999)
- de van het streeftype afwijkende boomsoortsamenstelling in het grootste deel van het proefveld (zie ook § 4.1).

Het succes van de proef moest dan ook vooral beoordeeld worden aan de hand van de veranderingen in het humusprofiel, de bodemchemie en de gemiddelde indicatiewaarde van de ondergroei voor vocht, zuurgraad en stikstof. Om daarnaast toch ook meer directe aanwijzingen te krijgen met betrekking tot de geschiktheid van de veranderende bosbodem voor kenmerkende plantensoorten in de ondergroei zijn in het najaar van 2006 bij elk meetpunt 20 wortelstokken van Bosanemoon ingegraven (buiten het proefvlak voor vegetatiekundig onderzoek). Omdat gevreesd werd dat bij de extreem hoge en langdurige waterstanden van 2007 een groot deel van de wortelstokken zou zijn afgestorven, werden in het najaar van 2008 opnieuw 20 wortelstokken ingegraven (aan de andere zijde van het proefvlak). De aantallen, vitaliteit en bloei van de anemonenplanten werden gemonitord in het voorjaar van 2008 en 2010.

2.6 Statistische verwerking

2.6.1 Student's T-toets

Voor de ecologische interpretatie van de vegetatieopnamen is gebruik gemaakt van de Ellenberg-indicatiewaarden voor licht, vocht, basentoestand en trofiegraad. Deze werden berekend met programma Turboveg. Voor de vergelijking van de indicatiewaarden voor de proefvlakken in 2005 en 2010 is gebruik gemaakt van de T-student-toets (met behulp van het programma Excel). Aangezien de data bij deze vergelijking niet *ad random* zijn verzameld, maar in de vorm van duplo-waarnemingen, is deze toetsing gepaard uitgevoerd. Aangezien op voorhand niet duidelijk is of in de onderzoeksperiode de indicatiewaarden zijn toe- of afgenomen, is de toetsing tweezijdig uitgevoerd. Ook de verschillen in waterstanden, in dikte van de strooisellaag, in bodemchemische parameters en in soortenaantal van de opnamen in 2005 en 2010 zijn getoetst met behulp van de T-student-toets. In alle gevallen is als drempelwaarde voor significantie een overschrijdingskans van 5% (P-waarde van 0,05) gehanteerd.

2.6.2 Multivariate analyse

- De volgende aspecten zijn met behulp van multivariate analysetechnieken onderzocht:
- het "verklarend" vermogen van de verschillende onderzochte omgevingsfactoren voor de soortensamenstelling van de ondergroei;
- de mate van floristische verwantschap tussen de opnamen onderling en met representatieve voorbeelden van een drietal bostypen in Twente en de Achterhoek (zie § 2.5.2) .

- Hiertoe is gebruik gemaakt van het programma CANOCO (Canonical Community Ordination). Dit is een software-pakket waarmee een breed scala aan ordinatie-berekeningen kan worden uitgevoerd (ter Braak & Smilauer, 2002). Ordinatie-technieken hebben als doel binnen een set vegetatieopnamen de soorten en/of opnamen zodanig te rangschikken dat zij de variatie in milieufactoren optimaal in beeld brengen. De resultaten worden weergegeven in de vorm van een ordinatie-diagram. De ordinatie kan direct of indirect zijn. Bij een indirecte ordinatie wordt de positie van opnamen en soorten in het 'verklarend model' en het ordinatie-diagram uitsluitend bepaald worden door de soortensamenstelling en niet door de verklarende variabelen (abiotische factoren). Bij directe ordinatie spelen ook de verklarende variabelen een rol bij de plaats van de soorten en/of opnamen in de diagrammen.
- Voor gebruik van CANOCO geldt een aantal randvoorwaarden:
- De verklarende variabelen moeten een (min of meer) normale verdeling hebben. Dit is echter zelden het geval. De oplossing is een log-transformatie voor duidelijk niet-normaal verdeelde variabelen.
- Het aantal opnamen dient groter (liefst aanzienlijk groter) te zijn dan het aantal verklarende variabelen. Dit is in ons geval niet altijd het geval. Om dit probleem te ondervangen zijn sommige bewerkingen (zie hieronder) getrapt uitgevoerd. De selectie van relevante factoren gebeurde door middel van de techniek van '*forward selection*', waarbij uitgaande van de meest verklarende factor alleen factoren die een significante *meerwaarde* hebben stapsgewijs worden toegevoegd.
- Zeer sterk gecorreleerde verklarende variabelen mogen niet in een 'verklarend model' worden gebruikt. Ongeoorloofde correlaties kunnen gemakkelijk worden opgespoord: het programma levert zowel correlatiecoëfficiënten voor alle combinaties van factoren als een '*variance inflation factor*' per factor. Overigens blijkt in de praktijk de techniek van *forward selection* voldoende bescherming te bieden tegen ongeoorloofde correlaties tussen verklarende factoren.
- Binnen CANOCO werden twee verschillende ordinatie-technieken gebruikt:
  Detrented Correspondance Analysis (DCA).
  Canonical Correspondance Analysis (CCA).

Detrented Correspondance Analysis

- DCA is een indirecte ordinatie-techniek waarbij de overeenkomst in soortensamenstelling tussen de opnamen wordt bepaald en in een ordinatiediagram weergegeven. DCA wordt daarnaast als voorbereidende en controlerende bewerking gebruikt naast andere, directe ordinatie-technieken als CCA. In deze studie werd DCA gebruikt voor:
- Het opsporen van (te) sterk gecorreleerde variabelen (zie hierboven).
- Het bepalen van de mate van variatie binnen het opnamemateriaal. Deze is bepalend voor de te gebruiken techniek voor directe ordinatie: lineair bij geringe variatie, unimodaal bij grote variatie. In ons geval werd steeds gekozen voor unimodaal.
- Het bepalen van de complexiteit van de milieugradiënten. Deze is bepalend voor het aantal relevante ordinatie-assen en daarmee voor het aantal relevante ordinatie-diagrammen. In de diagrammen in dit rapport worden steeds alleen de eerste en de tweede ordinatie-as weergegeven.
- Het bepalen van de mate van floristische verwantschap tussen vegetatieopnamen. In dit onderzoek werd van deze optie gebruik gemaakt om de opnamen in het referentiegebied en het proefgebied, zowel in de

uitgangssituatie als na vernatting, onderling te vergelijken en te relateren aan de set referentieopnamen van goed ontwikkelde bossen in de omgeving (zie § 2.5.2).

Canonical Correspondance Analysis

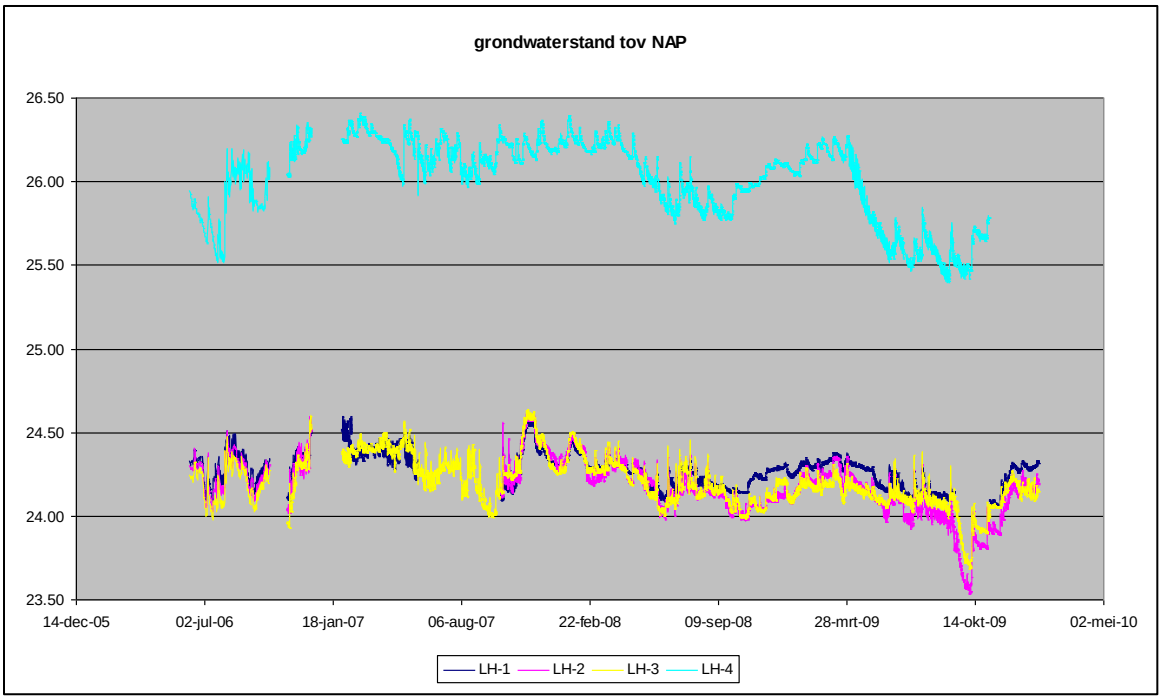
- CCA is een directe, unimodale ordinatie-techniek gericht op het vinden van verklarende (abiotische) factoren voor de variatie in soortensamenstelling. De soortensamenstelling is hier dus de responsvariabele. De analyse resulteert in een "verklarend model" dat twee dimensionaal kan worden weergegeven in de vorm van een ordinatiediagram. Dit diagram bestaat uit pijlen en punten. Deze staan voor respectievelijk de verklarende factoren en de vegetatieopnamen en/of soorten. Bij de interpretatie geldt dat (1) de lengte van de pijl een maat is voor het aandeel van de desbetreffende variabele in de totale verklaarde variantie, (2) de hoek tussen twee pijlen een maat is voor de correlatie tussen de twee desbetreffende variabelen (kleine hoek is hoge correlatie) en (3) de projectie van een punt op een pijl een maat is voor de relatieve waarde van die variabele voor dat punt, dat wil zeggen voor de positie van het punt op de gradiënt die door de pijl wordt beschreven.
- Het gebruik van CCA levert niet alleen inzicht in de vraag welke omgevingsfactoren het meest van belang zijn als "verklaring" voor de variatie in soortensamenstelling van de verschillende opnamen. Het levert - via de hierboven genoemde techniek van "forward selection" - ook enig inzicht in de hiërarchie van deze factoren. Dit is in een studie als de onze interessant om na-ijlingseffecten op het spoor te komen. Zo kon met behulp van CCA worden ingeschat of de soortensamenstelling in het laatste monitoringsjaar sterker bepaald werd door de gewijzigde abiotiek na vernatting of door de uitgangssituatie.

3 Resultaten

3.1 Hydrologie

3.1.1 Fluctuaties

Figuur 3a geeft voor de totale onderzoeksperiode de fluctuaties in grondwaterstand van de peilbuizen in het proefveld (onder) en het referentiegebied (boven). Het verloop in het proefveld wordt vooral bepaald door de niet-natuurlijke fluctuaties in de aangrenzende zuiveringsmoerassen. Het verloop in het referentiegebied wordt tenminste grotendeels bepaald door de natuurlijke fluctuaties in neerslag, verdamping et cetera. De figuur laat zien dat van af het najaar van 2006 de fluctuaties in proefveld en referentiegebied steeds meer uiteen gaan lopen. In de winter 2007-2008 kwamen in het proefveld extreem hoge waterstanden voor. De aanvoer van kwel vanuit de zuiveringsmoerassen bleek (anders dan verwacht) al ruim voldoende te zijn om de gewenste vernatting te realiseren. De bovengrondse aanvoer van voorgezuiverd water leidde daardoor tot veel hogere grondwaterstanden dan gewenst, een probleem dat in 2007 nog aanzienlijk werd vergroot toen de kade tussen het proefveld en de achterlangs lopende afvoersloot bezweek en grote hoeveelheden water vrij het proefveld instroomde. Een en ander had tot gevolg dat een aanzienlijk deel van het proefveld langdurig (diep) onder water kwam te staan (zie ook § 3.1.2). Om deze problemen op te lossen en in de toekomst te voorkomen werd de hydrologische infrastructuur van het proefveld in de winter 2007 / 2008 ingrijpend aangepast. Overigens moeten voor de gehele periode met extreem hoge standen de gemeten grondwaterstanden als minder betrouwbaar worden beschouwd (zie § 2.3).

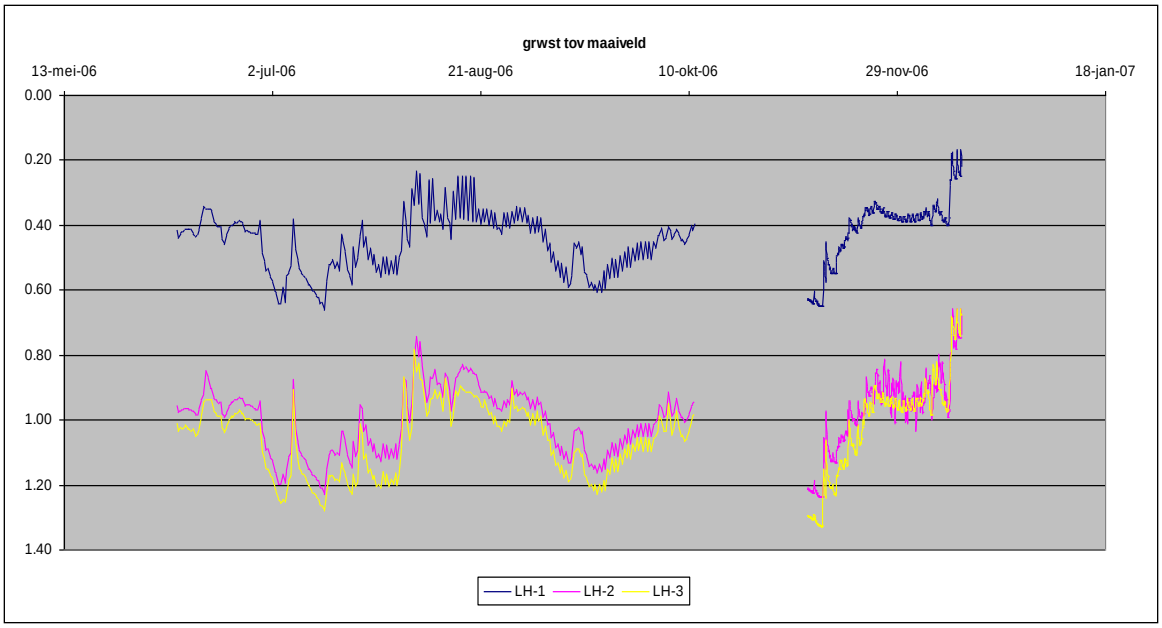


Figuur 3a: Grondwaterfluctuaties gemeten in peilbuizen in het proefveld (LH-1, LH-2 en LH-3) en het referentiegebied (LH-4), uitgedrukt in meters boven NAP. Voor de periode met extreem hoge standen (winter 2007-2008) zijn de gemeten standen minder betrouwbaar.

Figure 3a: Groundwater fluctuations measured in monitoring wells in the trial plot (LH-1, LH-2 and LH-3) and the reference area (LH-4), expressed in metres above NAP. The water level measurements taken in the period with extreme high water levels (winter 2007 - 2008) are less reliable.

Na de winter 2007 / 2008 kwamen geen extreem hoge peilen meer voor. De lijnen in het proefveld worden relatief vlak en alleen in de herfst van 2009 zien wij de peilen vrij steil dalen. Deze en ook minder extreme lage peilen in het proefveld hangen samen met werkzaamheden binnen de zuiveringsmoerassen waarvoor tijdelijk droge omstandigheden noodzakelijk waren (bijvoorbeeld de rietoogst).

Een opvallend kenmerk van het grondwaterregime in het proefveld is verder dat onder invloed van het peilbeheer in de zuiveringsmoerassen binnen een korte tijdspanne (vaak zelfs binnen één etmaal) relatief grote schommeling in grondwaterstand kunnen optreden (Figuur 3b).



Figuur 3b: Grondwaterfluctuaties gemeten in peilbuizen in het proefveld (LH-1, LH-2 en LH-3) voor een deel van de proefperiode, uitgedrukt in meters beneden maaiveld.

Figure 3b: Groundwater fluctuations measured in monitoring wells in the trial plot (LH-1, LH-2 and LH-3) for a part of the trial period, expressed in metres below ground level.

3.1.2 Laagste en hoogste grondwaterstanden

Gezien de snelle en grillige veranderingen van de grondwaterfluctuaties sinds de start van het waterzuiveringsexperiment is het niet zinvol voor de huidige situatie een GLG en GHG te berekenen (zie § 2.3). Daarom wordt hier als indicatie voor het grondwaterregime in het jaar voorafgaande aan de laatste monitoringsronde uitgegaan de LG en de HG (gebaseerd op metingen). Ter vergelijking zijn ook de LG en HG voor het jaar vóór de start van de proef berekend met behulp van het programma SIMGRO. Bij de berekening van de grondwaterstanden in de raaien met plagplekken is hierbij uitgegaan van een gemiddelde plagdiepte van 10 cm. De gemiddelde waarde voor proefveld en referentiegebied worden gegeven in Tabel 3a. Figuur 3c en 3d geven de ruimtelijke verdeling van de veranderingen binnen het proefveld.

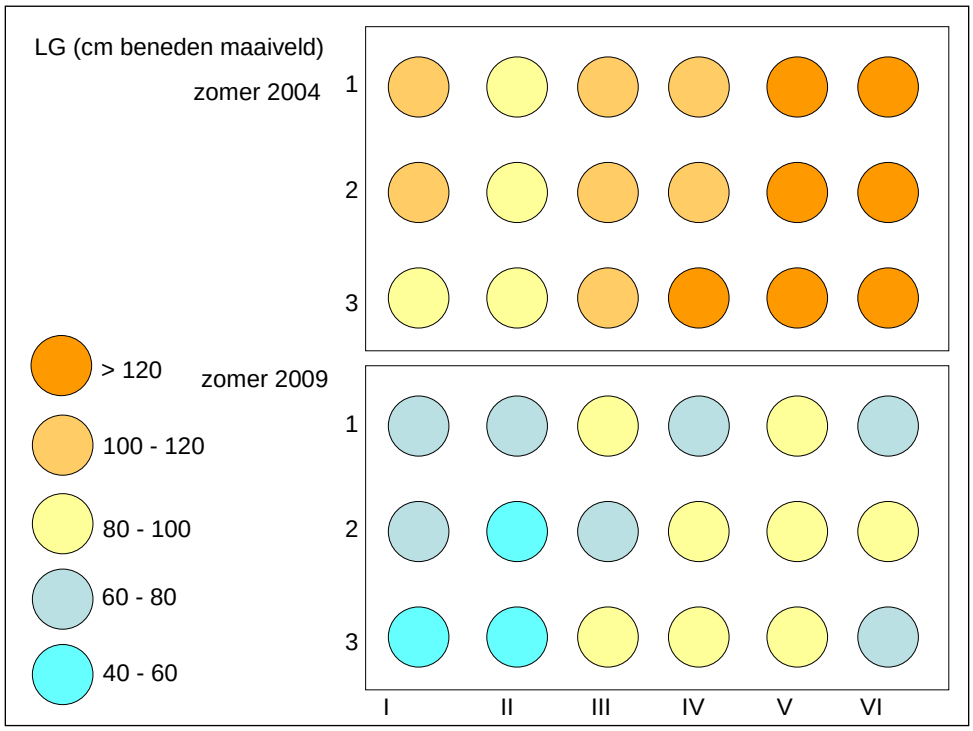
Tabel 3a: Gemiddelde laagste en hoogste grondwaterstand in proefveld en referentiegebied in de zomer van 2009 en de winter van 2009-2010.

Table 3a: Average lowest and highest groundwater level in trial plot and reference area in the summer of 2009 and the winter of 2009-2010.

	Laagste grondwaterstand (cm –mv)			Hoogste grondwaterstand (cm –mv)		
	zomer 2004	zomer 2009	P-waarde	winter 04/05	winter 09/10	P-waarde
proefveld	122	76	0.000	28	13	0.000
referentiegebied	341	216	0.000	275	134	0.000

Arcering: P-waarde < 0.01 (T-toets; tweezijdig, gepaard)

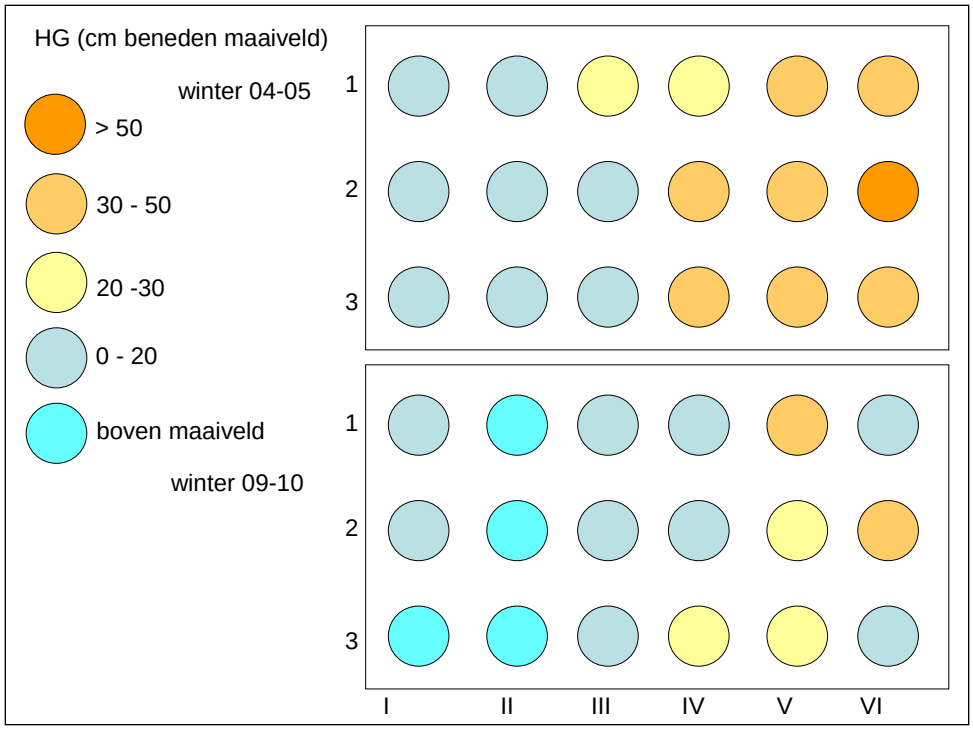
Tabel 3a suggereert dat er binnen het proefveld sprake is van een aanzienlijke mate van vernatting. Dit was uiteraard te verwachten. Een onverwachte conclusie is dat op grond van deze cijfers ook in het referentiegebied sprake lijkt te zijn van een vernatting. Dit zou betekenen dat de invloed van de zuiveringsmoerassen (aanzienlijk) verder reikt dan op voorhand werd aangenomen. Dit kan echter op grond van de in Tabel 3a gegeven resultaten niet zonder meer worden aangenomen. Daarvoor is een typering van het grondwaterregime aan de hand van de meest extreme waarde in één jaar te onnauwkeurig. De berekende waarden per proefvlak zijn vooral van belang om de ruimtelijke variatie in grondwaterstanden in beeld te brengen.



Figuur 3c: Veranderingen in Laagste Grondwaterstand (cm –mv). 2004: situatie vóór start van proef (berekend); 2009: situatie in jaar vóór laatste inventarisatie ronde (gemeten).

Figure 3c: Changes in lowest groundwater level (cm below ground level). 2004: situation prior to start of trial (calculated); 2009: situation in the year prior to the last inventory round (measured).

Ook bij de interpretatie van Figuur 3c en 3d geldt dat de gehanteerde methode – noodgedwongen – bijzonder grof is. Uitgaande van de in § 2.3 gegeven streefwaarden voor het Vogelkers-Essenbos (GLG 60-80 cm –mv; GHG 20-30 cm -mv) lijken in 2004 in alle proefvlakken 's zomers nog (veel) te lage grondwaterstanden te zijn voorgekomen. In 2009 lijkt deze situatie radicaal te zijn veranderd: het zuidwestelijk deel van het proefveld blijft 's zomers zelfs te nat, terwijl ook meer naar het oosten (rechts in de figuur) de verdroging sterk is afgenomen. Globaal gesproken vertonen de zomerstanden een west-oost gradiënt van (iets) te nat via optimaal naar (iets) te droog.



Figuur 3d: Veranderingen in Hoogste Grondwaterstand (cm –mv). 2004: situatie vóór start van proef (berekend); 2009: situatie in jaar vóór laatste inventarisatie ronde (gemeten).

Figure 3d: Changes in highest groundwater level (cm below ground level). 2004: situation prior to start of trial (calculated); 2009: situation in the year prior to the last inventory round (measured).

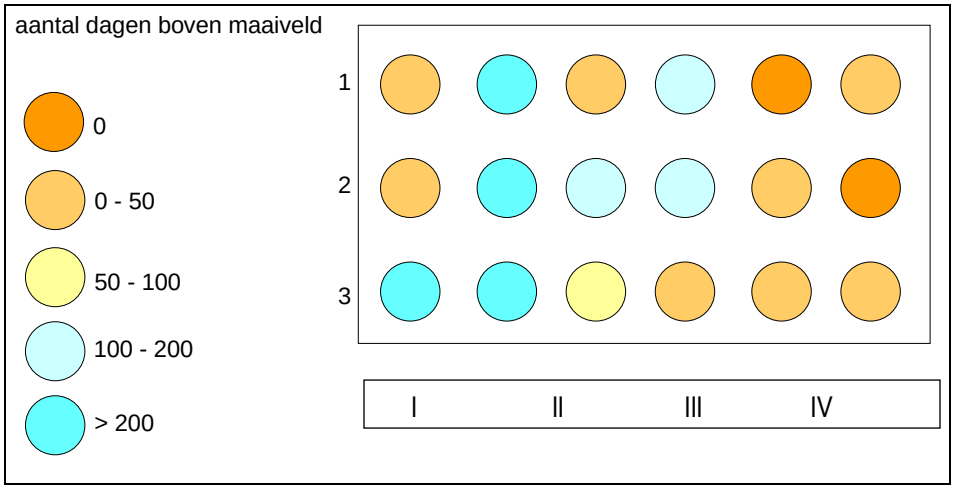
Figuur 3d suggereert dat de hoogste winterstanden een vergelijkbare ontwikkeling laten zien, met dit belangrijke verschil dat reeds in de uitgangssituatie er een zone was met periodiek (iets) te hoge standen, een zone met optimale standen en een verdroogde zone. In 2009 lijkt het gebied met te hoge standen groter te zijn geworden, terwijl het optimum iets naar het zuidoosten lijkt te zijn verschoven. Van te lage grondwaterstanden lijkt - althans in het winterhalfjaar – vrijwel nergens meer sprake te zijn.

3.1.3 Overstromingsduur

In de uitgangssituatie kwamen in het westelijk deel van het proefveld ’s winters plas-dras situaties voor. Dit blijkt ook uit de modelberekeningen: in maart 2005 reikte het grondwater in proefvlak II.2 kortstondig exact tot aan maaiveld (uitgaande van een hoogteverschil van 10 cm met de huidige, geplagde situatie). Wij mogen aannemen dat een dergelijke situatie ook in voorgaande winters is voorgekomen en dat zelfs incidenteel sprake is geweest van waterstanden boven maaiveld. Voor het proefveld als geheel mag echter worden geconcludeerd dat in de uitgangssituatie inundaties vrijwel niet voorkwamen.

In de loop van het experiment is het grondwaterregime radicaal veranderd. Zoals hierboven reeds werd vermeld, traden - vooral door technische mankementen - in de loop van 2007 ongewenst hoge standen en plaatselijk langdurige inundaties op. In

het begin van 2008 werden de problemen opgelost (zie § 3.1.1). Figuur 3e geeft een beeld van de gesommeerde inundatieduur in het hydrologisch jaar 2007-2008.



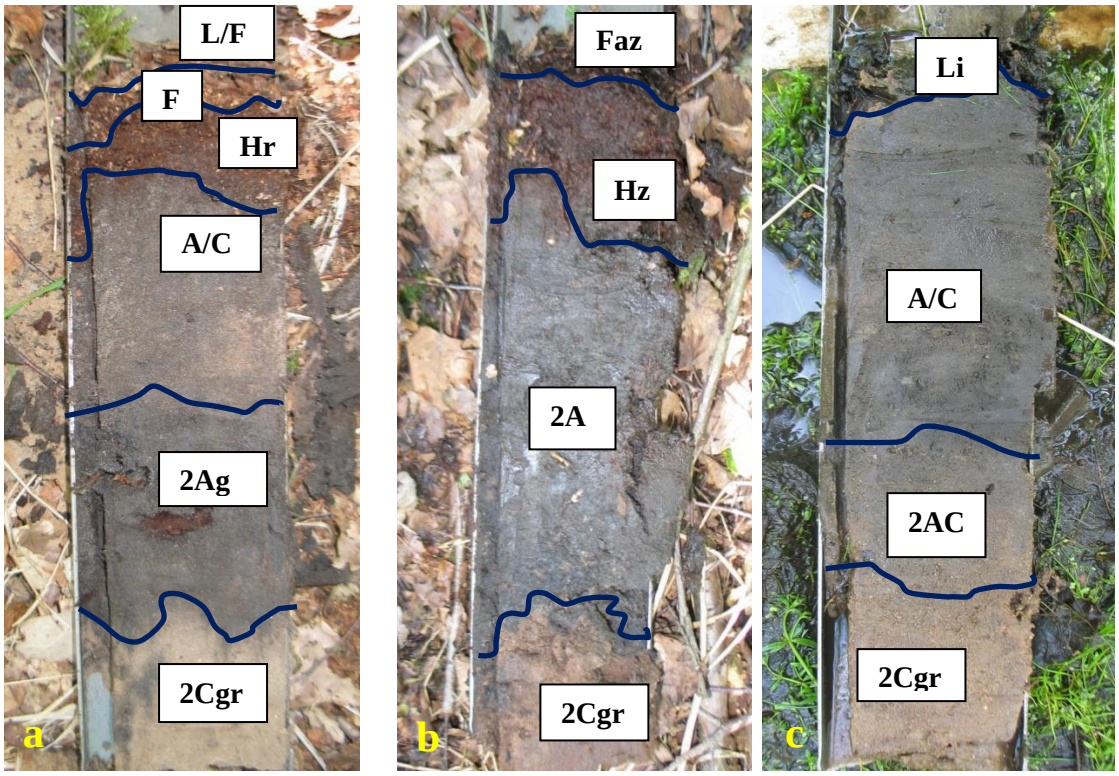
Figuur 3e: Aantal dagen in het hydrologisch jaar 2007-2008 waarin het grondwater tenminste een deel van de dag boven maaiveld stond.

Figure 3e: Number of days in the hydrological year 2007-2008 in which the ground water was above ground level for at least part of the day.

3.2 Bodem en humus

3.2.1 Humusprofiel

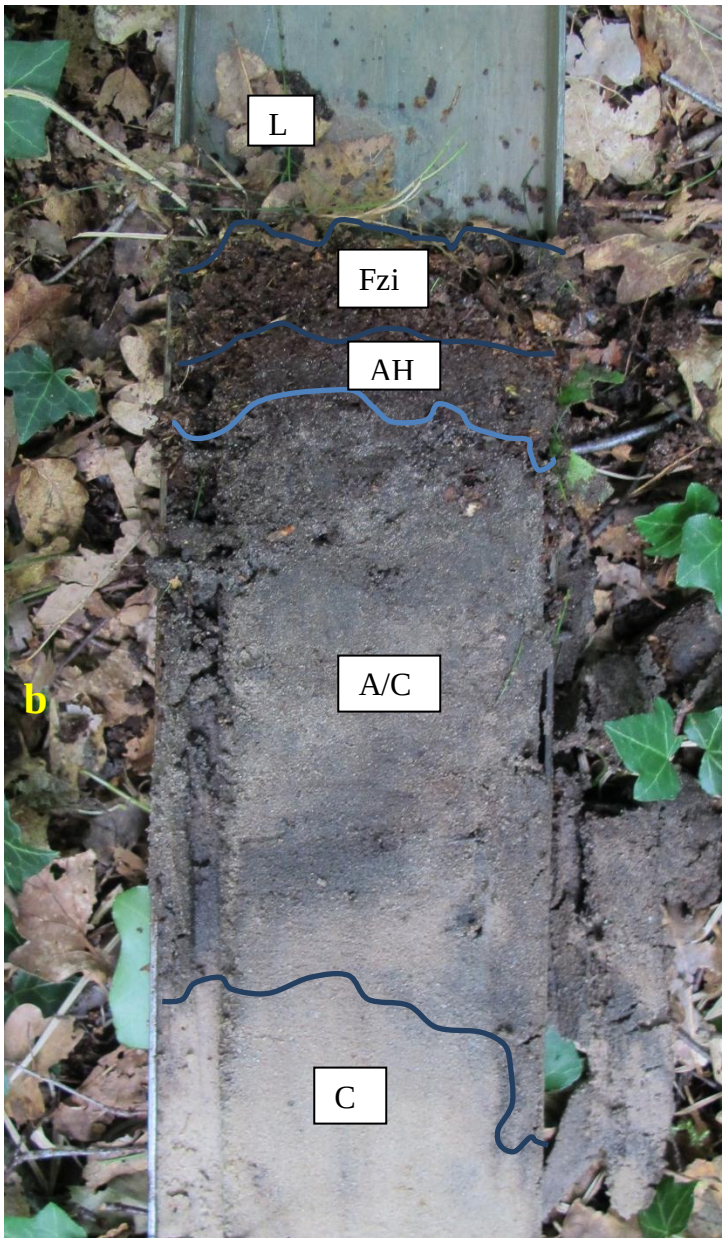
Humusvorm
Het streefbeeld voor de humusvorm in een Vogelkers-Essenbos, gelegen in een beekdal in het dekzandlandschap, is een beekhydromull, een 'rijke' humusvorm van lemige, vochtige milieu's (hydromorfe kenmerken binnen 25 cm) zonder vrije kalk in de bovengrond (bovenste 40 cm). Vóór de start van de proef werden echter als humusvormen uitsluitend mormoder en zure moder aangetroffen: mormoder op de relatief hoge en zure plekken, zure moder op de relatief laag gelegen en minder zure plekken (Figuur 3i). In 2010 bleek in grote delen van het proefgebied een ontwikkeling richting mull-profielen op gang te zijn gekomen. Echte mull-profielen waren in 2010 alleen nog in een aantal plagplekken aanwezig.



Figuur 3f: Belangrijkste humusvormen in het proefveld: (a) Mormoder, (b) Zure moder en (c) Zure mull.
In (a) is de strooisellaag is opgebouwd uit een L-, F- en H-laag (resp. vers bladstrooisel, fragmentatie-laag, humus); de H-laag bevat nog herkenbare plantenresten (toevoeging: r); er is weinig activiteit van mesofauna. In (b) is ook een F- en een H-laag aanwezig, maar deze vertonen duidelijke tekenen van afbraak door mesofauna (toevoeging: z); in de F-laag zijn daarnaast ook schimmeldraden zichtbaar (toevoeging: a). In (c) bestaat de strooisellaag alleen uit vers bladstrooisel (L); deze is gemengd met minerale bodemdelen (toevoeging: i), een teken van regenwormactiviteit. Niet afgebeeld is de humusvorm Rijke mormoder. Deze verschilt van (b) door een dunnere strooisellaag (L, F en H), een geleidelijker overgang naar de minerale bodem, dominantie van de organische stof door moderdeeltjes (uitwerpselen mesofauna) en een hogere pH.
De minerale bodem is gelaagd: A: humeuze bovengrond; C: onveranderd moedermateriaal; A/C: laag met min of meer herkenbare brokken A- en C-materiaal; AC: geleidelijke overgang. In alle drie de profielen is in het verleden sprake geweest van vergraving. Het humusprofiel is ontwikkeld in opgebrachte bodem, waaronder de vroegere boven- en ondergrond nog herkenbaar zijn (resp. 2A en 2C; in (c): 2AC en C). In de ondergrond zijn reductieverschijnselen zichtbaar: grijs-kleuring (toevoeging: g) en/of ijzervlekking (toevoeging: r).

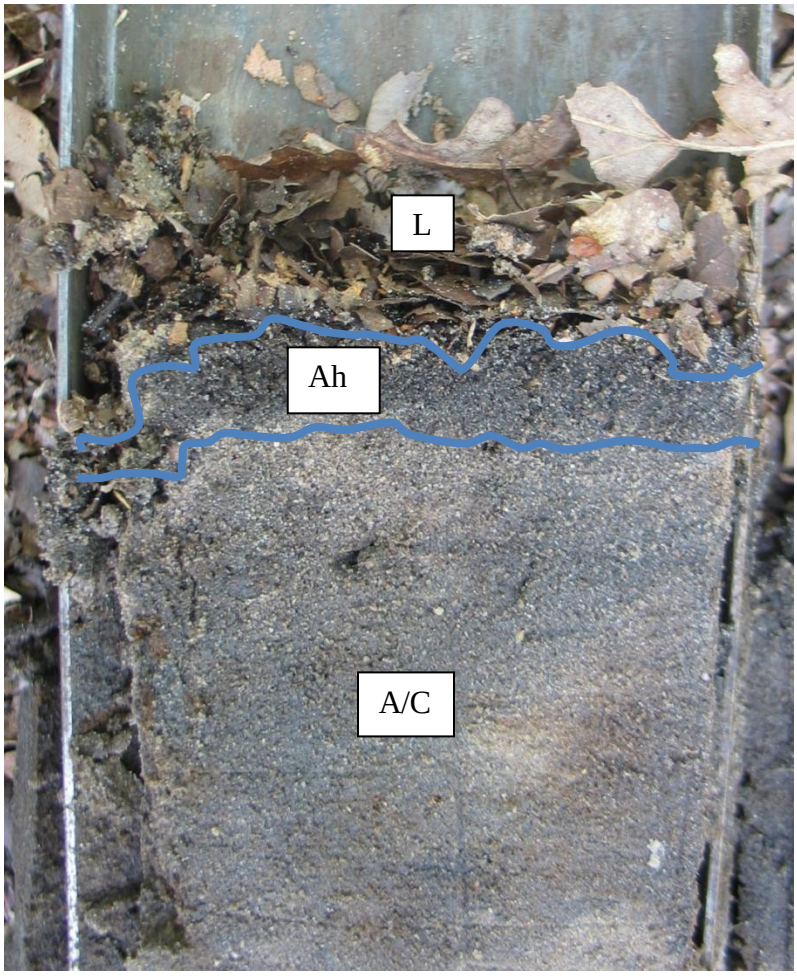
Figure 3f: Primary humus types in the trial plot: (a) Mormoder, (b) Acidic moder and (c) Acidic mull.
In (a) the litter layer consists of an L, F and H layer (respectively fresh leaf litter, fragmentation layer, humus); the H layer still contains recognisable plant debris (suffix: r); there is little mesofauna activity. In (b) there is also an F and H-layer present, but these show clear signs of degeneration by mesofauna (suffix: z); in addition, fungus threads are visible in the F layer (suffix: a). In (c) the litter layer consists only of fresh leaf litter (L); this is mixed with minerals soil parts (suffix: i), a sign of earthworm activity. The humus type Rich mormoder is not shown here. This differs from (b) by its thinner litter layer (L, F and

H), a more gradual transition to the mineral-rich soil, dominance of organic matter through moder particles (mesofauna faeces) and a higher pH.
The mineral-rich soil is layered: A: humus-rich topsoil; C: unchanged parent material; A/C: layer with more or less recognisable chunks of A and C material; AC: gradual transition. In all three profiles, there is evidence of past excavation. The humus profile was developed in imported topsoil, underneath of which the original topsoil and subsurface layer are still recognisable (2A and 2C respectively; in (c): 2AC and C). There is evidence of decomposition in the subsurface: grey colouration (suffix: g) and/or iron spots (suffix: r).



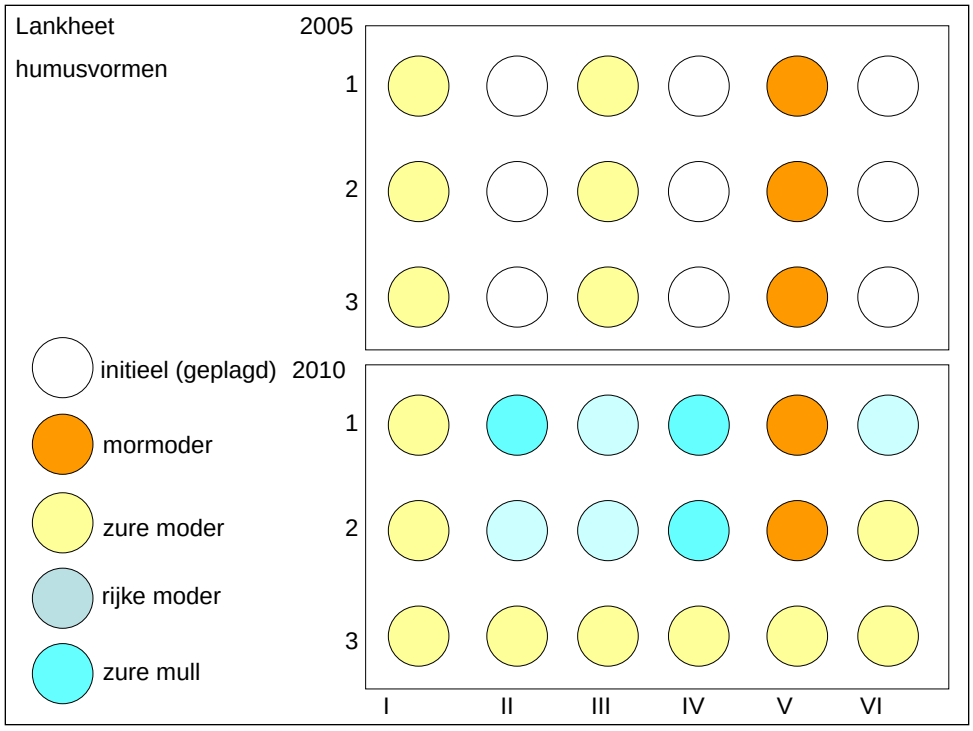
Figuur 3g: Verandering van de humusvorm in een niet-geplagd proefvlak: van mormoder (2005) naar zure moder (2010; deze figuur). Er is vermenging van de minerale bovengrond en het onderste deel van de ectorganische strooisellaag opgetreden (AH-laag). Binnen de F-laag zijn tekenen van dierlijke activiteit zichtbaar (toevoeging: z) en is ook enige menging met minerale bodemdelen opgetreden (toevoeging: i). Voor de betekenis van de overige code's, zie onderschrift figuur 3f.

Figure 3g: Change in humus type in trial plots where sods were not cleared: from mormoder (2005) to acidic moder (2010; this figure). Some mixing of the mineral-rich topsoil with the lower parts of the ectorganic litter layer has occurred (AH layer). Within the F layer there are visible signs of animal activity (suffix: z) and some mixing with the mineral-rich soil particles has occurred (suffix: i). For the meaning of the other codes, see caption for figure 3f.



Figuur 3h: Vorming van een mull-humusvorm na plaggen. In de periode 2005-2010 heeft zich in de oude minerale bodem (A/C) een humeuze bovengrond (Ah) ontwikkeld. Daarboven zien wij vrijwel alleen vers bladstrooisel (L). Van de vorming van een ectorganisch humusprofiel (F) is (vooralsnog?) geen sprake. Wel zijn er duidelijke tekenen van regenwormactiviteit op het grensvlak van L- en Ah-laag. De dikte van de L-laag (vgl. deze figuur) duidt erop dat zich in de laaggelegen plagplekken ook bladstrooisel uit de omgeving verzamelt.

Figure 3h: Formation of mull humus type after removing sods. In the period 2005-2010 a humus-rich topsoil (Ah) has developed in the old mineral-rich soil (A/C). The layer above is almost only leaf litter (L). For the time being there are no signs of ectorganic humus profile (F) formation. However, there are clear signs of earthworm activity at the boundary of the L and Ah layers. The thickness of the L layer (according to this figure) indicates that leaf litter from the surrounding area accumulates in the low-lying places where sods were removed.



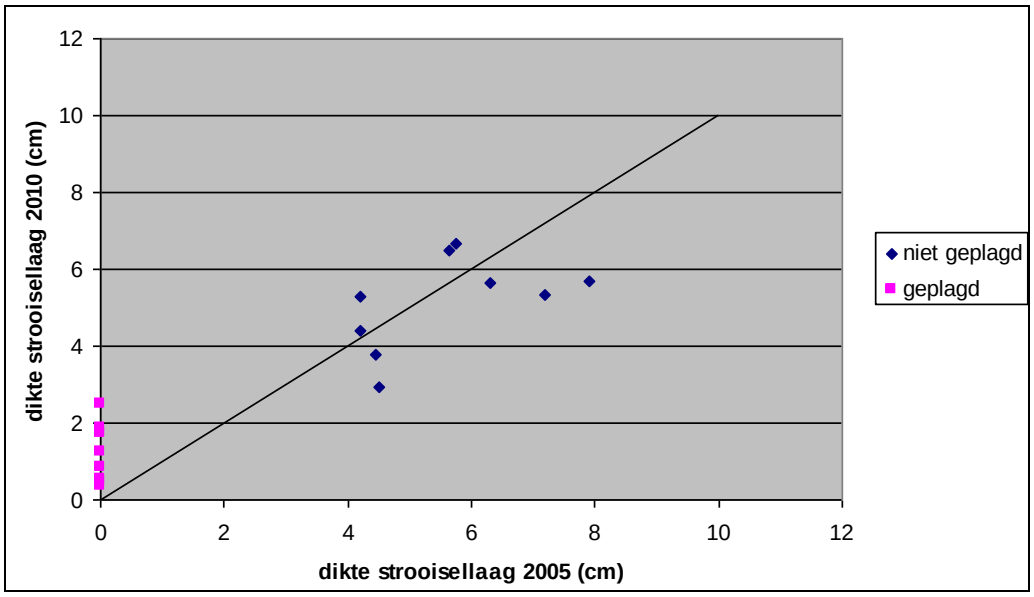
Figuur 3i: Veranderingen in de humusvorm in het proefveld (2005 – 2010). In 2005 (vóór de start van de vernattingsproef, maar kort na de plagwerkzaamheden) werden in de transecten met plagplekken geen humusvormen beschreven.

Figure 3i: Changes in the humus type in the trial plot (2005–2010). In 2005 (prior to the start of the rewetting trial, but shortly after the sod clearing work), no humus profiles were described in the transections with sods cleared.

Op de natste niet-geplagde plekken was in 2010 wel al een tussenstadium aanwezig (*rijke moder*). Dit laatste type vonden wij onverwacht ook in het meest noordoostelijke, relatief hoog gelegen meetpunt, waar het is ontstaan onder invloed van het aangrenzend opvangbekken met voorgezuiverd water. Wellicht mogen wij deze ontwikkeling beschouwen als een voorbode van de toekomstige ontwikkelingen in alle hoger gelegen, oorspronkelijk meest zure delen. Parallel aan de ontwikkeling richting rijkere humusvormen, zien wij ook dat de grens met het onderliggend minerale bodemprofiel minder scherp wordt als gevolg van een verhoogde activiteit van de macrofauna.

Dikte strooisellaag

In een goed ontwikkeld Vogelkers-Essenbos-milieu vindt bovengronds geen accumulatie van humus plaats. Alle strooisel wordt door de macrofauna (met name regenwormen) gefragmenteerd en in de humeuze bovengrond van de minerale bodem doorgemengd. Het streefbeeld voor de dikte van de strooisellaag van dit bostype is dan ook 0.



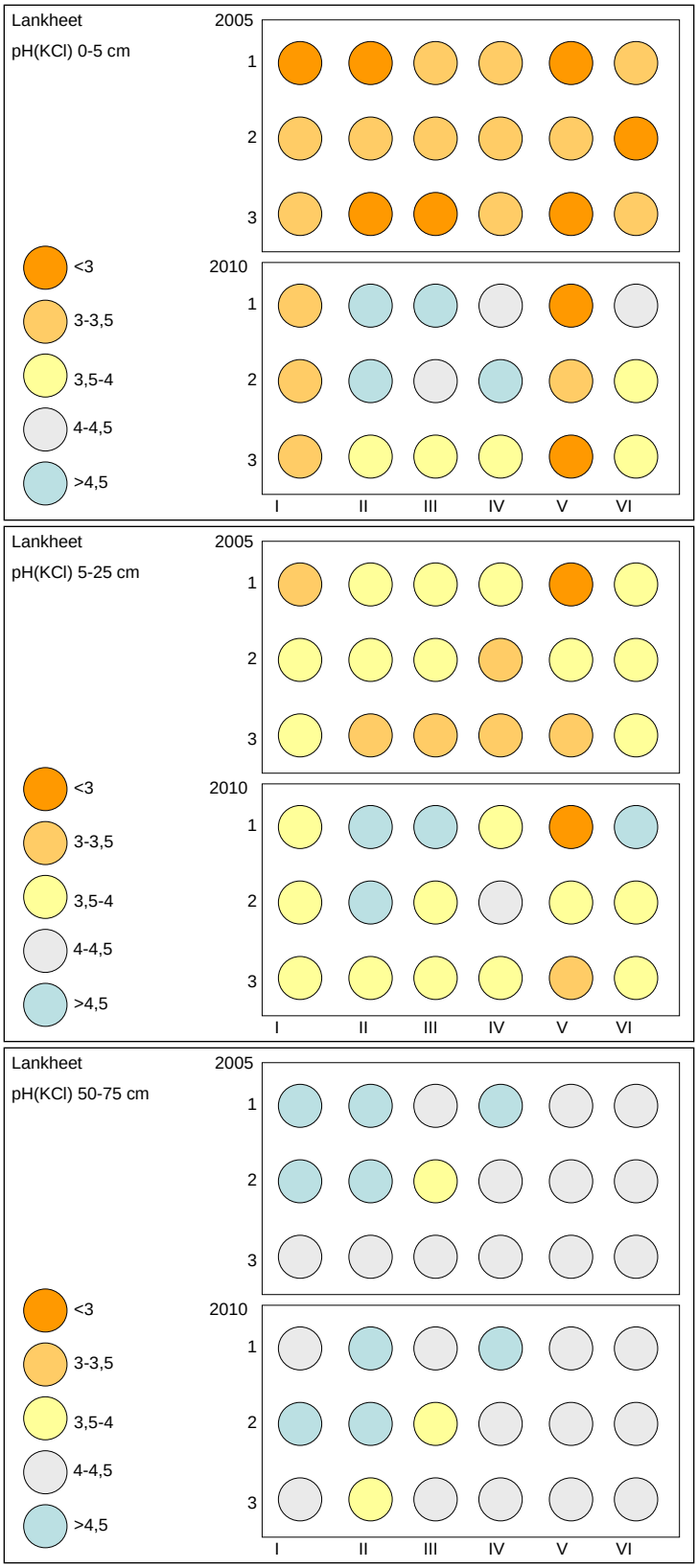
Figuur 3j: Dikte van de strooisellaag in het proefveld in 2005 en 2010. Punten boven de lijn hebben betrekking op proefvlakken waar de dikte van de strooisellaag is toegenomen, punten onder de lijn hebben betrekking op proefvlakken waar de dikte van strooisellaag is afgenomen.

Figure 3j: Thickness of the litter layer in the trial plot in 2005 and 2010. Points above the line concern trial plots where the thickness of the litter layer has increased, points below the line concern trial plots where the thickness of litter layer has decreased.

In 2005 bedroeg de dikte van de strooisellaag in de niet-geplagde proefvlakken nog 4 tot 8 cm. In 2010 was deze gemiddeld afgenomen met 0,5 cm. Er is echter bepaald geen sprake van een significante trend (P-waarde T-toets bij gepaarde, tweezijdige toetsing: 0.407). Figuur 3j geeft aan dat de afname het grootst is waar oorspronkelijk de dikste lagen aanwezig waren: op de relatief hoge, droge delen van het proefveld. In de lagere delen is de strooiselafbraak veel minder duidelijk. In de geplagde proefvlakken nam de dikte van de strooisellaag toe van 0 cm in 2005 tot gemiddeld 1,3 cm in 2010.

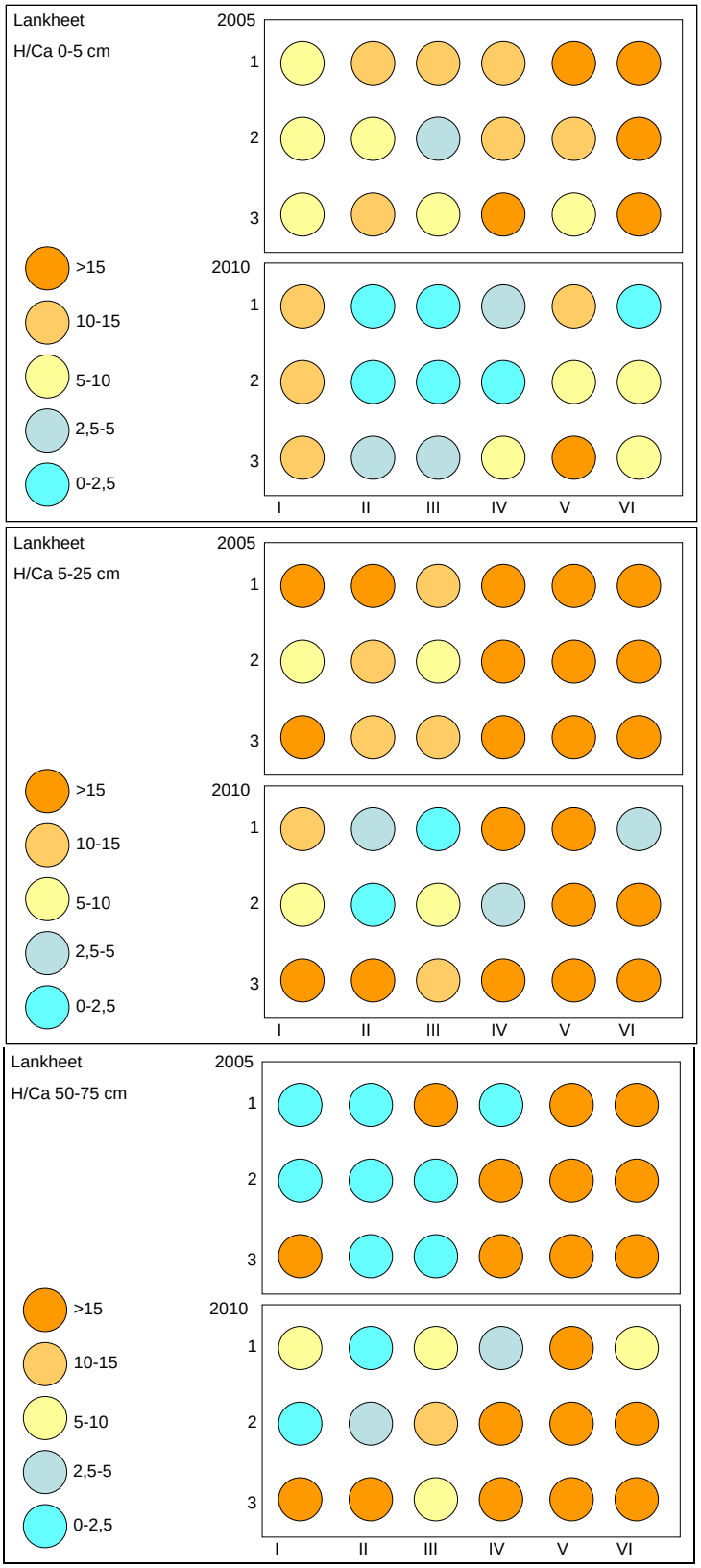
3.2.2 Zuur- en basentoestand

In 2005 en 2010 werden vier bodemlagen beschreven en bemonsterd: de strooisellaag (F en H) en drie lagen van het minerale bodemprofiel (op vaste diepten: 0-5, 5-25 en 50-70 cm -mv). Bij de interpretatie van de resultaten van de bodemanalyses (Bijlage C en D) moet rekening worden gehouden met de effecten van de langdurige inundatie in 2007. Vooral in de lagere delen werd veel strooisel verplaatst en ten dele ingevangen in de plagplekken. Deze verspoeling van strooisel vormt een ruisfactor bij de interpretatie van de veranderingen in dikte van het ectorganisch humuspakket (zie hierboven). Daarbij mogen wij er vanuit gaan dat ook de chemische eigenschappen van de strooisellaag van de lager gelegen meetpunten door de inundaties ingrijpend zijn veranderd, zowel direct door verplaatsing van materiaal als indirect onder invloed van het oppervlaktewater. Wij zullen ons bij de bespreking van de veranderingen in basentoestand (en andere, hierna te bespreken bodemchemische parameters) daarom beperken tot de drie bemonsterde minerale lagen.

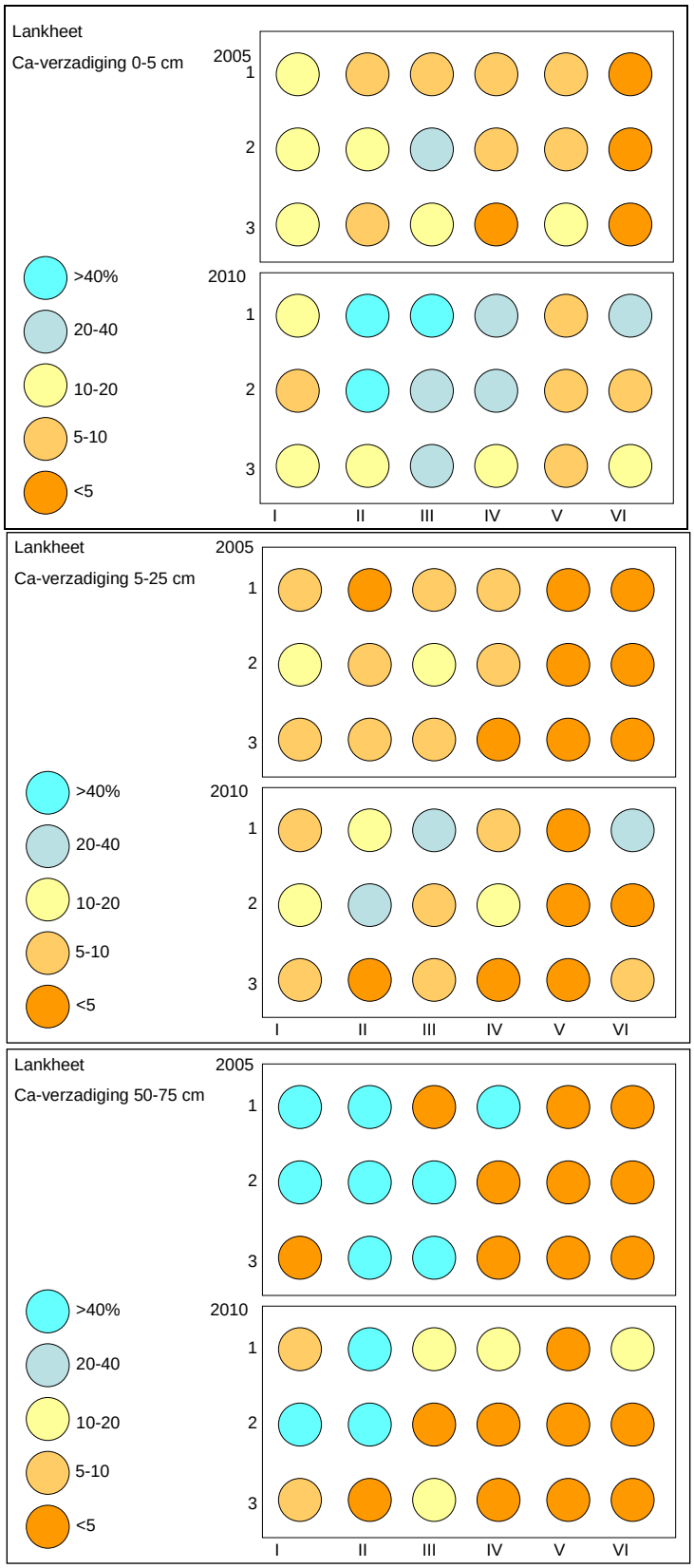


Figuur 3k: Veranderingen in de pH-KCl in het proefveld (2005 – 2010).

Figure 3k: Changes in the pH-KCl in the trial plot (2005 – 2010).



Figuur 3l: Veranderingen in de H/Ca-ratio in het proefveld (2005 – 2010).
Figure 3l: Changes in the H/Ca ratio in the trial plot (2005 – 2010).



Figuur 3m: Veranderingen in de Ca-verzadiging in het proefveld (2005 – 2010).
Figure 3m: Changes in the Ca saturation in the trial plot (2005 – 2010).

De veranderingen in de basenhuishouding van het proefveld worden hier beschreven aan de hand van drie factoren: de pH-KCl, de H/Ca-ratio en de Calcium-bezetting. Ten aanzien van het Vogelkers-Essenbos gelden voor deze factoren de volgende streefwaarden: een pH-KCl van 4,5 – 6,0, een H/Ca-ratio van > 5 en een calciumbezetting van > 40% (in de wortelzone: 0-25 cm). Tabel 3b geeft de gemiddelde waarden voor het gehele proefveld in 2005 (uitgangssituatie) en 2010 (einde van de proef); de veranderingen per proefvlak worden schematisch weergegeven in Figuur 3k, 3l en 3m.

Tabel 3b: Veranderingen in basenhuishouding in het proefveld tussen 2005 en 2010 (gemiddelde waarden proefvlakken per laag).

Table 3b: Changes to acid/alkaline balance in the trial plot between 2005 and 2010 (average values in trial plots per layer).

	pH-KCl			H/Ca-ratio			Ca-verzadiging		
cm –mv	2005	2010	P-waarde	2005	2010	P-waarde	2005	2010	P-waarde
0-5	3.05	3.80	0.000	19.5	6.2	0.071	9.1	21.1	0.001
5-25	3.56	3.93	0.002	2538.0	17.8	0.039	0.1	11.0	0.000
50-70	4.33	4.23	0.032	33.5	23.9	0.087	23.1	10.4	0.008

Donkere arcering: P-waarde < 0.01; Lichte arcering: P-waarde 0.01 - 0.05 (T-toets; tweezijdig, gepaard).

Tabel 3b geeft aan dat in de lagen 0-5 en 5-25 cm –mv er gedurende de periode 2005-2010 sprake is geweest van een duidelijke verbetering van de basentoestand (ontzuring): de pH-waarden stijgen, de H/Ca-ratio daalt en de basenverzadiging neemt toe. De veranderingen in de ondergrond (50-75 cm –mv) zijn minder eenduidig: de gemiddelde pH-waarde daalt en de mate van calciumverzadiging neemt af. Dit duidt op een zekere verslechtering van de basentoestand, een conclusie die in tegenspraak is met de duidelijke (zij het net niet significante) daling van de H/Ca-ratio.

De veranderingen per proefvlak, zoals weergegeven in Figuur 3k t/m 3m, wijzen globaal in dezelfde richting, maar laten tevens zien dat de ontwikkelingen niet in alle delen van het proefveld gelijk zijn. De belangrijkste conclusies zijn:

- In een deel van de proefvlakken worden in 2010 in de bovengrond waarden gemeten die vallen binnen de ranges van het streefbeeld voor het Vogelkers-Essenbos (voor alle drie de factoren). In 2005 was dit nog niet het geval.
- Er is gemiddeld sprake van een duidelijke trend van ontzuring, met name in de bovenste twee lagen van het mineraal bodemprofiel.
- Deze trend is veel duidelijker in de geplagde proefvlakken dan in de niet-geplagde proefvlakken.
- De trend is ook veel duidelijker in de laaggelegen proefvlakken dan in de relatief hoog gelegen proefvlakken.
- Er zijn twee belangrijke uitzonderingen op deze trend: het meest noordoostelijk gelegen proefvlak (VI.1) ontzuurt sneller dan verwacht, terwijl de proefvlakken van het meest westelijk gelegen transect (I) relatief traag ontzuren en ten dele zelfs iets zuurder worden.

3.2.3 Nutriëntentoestand

De veranderingen in de nutriëntentoestand van het proefveld wordt beschreven aan de hand van drie factoren: de C/N-ratio, de C/P-ratio en de fosfaatverzadigingsindex (PSI). Ten aanzien van het Vogelkers-Essenbos gelden voor deze factoren de volgende streefwaarden: een C/N-ratio van 10-25, een C/P-ratio van 40-100 en een PSI van < 0,10 (in de wortelzone: 0-25 cm). Wij beperken ons hier weer tot de analyseresultaten van de drie bemonsterde lagen in het minerale bodemprofiel (zie § 3.2.2). Tabel 3c geeft de gemiddelde waarden voor het gehele proefveld in 2005 (uitgangssituatie) en 2010 (einde van de proef); de veranderingen per proefvlak worden schematisch weergegeven in Figuur 3n, 3o en 3p.

Tabel 3c: Veranderingen in nutriëntentoestand in het proefveld tussen 2005 en 2010 (gemiddelde waarden proefvlakken per laag).

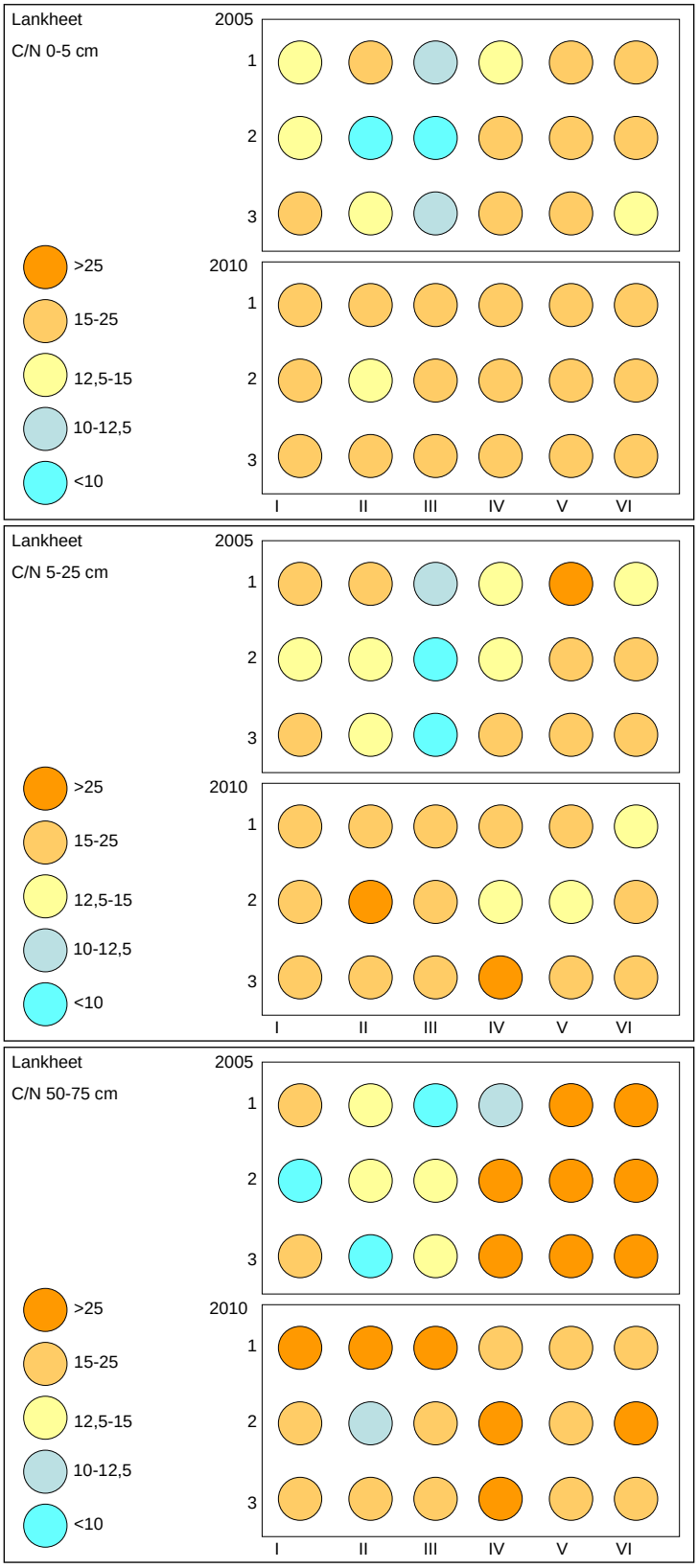
Table 3c: Changes to nutrient conditions in the trial plot between 2005 and 2010 (average values in trial plots per layer).

	C/N			C/P			PSI		
cm -mv	2005	2010	P-waarde	2005	2010	P-waarde	2005	2010	P-waarde
0-5	14.4	17.9	0.000	211.0	169.0	0.025	0.073	0.099	0.000
5-25	15.9	21.6	0.052	167.7	117.1	0.000	0.041	0.050	0.004
50-70	154.9	21.6	0.221	125.7	73.9	0.017	0.017	0.027	0.000

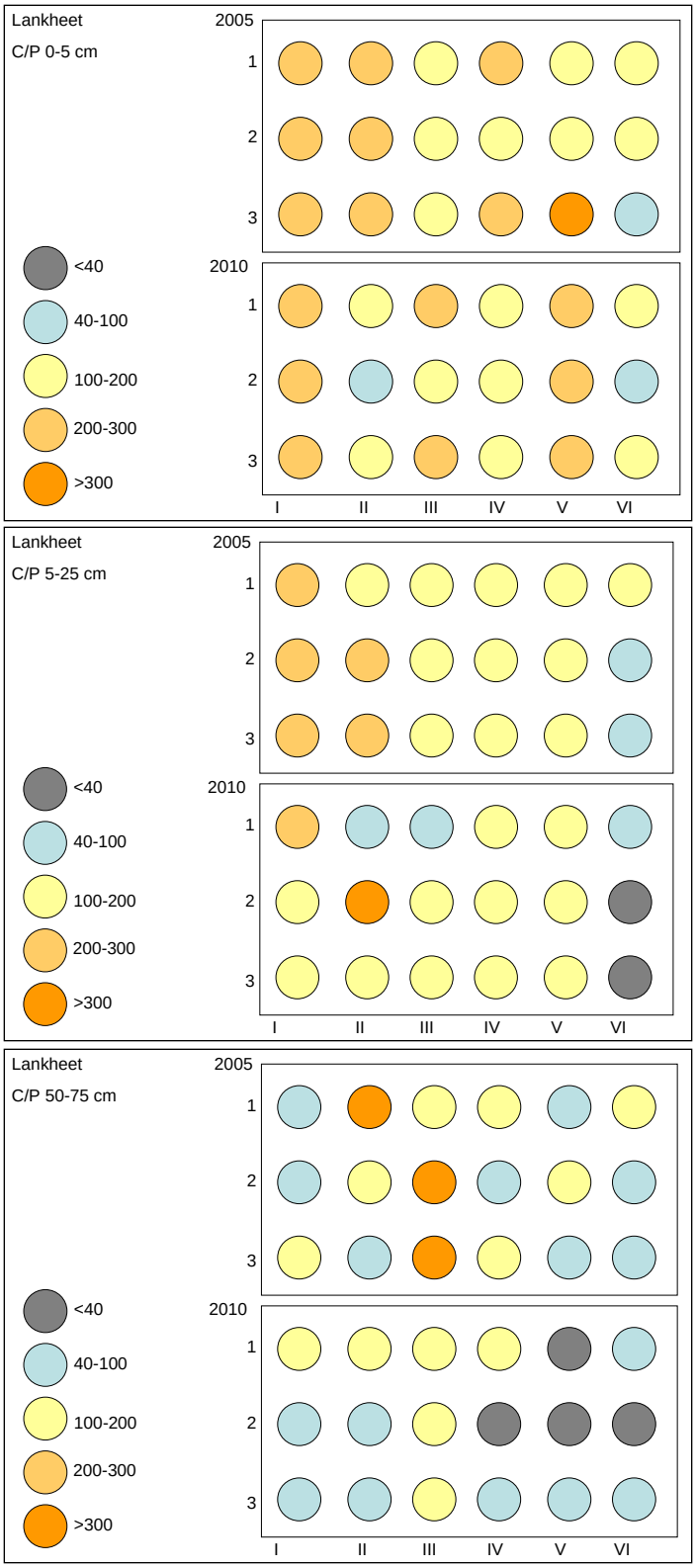
Donkere arcering: P-waarde < 0.01; Lichte arcering: P-waarde 0.01 - 0.05 (T-toets; tweezijdig, gepaard).

De veranderingen in deze drie factoren en het ruimtelijk patroon van de veranderingen wijzen slechts ten dele in dezelfde richting. De belangrijkste trends zijn:

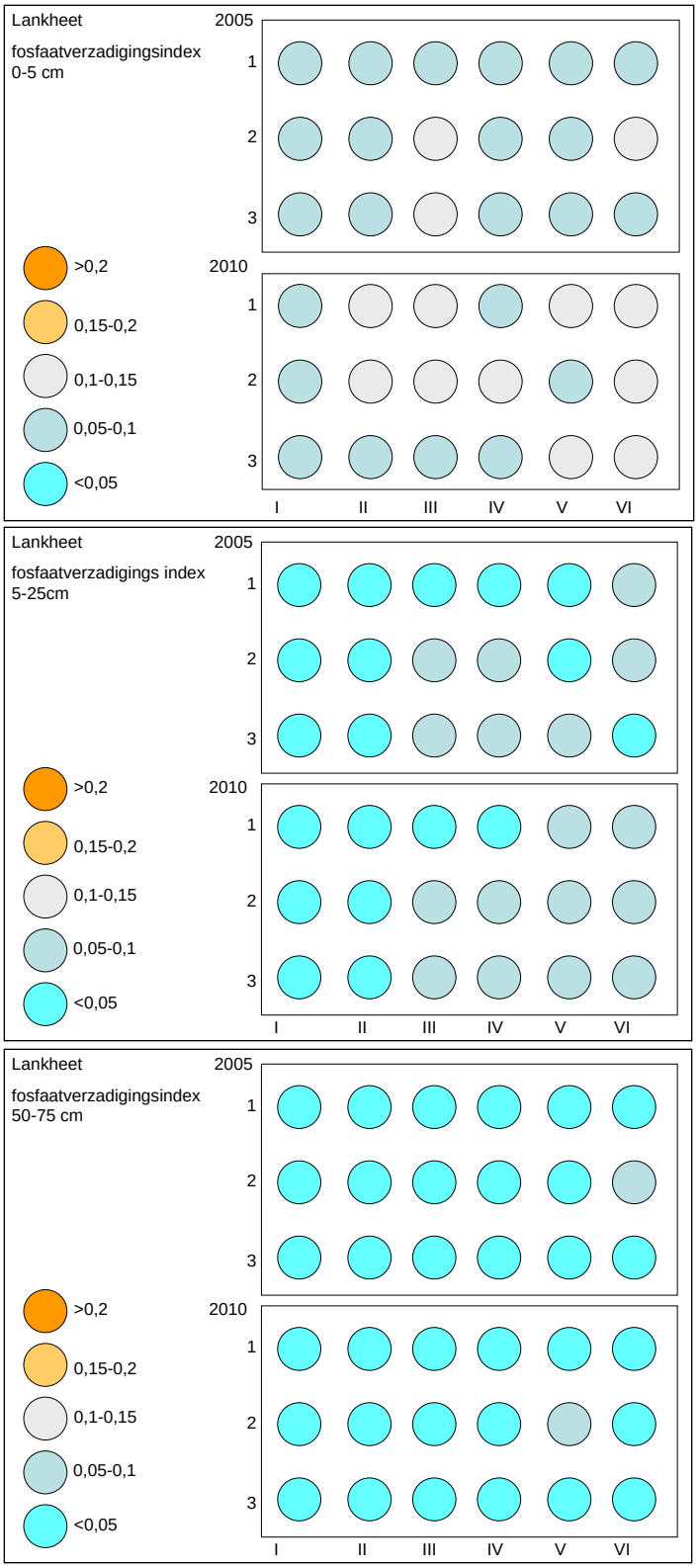
- In een deel van de proefvlakken worden in 2010 in de bovengrond waarden gemeten die vallen binnen de ranges van het streefbeeld voor het Vogelkers-Essenbos (voor alle drie de factoren). In 2005 was dit ook reeds het geval.
- Wat betreft de C/N-ratio is er een opvallende trend waarneembaar naar een nivellering binnen het proefveld naar waarden tussen de 15 en 25.
- In de meeste proefvlakken treedt daarbij een zekere verslechtering op van de humuskwaliteit (hogere ratio), terwijl de grootste veranderingen plaatsvinden in de laagst gelegen proefvlakken. De in 2010 gevonden waarden passen echter wel goed binnen de hierboven vermelde drempelwaarden voor het streefbeeld. Vanuit het streefbeeld geredeneerd, is er dus geen sprake van een verslechtering.
- Voor wat betreft de C/P-ratio is de algemene trend daarentegen een verbetering van de humuskwaliteit (lagere ratio), waarbij echter binnen het proefveld grote verschillen (blijven) bestaan. De tendens in de richting van een lagere C/P-ratio is vanuit het streefbeeld gezien in het algemeen gunstig. Alleen in de ondergrond is in 2010 plaatselijk sprake van te lage waarden.
- De veranderingen in C/P-ratio vertonen een grillig beeld maar de belangrijkste verbeteringen van de humuskwaliteit (lagere ratio) lijken op te treden in de geplagde en de laagst gelegen proefvlakken.
- De veranderingen in de PSI zijn significant maar gering: de waarden zijn en blijven laag, met name in de lagen dieper dan 5 cm –mv.
- De veranderingen in PSI zijn het duidelijkst in de geplagde en de relatief hoog gelegen proefvlakken (met name in de bovengrond: 0-5 cm –mv).



Figuur 3n: Veranderingen in de C/N-ratio in het proefveld (2005 – 2010).
Figure 3n: Changes in the C/N ratio in the trial plot (2005 – 2010).



Figuur 3o: Veranderingen in de C/P-ratio in het proefveld (2005 – 2010).
Figure 3o: Changes in the C/P ratio in the trial plot (2005 – 2010).



Figuur 3p: Veranderingen in de fosfaatverzadigingsindex in het proefveld (2005 – 2010).

Figure 3p: Changes in the phosphate saturation index in the trial plot (2005 – 2010).

Tabel 3d: Synoptische vegetatietabel van de ondergroei in proefveld (kruid- en moslaag).
Table 3d: Synoptic vegetation table of the undergrowth vegetation in the trial plot (herbaceous plants and moss layer).

Jaar	2005			2010			2010			verandering
Geplagd	niet			niet			wel			in aantal
Aantal opnamen	9			9			9			opnamen
	P	KB		P	KB		P	KB		1 2
Quercion-soorten kruidlaag										
Molinia caerulea	100	2		100	2		67	2	Pijpenstrootje	0 -3
Sorbus aucuparia	78	r		56	+		33	r	Wilde lijsterbes	-2 -2
Prunus serotina	67	+		56	+		56	+	Amerikaanse vogelkers	-1 0
Rhamnus frangula	44	+		56	+		22	r	Sporkehout	+1 -3
Pinus sylvestris	33	r		22	r		22	+	Grove den	-1 0
Vaccinium myrtillus	33	+		22	2		.		Blauwe bosbes	-1 -2
Quercus robur	33	+		22	r		.		Zomereik	-1 -2
Deschampsia flexuosa	22	+		22	r		.		Bochtige smele	0 -2
Fagus sylvatica	22	r		11	r		.		Beuk	-1 -1
Pteridium aquilinum	11	+		22	+		.		Adelaarsvaren	+1 -2
Picea abies	11	r		11	r		.		Fijnspar	0 -1
Carex pilulifera	.			.			22	r	Pilzegge	0 +2
Quercion-soorten moslaag										
Hypnum jutlandicum	56	1		11	+		.		Heideklauwtjesmos	-3 -1
Polytrichum formosum	56	+		33	+		33	2	Fraai haarmos	-2 0
Dicranum scoparium	33	+		11	1		.		Gewoon gaffeltandmos	-2 -1
Lophocolea heterophylla	33	+		.			.		Gedrongen kantmos	-3 0
Aulacomnium androgynum	22	+		.			.		Gewoon knopjesmos	-2 0
Dicranella heteromalla	11	+		11	+		.		Gewoon pluisjesmos	0 -1
Lophocolea bidentata	11	+		.			.		Gewoon kantmos	-1 0
Tetraphis pellucida	.			11	+		.		Viertandmos	+1 -1
Alnion-soorten kruidlaag										
Solanum dulcamara	.			22	+		11	+	Bitterzoet	+2 -1
Juncus effusus	.			11	+		56	+	Pitrus	+1 +4
Betula pubescens	.			11	+		33	+	Zachte berk	+1 +3
Eupatorium cannabinum	.			11	1		22	r	Koninginnenkruid	+1 +1
Carex elongata	.			11	r		22	+	Elzenzegge	+1 +2
Carex curta	.			11	1		.		Zompzegge	+1 0
Carex elata	.			11	r		.		Stijve zegge	+1 0
Lemna minor	.			.			22	2	Klein kroos	0 +2
Galium palustre	.			.			22	1	Moeraswalstro	0 +2
Alnus glutinosa	.			.			22	+	Zwarte els	0 +2
Callitriche species	.			.			22	+	Sterrenkroos (G)	0 +2
Glyceria fluitans	.			.			22	+	Mannagras	0 +2
Lythrum salicaria	.			.			11	1	Grote kattenstaart	0 +1
Carex pseudocyperus	.			.			11	+	Hoge cyperzegge	0 +1
Lysimachia vulgaris	.			.			11	+	Grote wederik	0 +1
Salix cinerea	.			.			11	r	Grauwe wilg	0 +1
Cirsium palustre	.			.			11	r	Kale jonker	0 +1
Alnion-soorten moslaag										
Calliergonella cuspidata	.			11	r		22	+	Gewoon puntmos	+1 +1

Vervolg Tabel 3d.										
Alno-Padion-soorten kruidlaag										
Athyrium filix-femina	.			11	+		11	r	Wijfjesvaren	+1	+1
Carex remota	.			.			11	r	IJle zegge	0	+1
Urtica dioica	.			22	+		22	+	Grote brandnetel	+2	0
Moehringia trinervia	.			11	+		.		Drienerfmuur	+1	-1
Alno-Padion-soorten moslaag										
Atrichum undulatum	.			.			22	+	Groot rimpelmos	0	+2
Overige soorten kruidlaag										
Dryopteris carthusiana	67	r		33	r		67	+	Smalle stekelvaren	-3	+3
Rubus fruticosus ag.	56	2		56	+		56	+	Gewone braam	0	0
Hedera helix	56	+		56	+		44	+	Klimop	0	-1
Ilex aquifolium	22	r		33	r		.		Hulst	+1	-3
Dryopteris dilatata	.			22	r		11	+	Brede stekelvaren	+2	-1
Epilobium species	.			11	r		44	+	Basterdwederik (G)	+1	+3
Lonicera periclymenum	.			11	+		.		Wilde kamperfoelie	+1	-1
Rumex obtusifolius	.			11	r		.		Ridderzuring	+1	-1
Taraxacum sectie Ruderalia	.			11	r		.		Gewone paardebloem	+1	-1
Agrostis stolonifera	.			.			22	1	Fioringras	0	+2
Holcus lanatus	.			.			22	+	Gestreepte witbol	0	+2
Veronica beccabunga	.			.			11	1	Beekpunge	0	+1
Calamagrostis epigejos	.			.			11	1	Duinriet	0	+1
Juncus bufonius	.			.			11	1	Greppelrus	0	+1
Myosotis palustris	.			.			11	+	Moerasvergeet-mij-nietje	0	+1
Cirsium arvense	.			.			11	+	Akkerdistel	0	+1
Hypericum perforatum	.			.			11	+	Sint-Janskruid	0	+1
Juncus articulatus	.			.			11	+	Zomprus	0	+1
Sambucus nigra	.			.			11	r	Gewone vlier	0	+1
Cirsium vulgare	.			.			11	r	Speerdistel	0	+1
Lotus corniculatus	.			.			11	r	Gewone rolklaver	0	+1
Poa annua	.			.			11	r	Straatgras	0	+1
Overige soorten moslaag										
Brachythecium rutabulum	78	+		33	+		11	1	Gewoon dikkopmos	-3	-2
Eurhynchium praelongum	67	2		67	1		56	1	Fijn laddermos	0	-1
Mnium hornum	44	1		44	+		44	+	Gewoon sterrenmos	0	0
Pseudoscleropodium purum	44	1		11	1		44	+	Groot laddermos	-3	+3

P: presentie (%); KB: karakteristieke bedekking (BB-schaal). Veranderingen in aantal opnamen: 1: 2010 (niet geplagd) t.o.v. 2005 (niet geplagd); 2: 2010 (geplagd) t.o.v. 2010 (niet geplagd). Groene arcering: duidelijke toename (2 of meer opnamen); oranje arcering: duidelijke afname (twee of meer opnamen).

3.3 Vegetatie

3.3.1 Soortensamenstelling van de ondergroei

Synoptische tabel
De veranderingen van de soortensamenstelling van de ondergroei (kruid- en moslaag) in de periode 2005 – 2010 zijn weergegeven in een synoptische tabel (Tabel 3d) In deze tabel wordt een onderscheid gemaakt tussen soorten die indicatief zijn voor het Zomereik-verbond (*Quercion roboris*; de uitgangssituatie), het Verbond van Els en Vogelkers (*Alno-Padion*, het verbond waarbinnen ons doeltype, het Vogelkers-Essenbos, wordt gerangschikt) en het Verbond der elzenbroekbossen (*Alnion glutinosae*, doeltype van het herstelproject op het aangrenzende, lager gelegen proefveld, zie Aggenbach *et al*., 2011).



Figuur 3q: Blauwe bosbes (Vaccinium myrtillus), een Quercion-element in het droge deel van het proefveld. Deze soort is achteruit gegaan ten gevolge van de vernatting en de verbeterde basenhuishouding.

Figure 3q: Bilberry (Vaccinium myrtillus), a Quercion element in the dry part of the trial plot. This species deteriorated as a result of rewetting and the improved acid/alkaline balance.

In de tabel wordt tevens aangegeven welke soorten in de niet-geplagde proefvlakken na vernatting duidelijk zijn toe- of afgenomen en welke soorten in 2010 een duidelijk verschil in presentie vertonen tussen de wel en niet afgeplagde proefvlakken.

De volgende trens kunnen worden onderkend:
- de *Quercion*-soorten zijn opvallend achteruit gegaan, waarbij de kruidlaag vooral heeft gereageerd op het plaggen en de moslaag op de vernatting;
- er is een opvallende toename te zien van *Alnion*-soorten te zien, met name in de geplagde proefvlakken;

- de toename van soorten die een ontwikkeling in de richting van het *Alno-Padion* indiceren, is zeer beperkt.

Voor een nadere interpretatie van deze trends kan verwezen worden naar § 4.3.

Indicatiewaarden en soortenaantal
In Tabel 3e wordt getracht de veranderingen in de soortensamenstelling van het proefveld ecologisch te duiden aan de hand van de Ellenberg-indicatiewaarden. Ook wordt de verandering in het gemiddelde soortenaantal per proefvlak gegeven. Evenals in de synoptische tabel wordt hier een vergelijking gemaakt tussen de niet-geplagde proefvlakken in 2005 en 2010, en tussen de wel en niet-geplagde proefvlakken in 2010.

Tabel 3e: Veranderingen in Ellenberg-indicatiewaarden van de vegetatie in de proefvlakken binnen het proefveld.

Table 3e: Changes in Ellenberg indicator values of the vegetation within the trial plot.

	2005 niet geplagd	2010 niet geplagd	2010 wel geplagd	P-waarde [1] 2005 vs. 2010 (niet geplagd)	P-waarde [2] wel vs. niet geplagd (2010)
lichtgetal	5.53	5.72	6.08	0.10	0.14
vochtgetal	5.74	6.32	7.27	0.00	0.11
redoxgetal	3.56	3.87	3.90	0.18	0.96
trofiegetal	3.42	3.45	4.32	0.92	0.14
soortenaantal	13.67	12.56	13.33	0.36	0.74

1) T-test, tweezijdig, gepaard; 2) T-test, tweezijdig, ongepaard. Lichte arcering: hoogste waarde; donkere arcering: significant verschil.

De belangrijkste trends in Tabel 3e zijn:
- het gemiddelde soortenaantal in de niet-geplagde proefvlakken is in 2010 lager dan in 2005, en lager dan in de wel geplagde proefvlakken in 2010;
- de gemiddelde indicatiewaarden voor licht, vocht, basentoestand en trofiegraad in de niet-geplagde proefvlakken zijn in 2010 hoger dan in 2005, en lager dan in de wel geplagde proefvlakken in 2010.
- alleen de verandering in vochtgetal voor niet-geplagde proefvlakken is significant;
- de verandering in de indicatiewaarde voor de trofiegraad voor niet-geplagde proefvlakken is niet alleen niet significant, maar zelfs volledig verwaarloosbaar (P-waarde van 0.92);
- hetzelfde geldt voor het verschil in indicatiewaarde voor de basentoestand tussen de wel en niet-geplagde proefvlakken in 2010 (P-waarde van 0.96).



Figuur 3r: Dalkruid (Maianthemum bifolium), een Quercion-element in het droge deel van het proefveld. Deze soort is vooruit gegaan ten gevolge van de vermodering van mormoder-humusvormen.

Figure 3r: May Lily (Maianthemum bifolium), a Quercion element in the dry part of the trial plot. This variety thrived as the mormoder humus types contained increasing amounts of decomposed organic matter.

Relatie met omgevingsfactoren

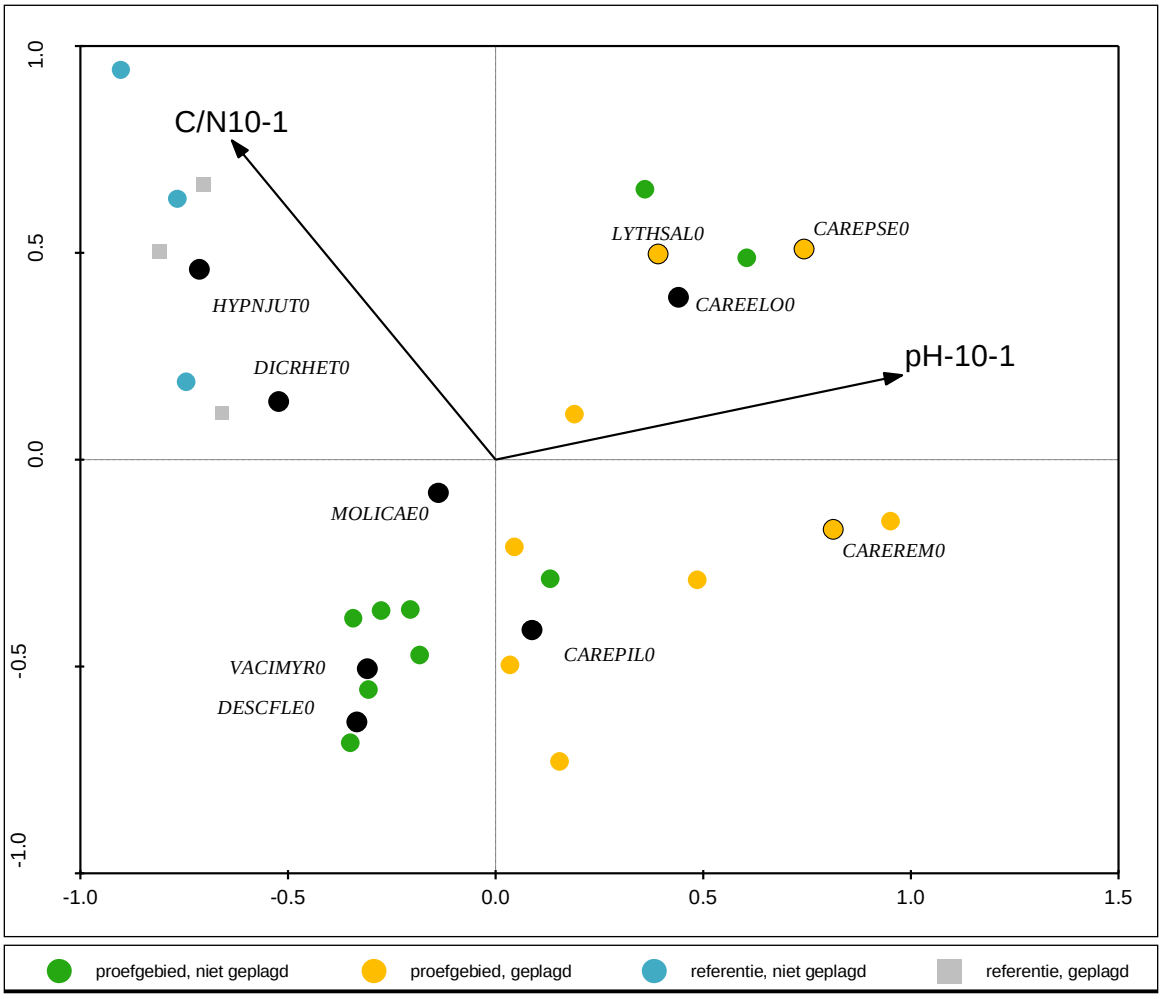
De relatie tussen de soortensamenstelling van de ondergroei in 2010 en een groot aantal omgevingsfactoren werd in een getrapte CCA-analyse onderzocht met behulp van het programma CANOCO. Als omgevingsfactoren werden gebruikt:

- de strooiselkwaliteit (LQI),
- het leemgehalte op 0-5 en 5-25 cm -mv,
- alle gemeten dan wel berekende bodemchemische factoren voor de lagen 0-5 en 5-25 cm –mv in 2005 en 2010;
- de laagste grondwaterstand in de zomer van 2004, de laagste grondwaterstand in de zomer van 2009, de hoogste grondwaterstand in de winter van 2004-2005 en de hoogste grondwaterstand in de winter van 2009-2010;
- het aantal dagen inundatie in het hydrologisch jaar 2007- 2008.

Er is voor gekozen ook omgevingsfactoren die de uitgangssituatie beschrijven in de analyse te betrekken om een indicatie te krijgen in hoeverre er sprake is van 'naijling' in de vegetatieontwikkeling. Voor het referentiegebied werden de bodemchemische waarden van 2005 tevens voor 2010 gebruikt De analyse resulteerde in een zeer eenvoudig model waarbij twee factoren als "verklarend" werden geselecteerd: de pH-KCl en de C/N-ratio, beide van de laag 0-5 cm – mv en bepaald in 2010. Het bijbehorend ordinatie-diagram wordt weergegeven in Figuur 3s. In dit diagram zijn naast de geselecteerde omgevingsfactoren en de proefvlakken ook enkele belangrijke indicatorsoorten weergegeven. Het percentage verklaarde variantie van het model bedraagt slechts 17%, een indicatie dat de

soortensamenstelling van de vegetatie weliswaar in verandering is, maar nog niet in evenwicht is met de nieuwe milieuomstandigheden. Daarnaast viel bij de analyse een aantal zaken op:

- voor de meeste factoren geldt dat de eigenschappen van de laag 0-5 meer verklarend zijn voor de soortensamenstelling van de ondergroei dan de laag 5-25 cm –mv;
- voor de meeste factoren geldt tevens dat de milieuomstandigheden in 2010 meer verklarend zijn voor de soortensamenstelling van de ondergroei dan de overeenkomstige factoren in 2005;
- de pH-KCl komt als meeste verklarende factor uit de analyses tevoorschijn maar deze factor is min of meer inwisselbaar voor de overige twee factoren die de basentoestand beschrijven;
- de basentoestand is zeer dominant als "verklaring" van de soortensamenstelling; ook bij gebruik van de pH als co-variabele in plaats van mogelijk verklarende factor treedt geen substantiële verandering van het verklarend model op.



Figuur 3s: Ordinatie-diagram voor het proefveld en het referentiegebied in 2010. Weergegeven zijn de vegetatieopnamen in de proefvlakken, enkele indicatieve soorten en de meest verklarende omgevingsfactoren (CCA-analyse). Voor de interpretatie van de figuur is vooral de positie van de opnamen en de soorten ten

opzichte van de door pijlen weergegeven omgevingsfactoren van belang. C/N-10-1: C/N-ratio in 2010 (0-5 cm –mv); pH-10-1: pH-KCl in 2010 (0-5 cm –mv).

Figure 3s: Ordination diagram for the trial plot and the reference area in 2010. The vegetation observations in the trial plots are shown; only the indicative species and the most explanatory environmental factors (CCA analysis). The key aspects for the interpretation of the diagram are the position of the observations and the species in relation to the environmental factors indicated by the arrows. C/N-10-1: C/N ratio in 2010 (0 - 5 cm below ground level); pH-10-1: pH-KCl in 2010 (0-5 cm below ground level).

Het diagram in Figuur 3s kan verder als volgt gelezen worden:

- het verschil in soortensamenstelling tussen het proefveld en het referentiegebied berust in belangrijke mate op een verschil in de C/N-ratio (humuskwaliteit);
- soorten die een voorkeur hebben voor een slecht afbreekbare strooisellaag (hoge C/N-ratio) zijn o.a. een aantal mossoorten die indicatief zijn voor een *Quercion*-begroeiing (o.a *Hypnum jutlandicum* en *Dicranella heteromalla*);
- soorten in de kruidlaag die een ontwikkeling indiceren in de richting van een *Alnion*- dan wel een *Alno-Padion*-begroeiing (respectievelijk o.a. *Carex elongata* en *Carex remota*) hebben een voorkeur voor standplaatsen met een relatief hoge pH;
- binnen deze groep soorten heeft de *Alno-Padion*-soort *Carex remota* een voorkeur voor standplaatsen met een snellere strooiselomzetting humuskwaliteit (lagere C/N-ratio) dan de *Alnion*-soorten *Carex elongata, Carex pseudocyperus en Lythrum salicaria.*
- de *Alnion*- en *Alno-Padion*-soorten komen meer voor in geplagde dan in niet-geplagde proefvlakken in het proefveld;
- soorten in de kruidlaag die kenmerkend zijn voor *Quercion*-begroeiingen (o.a. *Deschampsia flexuopsa* en *Vaccinium myrtillus*) hebben een voorkeur voor standplaatsen met een relatief lage pH.

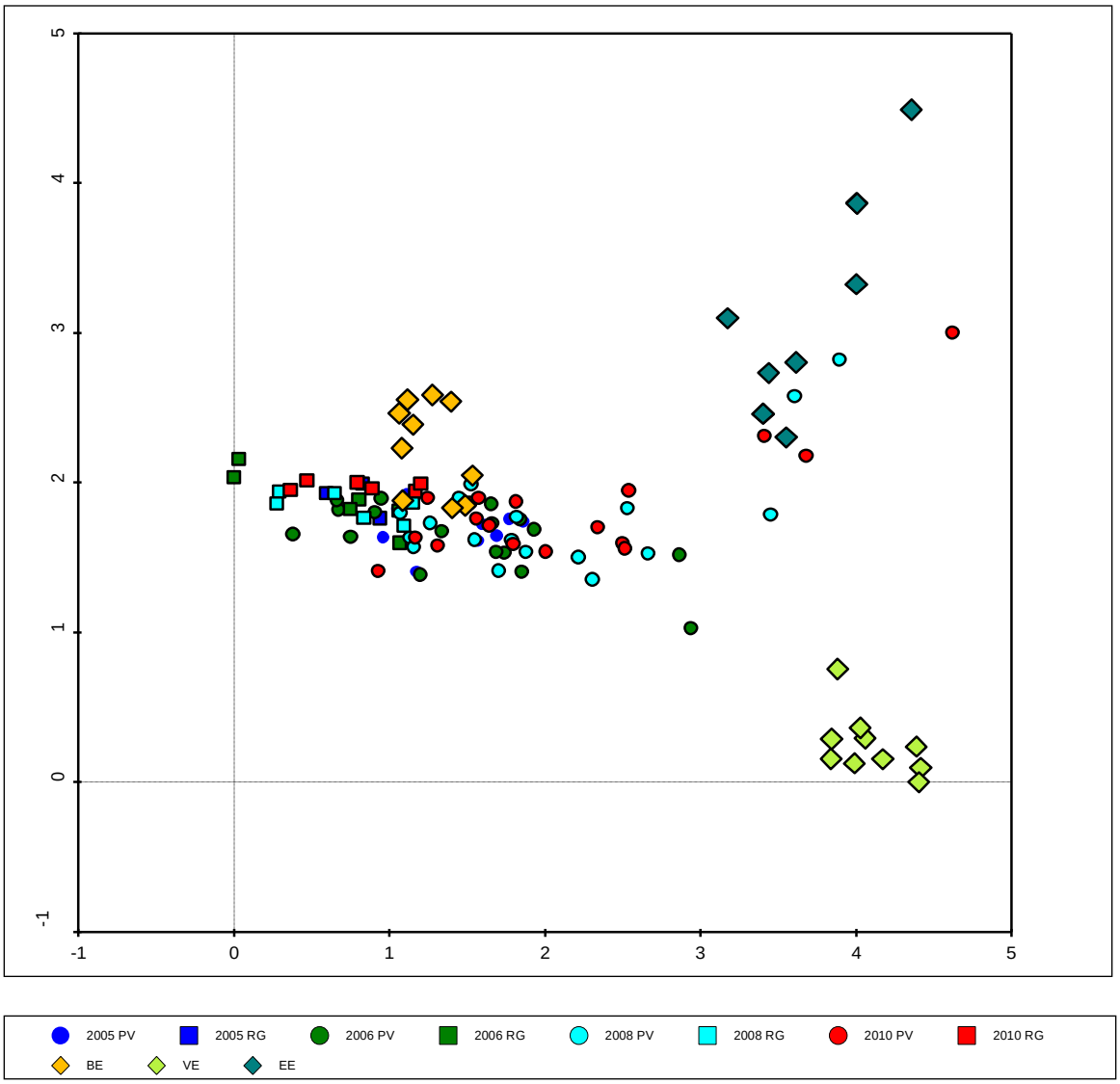
Ontwikkeling richting doeltype

Om te bepalen in hoeverre de vegetatie van verschillende proefvlakken zich ontwikkelt tot het doeltype dan wel tot een (natter) elzenbroekbos, werden met behulp van het programma CANOCO twee DCA-analyses uitgevoerd. In beide analyses werden de proefvlakken van zowel het proefveld als het referentiegebied betrokken. Ook werden als ijkpunt representatieve voorbeelden van *Quercion*-, *Alno-Padion* en *Alnion*-bossen in de analyse opgenomen (zie § 2.5.2). In de eerste analyse werd de temporele ontwikkeling van de vegetatie onderzocht door de opnamen in te delen naar gebied (proefveld en referentiegebied) en jaar (2005, 2006, 2008 en 2010). In de tweede analyse werden de opnamen verder opgesplitst in geplagd en niet-geplagd. De resultaten worden weergegeven in twee ordinatiediagrammen (Figuur 3t en 3u). In het tweede diagram zijn voor de overzichtelijkheid de opnamen uit 2006 en 2008 weggelaten.

Bij de interpretatie van de DCA-diagrammen geldt: hoe kleiner de afstand tussen twee opnamen, des te groter is de overeenkomst in soortensamenstelling. Uit de diagrammen kan het volgende worden afgeleid:

- de opnamen in het referentiegebied vertonen veel overeenkomsten met de referentieopnamen van het *Quercion;*
- plaggen in het referentiegebied leidt tot (nog) grotere verschillen met het *Alnion* en het *Alno-Padion*;
- ook de opnamen in proefveld vertoonden bij start van de proef grote overeenkomsten met de referentieopnamen van het *Quercion;*

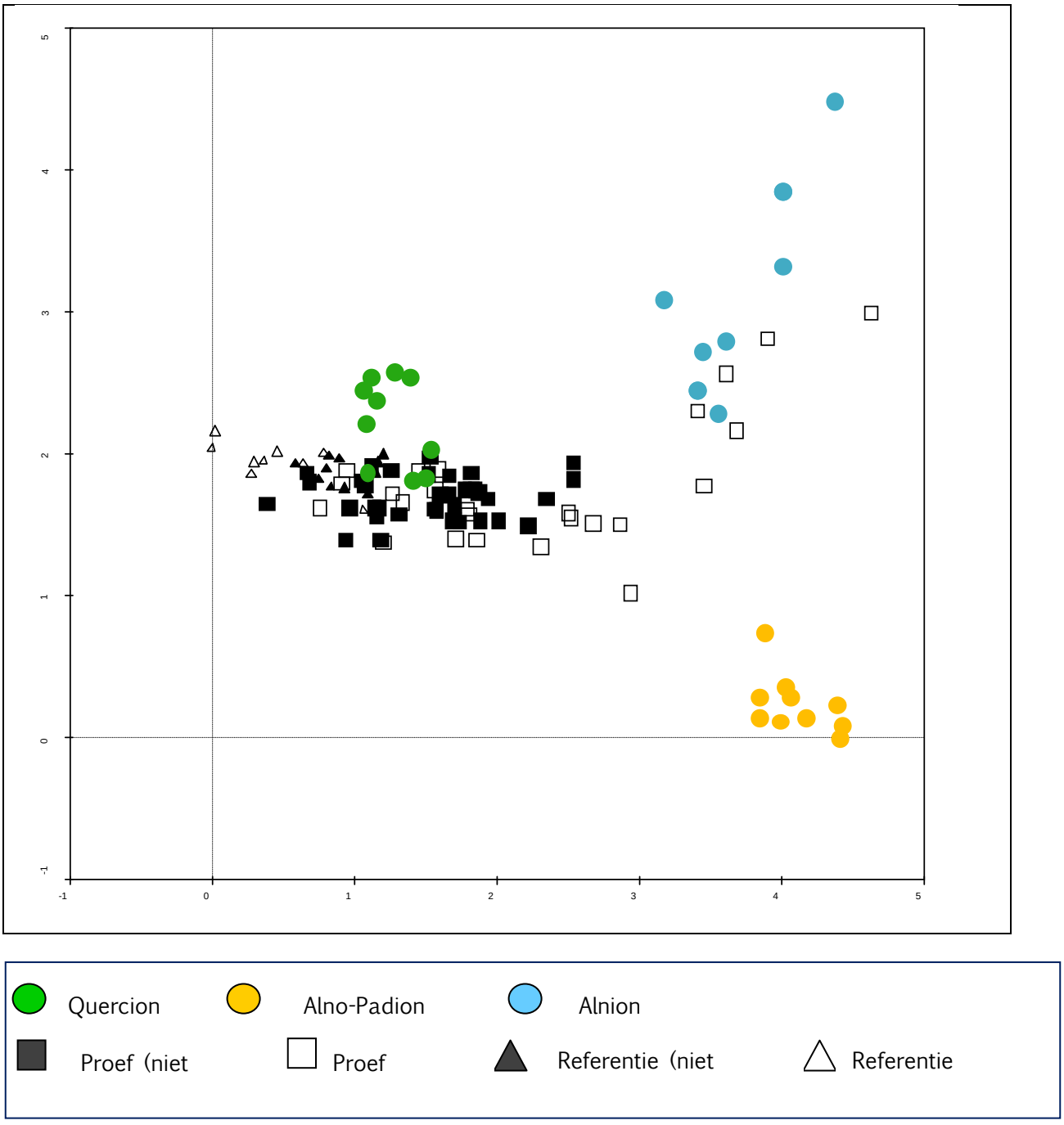
- een klein deel van deze opnamen blijft min of meer onveranderd;
- een groter deel van de opnamen in het proefveld ontwikkelt zich in de richting van de nattere bostypen;
- deze ontwikkeling gaat sneller in de geplagde proefvlakken;
- deze ontwikkeling leidt vooralsnog tot grotere overeenkomsten in soortensamenstelling met het elzenbroekbos (*Alnion*) dan met het doeltype Vogelkers-Essenbos (*Alno-Padion*).



Figuur 3t: Overeenkomsten in soortensamenstelling tussen de vegetatieopnamen uit Het Lankheet, gemaakt in 2005, 2006, 2008 en 2010, en een aantal historische referentieopnamen uit goed ontwikkelde bostypen in de omgeving (DCA-analyse). PV: proefveld Het Lankheet, RG: referentiegebied Het Lankheet, BE, VE en EE: historische referentieopnamen uit omgeving: BE = Vochtig Berken-Eikenbos (Quercion), VE = Vogelkers-Essenbos (Alno-Padion), EE = Elzenzegge-Elzenbos (Alnion). Hoe geringer de afstand tussen de punten is, des te groter zijn de

overeenkomsten in soortensamenstelling. Punten die ver uiteen liggen vertonen weinig overeenkomsten.

Figure 3t: Similarities in species composition between the vegetation observations in Het Lankheet, made in 2005, 2006, 2008 and 2010, and a number of historical reference observations from well-developed woodland types in the area (DCA-analysis). PV: trial plot Het Lankheet, RG: reference area Het Lankheet, BE, VE and EE: historical reference observations from the surrounding area: BE = Humid Birch-Oak woodland (Quercion), VE = Pruno-Fraxinetum woodland (Alno-Padion), EE = Alder sedge-Alder woodland (Alnion). The closer together the points in the diagram, the greater the similarities in species composition. The points which are far apart have little in common.



Figuur 3u: Overeenkomsten in soortensamenstelling tussen de vegetatieopnamen uit Het Lankheet, gemaakt in 2005 en 2010, ingedeeld naar gebied en ingreep (al dan niet geplagd), , en een aantal historische referentieopnamen uit goed ontwikkelde bostypen in de omgeving (DCA-analyse). (DCA-analyse). Proef: proefveld Het Lankheet, Referentie: referentiegebied Het Lankheet; Quercion: referentieopnamen Vochtig Berken-Eikenbos, Alno-Padion: referentieopnamen Vogelkers-Essenbos, Alnion: referentieopnamen Elzenzegge-Elzenbos. Hoe geringer de afstand tussen de punten is, des te groter zijn de overeenkomsten in soortensamenstelling. Punten die ver uiteen liggen vertonen weinig overeenkomsten.

Figure 3u: Similarities in species composition between the vegetation observations in Het Lankheet, made in 2005 and 2010, categorised per area and action (sods cleared or otherwise), and a number of historical reference observations from well-developed woodland types in the area (DCA-analysis). (DCA-analysis). Trial: trial plot Het Lankheet, Reference: reference area Het Lankheet; Quercion: reference observations humid Birch-Oak woodland, Alno-Padion: reference observations Pruno-Fraxinetum woodland, Alnion: reference observations Alder sedge-Alder woodland. The closer together the points in the diagram, the greater the similarities in species composition. The points which are far apart have little in common.



Figuur 3v: De vernatting en vooral de extreem hoge grondwaterstanden van 2007 hebben de gevoeligheid voor windworp in het bos verhoogd. De ontstane stormgaten hadden vrijwel geen overlap met de proefvlakken.

Figure 3v: The rewetting and in particular extreme high groundwater levels of 2007 have increased the number of trees uprooted due to winds in the woodland. The resulting storm gaps had virtually no overlap with the trial plots.

3.3.2 Bosanemoon als bio-indicator

Tabel 3f geeft de resultaten van het experiment waarbij in september 2006 en 2008 20 wortelstokken van bosanemoon (*Anemone nemorosa*) werden uitgeplant. In de rechter kolom is de inundatieduur in het hydrologisch "rampjaar" 2007-2008 aangegeven. De relatie tussen het aantal in 2008 getelde scheuten en de inundatieduur is zwak (R^2 = 0.27).

Tabel 3f: Aantal bovengrondse scheuten van de in de proefvlakken uitgeplante wortelstokken van bosanemoon.

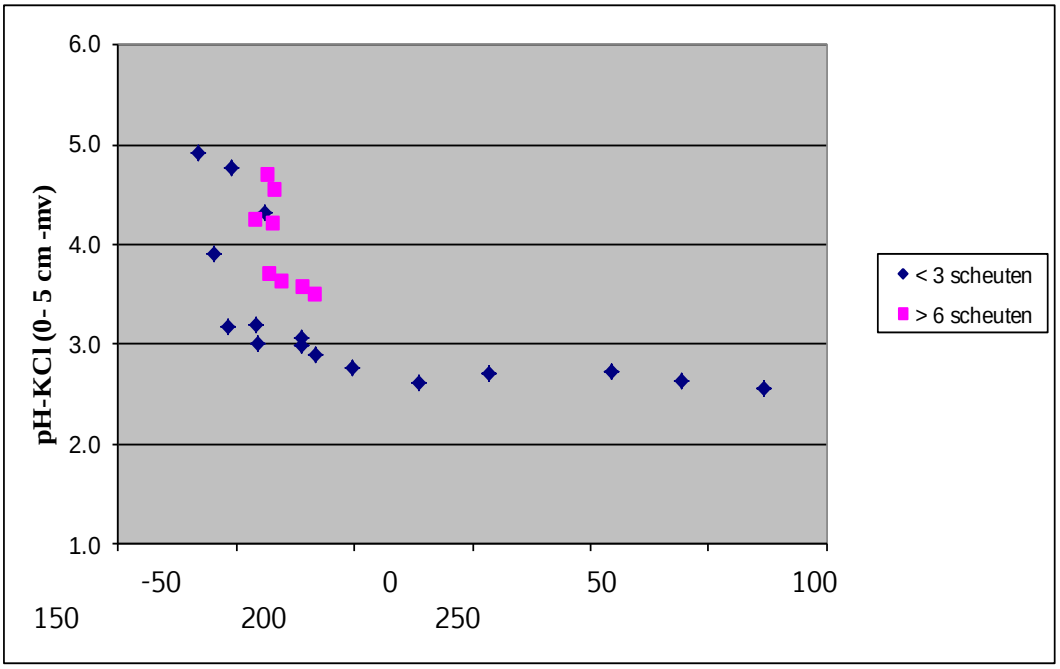
Table 3f: Number of above ground wood anemone shoots planted in the trial plots.

Geplant Geteld Raai	Aantal scheuten 2006 2008	 2006 2010	 2008 2010	Inundatieduur (aantal dagen in periode april 2007 t/m maart 2008)
I.1	7	1	3	49
I.2	2	0	11	39
I.3	0	0	1	218
II.1	0	0	9	224
II.2	0	0	13	309
II.3	0	0	4	266
III.1	2	8	6	36
III.2	2	7	6	161
III.3	7	23	14	71
IV.1	0	1	1	124
IV.2	3	7	7	103
IV.3	26	28	3	17
V.1	2	0	4	0
V.2	14	2	15	16
V.3	11	0	8	14
VI.1	3	7	4	42
VI.2	10	30	0	0
VI.3	8	12	5	31
Ro.1	8	0	2	0
Ro.2	8	0	0	0
Ro.3	1	0	0	0
Rp.1	7	0	0	0
Rp.2	4	0	12	0
Rp.3	6	2	6	0

Gearceerd: geen overlevende scheuten na zeer langdurige inundatie.

De tabel maakt duidelijk dat alleen na zeer extreme omstandigheden (zeer lange inundatieduur) in het daarop volgend jaar geen enkele wortelstok meer uitloopt. Bij inundaties korter dan een half jaar lijkt er nauwelijks sprake te zijn van een relatie tussen de inundatieduur in het hydrologisch jaar 2007/2008 en het aantal scheuten in het voorjaar van 2008.

Tabel 3f maakt eveneens duidelijk dat in de proefvlakken waar wortelstokken de overstroming van 2007-2008 overleefd hebben, er in sommige gevallen twee jaar later sprake is van uitbreiding van het aantal wortelstokken, terwijl in andere gevallen het aantal terugloopt. Voor een goed beeld van de overlevingskans van bosanemoon lijkt het daarom verstandig om ons te concentreren op de langst-lopende reeks waarnemingen (2006-2010) en te trachten de daarin gegeven aantallen te correleren aan omgevingsfactoren. Figuur 3r laat zien dat het aantal tot in 2010 overlevende scheuten van de in 2006 geplante wortelstokken wel duidelijk samenhangt met de pH-KCl van de bovengrond en de hoogste grondwaterstand in een "normaal" jaar.



NB. per proefvlak werden in 2006 20 wortelstokken ingegraven; in 2010 werden geen opnamen met 3, 4, 5 of 6 scheuten aangetroffen (zie Tabel 3f).

Figuur 3w: Aantal bovengrondse scheuten van Bosanemoon, uitgeplant in 2006 en geteld 2010, in relatie tot de zuurgraad van de bovengrond en de hoogste grondwaterstand in de winter.

Figure 3w: Number of above ground wood anemone shoots, planted in 2006 and counted in 2010, in relation to the acidity of the topsoil and the highest groundwater level in the winter.

4 Conclusies en discussie

4.1 Proefopzet

Onderzoeksvraag
De belangrijkste vraag van dit onderzoek is of in een verdroogd beekdal herstel van een vochtig beekdalbos op minerale bodem (Vogelkers-Essenbos) gerealiseerd kan worden door middel van aanvoer van voorgezuiverd water. In de oorspronkelijke opzet werd hierbij uitgegaan van bevloeiing met het 'afvalwater' van de experimentele zuiveringsmoerassen in het aangrenzend perceel. Reeds na een paar maanden bleek dat deze opzet niet realistisch was. De aanvoer van kwel vanuit de zuiveringsmoerassen bleek (onverwacht) groot te zijn en ruim voldoende om de gewenste vernatting te realiseren. De bovengrondse aanvoer van voorgezuiverd water leidde daarentegen tot veel hogere grondwaterstanden dan gewenst, een probleem dat in 2007 nog aanzienlijk werd vergroot toen de kade tussen het proefveld en de achterlangs lopende afvoersloot bezweek en grote hoeveelheden water vrij het proefveld instroomde. Een en ander had tot gevolg dat in een aanzienlijk deel van het proefveld langdurig (diep) onder water kwam te staan.

Om deze problemen op te lossen en in de toekomst te voorkomen, werd de hydrologische infrastructuur van het proefveld in de winter 2007 / 2008 ingrijpend aangepast. De aanvoer van voorgezuiverd water vindt sindsdien uitsluitend plaats via kwel en de peilbeheersing vindt plaats via een aangepast stelsel van stuwen. Dit systeem voldoet in de praktijk redelijk. De belangrijkste beperking is dat de grondwaterstanden binnen het proefveld in de nieuwe situatie zeer sterk beïnvloed worden door het grondwaterregime binnen de naburige zuiveringsmoerassen (zie § 4.2). Daarbij moet worden geconcludeerd dat met de resultaten van dit onderzoek één onderdeel van de oorspronkelijke onderzoeksvraag niet beantwoord kan worden, namelijk de herstelmogelijkheden door bevloeiing met voorgezuiverd water. Wel wordt inzicht gegeven in de mogelijkheden om in een verdroogd beekdalbos het bosecosysteem te herstellen door de aanvoer van basenrijk grondwater te vergroten.

Inrichting van het proefveld
Bij de verdeling van de meetpunten over het proefveld is getracht een goede afspiegeling van de verschillende hoogtezones te verkrijgen. Dit lijkt goed te zijn gelukt. Binnen het proefveld zijn drie grondwaterstandsbuizen geplaatst waarbij rekening is gehouden met de verschillende hoogtezones. Bij waterpassing van de meetpunten in de winter 2005-2006 werd tevens aandacht besteed aan waterpeilen in greppels, afvoerloze laagten en plas-dras-situaties binnen het proefveld. Geconcludeerd wordt dat – ondanks het plaatselijk aanwezig zijn van stagnerende laagjes in de profielen – er nauwelijks verschillen in waterpeil aanwezig zijn. In de praktijk lijkt stagnatie hier dus geen grote rol te spelen en lijkt extrapolatie van de peilbuisgegevens naar de meetpunten verantwoord.

De plagplekken
Zowel in het proefveld als in het referentiegebied (zie hieronder) werden de meetpunten gesitueerd in parallel lopende raaien van elk drie meetpunten, waarbij niet-geplagde transecten alterneren met raaien waarin rond de meetpunten strooisel en vegetatie waren verwijderd. Bij de aanleg van deze plagplekken is getracht zo min mogelijk bovengrond te verwijderen. De gevolgde werkwijze had echter toch tot gevolg dat de geplagde plekken na periodes van (extreem) hoge grondwaterstanden en/of veel neerslag als afvoerloze laagten gingen functioneren. In de laagst gelegen geplagde meetpunten zal dit incidenteel tot langduriger hoge waterstanden hebben geleid dan op grond van extrapolatie van de peilbuisgegevens is berekend. Ondanks het *overall* zeer nerveuze grondwaterregime, dat in belangrijke mate gestuurd wordt door de waterstandsschommelingen binnen de zuiveringsmoerassen, gaan wij er vanuit dat dit de resultaten niet sterk heeft beïnvloed. Wel heeft het karakter van afvoerloze laagte de plaatselijke vestiging van kroossoorten (*Lemna minor*; *Callitriche spec*.) bevorderd. Een ander belangrijk effect van de vormgeving van de plagplekken is dat zij bij de langdurige inundatie van 2007 zijn gaan functioneren als verzamelplaats van verspoeld strooisel.

De boomsoort
Kenmerkend voor een goed ontwikkeld Vogelkers-Essenbos is een boomlaag waarin naast de naamgevende soorten ook Zwarte els prominent aanwezig is. Zomereik komt wel in dit bostype voor, maar treedt niet op de voorgrond. In de struiklaag is vaak juist wel veel Hazelaar aanwezig (Stortelder *et al*., 1999). Dit betekent dat het door boom- en struiklaag geproduceerde bladstrooisel relatief rijk en goed afbreekbaar is. Dit heeft grote gevolgen voor de ontwikkeling van de bosbodem en met name voor de basenhuishouding (Hommel *et al.*, 2007). De boomsoortsamenstelling van zowel het proefveld als het referentiegebied komt in de huidige situatie nauwelijks tot niet overeen met de gewenste toestand. Alleen in raai III van het proefveld is Zwarte els dominant. Hazelaar ontbreekt echter bijna volledig en vrijwel overal is Zomereik de belangrijkste strooiselproducent, op enkele plekken – buiten de proefvlakken – zelfs samen met Grove den. Dit betekent dat in het grootste deel van het proefveld de strooiselkwaliteit niet optimaal is voor een snelle ontwikkeling van een rijkere bosbodem. Er is echter besloten om in het proefveld niet in te grijpen in de boomsoortsamenstelling, omdat dit een jarenlange verstoring van het bosmilieu met zich mee zou brengen die naar verwachting de effecten van de bevloeiing zouden doorkruisen.

Het referentiegebied
De belangrijkste functie van het referentiegebied is een indicatie te geven van de veranderingen die in het proefveld zouden zijn opgetreden indien er geen vernatting met voorgezuiverd water zou zijn opgetreden (autonome ontwikkeling). Het bleek niet goed mogelijk binnen Het Lankheet maar buiten de (door modelberekeningen voorspelde) hydrologische invloedsfeer van de waterzuiveringsproef een referentie-gebied te vinden dat in boomsoortsamenstelling, ondergroei bodemkenmerken en grondwaterstanden volledig overeenkwam met het proefveld.

Het meest geschikt als referentieterrein leek een terrein aan de Veenrietweg. Gaande het onderzoek bleek dit referentiegebied nog minder geschikt te zijn dan op voorhand was aangenomen. Dit had de volgende redenen:
- aanzienlijke verschillen in hoogteligging en reliëf (zie § 2.2 en Bijlage A);
- aanzienlijke verschillen grondwaterstanden (zie Bijlage B);
- aanzienlijke verschillen in bodemchemie (zie Bijlage C en D);

- mogelijkheid dat de hydrologische invloed van de zuiveringsmoerassen verder reikte dan op grond van modelberekeningen was voorzien (zie § 3.1.2).

Om deze redenen werd besloten de (kostbare) uitgebreide bemonstering in het referentiegebied niet te herhalen. Als referentie voor de vegetatieontwikkeling onder relatief droge en zure omstandigheden bleven de proefvlakken in het referentiegebied wel bruikbaar (zie § 3.3.1).

4.2 Hydrologie

Grondwaterstanden en -fluctuaties
De fluctuaties in het grondwaterregime in het proefveld volgden tot in het najaar van 2006 hetzelfde patroon als in het referentiegebied en begonnen vanaf dat moment (sterk) af te wijken. Dit wijst er op dat er in de zomer van 2006 nog geen sprake was van een significante invloed van de zuiveringsmoerassen op de hydrologie van het proefveld. De peilbuizen in het proefveld werden echter pas in juni 2006 geïnstalleerd. Dit betekent dat er nauwelijks meetgegevens met betrekking tot de hydrologische uitgangssituatie voorhanden zijn. Toch kon aan de hand van modelberekeningen een redelijk beeld van deze uitgangssituatie verkregen worden.

Zoals hierboven werd vermeld was het hydrologisch jaar 2007/2008 was uitzonderlijk nat (zie § 4.1). Op de laagst gelegen plekken stond meer dan 200 dagen (tenminste deel van dag) water boven maaiveld. Na aanpassingen van de infrastructuur zien wij dat geen extreem hoge peilen meer voorkomen en dat de grondwaterschommelingen binnen het proefveld niet meer primair gestuurd worden door de neerslagverdeling door het jaar heen, maar door de bedrijfsvoering in de aangrenzende zuiveringsmoerassen. Gedurende lange perioden waren de verschillen in grondwaterstand binnen één etmaal aanzienlijk, maar waren de gemiddelde waterstanden per dag zeer constant. Lage grondwaterstanden werden eerder veroorzaakt door drooglegging van de zuiveringsmoerassen (bijvoorbeeld voor de rietoogst) dan door neerslagtekorten. Het grondwaterregime van het proefveld werd dus grotendeels bepaald door het peilbeheer in de zuiveringsmoerassen. De amplitude van de gemiddelde grondwaterstanden was – over langere perioden bezien - gering, met uitzondering van de korte perioden waarin lagere peilen optraden ten gevolge van werkzaamheden in de zuiveringsmoerassen (o.a. rietoogst).

Betekenis voor de ontwikkeling naar het doeltype
De berekende HG en LG voor de proefvlakken in het hydrologisch jaar voorafgaande aan de vernattingsproef bevestigen het beeld van de hoogtemetingen: binnen het proefveld is een duidelijke nat–droog gradiënt aanwezig en het referentiegebied is gemiddeld droger dan het proefveld. Uitgaande van het streefbeeld voor het Vogelkers-Essenbos (GHG 20-30 cm en GLG 60-80 cm –mv) bleek echter ook dat de winterstanden niet in het hele proefveld een belemmering voor ontwikkeling van het doeltype vormden. Van west naar oost was er een zone was met (iets) te hoge standen, een zone met optimale standen en een verdroogde zone. In 2009 zien we dat het gebied met te hoge standen groter is geworden, het optimum iets naar het zuidoosten is verschoven en dat er – althans in het winter halfjaar - nauwelijks meer verdroogd gebied over is.

De onmiskenbare verdroging van het bosecosysteem in het proefveld in de uitgangssituatie blijkt geheel te berusten op te lage zomerstanden. Dit geldt voor alle proefvlakken. In 2009 blijkt deze situatie radicaal veranderd te zijn: in het westelijk deel van het proefveld komen delen voor die 's zomers zelfs te nat blijven, terwijl ook meer naar het oosten de verdroging sterk is afgenomen.

In hoeverre de langdurige inundatie in 2007 – 2008 de vegetatieontwikkeling heeft beïnvloed, is onbekend. Een relatie tussen de soortensamenstelling van de vegetatie in 2010 en de inundatieduur in 2007/2008 kon niet worden aangetoond. Ook de gevolgen voor het overleven van de ingegraven wortelstokken van bosanemoon (bio-indicator) zijn erg beperkt.

Tenslotte is het de vraag in hoeverre de koppeling van het grondwaterregime binnen het proefveld en het volledig kunstmatige regime binnen de zuiveringsmoerassen de ontwikkeling van het doeltype beïnvloeden. Afgezien van korte perioden van extreem lage waterstanden die veroorzaakt worden door drooglegging van de zuiveringsmoerassen, is de amplitude van de grondwaterfluctuaties vrij gering. Hoewel dit nog niet uit de resultaten van ons experiment is gebleken, verwachten wij niet dat dit een beperking zal zijn voor de ontwikkeling van een Vogelkers-Essenbos. Ter vergelijking kan worden verwezen naar de situatie in het Goudveil-Essenbos van brongebieden, een bostype waarmee ons doeltype veel soorten gemeenschappelijk heeft en dat juist gekenmerkt wordt door zeer geringe grondwaterfluctuaties gedurende het gehele jaar.

4.3 Bodem en humus

In 2005 en 2010 werden vier bodemhorizonten beschreven en bemonsterd: de strooisellaag (F en H) en het minerale bodemprofiel op drie vaste diepten (0-5, 5-25 en 50-70 cm -mv). Bij de interpretatie van de resultaten van de bodemanalyses moet rekening worden gehouden met de effecten van de langdurige inundatie in 2007. Vooral in de lagere delen werd veel strooisel verplaatst en ten dele ingevangen in de plagplekken (zie § 4.1). Deze verspoeling van strooisel vormt een ruisfactor bij de interpretatie van de veranderingen in dikte van het ectorganisch humuspakket ten gevolge van de veranderingen in hydrologie en basenhuishouding. Ook mogen wij er vanuit gaan dat de chemische eigenschappen van de strooisellaag op de lager gelegen meetpunten door de inundaties is veranderd, zowel direct door verplaatsing van materiaal als indirect door de chemie van het oppervlaktewater.

Bij de bespreking van de veranderingen in bodemchemie moet daarom vooral gekeken worden naar het minerale deel van het profiel en daarbinnen vooral naar de laag van 5-25 cm onder maaiveld. Hoewel de CCA-analyse uitwijst dat chemische eigenschappen van de bovenste bodemlaag het sterkst gecorreleerd zijn met de soortensamenstelling van de vegetatie, levert de laag van 5-25 cm –mv de meest betrouwbare, dat wil zeggen minst ruisgevoelige informatie over de verandering van de bodemchemie als gevolg van de toegenomen kwelinvloed. Bij de interpretatie van de analyseresultaten van de laag van 0-5 cm –mv moet rekening worden gehouden met onnauwkeurigheden in de bemonstering, vooral aangezien de grens tussen de strooisellaag en de minerale bovengrond in 2010 duidelijk minder scherp was dan in 2005 (zie hieronder). Daarbij is het aannemelijk dat de inundatie van 2007 deze bodemlaag sterker heeft beïnvloed dan de daaronder gelegen lagen. Bij de interpretatie van de analyseresultaten van de diepere ondergrond moet bij

bodemparameters die samenhangen met het (op deze diepte zeer lage) organisch stofgehalte (o.a. C/N- en C/P-ratio) rekening worden gehouden met ruis veroorzaakt door detectieproblemen.

Humusvorm
In 2005 werden in de niet-geplagde meetpunten als humusvorm uitsluitend mormoders en zure moders aangetroffen, respectievelijk op de relatief hoge en zure, en op de relatief laag gelegen en minder zure plekken. In 2010 zien wij dat in grote delen van het proefgebied een ontwikkeling op gang is gekomen richting mull-profielen. Echte mull-profielen vinden wij echter alleen nog in plagplekken. Op de natste niet-geplagde plekken is wel al een tussenstadium aanwezig (rijke moder). Parallel aan de ontwikkeling richting rijkere humusvormen zien wij ook de grens met het onderliggend minerale bodemprofiel minder scherp worden ten gevolge van een verhoogde activiteit van de macrofauna. Ook zien wij de dikte van het strooiselpakket verminderen. Dit laatste is het duidelijkst zichtbaar in de hoger gelegen meetpunten waar in 2005 de dikste strooiselpakketten voorkwamen. In de lager gelegen meetpunten is de afbraak van de strooisellaag minder duidelijk, deels ten gevolge van verspoeling van strooisel (zie hierboven), deels ten gevolge van een verminderde omzetting van (vers) strooisel ten gevolge van meer extreme vernatting.

Basenhuishouding
De veranderingen in de basenhuishouding van het proefveld werd beschreven aan de hand van drie factoren: de pH-KCl, de H/Ca-ratio en de Calcium-bezetting. De veranderingen in al deze drie factoren wijzen in dezelfde richting. De drie parameters voor de basentoestand laten een snelle verandering zien naar condities die gunstig zijn voor de ontwikkeling van een Vogelkers-Essenbos. Een aantal meetpunten valt nu reeds binnen de bandbreedte van het streefbeeld, andere meetpunten zitten daar dicht tegenaan. Opvallend is dat de ontwikkeling relatief snel gaat in de geplagde proefvlakken, waar voorafgaande aan de vernatting de (zure) strooisellaag werd verwijderd. Daarnaast valt op dat de ontwikkeling relatief traag verloopt (of zelfs stagneert) in het westelijke, meest natte transect en in de droogste, niet-geplagde proefvlakken. De redenen hiervoor zijn verschillend. In het westen is waarschijnlijk sprake van hydrologische beïnvloeding vanuit het aangrenzend broekbos. In de relatief droge standplaatsen is de kwelinvloed niet alleen geringer, maar is er ook sprake van een "slechtere" strooiselkwaliteit (trage omzetting) die een rem vormt op de ontzuring van de bovengrond.

Nutriententoestand
De veranderingen in de nutriëntentoestand van het proefveld werden beschreven aan de hand van drie factoren: de C/N-ratio, de C/P-ratio en de fosfaatverzadigingsindex (PSI).

- Voor de C/N-ratio zien wij een opvallende nivellerende trend naar waarden tussen de 15 en 25. Deze waarden vallen binnen het streefbeeld voor het Vogelkers-Essenbos.
- Voor de C/P-ratio is de algemene trend een "verbetering" van de humuskwaliteit (verlaging van de ratio), waarbij echter binnen het proefveld grote verschillen blijven bestaan: de belangrijkste veranderingen in humuskwaliteit (beduidend lagere C/P-ratio) lijken op te treden in de geplagde en de laagst gelegen proefvlakken.
- De veranderingen in de PSI zijn gering: de waarden zijn en blijven laag, met name in de lagen dieper dan 5 cm –mv. Gemiddeld is er sprake van een lichte stijging.

De relatief grote verschillen in C/P-ratio binnen het proefveld kunnen verklaard worden doordat er bij vernatting verschillende tegengestelde processen opgang komen. De verbeterde basen- en vochtvoorziening leiden in principe tot een verbetering van de humuskwaliteit (lagere ratio's). Sterke vernatting kan echter leiden tot een afname van de strooiselafbraak en daarmee tot hogere ratio's. Daarbij speelt dat verbetering van de humuskwaliteit voor wat betreft fosfaat makkelijker is te realiseren dan voor stikstof. Immers, bij vernatting komt meer Fe in oplossing, waardoor de adsorptiecapaciteit voor P minder wordt en er dus meer P ter beschikking komt voor het bodemleven en/of de vegetatie. Voor stikstof is er geen sprake van een dergelijke toename van het aanbod. De belangrijkste N-bron blijft het verse strooisel en deze bron blijft gelijk of wordt zelfs iets kleiner als de vitaliteit van de bomen afneemt ten gevolge van de veranderingen van de grondwaterstanden.

Globaal zien wij dus de C/P-ratio dalen en de PSI (licht) stijgen. Dit is verklaarbaar omdat bij vernatting de efficiëntie van de fosfaatbuffer afneemt en daarmee beschikbaarheid van anorganisch fosfaat toeneemt, hetgeen resulteert in een hogere PSI. De vrijgekomen fosfaat kan worden gebruikt door zowel het bodemleven als door de vegetatie. Het feit dat de C/P-ratio daalt terwijl de PSI stijgt, geeft aan dat het bodemleven in deze concurrentiestrijd de winnaar is. Een verdere aanwijzing hiervoor vinden wij in het ontbreken van verruiging van de vegetatie (geen significante verandering van de gemiddelde Ellenberg-getallen voor de trofiegraad; zie § 4.4).

Betekenis voor de ontwikkeling naar het doeltype
Beoordeling van de ontwikkeling van de strooisellaag in het proefveld wordt enigszins bemoeilijkt door de effecten van de langdurige inundatie van 2007 (zie hierboven). Duidelijk is wel dat in de meeste proefvlakken de veranderingen van de groeiplaats gunstig zijn voor het Vogelkers-Essenbos: het pakket ectorganische humus slinkt, de activiteit van de macrofauna neemt toe zodat de grens met het mineraal bodemprofiel minder abrupt wordt, en er is sprake van de ontwikkeling van rijkere humusvormen. Twee zaken vragen echter onze aandacht. In de eerste plaats zijn er in de laagst gelegen proefvlakken aanwijzingen voor een vertraging van de afbraak organische stof onder invloed van de zeer natte omstandigheden (zuurstofgebrek). Als deze trend doorzet, zou dit in principe op termijn kunnen leiden tot de ontwikkeling van een broekbos in plaats van een Vogelkers-Essenbos. In de tweede plaats verloopt op de hoogste delen de verandering van de humusvorm – ondanks het slinken van de strooisellaag – traag. Mede gezien de ongunstige boomsoortsamenstelling op de hogere delen van het proefveld is het de vraag of het humusprofiel hier voldoende zal kunnen veranderen om de vestiging van een Vogelkers-Essenbos mogelijk te maken.

Kijken wij naar de ontwikkeling van de nutriëntentoestand, dan valt op dat de C/N-ratio voor de meeste proefvlakken in de uitgangssituatie al beantwoordt aan de eisen van het Vogelkers-Essenbos. De geringe verslechtering die in een deel van de proefvlakken werd geconstateerd vormt vooralsnog geen probleem. De C/N-ratio´s binnen het proefveld lijken te convergeren naar een niveau dat goed overeenkomt met het streefbeeld voor ons doeltype. Ook voor de PSI geldt dat de situatie in vrijwel het gehele proefveld gunstig is voor de ontwikkeling van het doeltype. Enigszins te hoge waarden zijn beperkt tot de bovenste 5 cm van het minerale bodemprofiel en hangen mogelijk samen met de inundatie van 2007. Dat de PSI sinds 2005 een lichte tendens tot stijging vertoont (binnen de bandbreedte van ons streefbeeld), is niet onrustbarend aangezien deze tendens samenvalt met een

dalende trend van de C/P-ratio. Overigens verloopt de ontwikkeling van deze laatste ratio in het proefveld weliswaar in de goede richting, maar valt een aanzienlijk deel van de proefvlakken nog steeds buiten de bandbreedte van de streefwaarden. Wij zien hierbij een opvallende overeenkomst met de ontwikkeling van de basenhuishouding: de ontwikkeling verloopt relatief snel in de geplagde proefvlakken en relatief traag in de niet-geplagde hoger gelegen proefvlakken. De redenen zijn waarschijnlijk vergelijkbaar: de afwezigheid van relatief slecht afbreekbaar strooisel in de geplagde proefvlakken, en een combinatie van minder kwelinvloed en de input van relatief slecht afbreekbaar vers strooisel in de niet-geplagde hoger gelegen proefvlakken.

4.4 Vegetatie

Soortensamenstelling
Oppervlakkig bezien lijken er in de onderzoeksperiode geen grote veranderingen in de vegetatie van de proefvlakken te zijn opgetreden. De soortensamenstelling van boom- en struiklaag is niet veranderd, hoewel er in veel proefvlakken sprake is van een verminderde vitaliteit van de bomen en plaatselijk zelfs van sterfte. Ook de dominantieverhoudingen in de kruidlaag zijn grotendeels onveranderd gebleven. Alleen in de moslaag zien wij grote veranderingen optreden in de dominante soorten. Bekijken wij echter de totale soortensamenstelling in meer detail en vanuit een plantensociologisch perspectief, dan is er wel degelijk sprake van duidelijke veranderingen. De belangrijkste trend in de niet-geplagde proefvlakken is een substantiële achteruitgang van soorten die indicatief zijn voor de "arme" bossen van het *Quercion roboris*. Vergelijken wij de geplagde en de niet-geplagde proefvlakken in 2010 dan blijkt het plaggen vooral geleid heeft tot veranderingen in de kruidlaag: achteruitgang van *Quercion*-soorten en toename van soorten die indicatief zijn voor de elzenbroekbossen (*Alnion glutinosae*).

Wij mogen dus concluderen dat er *overall* sprake is van achteruitgang van *Quercion*- en toename van *Alnion*-elementen, dat deze ontwikkeling het eerst zichtbaar is in de soortensamenstelling van de moslaag en dat plaggen de ontwikkeling versnelt. De belangrijkste oorzaken hiervan zijn: de hierboven geschetste veranderingen van de bovengrond na plaggen (met name in de humusvorm en de basenhuishouding) en het uitschakelen van concurrentie door soorten die in de uitgangssituatie dominant waren.

Indicatiewaarden
De veranderingen in soortensamenstelling werden – naast de hierboven beschreven plantensociologische evaluatie – ook ecologisch geduid met behulp van de gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarden voor licht, vocht, basentoestand en trofiegraad. De resultaten suggereren dat de proefvlakken in de periode 2005 – 2010 gemiddeld - in meer of mindere mate - lichter, natter, minder zuur en voedselrijker zijn geworden, en dat deze ontwikkelingen worden versneld door plaggen. De meeste veranderingen zijn echter niet significant.

De enige significante verandering is de verandering in vochtgetal voor niet-geplagde proefvlakken. De duidelijke stijging van het vochtgetal is natuurlijk niet verrassend bij een vernattingsproef. Interessanter is dat de veranderingen in indicatiewaarden voor licht en basentoestand weliswaar niet significant zijn, maar wel een duidelijke trend vertonen. Het bos wordt iets lichter (vanwege de verminderde vitaliteit van de

boomlaag) en de bodem wordt minder zuur. Opvallend is ook dat de verandering in de indicatiewaarde voor de trofiegraad in de niet-geplagde proefvlakken volledig verwaarloosbaar (met een zeer hoge P-waarde van 0.92). Dit geeft aan dat er in het proefveld geen sprake is van een substantiële verruiging.

Relatie met omgevingsfactoren
Met behulp van een CCA-analyse met behulp van het programma CANOCO werd onderzocht welke omgevingsfactoren het meest verklarend zijn voor de variatie in soortensamenstelling van de vegetatie in de proefvlakken in 2010. Hierbij werd gebruik gemaakt van de techniek van "*forward selection*": eerst wordt de meest verklarende factor bepaald, vervolgens wordt bepaald welke factor de grootste toegevoegde waarde heeft en dit wordt herhaald tot er geen significante verbetering van het verklarend model meer optreedt. De waarde van deze benadering is dat het verklarend model zo min mogelijk wordt belast met "dubbeltellingen" door onderling sterk gecorreleerde factoren.

De analyseresultaten geven aan dat de belangrijkste factoren die de vegetatiesamenstelling in 2010 "verklaren", samenhangen met de basenhuishouding en de humuskwaliteit (omzetting van organisch materiaal). Het is opvallend dat hydrologische factoren (inclusief de inundaties van 2007 – 2008) geen rol van betekenis lijken te spelen. Men mag hier uiteraard niet uit opmaken dat de hydrologie van geen belang is. Het is veeleer zo dat de onderzochte hydrologische factoren hier niet van direct belang zijn voor de soortensamenstelling maar indirect via hun uitwerking op de twee *masterfactors* basenhuishouding en humuskwaliteit.

Hetzelfde geldt voor de invloed van de strooiselkwaliteit (LQI). Wij nemen aan dat deze factor niet in de CCA-analyse als verklarend wordt herkend omdat de strooiselkwaliteit in het veld duidelijk gerelateerd is met de maaiveldhoogte: producenten van slecht afbreekbaar, "arm" strooisel staan vooral op de relatief hoge, droge plekken. Daardoor vallen de effecten van de LQI grotendeels samen met die van beide hierboven genoemde *master factors*.

Voor de meeste factoren geldt verder dat de eigenschappen van de laag 0-5 –mv (ondanks de in § 4.3 beschreven onzekerheden met betrekking tot de monstername en de effecten van de inundatie in 2007) meer verklarend zijn voor de soortensamenstelling van de ondergroei dan de laag 5-25 cm –mv. Ook geldt voor de meeste milieufactoren dat de in 2010 gemeten waarden beter verklarend zijn voor de soortensamenstelling in dat jaar dan de in 2005 gemeten waarden. De effecten van naijling zijn dus beperkt.

Bosanemoon als bio-indicator
Parallel aan de vernattingsproef werd een klein experiment verricht waarbij wortelstokken van bosanemoon (*Anemone nemorosa*) werden ingegraven (zie § 25.3). Bosanemoon is een soort die binnen de context van de natte beekdalen kan worden beschouwd als een indicator voor het Vogelkers-Essenbos (ons doeltype). Evenals de meeste (oud-)bossoorten heeft ook bosanemoon de eigenschap zich slechts zeer traag door het landschap te kunnen bewegen. Vestiging vanuit bronpopulaties binnen Lankheet was binnen de proefperiode van vijf jaar dan ook niet te verwachten.

In het najaar van 2006 werden in elk proefvlak 20 wortelstokken ingegraven; in het najaar van 2008 gebeurde dit opnieuw. In het voorjaar van 2008 en 2010 werd het aantal bovengrondse scheuten geteld. De conclusie van dit experiment was dat het

aantal tot in 2010 overlevende scheuten van de in 2006 geplante wortelstokken beter correleert met de pH-KCl van de bovengrond en de hoogste grondwaterstand in een "normaal" jaar dan met de eenmalige extreem hoge waterstanden in 2007.

Betekenis voor de ontwikkeling naar het doeltype
De ontwikkeling van de soortensamenstelling in de ondergroei bevestigt het beeld dat eerder voor de onderzochte groeiplaatsfactoren werd geschetst, namelijk van het geleidelijk ontstaan van een west-oost gradiënt binnen het proefveld, waarbinnen uiteindelijk drie vegetatiezones kunnen worden onderscheiden: een zeer nat deel waarbinnen de ontwikkeling tendeert naar een elzenbroekbos (*Alnion glutinosae*), een tussenzone waarin de beste ontwikkelingskansen bestaan voor ons doeltype, het Vogelkers-Essenbos, en een relatief droge zone waar de vegetatie een *Quercion*-karakter zal blijven behouden.

De verschillende CANOCO-analyses (CCA en DCA) geven aan dat de verandering richting *Alnion* veel sneller verloopt dan die richting *Alno-Padion*, het verbond waartoe ons doeltype behoort. Deze conclusie wordt bevestigd door de plantensociologische analyse van de synoptische tabel. Juist in de zone die in potentie geschikt is voor de ontwikkeling van het doeltype loopt de vegetatieontwikkeling dus achter op de groeiplaatsontwikkeling. Voor het verschil in ontwikkelingssnelheid tussen de *Alnion*- en de *Alno-Padion*-zone kunnen een aantal redenen worden opgegeven:

- het Vogelkers-Essenbos wordt – in tegenstelling tot het elzenbroekbos - gekenmerkt door het voorkomen van een groot aantal (oud-)bossoorten die zich slechts zeer traag door het landschap kunnen verspreiden;
- voor elzenbroekbos-soorten zijn op korte afstand van het proefveld bronpopulaties aanwezig, voor het Vogelkers-Essenbos niet;
- elzenbroekbossoorten zijn moerasplanten; hun vestiging is mogelijk in het hele proefveld bevorderd door de extreem hoge waterstanden in 2007, en in de geplagde proefvlakken doordat deze in perioden van veel neerslag tijdelijk functioneren als afvoerloze laagten.

De resultaten van het biomonitoring onderzoek aan de hand van ingegraven wortelstokken van bosanemoon geven aan dat binnen het proefveld wel al omstandigheden zijn ontstaan die een geschikt milieu vormen voor de meer selectieve Vogelkers-Essenbos-soorten. De sleutelfactoren lijken hierbij te zijn: een relatief hoge pH, hoge grondwaterstanden in het winterhalfjaar en het ontbreken van jaarlijks terugkerende inundaties. Incidenteel optredende inundaties lijken echter goed te worden doorstaan.

5 Aanbevelingen voor natuurherstel en waterbeheer in beekbegeleidende bossen

C.J.S. Aggenbach (KWR) & P.W.F.M. Hommel (Alterra)

5.1 Bevloeiing in relatie tot herstel van broekbossen

Langdurige bevloeiing met basenrijk oppervlaktewater leidt tot herstel van de basenhuishouding van sterk verzuurde broekbossen. De snelheid van basenoplading is evenredig met duur van de bevloeiing. Voor oplading van de basenrijkdom is tevens van belang dat het water kan infiltreren. Langdurige bevloeiing van verdroogde, verzuurde broekbossen leidt zonder verwijdering van de oude bodem echter ook tot zeer voedselrijke omstandigheden door mobilisatie van stikstof en fosfaat. Dit is in sterke mate het gevolg van interne biogeochemische processen door langdurige anaerobie en door de toegenomen afbraak van organisch materiaal. Als gekozen wordt voor langdurig bevloeien, kan dit het best plaatsvinden gedurende de winter en in het vroege voorjaar. Bij doorstroming van bevloeiingswater met lage concentraties aan opgelost fosfaat en stikstof in het oppervlaktewater wordt anorganisch fosfaat en stikstof vanuit de bodemtoplaag afgevoerd. De mate van afvoer van deze nutriënten is ook afhankelijk van de bevloeiingsduur. Bevloeiingswater langdurig laten stagneren is nadelig, omdat dan hoge concentraties van fosfaat en ammonium optreden, die zorgen voor zeer eutroof oppervlaktewater met dominantie van kroos. Bij langdurige bevloeiing met doorstroming is het wenselijk dat aan- en afvoer in balans zijn. Ook is het zaak dat na de bevloeiing het oppervlaktewater snel verdwijnt. Situaties waar alleen bevloeiingswater kan instromen en dan blijft stagneren zijn ongewenst.

Langdurige bevloeiing van verdroogde broekbosbodems leidt door de eerder genoemde interne processen tot een fase van één tot minstens enkele decennia met zeer eutrofe condities. Dit treedt zelfs op als het instromende water relatief nutriëntenarm is. Met bevloeiing zijn dus op korte en middellange termijn alleen eutrafente vormen van broekbos te herstellen. Bevloeiing leidt mogelijk ook tot sterke toxiciteitseffecten op planten. In het experiment in het Het Lankheet treden in het bodemvocht zeer hoge gehalten van ammonium en deels vrij hoge gehalten van sulfide op die beperkend kunnen zijn voor doelsoorten van het elzenbroek. In verdroogde ijzerrijke bodems kan bevloeiing ook leiden tot hoge gehalten van gereduceerd ijzer en daarmee eveneens tot toxiciteitseffecten (Loeb *et al*., 2007). Sulfidetoxiciteit wordt in minder ijzerrijke bodems bevorderd door sulfaat in het bevloeiingswater. In sterk verdroogde en verzuurde broekbossen waar toestroming van basenrijk grondwater niet herstelbaar is, is bevloeiing een maatregel om eutrafente vormen van elzenbroek te herstellen. Het experiment in Het Lankheet laat zien dat ook bij een hoge beschikbaarheid van nutriënten herstel en terugkeer van kenmerkende plantensoorten van het Gewoon elzenbroek mogelijk is.

Over de lange-termijn-effecten van langdurige bevloeiing voor herstel van de elzenbroekbosvegetatie bestaat onzekerheid. De vraag is of herstel van de meeste doelsoorten mogelijk is of dat deze op den duur weggeconcurreerd worden door hoog productieve, eutrafente moerassoorten als riet en liesgras. Het is ook mogelijk dat deze eutrafente soorten onderdrukt worden door toxiciteitseffecten. De nutriëntenbeschikbaarheid kan op de lange termijn verminderen door uitspoeling van fosfaat en stikstof en afname van de afbraak van organisch stof. Duidelijkheid hierover kan worden verkregen door langdurige monitoring. De onduidelijkheid hoeft echter geen belemmering te zijn om met bevloeiing van verdroogde broekbossen aan de slag te gaan. Voor zwaar verdroogde en verzuurde broekbossen rest bij het achterwege blijven van maatregelen niet meer dan een ontwikkeling naar een soortenarm Eiken-Berkenbos. Waar herstel van kwel met basenrijk grondwater mogelijk is, is dat te verkiezen boven herstel met behulp van bevloeiing.

Een belangrijke voorwaarden voor herstel van elzenbroekbossoorten is dat in de zomer de grondwaterstand 30 tot 60 cm onder maaiveld uitzakt (Stortelder *et al.*, 1998) en droogval gedurende enkele maanden optreedt. Droogval leidt tot de binding van fosfaat door oxidatie van ijzer in de toplaag. Droogval voorkomt ook dat door stagnatie in een eutrofe oppervlaktewaterlaag veel kroos tot ontwikkeling komt. Dit verstikt de terrestrische vegetatie. Ten slotte maakt droogval de kieming van semi-terrestrische plantensoorten mogelijk.

De negatieve interne chemische effecten (eutrofiëring, toxiciteit) kunnen bij bevloeiing heel anders uitpakken als het complete organische profiel wordt verwijderd. Omdat dan een groot deel van de voorraden anorganische stikstof en fosfaat worden verwijderd, is er veel minder kans op hoge fosfaat- en ammoniumgehalten in het bodemvocht en het oppervlaktewater. Met het afgraven van het oude bodemprofiel en vervolgens bevloeiing in de winter en het vroege voorjaar kunnen zich op vrij korte termijn minder eutrafente vormen van broekbos te ontwikkelen. Ondiep plaggen van oude broekbosbodems helpt mogelijk niet, omdat nog veel afbreekbaar organisch materiaal en mobiliseerbaar fosfaat en stikstof achterblijft. Het verwijderen van het volledige organische profiel betekent diep afgraven (ca. 0,5 m) en kan – praktisch gezien - alleen met grote machines worden uitgevoerd. In dat geval is tevens de verwijdering van een (groot) deel van de boomlaag onvermijdelijk. Het sparen van volwassen elzen voor zaadinval is in ieder geval gewenst. Bij de uitvoering dient ook rekening te worden gehouden met het sparen van restpopulaties van flora en fauna. Afgraven en daarna bevloeien is een goede optie als broekbosontwikkeling (in situaties waarin nog geen broekbos voorkomt) wenselijk is. Voor het ontwikkelen van broekbos op voormalige landbouwgronden is het verwijderen van de fosfaatrijke toplaag noodzakelijk om bij vernatting en bevloeiing sterke mobilisatie van fosfaat te voorkomen. Diep afgraven van het bodemprofiel zorgt al voor flinke verlaging van het maaiveld en daardoor tot hogere waterstanden ten opzichte van het maaiveld. Dit kan echter wel weer verdrogend werken op aangrenzende natte natuur. Maatregelen moeten daarom op gebiedsniveau integraal worden afgewogen.

Wanneer voor herstel met behulp van bevloeiing wordt gekozen, zijn de volgende chemische aspecten van het bevloeiingswater van belang:

- De gehalten opgelost fosfaat en stikstof mogen niet te hoog zijn. Het gehalte opgelost fosfaat moet lager zijn dan 10 $\mu mol \cdot L^{-1}$ of 0,31 mg $P \cdot L^{-1}$, dat van opgelost stikstof (NO_3^{2+}; NH_4^{+}) lager dan 200 $\mu mol \cdot L^{-1}$ of 2,80 mg $N \cdot L^{-1}$ (gebaseerd op grenswaarden voor eutrofiëring in broekbossen van Lucassen,

2003). Bij zeer hoge waarden van opgelost stikstof en fosfaat in bevloeiingswater is het bevloeiingswater al uit zich zelf zeer eutroof en kan ontwikkeling van veel kroos en draadalgen optreden. Gehalten in beken gedurende de winter en het voorjaar kunnen boven genoemde grenswaarden liggen. Helofytfilters zoals aanwezig in Het Lankheet, kunnen een rol spelen in voorzuivering van bevloeiingswater door vermindering van opgelost stikstof en fosfaat.

- De aanvoer van stikstof en fosfaat in het zwevend slib van bevloeiingswater moet laag zijn. Slib sedimenteert namelijk in bevloeide delen omdat bij instroom de stroomsnelheid afneemt. Veel sediment wordt via beken en sloten aangevoerd door turbulentie bij hoge afvoeren. Bij bevloeiingsprojecten met een hersteldoel voor elzenbroekbossen en andere eutrofiëringsgevoelige natuur moet gezorgd worden dat het slib voorafgaand aan de bevloeiing is bezonken in bezinkbekkens/-vlakten of helofytfilters.
- De aanvoer van stoffen die zuurbuffercapaciteit toevoegen moet groter zijn dan de aanvoer van stoffen die verzuringscapaciteit opbouwen. Dit vereist een relatief hoge ratio van de basische kationen en sulfaat in het bevloeiingswater:

  $2*Ca^{2+} + 2*Mg^{2+} + Na^{+} + K^{+} > 2*SO_4^{2-}$ (gehalten in $mmol \cdot L^{-1}$)

  Het sulfaatgehalte mag niet te hoog zijn. Een laag sulfaatgehalte gaat vaak samen met een hoger bicarbonaatgehalte en dat is gunstig voor de adsorbtie van basische kationen aan het kationenadsorbtiecomplex.
- Een laag sulfaatgehalte is ook gunstig voor het vermijden van sulfidentoxiciteit en geeft minder interne eutrofiëring met fosfaat (Loeb *et al.*, 2007; Banach *et al.*, 2009). Grenswaarden zijn hier niet zonder meer voor te geven, omdat die ook afhangen van het ijzergehalte van de bodem en van de hoeveelheid ijzer die met het bevloeiingswater wordt aangevoerd. Bij hoge sulfaatgehalten in het bevloeiingswater kan in sterk organische broekbosbodems met relatief lage ijzergehalten langdurige of permanente sulfidentoxiciteit optreden.
- Het calciumgehalte dient voldoende hoog te zijn (> 1000 $\mu mol \cdot L^{-1}$).

Voor bevloeiing gelden de volgende aanbevelingen:

- Zorg voor een goede doorstroming tijdens bevloeiing. Een grenswaarde voor de doorstroomsnelheid of debiet per oppervlakte bevloeid gebied is niet te geven. De doorstroomsnelheid wordt ingesteld op basis van de monitoring van opgelost fosfaat en stikstof in de uitstroom of in het inundatiewater in het terrein. De gehalten moeten onder de eerder genoemde grenswaarden blijven. Als de gehalten in het oppervlaktewater van het bevloeide broekbos te hoog zijn, moet de doorstroomsnelheid hoger zijn.
- Bevloeiingswater moet zich goed in het terrein kunnen verspreiden. Volledige verspreiding is ook weer niet nodig, omdat onvolledige verspreiding bijdraagt aan de ontwikkeling van gradiënten in basenrijkdom.
- Laat bevloeiingswater niet langdurig stagneren op het maaiveld. Zorgt dat het water na het stoppen van de aanvoer van bevloeiingswater snel wegstroomt.
- Zorg in de zomer voor voldoende droogval en een geringe uitzakking van de grondwaterstand (30-60 cm onder maaiveld).
- Wanneer met sulfaatrijk water (> 200 µmol·L-1) wordt bevloeid, moet bezien worden of op een langere termijn de bevloeiing verminderd kan worden. Als de basenverzadiging door kationuitwisseling hoog is opgelopen (ratio (Ca+Mg+Na+K) / organisch stof > 2500 $meq \cdot kg^{-1}$ organisch stof) kan het

systeem namelijk wel nog toenemen in verzuringscapaciteit (sulfidenvorming door reductie van sulfaat) en niet veel meer toenemen in zuurbuffercapaciteit (door oplading van het kationadsorbtiecomplex). Als de verzuringscapaciteit groter wordt dan de buffercapaciteit, kan de bodem in droge perioden sterk verzuren. Dit kan gemonitord worden door meting van de basenverzadiging en de ratio van totaal-S / (totaal-Ca + totaal-Mg) (mol/mol-basis; moet kleiner dan 0,66 zijn; Lucassen *et al.*, 2002) in de toplaag van de bodem (zie § 5.3).

5.2 Bevloeiing en herstel kwel in relatie tot herstel van Vogelkers-Essenbossen

Bevloeiing leidt al snel tot een te lange inundatie van broekbossen. Optimaal is een GHG van 20 à 30 cm beneden maaiveld. Bevloeiing is alleen een optie, als dit kortstondig en liefst incidenteel plaatsvindt. Het herstel van de basenvoorraad verloopt dan echter langzaam, omdat dit afhankelijk is van de tijdsduur van de bevloeiing. Naarmate het organisch stofgehalte van de bodem hoger is zal de oplading langer duren.

Uit het experiment in Het Lankheet blijkt dat herstel van de kwelinvloed binnen korte tijd kan leiden tot een herstel van de voor het Vogelkers-Essenbos noodzakelijke basenhuishouding. Dit succes is waarschijnlijk in belangrijke mate te danken aan de omstandigheid dat in de uitgangssituatie het verzuringsfront nog niet tot zeer diep in de bodem was doorgedrongen. In de laag van 50-70 cm –mv waren nog omstandigheden aanwezig die beantwoorden aan het streefbeeld voor de wortelzone van het doeltype. In situaties waar de verzuring veel dieper in het profiel is doorgedrongen en de basen via kwel van grotere afstand moeten worden aangevoerd, zal ontzuring van de bovengrond langer duren. Voorwaarde voor een efficiënte ontzuring is dat het grondwater hoog genoeg in het bodemprofiel kan doordringen (zie § 5.3 Waterbeheer).

De nutriëntentoestand in de uitgangssituatie van Het Lankheet was betrekkelijk gunstig. Van eutrofiëring was geen sprake en vernatting heeft weliswaar geleid tot een verhoogd aanbod van fosfaat (hogere PSI), maar de dalende C/P-ratio en het achterwege blijven van verruiging (geen stijging Ellenberg-indicatiewaarde voor trofiegraad) geven aan dat de vrijkomende voedingsstoffen door het bodemleven op efficiënte wijze zijn ingebouwd in stabiele humus.

In veel gevallen zal de uitgangssituatie echter minder ideaal zijn, bijvoorbeeld ten gevolge van landbouwkundig gebruik in het verleden, frequente overstroming met slibrijk beekwater of teelt van populieren (in open plantverband, zonder struiklaag). In al die situaties is het noodzakelijk de vastlegging van nutriënten in stabiele humus te bevorderen en het recyclen van voedingsstoffen in korte, jaarlijkse verruigingscycli te voorkomen. Hiervoor gelden de volgende vuistregels:

- streef door geleidelijke omvorming naar dominantie van boom- en struiksoorten met basenrijk, maar relatief N- arm, goed afbreekbaar bladstrooisel (van bijvoorbeeld es en hazelaar);
- streef naar een gesloten struiklaag die in het zomerhalfjaar de lichtinval op de bosbodem zoveel mogelijk beperkt.

Los van de vraag of de aanwezigheid van cultivars en exoten in een natuurbos gewenst zijn, is de rol van de populier hierbij enigszins gecompliceerd: deze 'soort' laat veel licht door (ongunstig), maar produceert goed afbreekbaar, basenrijk strooisel (gunstig) dat wel weer relatief stikstof- en fosfaatrijk is (ongunstig). Indien onder een scherm van populier al een (al dan niet spontane) tweede boomlaag en/of struiklaag aanwezig is, is het niet aan te bevelen de populieren in een keer te rooien. Hetzelfde geldt indien in de ondergroei van het populierenbos al voor het doeltype karakteristieke oud-bossoorten aanwezig zijn. Beter is het in die gevallen het risico van een explosieve mineralisatie van stikstof na kap te vermijden en de aanwezige populieren onderdeel te laten worden van het "nieuwe bos", waaruit zij op termijn vanzelf zullen verdwijnen. Men kan ook uit cultuurhistorische overwegingen voor kiezen een aandeel populier in het beekdalbos te handhaven.

Ten aanzien van eventuele ingrepen in de bodem bij herstel van het beekbegeleidend bos geven de resultaten in Het Lankheet aan dat de gewenste ontwikkeling zowel bodemchemisch als vegetatiekundig aanzienlijk versneld kunnen worden indien zowel de strooisellaag (een zure erfenis uit een verdroogd verleden) als de aanwezige vegetatie worden verwijderd. Door de strooisellaag met lage basenverzadiging te verwijderen kan de oplading basenrijkdom in toplaag bodem sneller verlopen. Daarbij geldt dat zuur strooisel een grote voorraad geadsorbeerd NH_4 bevat en bij afbraak door toename van de pH veel N en P kan afgeven. Door die te verwijderen, worden hoge NH_4-gehalten in het bodemvocht en daarmee N-eutrofiëring als ook mogelijke toxische effecten van NH_4 voorkomen. Met het strooisel wordt ook een grote voorraad N en P verwijderd. Hierbij moeten de volgende kanttekeningen worden geplaatst:

- Uit onderzoek aan oude, relatief ongestoorde en zeer soortenrijke bossystemen op leembodem is gebleken dat de hoge totaal-N- en totaal-P-gehalten niet automatisch gepaard hoeven te gaan met een geringe botanische waarde, mits de 'overmaat' aan nutriënten op efficiënte wijze is vastgelegd in stabiele humus (Hommel *et al.*, 2010).
- Bij verwijdering van de strooisellaag is het aan te bevelen deze werkzaamheden zo uit te voeren dat de geplagde delen zo min mogelijk als afvoerloze laagten gaan functioneren, waarin regenwater stagneert en verspoeld strooisel van elders kan accumuleren.
- Belangrijker nog is dat voorafgaande aan de ingreep nauwkeurig wordt geïnventariseerd of zich op de verdroogde bosbodem geen relictpopulaties bevinden van oud-bossoorten als bosanemoon en slanke sleutelbloem. De afwezigheid van bronpopulaties van bosplanten in de omgeving en de traagheid waarmee deze soorten zich door het landschap verplaatsen zijn namelijk een belangrijke bottleneck voor succesvol herstel van het Vogelkers-Essenbos.

5.3 Waterbeheer in relatie tot Vogelkers-Essenbos

Het Vogelkers-Essenbos wordt onder natuurlijke omstandigheden gekenmerkt door een langdurige periode van relatief lage grondwaterstanden. De GLG ligt dan tussen de 60 en 80 cm beneden maaiveld. Indien niet tevens sprake is van kwel of indien de GLG nog dieper wegzakt dan 80 cm -mv, kan dit grondwaterregime op zandbodems snel leiden tot uitloging van basen. Alleen bij voldoende kwel en een niet te lage GLG is een duurzame basenhuishouding mogelijk. Daarom is bij herstel van een Vogelkers-Essenbos op zandige bodems herstel van basenrijke kwel de meest

perspectiefvolle maatregel. Maar ook incidentele, kortdurende bevloeiing kan bijdragen aan het herstel van de buffercapaciteit en daarmee aan behoud dan wel herstel van dit bostype.

Voor de GHG geldt dat de beste herstelkansen voor het Vogelkers-Essenbos liggen tussen de 20 en 30 cm –mv. In de praktijk zal de GHG bij herstelprojecten een grotere spreiding hebben dan de voor dit bostype ideale bandbreedte. Aan de natte kant van het spectrum kan de ontwikkeling op termijn in principe leiden tot een Elzen-Broekbos, maar in hoeverre deze ontwikkeling werkelijk optreedt, zal vooral afhankelijk zijn van de GLG. Bij een onnatuurlijk groot verschil tussen beide waterstanden zal de ontwikkeling naar verwachting stagneren bij een botanisch minder waardevolle rompgemeenschap (voorheen geclassificeerd als Ruigt-Elzenbos: *Macrophorbio-Alnetum*; zie Westhoff & Den Held, 1969).

Aan de droge zijde van de vochtgradiënt (GHG > 30 cm en GLG > 80 cm -mv) zien wij dat de verandering van de groeiplaatscondities, vooral voor wat betreft de humusvorm en de basenhuishouding, uiteindelijk niet voldoende is om de ontwikkeling naar een Vogelkers-Essenbos mogelijk te maken. Ook hierbij worden twee kanttekeningen geplaatst:

- In de eerste plaats kan ook bij een vernatting die onvoldoende is om een verschuiving van een *Quercion-* naar een *Alno-Padion*-begroeiing te bewerkstelligen toch een subtiele verandering in groeiplaatscondities optreden die op termijn zal leiden tot een ander bostype. Een verandering van de humusvorm van mormoder naar moder en een iets gunstiger basenhuishouding kunnen namelijk leiden tot een overgang van een Berken-Eikenbos (*Betulo-Quercetum*) naar een Beuken-Eikenbos (*Fago-Quercetum*). Vanuit oogpunt van natuurherstel is ook dit een belangrijke ontwikkeling, aangezien laatstgenoemd bostype aamzienlijk meer oud-bosplanten (o.a. dalkruid en witte klaverzuring) kan herbergen dan het eerste (maar minder en deels andere dan het Vogelkers-Essenbos).
- Ook moet de ondergrens van de GHG niet als een te absolute grenswaarde worden opgevat. De mate waarin humusvorm en basenhuishouding door verhoging van de kwelinvloed zullen veranderen is mede sterk afhankelijk van het leemgehalte van de bodem en van de boomsoortsamenstelling. Het leemgehalte is vooral van belang vanwege de invloed op vochthuishouding (capillaire opstijging) en de basenhuishouding (adsorptiecapaciteit). De aanwezigheid van een (al dan niet aan de oppervlakte liggende) kleiige laag kan echter ook averechts werken, indien deze 'storende' laag ervoor zorgt dat basenrijk grondwater niet meer tot in de wortelzone doordringt. Wanneer er nog overstromingen plaatsvinden is dit minder een probleem. Dominantie van soorten met 'rijk', goed afbreekbaar bladstrooisel (o.a. van es, els en hazelaar) kunnen een zekere compensatie bieden voor een lage aanvoer van basen door het grondwater als de kwelflux door een langdurig lage grondwaterstand gering is. Bij dominantie van soorten met 'arm', slecht afbreekbaar bladstrooisel (o.a. van eik, beuk en naaldhout) ontbreekt deze speelruimte.

Een hoge GHG impliceert dat incidenteel in zeer natte jaren ook (plaatselijk) inundatie zal optreden. Indien dit gepaard gaat met overstromingen door beekwater, bestaat er een concreet risico voor verruiging, met name als de overstroming ook gepaard gaat met slibafzetting (zie hierboven: elzenbroek). Voor het Vogelkers-Essenbos geldt dat inundaties liefst weinig frequent en kort dienen te zijn. Inundaties

na het begin van het groeiseizoen zijn niet wenselijk. Hierbij gelden de volgende overwegingen:

- bij inundaties langer dan circa twee weken treden ongewenste, anaerobe omstandigheden op;
- hierdoor wordt de fosfaatbuffering door Fe (tijdelijk) opgeheven, een ontwikkeling die in het groeiseizoen snel tot verruiging kan leiden;
- langdurige anaerobe omstandigheden zijn, zeker in het groeiseizoen, ongunstig voor het bodemleven; afsterven van bodemorganismen leidt direct tot afbraak van lichaamseiwitten en daarmee tot een verhoogde stikstofmineralisatie, en indirect tot een verminderde vastlegging van gemineraliseerd N en P in stabiele humus;
- langdurige anaerobe omstandigheden in het groeiseizoen zijn ongunstig voor oud-bossooorten van minerale bodems, dus voor veel doelsoorten van het Vogelkers-Essenbos.

Uit het experiment waarbij in het proefveld in Het Lankheet wortelstokken van bosanemoon werden ingegraven blijkt echter dat het eenmalig optreden van langdurige waterstanden boven maaiveld niet direct tot uitsterven van de populatie hoeft te leiden. Jaarlijks terugkerende zeer hoge GHG's zijn waarschijnlijk ongunstiger dan een eenmalige 'catastrofe'.

5.4 Bevloeiing in relatie tot waterbeheer

De waterschappen staan voor de opgave om in natte perioden bovenstrooms zo veel mogelijk water vast te houden en voldoende water te kunnen bergen ten einde benenedenstrooms wateroverlast te voorkomen. Water bergen is water van elders tijdelijk opslaan. De momenten en plekken waar water zo moeten worden geborgen, hoeven niet aan te sluiten op de eisen die vanuit natuurbeheer en –herstel gesteld worden. Vanuit het waterbeheer zal vooral behoefte zijn aan kortstondige waterberging, terwijl voor het herstel van elzenbroekbossen juist langdurige bevloeiing gewenst is. Bovendien bieden zulke gebieden weinig bergingscapaciteit bij afvoerpieken. Als waterberging nodig is, zijn zulke terreinen immers al gevuld met water. Grote gebieden waarin de ontwikkeling van elzenbroekbos wordt nagestreefd, kunnen wel bijdragen aan waterbeheeropgave mits na neerslagpieken het water langzaam wordt afgevoerd. Het bergen van water uit beken kan wel conflicteren met de chemische kwaliteitseisen die aan broekbosontwikkeling gesteld worden. Juist met afvoerpieken kunnen gehalten van opgeloste nutriënten en nutriëntentrijk slib te hoog zijn en kan veel slibafzetting optreden (Sival *et al*, 2010). Vaak is het te bergen water afkomstig uit stroomgebieden met intensieve landbouw waar in de winter veel uitspoeling van stikstof en fosfaat optreedt. Het combineren van de wateropgave met natuurhersteldoelen moet voor ieder specifieke situatie worden geanalyseerd en afgewogen. De oplossingen zullen afhangen van de combinatiemogelijkheden van de verschillende doelen. Vooral in de grotere natuurontwikkelingsgebieden liggen kansen voor het combineren van natuur- en waterbeheer.

Men moet zich daarbij wel realiseren dat het toepassen van bevloeiingssystemen in voorheen verdroogde broekbossen leidt tot uitspoeling van stikstof en fosfaat en dat dit het oppervlaktewater zal belasten met nutriënten. In kleine bevloeiingssystemen met veel doorstroming is het effect op opgeloste nutriëntenconcentraties van het oppervlaktewaterstelsel verwaarloosbaar door een sterk verdunningseffect. Bij ontwikkeling van bevloeiing in grote voormalige broekbosgebieden en ook

voormalige landbouwgebieden kan wel een significante belasting optreden. De effecten op de nutriëntengehalten van beken zal afhangen van de specifieke kenmerken van het stroomgebied waarin nieuwe bevloeiingssystemen worden gerealiseerd.

De inrichting van bevloeiingssystemen vergt veel maatwerk, omdat niet alleen de bevloeiing goed moet functioneren maar ook droogval in de zomer moet worden gewaarborgd. Na de inrichting kunnen nog aanpassingen nodig zijn. Beheer van bevloeiingssystemen vergt een jaarlijkse zorg en accuratesse. Er kan snel van alles 'mis' gaan. Het beheer van bevloeiingssystemen moet dus goed gewaarborgd zijn in de organisatie van ofwel de lokale terreinbeheerder en/of de waterbeheerder. Systemen met weinig kunstwerken en die zonder (veel) beheer, uit zich zelf goed kunnen functioneren hebben de voorkeur. Het is raadzaam om door het monitoren van waterstanden, chemie en vegetatie een vinger aan de pols te houden.

5.5 Vestiging van doelsoorten

De vestiging van elzenbroekbossoorten wordt nauwelijks beperkt door afwezigheid van soorten in de nabije omgeving of door de beperkte verspreidingsmogelijkheden van deze soorten. De meeste kenmerkende soorten zijn namelijk niet zeldzaam. Door aanvoer van bevloeiingswater kan ook veel aanvoer van zaad optreden; stroming van oppervlaktewater is voor deze planten een belangrijk verspreidingsmechanisme.

Voor het herstel van het Vogelkers-Essenbos is de aanwezigheid van bronpopulaties van bosplanten in de omgeving wel een belangrijke bottleneck. De doelsoorten zijn zeldzaam en de verspreidingsmogelijkheden van veel bosplanten zijn beperkt. Hierboven werd al aangegeven dat de mogelijke aanwezigheid van doelsoorten een punt van aandacht is. Het effect van de verwijdering van de strooisellaag op de plantensoortensamenstelling is niet te bepalen als de doelsoorten (met hun beperkte verspreiding) niet in de directe omgeving voorkomen. De vraag is dan in hoeverre het wenselijk is de ontwikkeling van het doeltype te versnellen door reïntroductie van zogenaamde oud-bossoorten. Welke beslissing hierin moet worden genomen is ook voor een belangrijk deel afhankelijk van de lokale situatie. Bij de afweging of al dan niet tot herintroductie van oud-bossoorten wordt overgegaan, kunnen de volgende overwegingen van nut zijn:

- herintroductie is weinig zinvol als het abiotisch milieu van het doeltype niet volledig is hersteld (zie daarvoor de in voorgaande hoofdstukken genoemde drempelwaarden);
- dispersie van veel bosplanten is niet realistisch als zich tussen de locatie van het herstelproject en de laatste relictpopulaties geen netwerk van stepping-stones van voldoende milieukwaliteit aanwezig is of wordt gerealiseerd (Grashof-Bokdam, 2003);
- herintroductie van soorten en met name van oud-bossoorten dient zorgvuldig overwogen en goed gedocumenteerd te worden; herintroductie betekent immers tevens een zeker verlies aan informatiewaarde van de soorten met betrekking tot de bosgeschiedenis.

Literatuur

Aggenbach, C.J.S., 2011. Herstelexperiment voor elzenbroek door bevloeiing met oppervlaktewater in 't Lankheet : evaluatie monitoring 2005-2009. Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag. OBN-rapport 148-BE. 159 pp.

Aggenbach, C.J.S., E. Brinckmann, A. Doomen & C. Maas, 2005. Herstel van bevloeiing op landgoed Het Lankheet. Monitoringsresultaten oktober 2002 – april 2004. Rapport KWR 03.077. KIWA, Nieuwegein. 91 pp.

Aggenbach, C., P. Hommel, R. Kemmers & R. de Waal, 2008. Herstel natte bossen met water uit zuiveringsmoerassen. Vakblad Natuur Bos Landschap 5 (5): 11-14.

Aggenbach, C.J.S. & H. Hunneman, 2007. Herstelexperiment voor Elzenbroek door bevleoiing met oppervlaktewater in ’t Lankheet. Interpretatie nulsituatie 2005 en ontwikkeling in 2006. Rapport DK 2007/079-O. Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede. 99 pp.

Banach. A.M., K. Banach, E.J.W. Visser, Z. Stępniewska, A.J.M. Smits, J.G.M. Roelofs, L.M. Lamers, 2009a. Effects of summer flooding on floodplain biogeochemistry in Poland; implications for increased flooding frequency. Biogeochemistry 92:247-262. H2.

Banach. A.M., K. Banach, R.C.J.H. Peters, R.H.M. Jansen, E.J.W. Visser, Z. Stępniewska, J.G.M. Roelofs, L.M. Lamers, 2009b. Effects of long-term flooding on biogeochemistry and vegetation development in floodplans; a mesocosm experiment to study interacting effects of land use and water quality.Biogeosciences 6:1-15.

Braak, C.J.F. ter & P. Smilauer, 2002. Canoco Reference Manual and CanoDraw for Windows User’s Guide. Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Biometris, Wageningen / Cesek Budejovice; 500 pp.

Delft, Bas van, 2004. Veldgids humusvormen; beschrijving en classificatie van humusprofielen voor ecologische toepassingen. Wageningen. Alterra.
Doing Kraft, H., 1954. L’ analyse des carrés permanents. Acta Botanica Neerlandica 3: p. 421-424.

Grashof-Bokdam, C.J., 2003. Ruimtelijke rangschikking. In K.W. van Dort, C.J. Grashof-Bokdam, A.F.M. van Hees, P.W.F.M. Hommel, J.T.R. Kalkhoven, & M.J. Schelhaas (Eds.), Kleine bossen in het landschap; geschiedenis, waarde en beheer (Alterra-rapport, 643) (pp. 63-71). Wageningen: Alterra.

Hagen, L. van & H. van Hagen (IVN Haaksbergen), z.j. De Buurserbeek en Schipbeek. Website: Natuurlijk.nl.

Hermy, M., 1985. Ecologie en fytosociologie van oude en jonge bossen in Binnen-Vlaanderen. Dissertatie RU Gent; 755 pp.

Hommel, P.W.F.M., 2004. Diversiteit en botanische waarde van het Nederlandse bos in vergelijking met de ons omringende landen. Stratiotes 28/29: 63-80.

Hommel, P.W.F.M., K.W. van Dort & J.H.J. Schaminée, 1999. Quercetea robori-petraeae. Klasse der eiken- en beukenbossen op voedselarme grond. In: A.H.F. Stortelder, J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel. De vegetatie van Nederland. Deel 5: Plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen; p. 255-286. Opulus Press; Uppsala / Leiden.

Hommel, P.W.F.M., Th. Spek & R.W. de Waal, 2002. Boomsoort, strooiselkwaliteit en ondergroei op verzuringgevoelige bodem; een verkennend literatuur- en veldonderzoek. Rapport 509. Alterra, Wageningen. 112 pp.

Hommel, Patrick, Rein de Waal, Bart Muys, Jan den Ouden & Theo Spek, 2007. Terug naar het lindewoud. Strooiselkwaliteit als basis voor ecologisch bosbeheer. KNNV Uitgeverij, Zeist. 72 pp.

Hommel, P.W.F.M., R.H. Kemmers & R.W. de Waal, 2008. Herstel Vogelkers-Essenbos in Het Lankheet. Voortgangsrapport 2005-2006: Beschrijving uitgangssituatie. Rapport DK 2008/087-O. Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede. 49 pp.

Hommel, P.W.F.M. (red.), R.J. Bijlsma, K.A.O. Eichhorn, R.H. Kemmers, J. den Ouden, J.H.J. Schaminée, R.W. de Waal, M.F. Wallis de Vries & B.J.C. Willers, 2010. Mogelijkheden voor herstelbeheer in hellingbossen op kalkrijke bodem in Zuid-Limburg. Resultaten eerste onderzoeksfase. Rapport 2010/dk140-O. LNV, Directie Kennis en Innovatie, Ede. 103 pp.

Koningsberger, V.J. & E. Reinders, 1947. Leerboek der algemeene plantkunde. Deel II: physiologie en erfelijkheid. Scheltema en Holtema, Amsterdam. 684 pp.

Koopmans, G.F., W.J. Chardon, P.A.I. Ehlert, J. Dolfing, R.A.A. Suurs, O. Oenema & W.H. van Riemsdijk, 2004. Phosphorus availability for plant uptake in a phosphorus-enriched non-calcareous sandy soil. J. Environ. Qual. 33: 965-975.

Loeb, R., E. van Daalen, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs, 2007. How soil characteristics and water quality influence the biogeochemical response to flooding in riverine wetlands. Biogeochemistry 85: 289-302.

Lucassen, E.C.H.E.T., 2003. Biogeochemical constrains for restoration of sulphate-rich fens. Dissertatie Katholieke Universiteit Nijmegen.

Lucassen, E.C.H.E.T., A.J.P. Smolders & J.G.M. Roelofs, 2002. Potential sensitivity of mires to drought, acidification and mobilisation of heavy metals: the sediment S/(Ca+Mg) ratio as diagnostic tool. Environmental Pollution 120: 635-646.

Meerburg, B. & A. van der Werf, 2008. Rietzuivering op proef. Vakblad Natuur Bos Landschap 5 (5): 6-7.

Muys, B. 1992. Kritische beoordeling van de natuurwaarde van populierenbossen en de gevolgen voor hun aanleg. De Boskrant 22 (1): 6-10.

Poels, R.L.H., P. Schmidt. J. van den Burg, R.H. Kemmers & H.A. Verhoef, 1998. Verdroging, verzuring en eutrofiëring van natte bossen in Nederland: effecten en herstelmaatregelen. Hinkeloord Report 23. Vakgroep Bosbouw, LU Wageningen. 166 pp.

Poels, R.L.H., P. Schmidt. J. van den Burg, R.H. Kemmers & H.A. Verhoef, 2000. Pre-advies natte bossen. OBN-rapport. IKC, Wageningen. 186 pp.

Querner, E.P., 2008. Kwaliteit en kantiteit botsen in Waterpark Het Lankheet. Vakblad Natuur Bos Landschap 5 (5): 8-10.

Schaminée, J.H.J. & J.A.M. Janssen (red.), 2006. Schatten voor de natuur. Achtergronden, inventaris en toepassingen van de Landelijke Vegetaie Databank. KNNV uitgeverij, Utrecht. 112 pp.

Sival, F.P., H. ten Beest & R. Engelbertink, 2010. Sedimentatie en nutriëntenaanvoer in kleine rivier- en beekdalgraslanden. Rapport 1064, Alterra, Wageningen.

Stortelder, A.H.F., P.W.F.M. Hommel & R.W. de Waal, 1998. Broekbossen. KNNV Uitgeverij, Utrecht, 216 pp.

Stortelder, A.H.F., J.H.J. Schaminée & M. Hermy, 1999. Querco-Fagetea. Klasse der eiken- en beukenbossen op voedselrijke grond. In: A.H.F. Stortelder, J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel. De vegetatie van Nederland. Deel 5: Plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen; p. 255-331. Opulus Press; Uppsala / Leiden.

Waal, R.W. de & P.W.F.M. Hommel, 2005. Abiotische typering van bostypen in Nederland: vochtregime, zuurgraad, voedselrijkdom en humusvorm. Rapport 1258. Alterra, Wageningen. 118 pp.; 4 bijlagen
.
Werf, S. van der, 1991. Bosgemeenschappen. Natuurbeheer in Nederland; deel 5. Pudoc, Wageningen. 375 pp.

Westhoff, V. & A.J. den Held, 1969. Plantengemeenschappen in Nederland. Thieme, Zutphen, 324 pp.

Westhoff, V., J.H.J. Schaminée & A.H.F. Stortelder, 1995. De analyse van het vegetatieonderzoek. In: J.H.J. Schaminée, A.H.F. Stortelder & V. Westhoff. De vegetatie van Nederland. Deel 1: Inleiding tot de plantensociologie: grondslagen, methoden en toepassingen; p. 63-80. Opulus Press; Uppsala / Leiden.

Bijlage 1 Hoogteligging van de meetpunten

Gebied:	Meetpunt:	Hoogteligging (mm + NAP)
Proefveld:	I.1	24410
	I.2	24423
	I.3	24297
	II.1	24278
	II.2	24136
	II.3	24209
	III.1	24424
	III.2	24341
	III.3	24403
	IV.1	24376
	IV.2	24387
	IV.3	24534
	V.1	24620
	V.2	24561
	V.3	24562
	VI.1	24436
	VI.2	24613
	VI.3	24473
	bovenkant buis 1	24852
	mv buis 1	24410
	bovenkant buis 2	25235
	mv buis 2	24482
	bovenkant buis 3	25317
	mv buis 3	24522
Referentiegebied:	Ro.1	27794
	Ro.2	28092
	Ro.3	28444
	Rp.1	26696
	Rp.2	26978
	Rp.3	27274
	bovenkant buis	26876
	mv buis	26591

Bijlage 2 Hydrologische kengetallen

Hydrol. jaar	2004 / 2005[1)]		2007 / 2008	2009 / 2010	
Kenmerk Proefvlak	LG zomer (cm -mv)	HG winter (cm -mv)	inundatieduur (dg +mv)	LG zomer (cm - mv)	HG 09/10 (cm - mv)
I.1	106	14	49	67	8
I.2	107	15	39	68	9
I.3	95	3	218	56	-3
II.1	109	14	224	61	-2
II.2	95	0	309	47	-16
II.3	102	7	266	54	-9
III.1	116	21	36	85	16
III.2	108	13	161	76	8
III.3	114	19	71	83	14
IV.1	123	29	124	79	12
IV.2	125	30	103	80	13
IV.3	139	45	17	95	28
V.1	144	49	0	94	33
V.2	138	43	16	88	27
V.3	138	43	14	88	28
VI.1	138	44	42	75	15
VI.2	156	62	0	93	33
VI.3	142	48	31	79	19
Ro 1	361	294	0	241	159
Ro 2	391	324	0	271	189
Ro 3	426	359	0	306	224
Rp 1	261	195	0	131	49
Rp 2	289	223	0	159	77
Rp 3	319	252	0	189	107

1) voor de geplagde proefvlakken is uitgegaan van een maaiveldhoogte is uitgegaan van een waarde die 10 cm hoger ligt dan in Bijlage A vermeld wordt (geschatte plagdiepte).

Bijlage 3 Bodemanalyses 2005

F- en H-laag

PQ nr.	Diepte cm-mv	OS	pH KCl	Bascomb bij pH 8,1						Oxalaatextraheerbaar			Anorg. HCl	Totaal		Totaal
					Uitwisselbaar											
				CEC	Ca	Mg	K	Na	H	Fe	Al	P	P	P	N	Fe
		%		cmol+/kg						mmol/kg			mg/100g			
I.1	F/H	75.1	2.78	35.6	49.2	4.15	3.10	0.58	120.7	12.5	15.3	3.4	7.4	64.2	2280.3	303.9
I.2	F/H	60.4	2.57	35.6	31.1	2.12	1.25	0.12	116.7	25.0	28.7	3.7	2.4	48.0	1521.3	451.1
I.3	F/H	75.8	2.85	48.6	54.0	3.56	2.43	0.13	127.6	19.7	24.4	3.1	4.8	63.3	2047.1	369.9
III.1	F/H	77.8	2.32	42.6	24.7	2.05	1.30	0.09	133.3	23.0	32.5	3.4	4.5	50.9	2053.9	356.6
III.2	F/H	77.5	2.72	43.4	51.3	3.30	1.35	0.12	131.3	16.1	19.3	3.1	4.1	54.7	2232.6	298.2
III.3	F/H	66.5	2.63	41.6	36.2	2.22	1.20	0.07	112.9	18.9	15.9	2.7	4.3	45.3	1969.0	349.6
V.1	F/H	60.0	2.32	37.8	15.7	1.89	1.40	0.20	114.2	14.7	17.6	3.2	4.5	50.0	1566.0	323.3
V.2	F/H	52.9	2.43	28.0	12.8	1.68	1.15	0.16	90.6	13.3	15.1	2.8	3.7	44.4	1371.5	319.2
V.3	F/H	61.6	2.68	41.3	24.6	3.27	1.98	0.32	108.7	9.4	11.6	3.9	8.3	56.4	1885.1	193.9
Ro 1	F/H	74.5	2.19	38.0	15.3	5.51	1.30	0.50	149.4	12.4	19.2	3.0	9.3	57.5	1917.3	244.3
Ro 2	F/H	83.7	2.12	39.5	14.4	4.49	1.48	0.43	163.1	8.5	14.2	2.5	8.8	57.1	2173.6	149.7
Ro 3	F/H	86.4	2.10	60.8	12.2	5.67	1.24	0.44	180.2	14.2	20.3	2.4	8.8	45.0	2112.0	311.9

0-5 cm -mv

PQ nr.	Diepte cm-mv	OS	pH KCl	leem-gehalte	Bascomb bij pH 8,1						Oxalaatextraheerbaar			Anorg. HCl	Totaal		Totaal
						Uitwisselbaar											
					CEC	Ca	Mg	K	Na	H	Fe	Al	P	P	P	N	Fe
		%		%	cmol+/kg						mmol/kg			mg/100g			
I.1	0-5	11.0	2.89	10.9	17.7	5.22	0.43	0.25	0.03	33.1	25.9	26.3	3.5	1.3	20.9	390.7	476.6
I.2	0-5	9.4	3.20	13.1	23.9	5.43	0.29	0.11	0.03	33.2	40.1	49.9	4.2	0.4	22.3	350.2	533.8
I.3	0-5	8.2	3.07	6.9	22.1	3.83	0.28	0.14	0.02	22.3	17.2	20.4	2.5	0.7	15.5	246.6	277.4
II.1	0-5	8.2	2.99	7.7	17.7	1.96	0.20	0.16	0.02	26.1	29.0	23.1	3.4	1.1	16.6	268.1	403.5
II.2	0-5	6.3	3.20	8.3	21.2	3.23	0.16	0.13	0.02	20.9	13.8	27.5	2.5	1.5	16.7	326.2	271.8
II.3	0-5	8.5	2.94	10.5	19.6	2.37	0.16	0.12	0.03	23.8	17.7	20.9	2.7	0.8	17.1	292.9	366.3
III.1	0-5	4.3	3.00	6.2	14.2	1.30	0.12	0.08	0.01	13.9	25.0	10.3	2.6	0.5	12.2	187.6	331.9
III.2	0-5	3.6	3.16	7.5	12.4	2.99	0.23	0.09	0.02	11.3	19.1	10.1	3.2	2.0	14.7	184.5	357.6
III.3	0-5	5.9	2.96	7.5	19.3	3.55	0.22	0.11	0.01	19.8	26.2	12.2	4.1	2.9	18.1	257.9	426.1
IV.1	0-5	6.0	3.05	8.1	17.8	1.81	0.09	0.08	0.02	18.3	24.7	19.5	2.6	1.1	13.8	234.4	340.8
IV.2	0-5	3.7	3.05	6.9	11.6	0.91	0.09	0.07	0.03	11.1	12.3	7.5	1.3	0.6	12.6	122.7	355.9
IV.3	0-5	4.2	3.02	7.2	12.9	0.51	0.05	0.05	0.02	11.9	13.2	7.2	1.5	0.8	8.7	132.3	302.5
V.1	0-5	5.1	2.87	8.1	14.8	0.79	0.09	0.09	0.04	14.7	17.5	8.6	1.9	0.7	14.0	152.2	377.1
V.2	0-5	3.4	3.13	6.1	10.2	0.55	0.08	0.07	0.02	9.7	18.9	8.2	1.4	0.4	9.5	101.2	405.9
V.3	0-5	4.1	2.95	6.9	12.9	1.29	0.17	0.10	0.04	9.9	6.5	5.7	1.0	1.5	7.6	132.6	225.6
VI.1	0-5	4.0	3.16	7.4	11.9	0.41	0.03	0.07	0.02	11.0	23.3	12.3	2.4	0.4	12.8	108.5	312.1
VI.2	0-5	4.1	2.96	6.7	11.9	0.35	0.03	0.05	0.03	12.7	22.7	8.2	2.9	4.1	17.6	123.1	381.0
VI.3	0-5	2.2	3.31	5.9	8.9	0.05	0.00	0.03	0.02	6.5	10.8	6.0	1.4	0.6	12.7	75.1	217.8
Ro 1	0-5	5.7	2.73	9.3	15.6	1.05	0.26	0.08	0.08	21.8	4.3	12.4	1.0	1.3	10.2	107.0	71.9
Ro 2	0-5	7.2	2.64	10.0	19.4	1.14	0.25	0.08	0.09	25.8	7.1	14.8	1.0	0.5	10.0	149.7	73.8
Ro 3	0-5	9.8	2.57	14.8	25.1	1.31	0.36	0.12	0.09	34.3	12.8	17.5	0.7	1.0	10.1	170.0	155.7
Rp 1	0-5	9.9	2.77	12.7	24.9	1.44	0.28	0.06	0.08	32.2	12.5	22.6	1.7	1.1	11.0	186.7	192.9
Rp 2	0-5	10.5	2.62	16.9	22.3	1.49	0.31	0.09	0.08	32.8	9.4	20.8	1.2	1.0	10.4	201.3	140.5
Rp 3	0-5	8.6	2.71	12.8	23.8	1.06	0.20	0.05	0.07	31.4	8.8	20.5	0.9	1.5	9.9	185.4	115.8

5-25 cm -mv

PQ nr.	Diepte cm-mv	OS	pH KCl	leem-gehalte	Bascomb bij pH 8,1								Oxalaatextraheerbaar			Anorg. HCl	Totaal		Totaal
						Uitwisselbaar													
					CEC	Ca	cntr	contr	Mg	K	Na	H	Fe	Al	P	P	P	N	Fe
		%		%	cmol+/kg								mmol/kg			mg/100g			
I.1	5-25	5.2	3.49	11.7	19.9	1.11	0.08	0.08	0.03	19.93	24.35	48.1	2.4	0.4	12.2	166.7	403.1	166.7	303.9
I.2	5-25	6.3	3.76	10.9	21.3	3.57	0.10	0.06	0.02	24.31	22.85	78.0	2.1	0.2	14.7	239.0	310.4	239.0	476.6
I.3	5-25	2.8	3.57	6.1	14.4	0.73	0.04	0.03	0.01	11.33	11.35	27.9	1.2	0.3	6.1	85.9	237.1	85.9	403.1
II.1	5-25	3.0	3.61	7.1	14.5	0.60	0.05	0.04	0.01	12.01	19.91	26.3	1.6	0.2	8.3	98.2	298.5	98.2	162.9
II.2	5-25	2.9	3.88	7.9	15.8	1.08	0.03	0.02	0.01	11.24	11.21	38.1	1.3	1.0	6.4	104.3	286.7	104.3	451.1
II.3	5-25	4.0	3.44	8.8	16.1	1.18	0.04	0.04	0.02	14.83	19.68	27.1	1.6	0.8	8.9	138.9	396.3	138.9	533.8
III.1	5-25	2.3	3.63	6.9	11.2	0.46	0.01	0.01	0.01	6.17	13.73	14.6	1.1	0.2	6.0	104.0	269.2	104.0	310.4
III.2	5-25	1.5	3.58	5.8	8.3	0.81	0.08	0.02	0.01	6.61	20.22	9.7	1.4	0.9	6.1	95.0	344.1	95.0	156.3
III.3	5-25	2.8	3.36	5.1	12.2	1.09	0.07	0.05	0.01	11.18	35.89	14.7	2.6	1.5	12.3	187.3	465.6	187.3	369.9
IV.1	5-25	2.7	3.70	6.5	11.2	0.46	0.01	0.03	0.01	8.28	13.56	21.6	1.2	0.3	7.4	90.6	202.0	90.6	277.4
IV.2	5-25	1.8	3.28	9.6	8.6	0.40	0.03	0.04	0.03	6.60	9.72	8.1	1.1	0.5	9.0	63.4	233.0	63.4	237.1
IV.3	5-25	2.5	3.34	7.7	9.4	0.18	0.01	0.03	0.02	8.29	25.09	8.2	1.6	0.7	7.4	69.7	492.3	69.7	144.5
V.1	5-25	2.6	3.38	7.9	8.7	0.10	0.01	0.04	0.03	7.93	19.56	10.1	1.2	0.2	7.8	48.9	401.2	48.9	403.5
V.2	5-25	1.3	3.72	5.5	6.8	0.07	0.01	0.02	0.01	4.78	19.97	10.8	1.0	0.5	5.4	31.1	362.5	31.1	298.5
V.3	5-25	1.8	3.39	6.6	7.9	0.16	0.01	0.02	0.02	5.46	11.26	7.0	1.0	0.8	6.5	56.7	257.0	56.7	188.2
VI.1	5-25	2.1	3.62	8.7	10.6	0.20	0.00	0.03	0.02	8.45	12.20	20.0	1.7	0.5	10.8	75.2	224.0	75.2	271.8
VI.2	5-25	1.4	3.54	5.7	7.5	0.16	0.00	0.02	0.02	5.13	18.78	7.8	1.9	2.9	11.1	31.7	242.1	31.7	286.7
VI.3	5-25	0.9	3.74	3.9	6.3	0.04	0.00	0.02	0.03	3.08	12.99	5.5	0.7	0.3	9.7	18.3	171.5	18.3	193.0
Ro 1	5-25	2.7	3.28	8.5	12.3	0.65	0.14	0.03	0.07	16.96	1.59	27.7	0.9	0.4	8.5	43.4	61.7	43.4	366.3
Ro 2	5-25	1.6	3.10	5.4	9.3	0.70	0.14	0.02	0.08	11.35	1.10	8.7	0.3	0.4	6.2	25.7	43.6	25.7	396.3
Ro 3	5-25	2.4	2.95	6.2	10.5	0.68	0.14	0.03	0.06	12.66	4.05	7.0	0.3	0.7	3.4	38.9	50.7	38.9	191.3
Rp 1	5-25	4.5	3.19	11.5	15.3	0.77	0.13	0.03	0.09	18.21	1.60	24.5	1.0	0.4	7.1	69.3	110.0	69.3	356.6
Rp 2	5-25	3.7	3.12	8.1	15.6	0.86	0.14	0.04	0.06	20.47	3.57	24.0	0.6	0.5	7.0	58.3	84.3	7.0	331.9
Rp 3	5-25	6.7	3.07	14.3	22.7	0.77	0.11	0.04	0.06	30.18	7.58	38.4	1.2	1.0	8.8	128.2	99.8	8.8	269.2

NB. Voor het Ca-gehalte is bij de berekeningen uitgegaan van de waarden uit de eerste controle.

50-70 cm -mv

PQ nr.	Diepte cm-mv	OS	pH KCl	leem-gehalte	Bascomb bij pH 8,1						Oxalaatextraheerbaar			Anorg. HCl	Totaal		Totaal
					CEC	Uitwisselbaar Ca	Mg	K	Na	H	Fe	Al	P	P	P	N	Fe
		%		%	cmol+/kg						mmol/kg			mg/100g			
I.1	50-70	0.7	4.56	1.58	6.9	1.93	0.03	0.03	0.02	2.3	4.2	20.4	0.3	0.5	5.6	17.8	162.9
I.2	50-70	0.7	4.69	2.70	7.2	2.48	0.05	0.04	0.02	1.5	3.6	18.9	0.3	0.1	4.8	88.5	156.3
I.3	50-70	0.6	4.35	2.25	6.9	0.12	0.01	0.02	0.01	3.3	3.8	20.2	0.0	0.3	1.9	14.6	144.5
II.1	50-70	3.8	4.69	15.44	16.6	11.29	0.18	0.00	0.09	9.6	4.8	42.4	0.4	0.2	5.3	144.7	188.2
II.2	50-70	0.7	4.57	2.79	7.2	2.24	0.03	0.02	0.01	1.1	3.8	13.3	0.1	0.6	4.0	24.0	193.0
II.3	50-70	0.4	4.41	2.43	7.5	1.03	0.02	0.03	0.02	1.8	7.7	18.7	0.5	1.4	5.7	24.1	191.3
III.1	50-70	0.5	4.24	2.75	6.7	0.05	0.04	0.02	0.01	1.8	4.5	10.3	0.1	0.3	2.1	24.1	175.2
III.2	50-70	4.3	3.95	20.94	18.5	8.41	0.25	0.07	0.04	12.8	21.9	34.5	1.2	3.2	9.9	161.6	478.4
III.3	50-70	5.0	4.13	15.87	20.4	9.18	0.20	0.06	0.03	15.0	14.3	52.0	1.5	1.8	9.4	168.7	427.2
IV.1	50-70	0.9	4.56	3.90	7.3	4.25	0.08	0.04	0.10	2.6	4.2	10.9	0.3	1.0	4.3	43.8	170.1
IV.2	50-70	0.5	4.15	2.91	5.4	0.03	0.00	0.08	0.02	2.0	3.9	10.8	0.1	1.3	5.7	1.5	182.7
IV.3	50-70	0.7	4.28	5.33	5.7	0.06	0.00	0.01	0.01	3.0	5.7	20.1	0.4	0.9	4.1	6.3	257.8
V.1	50-70	0.5	4.21	4.27	4.9	0.04	0.01	0.04	0.03	1.8	3.7	11.0	0.3	0.5	4.7	3.3	206.5
V.2	50-70	0.6	4.25	3.40	6.2	0.03	0.01	0.02	0.01	2.7	4.5	14.4	0.5	1.5	4.0	2.1	243.7
V.3	50-70	0.9	4.07	9.50	6.0	0.06	0.00	0.02	0.03	3.9	4.3	16.9	0.4	1.1	6.3	7.2	220.0
VI.1	50-70	0.5	4.25	3.29	5.3	0.08	0.00	0.02	0.04	2.0	3.0	11.8	0.4	1.2	12.5	4.1	135.4
VI.2	50-70	0.4	4.30	3.38	5.2	0.02	0.00	0.04	0.02	2.1	5.4	9.8	0.7	1.9	10.4	0.1	191.4
VI.3	50-70	0.4	4.29	3.29	4.7	0.03	0.00	0.03	0.03	2.5	4.7	10.1	0.1	0.2	6.3	1.4	116.8
Ro 1	50-70	0.9	4.06	3.66	6.4	0.44	0.09	0.01	0.07	8.9	0.6	30.3	0.4	0.7	7.4	1.0	123.4
Ro 2	50-70	0.7	3.87	3.00	5.7	0.54	0.11	0.04	0.06	7.6	0.7	11.0	0.2	0.5	3.0	1.4	53.1
Ro 3	50-70	1.2	3.56	4.83	8.7	0.62	0.10	0.02	0.07	10.4	2.1	19.4	0.4	0.7	4.0	14.2	91.7
Rp 1	50-70	0.7	4.06	3.50	6.4	0.64	0.09	0.02	0.06	7.6	2.0	13.8	0.5	1.7	4.4	2.7	181.0
Rp 2	50-70	0.9	4.08	5.36	8.5	0.57	0.06	0.01	0.05	9.5	1.6	30.4	0.6	1.2	6.1	4.7	194.1
Rp 3	50-70	0.8	4.11	6.08	6.8	0.58	0.01	0.02	0.07	9.2	3.0	20.9	0.6	1.3	5.6	6.7	143.8

Bijlage 4 Bodemanalyses 2010

F- en H- Laag; 0-5 cm –mv

PQ nr.	Diepte cm-mv	OS	pH KCl	Leem-fractie	Bascomb bij pH 8,1						Oxalaatextraheerbaar			Anorg. HCl	Totaal		Totaal
					CEC	Uitwisselbaar					Fe	Al	P	P	P	N	Fe
		%		%	cmol+/kg						mmol/kg			mg/100g			
I.1	F/H	50.3	3.00	5.5	50.6	31.0	2.78	2.90	0.77	110.7	42.1	32.8	5.5	8.9	59.1	1498.0	280
I.2	F/H	74.8	2.58	2.5	55.9	25.2	2.91	1.13	0.59	146.1	34.2	25.2	4.5	9.2	55.3	1682.3	310
I.3	F/H	49.2	2.83	4.0	43.0	17.5	2.23	0.61	0.98	104.6	54.8	32.0	4.0	6.2	58.3	1371.1	430
III.1	F/H	64.8	4.09	3.1	41.5	110.4	5.47	1.02	0.45	91.3	23.4	12.7	3.8	10.4	68.5	1879.1	300
III.2	F/H	61.0	4.24	2.5	47.0	107.0	6.14	2.67	1.22	88.1	57.5	18.9	5.5	10.2	69.5	1618.8	460
III.3	F/H	67.2	3.77	3.1	42.7	79.9	4.58	1.02	0.43	112.1	59.2	20.6	4.2	9.5	61.5	1872.8	510
V.1	F/H	66.9	2.97	1.8	43.9	35.8	4.57	1.43	0.18	130.3	6.9	7.4	4.9	15.9	66.3	1693.8	170
V.2	F/H	59.0	2.84	1.8	35.7	27.1	3.49	1.44	0.19	110.9	7.5	7.6	5.5	14.9	58.5	1433.9	180
V.3	F/H	63.7	2.79	1.9	42.3	32.2	3.61	1.74	0.30	127.4	7.5	9.2	4.7	14.9	61.8	1793.1	180
I.1	0-5	20.1	3.19	7.0	33.4	11.5	1.12	0.52	0.38	57.8	30.9	38.9	5.5	4.0	38.2	563.2	320
I.2	0-5	14.0	3.01	5.6	25.5	2.5	0.32	0.16	0.13	43.3	34.8	39.9	4.9	2.6	28.8	367.6	350
I.3	0-5	11.6	3.17	3.4	25.1	4.8	0.55	0.12	0.20	32.9	15.2	21.0	2.7	1.2	29.3	313.0	130
II.1	0-5	5.1	4.76	2.5	12.6	9.6	0.54	0.13	0.12	12.7	12.4	14.7	2.6	2.0	23.1	134.4	120
II.2	0-5	3.8	4.91	3.8	11.6	8.2	0.44	0.09	0.06	11.0	7.3	15.0	2.6	1.8	24.5	130.5	99
II.3	0-5	5.5	3.91	4.2	16.2	4.5	0.41	0.15	0.09	18.1	11.6	13.1	2.1	1.0	15.0	141.6	120
III.1	0-5	11.9	4.55	2.4	26.4	22.3	1.25	0.20	0.16	25.3	19.2	7.6	2.8	3.2	23.6	304.8	180

III.2	0-5	5.3	4.26	2.6	14.4	6.9	0.55	0.21	0.15	15.0	11.5	8.0	2.2	1.7	15.8	123.4	120
III.3	0-5	6.2	3.72	3.4	16.8	5.6	0.55	0.15	0.14	19.2	13.0	8.4	2.0	0.9	15.8	177.2	140
IV.1	0-5	4.5	4.33	2.4	12.8	5.2	0.40	0.13	0.04	16.4	11.4	7.5	1.7	1.5	15.0	109.5	120
IV.2	0-5	3.9	4.71	3.0	11.3	6.5	0.46	0.14	0.02	11.8	5.6	4.6	1.4	1.4	14.2	129.4	71
IV.3	0-5	4.2	3.58	2.0	11.1	2.0	0.22	0.08	0.01	13.8	15.2	7.1	1.7	0.8	14.7	113.9	220
V.1	0-5	5.6	2.90	2.8	14.5	1.4	0.22	0.13	0.03	20.6	7.8	5.6	1.6	1.7	15.3	159.7	190
V.2	0-5	5.3	3.06	1.5	13.5	1.9	0.28	0.15	0.02	18.1	8.9	4.6	1.2	1.6	11.0	140.3	200
V.3	0-5	3.1	2.99	2.1	10.2	0.9	0.16	0.12	0.03	13.5	2.4	3.5	0.7	1.1	8.8	86.7	91
VI.1	0-5	4.1	4.23	3.4	14.2	5.9	0.30	0.12	0.05	12.8	10.6	6.0	2.0	1.6	15.2	129.8	160
VI.2	0-5	2.5	3.52	2.8	10.3	1.2	0.20	0.09	0.02	11.6	19.1	6.4	2.6	3.6	18.7	74.1	200
VI.3	0-5	4.6	3.64	2.0	12.3	2.5	0.31	0.15	0.05	13.6	12.4	5.2	1.9	1.5	19.3	152.1	140

5-25 cm - mv

PQ nr.	Diepte cm-mv	OS	pH KCl	Bascomb bij pH 8,1						Oxalaatextraheerbaar			Anorg. HCl	Totaal		Totaal
					Uitwisselbaar											
				CEC	Ca	Mg	K	Na	H	Fe	Al	P	P	P	N	Fe
		%		cmol+/kg						mmol/kg			mg/100g			
I.1	5-25	6.8	3.64	22.0	2.71	0.33	0.09	0.15	27.8	14.0	49.1	2.6	1.01	15.1	156.5	170
I.2	5-25	6.7	3.77	20.1	2.79	0.17	0.05	0.08	24.3	19.5	57.9	2.2	1.10	22.8	135.9	170
I.3	5-25	4.8	3.51	14.6	1.09	0.16	0.05	0.11	18.9	8.4	23.7	1.4	0.52	19.5	103.7	62
II.1	5-25	2.4	4.60	10.3	2.89	0.24	0.07	0.06	12.3	8.9	28.7	0.9	1.11	14.1	52.0	79
II.2	5-25	3.8	4.91	14.2	7.39	0.37	0.09	0.05	13.2	7.9	36.0	1.4	1.44	6.1	40.4	74
II.3	5-25	2.4	3.62	10.0	0.48	0.09	0.09	0.05	12.6	9.9	12.4	0.9	1.26	9.9	71.5	120
III.1	5-25	1.9	4.63	8.5	3.65	0.27	0.07	0.06	9.1	11.6	15.4	1.2	1.00	11.0	52.7	120
III.2	5-25	1.7	3.90	7.9	1.01	0.12	0.07	0.07	9.3	8.5	8.3	1.0	1.34	9.4	47.2	120
III.3	5-25	1.4	3.88	7.0	0.71	0.10	0.07	0.05	9.8	6.8	7.3	0.7	0.60	7.2	44.3	110
IV.1	5-25	1.9	3.94	12.7	0.89	0.09	0.04	0.03	14.2	5.4	17.6	0.6	0.34	7.3	42.1	66
IV.2	5-25	1.7	4.34	9.0	2.61	0.28	0.09	0.02	10.2	4.8	6.0	0.8	0.92	10.5	57.6	79
IV.3	5-25	3.3	3.72	7.4	0.35	0.07	0.03	0.01	8.7	12.7	6.2	1.0	0.62	9.9	35.4	130
V.1	5-25	2.2	3.28	9.9	0.36	0.07	0.05	0.03	14.4	9.8	11.2	1.2	0.79	10.6	72.1	140
V.2	5-25	1.4	3.52	9.6	0.25	0.07	0.06	0.02	9.1	9.2	7.2	0.9	0.60	7.0	47.0	160
V.3	5-25	1.1	3.38	7.9	0.19	0.06	0.05	0.02	9.1	3.8	4.5	0.6	0.94	6.2	28.3	76
VI.1	5-25	1.4	4.51	8.2	3.04	0.17	0.04	0.03	7.7	5.2	9.2	1.0	0.80	9.3	49.8	92
VI.2	5-25	0.9	3.74	7.0	0.20	0.04	0.03	0.01	7.1	8.9	7.3	1.1	1.20	13.7	27.6	110
VI.3	5-25	0.9	3.87	6.9	0.32	0.06	0.03	0.03	5.9	6.0	4.6	0.7	0.72	10.7	27.6	66

50-70 cm -mv

PQ nr.	Diepte cm-mv	OS	pH KCl	Bascomb bij pH 8,1						Oxalaatextraheerbaar			Anorg. HCl	Totaal		Totaal
					Uitwisselbaar											
				CEC	Ca	Mg	K	Na	H	Fe	Al	P	P	P	N	Fe
		%		cmol+/kg						mmol/kg			mg/100g			
I.1	50-75	1.7	4.19	8.2	1.20	0.14	0.03	0.07	8.3	3.1	21.5	0.4	0.3	5.2	31.9	96
I.2	50-75	2.6	4.50	9.6	5.47	0.11	0.03	0.05	9.9	5.8	27.1	0.6	0.6	15.0	57.0	89
I.3	50-75	1.2	4.14	6.8	0.36	0.06	0.02	0.06	8.0	2.2	20.6	0.3	0.2	14.1	28.2	52
II.1	50-75	6.6	4.67	19.7	10.90	0.33	0.11	0.12	19.5	4.3	54.7	0.7	0.5	17.2	145.4	90
II.2	50-75	1.9	4.89	8.7	3.27	0.21	0.06	0.05	9.0	2.9	16.6	0.3	0.7	10.6	80.6	50
II.3	50-75	1.2	3.98	6.6	0.25	0.05	0.05	0.04	8.7	3.9	10.1	0.3	1.1	12.8	39.7	100
III.1	50-75	1.5	4.28	9.0	1.30	0.13	0.05	0.06	10.4	5.9	16.0	0.4	0.9	6.9	26.4	69
III.2	50-75	3.2	3.87	12.1	1.43	0.10	0.10	0.09	19.0	15.7	20.8	1.4	2.8	13.0	105.5	230
III.3	50-75	1.0	4.20	7.5	1.00	0.10	0.07	0.05	8.7	3.3	7.5	0.3	0.4	4.7	23.0	86
IV.1	50-70	1.1	4.29	7.9	1.79	0.05	0.03	0.05	8.7	2.6	8.5	0.4	1.5	6.2	32.8	76
IV.2	50-75	0.5	4.17	5.6	0.15	0.05	0.08	0.02	6.9	2.1	5.7	0.3	1.2	7.1	8.2	90
IV.3	50-75	0.8	4.16	6.6	0.17	0.03	0.04	0.02	8.1	4.6	20.8	0.6	1.8	7.2	12.5	160
V.1	50-75	0.4	3.97	5.3	0.22	0.04	0.03	0.03	6.2	0.8	7.8	0.4	0.7	7.1	12.3	110
V.2	50-75	0.3	4.04	6.5	0.18	0.06	0.04	0.04	5.6	2.6	5.7	0.3	1.4	6.2	8.1	140
V.3	50-75	0.5	3.95	8.1	0.11	0.05	0.05	0.03	6.3	2.1	6.6	0.2	0.5	6.1	14.5	100
VI.1	50-70	0.5	4.45	6.9	0.78	0.15	0.07	0.06	5.8	1.7	9.4	0.4	1.0	10.4	14.2	68
VI.2	50-70	0.3	4.18	6.6	0.08	0.03	0.02	0.02	4.5	2.2	6.9	0.4	1.5	10.2	4.6	96
VI.3	50-70	0.4	4.16	7.1	0.10	0.06	0.04	0.09	5.1	3.6	7.1	0.3	0.8	3.4	9.5	80