

Animal Sciences Group

Kennispartner voor de toekomst



process for progress

Rapport 102

Hydrologische en landbouwkundige effecten van gebruik 'onderwaterdrains' op veengrond

December 2008



ANIMAL SCIENCES GROUP
WAGENINGEN UR

Colofon

Uitgever

Animal Sciences Group van Wageningen UR
Postbus 65, 8200 AB Lelystad
Telefoon 0320 - 238238
Fax 0320 - 238050
E-mail Info.veehouderij.ASG@wur.nl
Internet <http://www.asg.wur.nl>

Redactie

Communication Services

Aansprakelijkheid

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

Liability

Animal Sciences Group does not accept any liability for damages, if any, arising from the use of the results of this study or the application of the recommendations.

Losse nummers zijn te verkrijgen via de website.



De certificering volgens ISO 9001 door DNV onderstreept ons kwaliteitsniveau. Op al onze onderzoeksopdrachten zijn de Algemene Voorwaarden van de Animal Sciences Group van toepassing. Deze zijn gedeponereerd bij de Arrondissementsrechtbank Zwolle.

Abstract

Submerged drains in the shape of fixed tube drainage level out the groundwater on peaty soil; the groundwater level is levelled up during the six summer months and levelled down in the six winter months. The level of the ditchwater, however, is crucial here. Submerged drains make it possible, by a little level increase, to reduce peat subsidence, without harming the agricultural use of the grassland.

Keywords

Submerged drains, peaty soil, drainage, groundwater level, level management, grass yield, land subsidence

Referaat

ISSN 1570 - 8616

Auteur(s)

I.E. Hoving
G. André
J.J. H. van den Akker
M. Pleijter

Titel:

Hydrologische en landbouwkundige effecten van gebruik 'onderwaterdrains' op veengrond
Rapport 102

Samenvatting

Onderwaterdrains in de vorm van vaste buisdrainage hebben op veengrond een nivellerende werking op de grondwaterstand; de grondwaterstand wordt in het zomerhalfjaar verhoogd en in het winterhalfjaar verlaagd. De hoogte van het slootpeil is hierbij echter cruciaal. Onderwaterdrains maken het mogelijk om met een beperkte peilverhoging de zakking van veengrond te verminderen zonder het landbouwkundig gebruik van grasland te benadelen.

Trefwoorden:

Onderwaterdrains, veen, drainage, grondwaterstand, peilbeheer, grasopbrengst, maaiveldaling



Rapport 102

Hydrologische en landbouwkundige effecten van gebruik 'onderwaterdrains' op veengrond

Hydrological and agricultural effects of the use of submerged drains on peatsoil

I.E. Hoving

G. André

J.J. H. van den Akker

M. Pleijter

December 2008

Voorwoord

Tijdens de droge zomer van 2003 hebben we op Praktijkcentrum Zegveld het initiatief genomen om onderwaterdrains toe te passen ter verbetering van de landbouwkundige productieomstandigheden en ter vermindering van de maaiveldddaling door veenafbraak. De toepassing van onderwaterdrains is niet nieuw. Op meerdere plaatsen hadden veehouders al ervaring met onderwaterdrains en ook in Boskoop werd door boomtelers deze vorm van drainage al toegepast. Onderzoek naar deze perspectiefvolle toepassing van drainage op veengrond was echter wel nieuw.

Het onderzoek hebben we samen met Alterra uitgevoerd in opdracht van het Productschap Zuivel. Aangezien het voortbestaan en de ontwikkeling van de melkveehouderij sterk afhangt van de mate van drooglegging hechtte het Productschap Zuivel belang aan dit onderzoek en durfde het Productschap het aan om voor een periode van 5 jaar (2004-2007) hier financiën voor beschikbaar te stellen. We hebben dit onderzoek, mede door het innovatieve karakter, met veel enthousiasme uitgevoerd. Inmiddels is bij waterbeheerders en beleidsmakers in het westen van het land de term 'onderwaterdrains' een bekend begrip geworden. We hopen dat met de resultaten van dit onderzoek de belangen van landbouw en maatschappij binnen het waterbeheer beter verenigbaar worden.

Dr. Ir. Agnes van den Pol - van Dasselaar
Clusterleider Grondgebonden Veehouderij

Samenvatting

In opdracht van het Productschap Zuivel is de toepassing van zogenaamde onderwaterdrains op veengrond onderzocht. Dit is een vorm van drainage, waarbij de drains onder het slootpeil liggen in plaats van daarboven. Hierdoor hebben de drains naar verwachting een nivellerende werking op de grondwaterstand: verlaging van relatief hoge grondwaterstanden (voornamelijk in het winterhalfjaar) en verhoging van relatief lage grondwaterstanden (voornamelijk in het zomerhalfjaar).

De maatschappelijke druk in het veenweidegebied wordt steeds groter om slootpeilen te verhogen ter vermindering van de maaiveldddaling. Hogere slootpeilen vertragen het zakken van de grondwaterstand in de zomer (verdampingsoverschot), waardoor de veenafbraak wordt beperkt. In droge zomers worden lage grondwaterstanden niet voorkomen. Oorzaak hiervan is de hoge infiltratieweerstand van veensloten. Landbouwkundig zijn hoge slootpeilen ongewenst, waardoor peilverhoging niet de ultieme oplossing is voor de zakkingsproblematiek.

Op Praktijkcentrum Zegveld zijn in het najaar van 2003 onderwaterdrains aangelegd om op een betrouwbare manier het effect hiervan op de hydrologie van de bodem en de grasproductie te kunnen bepalen. De doelstelling van het onderzoek was om te zien of infiltratie van slootwater door middel van drainage een goede mogelijkheid is om zakkings van veengrond te beperken met behoud van een rendabele melkveehouderij. Het onderzoek heeft gelopen van 2004 tot en met 2007. Vaste buisdrains (met PPE-omhulling) en eenvoudige moldrains zijn vergeleken met een ongedraineerde situatie. De drainage is aangelegd op twee percelen met een relatief hoog slootpeil van 15 à 20 cm –mv en een 'laag' slootpeil van 55 cm –mv. De drains lagen ongeveer 20 á 30 cm beneden het slootpeil bij drie drainafstanden, namelijk 4, 8 en 12 m. Om het effect op de drogestof- en stikstofopbrengst te bepalen zijn twee bemestingsniveaus voor stikstof (N) gehanteerd, namelijk een praktijkniveau (N1) en geen bemesting (NO).

De moldrains bleken niet of nauwelijks te draineren en hebben daarom landbouwkundig geen waarde. Door extra vernatting kunnen moldrains voor de ontwikkeling van natte natuur wel interessant zijn. Vaste buisdrains blijken zowel te draineren als te infiltreren. Het functioneren was daarbij sterk afhankelijk van het slootpeil. Het 'lage' peil van 55 cm –mv bevorderde de drainerende werking en het hoge peil van 15 à 20 cm –mv bevorderde de infiltrerende werking. In het algemeen waren de effecten groter bij een kleinere drainafstand. Het drainerende effect bij het lage peil was relatief groter dan het infiltrerende effect bij het hoge peil. Dit kwam niet alleen door de gehanteerde slootpeilen, maar was ook een gevolg van een relatief gering aantal perioden met een neerslagtekort.

De veenafbraak is sterk gerelateerd aan de zomergrondwaterstand; een hogere zomergrondwaterstand vermindert de maaiveldddaling. Voor het verhogen van de zomergrondwaterstand kan met onderwaterdrains met een beperkte slootpeilverhoging worden volstaan, zonder dat dit tot extra vernatting leidt. Naar verwachting kan op Praktijkcentrum Zegveld met onderwaterdrains (drainafstand 6 á 8 m) bij een slootpeil van 35 à 40 cm –mv de maaiveldddaling teruggebracht worden tot ongeveer 5 mm per jaar. Dit is gelijk aan de maaiveldddaling bij het hoge peil en een halvering van de maaiveldddaling bij het lage peil zonder drainage.

Een neveneffect van het verminderen van de veenafbraak is een aanzienlijk lagere broeikasgasuitstoot. Bij een slootpeil van 40 cm en toepassing van onderwaterdrains kan de reductie van de totale broeikasgasuitstoot meer dan 20% bedragen.

De grasopbrengst en daarmee de N-opbrengst werd op zowel het lage als het hoge peil negatief beïnvloed door een lagere N-levering van de bodem (lagere opbrengst onbemest). De lagere N-levering door onderwaterdrains duidt op een verminderde veenafbraak. Hoewel geen direct bewijs wordt geleverd, bevestigen de resultaten de hypothese dat onderwaterdrains kunnen bijdragen aan de remming van veenafbraak en dus aan een geringere maaiveldddaling. Maaiveldhoogtemetingen wezen ook op een geringere maaiveldddaling, hoewel door de relatief korte meetperiode geen betrouwbare uitspraak gedaan kan worden over het effect van onderwaterdrains op maaiveldddaling.

Het aanleggen van onderwaterdrains vraagt om maatwerk, waarbij de draandiepte en de drainafstand cruciale factoren zijn. Om zowel het gewenste effect te bereiken op infiltratie als drainage is de hoogte van het slootpeil cruciaal. Relatief hoge peilen (hoger dan 30 cm –mv) benadelen de drainage en relatief lage peilen (lager dan 60 cm –mv) benadelen de infiltratie. Dynamisch peilbeheer kan de werking van onderwaterdrains versterken door in het zomerhalfjaar bij lage grondwaterstanden het slootpeil te verhogen en door in het winterhalfjaar bij hoge grondwaterstanden het slootpeil te verlagen. Grootschalig gebruik van onderwaterdrains beïnvloedt de waterhuishouding op gebiedsniveau door een grotere aan- en afvoer van water. Hierdoor wordt meer gebiedvreemd water met gebiedseigen water uitgewisseld. Het is nog onduidelijk wat hiervan het effect is op de waterkwaliteit en in hoeverre indirect de veenafbraak beïnvloed wordt, bijvoorbeeld door een hogere concentratie carbonaat en sulfaat in het gebiedsvreemde water. We verwachten echter dat op lange termijn onderwaterdrains positief bijdragen aan de waterkwaliteit, omdat we door vertraging van de bodemdaling minder snel te maken krijgen met een verslechtering van de waterkwaliteit door nutriëntrijke kwel.

Summary

By order of the Dutch Dairy Board the application of so-called submerged drains on peaty soil was investigated. This is a way of drainage, where the drains are below ditch level instead of above. Due to this, the drains are likely to level out the groundwater level: levelling down of relatively high groundwater levels (particularly during the winter months) and levelling up of relatively low groundwater levels (particularly during the summer months). There is more and more social pressure in the low moor polder areas to increase the ditchwater levels in order to reduce land subsidence. Higher ditchwater levels slow down the groundwater level decrease in the summer (evaporation surplus), due to which peat subsidence is limited. In dry summers low groundwater levels cannot be prevented, the cause of which is the high infiltration resistance of peat ditches.

Agriculturally speaking, high ditchwater levels are undesirable, so level increase is not the ultimate solution to the subsidence problem.

In the fall of 2003 submerged drains were applied at the Applied Research Centre Zegveld in order to be able to reliably determine the impact on the hydrology of the soil and the grass production. The objective of the research was to see whether infiltration of ditchwater by means of drainage is an adequate means to limit peaty soil subsidence, with maintaining cost-effective dairy farming. The period of research was from 2004 up to and including 2007. Fixed tube drains (with PPE-cover) and simple mole drains were compared with a non-drained situation. The drainage was applied to two plots with a relatively high ditchwater level of 15 to 20 cm –ground level and a 'low' ditchwater level of 55 cm -ground level. The drains were situated at 20 to 30 cm below ditchwater level at three drain distances: 4, 8 and 12 m. To determine the effect on the dry matter and nitrogen production, two levels of fertilisation with nitrogen (N) were used, a practical level (N1) and no fertilisation (N0). The mole drains did not drain (or hardly did) and are therefore of no use, agriculturally speaking. Because extra waterlogging takes place, mole drains can be interesting in developing waterlogged nature. Fixed tube drains proved to drain as well as to infiltrate. The functioning strongly depended on the ditchwater level. The 'low' level of 55 cm -ground level stimulated the draining effect and the high level of 15 to 20 cm -ground level stimulated the infiltrating effect. In general, the effects were larger on land with smaller drain distances. The draining effect at the low level was relatively larger than the infiltration effect at the high level. Not only were the ditchwater levels we dealt with the cause, but it was also a consequence of a relatively small number of periods with precipitation shortage. The peat subsidence is strongly related to the groundwater level in summer; a higher groundwater level in summer decreases land subsidence. For increasing the groundwater level in summer, it is sufficient to use submerged drains for a limited ditchwater level increase, without leading to extra waterlogged land. It is expected that at the Applied Research Centre Zegveld land subsidence can be reduced to approximately 5 mm/year with submerged drains (drain distance 6-8 m) at a ditchwater level of 35 to 40 cm – ground level. This is similar to land subsidence at the high level and half the land subsidence at the low level without drainage.

One side-effect of decreasing the peat subsidence is a considerably lower emission of greenhouse gases. At a ditchwater level of 40 cm and applying submerged drains the reduction in total greenhouse gas emission can be over 20%.

The grass production and with this the N-production was negatively influenced by a lower N-supply of the soil at both levels (lower production non-fertilised). The lower N-supply due to submerged drains indicates decreased peat subsidence. Although there is no direct proof, the results confirm the hypothesis that submerged drains can contribute to restraining peat subsidence and thus to less land subsidence. Ground level measurements also indicated less land subsidence, although we are unable to pronounce reliably upon the effect of submerged drains on land subsidence, because of the relatively brief period of measuring.

Applying submerged drains should be tailor-made, where the drain depth and drain distance are crucial factors. To produce the desired effect on infiltration as well as on drainage, the height of the ditchwater level is of utmost importance. Relatively high levels (higher than 30 cm –ground level) harm the drainage and relatively low levels (lower than 60 cm –ground level) harm the infiltration. Dynamic level management can strengthen the effect of submerged drains by increasing the ditchwater level in summer at low groundwater levels and decreasing the ditchwater level at high groundwater levels in winter. Large-scale use of submerged drains affects the soil hydrology at area level by a larger supply and discharge of water. By this, more foreign water is exchanged with the area's own water. It is still not clear what the effect is on the water quality and to what extent the peat subsidence is indirectly influenced, for example, by a higher concentration of carbonate and sulphate in the foreign water. We expect, however, that in the long term submerged drains will contribute positively to the water quality, because, due to slowing down land subsidence, a deterioration of the water quality by nutrient-rich seepage is less likely to occur.

Inhoudsopgave

Voorwoord

Samenvatting

Summary

1	Inleiding	1
2	Materiaal en methoden	2
2.1	Bodemkarakteristiek Zegveld	2
2.2	Grondwaterstand en maaiveld daling	2
2.3	Onderwaterdrains en relatie slootpeil - grondwaterstand	4
2.4	Proefopzet	4
2.5	Teelt en bemesting	5
2.6	Waarnemingen	6
2.7	Neerslag	7
2.8	Statistiek	7
2.8.1	Verloop grondwaterstanden	7
2.8.2	Grasopbrengst	8
3	Resultaten	10
3.1	Slootpeil en drooglegging percelen	10
3.2	Analyse modelparameters grondwaterstanden	10
3.3	Vergelijking gefitte modellen grondwaterstanden	12
3.3.1	Moldrains	12
3.3.2	Buisdrains	13
3.4	Vergelijking gefitte modellen met gemeten grondwaterstanden	14
3.4.1	Moldrains	14
3.4.2	Buisdrains	16
3.5	Maaiveld daling	17
3.6	Draagkracht graszode	21
3.7	Grasopbrengsten	23
3.7.1	Drogestofopbrengst	23
3.7.2	Stikstofopbrengst	23
4	Discussie	25
4.1	Modellering grondwaterstanden	25
4.2	Effect onderwaterdrains op de grondwaterstand	25
4.3	Regionale gevolgen beperking maaiveld daling voor watersysteem en melkveehouderij	27
4.4	Effect onderwaterdrains op de grasopbrengsten	28
4.5	Effect onderwaterdrains op broeikasgassen	29
4.6	Afbraak van veen en interne eutrofiering door infiltrerend water	30

5	Conclusies en praktijktoepassing	32
5.1	Betekenis voor de praktijk	33
5.2	Aanleg onderwaterdrains vraagt maatwerk	34
5.3	Sleufloos draineren	34
5.4	Kosten	35
5.5	Aanvullende onderzoekvragen	35
Bijlagen	36
Bijlage 1	Proefveldschema's	36
Bijlage 2	Resultaten grondwaterstandanalyse	44
Bijlage 3	Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen moldrainage 2004-2005	50
Bijlage 4	Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen buisdrainage 2004-2007	54
Bijlage 5	Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen moldrainage 2004-2005	58
Bijlage 6	Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen buisdrainage 2004-2007	61
Bijlage 7	Drogestofopbrengst gras	64
Bijlage 8	Stikstofopbrengst gras	65
Bijlage 9	Botanische samenstelling	66
Literatuur	68

1 Inleiding

Maaiveldaling op veengrond door veenafbraak is onlosmakelijk verbonden met agrarisch gebruik van de bodem. Veenafbraak kan alleen worden gestopt wanneer veengrond permanent plas-dras gezet wordt. Dit zou het einde van de landbouw betekenen, maar ook het einde voor de weidevogels en het einde voor het in standhouden van het cultuurlandschap. Om op veengrond rendabel te kunnen boeren, zonder vergoeding voor natuur- of weidevogelbeheer, is in het westelijke veenweidegebied (grote slootdichtheid) een minimale drooglegging van ongeveer 60 cm –maaiveld vereist. De maatschappelijke druk wordt in dit gebied echter steeds groter om slootpeilen te verhogen ten einde de maaiveldaling te verminderen. De veenafbraak is grotendeels een aeroob proces en wordt voornamelijk verminderd door te voorkomen dat de zomergrondwaterstand te ver uitzakt (Van den Akker, 2005, Van den Akker et al, 2007, Hoving en Van den Akker, 2005). Veenafbraak is namelijk een sterk temperatuurgestuurd proces, waardoor gemiddeld ruim 80% van de zakking in het zomerhalfjaar plaatsvindt. Met het verhogen van slootpeilen wordt verlaging van de grondwaterstand in de zomer weliswaar vertraagd, maar zeker in droge zomers worden lage grondwaterstanden niet voorkomen. Oorzaak hiervan is de hoge infiltratieweerstand in veensloten. Daarnaast leidt een hoger peil tijdens een neerslagoverschot of een neerslagpiek tot verminderde drainage van de veenbodem met als gevolg onvoldoende draagkracht van de graszode, waarmee de risico's op onvoldoende productievoorwaarden sterk toenemen. Het verhogen van het slootpeil is daarom niet een ultieme oplossing voor de zakkingproblematiek.

Een mogelijke maatregel om de positieve effecten (toename infiltratie) van het opzetten van het slootpeil te bevorderen en de negatieve effecten (afname drainage) te onderdrukken, is het aanbrengen van 'onderwaterdrains': gesloten drains (drainagebuizen of moldrainage) in de permanent verzadigde zone van het veenprofiel. Het te verwachten effect van deze maatregel is een sterke nivellering van het grondwaterstandverloop door het jaar, met de gewenste verhoging in de zomer en verlaging in de winter van de grondwaterstand. In het meest gunstige geval kunnen onderwaterdrains het opzetten van het (zomer)peil, voor het voldoende verhogen van de zomergrondwaterstand, overbodig maken. Op Praktijkcentrum Zegveld worden twee slootpeilen gehandhaafd; een relatief hoog peil van 15 à 20 cm –mv en een lager peil van 55 cm –mv. De zakking is op het Praktijkcentrum bij het hoge slootpeil 4 à 5 mm/jaar en bij het lage slootpeil 10 à 12 mm/jaar (Van den Akker en Beuving, 1996, Beuving en Van den Akker, 1996). De vraag is of met onderwaterdrains dezelfde mate van daling (en zo mogelijk minder) gerealiseerd kan worden als bij het hoge slootpeil. Bijkomend voordeel van de hogere grondwaterstanden is dat dit in de zomer verdroging tegengaat en daarmee de grasgroei kan bevorderen. Ten tijde van een neerslagoverschot kan water via dezelfde drains ook worden afgevoerd, waardoor het land sneller begaanbaar is. Daarbij wordt oppervlakkige afvoer van water via greppels verminderd. De door onderwaterdrains te verwachten verandering van de waterhuishouding heeft wellicht ook consequenties voor de waterkwaliteit en de hoeveelheid waterberging.

Op Praktijkcentrum Zegveld zijn in het najaar van 2003 op proefpercelen onderwaterdrains aangelegd om op een betrouwbare manier het effect van onderwaterdrains op de hydrologie van de bodem en de grasproductie te kunnen bepalen. De doelstelling van het onderzoek was om te zien of infiltratie van slootwater door middel van drainage een goede mogelijkheid is om zakking van veengrond te beperken met behoud van een rendabele melkveehouderij. Het onderzoek heeft gelopen van 2004 tot en met 2007. We hebben ons daarbij de volgende onderzoeksvragen gesteld:

- Hoe groot is de invloed op de grondwaterstand?
- Wordt de grasproductie beïnvloed?
- Is de methode van draineren van invloed?
- Vermindert de maaiveldaling?
- Hoe groot is de invloed van de drainafstand?
- Hoe groot is de invloed van het slootpeil?
- Hoe duurzaam zijn de drains?
- Wat zijn de consequenties voor waterkwaliteit en de hoeveelheid waterberging?

In dit rapport ligt de nadruk op de invloed van onderwaterdrains op het verloop van de grondwaterstanden en op de grasproductie. We hebben ons hierbij voornamelijk gericht op het aantonen van verschillen tussen de onderzoeksobjecten en niet op het verklaren van verschillen. In aanvullende rapportages van Alterra wordt dieper op de hydrologische achtergronden ingegaan (Pleijter en Van den Akker, 2009). De maaiveldhoogte is frequent gemeten, maar de onderzoeksperiode van vijf jaar was te kort om concrete uitspraken te doen over het effect van onderwaterdrains op de maaiveldaling. Dit geldt ook voor de duurzaamheid van de drains. In 2005 is voor het project 'Waarheen met het veen' (<http://www.waarheenmethetveen.nl>) het experiment uitgebreid door ook het effect van onderwaterdrains op de waterkwaliteit vast te stellen. Daarbij is door Jansen et al. (2007) is een scenariostudie uitgevoerd naar de effecten van vier waterpeilstrategieën op de gebiedswaterhuishouding, waaronder toepassing van onderwaterdrains, in het gebied rond Zegveld.

2 Materiaal en methoden

2.1 Bodemkarakteristiek Zegveld

De bodemgesteldheid van de proeflocatie Zegveld wordt globaal weergegeven op de Bodemkaart van Nederland, schaal 1:50 000 (Blad 32 West Utrecht) en op de bodemkaart veengebieden provincie Utrecht, schaal 1:25 000 (Stouthamer et al, 2008). De bodem bestaat hoofdzakelijk uit matig voedselrijke broekveengronden, met een kleiige moerige bovengrond. In de ondergrond komen veel houtresten in de vorm van boomstobben en takken (kienhout) voor. De bodemopbouw in Zegveld is in detail beschreven in een profielkuil die op perceel 2 is gegraven. In tabel 1 staat de beschrijving van de bodemopbouw weergegeven. Het veenpakket (Formatie van Nieuwkoop) is circa 6 meter dik; daaronder liggen pleistocene zandafzettingen (Pleijter en Van den Akker, 2007).

Tabel 1 Profielbeschrijving van perceel 2 op Praktijkcentrum Zegveld (Uit: Pleijter en Van den Akker, 2007)


	Horizont	Diepte		Org. stof %	<2 um %	Omschrijving
		Begin	Eind			
	1 Ah	0	15	35	22	Donkerbruin grijs kleig veen, met enkele zandkorreltjes en roestvlekken
	2Cw	15	24	35	22	Zwart, veraard, kleig veen
	2 Cu	24	57	55		Grotendeels veraard, zwart zeggeveen
	2 Cr	57	80	65		Bruin, gereduceerd, mesotroof broekveen, veel houtresten
	2 Cr	80	120	75		Roodbruin gereduceerd mesotroof broekveen

Foto van het bodemprofiel op perceel 2 in Zegveld Koopveengrond in mesotroof broekveen (kaartenheid hVb op Bodemkaart van Nederland, schaal 1:50 000). Foto: Gert Peek (Wageningen-UR).

2.2 Grondwaterstand en maaiveld daling

Het slootpeil, de vochttoestand van de bovengrond en de grondwaterstand zijn nauw aan elkaar gerelateerd. Daarbij is de grondwaterstand een resultante van de aan- of afvoer van water in de bovengrond (neerslag en verdamping) en de toe- of afvoer van water uit de sloot. De stromingsweerstand in de bodem en de sloot(kant)weerstand bepalen hoe snel de grondwaterstand en het slootpeil op elkaar reageren. In veengronden zijn de weerstanden relatief groot. Tijdens een neerslagoverschot is de grondwaterstand hoger dan het slootpeil, voornamelijk door een hoge stromingsweerstand. Bij hoge slootpeilen komt de grondwaterstand dan gemakkelijk tot in het maaiveld. Tijdens een neerslagtekort (=verdampingoverschot) zakt de grondwaterstand onder het slootpeil, voornamelijk door een hoge intreeweerstand van sloten.

Door het opbollen en uitzakken van de grondwaterstanden afhankelijk van het slootpeil en het neerslagpatroon zijn gemiddeld over de jaren heen de grondwaterstanden in de winter relatief hoog en in de zomer relatief laag. Bij een hoog slootpeil (drooglegging circa 30 cm) kan de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) nog gemakkelijk 60 cm –mv zijn. Bij een onderbemaling (drooglegging ca 60 cm) is de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) ongeveer 75 cm –mv. Door Van den Akker et al., 2007 zijn op basis van langjarige monitoring van maaiveld daling, grondwaterstanden en slootpeilen de relaties tussen maaiveld dalingen (in mm) en het slootpeil en grondwaterstanden (in m -mv) bepaald:

Bij veengronden *zonder* kleidek:

$$\text{Maaiveld daling per jaar} = 34,188 \text{ GLG8} - 17,15 \quad (1)$$

$$\text{Maaiveld daling per jaar} = 23,537 \text{ GLG} - 6,68 \quad (2)$$

$$\text{Maaiveld daling per jaar} = 24,965 \text{ GWSzomer} - 3,44 \quad (3)$$

$$\text{Maaiveld daling per jaar} = 15,455 \text{ Slootpeil} + 2,75 \quad (4)$$

Bij veengronden **met** kleidek (< 40 cm):

$$\text{Maaiveld daling per jaar} = 34,188 \text{ GLG8} - 19,39 \quad (5)$$

$$\text{Maaiveld daling per jaar} = 23,537 \text{ GLG} - 10,47 \quad (6)$$

$$\text{Maaiveld daling per jaar} = 24,965 \text{ GWSzomer} - 7,79 \quad (7)$$

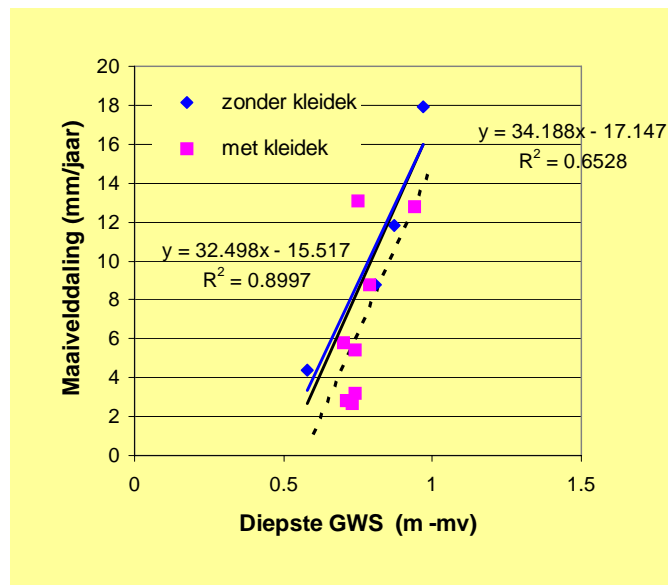
$$\text{Maaiveld daling per jaar} = 15,455 \text{ Slootpeil} - 3,53 \quad (8)$$

Waarin:

- GLG8 = het gemiddelde van de drie diepste grondwaterstanden in een meetreeks van 8 jaar met tweewekelijkse metingen.
- GLG = Gemiddeld Laagste Grondwaterstand
- GWSzomer = het gemiddelde van de zomergrondwaterstanden (1 april – 30 september)

De GLG8 is geïntroduceerd omdat blijkt dat diepe grondwaterstanden die af en toe in een langere reeks van jaren optreden, een onevenredig grote invloed op de maaiveld daling hebben. De achtergrond daarvan is dat dan “vers” veen wordt aangesneden, die dan flink kan krimpen. Bovendien ontstaan diepe krimp scheuren in het veen, waardoor aanvoer van zuurstof niet limiterend meer is voor de afbraak van het veen tot diep in het profiel. In figuur 1 is de relatie weergegeven tussen het gemiddelde van de drie diepste grondwaterstanden in een reeks van 8 jaar (de GLG8) en de maaiveld daling voor veengronden met en zonder kleidek.

Figuur 1 Relatie tussen het gemiddelde van de drie diepste grondwaterstanden in een reeks van 8 jaar (de GLG8) en de maaiveld daling. Gegeven zijn regressielijnen voor veengronden zonder kleidek (blauw) en veengronden met en zonder kleidek (zwarte streeplijn en respectievelijk zwarte lijn). De streeplijn stelt de regressielijn voor van veen met een kleidek (< 40 cm). Deze ligt 2,2 mm lager dan de regressielijn voor veen zonder kleilaag (van den Akker et al., 2007).

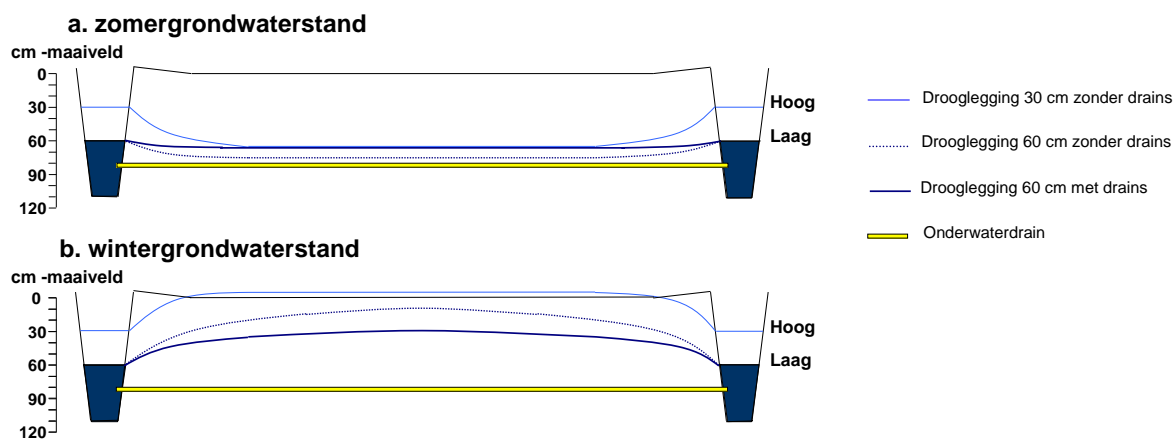


Uit een beschouwing van de vergelijkingen 1 t/m 8 en figuur 1 blijkt duidelijk dat een verhoging van het slootpeil met bijvoorbeeld 0,1 meter resulteert in een beperking van de maaiveldddaling met circa 1,5 mm. Weet men echter de diepste grondwaterstand te verhogen met 0,1 meter, dan wordt de maaiveldddaling met 3,4 mm per jaar verminderd. Kan men er op een of andere manier voor zorgen dat de diepste grondwaterstand GLG8 niet onder de 60 cm –mv komt, dan volgt uit figuur 1 dat de maaiveldddaling onder de 4 mm per jaar blijft. Om door peilverhoging de maaiveldddaling bij veengrond zonder mineraal dek tot 4 mm per jaar te beperken zou het slootpeil op 10 tot 15 cm –mv moeten worden gebracht. Daardoor neemt echter de draagkracht en graskwaliteit af en wordt een rendabele landbouw onmogelijk. Slootpeilverhoging is daarom een onaantrekkelijke oplossing voor de maaiveldddalingproblematiek. Bevorderen van de infiltratie van slootwater en daarmee verhogen van de grondwaterstand is zodoende een veel aantrekkelijker maatregel.

2.3 Onderwaterdrains en relatie slootpeil - grondwaterstand

Een mogelijke maatregel om de positieve effecten (toename infiltratie) van het opzetten van het slootpeil te bevorderen en de negatieve effecten (afname drainage) te onderdrukken, is het aanbrengen van 'onderwaterdrains': gesloten drains in de permanent verzadigde zone van het veenprofiel. In figuur 2 is in een dwarsdoorsnede van een perceel de wintergrondwaterstand en de zomergrondwaterstand ten opzichte van het slootpeil weergegeven. Het te verwachten effect van deze maatregel is een sterke nivellering van het grondwaterstandverloop door het jaar, met de gewenste verhoging in de zomer en verlaging in de winter van de grondwaterstand. In het meest gunstige geval kunnen onderwaterdrains het opzetten van het (zomer)peil, voor het voldoende verhogen van de zomergrondwaterstand, overbodig maken. De vraag is of met 'onderwaterdrains' dezelfde mate van daling (en zo mogelijk minder) gerealiseerd kan worden als bij het hoge slootpeil. Bijkomend voordeel van de hogere grondwaterstanden is dat dit in de zomer verdroging tegengaat en daarmee de grasgroei kan bevorderen. Ten tijde van een neerslagoverschot kan water via dezelfde drains ook worden afgevoerd, waardoor het land sneller begaanbaar is. Daarbij wordt oppervlakkige afvoer van water via greppels verminderd. De door 'onderwaterdrains' te verwachten verandering van de waterhuishouding heeft wellicht ook consequenties voor de waterkwaliteit en de hoeveelheid waterberging.

Figuur 2 Dwarsdoorsnede van een perceel en belendende sloten met zomergrondwaterstand (a) en de wintergrondwaterstand (b) ten opzichte van de slootpeilen 30 en 60 cm –maaiveld, respectievelijk aangeduid met 'hoog' en 'laag' en het nivellerende effect van onderwaterdrains (bij een slootpeil van 60 cm – maaiveld) op de grondwaterstand; de zomer grondwaterstand wordt verhoogd (tot circa grondwaterstand bij hoog peil) en de wintergrondwaterstand wordt verlaagd.



2.4 Proefopzet

In het najaar van 2003 is op vier proefpercelen drainage aangebracht. We hebben twee typen drains onderzocht, namelijk vaste buisdrains met een PPE-omhulling en eenvoudige moldrains (zie figuur 3). De moldrains werden zonder buismateriaal als een soort mollengang met een kegel in de grond getrokken. De drains lagen loodrecht op de perceelssloten in de breederichting van de proefpercelen. De vaste buisdrains werden in de grond gebracht met een kettinggraver, de diepte werd bepaald met laserapparatuur. Deze drains werden horizontaal gelegd (geen afschot). De moldrains hadden echter een vaste afstand tot het maaiveld, met als risico dat de drains minder goed functioneren door insluiting van lucht door een holle ligging.

Figuur 3 Links: aanleg buisdrains met een kleine kettinggraver. Midden: het werktuig waarmee moldrains getrokken werden. Rechts: detail van het moldrainwerktuig, een mes dat door de bodem snijdt met aan de onderkant een kegel die de feitelijke moldrain vormt. Alleen in de slootkant werd de moldrain verstevigd met een pvc-buis.



De drainvakken werden zodanig breed gekozen (minimaal 20 meter breed) dat binnen de vakken een ‘steady state’ verwacht mocht worden voor wat betreft de grondwaterstand en de vochthuishouding van de bovengrond. Gebruikelijk is in veldproeven dat de behandelingen door loting aan veldjes worden toegewezen. Voor dit onderzoek was dit niet mogelijk, omdat grote aaneengesloten vlakken nodig waren om met drainage het gewenste effect te krijgen. De vier relatief lange smalle percelen (karakteristiek voor het veenweidegebied) zijn daarom in de lengterichting in vakken verdeeld en in de lengterichting zijn op drie lijnen peilbuizen geplaatst, waar meerdere keren in het jaar de grondwaterstand ten opzichte van het maaiveld is gemeten. Het veldexperiment moest antwoord geven op de vraag of drainage, zowel wat betreft type (buis en mol) als drainafstand en afstand tot de sloot, van invloed is op het verloop van de grondwaterstand. De plaatsing van de objecten is niet geloot, omdat aangenomen is dat de variatie in de ondergrond random is. Per proefperceel lag in de lengterichting op de ene helft de vaste drainage en de andere helft de moldrainage. Om de beschikbare ruimte zo goed mogelijk te benutten werden de drainvakken tegen elkaar geplaatst waarbij vanaf de kopeinden van de percelen de drainafstand is geïntensiveerd, in respectievelijk de drainvakken blanco, 12, 8 en 4 meter. De drainvakken van 4 meter van beide drainagesystemen liggen zodoende naast elkaar met daartussen een bufferstrook van eveneens 4 meter. Zie voor de proefopzet bijlage 1.

Behandelingen

- Hoog slootpeil (15 à 20 cm –mv) en laag slootpeil (55 cm –mv)
- Geen drains (blanco), buisdrains en moldrains. De drains lagen ongeveer 20 à 30 cm beneden het slootpeil
- Drainafstand: 4, 8 en 12 m

Subbehandeling

- Stikstofbemesting: praktijkniveau (N1) en geen stikstofbemesting (N0)

Herhalingen

Twee praktijkpercelen per slootpeilniveau waarop de behandelingen zijn aangelegd.

2.5 Teelt en bemesting

Voor de N1 velden werd een stikstofbemestingniveau gehanteerd van 225 kg N per ha. De N0-velden kregen geen stikstof (N) toegediend. De bemestingshoeveelheden N, P2O5 en K2O staan in tabel 2. De overige perceelsoppervlakte werd bemest conform de praktijk met zowel drijfmest als kunstmest.

Tabel 2 Bemestingshoeveelheden N, P2O5 en K2O per snede (maximaal 5 giften) en totaal

Snede	1	2	3	4	5	totaal
N (kg per ha)	80	50	35	30	30	225
P ₂ O ₅ (kg per ha)	45	30	30	30	25	160
K ₂ O (kg per ha)	100	100	100	100	100	500

2.6 Waarnemingen

Grondwaterstanden

De grondwaterstanden werden tweewekelijks opgenomen volgens het schema in bijlage 1, tegelijkertijd met het nemen van grondmonsters voor het bepalen van de vochthuishouding. Het meten van de grondwaterstanden van de objecten met moldrains werd per januari 2006 gestaakt, omdat moldrains landbouwkundig niet interessant bleken door de voornamelijk vernattende werking.

Vochthuishouding

Op de objecten blanco en buisdrainage 4, 8 en 12 m werden per object frequent grondmonsters genomen van de bodem, waarvan het volumepercentage vocht bepaald werd, om de vochtvoorraad vast te stellen. Het bemonsteringsschema was als volgt:

Tweemaal per maand (tegelijkertijd met het opnemen van de grondwaterstanden) per object werd een mengmonster, bestaande uit tien steken, genomen in het midden tussen de drains (= vier objecten per perceel x vier percelen = 16 objecten per keer) van een of meerdere lagen. Het volgende onderscheid in bemonsteringsperioden werd gemaakt, naar aanleiding van de grondwaterkarakteristiek:

- in winterperiode (november-februari): alleen 0-20 cm
- in voor- en najaar (maart-april en september-oktober): 0-20 cm bij hoog peil; 0-20 en 20-40 cm bij laag peil
- in zomerperiode (mei-augustus): 0-20 en 20-40 cm bij hoog peil; 0-20 en 20-40 en 40-60 cm bij laag peil

Deze informatie is nodig voor de hydrologische modellering, maar wordt in dit rapport verder niet beschreven.

Draagkracht

De draagkracht is vanuit kostenoverwegingen alleen in 2004 gemeten. Op het zelfde moment dat er grondmonsters werden genomen (volumepercentage vocht), is de draagkracht gemeten. De draagkrachtmetingen geven zicht op het aantal dagen met voldoende draagkracht afhankelijk van onderwaterdrains. De draagkrachtgrenzen voor beweiding 600 kPa (6 kgf.cm²) en voor berijding 500 kPa (5 kgf.cm²) zijn gemeten met een conus met een oppervlakte van de doorsnede van 5 cm² en een tophoek van 60 graden. Per perceel is eenmaal per week steeds op een blok zonder drains, op een blok met drains om de 4 meter en een blok met drains om de 12 meter de draagkracht gemeten. Per blok zijn tien metingen verricht.

Maaiveldaling

Voor het bepalen van verschil in maaiveldaling tussen de verschillende objecten zijn eind 2003 en begin 2004 zakplaatjes en vaste punten (stalen staaf tot op het vaste zand) geplaatst. De hoogte van de zakplaatjes werd gemeten ten opzichte van de vaste referentiepunten. Deze wijze van hoogtemeten is een geëigende methode van Alterra (Pleijter en Van den Akker, 2007).

De hoogtemetingen werden twee keer per jaar uitgevoerd: in april/mei en in september/oktober. In mei werd de maaiveldhoogte gemeten in dwarsraaien. Deze dwarsraaien liepen halverwege tussen de drains. Tegelijkertijd met het meten van de maaiveldhoogte werd de bovenkant van de peilbuizen gemeten. Zowel het plaatsen van de zakplaatjes en vaste punten als de hoogtemetingen werden uitgevoerd door medewerkers van Alterra.

De hoogtemetingen geven een eerste indruk van de maaiveldaling. Met het nodige voorbehoud worden de resultaten in dit rapport gerapporteerd. In 2009 zal in een rapportage van resultaten uit het project 'Waarheen met het veen' de hoogtemetingen gerapporteerd worden over een periode van dan 6 jaar (inclusief voorjaar 2009).

Grasopbrengsten

Voor het bepalen van de grasopbrengst werden per proefperceel op het ongedraineerde gedeelte (blanco) en op het object buisdrainage drainafstand 8 m (in 2004 op alle objecten) maaiveldjes aangelegd met elk acht maaistroken. Van deze acht stroken werden vier wel bemest met stikstof (N1) en vier niet bemest met stikstof (N0). Alle stroken werden met fosfaat en kali bemest, zodat verschillen in opbrengsten zijn toe te schrijven aan een verschil in stikstofbemesting. De eerste snede werd gemaaid bij een opbrengstniveau van 3000-3500 kg drogestof per ha. De daarop volgende sneden werden vervolgens om de 5 weken gemaaid met een Haldrup proefveldmaaier (werkbreedte 1,50 m, lengte strook 6 à 9 m). Voor het bepalen van het drogestofgehalte van het gemaaid gras werden representatieve monsters gestoken die vers zijn gewogen en droog werden teruggewogen na drogen bij 105 °C. Na de eerste snede werd het gedeelte buiten de opbrengststroken ook beweide, waarbij vertrapping van de zode nadrukkelijk werd voorkomen door alleen te weiden bij voldoende draagkracht van de graszode.

Botanische samenstelling

Van de objecten blanco en buisdrainage 8 m is in het voorjaar tijdens de groei van de eerste snede het gras per object botanisch gekarteerd om te zien of de botanische samenstelling op de blanco zich anders ontwikkelde dan op de objecten met onderwaterdrains. Dit bleek niet het geval en de resultaten zijn zodoende niet van invloed geweest op de opbrengsten. De resultaten staan in bijlage 9, waarbij in tabel 1 de resultaten van de percelen 2 en 3 (laag peil) en waarbij in tabel 2 de resultaten staan van de percelen 11 en 13 (hoog peil). Bij het lage peil was het aandeel Engels raai (landbouwkundig zeer gewaardeerde grassoort) op perceel 2 aanmerkelijk lager dan op perceel 3. Dit komt omdat de graszode recent voor de start van de proef was vernieuwd. In de loop van de proef daalde het aandeel Engels raai op dit perceel en nam het aandeel minder goed gewaardeerde grassoorten toe, echter er was geen verschil in ontwikkeling van de botanische samenstelling tussen het ongedraineerde object en het object onderwaterdrainage 8m. Ook op perceel 2 en op de percelen 11 en 13 met het hoge slootpeil werd geen verschil gevonden in ontwikkeling van de botanische samenstelling.

2.7 Neerslag

De grondwaterpeilen worden bepaald door de neerslag en de gewasverdamping. Bij een neerslagoverschot zijn de peilen relatief hoog en bij een verdampingsoverschot zijn de peilen relatief laag. De neerslagsommen per kwartaal en per jaar, afkomstig van het KNMI- neerslagstation Zegveld, staan in tabel 3. Van deze locatie zijn geen verdampingsgegevens bekend. Met de verdampingscijfers kan het potentieel neerslagtekort worden berekend. Het werkelijk neerslagtekort kan hier nog behoorlijk van afwijken, omdat het neerslagpatroon ook een rol speelt. In deze rapportage hebben we ons voornamelijk gericht op het aantonen van verschillen tussen objecten en niet op het verklaren van het grondwaterstandverloop per object. Daarom hebben we verder geen gebruik gemaakt van neerslag- en verdampingsgegevens.

Tabel 3 Totale neerslag per kwartaal en per jaar in mm, gemeten op het KNMI- neerslagstation Zegveld.
Winter: januari – maart, lente: april – juni, zomer: juli – september en herfst: oktober – december

	2004	2005	2006	2007	2008
Totaal	889	852	833	1064	
Winter	256	161	126	221	172
Lente	114	154	203	218	
Zomer	365	333	267	457	
Herfst	192	183	229	172	
Apr-okt	494	494	409	673	

2.8 Statistiek

Voor een betrouwbare vergelijking van de grondwaterstanden en de grasopbrengsten tussen de verschillende onderzoeksobjecten zijn de resultaten gemodelleerd en vervolgens statistisch getoetst. Voor de grondwaterstanden is uitgegaan van een cyclisch verloop binnen een jaar, aangezien gemiddeld de grondwaterstanden in de winter relatief hoog en in de zomer relatief laag zijn. Uitgegaan is van een sinusoïde verloop. Dit is weliswaar een sterke versimpeling van de werkelijkheid, maar maakt het mogelijk om in grote lijn het verschil in grondwaterstandverloop tot uitdrukking te brengen en te toetsen. Voor de grasopbrengsten is uitgegaan van een lineair model.

2.8.1 Verloop grondwaterstanden

Het verloop van de grondwaterstand $Z(t)$ volgt per buis een sinusoïde met de volgende formule:

$$Z(t) = Nivo + Amplitude * \cos\left(\frac{2\pi(t - Phase)}{365}\right)$$

Het Nivo is de gemiddelde grondwaterstand, de Amplitude de maximale stijging en daling en de Phase is de tijdsperiode tussen twee momenten waarop de grondwaterstand maximaal of minimaal is. Gemiddeld over een lange periode (meerdere decennia) is de Phase ongeveer 365 dagen. Als parameter in de functie is de Phase essentieel, maar heeft waterhuishoudkundig geen betekenis.

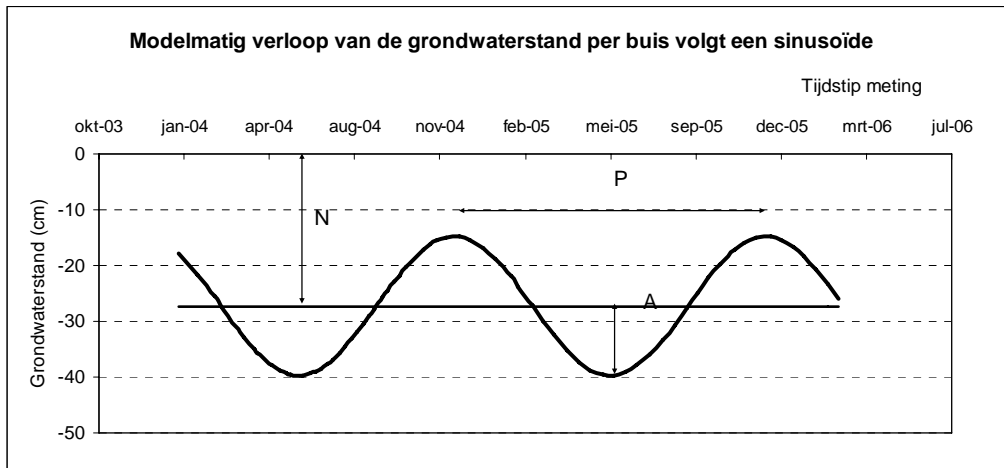
In enkele gevallen steeg het grondwater tot aan het maaiveld (plasmvorming), daarom is de uiteindelijke formule voor de grondwaterstand $Z^+(t)$ als volgt:

$$Z^+(t) = Z(t)I_{Z(t)<0}$$

De indicatorfunctie $I_{Z(t)<0}$ zorgt ervoor dat de grondwaterstand altijd kleiner of gelijk aan 0 is.

Ter illustratie staat in figuur 4 een modelmatige weergave van het verloop van de grondwaterstand per peilbuis volgens een sinusoïde model met daarin aangegeven het Nivo (N), de Amplitude (A) en de Phase (P).

Figuur 4 Modelmatig verloop van de grondwaterstand per peilbuis volgens een sinusoïde model met N) het niveau van de gemiddelde grondwaterstand, A) de amplitude; de maximale stijging en daling van de grondwaterstand en P) de fase; de periode tussen de tijdstippen waarop de grondwaterstand maximaal of minimaal is



De analyse is in twee fasen uitgevoerd. In de eerste fase zijn de parameters Niveau, Amplitude en Phase per buis geschat met FITNONLINEAR in Genstat. De parameterschattingen vormden de variabelen in de nieuwe dataset en zijn vervolgens (tweede fase) in Genstat met REML per perceel per variabele geanalyseerd volgens het model:

$$Variabele = \mu + \alpha_{Type} + \beta_{Afstand} + \gamma_{Rij} + Interacties + \varepsilon(x, y)$$

Getoetst zijn de hoofdeffecten en interacties t/m 3^e orde. Niet significante termen ($P > 0,05$) zijn uit het model weggelaten. De restterm bestaat uit afhankelijke residuen, waarbij de correlatie afhankelijk is van de afstand tussen de peilbuizen.

2.8.2 Grasopbrengst

Met behulp van een REML-model (Genstat 6 Committee, 2002) zijn de drogestofopbrengst en de stikstofopbrengst op jaarbasis geanalyseerd. Het model is gecorrigeerd voor random invloeden van drainage, stikstofniveau, slootpeil en jaarafhankelijke effecten. In het fixed model zijn de behandelingseffecten getoetst (inclusief de interactie met de locatie). Het model voor zowel drogestof- als stikstofopbrengst was als volgt:

$$Y = \mu_{ijk} + \beta_l + \delta_{il} + \varepsilon_m + \varepsilon_{im} + \varepsilon_{lm} + \varepsilon_{imn} + \varepsilon_{ilm} + \varepsilon_{imno} + \varepsilon_{jlmn} + \varepsilon_{jkl} + \varepsilon_{ilmno}$$

Met:

Y : responsvariabele, in dit geval drogestof- als stikstofopbrengst in kg/ha

μ_{ijk} : gemiddelde waarde bij behandeling drainbehandeling i , stikstofbemesting j en slootpeilniveau k ,

β_l : effect van kalenderjaar l .

δ_{il} : effect van drainbehandeling i per kalenderjaar l .

$\underline{\varepsilon}_{m,im,lm,imn,ilm,imno,ilmn,jkl,ilmno}$: Randomeffecten van respectievelijk perceel, drainplot binnen perceel, blok binnen drainplot binnen perceel, veldje binnen blok binnen drainplot binnen perceel en alle interactietermen daarvan met kalenderjaar. Voor alle randomeffecten geldt dat de effecten een normale verdeling volgen met een gemiddelde van 0 en een spreiding σ : $\underline{\varepsilon}_{.} \sim N(0, \sigma^2)$.

3 Resultaten

3.1 Slooppeil en drooglegging percelen

Voor het bepalen van de gemiddelde drooglegging per perceel per behandeling is het verschil bepaald tussen het gemiddelde slooppeil (cm-NAP) en de bovenkant van de peilbuizen (cm-NAP). In tabel 4 staat de drooglegging per behandeling per perceel. Landbouwkundig is minimaal een drooglegging van 60 cm –mv gewenst. Ten opzichte van dit gewenste niveau was de drooglegging van de percelen 2 en 3 beperkt en was de drooglegging van de percelen 11 en 13 zeer gering.

Tabel 4 Drooglegging (cm) per behandeling blanco, moldrains, buisdrains en drainafstand per perceel

Perceel	Blanco		Drainafstand			Gemiddeld
			4 m	8 m	12 m	
2	52	Mol	56	56	59	57
		Buis	52	50	51	51
3	53	Mol	49	50	56	51
		Buis	48	51	51	50
11	21	Mol	21	21	23	22
		Buis	21	22	21	21
13	12	Mol	14	12	13	13
		Buis	17	17	18	17

De drooglegging verschilt tussen percelen 2 en 3 (laag peil) relatief weinig. Voor perceel 2 is de drooglegging van de moldrainobjecten gemiddeld groter dan die van de blanco. De drooglegging van de buisdrainobjecten is wel nagenoeg gelijk aan die van de blanco. Bij het hoge peil is de drooglegging van perceel 11 groter dan van perceel 13. Binnen perceel 13 hebben de objecten met buisdrains een grotere drooglegging dan de objecten met moldrains.

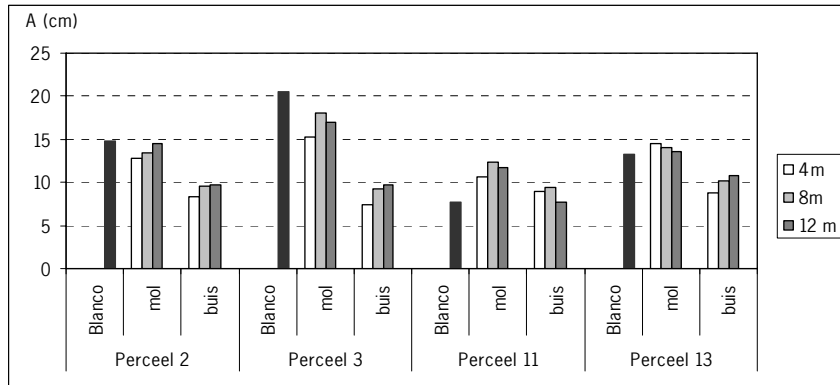
3.2 Analyse modelparameters grondwaterstanden

De schattingen voor de parameters Amplitude (A), Nivo (N) en Phase (P) zoals die in Genstat met REML per perceel, per object en per raai geschat zijn (fase 2 van de analyse) staan in bijlage 2. Daarbij is onderscheid gemaakt tussen een toetsing inclusief moldrains voor de periode 2004-2005 (tabellen 1-3) en exclusief moldrains voor de periode 2004-2007 (tabellen 4-6). Van de hoofdeffecten en de interacties tot en met de 3^e orde (Term) zijn de P-waarden weergegeven. Bij $P > 0,05$ is het effect van een term significant.

Amplitude

In figuur 5 is de statistische schatting van de amplitude (A) in cm per behandeling (blanco, moldrains, buisdrains en drainafstand 4, 8 en 12 m) per perceel voor de middenraai weergegeven, gemiddeld over de jaren 2004 – 2005. Wanneer onderwaterdrains goed functioneren versnelt de aan- en afvoer van water ten opzichte van de situatie zonder drains (blanco), waardoor de amplitude (maximale stijging en daling van de grondwaterstand) naar verwachting kleiner wordt. Bij toepassing van buisdrains op de percelen 2, 3 en 13 bleek de amplitude inderdaad significant kleiner te zijn dan die van de blanco, zowel voor de periode 2004-2005 als de periode 2004-2007. Daarbij waren in de periode 2004 en 2005 de amplitudes bij een drainafstand van 4 m (mol- en buisdrains) significant kleiner dan die bij de drainafstanden van 8 en 12 m. Het verschil in amplitudes tussen de afstanden 8 en 12 m was gering. In de periode 2004-2007 (buisdrains) was alleen voor perceel 2 de amplitude significant kleiner bij een geringere drainafstand. Het toepassen van moldrains had op de percelen 2, 3 en 13 geen verlagend effect op de amplitude, uitgezonderd op de middenraai van perceel 3. Daarentegen waren op perceel 11 de schattingen voor de amplitude bij de moldrains significant groter en die bij de buisdrains vergelijkbaar of groter (niet significant) dan de amplitude van de blanco. Door het 'opbollen' en het uitzakken van de grondwaterstand tussen sloten, zoals in paragraaf 2.1 is beschreven, was de verwachting dat in het midden van de percelen het effect op de amplitude groter was dan op de buitenraaien. Voor de percelen 11 en 13 was de amplitude op de middenraai significant hoger dan op de buitenraaien, maar voor de percelen 2 en 3 was dit niet het geval.

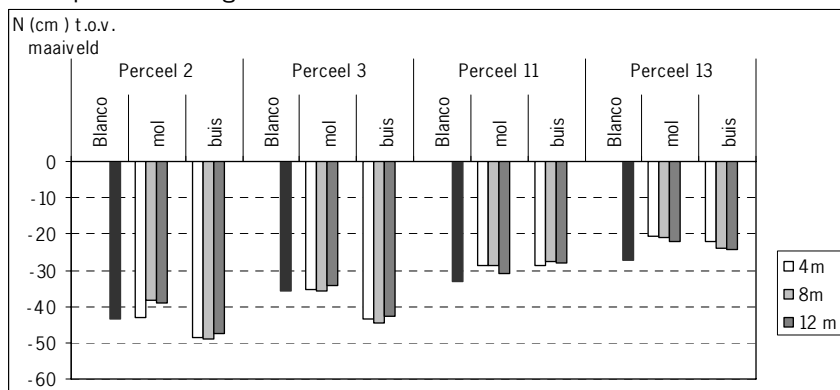
Figuur 5 Statistische schatting amplitude (A) grondwaterstandverloop per behandeling (blanco, moldrains, buisdrains en drainafstand 4, 8 en 12 m) per perceel voor de middenraai, gemiddeld over de periode 2004 – 2005. De drooglegging was van de percelen 2 en 3 ongeveer 55 cm, van perceel 11 ongeveer 20 cm en van perceel 13 ongeveer 15 cm.



Niveau

In figuur 6 is de statistische schatting van het gemiddelde niveau van het grondwaterpeil per behandeling en per perceel weergegeven gemiddeld over de periode (2004 – 2005). De analyse laat een duidelijk effect zien van onderwaterdrains op het gemiddelde niveau van het grondwaterpeil (N). Op de percelen 2 en 3 (slootpeil 55 cm - mv) waren de grondwaterstanden bij de buisdrains gemiddeld significant lager, wat duidt op een grotere drainerende werking. Bij de moldrains was op deze percelen het grondwaterpeil gemiddeld gelijk aan of beperkt hoger dan die van de blanco, waaruit blijkt dat de werking van de moldrains gering was of dat ze zelfs vernatten. Op de percelen 11 en 13 (slootpeil 15 à 20 cm -mv) waren de grondwaterstanden voor zowel de mol- als de buisdrains (al of niet significant) hoger dan die bij de blanco. Dit duidt op extra infiltratie. Het effect van drainafstand en raai is betrekkelijk klein en weinig betekenisvol al was de interactie met drain soms wel significant in de periode 2004-2005. Het effect van de buisdrains was in de periode 2004-2005 vergelijkbaar met de periode 2004-2007.

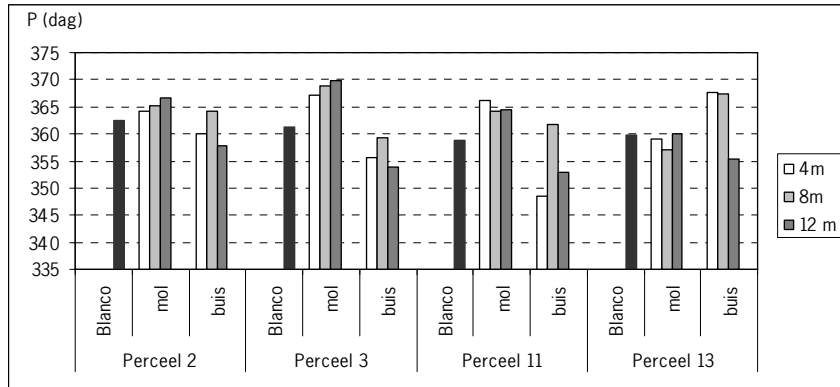
Figuur 6 Statistische schatting niveau (N) grondwaterstand per behandeling (blanco, moldrains, buisdrains en drainafstand 4, 8 en 12 m) per perceel voor de middenraai, gemiddeld over de periode 2004 – 2005. De drooglegging was van de percelen 2 en 3 ongeveer 55 cm, van perceel 11 ongeveer 20 cm en van perceel 13 ongeveer 15 cm.



Fase

In figuur 7 is de statistische schatting van de fase per behandeling en per perceel weergegeven, gemiddeld over de periode 2004 – 2005. De fase (P) geeft de gemiddelde tijdsduur in dagen weer tussen de momenten in het winter- of zomerhalfjaar dat de grondwaterstand maximaal of minimaal is. Ten opzichte van de blanco hadden de buisdrains over het algemeen een kleinere fase en de moldrains daarentegen hadden een grotere fase.

Figuur 7 Statistische schatting fase (P) grondwaterstandverloop per behandeling (blanco, moldrains, buisdrains en drainafstand 4, 8 en 12 m) per perceel voor de middenraai, gemiddeld over de periode 2004 – 2005. De drooglegging was van de percelen 2 en 3 ongeveer 55 cm, van perceel 11 ongeveer 20 cm en van perceel 13 ongeveer 15 cm.



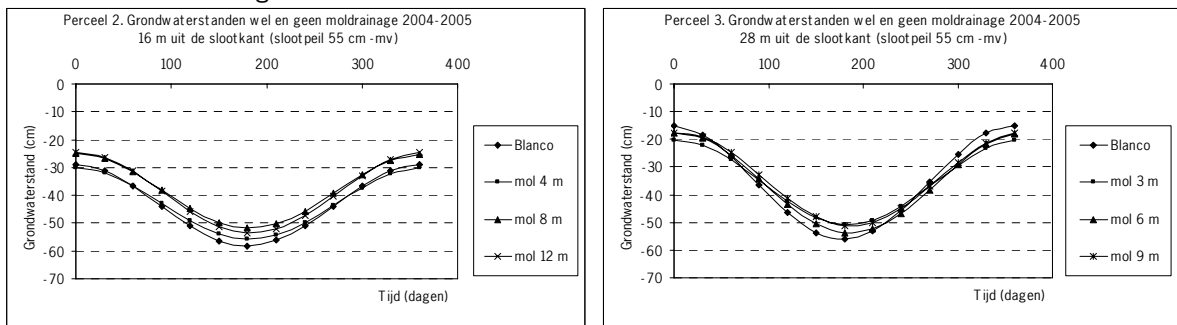
3.3 Vergelijking gefitte modellen grondwaterstanden

De gefitte modellen voor moldrainage en buisdrainage staan in figuren in respectievelijk bijlagen 3 en 4. Per proefperceel per raai zijn de modellen voor de verschillende drainafstanden en de blanco weergegeven. Op deze manier is goed te zien hoe de grondwaterstanden van de verschillende objecten zich onderling verhielden. De grondwaterstanden zijn uitgedrukt ten opzichte van het maaiveld van het betreffende object. Voor een zuivere vergelijking van de modellen zijn verschillen in maaiveldhoogte in de betreffende figuren buiten beschouwing gelaten. Verschillen in maaiveldhoogte hebben echter wel invloed op het niveau van de gefitte modellen. In de volgende paragraaf waarbij de modellen worden vergeleken met de gemeten grondwaterstanden wordt dit wel zichtbaar gemaakt.

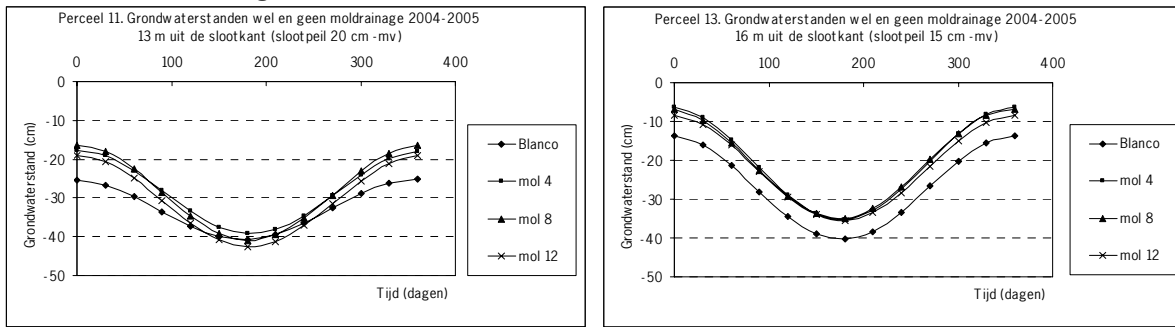
3.3.1 Moldrains

In figuren 8 en 9 zijn voor respectievelijk een laag en hoog slootpeil, voor de vier proefpercelen (middenraai) de gefitte modellen voor moldrainage en de blanco's weergegeven (2004-2005).

Figuur 8 Gefitte modellen van de grondwaterstanden voor moldrainage en de blanco voor de middenraai van de percelen 2 en 3 (slootpeil ongeveer 55 cm –mv) zonder correctie voor verschillen in maaiveldhoogte



Figuur 9 Gefitte modellen van de grondwaterstanden voor moldrainage en de blanco voor de middenraai van de percelen 11 en 13 (slootpeil respectievelijk 20 en 15 cm –mv) zonder correctie voor verschillen in maaiveldhoogte



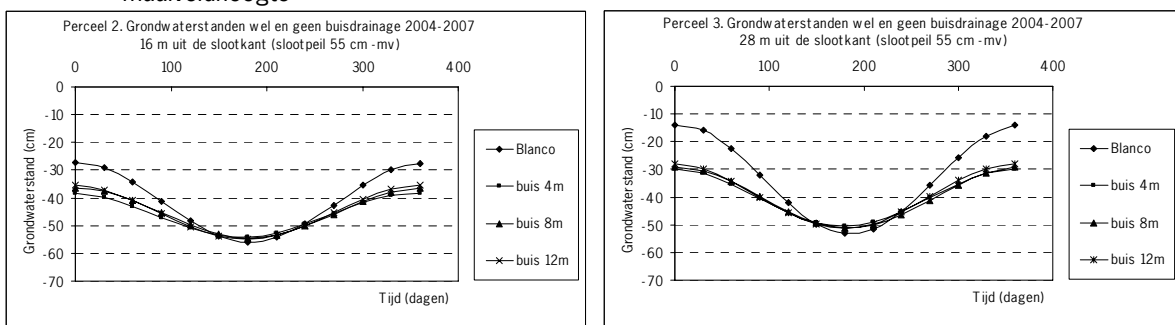
Bij het lagere peil op perceel 2 hadden de moldrains ten opzichte van de blanco voornamelijk een niveaoverschil in grondwaterstanden tot gevolg. Ondanks dat de drooglegging voor de blanco iets kleiner was (4-7 cm) dan voor de moldrainobjecten hadden de drains een vernattende werking ten opzichte van de blanco. Het verloop van de grondwaterstanden werd enigszins genivelleerd bij een drainafstand van 4 en 8 m. Het verschil in grondwaterstanden was namelijk in de winter kleiner dan in de zomer. Op perceel 3 was dit nivellerende effect duidelijk sterker, aangezien de zomergrondwaterstanden van de moldrainobjecten hoger waren dan die van de blanco en de wintergrondwaterstanden lager waren dan die van de blanco. Overigens was dit alleen op de middenraai het geval. Daarbij moeten we opmerken dat voor de moldrains de drainafstanden op perceel 3 lager waren dan op de andere percelen, namelijk 3, 6 en 9 m.

Bij het hogere peil hadden de moldrainobjecten op perceel 11 een vernattend effect in het winterhalfjaar ten opzichte van de blanco. Op perceel 13 hadden de moldrains gedurende het gehele jaar een vernattend effect, mogelijk door een geringere drooglegging van perceel 13 (15 cm –mv) ten opzichte van perceel 11 (20 cm –mv). Er was overigens voor perceel 13 geen sprake van verschil in maaiveldhoogte tussen de blanco en de moldrainobjecten, dat het niveaoverschil in grondwaterstandsverloop kan verklaren (zie tabel 4).

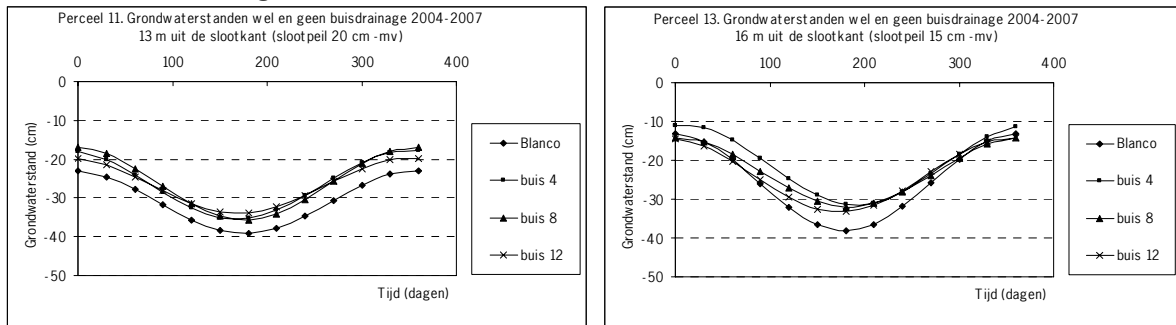
3.3.2 Buisdrains

In figuren 10 en 11 zijn voor respectievelijk een laag en hoog slootpeil, voor de vier proefpercelen (middenraai) de gefitte modellen voor buisdrainage en de blanco's weergegeven (2004-2007).

Figuur 10 Gefitte modellen van de grondwaterstanden voor buisdrainage en de blanco voor de middenraai van de percelen 2 en 3 (slootpeil ongeveer 55 cm –mv) zonder correctie voor verschillen in maaiveldhoogte



Figuur 11 Gefitte modellen van de grondwaterstanden voor buisdrainage en de blanco voor de middenraai van de percelen 11 en 13 (slootpeil respectievelijk 20 en 15 cm -mv) zonder correctie voor verschillen in maaiveldhoogte



In tegenstelling tot de moldrains laten de buisdrains bij het lagere peil een duidelijk nivellerend effect zien op het verloop van de grondwaterstanden. Daarbij was het drainerende effect beduidend groter dan het infiltrerende effect. Het effect was bij perceel 3 aanmerkelijk groter dan bij perceel 2, ondanks dat de drooglegging praktisch gelijk was (tabel 4). Op perceel 2 was het verschil tussen de drainafstanden gering, terwijl op perceel 3 het effect van drainafstand 4 m beduidend groter was dan die van 8 en 12 m. Bij het hogere peil was op perceel 11 nauwelijks effect van buisdrainage op het verloop van de grondwaterstanden, terwijl bij perceel 13 zeer duidelijk sprake was van infiltratie. Daarbij nam de infiltratie toe bij een kleinere drainafstand. De maaiveldhoogte was binnen perceel 11 voor de blanco en de drainobjecten ongeveer gelijk en de grondwaterstanden waren bij drains ongeveer 5 cm hoger dan die van de blanco. Binnen perceel 13 was het niveau van de wintergrondwaterstanden ongeveer gelijk, maar was de maaiveldhoogte van de drainobjecten ongeveer 5 cm lager dan die van de blanco. Bij een gelijk maaiveldniveau hadden de drainobjecten wellicht ook een vernattend effect gehad vergelijkbaar met perceel 11.

3.4 Vergelijking gefitte modellen met gemeten grondwaterstanden

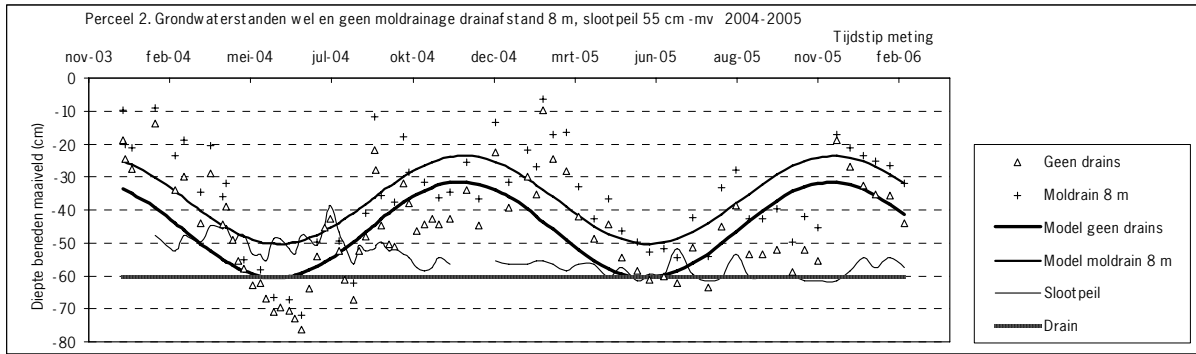
Figuren met de gefitte modellen en de gemeten grondwaterstanden voor moldrainage en buisdrainage staan respectievelijk in de bijlagen 5 en 6. Per proefperceel, per draintype, per drainafstand en de blanco zijn de gefitte modellen en de gemeten grondwaterstanden voor de middenraai weergegeven. Daarbij is het verloop van het slootpeil en de diepte van de drain weergegeven. Met de figuren wordt zichtbaar op welke momenten de verschillen in metingen tussen objecten het grootst waren (droge perioden) en hoe deze verschillen zich verhouden met de gefitte modellen. Voor de moldrains zijn de figuren voor de jaren 2004 tot en met 2005 weergegeven en voor de buisdrains voor de periode 2004 tot en met 2007.

3.4.1 Moldrains

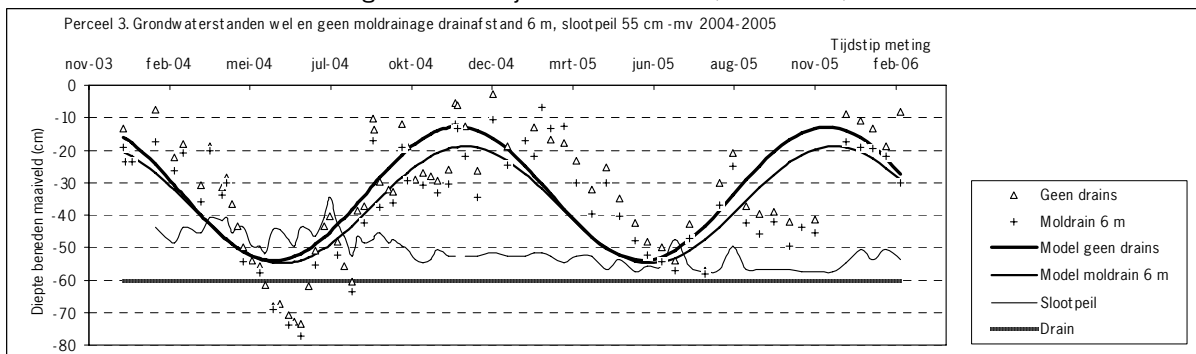
Om een beeld te krijgen van de verschillen tussen het hoge en lage peil en de percelen onderling zijn in de figuren 12 tot en met 15 voor de vier proefpercelen de gefitte modellen, de gemeten grondwaterstanden en het slootpeil weergegeven voor de moldrainobjecten en de blanco bij een drainafstand van 8 m en het midden van de proefpercelen (2004-2005).

De grondwaterstanden zijn uitgedrukt ten opzichte van de maaiveldhoogte van het object zonder drains.

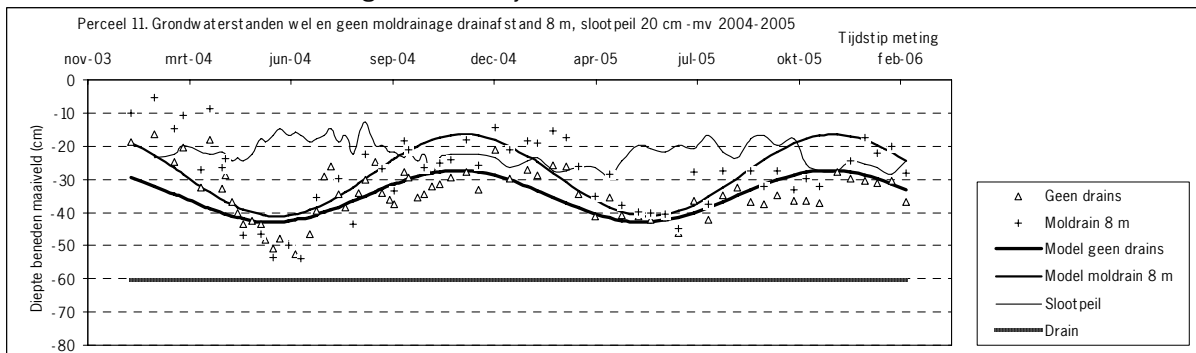
Figuur 12 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen moldrainage (8 m) midden perceel 2 t.o.v. de maaiveldhoogte van het object zonder drains (2004-2005)



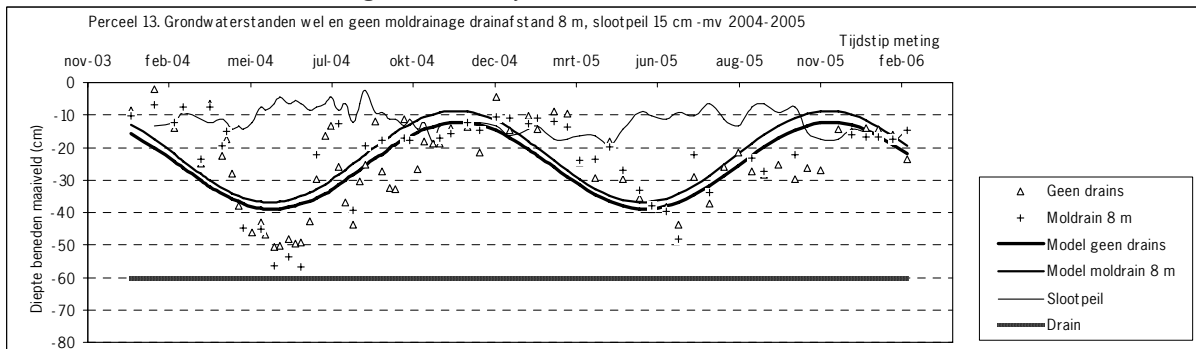
Figuur 13 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen moldrainage (6 m) midden perceel 3 t.o.v. de maaiveldhoogte van het object zonder drains (2004-2005)



Figuur 14 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen moldrainage (8 m) midden perceel 11 t.o.v. de maaiveldhoogte van het object zonder drains (2004-2005)



Figuur 15 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen moldrainage (8 m) midden perceel 13 t.o.v. de maaiveldhoogte van het object zonder drains (2004-2005)



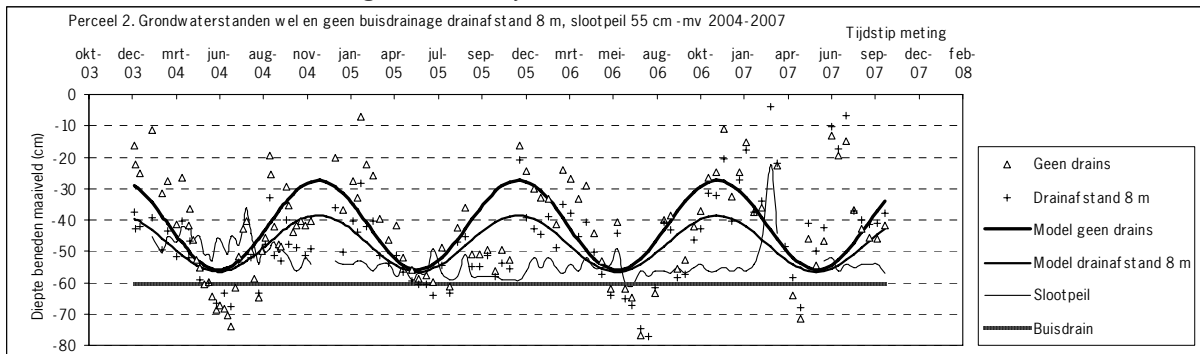
Over het algemeen bleken de moldrains de grondwaterstanden niet of nauwelijks te nivelleren. Op perceel 2 was het verloop van de grondwaterstanden bij moldrains bij een afstand van 8 m praktisch vergelijkbaar met die van de blanco; de grondwaterstanden waren echter wel duidelijk hoger, terwijl de drooglegging van het betreffende object groter was dan die van de blanco.

Op perceel 2 was dus duidelijk sprake van vernatting door de moldrainage. Alleen op perceel 3 waren de wintergrondwaterstanden gemiddeld iets lager mogelijk door de intensievere drainafstand (6 m in plaats van 8 m). Dit was alleen voor de middenraai het geval. Daarentegen was op perceel 11 (hoog peil), in modeltermen, de amplitude en het niveau significant hoger, waardoor hier duidelijk sprake was van extra vernatting. Voor perceel 13 was dit niet het geval, maar waarschijnlijk komt dit door de bijna 10 cm geringere drooglegging dan van perceel 11, waardoor het gemiddelde niveau van de grondwaterstanden voor de blanco ook hoger was.

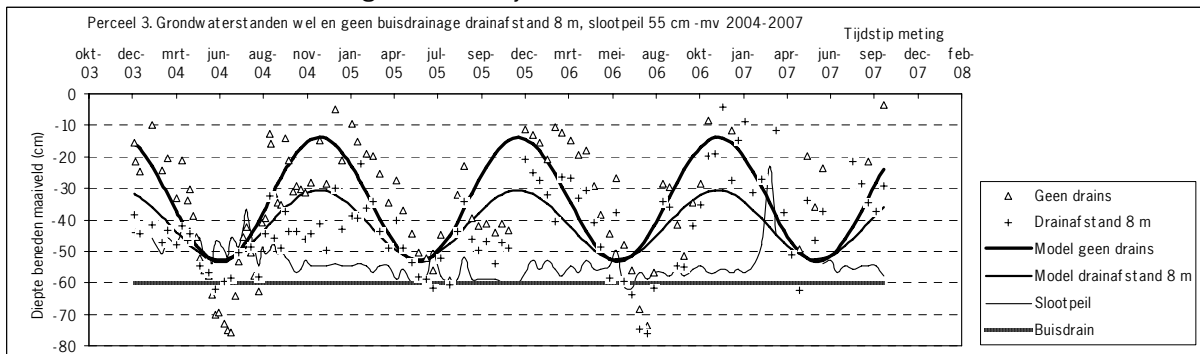
3.4.2 Buisdrains

In figuren 16 tot en met 19 staan voor de vier proefpercelen de gefitte modellen, de gemeten grondwaterstanden en het slootpeil voor de buisdrainobjecten en de blanco bij een drainafstand van 8 m en het midden van de proefpercelen (2004-2007). De grondwaterstanden zijn uitgedrukt ten opzichte van de maaiveldhoogte van het object zonder drains.

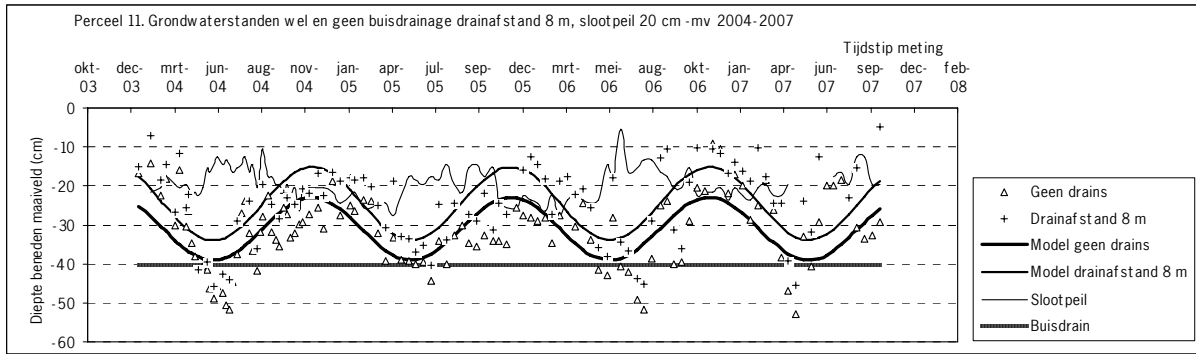
Figuur 16 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen buisdrainage (8 m) midden perceel 2 t.o.v. de maaiveldhoogte van het object zonder drains (2004-2007)



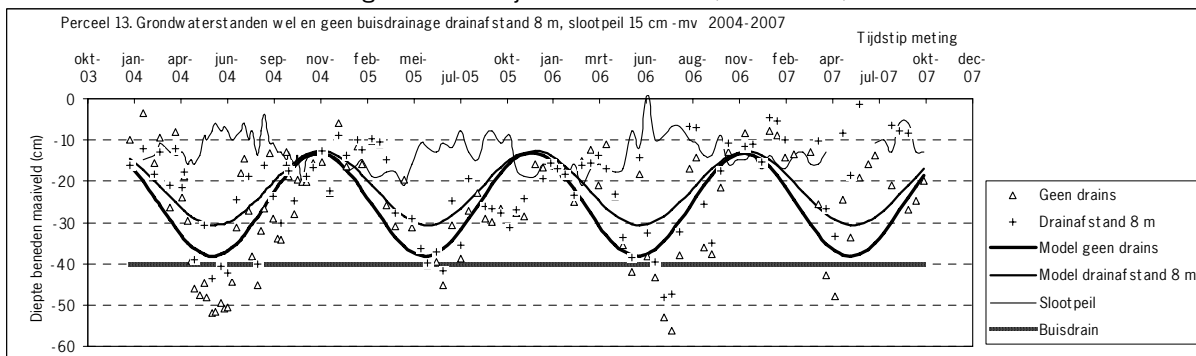
Figuur 17 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen buisdrainage (8 m) midden perceel 3 t.o.v. de maaiveldhoogte van het object zonder drains (2004-2007)



Figuur 18 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen buisdrainage (8 m) midden perceel 11 t.o.v. de maaiveldhoogte van het object zonder drains (2004-2007)



Figuur 19 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen buisdrainage (8 m) midden perceel 13 t.o.v. de maaiveldhoogte van het object zonder drains (2004-2007)



Toepassing van buisdrainage laat een duidelijk nivellerend effect op de grondwaterstanden zien voor de percelen 2, 3 en 13. Voor perceel 11 trad alleen een verschuiving van het verloop van de grondwaterstanden op richting het maaiveld; de wintergrondwaterstanden kwamen dichterbij het gemiddelde slootpeil te liggen vergelijkbaar met die op perceel 13. Op perceel 13 was de infiltratie in de zomer echter sterker door de geringere drooglegging ten opzichte van perceel 11. Vergeleken met de blanco werden bij het lage peil de wintergrondwaterstanden bij buisdrainage duidelijk (significant) verlaagd. Ondanks deze verlaging zakten de zomergrondwaterstanden bij buisdrainage niet verder uit dan die van de blanco. Bij een intensievere drainafstand van 4 m was wel sprake van enige infiltratie.

3.5 Maaivelddaling

In de voorjaren van 2004, 2006, 2007 en 2008 zijn op Zegveld hoogten gemeten in raaien over de proefveldjes. Daarnaast wordt in het voorjaar en najaar op de percelen 3 en 13 op het deel zonder drains sinds de jaren 70 de maaiveldhoogte gemeten rond een opstelling met zakplaatjes (Beuing en van den Akker, 1996, Pleijter en van den Akker, 2007).

In figuur 20 zijn voor perceel 2 en 11 per object de in raaien gemeten maaiveldhoogtemetingen (gemiddeld) uitgezet in de tijd.

In figuur 21 zijn voor de percelen 3 en 13 de hoogtemetingen rond de zakplaatjesopstellingen toegevoegd. In tabel 5 staat het hoogteverschil tussen 2004 en 2008 en in tabel 6 de trend van de maaivelddaling. Uit de maaiveldhoogtemetingen bij de zakplaatjesopstellingen (zie figuur 21) blijkt dat een meting van de maaiveldhoogte in de tijd een grillig verloop heeft. Behalve dat door vertrappen, berijden en rollen de maaiveldhoogte plaatselijk sterk wordt beïnvloed, wordt een groot deel van de variatie verklaard uit krimp van het veen door uitdroging. In het algemeen zijn door krimp de maaiveldhoogten in de zomer/herfstmetingen duidelijk lager dan de winter/voorjaarmetingen. Deze krimp is voor een groot deel reversibel, maar het is niet zeker in hoeverre het veen in de winter/voorjaarmeting weer volledig is opgezwollen.

Voor de maaivelddaling op de langere termijn wordt alleen uitgegaan van de maaiveldhoogten gemeten in het vroege voorjaar, omdat het veen op dat moment een minimale reversibele krimp heeft. In de zomer/herfstmeting is de reversibele krimp en de daaruit volgende reversibele maaivelddaling in het algemeen op zijn grootst en kan afhankelijk van hoe nat de zomer was, variëren van nihil tot meer dan 10 cm. In de beschouwde periode is de trend van de maaivelddalingen bij de zakplaatjesopstellingen (zie tabel 6) gelijk aan de trend die in de monitoring

van de maaiveldddaling sinds de 70-er jaren is vastgesteld (Beuving en Van den Akker, 1996, Van den Akker en Beuving, 1997), namelijk circa 12 mm per jaar bij perceel 3 en circa 4 mm per jaar bij perceel 13.

De maaiveldhoogten gemeten in de periode 2004 – 2008 in dwarsraaien van perceel 2 laat bij de drainobjecten een geringe maaiveldddaling zien (zie figuur 20 en tabel 6) van enkele millimeters per jaar. Hoe verder de drains uit elkaar liggen, des te groter de maaiveldddaling.

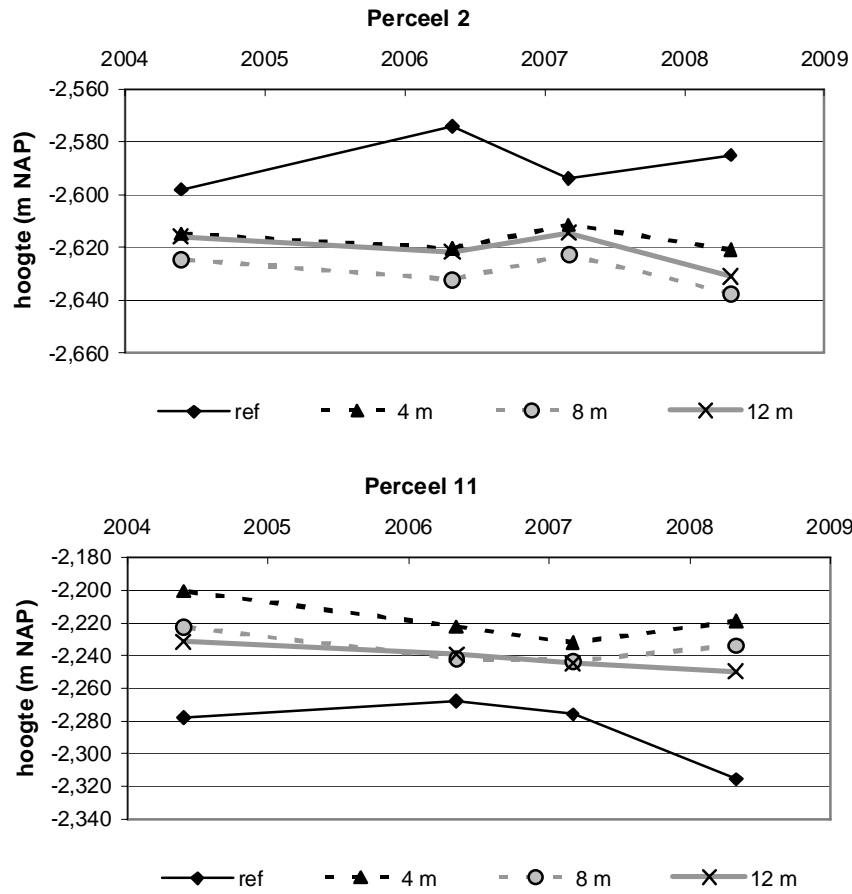
Tegen de verwachting in is bij het referentiegedeelte zonder drains een stijging te zien. Bij perceel 11 (figuur 20 en tabel 6) voldoen de maaiveldddalingen in de dwarsraaien aan de verwachtingen, hoewel de maaiveldddalingen van het referentiedeel meer dan tweemaal zo groot zijn als de langjarige maaiveldddaling van perceel 13 (met ongeveer dezelfde drooglegging). De jaarlijkse maaiveldddalingen bij de gedeelten met drains zijn ongeveer de helft van de maaiveldddaling bij het referentiegedeelte zonder drains. De maaiveldddalingen bij perceel 3 (gemeten in de dwarsraaien) geven aan dat er een zeer geringe maaiveldstijging is opgetreden (zie figuur 21 en tabel 6). Laat men de referentiemeting buiten beschouwing, omdat deze op slechts 3 meetjaren betrekking heeft, en beschouwt men de maaiveldddaling rond de zakplaatjesopstelling als de referentie, dan lijkt het dat de delen met onderwaterdrains in de meetperiode niet zijn gezakt, terwijl de referentie fors (circa 12 mm per jaar) zakt. Bij perceel 13 zijn geen maaiveldddalingen, maar maaiveldstijgingen in de dwarsraaien (zie figuur 21 en tabel 6). Deze zijn echter relatief groot, namelijk van de zelfde grootte als de meerjarige maaiveldddaling van het referentiedeel. Dit is maaiveldddaling rond de zakplaatjesopstelling. Net als bij perceel 3 wordt de referentiemeting in de raaien buiten beschouwing gelaten, omdat deze op slechts 3 meetjaren betrekking heeft en een maaiveldstijging van bijna 6 mm per jaar aangeeft.

Bij twee van de vier percelen (zie tabel 6) stijgt het maaiveld in de dwarsraaien op de referentiedelen van de percelen. Het is erg onwaarschijnlijk dat dit in die mate optreedt. Waarschijnlijk is dit meer een aanwijzing van de nauwkeurigheid van de meting dan dat er werkelijk een maaiveldstijging optreedt. Ook bij de gedeelten van de percelen met onderwaterdrains zijn maaiveldstijgingen te zien, vooral bij perceel 13. Bij toepassing van onderwaterdrains zijn in de eerste jaren na installatie echter wel maaiveldstijgingen te verwachten, omdat zeker bij het hoge peil een deel van het veenprofiel langdurig natter blijft dan voordat de onderwaterdrains waren aangebracht. Vooral perceel 13 is door de onderwaterdrains duidelijk natter geworden in de zomerperiode dan vroeger.

Al met al zijn er nog niet voldoende metingen om goede uitspraken te doen over de mate waarin onderwaterdrains maaiveldddalingen beperken.

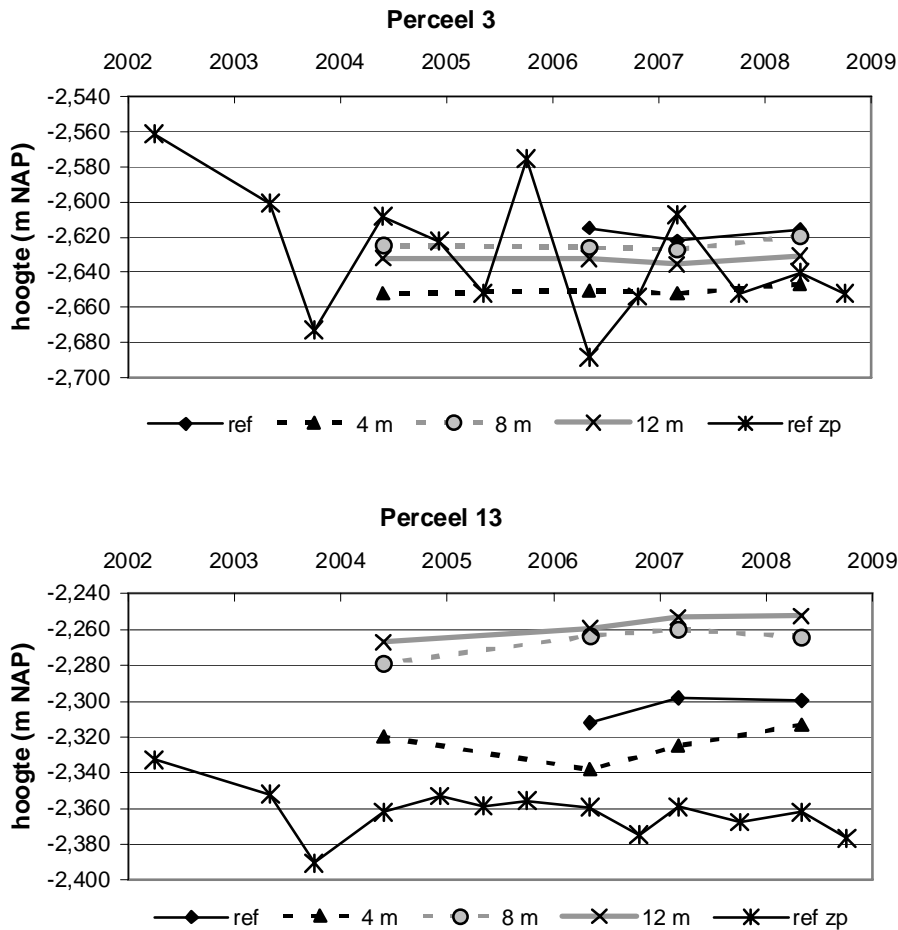
Wel lijkt de algemene trend dat de maaiveldddalingen bij de gedeelten met onderwaterdrains kleiner zijn dan bij referentiegedeelten van de percelen.

Figuur 20 Gemiddelde maaiveldhoogten van de percelen 2 (laag slotpeil) en 11 (hoog slotpeil) gemeten in dwarsraaien over het perceeldeel zonder drains (ref) en in dwarsraaien halverwege tussen de drains. Bij de berekening van de gemiddelde hoogten zijn de hoogten bij de sloot buiten beschouwing gelaten.



Figuur 21 Gemiddelde maaiveldhoogten van de percelen 3 (laag slootpeil) en 13 (hoog slootpeil) gemeten rond de zakplaatjesopstelling (ref zp), in dwarsraaien over het perceeldeel zonder drains (ref) en in dwarsraaien halverwege tussen de drains.

Bij de berekening van de gemiddelde hoogten zijn de hoogten bij de sloot buiten beschouwing gelaten.



Tabel 5 Maaiveldhoogteverschil [m] (tussen 2004 en 2007) per proefveld (negatief getal = zakking)

	Perceel 2	Perceel 3	Perceel 11	Perceel 13
Referentie (zonder drains)	0,013	-0,001*	-0,037	0,012*
Drains 4 m	-0,006	0,005	-0,018	0,007
Drains 8 m	-0,013	0,006	-0,011	0,015
Drains 12 m	-0,015	0,001	-0,018	0,015
Referentie bij zakplaatjes		-0,032		0,000

* zakking van het maaiveld [m] in de periode 2006 – 2008

Tabel 6 Maaiveldddaling [mm/jaar] (2004 - 2007) per proefveld (negatieve getallen = zakking)

	Perceel 2	Perceel 3	Perceel 11	Perceel 13
Referentie (zonder drains)	2,5	0,0*	-8,2	5,7*
Drains 4 m	-0,9	1,1	-5,7	1,5
Drains 8 m	-2,4	1,0	-3,4	4,2
Drains 12 m	-3,0	0,0	-4,7	3,9
Referentie bij zakplaatjes		-12,2**		-3,9**

* maaiveldddaling in de periode 2006 – 2008

** maaiveldddaling in de periode 2002 – 2008

Een eerste conclusie die we op basis van de resultaten kunnen trekken, is dat de "ruis" op de metingen van maaiveldhoogten zo groot is dat de meetresultaten met de nodige voorzichtigheid moeten worden geïnterpreteerd en dat een langere meetreeks noodzakelijk is. Dit was al voor het begin van het project bekend

door eerdere ervaringen (Beuving en Van den Akker, 1996). In het projectplan is daarom opgemerkt dat de hoogtemetingen nog minstens 4 tot 5 jaar na het einde van het project (31 december 2007) zouden moeten doorlopen. Toch gaan we hierna in op de resultaten, waarbij we opmerken dat de conclusies niet hard en zeer voorlopig zijn.

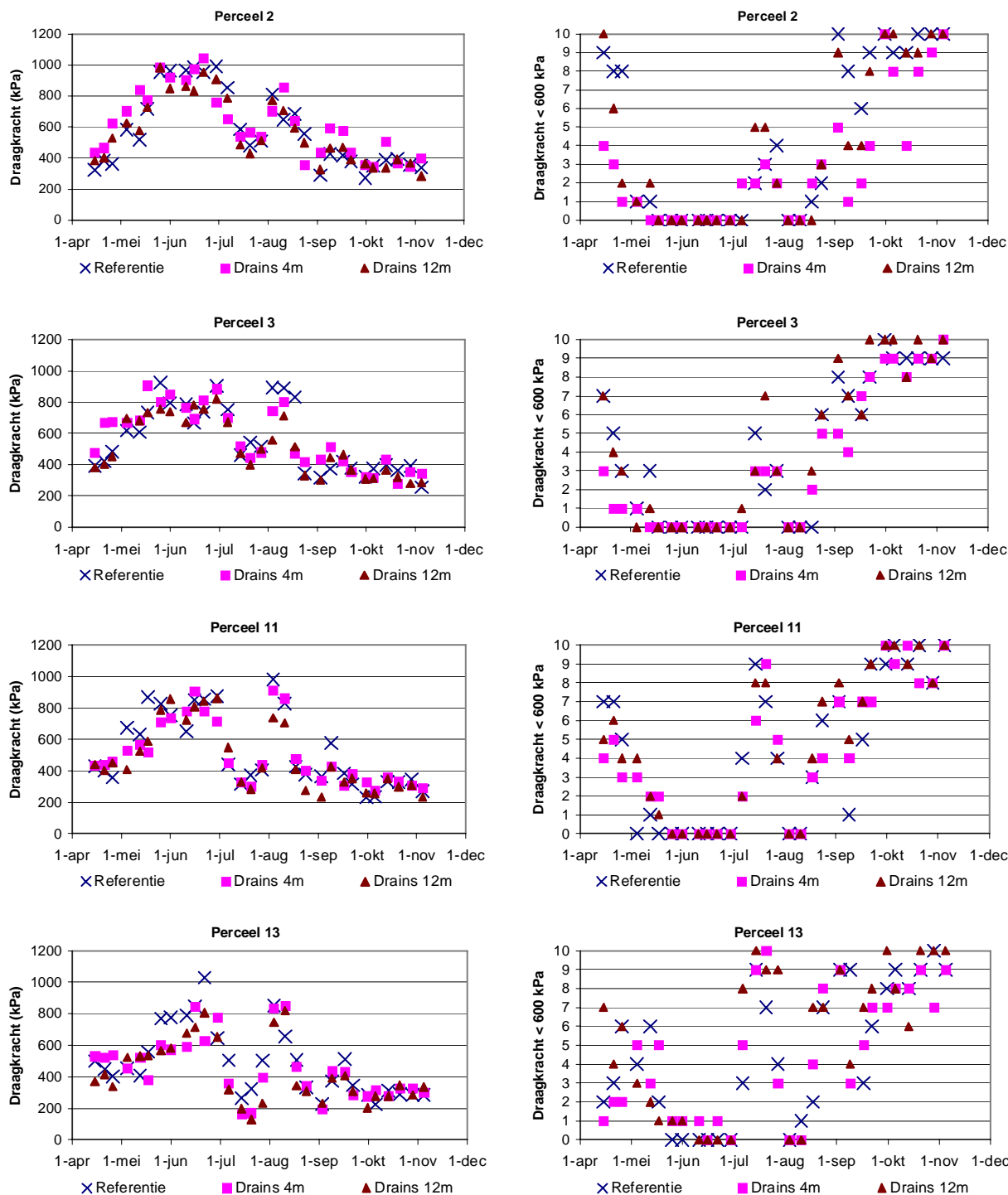
3.6 Draagkracht graszode

De draagkrachtmetingen (10 metingen per object) zijn weergegeven in figuur 22. In de figuur is links de gemiddelde draagkracht minus de standaarddeviatie uitgezet. Door van de gemiddelde draagkracht de standaarddeviatie af te trekken, wordt er rekening mee gehouden dat als een deel van een perceel een slechte draagkracht heeft, daardoor het hele perceel niet beweid of bereiden kan worden. De rechterfiguren in figuur 22 geven het aantal metingen waarbij de draagkracht kleiner is dan 600 kPa.

De drains hebben in het voorjaar en in september een betere draagkracht tot gevolg bij de percelen 2 en 3, die een laag slootpeil hebben (drooglegging 55 – 60 cm). De draagkracht is in de blokken met drains om de 4 meter duidelijk beter dan de draagkracht van het referentiedeel en de blokken met drains om de 12 meter. De draagkracht van de blokken met drains om de 12 meter is beter dan van de referentiedelen zonder drains, maar niet zo goed als bij de drains om de 4 meter. Bij een natte periode in juli blijken de blokken met drains niet beter en soms zelfs een iets slechtere draagkracht te hebben dan de referentiedelen zonder drains. Mogelijk hangt dit samen met het feit dat de bovengrond van de referentie meer uitdroogt dan bij de blokken met drains. Sterk uitgedroogd veen neemt moeilijk weer vocht op en kan daardoor een tijd zijn draagkracht behouden. In augustus en september hebben de blokken met drains eerder een betere draagkracht dan de referentiedelen.

Bij de percelen 11 en 13 met een hoog slootpeil (drooglegging 15 – 20 cm) blijken de blokken met drains in veel gevallen een slechtere draagkracht te hebben dan het referentiegedeelte zonder drains. Het slootpeil is bij deze percelen zo hoog, dat de blokken met drains bijna altijd natter zijn dan de gedeelten zonder drains. Alleen in april lijken de drains ervoor te zorgen dat de draagkracht toeneemt.

Figuur 22 Draagkracht van de proefpercelen in 2004. Wekelijks tien metingen voor de objecten zonder drains (referentie), met buisdrains om de 4 m en met buisdrains om de 12 m. Links: Gemiddelde draagkracht minus 1 x de standaarddeviatie in kPa (100 kPa = 1 kgf.cm²). Rechts: Aantal malen dat de draagkracht onder de 600 kPa is (van de tien metingen per veld).

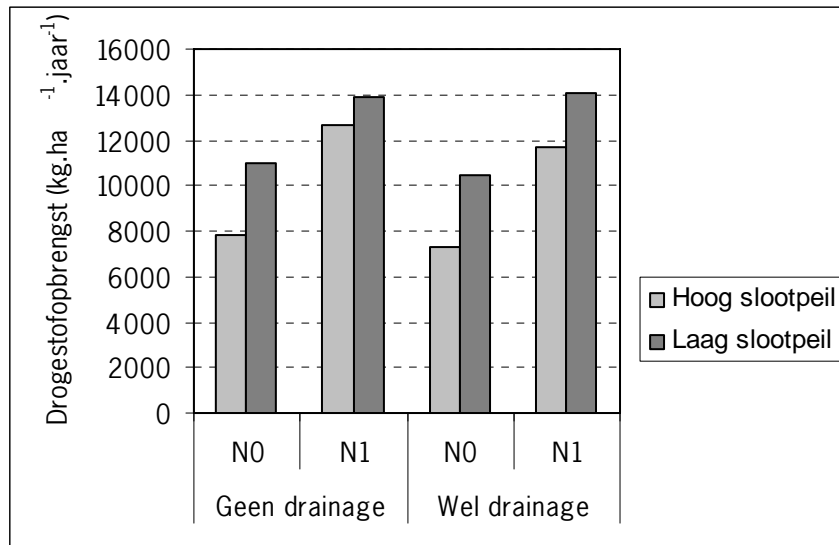


3.7 Grasopbrengsten

3.7.1 Drogestofopbrengst

In bijlage 7 staan de werkelijk bepaalde drogestofopbrengsten per snede en per jaar. In 2007 is van de percelen 2 en 11 van twee sneden de opbrengst niet meegenomen, omdat de grasopbrengst door vee was beïnvloed. Het effect van onderwaterdrains op de drogestofopbrengst is statistisch getoetst. Binnen de toets van wel of geen toepassing van onderwaterdrains is gekeken naar (interactie)verschillen tussen hoog en laag slootpeil, tussen wel of geen stikstofbemesting en tussen proefjaren. De analyse is uitgevoerd met REML (Genstat 6 Committee, 2002). Uitsluitend de jaaropbrengsten werden getoetst. In figuur 23 zijn de gemodelleerde gemiddelde drogestofopbrengsten weergegeven.

Figuur 23 Gemodelleerde gemiddelde drogestofopbrengst ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jaar}^{-1}$) afhankelijk van wel of geen onderwaterdrains, stikstofbemestingniveau (N0 en N1) en slootpeil



Het stikstofbemestingniveau en het slootpeil hadden een zeer sterk significant effect op de opbrengst ($p < 0,001$). De opbrengsten waren het laagst bij een hoog slootpeil zonder stikstofbemesting. Daarbij was de interactie tussen deze behandelingen significant ($p < 0,05$); bij een hoog slootpeil had stikstofbemesting meer effect dan bij een laag slootpeil. Het effect van onderwaterdrains op de opbrengst was niet significant, ondanks dat bij het hoge peil de opbrengst met drainage lager was dan zonder drainage. In tabel 7 zijn de jaaropbrengsten bij wel en geen onderwaterdrains weergegeven. Het verschil in opbrengsten tussen de verschillende jaren was sterk significant ($p < 0,01$), waarbij opviel dat in 2004 de opbrengsten met drainage hoger waren dan zonder drainage; terwijl in de daarop volgende proefjaren de opbrengsten met drainage lager waren dan zonder drainage. Deze interactie was net niet significant ($p = 0,069$), maar er was wel duidelijk sprake van een aanwijzing hiertoe. Mogelijk heeft het in de grond graven van de drainage extra stikstoflevering tot gevolg gehad en kwam dit effect in het eerste jaar tot uitdrukking. De lagere opbrengsten bij onderwaterdrains na 2004 duiden op een lagere stikstofbeschikbaarheid dat mogelijk een gevolg is van een verminderde veenafbraak.

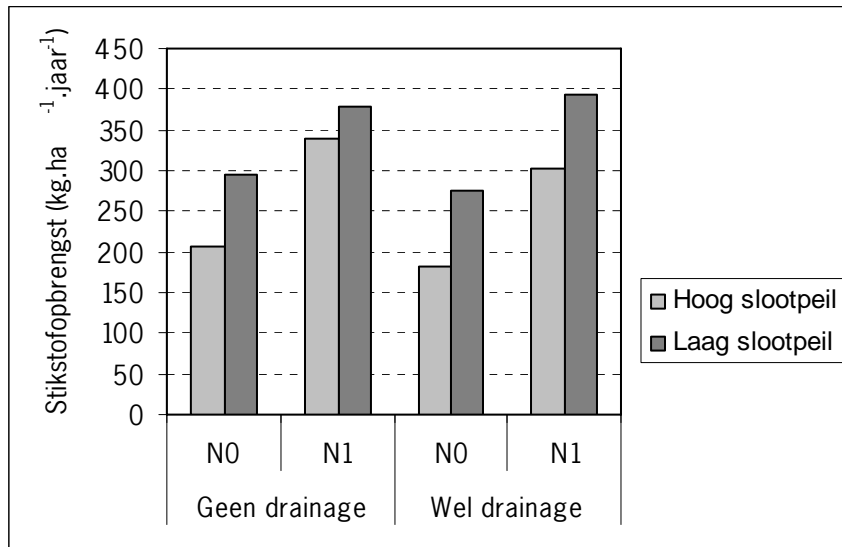
Tabel 7 Gemodelleerde drogestofopbrengst ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) voor de afzonderlijke proefjaren (2004-2007) bij wel en geen onderwaterdrains ter illustratie van het interactie-effect tussen de behandeling drains en de proefjaren

	2004	2005	2006	2007
Wel drainage	12113	10415	8866	11215
Geen drainage	11476	11170	9818	12113
Vershil	+637	-755	-952	-898

3.7.2 Stikstofopbrengst

De stikstofopbrengst is op dezelfde wijze geanalyseerd als de drogestofopbrengst. In bijlage 8 staan de werkelijk bepaalde stikstofopbrengsten per snede en per jaar. In figuur 24 zijn de gemodelleerde gemiddelde drogestofopbrengsten weergegeven.

Figuur 24 Gemodelleerde gemiddelde stikstofopbrengst ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{jaar}^{-1}$) afhankelijk van wel of geen onderwaterdrains, stikstofbemestingniveau (N0 en N1) en slootpeil



Evenals voor de drogestofopbrengst hadden het stikstofbemestingniveau en het slootpeil een zeer sterk significant effect op de stikstofopbrengst ($p < 0,001$). Daarbij was de interactie tussen deze behandelingen sterk significant ($p < 0,01$); bij een hoog slootpeil had stikstofbemesting meer effect dan bij een laag slootpeil. Het effect van onderwaterdrains op de opbrengst was net niet significant ($P = 0,051$). De interactie tussen onderwaterdrains, slootpeil en stikstofniveau was echter wel significant ($P < 0,05$). Door de onderwaterdrains nam het opbrengstverhogende effect van stikstofbemesting af bij het hoge peil en toe bij het lage peil. In tabel 8 staan de stikstofjaaropbrengsten bij wel en geen onderwaterdrains. Ook voor de stikstofopbrengst viel op dat in 2004 de opbrengsten met drainage hoger waren dan zonder drainage, terwijl in de daarop volgende proefjaren de opbrengsten met drainage lager waren dan zonder drainage. Deze interactie was net niet significant ($p = 0,053$), maar er was wel duidelijk sprake van een aanwijzing hiertoe.

Tabel 8 Gemodelleerde gemiddelde stikstofopbrengst ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) voor de afzonderlijke proefjaren (2004-2007) bij wel en geen onderwaterdrains ter illustratie van het interactie-effect tussen de behandeling drains en de proefjaren

	2004	2005	2006	2007
Wel drainage	294	276	262	282
Geen drainage	284	300	290	315
Verskil	+10	-24	-28	-33

Hoewel de verschillen in stikstofopbrengst tussen wel en geen drainage klein zijn, is het opmerkelijk dat het verschil in stikstofopbrengst gedurende de proefperiode toenam, ondanks variatie in opbrengstniveau tussen de jaren.

4 Discussie

4.1 Modelling grondwaterstanden

De wiskundige modellering en statistische analyse van de meetgegevens zijn vooral gericht op het doen van globale uitspraken over de behandelingen: type drains, drainafstanden en slootpeil. Daarvoor zijn de gegevens sterk geaggregeerd. In de eerste stap van de analyse is het verloop in de tijd weergegeven met een sinusoïde, met slechts drie parameters, waarbij verschillen tussen jaren afwezig zijn verondersteld. Maar ook binnen jaren zijn afwijkingen van de sinusoïde niet gedetailleerd gemodelleerd. In de tweede stap van de analyse zijn gemiddelden van deze parameters per behandeling geschat, waarbij heterogeniteit binnen het perceel als ruis (gecorrleerde random effecten) is beschouwd. Deze aanpak volstaat om over de behandelingen op verantwoorde wijze uitspraken te doen.

Maar dat neemt niet weg dat de meetgegevens nog veel meer informatie over de variatie in tijd en ruimte omvatten. Het verdient aanbeveling om de dynamische aspecten van de verschillende drainmethoden diepgaander te bestuderen en daarbij gebruik te maken van dynamische hydrologische (transfer-)modellen. Daarbij kan ook de relatie met actuele neerslag- en temperatuurgegevens bekeken worden. Voor de precisielandbouw kan die studie bruikbare ideeën opleveren om met grondwatergestuurd peilbeheer de grasproductie en het graslandgebruik te optimaliseren.

4.2 Effect onderwaterdrains op de grondwaterstand

Moldrains

Moldrainage bleek op drie van de vier percelen (vooral op perceel 2 en 11) de grondwaterstanden het gehele jaar rond te verhogen, waarbij op perceel 11 de verhoging van de grondwaterstanden in het winterhalfjaar relatief groter was dan die in het zomerhalfjaar. Alleen op perceel 3 (laag peil) nivelleerden de grondwaterstanden enigszins, echter dit was alleen het geval voor het midden van het perceel. Bovendien waren de drainafstanden kleiner (3, 6 en 9 m). De moldrains bleken dus voornamelijk vernattend te werken, wat landbouwkundig niet gewenst is. Daarom hebben we na 2 jaar het meten van de grondwaterstanden op de moldrainobjecten gestaakt. Vanuit het oogpunt van (natte) natuurontwikkeling kan vernatting wel interessant zijn. Bij gelijkblijvend (relatief hoog) peil kan met het trekken van moldrains relatief goedkoop extra vernatting worden gerealiseerd. De moldrains zullen frequent opnieuw getrokken moeten worden vanwege de te verwachten beperkte duur van functioneren. De metingen wijzen uit dat na 2 jaar de moldrains nog steeds effect hadden op de grondwaterstanden.

Buisdrains

Het toepassen van buisdrainage liet op de percelen 2, 3 en 13 een duidelijke nivellering van de grondwaterstanden zien. Op perceel 11 was sprake van een compleet hoger grondwaterstand-niveau ten opzichte van de blanco. De verschillen tussen de percelen 11 en 13 bij het hoge peil werden voornamelijk bepaald door het verschil in drooglegging. Bij het hoge peil waren de grondwaterstanden in het winterhalfjaar ongeveer gelijk aan het slootpeil en werden in het zomerhalfjaar de grondwaterstanden aanzienlijk verhoogd. Bij het lage peil waren in het zomerhalfjaar de grondwaterstanden ongeveer gelijk aan het slootpeil en werden de grondwaterstanden in het winterhalfjaar aanzienlijk verlaagd. Er was dus sprake van óf een duidelijk drainerende óf een duidelijk infiltrerende werking van onderwaterdrains.

In het algemeen waren de effecten groter bij een kleinere drainafstand. In de praktijk moet een compromis gezocht worden tussen het gewenste drainerende effect en het gewenste infiltrerende effect van onderwaterdrains. Voor Praktijkcentrum Zegveld (grondsoortafhankelijk) ligt het gewenste peil waarschijnlijk tussen het hoge en het lage peil in, ongeveer 30 à 35 cm -mv. Ten opzichte van het lage peil van 55 cm -mv verwachten we dat met onderwaterdrains (drainafstand 6 à 8 m) de infiltratie belangrijk kan toenemen zonder dat dit landbouwkundig nadelig is.

De zomergrondwaterstand zal dan ongeveer gelijk zijn aan die van de ongedraineerde situatie bij het hoge slootpeil (35 à 40 cm -mv) en de wintergrondwaterstand ongeveer gelijk aan die van de ongedraineerde situatie bij het lage slootpeil (20 à 25 cm -mv).

De gefitte modellen geven een goed beeld van het gemiddelde verloop van de grondwaterstanden en daarmee van de verschillen tussen de objecten. Maar de absolute verschillen in grondwaterstanden per afzonderlijk tijdstip zijn uiteindelijk bepalend voor de mate waarin 1) bij hoge grondwaterstanden landbouwkundig een voordeel wordt behaald (drainerend effect) en 2) bij lage grondwaterstanden de veenafbraak in potentie vermindert (infiltrerend

effect). Zo was bij het hogere peil tijdens de droge perioden in juni 2004 en april 2007 (figuren 15 en 16) het verschil tussen de gemeten grondwaterstanden met en zonder onderwaterdrains in de vorm van buisdrainage aanmerkelijk groter dan het verschil tussen de gefitte modeluitkomsten. Juist op deze tijdstippen mogen we verwachten dat een grote winst geboekt wordt ten aanzien van het beperken van de veenafbraak en daarmee de mate van vermindering van de maaiveldval. Ook bij het lagere peil (figuren 13 en 14) was op deze tijdstippen sprake van infiltratie, terwijl dat bij het vergelijken van de gefitte modellen niet tot uiting komt. Dit komt door het slootpeilniveau, maar ook door relatief weinig uitgesproken droge perioden.

Daarbij moeten we opmerken dat het slootpeil tijdens de droge perioden in juli 2006 en april 2007 aanmerkelijk daalde, omdat onvoldoende snel water vanuit de boezem aangevoerd werd. Door het geringe peilverschil tussen slootpeil en grondwaterpeil werd druk verloren, waardoor onvoldoende van de infiltrerende werking van de drains geprofiteerd is.

Omgekeerd heeft slootpeilverhoging tijdens natte perioden een beperking van de drainerende werking tot gevolg, waardoor vernatting optreedt. Juist op cruciale momenten moet het meebewegen van het slootpeil in dezelfde richting als het grondwaterpeil voorkomen worden. Tegengestelde bewegingen van het slootpeil door bijvoorbeeld toepassing van dynamisch peilbeheer kan de werking van de drains wellicht versterken.

Voor het schatten van het effect van onderwaterdrains kunnen we ook kijken naar de verschillen tussen de gemiddelde laagste grondwaterstanden (GLG) als geëigend hydrologisch kenmerk. In tabel 9 zijn de HG3 en de LG3 per perceel per drainafstand voor buisdrains weergegeven uit Pleijter en Van den Akker (2007). De HG3 en de LG3 worden berekend uit het rekenkundig gemiddelde van de drie hoogste en de drie laagste grondwaterstanden uit een bepaald jaar (Van der Sluijs, 1990).

In het algemeen geldt dat hoe intensiever de onderwaterdrains, des te lager de HG3 en des te hoger de LG3. De fluctuaties (verschil tussen de hoogste en laagste grondwaterstanden) neemt af naarmate de drainagedichtheid toeneemt. Het verschil in maaiveldhoogte is hierin niet verdisconteerd.

De effecten van de drainobjecten op de grondwaterstand zijn dezelfde als die in hoofdstuk 4 staan beschreven, maar door relatief grote variatie in maaiveldhoogte (standaardafwijking tussen de 8 en 11 cm) zijn verschillen tussen de objecten bij deze benadering niet significant. Bovendien is het vergelijken van de resultaten lastig door jaarverschillen.

Tabel 9 LG3, HG3 ten opzichte van het maaiveld van de proefpercelen in Zegveld voor 2004, 2005 en 2006 en de fluctuatie tussen de laagste en hoogste grondwaterstand (Pleijter en Van den Akker, 2007)

	Drainafstand	2004			2005			2006		
		HG3	LG3	fluctu-atie	HG3	LG3	fluctu-atie	HG3	LG3	fluctu-atie
Perceel 2	4	-42	-61	-19	-40	-60	-20	-36	-73	-36
	8	-39	-62	-23	-36	-60	-24	-32	-72	-40
	12	-37	-65	-28	-37	-61	-24	-32	-74	-42
	blanco	-29	-70	-42	-35	-61	-26	-30	-76	-45
Perceel 3	4	-32	-56	-24	-35	-57	-22	-26	-71	-45
	8	-32	-48	-16	-33	-61	-29	-28	-74	-46
	12	-27	-63	-36	-30	-59	-29	-26	-75	-49
	blanco	-34	-72	-39	-27	-55	-28	-25	-69	-44
Perceel 11	4	-32	-43	-11	-27	-38	-11	-25	-44	-19
	8	-26	-35	-9	-24	-37	-13	-22	-45	-23
	12	-28	-43	-15	-27	-36	-8	-25	-43	-18
	blanco	-29	-49	-20	-30	-41	-10	-26	-52	-25
Perceel 13	4	-15	-34	-20	-24	-35	-11	-17	-43	-26
	8	-13	-32	-19	-23	-37	-13	-17	-47	-31
	12	-13	-42	-29	-22	-37	-15	-19	-46	-27
	blanco	-13	-50	-37	-22	-40	-18	-35	-53	-18

4.3 Regionale gevolgen beperking maaiveldddaling voor watersysteem en melkveehouderij

In het veenweidegebied rond de plaats Zegveld is als onderdeel van het project 'Waarheen met het veen?' een strategiestudie met het hydrologisch model SIMGRO uitgevoerd om de effecten van verschillende peilstrategieën om maaiveldddaling te beperken te onderzoeken (Jansen et al., 2007). Met SIMGRO zijn, uitgaande van het huidige maaiveld, vijf verschillende peilstrategieën doorgerekend en twee klimaatscenario's die door het KNMI voor het jaar 2050 zijn vastgesteld. Iedere berekening beslaat een periode van 45 jaar. De resultaten zijn telkens om de 15 jaar gepresenteerd. Omdat er in de gekozen peilstrategieën en klimaatscenario's in deze studie vanuit is gegaan dat tussentijds geen peilaanpassingen plaatsvinden, terwijl de bodem wel meer of minder snel daalt, worden de veenweiden in het gebied geleidelijk steeds natter. Van de vijf peilstrategieën bespreken we hieronder de drie meest relevante strategieën.

Strategie 1 gaat uit van de huidige indeling in vier afwateringseenheden die allemaal een nieuw peilregime (-30/-40 cm) krijgen. Hierdoor wordt het in alle landbouwpercelen natter dan in de referentiesituatie (de huidige situatie), met name in de onderbemalingen. De mogelijkheden voor een rendabele melkveehouderij worden hierdoor slechter. In de grotere peilvakken komen al snel delen voor die te nat worden voor landbouw. Er is 15% extra inlaatwater nodig om het slootpeil in de zomer in stand te houden. 's Winters wijzigt de hoeveelheid afvoer nauwelijks. De maaiveldddaling zal gemiddeld met enkele millimeters per jaar dalen.

Strategie 3 gaat uit van opdeling van het gebied in twee peilvakken, met elk een slootpeil van -30/-40 cm ten opzichte van de gemiddelde maaiveldhoogte in het betreffende peilvak. Door de relatief grote hoogteverschillen binnen het onderzoeksgebied zal de grondwaterstand in de hoger gelegen kleigronden in het zuiden langs de Oude Rijn dalen, terwijl het veengebied in het noorden en centrale deel van het gebied op een aantal plaatsen permanent onder water komt te staan. In deze geïnundeerde veengebieden treedt geen maaiveldddaling meer op. De maaiveldddaling in hoger gelegen veengronden zal daarentegen zelfs met enkele centimeters per jaar kunnen toenemen. Nog meer dan in strategie 1 worden de mogelijkheden voor de melkveehouderij verslechterd. Voor deze peilstrategie is in vergelijking met de referentie ongeveer 4% meer inlaatwater in de zomer nodig.

Strategie 4 is gelijk aan strategie 3, maar op geschikte plekken zijn onderwaterdrains in het model opgenomen. De onderwaterdrains zorgen voor een afvlakking van de grondwaterstanden: minder uitzakken van de grondwaterstand in de zomer (minder maaiveldddaling) en minder opbollen van de grondwaterstand in de winter (beter berijdbaar). Ten opzichte van strategie 3 wordt door het gebruik van onderwaterdrains het gebied waar een rendabele melkveehouderij mogelijk is, vergroot. Ten opzichte van strategie 3 (zonder drains) is 10% meer

inlaatwater nodig. Voor de niet gedraineerde delen is er geen toename van inlaatwater, voor de delen die wel gedraineerd zijn bedraagt de toename ruim 30%.

Een ander aspect van het onderzoek betreft de waterkwaliteit. Vooral de hoeveelheid en kwaliteit van het water dat 's zomers wordt ingelaten is daarbij van groot belang. De interne belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfor is afkomstig uit bemesting, atmosferische depositie, oxidatie (mineralisatie) van veen en uitloging van de bodem. Over het algemeen geldt voor landbouwgronden dat onder nattere omstandigheden de belasting van oppervlaktewater door bemesting toeneemt. Bij hoge slootpeilen (drooglegging < 30 cm) kunnen onderwaterdrains dit effect versterken. Door de drains dieper te leggen kan dit worden voorkomen. Onder droge omstandigheden neemt de mineralisatie toe waardoor meer stikstof vrij komt. Een inzijsituatie slaat bij uitdroging (en dus lagere grondwaterstanden) misschien om in een kwelsituatie, waardoor fosfor in grotere hoeveelheden beschikbaar komt door uitloging uit diepere lagen. Onderwaterdrains beperken deze bronnen van nutriënten die in het oppervlaktewater kunnen komen. Omdat bij de doorgerekende peilstrategieën grote delen van het gebied te nat worden voor landbouwkundig gebruik zal bemesting als bron van N en P wegvallen. Het netto resultaat van de oppervlaktewaterbelasting met N en P bij de verschillende peilstrategieën is dus afhankelijk van de intensiteit van het toekomstig grondgebruik en is daarom moeilijk vast te stellen. Wel komt naar voren dat de belasting vanuit de bodem het grootst is in de referentiesituatie en bij strategie 5 (geen waterinlaat).

Tot slot is onderzocht wat het effect van het toekomstige klimaat is op de waterhuishouding en de maaiveldvaling. De berekeningen zijn gedaan voor de referentiesituatie. Uit de verschillende klimaatscenario's voor 2050 zijn er twee gekozen die samen de bandbreedte van gevolgen voor neerslag, verdamping en temperatuur omvatten. In het scenario 'gematigd' (G) verandert het minst. De temperatuur stijgt met 0,9 °C en de wat grotere hoeveelheid neerslag die 's zomers valt, compenseert de toegenomen verdamping. Daardoor zijn de gevolgen in hydrologisch opzicht klein. De temperatuurstijging is grotendeels verantwoordelijk voor een toename van de maaiveldvaling met 15%.

In het scenario 'warm' (W+) verandert het meest. 's Zomers neemt de hoeveelheid neerslag af met 19%, neemt de verdamping toe met 15% en stijgt de temperatuur 2,8 °C. Dit heeft tot gevolg dat 's zomers 43% meer inlaatwater nodig is. De grondwaterstand zakt desondanks dieper weg. De diepere grondwaterstand en de temperatuurstijging zijn ieder voor de helft verantwoordelijk voor de toegenomen maaiveldvaling met 68%.

Bij modelberekeningen van de hoeveelheden water die bij een polder moeten worden uitgeslagen of ingelaten, speelt de speling die toegelaten wordt in het polderpeil een grote rol. Door toepassing van onderwaterdrains wordt het watersysteem in de polder versneld. Neerslag komt versneld in de sloot en de gewasverdamping wordt snel aangevuld door infiltratie via onderwaterdrains. Bij onderwaterdrains leidt een strak polderpeilbeleid, waarbij de afwijking van het polderpeil minimaal wordt gehouden, daardoor tot veel kortstondige perioden van uitslaan en inlaten van water. De totale hoeveelheden ingelaten en uitgeslagen water worden hierdoor bij toepassing van onderwaterdrains groter dan bij de referentiesituatie zonder drains. In 2009 zal in een project aanvullend aan "Waarheen met het veen" met modelberekeningen de mogelijkheden onderzocht worden om bij toepassing van onderwaterdrains meer variatie in polderpeil toe te staan om deze hoeveelheden uitgeslagen en ingelaten water te beperken.

4.4 Effect onderwaterdrains op de grasopbrengsten

De grasopbrengst en daarmee de stikstofopbrengst zijn negatief gecorreleerd met de hoogte van het slootpeil; hogere slootpeilen geven een lagere opbrengst. Dit komt door een lagere stikstoflevering door de bodem. De opbrengst van de onbemeste objecten geeft de stikstoflevering van de bodem weer. Bij het hoge peil was de opbrengst van de onbemeste objecten inderdaad aanmerkelijk lager dan die bij het lage peil. Stikstofbemesting heeft in tegenstelling tot de hoogte van het slootpeil een sterk positief effect op de opbrengsten. De stikstofopbrengsten lieten een duidelijk interactie-effect zien tussen het slootpeil, het stikstofbemestingniveau en de toepassing van onderwaterdrains. In tabel 10 zijn de resultaten uit figuur 20 nogmaals samengevat. Daarbij staat in tabel 8 ook het verschil tussen bemest (N1) en onbemest (NO) en de stikstofbenutting. De stikstofbenutting is berekend op basis van de gemiddeld gerealiseerde werkzame gift van 215 kg N.ha⁻¹.jaar⁻¹. Lagere stikstofopbrengsten kunnen het gevolg zijn van een lagere stikstoflevering van de bodem, maar kunnen ook het gevolg zijn van een verminderde stikstofwerking van de toegediende bemesting of een combinatie hiervan. De stikstofbenutting wordt in het algemeen negatief beïnvloed door relatief natte omstandigheden in de bovengrond (afspoeling en denitrificatie). De vraag is of de verandering van de stikstofopbrengst in de proef door onderwaterdrains teruggevoerd kan worden op een lagere stikstoflevering en dus op een verminderde veenafbraak. Door de onderwaterdrains nam zowel bij het hoge als bij het lage peil de stikstoflevering (lagere N-opbrengstNO) af. De lagere stikstoflevering duidt op een verminderde veenafbraak. Hoewel geen direct bewijs wordt geleverd, bevestigen de resultaten de hypothese dat onderwaterdrains kunnen bijdragen aan de remming van veenafbraak. Bij het hoge peil werd de benutting van de stikstofbemesting enigszins lager door extra

vernassing van de bovengrond. Bij het lage peil verbeterde de stikstofbenutting aanmerkelijk door een minder sterk vernatte bovengrond.

Tabel 10 Stikstofopbrengst afhankelijk van de behandelingen onderwaterdrains, stikstofbemesting en slootpeil gemiddeld over de proefperiode (2004-2007).
Tevens staan in de tabel het verschil tussen bemest (N1) en onbemest (N0) en de stikstofbenutting. De stikstofbenutting is berekend op basis van de gemiddelde werkzame gift van 215 kg N.ha⁻¹.jaar⁻¹

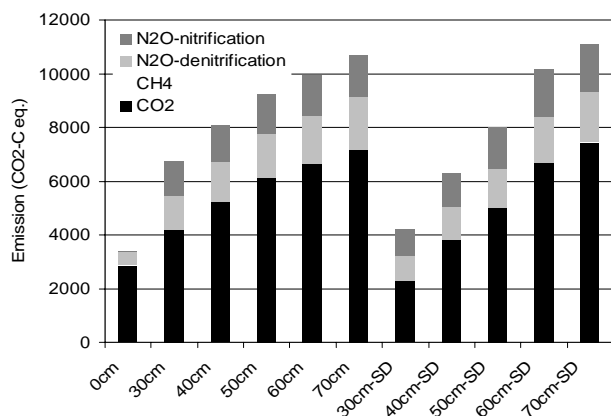
	N0 (kg.ha ⁻¹ .jaar ⁻¹)	N1 (kg.ha ⁻¹ .jaar ⁻¹)	Verskil (kg.ha ⁻¹ .jaar ⁻¹)	Stikstofbenutting (%)
<i>Hoog slootpeil</i>				
Geen drains	206	339	133	62
Wel drains	182	303	121	56
<i>Laag slootpeil</i>				
Geen drains	294	378	84	39
Wel drains	276	394	119	55

Het verlagende effect van onderwaterdrains op de grasopbrengst werd afgezwakt door de interactie tussen proefjaar en drainage. Alleen in het eerste jaar na aanleg waren de opbrengsten op de gedraineerde objecten hoger dan die van de ongedraineerde objecten, waarschijnlijk door de drainage. In de daarop volgende jaren waren de opbrengsten van de gedraineerde objecten juist lager. Het verschil in stikstofopbrengst nam bovendien van jaar tot jaar toe.

4.5 Effect onderwaterdrains op broeikasgassen

In een modelstudie van Hendriks et al. (2008) is voor twee locaties, waaronder Praktijkcentrum Zegveld (veengrond), de broeikasgasemissie (CO₂, CH₄ en N₂O) geschat bij verschillende slootpeilen met en zonder onderwaterdrains. Slootpeilverhoging blijkt een effectieve maatregel om de totale broeikasgasemissie te verkleinen. De emissie bestaat grotendeels uit CO₂, waarbij het absolute aandeel N₂O-emissie (zowel door nitrificatie als denitrificatie) beperkt toeneemt bij diepere slootpeilen. Het aandeel CH₄ is minimaal. Door toepassing van onderwaterdrains werd bij relatief hoge slootpeilen (30 - 50 cm) de totale broeikasgasemissie aanzienlijk extra verlaagd. De resultaten van de studie zijn weergegeven in figuur 25.

Figuur 25 Broeikasgasemissie afhankelijk van het slootpeil (cm – maaiveld) met (SD) en zonder onderwaterdrains (Hendriks et al., 2008)



Voor de reductie van de totale emissie van broeikasgassen lijken onderwaterdrains volgens de modelstudie bij slootpeilen tussen de 30 en 50 cm –maaiveld een veelbelovende maatregel om de totale emissie van broeikasgassen te reduceren zonder het slootpeil extreem te verhogen. De reductie zou bij een slootpeil van 40 cm bij de toepassing van onderwaterdrains meer dan 20% bedragen ten opzichte van een slootpeil van 60 cm –mv. Het aandeel niet-CO₂ broeikasgassen neemt echter nauwelijks af, dus vanuit dat perspectief dragen onderwaterdrains niet bij aan de reductie van de overige broeikasgassen. Alleen extreme slootpeilverhoging tot aan het maaiveld lijkt effectief voor een substantiële reductie van de overige broeikasgassen. Door toepassing van onderwaterdrains wordt deze reductie nauwelijks minder.

Op de proefvelden met onderwaterdrains zijn ook daadwerkelijk lachgasmetingen uitgevoerd (Van Beek et al., in voorbereiding). Daarbij is gekeken naar het effect van de hoogte van het slootpeil en de drainafstand op de hoogte van lachgasemissie. Een eerste indruk van de resultaten is dat drogere omstandigheden (laag peil 20 cm -maaiveld ten opzichte van hoog peil 55 cm -maaiveld) een hogere emissie geeft. Dit is conform de modelberekeningen van Hendriks et al. (2008). Bij het hoge peil werd geen effect van onderwaterdrains gevonden. Bij het lage peil lijkt de emissie toe te nemen, echter hierbij moet opgemerkt worden dat er waarschijnlijk sprake was van een seizoenseffect. Er moet nog beter gekeken worden naar de werkelijke hydrologische toestand op het moment van meten om te weten in welke mate de effecten aan de vochthuishouding zijn toe te schrijven. De grote variatie in meetresultaten en de verstrengeling van uitkomsten met de vochthuishouding en het graslandgebruik maken het erg lastig om de resultaten te verklaren.

4.6 Afbraak van veen en interne eutrofiering door infiltrerend water

Theoretisch kan de veenafbraak door het infiltrerende slootwater worden gestimuleerd doordat met nitraat en sulfaat in het slootwater indirect zuurstof wordt aangevoerd voor afbraak onder waterverzadigde omstandigheden. Daarnaast is bekend dat ook de aanvoer van bicarbonaat (hard slootwater) en de extra aanvoer van voedingsstoffen (P, N) veenafbraak kunnen stimuleren. Bij een aantal waterschappen bestaan daarom twijfels over de toepassing van onderwaterdrains in het veenweidegebied. Naar aanleiding van deze problematiek is een workshop van deskundigen en belanghebbenden georganiseerd. Daar werd besloten om een kort onderzoek te starten, waarbij men onderwaterdrains die al langere tijd functioneerden zou opgraven om te controleren of inderdaad rond de drain sporen van veenafbraak zichtbaar waren. Het onderzoek is gerapporteerd in een Alterra rapport (Van den Akker et al., 2007). Het onderzoek is bij twee bedrijven in de polder Zegveld uitgevoerd, waarbij drie drains werden opgegraven. In geen enkel geval werd visueel veenafbraak rond de drain geconstateerd. Bij één van de drains was een kokosomhulling aangebracht. Het is bekend dat kokosomhullingen in aerobe omstandigheden verteren. Na 18 jaar bleek de kokosomhulling nog zo goed als nieuw te zijn. Onderzoekers van Alterra en van de Radboud Universiteit en de aanwezige vertegenwoordigers van waterschappen en provincies concludeerden unaniem dat op de bezochte locaties geen sprake was van veenafbraak door slootwater dat via onderwaterdrains in een veenweideperceel was geïnfiltrerd. Een kanttekening daarbij is dat alleen broekveen en bosveen is onderzocht. Dit is representatief voor het overgrote gedeelte van het Groene Hart, maar niet voor veenmos-veenbodems in Noord-Holland boven Amsterdam, die door brakwatersystemen veel hogere sulfaatgehalten kennen. Voorgesteld wordt om hier specifiek onderzoek uit te voeren naar het effect van infiltratie via onderwaterdrains op de afbraak van veenmosveen. Daarnaast zal men onderzoeken in hoeverre het bodemwater bij vergrote of versnelde afvoer

(drainage) tijdens natte perioden extra bijdraagt aan eutrofiëring en sulfaatverrijking van de sloten. Het aanvullende onderzoek heeft nog niet plaatsgevonden.

Navraag bij de eigenaren van de percelen leerde dat bij grote droogte de percelen met onderwaterdrains duidelijk natter en groener bleven en dat sterke scheurvorming door uitdrogen van de grond niet optrad. Dit duidt erop dat de drains ook na langere tijd nog werken zodat de grondwaterstand door infiltratie via de drains hoger blijft. Dit zal de veenafbraak zonder meer beperken. Hoeveel dit is, is aan de hand van dit beperkte veldonderzoek niet te zeggen.

5 Conclusies en praktijktoepassing

Moldrains blijken niet of nauwelijks te draineren en hebben daarom landbouwkundig geen waarde. Wel was sprake van infiltratie waardoor moldrains tot extra vernatting kunnen leiden. Dit kan voor de ontwikkeling van natte natuur interessant zijn. Vaste buisdrains blijken zowel te draineren als te infiltreren. Het functioneren was daarbij sterk afhankelijk van het slootpeil, want ook bij drainage is een substantieel drukverschil nodig tussen grondwater en oppervlaktewater voor waterbeweging van en naar de sloot. Het 'lage' peil van 55 cm –mv bevorderde de drainerende werking in het winterhalfjaar en de infiltratie in het zomerhalfjaar bleef beperkt. De zomergrondwaterstand werd ondanks de extra waterafvoer in het winterhalfjaar niet verlaagd ten opzichte van de ongedraineerde situatie. Het hoge peil van 15 à 20 cm –mv bevorderde de infiltrerende werking in het zomerhalfjaar en de drainerende werking bleef beperkt.

Over het algemeen waren de effecten groter bij een kleinere drainafstand. Het drainerende effect bij het lage peil was relatief groter dan het infiltrerende effect bij het hoge peil. Dit kwam niet alleen door de gehanteerde slootpeilen, maar was ook een gevolg van een relatief gering aantal perioden met een neerslagtekort.

De veenaafbraak is sterk gerelateerd aan de zomergrondwaterstand: een hogere zomergrondwaterstand vermindert de maaiveldddaling. In de praktijk moet een compromis gezocht worden tussen het gewenste drainerende effect en het gewenste infiltrerende effect van onderwaterdrains. Voor het verhogen van de zomergrondwaterstand kan met onderwaterdrains met een beperktere slootpeilverhoging worden volstaan, zonder dat dit tot extra vernatting leidt. Zo kan waarschijnlijk op Praktijkcentrum Zegveld met onderwaterdrains (drainafstand 6 à 8 m) bij een slootpeil van 30 à 35 cm een vergelijkbare zomergrondwaterstand gerealiseerd worden als in de ongedraineerde situatie bij het hoge peil en een vergelijkbare wintergrondwaterstand als in de ongedraineerde situatie bij het lage peil. De maaiveldddaling is gemiddeld bij het hoge peil ongeveer 5 mm en bij het lage peil ongeveer 10 mm per jaar. Dus bij een slootpeil van 30 à 35 cm en bij toepassing van onderwaterdrains mag verwacht worden dat ten opzichte van het lage peil de maaiveldddaling gehalveerd wordt. Dit concluderen we op basis van het verschil in de gemodelleerde grondwaterstanden over de gehele proefperiode. De werkelijke verschillen in zomergrondwaterstanden, zeker tijdens droge perioden, waren groter, waardoor een geringere slootpeilverhoging tot 35 à 40 cm –mv voldoende is om hetzelfde resultaat te bereiken. Een neveneffect van het verminderen van de veenaafbraak is een lagere broeikasgasuitstoot. Volgens de modelstudie van Hendriks et al. (2008) zou bij een slootpeil van 40 cm en toepassing van onderwaterdrains de reductie van de totale broeikasgasuitstoot meer dan 20% bedragen ten opzichte van een slootpeil van 60 cm –mv.

De grasopbrengst en daarmee de stikstofopbrengst werd op zowel het lage als hoge peil negatief beïnvloed door een lagere stikstoflevering van de bodem (lagere opbrengst onbemest).

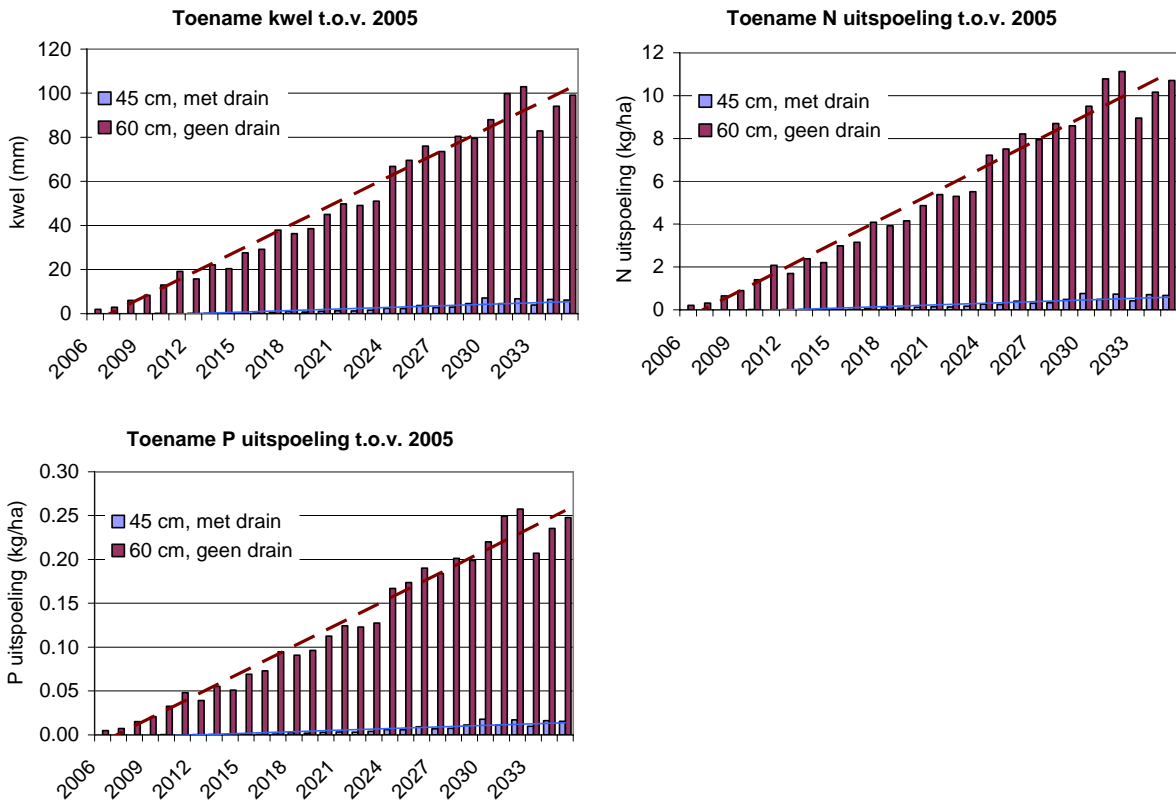
De lagere stikstoflevering door onderwaterdrains duidt op een verminderde veenaafbraak. Hoewel geen direct bewijs wordt geleverd, bevestigen de resultaten de hypothese dat onderwaterdrains kunnen bijdragen aan de remming van veenaafbraak en dus aan een geringere maaiveldddaling. Maaiveldhoogtemetingen wezen ook op een geringere maaiveldddaling, hoewel door de relatief korte meetperiode geen betrouwbare uitspraak gedaan kan worden over het effect van onderwaterdrains op maaiveldddaling. Bij het hoge peil werd door onderwaterdrains de benutting van de stikstofbemesting verlaagd, voornamelijk door extra vernatting op perceel 11. Bij het lage peil werd de lagere stikstoflevering ruim gecompenseerd door een hogere stikstofbenutting. In het eerste jaar na aanleg waren de opbrengsten op de gedraineerde objecten hoger dan die van de ongedraineerde objecten, waarschijnlijk door het aanbrengen van de drainage. In de daarop volgende jaren waren de opbrengsten van de gedraineerde objecten juist lager. Het verschil in stikstofopbrengst nam bovendien van jaar tot jaar toe. Het aanleggen van onderwaterdrains vraagt om maatwerk, waarbij de draandiepte en de drainafstand cruciale factoren zijn (zie Hoofdstuk 7). Om zowel het gewenste effect te bereiken op infiltratie als drainage is de hoogte van het slootpeil cruciaal. Een dynamisch peilbeheer zou de werking van onderwaterdrains kunnen versterken door bij hoge grondwaterstanden het slootpeil te verlagen om de drainerende werking te bevorderen en door bij lage grondwaterstanden de slootpeilen te verhogen om de infiltrerende werking te bevorderen. Het meebewegen van slootpeilen met de grondwaterstanden moet in ieder geval voorkomen worden, omdat hierdoor het drainerende en infiltrerende effect sterk vermindert.

5.1 Betekenis voor de praktijk

De toepassing van onderwaterdrains maakt peilveranderingen ‘bespreekbaar’. Het verlagen van hoge peilen hoeft geen nadeel op te leveren voor bodemdaling en het verhogen van lage peilen hoeft geen nadeel op te leveren voor het graslandgebruik. Voor agrarische ondernemers is een investering alleen interessant bij een voldoende drainerende werking. Dit betekent dat het slootpeil niet hoger mag worden dan ongeveer 40 cm –mv. In het geval van peilverhoging kunnen grasopbrengsten dalen door verlaging van de N-levering en vermindering van de N-benutting. Daarentegen kunnen in het geval van peilverlaging de grasopbrengsten toenemen en wordt naar verwachting het aantal weidedagen vergroot. Zeker in het najaar wordt dan het herfstgras beter benut.

Grootschalig gebruik van onderwaterdrains beïnvloedt de waterhuishouding op gebiedsniveau door een grotere aan- en afvoer van water. Hierdoor wordt meer gebiedsvreemd water met gebiedseigen water uitgewisseld. Het is nog onduidelijk wat hiervan het effect is op de waterkwaliteit en in hoeverre indirect de veenafbraak beïnvloed wordt, bijvoorbeeld door een hogere concentratie carbonaat en sulfaat in het gebiedsvreemde water. Waterschappen en Provincies reageren daarom tot dusver terughoudend op grootschalige toepassing in de praktijk. We verwachten echter dat in ieder geval op lange termijn onderwaterdrains positief bijdragen aan de waterkwaliteit, omdat we door vertraging van de bodemdaling minder snel te maken krijgen met een verslechtering van de waterkwaliteit door nutriëntrijke kwel. In figuur 26 staat voor perceel 3 op Praktijkcentrum Zegveld de berekende toename van kwel ten opzichte van 2005 en de toenemende stikstof- en fosforuitspoeling (N- en P-uitspoeling) als gevolg hiervan.

Figuur 26 Berekende toename van de nutriëntrijke kwel, N-uitspoeling en P-uitspoeling door de voortdurende maaiveldval, resultaten modelberekening perceel Zegveld 3. De nutriëntenconcentraties in het kwelwater zijn 12 mg tot-N / L en 0,25 mg tot-P / L. Voor P is dit aan de lage kant.



Door de voortdurende maaiveld dalingen en het voortdurend aanpassen van de slootpeilen aan de maaiveld daling, veranderen veengebieden die vanoudsher in zijgebieden waren langzaam in kwelgebieden. De percelen in dit onderzoek met een laag slootpeil, zoals de percelen 2 en 3, hebben daardoor momenteel een lichte kwel, terwijl bij de percelen 11 en 13 met een hoog slootpeil nog steeds voornamelijk in zijging optreedt.

Bij de beschouwing van de nutriëntenuitspoeling moet men bedenken dat de nutriëntenconcentraties in het kwelwater in veengebieden sterk kunnen verschillen. Zo werd door Hendriks (1993) in de polder Bergambacht concentraties in het kwelwater gevonden van 0,5 – 25 mg totaal-N / L en van 0,25 – 2,5 mg totaal-P / L. In een polder in de Lopikerwaard grenzend aan Bergambacht gaat het om 10-16 mg totaal-N / L en 0,3 - 1,7 mg totaal-P / L. Meer naar de kust kan vooral de concentratie van P in het kwelwater hoger zijn.

5.2 Aanleg onderwaterdrains vraagt maatwerk

Het aanleggen van onderwaterdrains vraagt om maatwerk, waarbij de draindiepte en de drainafstand cruciale factoren zijn. Vanuit het perspectief van waterkwaliteit mag de drainage enerzijds niet te hoog (hoger dan 40 cm –mv) gelegd worden om afvoer van nutriënten uit de wortelzone te voorkomen en anderzijds niet te laag (lager dan 80 cm –mv) om kortsluiting met het diepere nutriëntrijke veenwater en kwel te vermijden. Praktisch gezien is het bereik in diepte waarbinnen de drains aangelegd kunnen worden beperkt, omdat de bovengrens wordt bepaald door het slootpeil en de ondergrens wordt bepaald door de hoogte van de slootbodem. Doorgaans hebben de kavelsloten een beperkte diepte en kan het noodzakelijk zijn om eerst de sloten op diepte te brengen. De keuze van de drainafstand is iets minder kritisch dan de draindiepte. Een drainafstand van 6 m garandeert in de meeste gevallen een voldoende werking. Vervolgens bepaalt de instelling van het slootpeil het uiteindelijke drainerende en infiltrerende effect van de drains. Relatief hoge peilen (hoger dan 30 cm –mv) benadelen de drainage van bodemvocht waardoor extra vernatting optreedt; relatief lage peilen (lager dan 60 cm –mv) benadelen de infiltratie van slootwater waardoor een effect op de maaiveld daling uitblijft of zelfs negatief is.

Het op cruciale momenten (groot neerslagtekort of –overschot) meebewegen van slootpeilen met de grondwaterstanden moet voorkomen worden, omdat dit het drainerende en infiltrerende effect sterk vermindert. Tegengestelde bewegingen van het slootpeil door bijvoorbeeld toepassing van dynamisch peilbeheer kan de werking van de drains versterken. Hierbij wordt in het zomerhalfjaar bij lage grondwaterstanden het slootpeil verhoogd en in het winterhalfjaar bij hoge grondwaterstanden het slootpeil verlaagd.

5.3 Sleufloos draineren

Op Praktijkcentrum Zegveld had het gebruik van een kettinggraver voor het leggen van de buisdrains als grote nadeel dat de graszode boven de drains werd vernietigd.

Door het nazakken van de grond in de sleuven blijft het maaiveld ongelijk wat hinder oplevert bij alle trekkerwerkzaamheden op de percelen. Dit nadeel kan men ondervangen door het gebruik van een andere machine. Loonbedrijf De Vliet uit Noord-Beemster heeft een draineermachine ontwikkeld voor achter een trekker, die sleufloos de drains in de grond plaatst (figuur 27). Met een mes in de vorm van een halve V wordt een sleuf getrokken waarbij de bodem beperkt wordt opgelicht. Nadat de sleuf met een trekker is aangereden is de schade aan de graszode nihil.

Figuur 27 Draineermachine van loonwerkbedrijf De Vlijt uit Noord-Beemster, waarmee ook op grasland sleufloos gedraineerd kan worden



5.4 Kosten

In 2006 zijn in polder Zeevang op twee praktijkbedrijven onderwaterdrains aangelegd voor een veldexperiment. Voor de drainage werd een goedkope alternatieve omhulling gebruikt, namelijk gerecyclede bollennetten. Deze omhulling is ontwikkeld door loonwerkbedrijf de Vlijt uit Noord-Beemster en wordt in Noord-Holland veel toegepast. De drains werden sleufloos gelegd met de machine die in paragraaf 5.3 is beschreven. De kosten bedroegen in dit project € 1,- per strekkende meter inclusief aanleg. Een indicatie van de kosten ziet op basis van het project in Polder Zeevang als volgt uit:

Aanschaf (ha)

Per meter (Ø drainbuis 60 mm)	€ 1,-
Per ha bij drainafstand 6 m	€ 1666,-

Kosten (ha/jaar)

Afschrijving (25 jaar)	€ 65,-
Rente (4,5 %)	€ 75,-
Onderhoud (1,5 %)	€ 25,-
Totaal	€165,-

Grondstof- en energieprijzen veranderen voortdurend. Bij de afweging van kosten en baten dient rekening gehouden te worden met actuele prijzen.

5.5 Aanvullende onderzoeksvragen

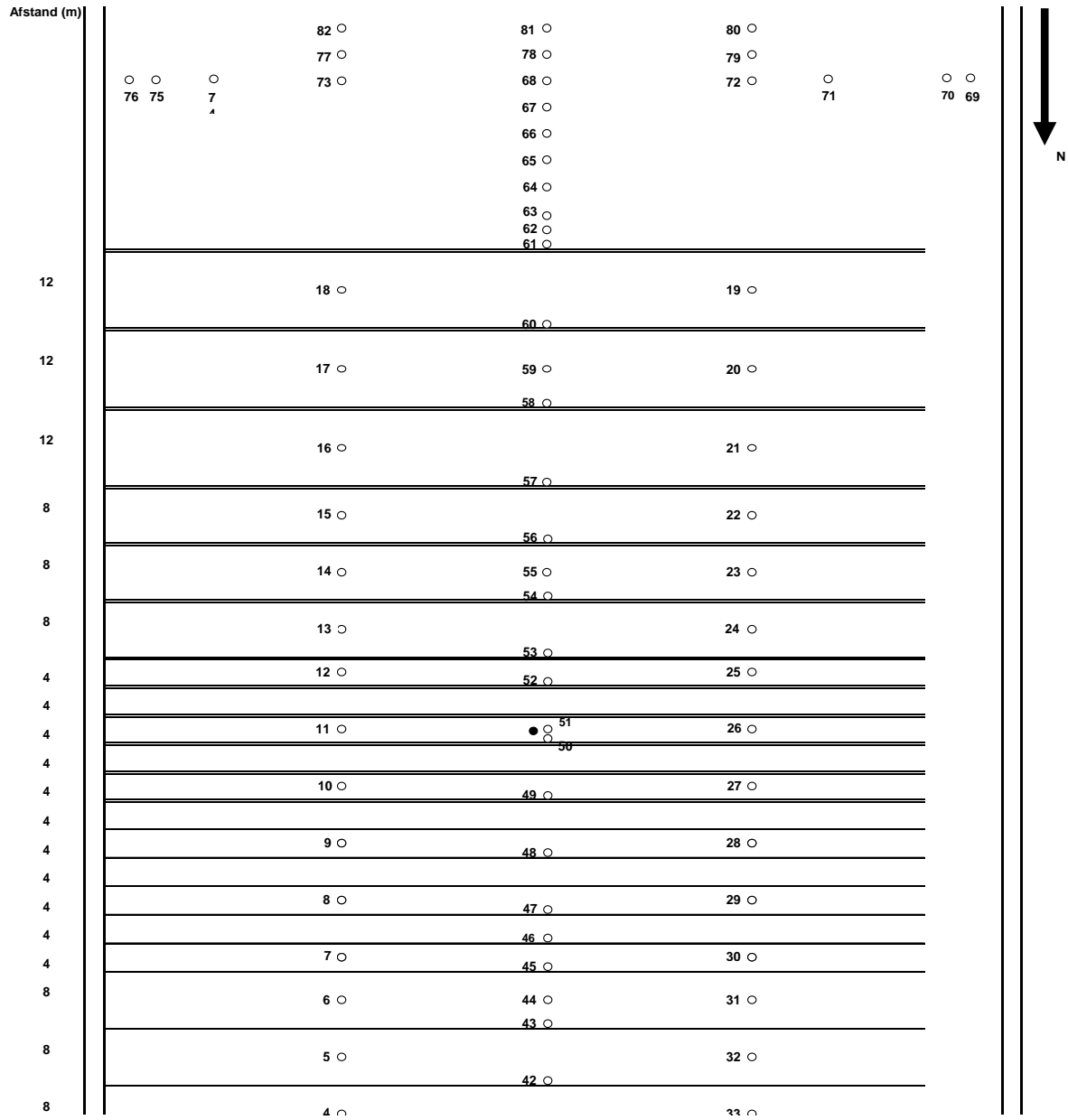
Naar aanleiding van ons onderzoek op Praktijkcentrum Zegveld hebben we de volgende aanvullende onderzoeksvragen over het gebruik van onderwaterdrains:

- Wordt bij een slootpeil van 35 à 40 cm –mv inderdaad het beste compromis gevonden tussen het beperken van de maaiveldvaling en het behoud van een rendabele melkveehouderij?
- In hoeverre bevordert dynamisch peilbeheer de werking van de drains?
- Hoe wordt de waterhuishouding op stroomgebiedniveau beïnvloed?
- In hoeverre verandert de emissie van nutriënten uit de bodem naar het oppervlaktewater en van broeikasgassen (kooldioxide, methaan en lachgas) naar de lucht?

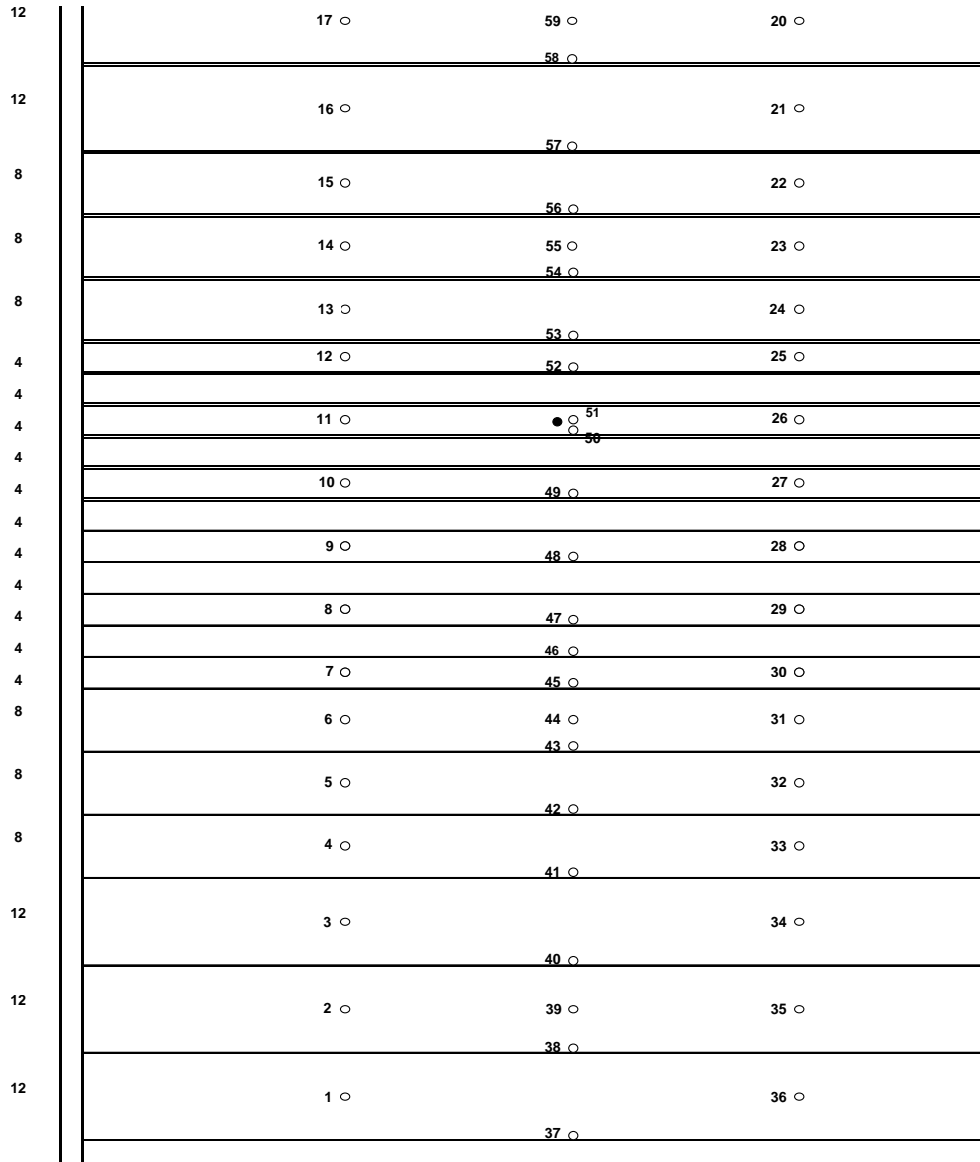
Bijlagen

Bijlage 1 Proefveldschema's

Perceel 2

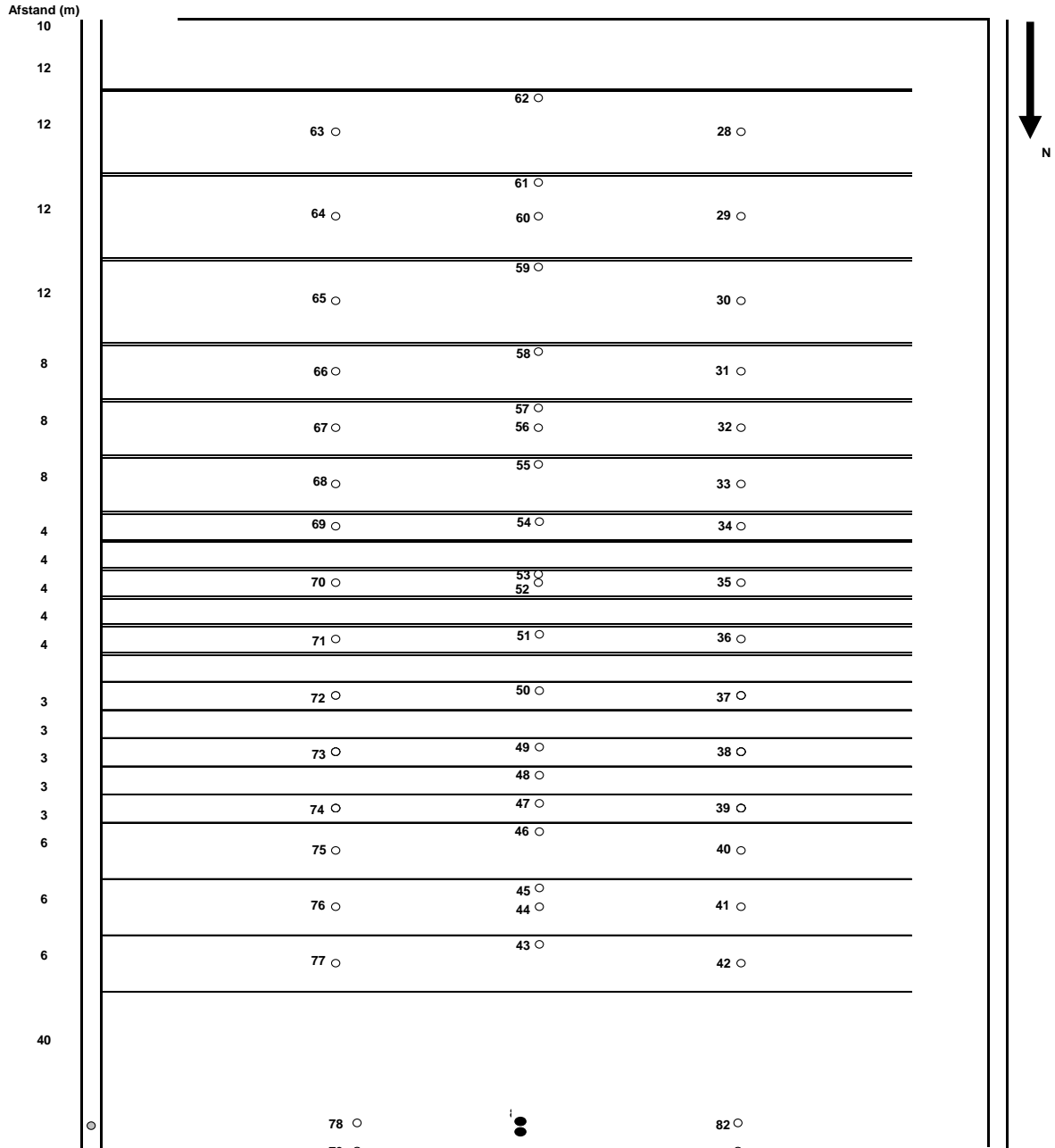


Vervolg Perceel 2

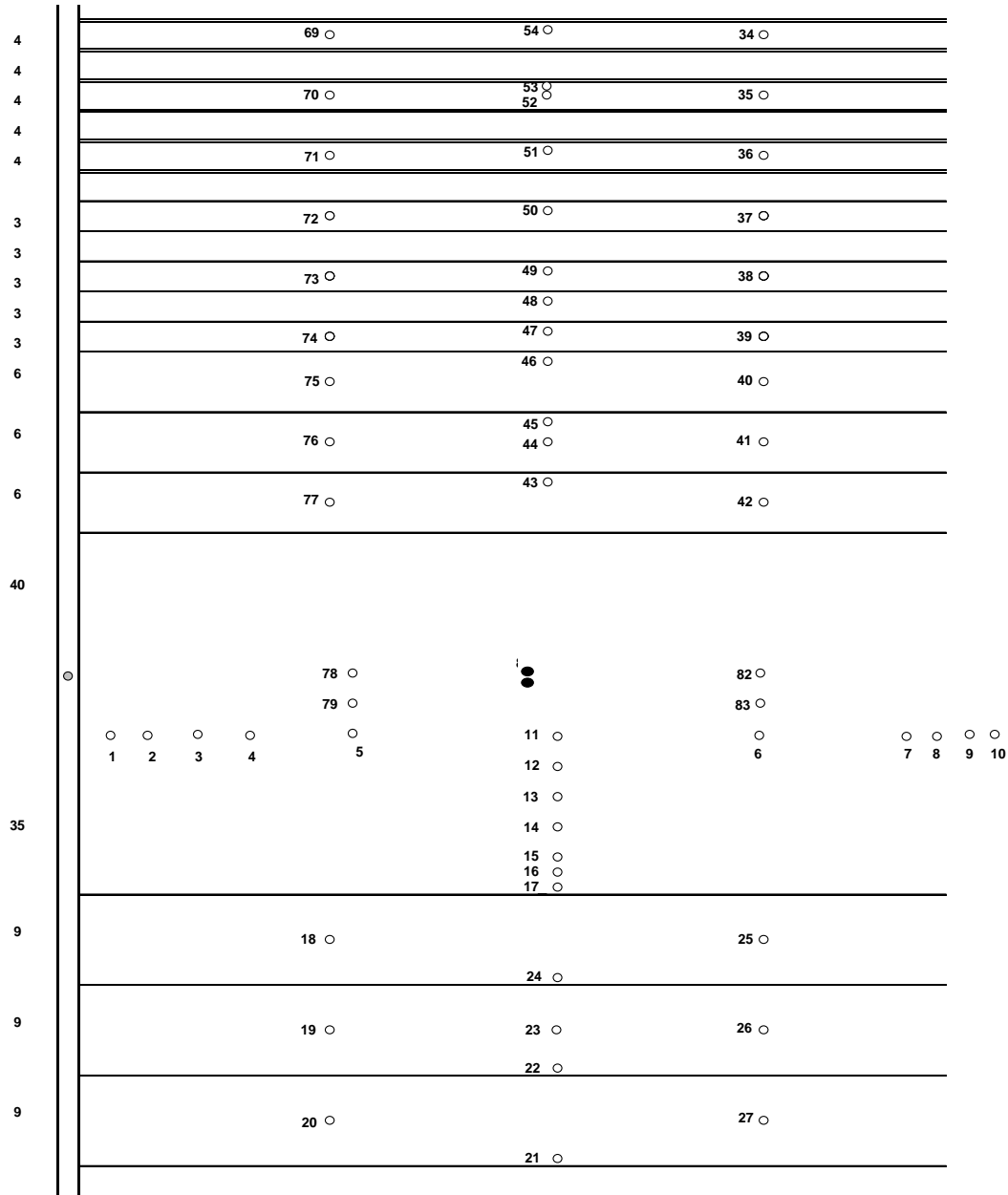


Legenda	
	Vaste buisdrainage
	Moldrainage
	Peilbuis onderzoek
	Peilbuis Europeat
	Peilschaal sloot

Perceel 3

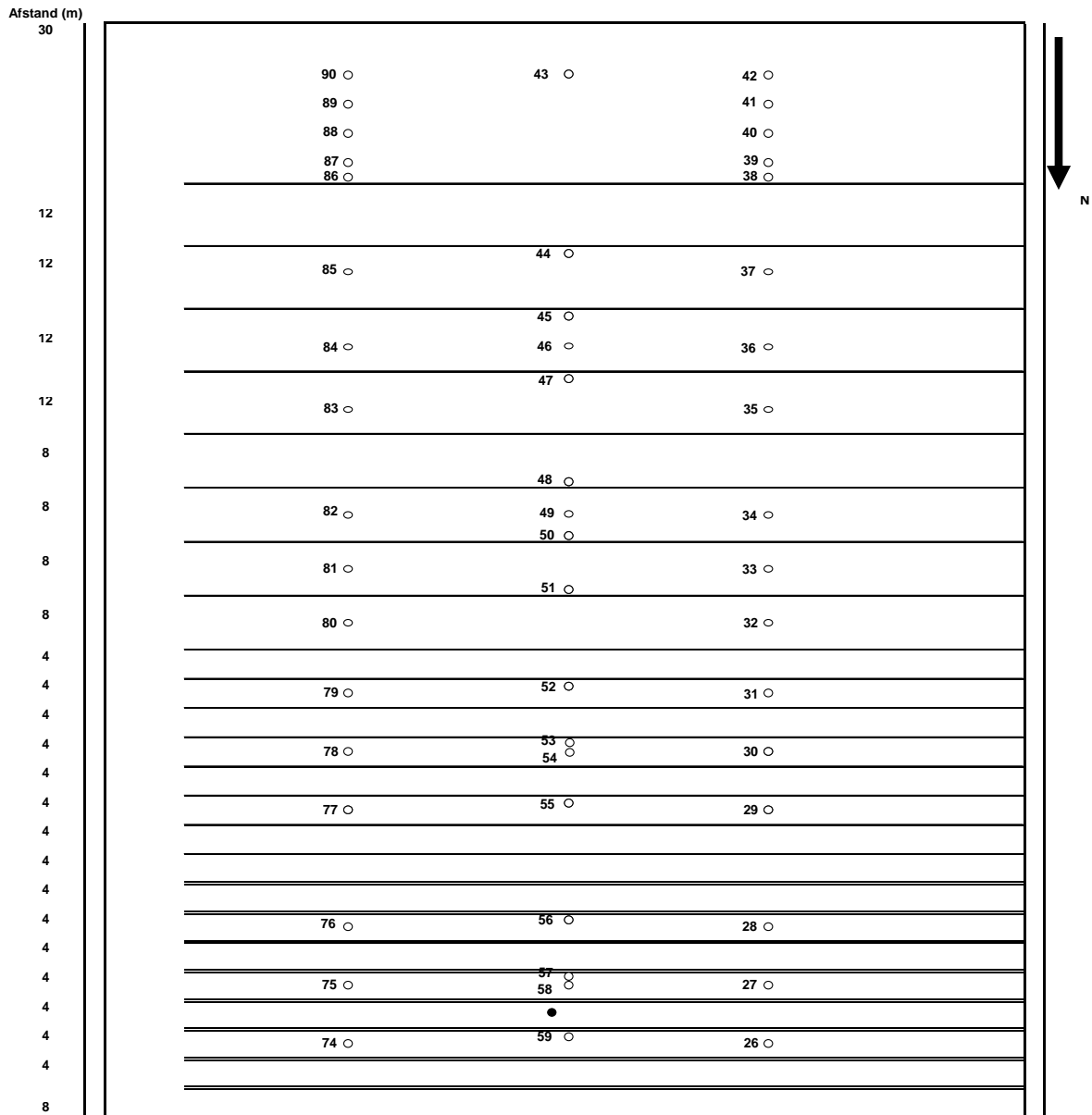


Vervolg perceel 3

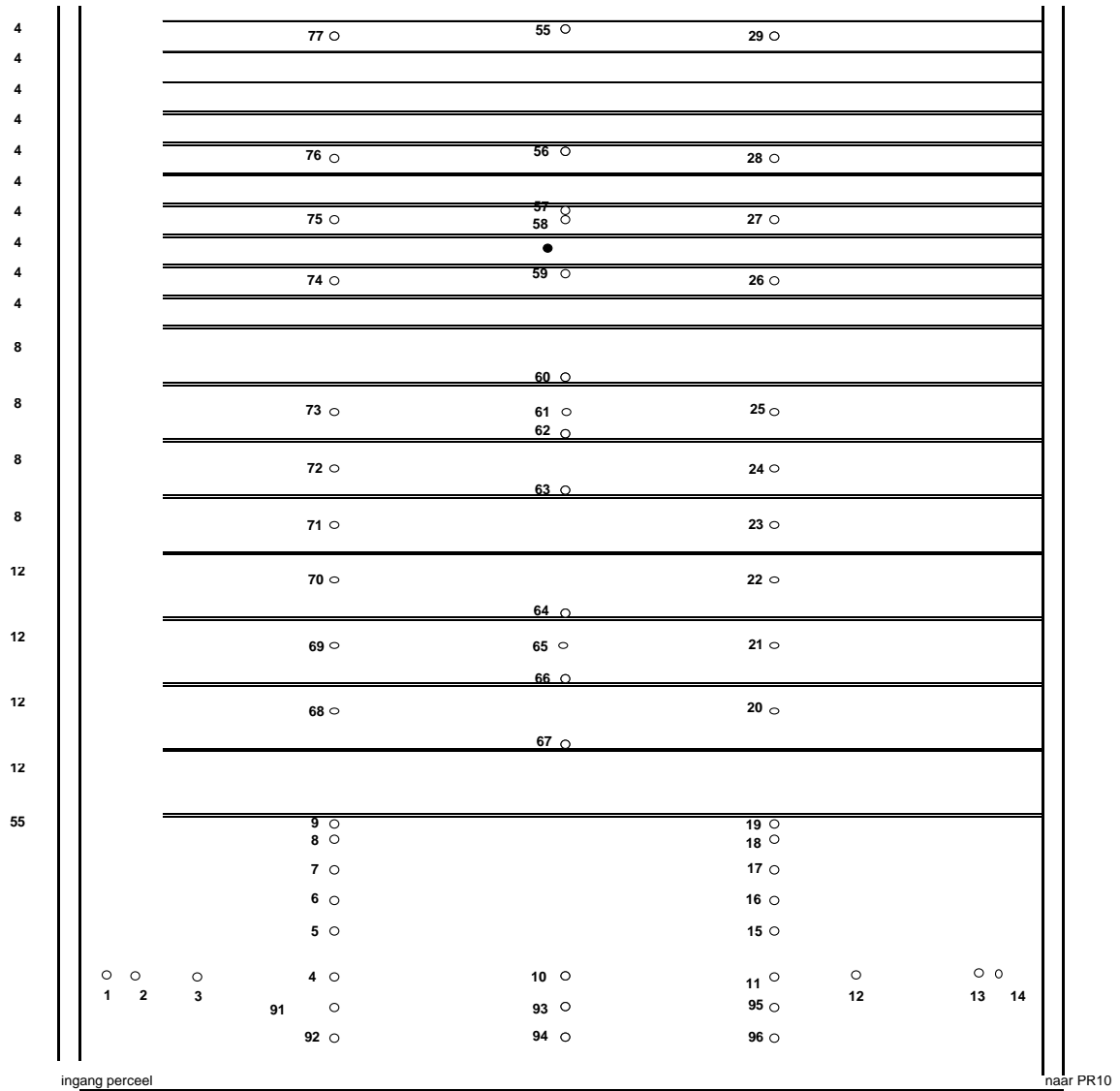


Legenda	
	Vaste buisdrainage
	Moldrainage
	Peilbuis onderzoek
	Peilbuis Europeat
	Peilschaal sloot

Perceel 11

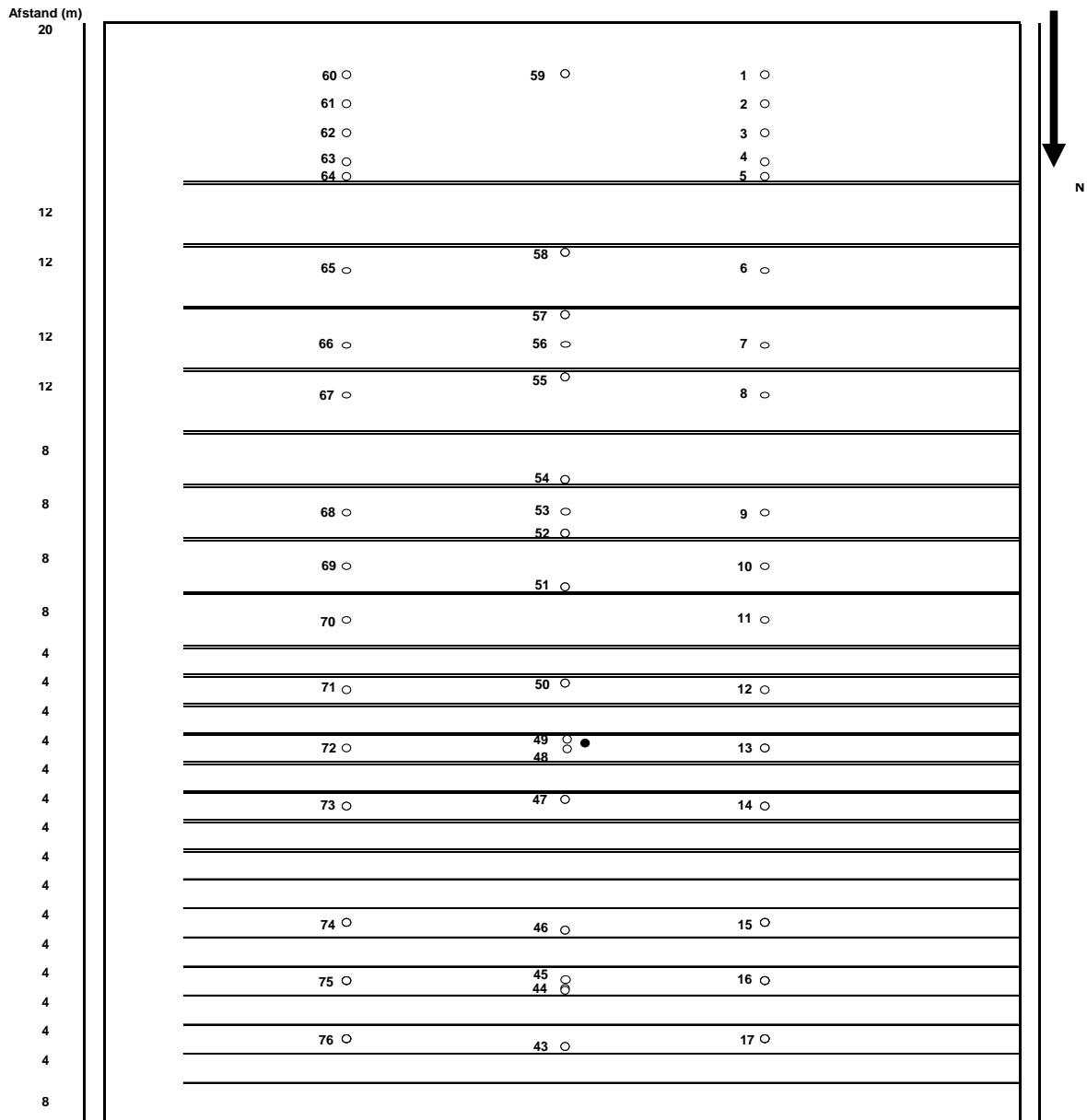


Vervolg perceel 11

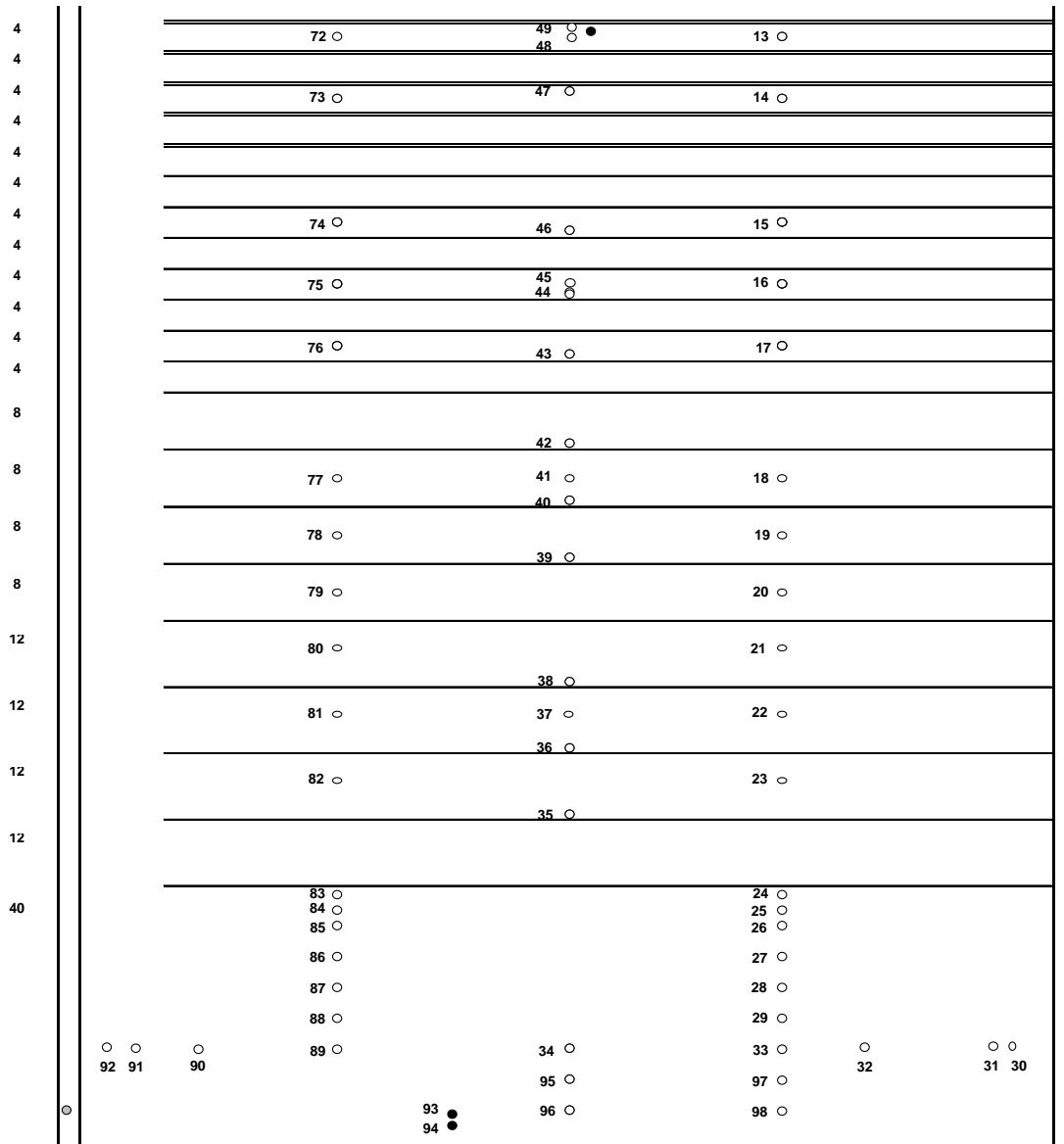


Legenda	
	Vaste buisdrainage
	Moldrainage
	Peilbuis onderzoek
	Peilbuis Europeat
	Peilschaal sloot

Perceel 13



Vervolg perceel 13



Legenda	
—	Vaste buisdrainage
—	Moldrainage
○	Peilbuis onderzoek
●	Peilbuis Europeat
○	Peilschaal sloot

Bijlage 2. Resultaten grondwaterstandanalyse

Moldrains en buisdrains versus blanco (2004-2005)

Tabel 1 Schattingen voor de parameter Amplitude (cm) zoals die in Gentat met REML voor blanco, moldrains en buisdrains, per perceel, per raai en per drainafstand geschat zijn (2004-2005). Voor de hoofdeffecten en de interacties tot en met de 3^e orde (Term) zijn de P-waarden weergegeven. Bij P > 0,05 is het effect van een term significant.

Per-ceel	Peil	Raai	Blanco	Draintype	Drainafstand			Term	P-waarde
					4m	8m	12 m		
2	laag	8 m	13,1	mol	11,8	12,4	13,6	Drain	<0,001
				buis	7,2	8,4	8,6	Raai	0,365
		16 m	14,6	mol	12,8	13,4	14,6	Drain.Afstand	0,201
				buis	8,4	9,6	9,8	Drain.Raai	0,847
		24 m	13,8	mol	13,7	14,2	15,4	Drain.Afstand.	-
				buis	9,7	11,0	11,1	Raai	
3	laag	14 m	16,7	mol	14,3	16,4	15,2	Drain	<0,001
				buis	7,9	10,1	10,8	Raai	0,006
		28 m	20,6	mol	15,2	18,0	16,9	Drain.Afstand	<0,001
				buis	7,3	9,3	9,8	Drain.Raai	0,001
		44 m	16,7	mol	14,1	16,0	15,5	Drain.Afstand.	0,939
				buis	7,8	9,5	9,4	Raai	
11	hoog	7 m	6,6	mol	9,0	10,8	9,9	Drain	<0,001
				buis	7,1	7,8	7,4	Raai	<0,001
		13 m	7,8	mol	10,7	12,3	11,7	Drain.Afstand	0,024
				buis	8,9	9,4	7,8	Drain.Raai	0,935
		22 m	6,9	mol	9,6	10,0	10,5	Drain.Afstand.	0,841
				buis	6,4	8,3	7,5	Raai	
13	hoog	8 m	11,0	mol	11,4	9,4	9,2	Drain	<0,001
				buis	3,8	6,3	8,1	Raai	<0,001
		16 m	13,3	mol	14,5	14,1	13,5	Drain.Afstand	<0,001
				buis	8,7	10,2	10,9	Drain.Raai	0,061
		33 m	12,2	mol	11,8	11,6	11,3	Drain.Afstand.	0,201
				buis	6,1	8,5	10,6	Raai	

Tabel 2 Schattingen voor de parameter Niveau (cm ten opzichte van het maaiveld) zoals die in Gentat met REML voor blanco, moldrains en buisdrains, per perceel, per raai en per drainafstand geschat zijn (2004-2005). Voor de hoofdeffecten en de interacties tot en met de 3^e orde (Term) zijn de P-waarden weergegeven. Bij $P > 0,05$ is het effect van een term significant.

Per-ceel	Peil	Raai	Blanco	Draintype	Drainafstand			Term	P-waarde
					4m	8m	12 m		
2	laag	8 m	-43,6	mol	-45,7	-43,2	-41,7	Drain	<0,001
				buis	-48,7	-47,2	-46,5	Raai	0,119
		16 m	-43,6	mol	-43,0	-38,4	-39,1	Drain.Afstand	0,048
				buis	-48,5	-48,9	-47,6	Drain.Raai	0,011
		24 m	-46,9	mol	-42,0	-37,5	-34,2	Drain.Afstand.	0,499
				buis	-47,8	-49,7	-47,0	Raai	
3	laag	14 m	-35,5	mol	-39,1	-36,4	-37,7	Drain	<0,001
				buis	-43,1	-45,4	-44,5	Raai	<0,001
		28 m	-35,5	mol	-35,5	-35,8	-34,4	Drain.Afstand	0,017
				buis	-43,4	-44,5	-42,9	Drain.Raai	0,072
		44 m	-39,2	mol	-39,6	-37,9	-41,1	Drain.Afstand.	0,243
				buis	-43,3	-47,6	-44,0	Raai	
11	hoog	7 m	-31,0	mol	-27,7	-27,6	-28,6	Drain	<0,001
				buis	-27,0	-26,5	-25,7	Raai	0,014
		13 m	-33,0	mol	-28,5	-28,6	-30,8	Drain.Afstand	<0,001
				buis	-28,6	-27,8	-28,1	Drain.Raai	0,162
		22 m	-33,5	mol	-27,1	-27,9	-28,6	Drain.Afstand.	0,253
				buis	-29,5	-27,3	-26,7	Raai	
13	hoog	8 m	-28,7	mol	-22,1	-22,3	-23,3	Drain	<0,001
				buis	-24,0	-25,6	-26,0	Raai	0,039
		16 m	-27,1	mol	-20,8	-20,9	-21,9	Drain.Afstand	0,288
				buis	-22,2	-23,8	-24,2	Drain.Raai	0,173
		33 m	-25,4	mol	-24,0	-24,1	-25,1	Drain.Afstand.	-
				buis	-24,4	-26,0	-26,3	Raai	

Tabel 3 Schattingen voor de parameter Fase (dag) zoals die in Gentat met REML voor blanco, moldrains en buisdrains, per perceel, per raai en per drainafstand geschat zijn (2004-2005). Voor de hoofdeffecten en de interacties tot en met de 3^e orde (Term) zijn de P-waarden weergegeven. Bij P > 0,05 is het effect van een term significant.

Per-ceel	Peil	Raai	Blanco	Draintype	Drainafstand			Term	P-waarde
					4m	8m	12 m		
2	laag	8 m	366	mol	369	366	364	Drain	0,02
				buis	366	370	363	Raai	0,83
		16 m	362	mol	364	365	367	Drain.Afstand	<0,001
				buis	360	364	358	Drain.Raai	0,965
		24 m	362	mol	364	364	367	Drain.Afstand. Raai	0,852
				buis	358	365	359		
3	laag	14 m	362	mol	367	369	368	Drain	<0,001
				buis	360	363	355	Raai	0,243
		28 m	361	mol	367	369	370	Drain.Afstand	<0,001
				buis	356	359	354	Drain.Raai	0,063
		44 m	365	mol	367	369	366	Drain.Afstand. Raai	0,612
				buis	358	358	350		
11	hoog	7 m	356	mol	366	363	363	Drain	<0,001
				buis	339	358	347	Raai	<0,001
		13 m	359	mol	366	364	365	Drain.Afstand	0,017
				buis	349	362	353	Drain.Raai	0,216
		22 m	356	mol	360	361	366	Drain.Afstand. Raai	0,713
				buis	350	358	350		
13	hoog	8 m	356	mol	357	361	363	Drain	0,021
				buis	357	358	352	Raai	0,021
		16 m	360	mol	359	357	360	Drain.Afstand	<0,001
				buis	368	367	355	Drain.Raai	<0,001
		33 m	354	mol	365	364	365	Drain.Afstand. Raai	0,36
				buis	357	364	350		

Buisdrains versus blanco (2004-2007)

Tabel 4 Schattingen voor de parameter Amplitude (cm) zoals die in Gentat met REML voor blanco en buisdrainage per perceel, per raai, per drainafstand geschat zijn (2004-2007). Voor de hoofdeffecten en de interacties tot en met de 3^e orde (Term) zijn de P-waarden weergegeven. Bij $P > 0,05$ is het effect van een term significant.

Per-ceel	Peil	Raai	Blanco	Draintype	Drainafstand			Term	P-waarde
					4m	8m	12 m		
2	Laag	8	13,4	buis	7,3	7,7	9,1	Drain	<0,001
		16	14,2	buis	7,9	9,0	9,7	Raai	0,193
		24	12,9	buis	8,5	8,9	11,4	Drain.Afstand	<0,001
								Drain.Raai	0,144
								Drain.Afstand. Raai	0,684
3	Laag	14	16,6	buis	10,2	12,2	12,0	Drain	<0,001
		28	19,7	buis	10,4	11,0	11,6	Raai	0,178
		44	17,0	buis	9,7	10,3	10,4	Drain.Afstand	0,2
								Drain.Raai	0,107
								Drain.Afstand. Raai	0,893
11	Hoog	7	6,3	buis	6,9	6,5	6,3	Drain	0,213
		13	8,0	buis	8,9	9,4	7,1	Raai	0,002
		22	6,4	buis	6,4	8,1	7,6	Drain.Afstand	0,185
								Drain.Raai	0,855
								Drain.Afstand. Raai	0,251
13	Hoog	8	10,8	buis	5,2	6,0	8,1	Drain	0,013
		16	12,5	buis	10,3	8,9	9,5	Raai	0,029
		33	10,7	buis	6,5	9,4	10,2	Drain.Afstand	0,208
								Drain.Raai	0,594
								Drain.Afstand. Raai	0,219

Tabel 5 Schattingen voor de parameter Niveau (cm ten opzichte van het maaiveld) zoals die in Gentat met REML voor blanco en buisdrainage per perceel, per raai, per drainafstand geschat zijn (2004-2007). Voor de hoofdeffekten en de interacties tot en met de 3^e orde (Term) zijn de P-waarden weergegeven. Bij $P > 0,05$ is het effect van een term significant.

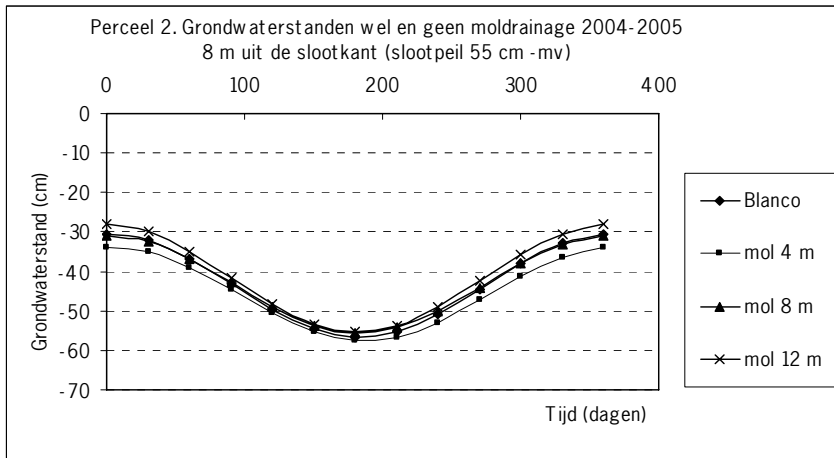
Per-ceel	Peil	Raai	Blanco	Draintype	Drainafstand			Term	P-waarde
					4m	8m	12 m		
2	Laag	8	-41,7	buis	-46,2	-44,4	-44,5	Drain	0,006
		16	-41,6	buis	-46,1	-45,4	-45,2	Raai	0,17
		24	-45,1	buis	-46,3	-46,3	-44,9	Drain.Afstand	0,435
								Drain.Raai	0,132
							Drain.Afstand. Raai	0,901	
3	Laag	14	-34,5	buis	-42,0	-41,6	-40,7	Drain	0,402
		28	-33,5	buis	-40,2	-40,2	-39,6	Raai	0,996
		44	-32,1	buis	-35,3	-40,8	-43,1	Drain.Afstand	0,104
								Drain.Raai	0,985
							Drain.Afstand. Raai	0,017	
11	Hoog	7	-29,4	buis	-25,8	-25,6	-25,3	Drain	<0,001
		13	-31,0	buis	-26,6	-26,2	-26,8	Raai	0,041
		22	-31,6	buis	-28,6	-26,2	-25,3	Drain.Afstand	0,407
								Drain.Raai	0,717
							Drain.Afstand. Raai	0,294	
13	Hoog	8	-26,4	buis	-23,4	-24,7	-24,4	Drain	0,008
		16	-25,7	buis	-21,3	-23,1	-23,8	Raai	0,195
		33	-23,9	buis	-23,8	-23,5	-24,4	Drain.Afstand	0,204
								Drain.Raai	0,162
							Drain.Afstand. Raai	0,731	

Tabel 6 Schattingen voor de parameter Fase (dag) zoals die in Gentat met REML voor blanco en buisdrainage per perceel, per raai, per drainafstand geschat zijn (2004-2007). Voor de hoofdeffecten en de interacties tot en met de 3^e orde (Term) zijn de P-waarden weergegeven. Bij $P > 0,05$ is het effect van een term significant.

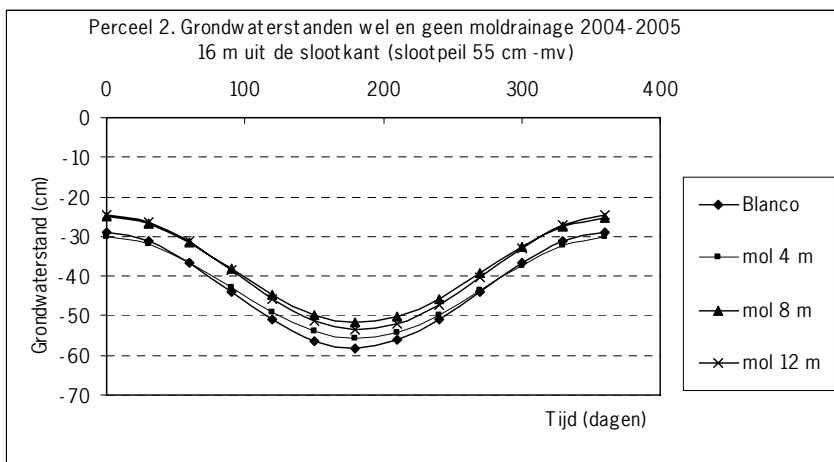
Per-ceel	Peil	Raai	Blanco	Draintype	Drainafstand			Term	P-waarde
					4m	8m	12 m		
2	Laag	8	366,1	buis	360,2	364,0	361,8	Drain	0,009
		16	365,4	buis	356,6	364,6	361,2	Raai	0,236
		24	362,6	buis	355,5	358,7	360,8	Drain.Afstand	<0,001
								Drain.Raai	0,968
						Drain.Afstand. Raai	0,185		
3	Laag	14	366,5	buis	358,9	364,6	361,4	Drain	<0,001
		28	368,2	buis	362,0	366,6	362,0	Raai	0,005
		44	366,0	buis	358,9	360,1	360,5	Drain.Afstand	0,004
								Drain.Raai	0,836
						Drain.Afstand. Raai	0,414		
11	Hoog	7	355,6	buis	339,2	353,6	348,3	Drain	0,043
		13	358,1	buis	350,1	358,5	352,9	Raai	0,02
		22	356,5	buis	351,1	357,2	355,8	Drain.Afstand	0,002
								Drain.Raai	0,483
						Drain.Afstand. Raai	0,742		
13	Hoog	8	356,0	buis	349,5	352,5	355,6	Drain	0,743
		16	362,1	buis	374,3	366,1	356,4	Raai	<0,001
		33	360,6	buis	354,1	362,1	353,8	Drain.Afstand	0,028
								Drain.Raai	0,225
						Drain.Afstand. Raai	<0,001		

Bijlage 3. Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen moldrainage 2004-2005

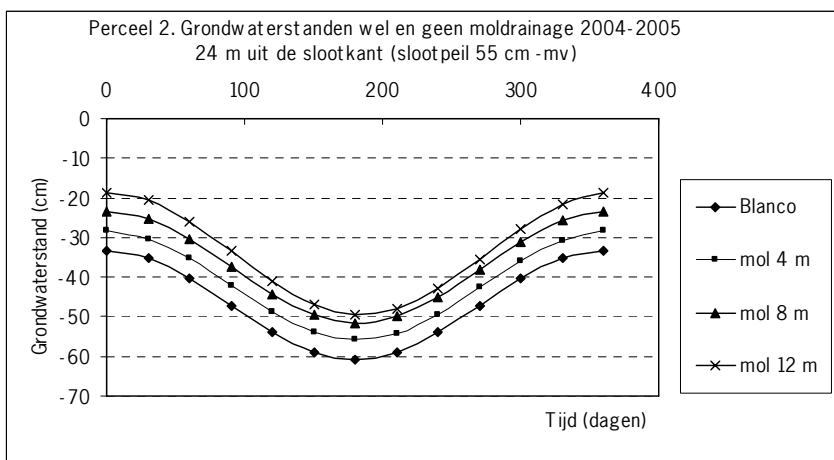
Perceel 2



Figuur 1. Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen moldrainage perceel 2, drainafstanden 4, 8 en 12 m, afstand tot de slootkant 8 m

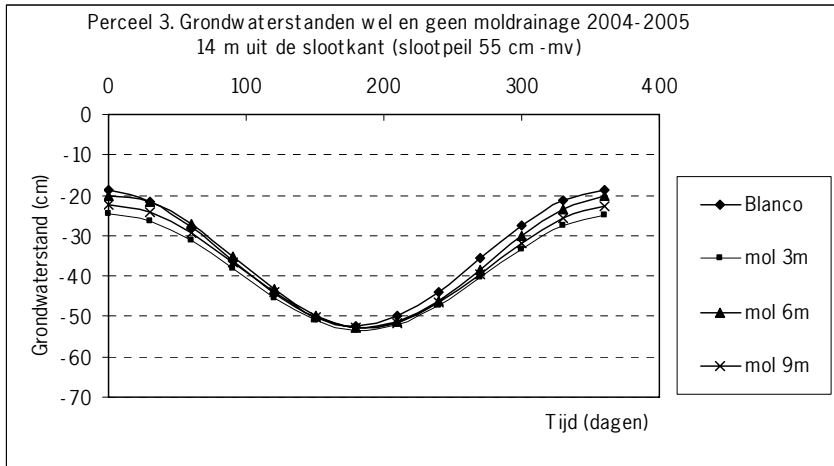


Figuur 2 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen moldrainage perceel 2, drainafstanden 4, 8 en 12 m, afstand tot de slootkant 16 m

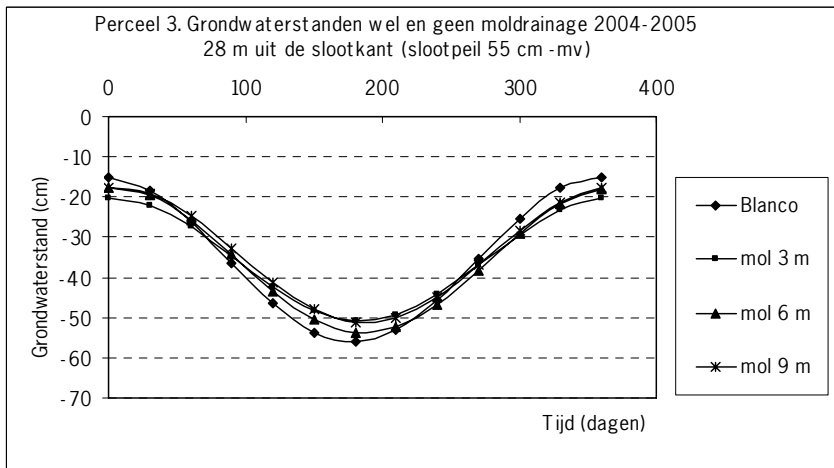


Figuur 3 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen moldrainage perceel 2, drainafstanden 4, 8 en 12 m, afstand tot de slootkant 24 m

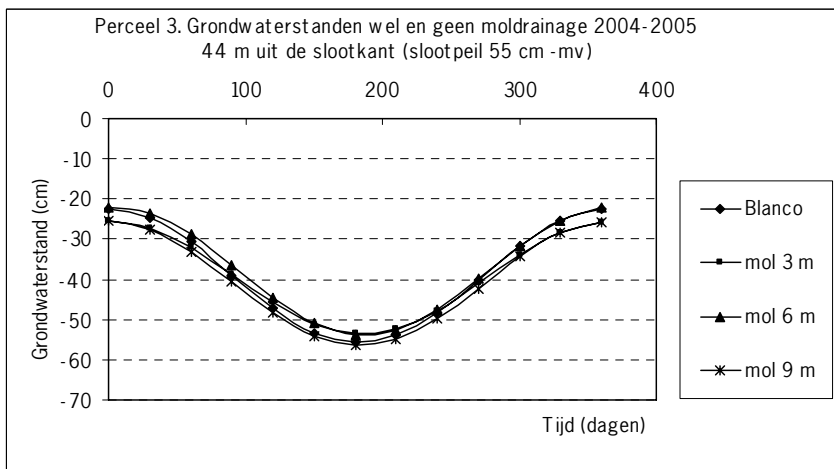
Perceel 3



Figuur 4 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen moldrainage perceel 3, drainafstanden 3, 6 en 9 m, afstand tot de slootkant 14 m

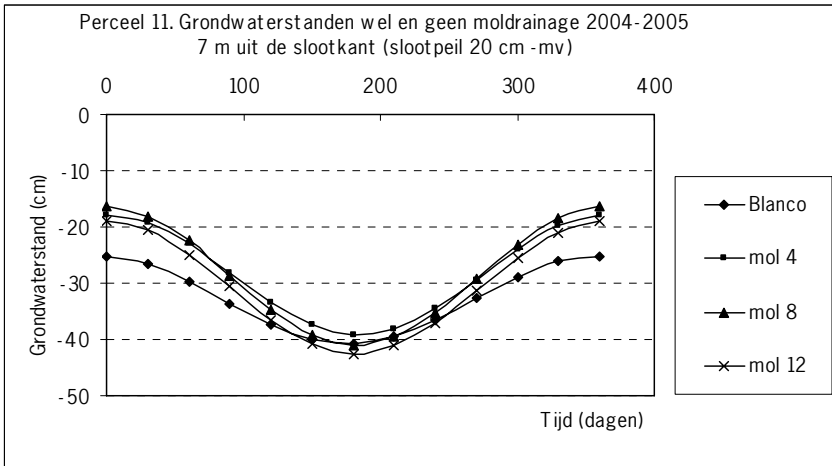


Figuur 5 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen moldrainage perceel 3, drainafstanden 3, 6 en 9 m, afstand tot de slootkant 28 m

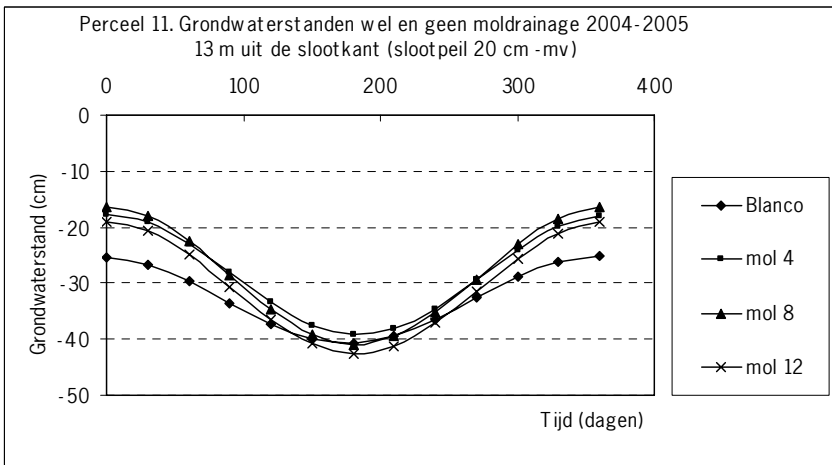


Figuur 6 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen moldrainage perceel 3, drainafstanden 3, 6 en 9 m, afstand tot de slootkant 44 m

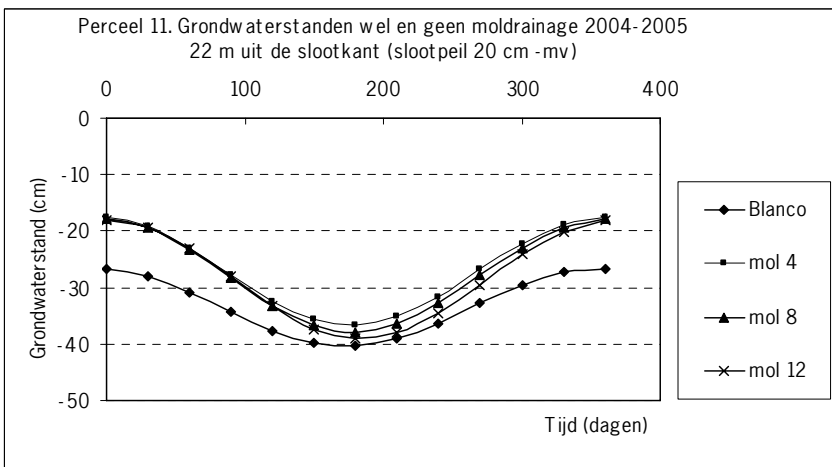
Perceel 11



Figuur 7 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen moldrainage perceel 11, drainafstanden 4, 8 en 12 m, afstand tot de slootkant 7 m

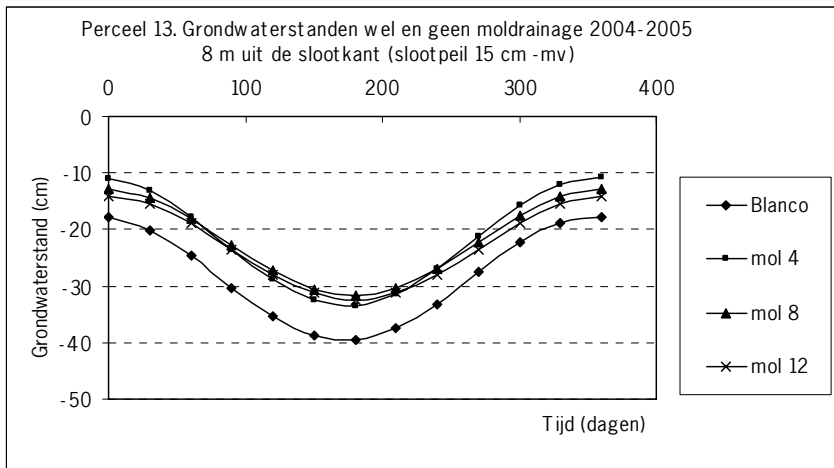


Figuur 8 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen moldrainage perceel 11, drainafstanden 4, 8 en 12 m, afstand tot de slootkant 13 m

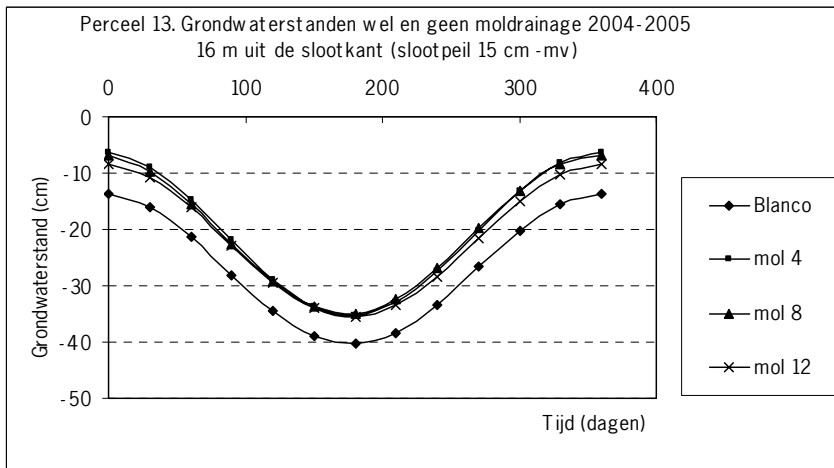


Figuur 9 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen moldrainage perceel 11, drainafstanden 4, 8 en 12 m, afstand tot de slootkant 22 m

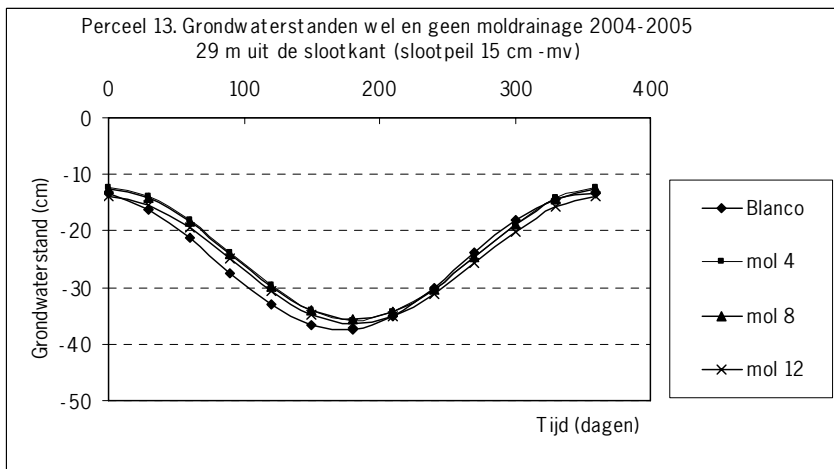
Perceel 13



Figuur 10 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen moldrainage perceel 13, drainafstanden 4, 8 en 12m, afstand tot de slootkant 8 m



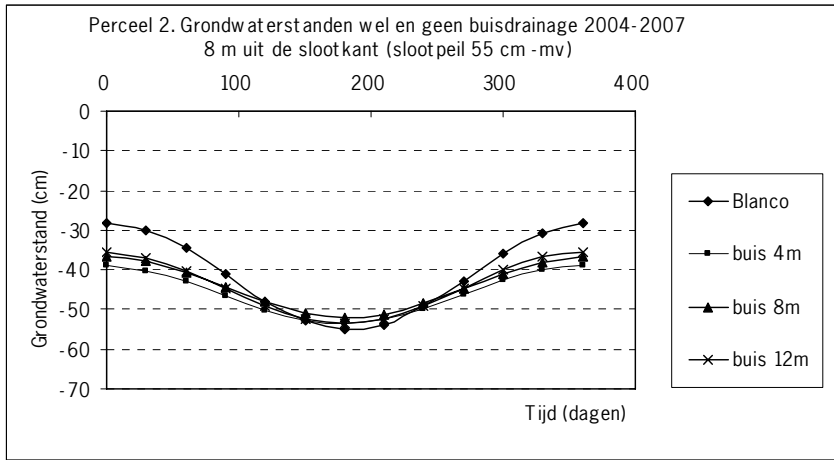
Figuur 11 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen moldrainage perceel 13, drainafstanden 4, 8 en 12 m, afstand tot de slootkant 16 m



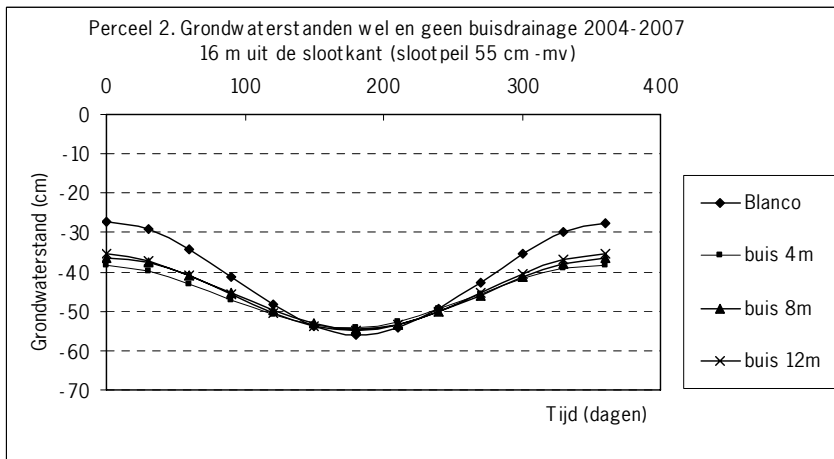
Figuur 12 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen moldrainage perceel 13, drainafstanden 4, 8 en 12 m, afstand tot de slootkant 29 m

Bijlage 4. Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen buisdrainage 2004-2007

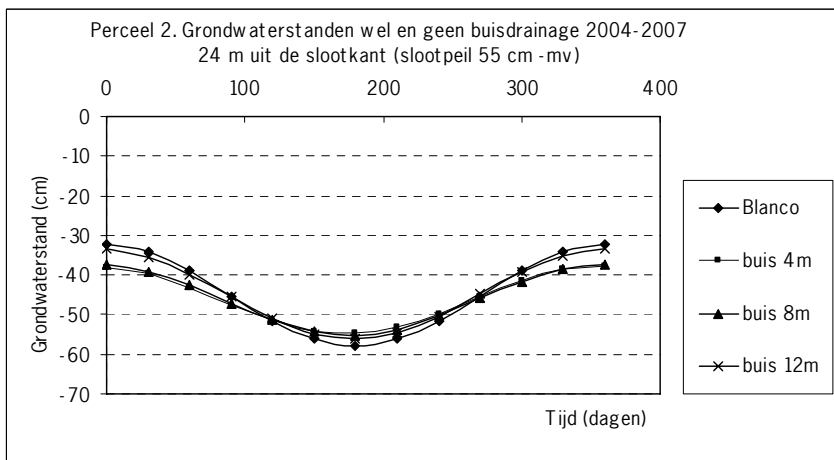
Perceel 2



Figuur 1 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen buisdrainage perceel 2, drainafstanden 4, 8 en 12 m, afstand tot de slootkant 8 m

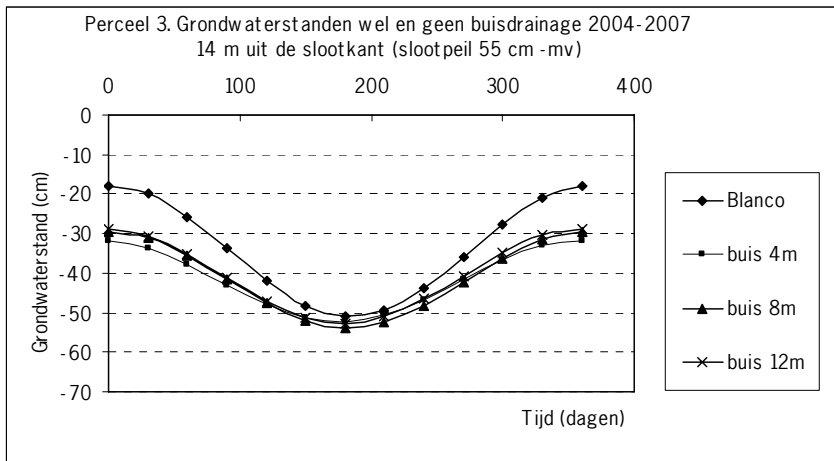


Figuur 2 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen buisdrainage perceel 2, drainafstanden 4, 8 en 12 m, afstand tot de slootkant 16 m

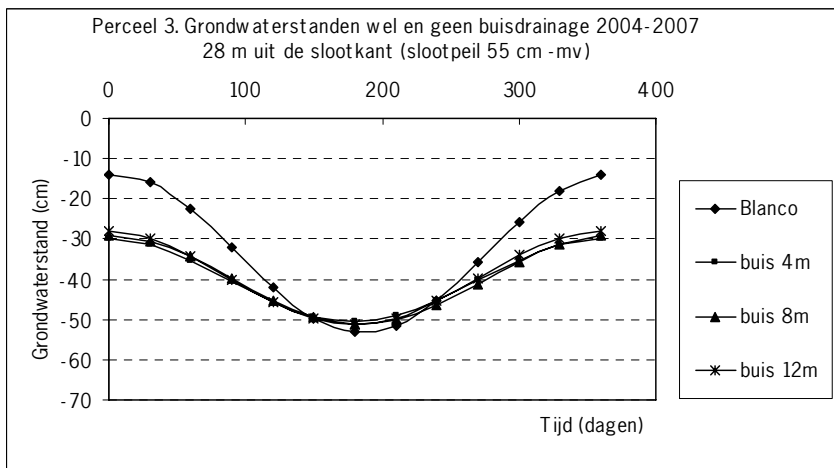


Figuur 3 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen buisdrainage perceel 2, drainafstanden 4, 8 en 12 m, afstand tot de slootkant 24 m

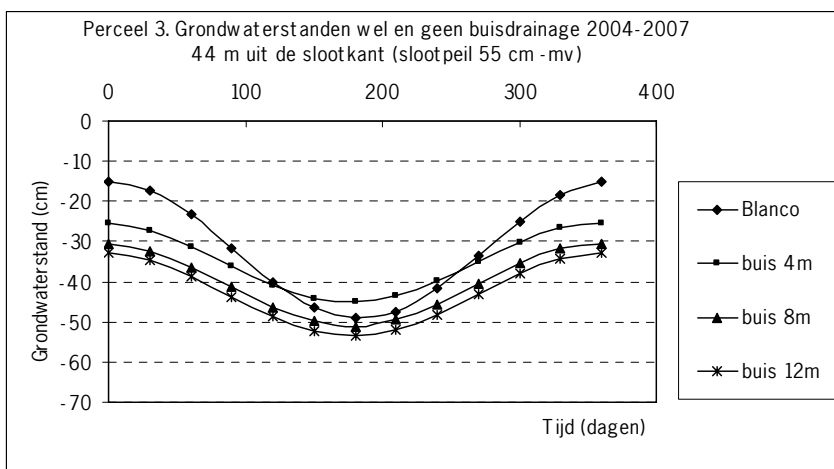
Perceel 3



Figuur 4 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen buisdrainage perceel 3, drainafstanden 4, 8 en 12 m, afstand tot de slootkant 14 m

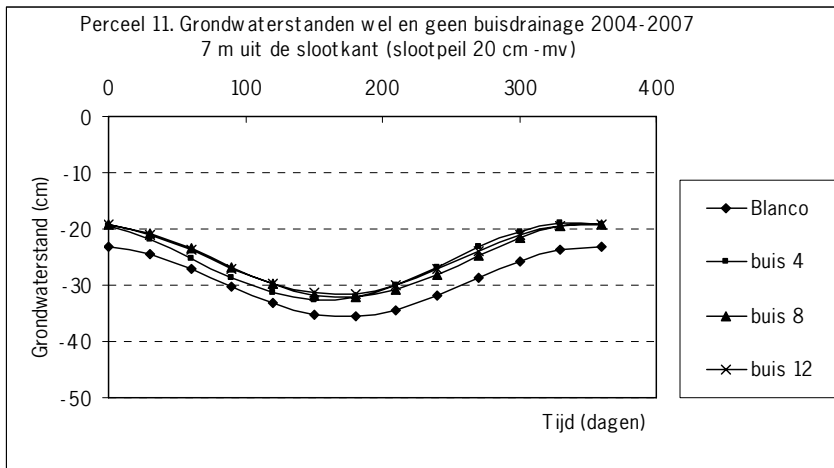


Figuur 5 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen buisdrainage perceel 3, drainafstanden 4, 8 en 12 m, afstand tot de slootkant 28 m

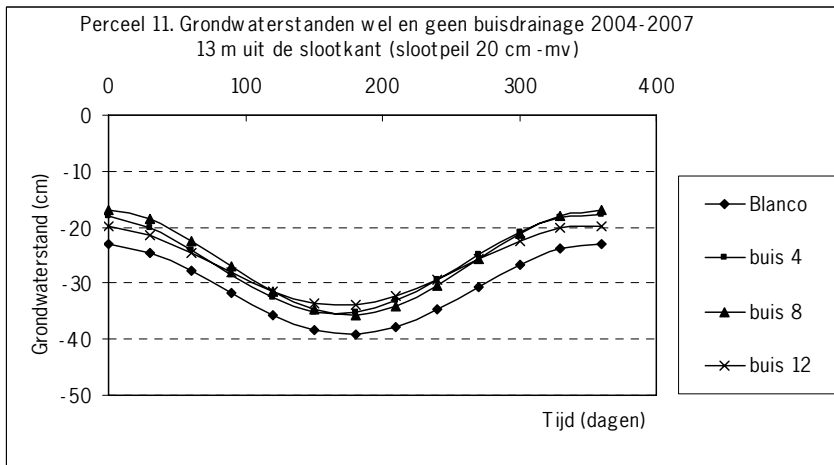


Figuur 6 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen buisdrainage perceel 3, drainafstanden 4, 8 en 12 m, afstand tot de slootkant 44 m

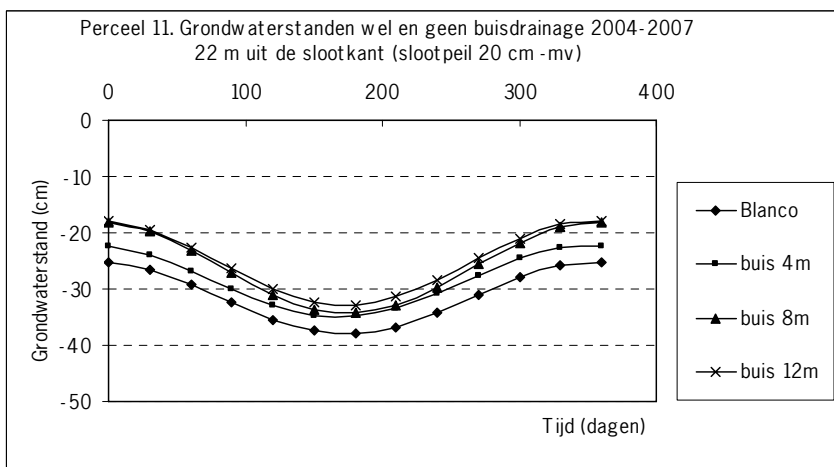
Perceel 11



Figuur 7 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen buisdrainage perceel 11, drainafstanden 4, 8 en 12 m, afstand tot de slootkant 7 m

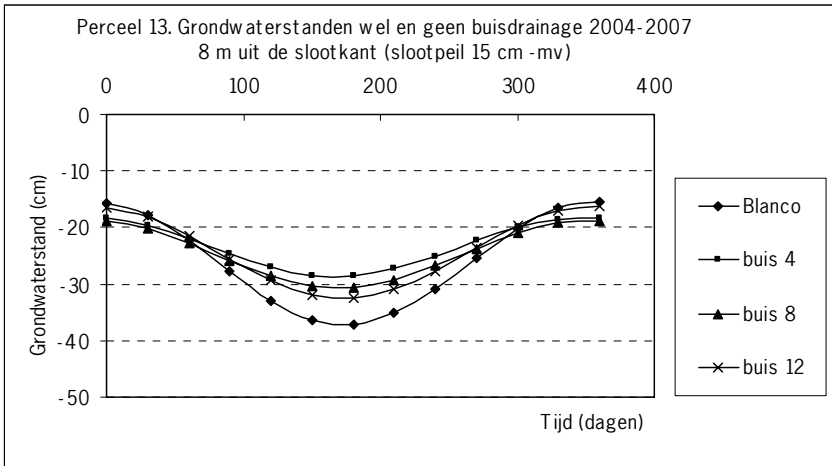


Figuur 8 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen buisdrainage perceel 11, drainafstanden 4, 8 en 12 m, afstand tot de slootkant 13 m

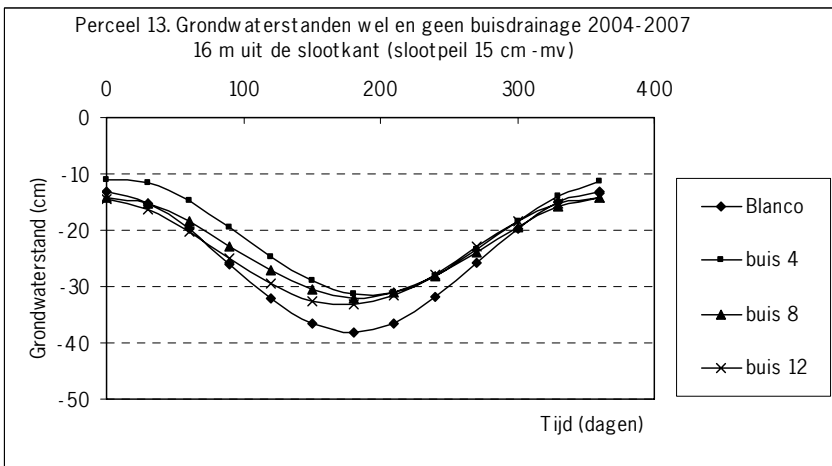


Figuur 9 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen buisdrainage perceel 11, drainafstanden 4, 8 en 12 m, afstand tot de slootkant 22 m

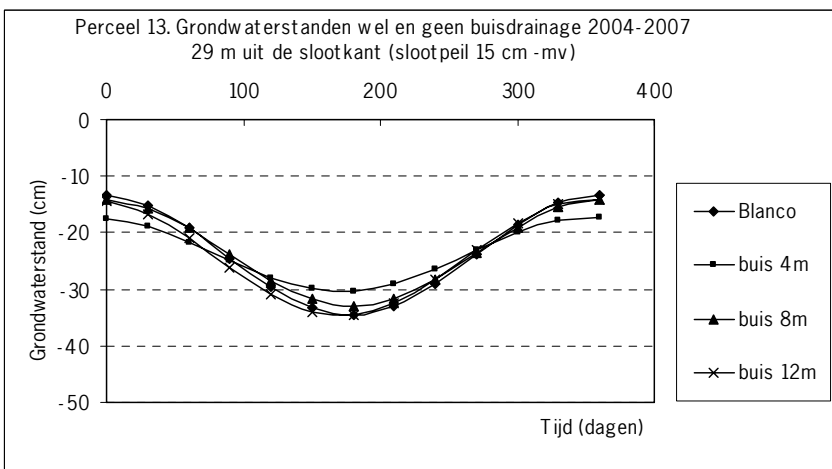
Perceel 13



Figuur 10 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen buisdrainage perceel 13, drainafstanden 4, 8 en 12 m, afstand tot de slootkant 8 m



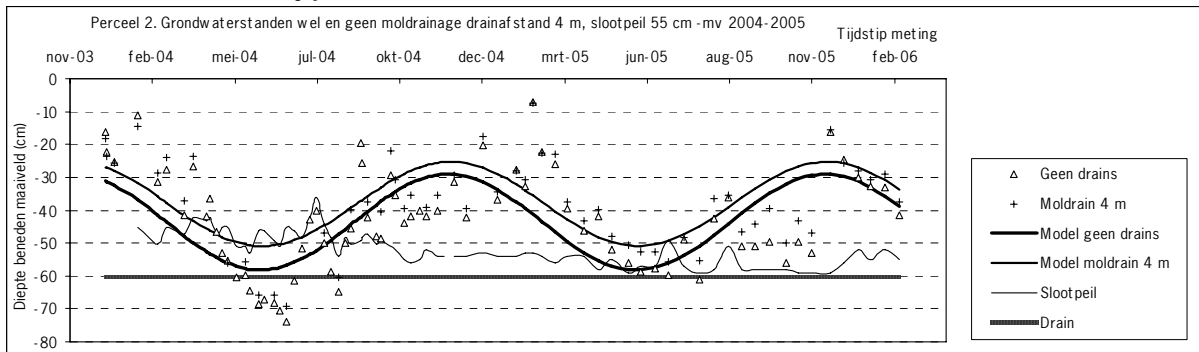
Figuur 11 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen buisdrainage perceel 13, drainafstanden 4, 8 en 12 m, afstand tot de slootkant 16 m



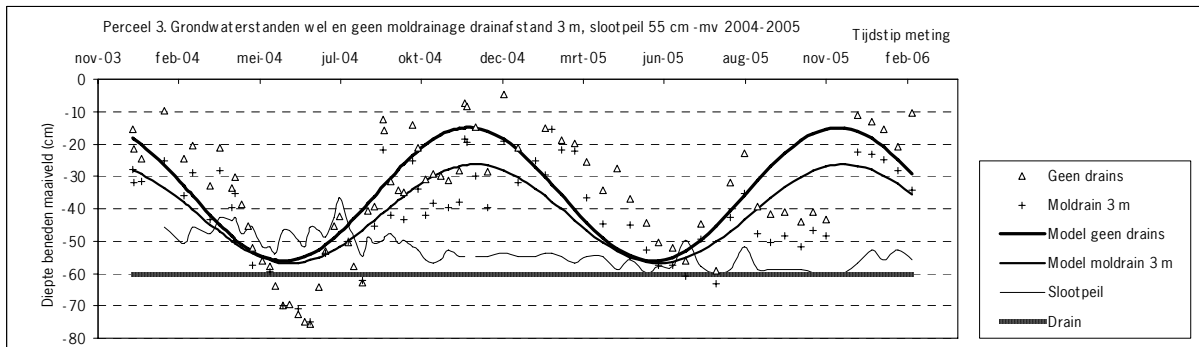
Figuur 12 Gemodelleerde grondwaterstanden wel en geen buisdrainage perceel 13, drainafstanden 4, 8 en 12 m, afstand tot de slootkant 29 m

Bijlage 5. Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen moldrainage 2004-2005

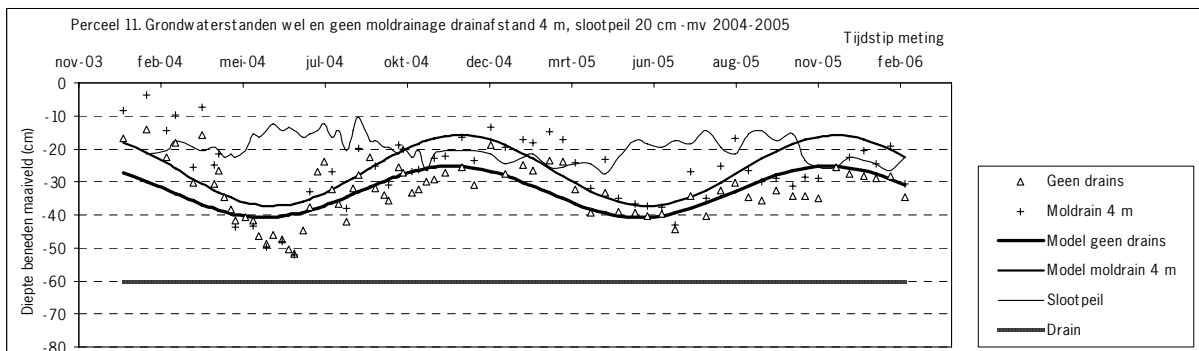
Drainafstand 4 m (3 m bij perceel 3)



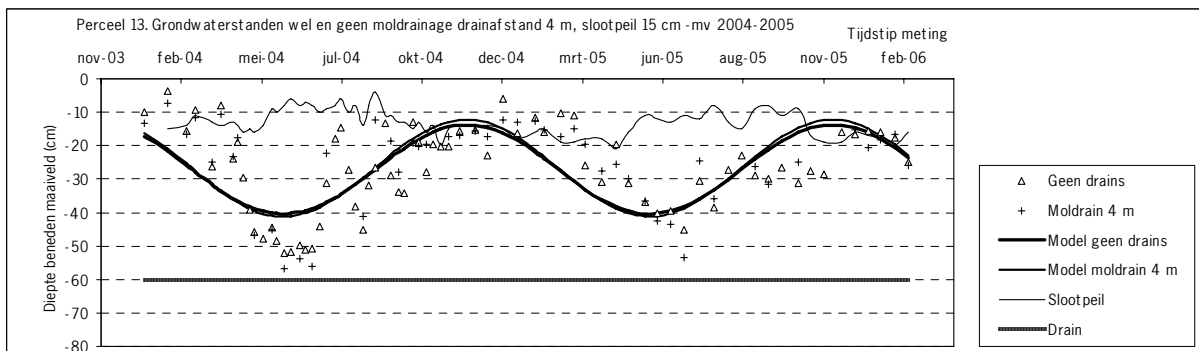
Figuur 1 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen moldrainage (4 m) midden perceel 2



Figuur 2 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen moldrainage (3 m) midden perceel 3

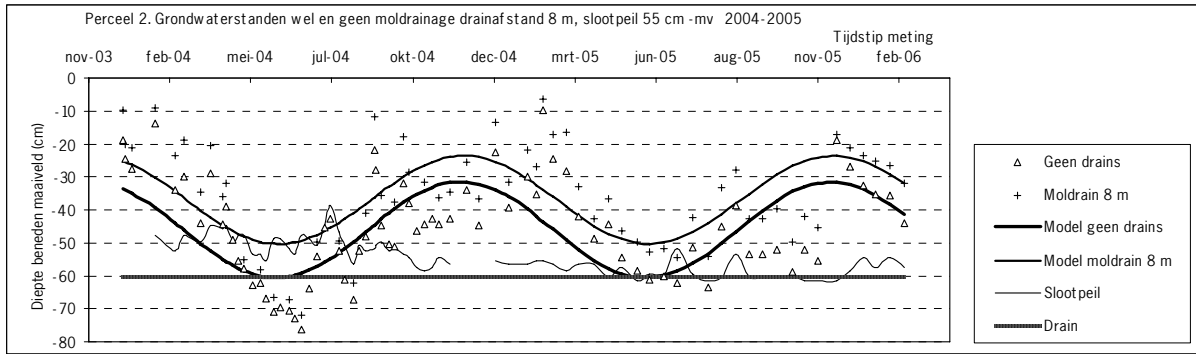


Figuur 3 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen moldrainage (4 m) midden perceel 11

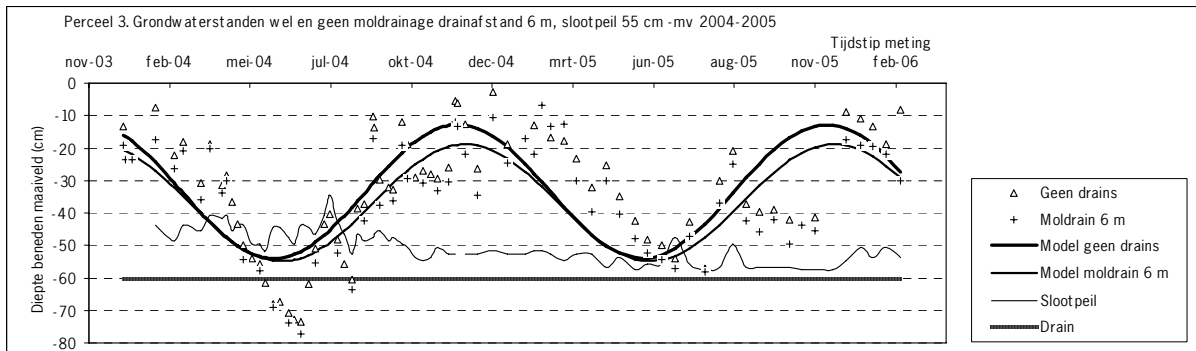


Figuur 4 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen moldrainage (4 m) midden perceel 13

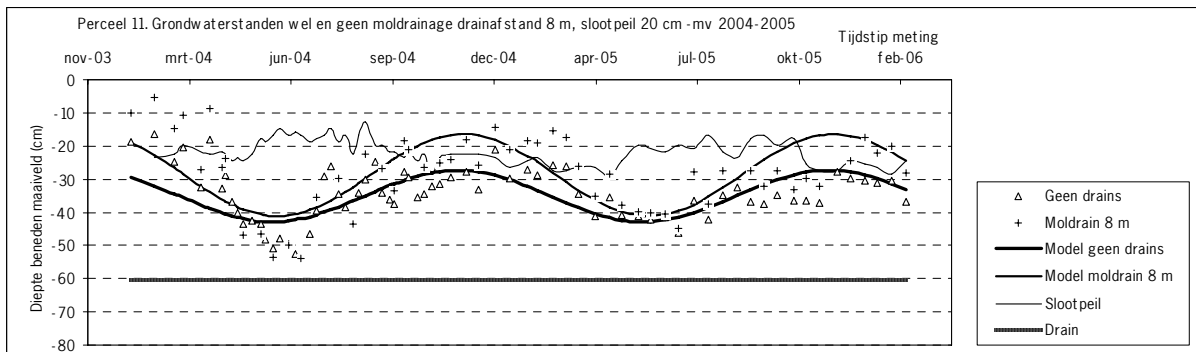
Drainafstand 8 m (6m bij perceel 3)



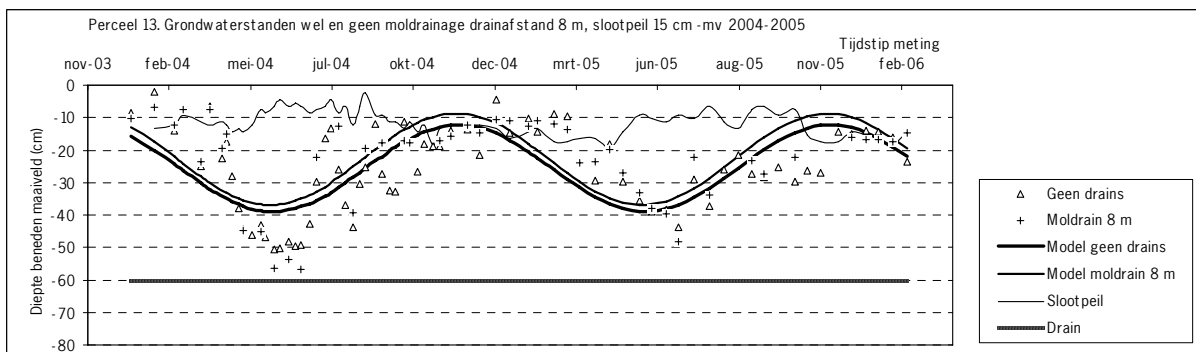
Figuur 5 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen moldrainage (8 m) midden perceel 2



Figuur 6 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen moldrainage (6 m) midden perceel 3

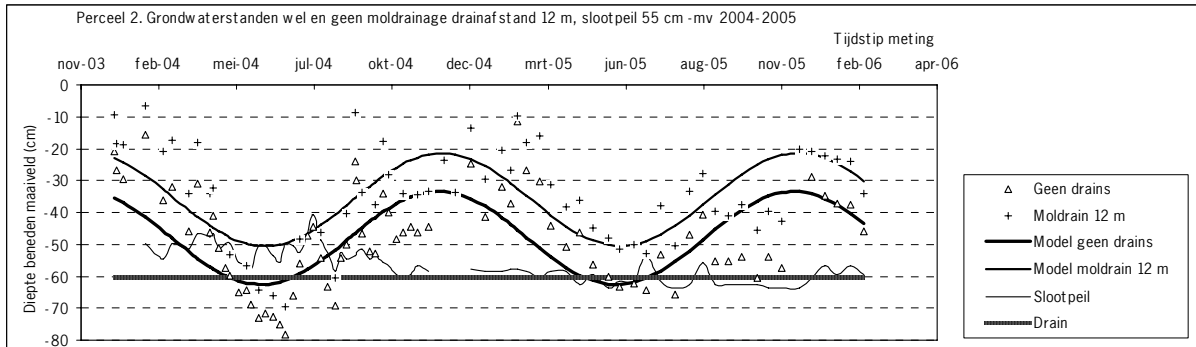


Figuur 7 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen moldrainage (8 m) midden perceel 11

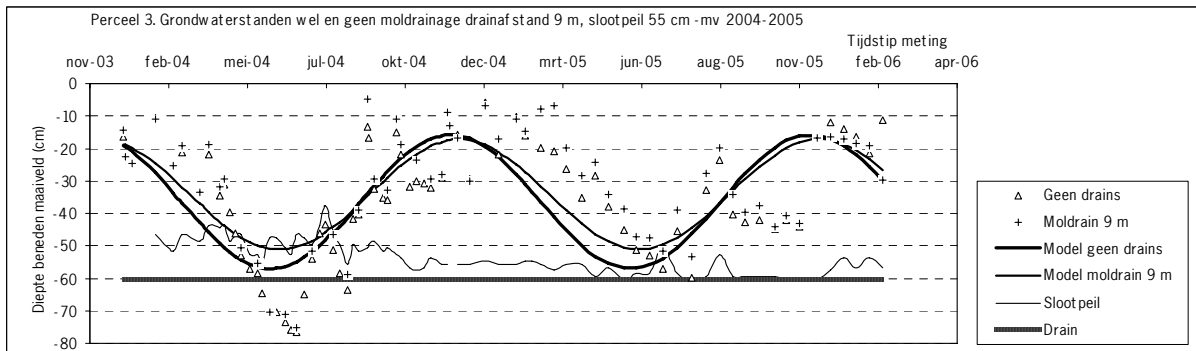


Figuur 8 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen moldrainage (8 m) midden perceel 13

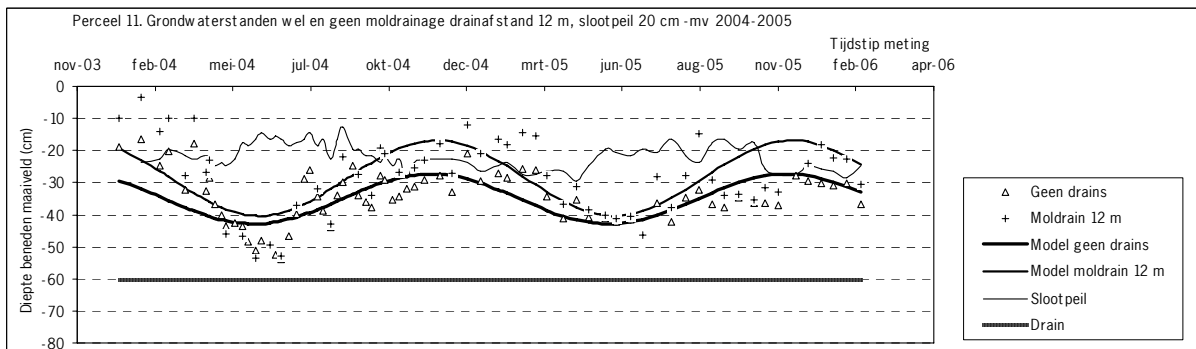
Drainafstand 12 m (9 m bij perceel 3)



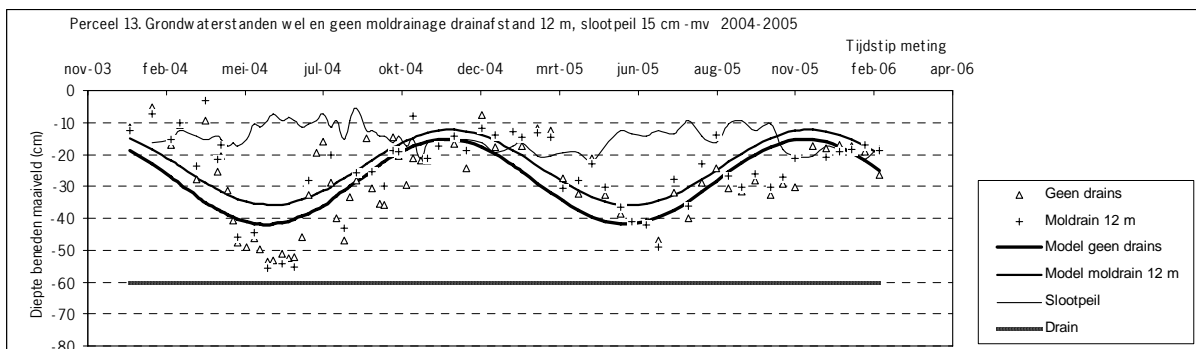
Figuur 9 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen moldrainage (12 m) midden perceel 2



Figuur 10 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen moldrainage (9 m) midden perceel 3



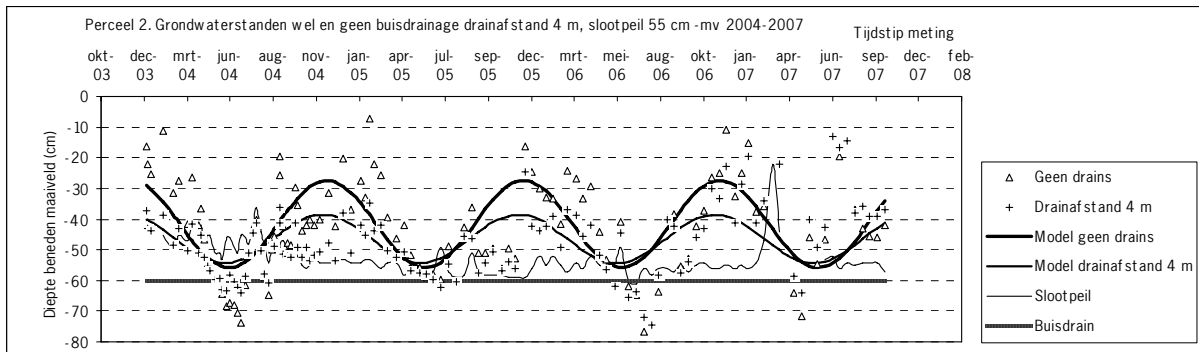
Figuur 11 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen moldrainage (12 m) midden perceel 11



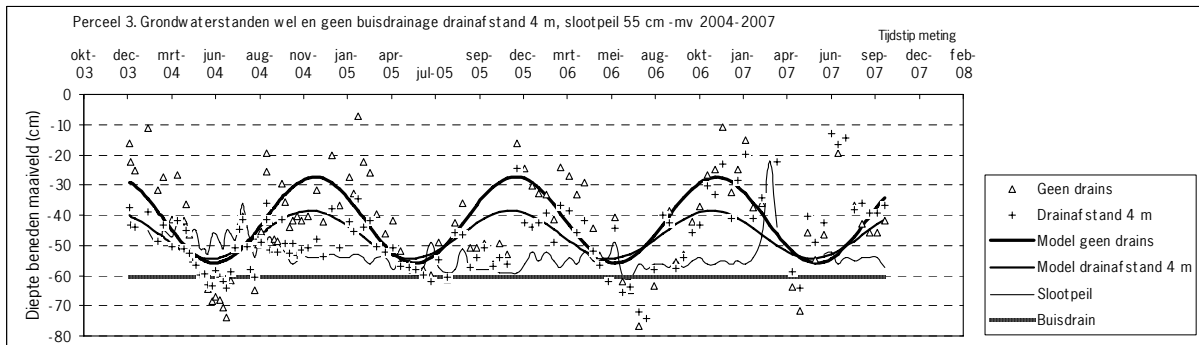
Figuur 12 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen moldrainage (12 m) midden perceel 13

Bijlage 6. Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen buisdrainage 2004-2007

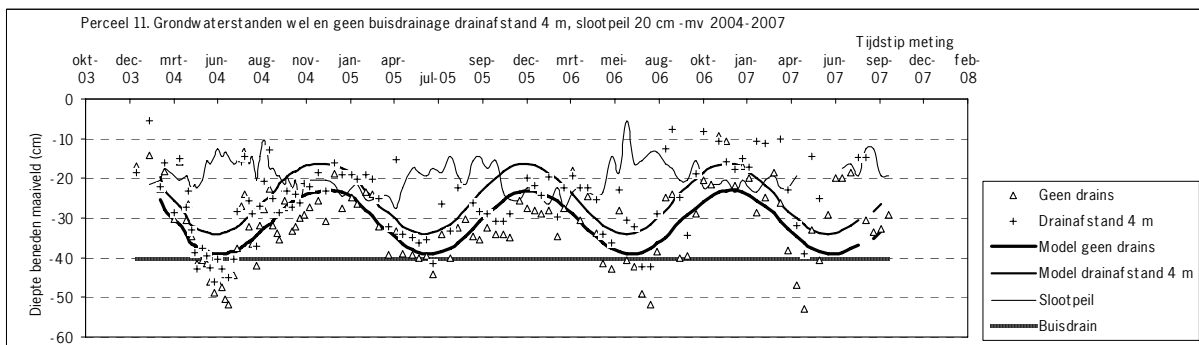
Drainafstand 4 m



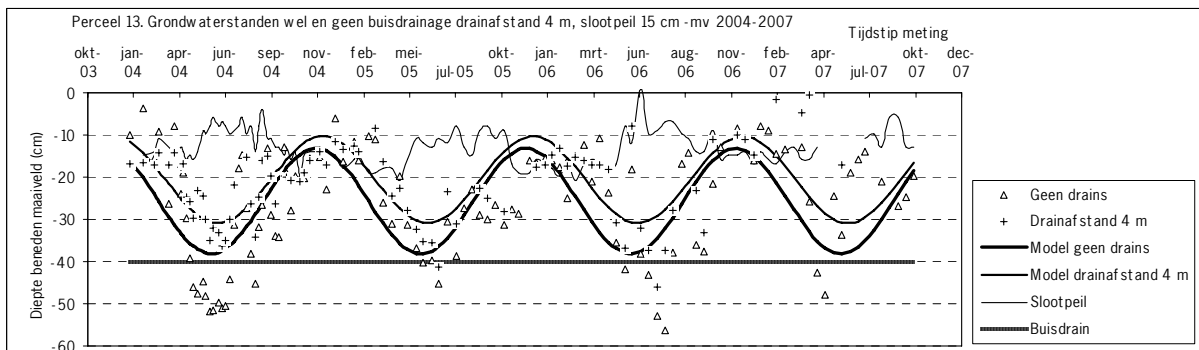
Figuur 1 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen buisdrainage (4 m) midden perceel 2



Figuur 2 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen buisdrainage (4 m) midden perceel 3

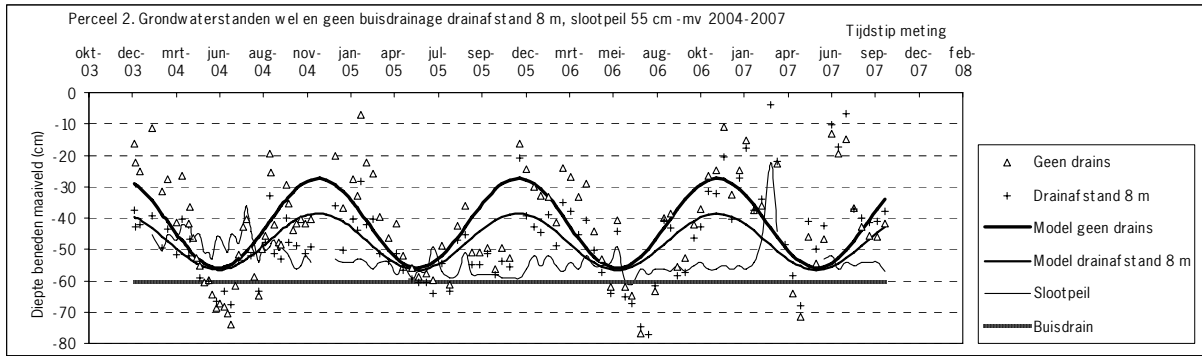


Figuur 3 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen buisdrainage (4 m) midden perceel 11

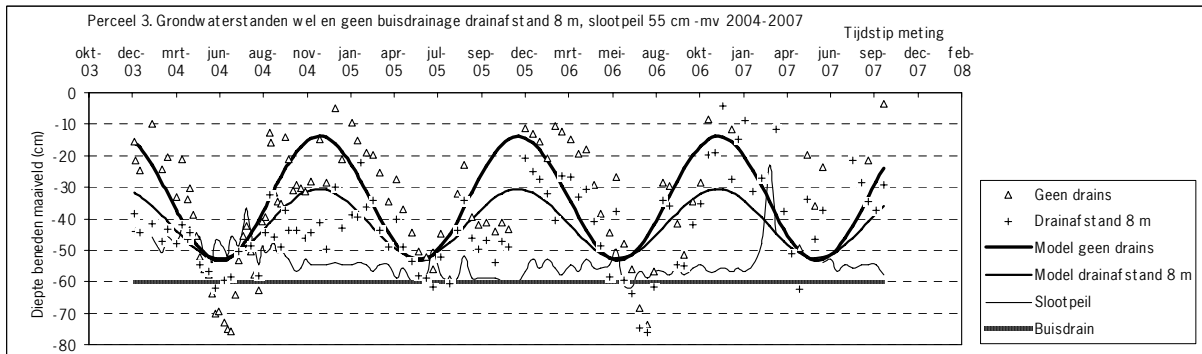


Figuur 4 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen buisdrainage (4 m) midden perceel 13

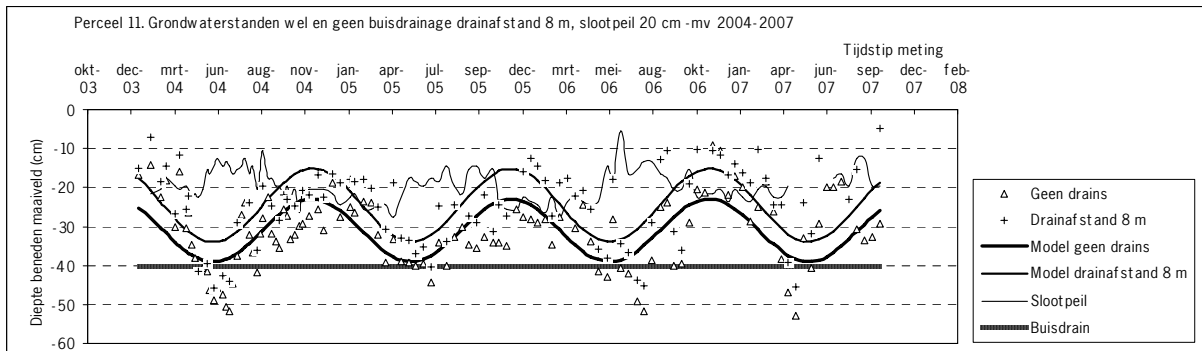
Drainafstand 8 m



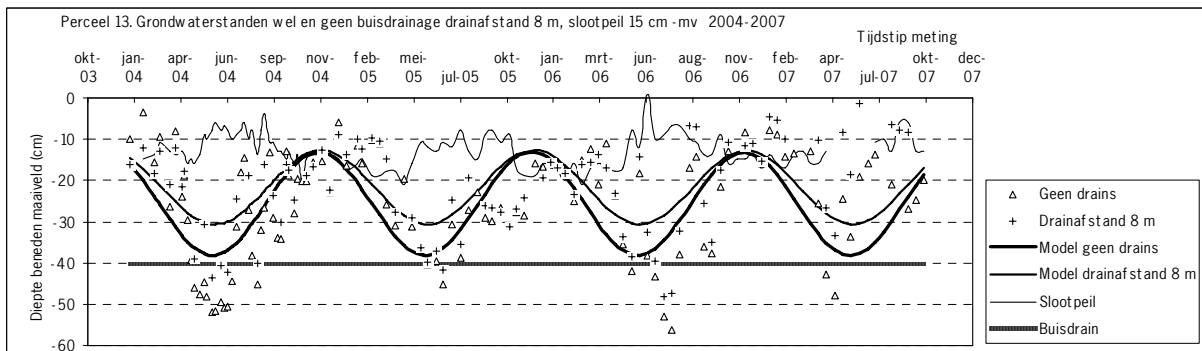
Figuur 5 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen buisdrainage (8 m) midden perceel 2



Figuur 6 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen buisdrainage (8 m) midden perceel 3

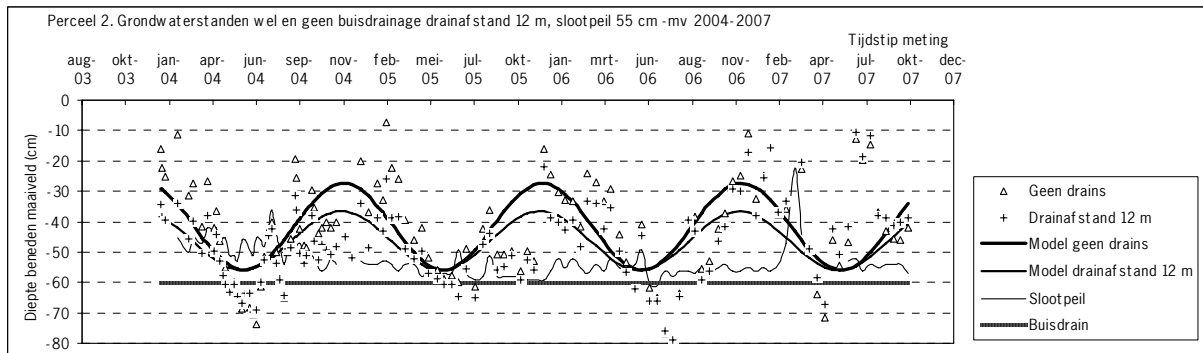


Figuur 7 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen buisdrainage (8 m) midden perceel 11

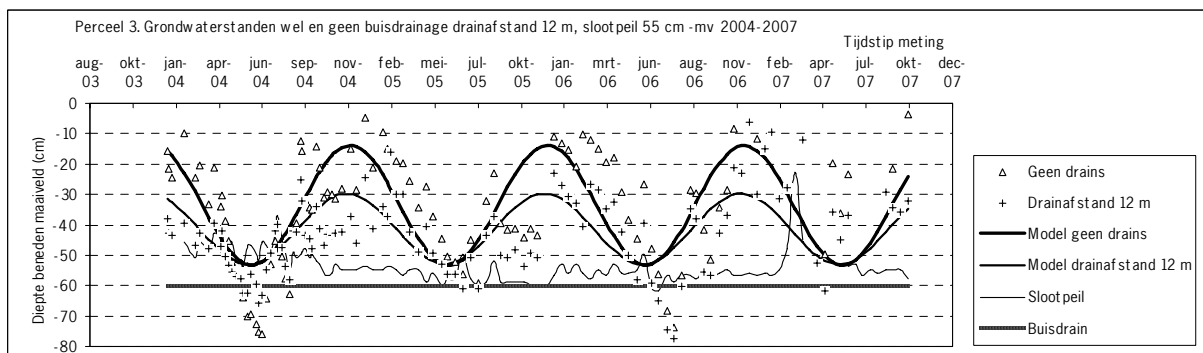


Figuur 8 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen buisdrainage (8 m) midden perceel 13

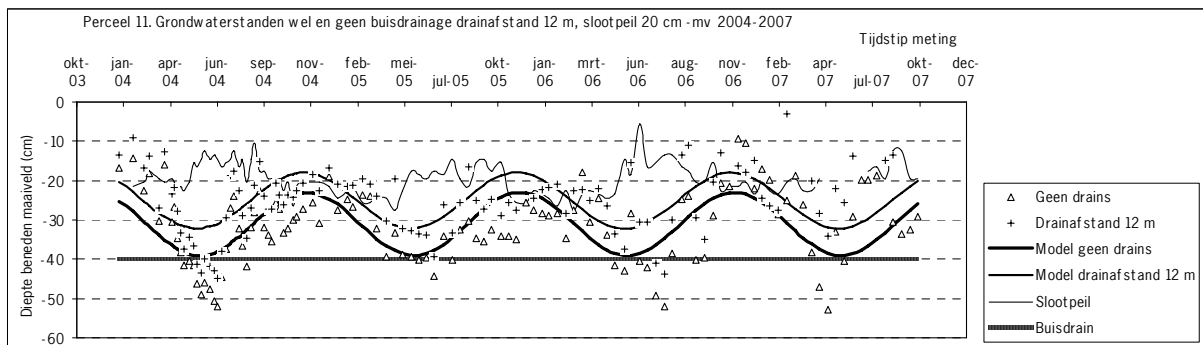
Drainafstand 12 m



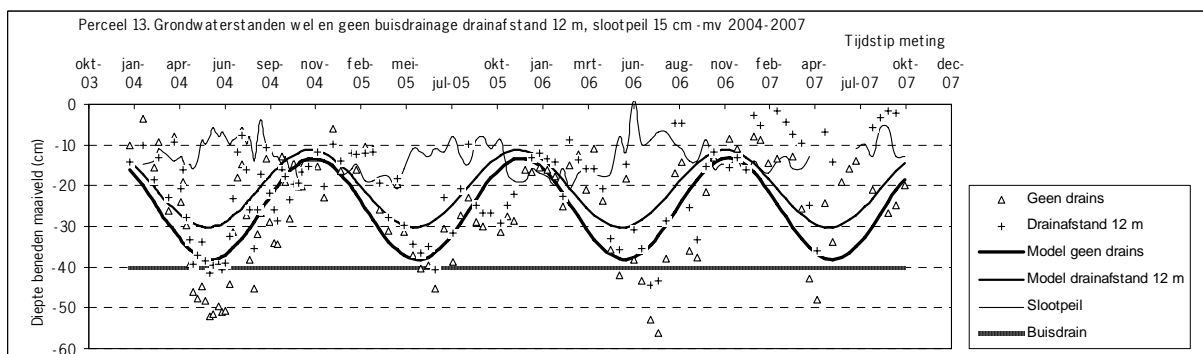
Figuur 9 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen buisdrainage (12 m) midden perceel 2



Figuur 10 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen buisdrainage (12 m) midden perceel 3



Figuur 11 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen buisdrainage (12 m) midden perceel 11



Figuur 12 Gemodelleerde en werkelijke grondwaterstanden wel en geen buisdrainage (12 m) midden perceel 13

Bijlage 7. Drogestofopbrengst gras

Drogestofopbrengst (kg ha⁻¹) gras per perceel, per jaar, bij wel en geen onderwaterdrains (8 m) en bij wel en geen N-bemesting

Jaar	N-nivo	Snedes	PR02		PR03		PR11		PR13		Laag peil		Hoog peil		
			Blanco	Drains	Blanco	Drains	Blanco	Drains	Blanco	Drains	Blanco	Drains	Blanco	Drains	
2004	N0	1	3577	3925	1612	2442	1390	1851	3316	4003	2594	3184	2353	2927	
		2	1775	1790	2297	2695	2245	2057	1606	1559	2036	2242	1926	1808	
		3	1067	1529	1927	2071	1564	1549	1396	1432	1497	1800	1480	1490	
		4	3183	3197	1262	1328	1000	887	2299	1731	2222	2263	1649	1309	
		5	1382	1249	1552	1778	1347	1462	753	840	1467	1513	1050	1151	
		6	958	893	899	948	653	585	599	507	929	920	626	546	
		Totaal	11942	12582	9549	11261	8199	8391	9969	10072	10746	11922	9084	9231	
	N1	1	3959	4898	2770	2967	2302	2493	4165	4521	3364	3933	3234	3507	
		2	1869	1520	3808	3952	3467	2853	2145	2140	2839	2736	2806	2496	
		3	1634	2133	3041	3012	3651	4055	1743	1547	2338	2572	2697	2801	
		4	4073	4115	1619	2039	1420	1298	3079	2716	2846	3077	2250	2007	
		5	1276	1308	1757	2131	2019	2481	860	966	1516	1719	1439	1723	
		6	911	894	1096	1119	650	568	581	534	1004	1006	616	551	
		Totaal	13721	14868	14092	15221	13510	13747	12573	12424	13907	15044	13042	13085	
	2005	N0	1	2604	2003	3070	2480	2578	2612	2414	1970	2837	2242	2496	2291
			2	1459	1485	1830	2204	1205	1063	926	866	1644	1845	1065	964
			3	1629	1308	1696	1411	1118	1394	943	706	1663	1359	1031	1050
			4	2210	1576	2180	1781	1432	1483	1363	1204	2195	1678	1397	1344
5			1568	1344	1625	1538	1058	869	762	746	1597	1441	910	807	
6			1135	1147	1171	1196	809	689	733	651	1153	1171	771	670	
		Totaal	10605	8863	11571	10610	8201	8110	7140	6143	11088	9737	7671	7127	
N1		1	4129	3923	3982	3882	3675	4148	4074	3837	4055	3902	3874	3993	
		2	2368	2393	2471	2643	2566	2151	2182	2042	2419	2518	2374	2096	
		3	2008	2048	2287	2342	1937	2201	2236	2126	2148	2195	2086	2164	
		4	2762	1994	2629	2465	1835	1754	2326	1796	2695	2230	2081	1775	
		5	2068	2047	2015	2479	1489	1230	1284	1246	2041	2263	1387	1238	
		6	1205	1213	1234	1258	879	830	809	706	1220	1235	844	768	
		Totaal	14539	13617	14619	15068	12381	12314	12911	11753	14579	14343	12646	12034	
2006		N0	1	1496	1553	1901	1826	678	317	1114	532	1699	1690	896	425
			2	2965	2979	3092	2354	1041	923	1055	997	3029	2667	1048	960
			3	1267	1423	1666	1235	1023	1092	960	949	1466	1329	992	1020
			4	2025	1917	1881	1780	1527	1777	997	1273	1953	1848	1262	1525
	5		788	720	892	690	704	769	730	651	840	705	717	710	
	6		1217	964	1367	883	1233	845	863	658	1292	923	1048	751	
		Totaal	9759	9557	10799	8768	6206	5722	5719	5060	10279	9162	5963	5391	
	N1	1	3820	3534	4085	3669	3019	2251	3878	2876	3953	3602	3448	2563	
		2	3353	3447	2701	2618	2378	2410	2440	2351	3027	3033	2409	2381	
		3	1786	1918	2284	2071	1805	1061	2072	1594	2035	1994	1938	1327	
		4	2374	1911	1834	1692	2008	2275	1274	1247	2104	1802	1641	1761	
		5	837	773	1011	936	1088	995	1164	1034	924	854	1126	1015	
		6	1035	936	1248	1946	1108	928	949	886	1142	1441	1028	907	
		Totaal	13206	12519	13163	12933	11407	9920	11777	9988	13184	12726	11592	9954	
	2007	N0	1	1321	1699	2429	2049	2234	936	1861	598	1875	1874	2047	767
			2			2095	1947	1659	2573	1919	1925	2095	1947	1789	2249
			3	5870	5550	4633	5029			4348	4402	5251	5289	4348	4402
			4			1794	1687	1441	1282	877	621	1794	1687	1159	952
5			648	1031	740	805	700	618	650	416	694	918	675	517	
6															
		Totaal	7839	8280	11691	11517	6035	5409	9655	7962	9765	9899	7845	6686	
N1		1	3159	3531	4000	3923	3792	2805	4370	3066	3579	3727	4081	2935	
		2			2192	2006	2461	3147	2281	2548	2192	2006	2371	2847	
		3	5687	5603	5416	6130			5067	4075	5552	5867	5067	4075	
		4			1532	1573	1949	1640	1367	1660	1532	1573	1658	1650	
		5	623	859	672	777	789	652	742	645	647	818	766	648	
	6														
	Totaal	9469	9993	13812	14410	8991	8245	13827	11994	11641	12201	11409	10119		
Gem.	N0		10769	10334	10902	10539	7535	7408	8121	7309	10836	10437	7828	7358	
	N1		13822	13668	13921	14408	12432	11994	12772	11540	13872	14038	12602	11767	

Gemiddelde drogestofopbrengst percelen 2 en 11 op basis 2004-2006

Bijlage 8. Stikstofopbrengst gras

Stikstofopbrengst (kg ha⁻¹) gras per perceel, per jaar, bij wel en geen onderwaterdrains (8 m) en bij wel en geen N-bemesting

Jaar	N-nivo	Snedes	PR02		PR03		PR11		PR13		Laag peil		Hoog peil		
			Blanco	Drains	Blanco	Drains	Blanco	Drains	Blanco	Drains	Blanco	Drains	Blanco	Drains	
2004	N0	1	82,6	97,7	36,6	62,0	39,1	50,5	79,6	86,1	60	80	59	68	
		2	46,7	50,8	44,1	55,5	52,1	46,7	44,6	38,4	45	53	48	43	
		3	30,0	44,6	49,3	47,8	30,3	30,8	41,0	33,5	40	46	36	32	
		4	90,4	99,1	36,1	40,2	27,4	24,5	57,5	48,5	63	70	42	36	
		5	43,3	35,7	45,2	51,6	34,6	37,1	22,7	21,8	44	44	29	29	
		6													
		Totaal	293	328	211	257	183	190	245	228	252	293	214	209	
	N1	1	99,8	125,4	82,5	97,6	70,9	72,5	115,0	107,6	91	112	93	90	
		2	61,7	51,8	91,0	106,7	85,3	74,5	65,0	62,3	76	79	75	68	
		3	52,8	71,0	87,6	88,9	85,4	95,7	58,6	41,6	70	80	72	69	
		4	122,2	122,6	55,9	72,6	38,8	34,1	70,8	69,3	89	98	55	52	
		5	37,9	36,7	56,6	65,6	48,3	61,3	26,7	25,0	47	51	37	43	
		6													
		Totaal	374	408	374	431	329	338	336	306	374	420	332	322	
2005	N0	1	61,4	47,7	73,7	62,3	63,9	59,5	56,0	48,1	68	55	60	54	
		2	39,7	36,1	44,5	49,4	30,1	25,8	22,9	20,1	42	43	26	23	
		3	42,7	33,5	45,3	35,0	27,7	35,6	23,1	17,7	44	34	25	27	
		4	61,4	40,7	56,0	45,2	34,2	35,4	34,9	29,4	59	43	35	32	
		5	46,3	38,7	43,4	42,2	29,3	22,8	20,4	19,2	45	40	25	21	
		6	38,0	38,7	37,2	39,6	25,1	19,8	22,8	18,6	38	39	24	19	
		Totaal	290	235	300	274	210	199	180	153	295	254	195	176	
	N1	1	118,9	107,5	117,9	114,5	111,0	112,8	95,3	97,5	118	111	103	105	
		2	71,3	78,5	70,4	86,1	82,4	63,7	62,9	55,1	71	82	73	59	
		3	55,6	59,2	60,2	64,2	51,9	56,6	57,9	51,2	58	62	55	54	
		4	79,8	58,2	74,1	71,2	43,1	40,7		46,2	77	65	43	43	
		5	58,7	56,5	52,0	67,7	41,1	33,2	34,5	31,1	55	62	38	32	
		6	37,9	38,7	38,0	41,0	27,2	24,2	23,5	19,1	38	40	25	22	
		Totaal	422	399	413	445	357	331	274	300	417	422	315	316	
2006	N0	1	36,8	38,2	44,7	40,2	16,7	7,9	26,1	12,6	41	39	21	10	
		2	67,9	60,8	63,4	46,8	23,3	21,7	23,8	22,5	66	54	24	22	
		3	37,8	42,7	52,3	38,9	31,9	37,4	27,4	27,0	45	41	30	32	
		4	66,2	66,5	67,1	62,8	51,0	58,3	35,0	43,5	67	65	43	51	
		5	30,7	29,2	36,5	29,2	25,8	29,0	27,2	22,3	34	29	27	26	
		6	49,6	39,5	51,8	36,7	47,3	32,0	34,1	23,4	51	38	41	28	
		Totaal	289	277	316	255	196	186	174	151	302	266	185	169	
	N1	1	103,1	96,5	100,9	96,5	77,3	58,8	94,6	65,3	102	96	86	62	
		2	67,7	84,1	67,5	60,2	55,2	55,0	59,5	54,8	68	72	57	55	
		3	50,7	55,1	68,3	59,8	46,7	31,5	55,9	44,2	60	57	51	38	
		4	79,8	66,7	67,3	63,8	62,5	72,8	47,9	41,4	74	65	55	57	
		5	33,7	32,1	43,3	40,7	40,2	34,7	42,4	34,7	39	36	41	35	
		6	41,1	37,9	49,6	73,0	40,7	32,6	34,0	29,6	45	55	37	31	
		Totaal	376	372	397	394	322	285	334	270	387	383	328	278	
2007	N0	1	36,2	47,7	71,4	55,1	59,4	23,0	52,5	15,6	54	51	56	19	
		2			62,0	56,7	46,5	67,9	48,7	50,4	62	57	48	59	
		3	106,2	102,7	100,5	105,6			101,3	86,3	103	104	101	86	
		4			60,1	56,3	42,8	37,6	31,7	19,5	60	56	37	29	
		5	20,9	32,1	24,5	27,5	22,5	21,7	21,5	12,7	23	30	22	17	
		6													
		Totaal	163	182	319	301	171	150	256	185	241	242	213	167	
	N1	1	90,7	107,3	114,8	119,3	113,4	81,6	126,3	91,7	103	113	120	87	
		2			62,7	65,0	73,6	83,1	68,9	70,6	63	65	71	77	
		3	103,5	99,7	91,5	109,1			106,9	83,5	98	104	107	84	
		4			42,3	48,0	59,4	48,2	43,3	48,5	42	48	51	48	
		5	18,4	25,5	17,2	22,3	22,4	21,6	21,3	17,0	18	24	22	19	
		6													
		Totaal	213	233	329	364	269	235	367	311	271	298	318	273	
Gem.	N0		290	280	286	272	197	192	214	179	288	276	205	185	
	N1		391	393	378	408	336	318	328	297	384	401	332	307	

Gemiddelde stikstofopbrengst percelen 2 en 11 op basis 2004-2006

Bijlage 9. Botanische samenstelling

Tabel 1 Botanische samenstelling per proefjaar (2004-2007) van de percelen met een laag slootpeil met en zonder onderwaterdrains

Perceel	19-4-2004				26-4-2005				2-5-2006				8-5-2007			
	2		3		2		3		2		3		2		3	
Onderwaterdrains	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+
Totale bezetting	85	85	92	90	88	85	92	90	90	88	90	90	90	90	90	90
Engels raigras	52	54	93	92	48	50	92	90	52	50	80	81	54	52	78	76
veldbeemdgras																
ruw beemdgras	18	22	2	5	26	26	2	5	24	26	13	14	24	24	16	18
timotheegras																
witte klaver	+	+			+	+			+	+	+	+	+	+	+	+
rode klaver																
kweek	6	5	1	1	5	4	2	1	5	4	3	1	4	4	2	2
fioringras	6	5	+	+	5	5	+	+	4	5	+	+	5	5	+	+
gestreepte witbol																
kropaar	+	+			+	+			+	+			+	+		
rietgras																
zachte dravik																
straatgras	8	10	4	2	8	8	4	4	6	8	2	2	6	8	2	2
geknikte vossestaart																
grote vossestaart	8	2			6	4			6	4			5	4		
vogelmuur											2	2			2	2
paardebloem			+				+	+			+	+			+	+
kr boterbloem	2	2	+		2	3	+		3	3	+		2	3	+	
ridderzuring																
krulzuring																
schapezuring																
veldzuring																
scherpe boterbloem																
pinksterbloem							+				+				+	
fluitekruid																
kleine veldkers																
madeliefje			+				+				+				+	
grote weegbree	+				+				+				+			
kluwenhoornbloem																
gewone hoornbloem																
varkensgras								+				+				+
paarse dovenetel	+				+				+				+			
herderstasje													+			
speerdistel																
herfst leeuwetand																
zachte ooievaarsbek																
spenkruid																
hondsdrif	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
klein kruiskruid																
totaal kruiden	2	2	0	0	2	3	0	0	3	3	2	2	2	3	2	2

Tabel 2 Botanische samenstelling per proefjaar (2004-2007) van de percelen met een **hoog** slootpeil met en zonder onderwaterdrains

Datum Perceel	19-4-2004		13		26-4-2005		13		2-5-2006		13		8-5-2007		13	
	11	13	11	13	11	13	11	13	11	13	11	13	11	13	11	13
Onderwaterdrains	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+
Totale bezetting	85	85	92	90	88	88	90	90	90	88	90	90	90	90	90	90
Engels raigras	52	52	44	48	50	50	42	45	50	55	42	48	50	52	44	50
veldbeemdgras																
ruw beemdgras	22	20	28	22	22	24	26	25	22	20	26	22	22	24	24	20
timotheegras	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
witte klaver																
rode klaver																
kweek	4	5	5	4	6	4	4	4	6	4	4	4	6	4	4	4
fioringras	6	6	6	6	8	6	6	6	8	6	6	6	8	6	6	6
gestreepte witbol	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	1	2	2	1	1	2
kropaar	+	+			+	+			+	+			+	+		
rietgras																
zachte dravik																
straatgras	6	8	8	8	5	6	12	10	5	5	12	10	5	5	12	10
geknikte vossestaart	4	4	3	6	3	4	4	5	3	4	4	5	3	4	4	5
grote vossestaart	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	1	2	2	2	1
vogelmuur	+	+	1	1	+	+	1	1	+	+	1	1	+	+	1	1
paardebloem	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
kr boterbloem	2	1	1	1	2	2	2	1	2	2	2	1	2	2	2	1
ridderzuring																
krulzuring	+	+			+	+			+	+	+		+	+		+
schapezuring																
veldzuring			+		+				+	+			+	+		+
scherpe boterbloem																
pinksterbloem						+				+				+		
fluitekruid																
kleine veldkers						+				+				+		
madeliefje																
grote weegbree	+				+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
kluwenhoornbloem																
gewone hoornbloem																
varkensgras		+			+			+	+			+	+			+
paarse dovenetel																
herderstasje																
speerdistel																
herfst leeuwetand																
zachte ooievaarsbek	+				+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
spenkruid																
hondsdrif	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
klein kruiskruid																
totaal kruiden	2	1	2	2	2	2	3	2	2	2	3	2	2	2	3	2

Literatuur

- Akker, J.J.H. van den, 2005. Maaiveldddaling en verdwijnende veengronden. In: Veenweide 25x belicht; een bloemlezing van het onderzoek van Wageningen UR. - Wageningen : Alterra, 2005 - p. 11 - 13.
- Akker, J.J.H. van den en J. Beuving, 1997. Vijftientig jaar peilverlaging versus polderpeil. Maaiveldddaling van veengrasland bij twee slootpeilen in de polder Zegveldbroek. Landinrichting 37/3, blz. 15 – 20.
- Akker, J.J.H. van den, J. Beuving & K. Oostindie, 1993. Berijdingsmogelijkheden veengrasland I: Draagkracht en uitrijmogelijkheden in het voorjaar. In: H. Snoek (ed.), Grasland en berijding; inleidingen van de themadag op donderdag 17 juni 1993. Lelystad, PR, 1993, blz. 19-26.
- Akker, J.J.H. van den, R.F.A. Hendriks, J.R. Mulder, 2007. Invloed van infiltratiewater via onderwaterdrains op de afbraak van veengrond; Helpdeskvraag HD2057_Onderwaterdrains_vanDrunen_1106. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1597. 48 blz.; 10 fig.; 5 ref.
- Akker, J.J.H. van den, J. Beuving, R.F.A. Hendriks en R.J. Wolleswinkel, 2007. Maaiveldddaling, afbraak en CO₂ emissie van Nederlandse veenweidegebieden. Leidraad Bodembescherming, Sdu, Den Haag, 32 blz.
- Beuving, J. en J.J.H. van den Akker, 1996. Maaiveldsdaling van veengrasland bij twee slootpeilen in de polder Zegveldbroek. Vijftientig jaar zakkingsmetingen op het ROC Zegveld. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 377. 158 blz.
- Beuving, J., K. Oostindie en Th. Vellinga, 1989. Vertrappingsverliezen door onvoldoende draagkracht van veengrasland. Wageningen, Staring Centrum, rapport 6, 31 pp.
- Hendriks, R.F.A., 1993. Nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 251. 164 blz.
- Hendriks, R.F.A., R.J. Wolleswinkel and J.J.H. van den Akker, 2008. Predicting greenhouse gas emission from peat soils depending on water management with the SWAP-ANIMO model. Alterra, Wageningen University and Research, Wageningen. Paper in preparation
- Hoving, I.E.; Akker, J.J.H. van den, 2005. Onderwaterdrains perspectiefvol voor beperking bodemdaling. In: Veenweide 25x belicht; een bloemlezing van het onderzoek van Wageningen UR. - Wageningen : Alterra, 2005 - p. 34 – 35.
- Jansen, P.C., E.P. Querner en C. Kwakernaak, 2007. Effecten van waterpeilstrategieën in veenweidegebieden. Een scenariostudie in het gebied rond Zegveld. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1516. 86 blz.
- Pleijter, M. en J.J.H. van den Akker, 2007. Onderwaterdrains in het veenweidegebied. Toelichting op de methode en meetinrichting. Wageningen, Alterra. Alterra-rapport 1586
- Pleijter, M. en J.J.H. van den Akker, 2009. Onderwaterdrains in het veenweidegebied. Analyse van de grondwaterstanden tussen 2004 en 2007 op de proefpercelen in Zegveld. Wageningen, Alterra. Alterra-rapport (in prep.)
- Schothorst, C.J., 1982. Drainage and behaviour of peat soils. In: H. de Bakker and M.W. van den Berg (eds.). Proc. Of the symposium on peat lands below sea level. ILRI, Wageningen. Publ. 30: 130-163. Reports ICW 3, 18 pp.
- Stouthamer, S., H.J.A. Hamer, J. Peeters & M.T.I.J. Bouman. 2008. Bodemkaart Veengebieden provincie Utrecht, schaal 1:25.000, Tauw bv en Universiteit van Utrecht in opdracht van de Provincie Utrecht, afdeling Groen.
- Vermeulen, G.D., W.B.M. Arts, B.R. Verwijs en J. van Maanen, 1993. Berijdingsmogelijkheden van veengrasland II: Afstemming van bandspanning en draagkracht. In: H. Snoek (ed.), Grasland en berijding; inleidingen van de themadag op donderdag 17 juni 1993. Lelystad, PR, 1993, blz. 27-33.
- Wijk, A.L.M. van, 1988. Drainage, bearing capacity and yield (losses) on low moor peat pastures soils in The Netherlands. ICW-rapporten 20, 15 pp.