

Griendtsveen Beheer BV

**Waterkwaliteitsonderzoek
WildLife ParkResort Emmen**

**Witteveen+Bos
van Twickelostraat 2
postbus 233
7400 AE Deventer
telefoon 0570 69 79 11
telefax 0570 69 73 44**

**Waterkwaliteitsonderzoek
WildLife ParkResort Emmen**

referentie	projectcode EMN76-2	status concept 1
projectleider drs. P.J. Westendorp	projectdirecteur drs. M. Klinge	datum 19 december 2008

autorisatie goedgekeurd	naam Ir. N.G. Jaarsma	paraaf
-----------------------------------	---------------------------------	---------------

Witteveen+Bos
van Twickelstraat 2
postbus 233
7400 AE Deventer
telefoon 0570 69 79 11
telefax 0570 69 73 44



Het kwaliteitsmanagementsysteem van Witteveen+Bos is gecertificeerd volgens ISO 9001 : 2000

© Witteveen+Bos
Niets uit dit bestek/drukwerk mag worden veeelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook zonder voorafgaande toestemming van Witteveen+Bos Raadgevende ingenieurs B.V., noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

INHOUDSOPGAVE	blz.
1. INLEIDING	1
1.1. Aanleiding	1
1.2. Doelen	1
2. METHODE	2
2.1. Inleiding	2
2.2. Water- en bodemonderzoek	2
2.3. Belasting en kritische belasting	4
3. RESULTATEN	6
3.1. Water en bodemonderzoek	6
3.1.1. bodem landbouwgrond	6
3.1.2. zandwinplas en grondwater	9
3.2. Fosfaatbelasting en kritische belasting	14
4. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	18
4.1. Conclusies	18
4.2. Aanbevelingen	20
5. LITERATUUR	21
laatste bladzijde	22

1. INLEIDING

1.1. Aanleiding

Witteveen+Bos BV heeft recentelijk een bijdrage op het gebied van oppervlaktewaterkwaliteit geleverd aan het (concept) milieueffectrapport (MER) van het Amsterdamsche Veld. Dit alles in het teken van de voorgenomen realisatie van het Wildlife ParkResort (afbeelding 1.1.). Het betrof onder meer een analyse van fosfaatbronnen op basis van bestaande gegevens en het afleiden van kritische fosfaatbelastingen voor de huidige situatie van de Griendtsveense zandwinplas. Hierbij is tevens een doorkijk gegeven naar effecten van de mogelijke herinrichting van het gebied. Naar aanleiding van de analyses werd geconcludeerd dat de potentiële fosfaatbelasting hoog is, maar aanvullend onderzoek gewenst is om de omvang van bepaalde fosfaatbronnen beter in te kunnen schatten.

Het ging hier om onzekerheden met betrekking tot:

- de huidige waterkwaliteit;
- de omvang van verschillende fosfaatbronnen;
- de nalevering van fosfaat vanuit de waterbodem en te verwerken grond.

Griendtsveen Beheer BV heeft Witteveen+Bos gevraagd om een aanvullend water- en bodemkwaliteitsonderzoek uit te voeren teneinde de bovengenoemde onzekerheden weg te nemen.

afbeelding 1.1. Inrichtingsplan WildlifeParkResort Emmen



1.2. Doelen

Het project kent verschillende doelen:

- Analyse van de waterbodem en de in het plangebied te verwerken grond (bouwvoor, veen) op nutriëntgehalten en potentiële nalevering (omvang P-bron bepalen);
- Analyse van de huidige waterkwaliteit in samenhang met reeds beschikbare gegevens;
- Inschatting van mogelijke risico's voor een goede waterkwaliteit en een doorkijk naar mogelijke maatregelen.

2. METHODE

2.1. Inleiding

Analyse van de waterbodem en de in het plangebied te verwerken grond (bouwvoor, veen) is noodzakelijk om de omvang van potentiële nalevering (beschikbaarheid) van fosfaat te kunnen bepalen. Van waterbodem en te verwerken grond waren tot nu toe onvoldoende gegevens beschikbaar, terwijl juist deze laatste componenten in potentie een (zeer) grote bron van fosfaat zijn (vaak de belangrijkste). Er zijn goede methoden beschikbaar om de hoeveelheid en potentiële nalevering van fosfaat te bepalen. De potentiële nalevering kan bepaald worden door de verhouding tussen fosfaat, sulfaat en ijzer te bepalen en bodemextracties (Olsen-P) uit te voeren. Bodemextracties leren hoe het fosfaat aan de bodem gebonden is (sterk-zwak) en welke fractie beschikbaar is voor de groei van planten en algen.

Er is op dit moment slechts 1 (fosfaat)meting van het diepe grondwater beschikbaar. Ervaring leert echter dat fosfaatgehalten en analyseresultaten sterk van elkaar verschillen (grote spreiding), waardoor 1 meting geen objectief beeld kan geven. Dit geldt ook voor de beschikbare meting van de oppervlaktewaterwaterkwaliteit. Hierbij speelt bovendien dat niet alle relevante en benodigde parameters tot nu toe gemeten zijn. In deze studie zijn bodem, oppervlaktewater en grondwater op enkele locaties bemonsterd en geanalyseerd.

2.2. Water- en bodemonderzoek

Er zijn verspreid over het plangebied verschillende monsters genomen. Deze monsters zijn op verschillende parameters geanalyseerd.

Aantallen water- en bodemmonsters:

- 3 monsters van het oppervlaktewater van de zandwinplas;
- 4 oppervlaktewatermonsters van omringend water (sloten, ven);
- 8 monsters van het grondwater (hierbij is gebruik gemaakt van de reeds aanwezige peilbuizen);
- 5 monsters van het poriewater (van de waterbodem);
- 5 monsters van de waterbodem (toplaag en kleilaag diepste punt (2x2) en 1 in de oeverzone);
- 15 maal (5 locaties * 3 diepten) destructie en Olsen-P te verwerken grond.

Om de P-beschikbaarheid en de potentiële nalevering van P bij inundatie van de bodems in te kunnen schatten werden van de bodemmonsters de volgende parameters geanalyseerd:

- drooggewicht en gloeiverlies (organisch stofgehalte);
- concentraties fosfor (P), calcium (Ca), magnesium (Mg), kalium (K), ijzer (Fe), mangaan (Mn), zwavel (S), natrium (Na), silicium (Si), zink (Zn) en aluminium (Al), in een ontsluiting (destructie) met salpeterzuur en peroxide (respectievelijk Tot-P, Tot-Ca, Tot-Mg, Tot-K, Tot-Fe, Tot-Mn, Tot-S, Tot-Na, Tot-Si, Tot-Zn, Tot-Al);
- P (fosfor) concentratie in een Olsen-extract (Olsen-P extractie).

Van de watermonsters (bodemvocht, grond- en oppervlaktewater) werden de volgende parameters bepaald:

- alkaliniteit (buffervermogen) en pH;
- hoeveelheid opgelost anorganisch koolstof (kooldioxide + bicarbonaat + carbonaat);
- concentraties calcium (Ca), aluminium (Al), kalium (K), natrium (Na), chloride (Cl), zink (Zn), silicium (Si), magnesium (Mg), zwavel (S), fosfor (P), ijzer (Fe), silicium (Si), ortho-fosfaat (PO_4^{3-}), ammonium (NH_4^+) en nitraat (NO_3^-).

drooggewicht en organisch stofgehalte

Om het vochtgehalte van het verse bodemmateriaal te bepalen werd het vochtverlies bepaald. Dit gebeurde door bodemmateriaal af te wegen in aluminium bakjes en voor 24 uur te drogen in een stoof bij 105 °C. Na drogen werd het bakje met bodemmateriaal opnieuw gewogen en kon het vochtverlies worden bepaald. Dit alles werd in duplo uitgevoerd. Het ene deel van het gedroogde materiaal werd ge-

bruikt voor het bepalen van het gloeiverlies en het andere voor de bodemdestructie. Omdat de bakjes precies tot aan de rand werden afgevuld konden later ook de concentraties worden omgerekend naar mol per liter bodemvolume. Het maximale percentage organisch stof in de bodem kan berekend worden door het gloeiverlies te bepalen. Hiertoe werd het bodemmateriaal na het drogen, voor 4 uur uitgloeid bij 550°C in een verassingsoven. Na het uitgloeien van de monsters werd de bodem opnieuw gewogen en kon het gloeiverlies worden berekend. Het gloeiverlies komt bij benadering overeen met het gehalte aan organisch materiaal in de bodem.

bodemdestructie

Door de (fijngemalen) bodem te destrueren (ontsluiten) is het mogelijk de totale concentratie van bepaalde elementen in het bodemmateriaal te bepalen. Van het bodemmateriaal werd per monster nauwkeurig 500 mg afgewogen en in teflon destructievaatjes overgebracht. Aan het bodemmateriaal werd 4 ml geconcentreerd salpeterzuur (HNO_3 , 65%) en 1 ml waterstofperoxide (H_2O_2 , 30%) toegevoegd en geplaatst in een destructie-magnetron (Milestone microwave type mls 1200 mega). De monsters werden vervolgens gedestruëerd in gesloten teflon vaatjes. Na destructie werden de monsters afgekoeld tot kamertemperatuur in een koelkast, waarna ze werden aangevuld tot 100 ml met milli-Q water.

Olsen-P

De hoeveelheid plantbeschikbaar fosfaat (Olsen-P) werd bepaald volgens Olsen e.a. (1954). Hiertoe werd 5 gram droge bodem gedurende een half uur uitgeschud met 100 ml 0.5 M natriumbicarbonaat-oplossing (pH 8.2). Vervolgens werd het monster gecentrifugeerd waarna het supernatant werd geanalyseerd voor fosfor (Olsen-P).

chemische analyses

De concentraties calcium (Ca), magnesium (Mg), zwavel (S), fosfor (P), ijzer (Fe), mangaan (Mn), silicium (Si), natrium (Na), kalium (K) en zink (Zn) in de extracten en destructies werden gemeten met behulp van een ICP-OES. Van de watermonsters en waterextracten werd de pH bepaald en de alkaliniteit (zuurbufferend vermogen). De alkaliniteit werd bepaald middels een titratie met verdund zoutzuur tot pH 4,2. De toegevoegde hoeveelheid equivalenten zuur per liter is hierbij de alkaliniteit. De hoeveelheid opgelost anorganisch koolstof (kooldioxide + bicarbonaat + carbonaat) werd bepaald met behulp van een IRGA. Vervolgens werd het monster gefilterd waarna de concentraties calcium (Ca), magnesium (Mg), zwavel (S), fosfor (P), ijzer (Fe), silicium (Si) werden gemeten met behulp van een ICP-OES, en de concentraties fosfaat (PO_4^{3-}), ammonium (NH_4^+) en nitraat (NO_3^-) aan de hand van kleurreacties met autoanalyser-technieken (zie ook <http://www.ru.nl/fnwi/gi>).

De waterkwaliteit is onderhevig aan chemische en biologische processen die variëren in de tijd. Dat wil zeggen dat één meting op een bepaald moment informatief is maar niet representatief is voor de gehele waterkwaliteit van de plas. Een goede meting van waterkwaliteit betekent dan ook meerdere metingen in de tijd en bij voorkeur in het zomerseizoen (april-september).

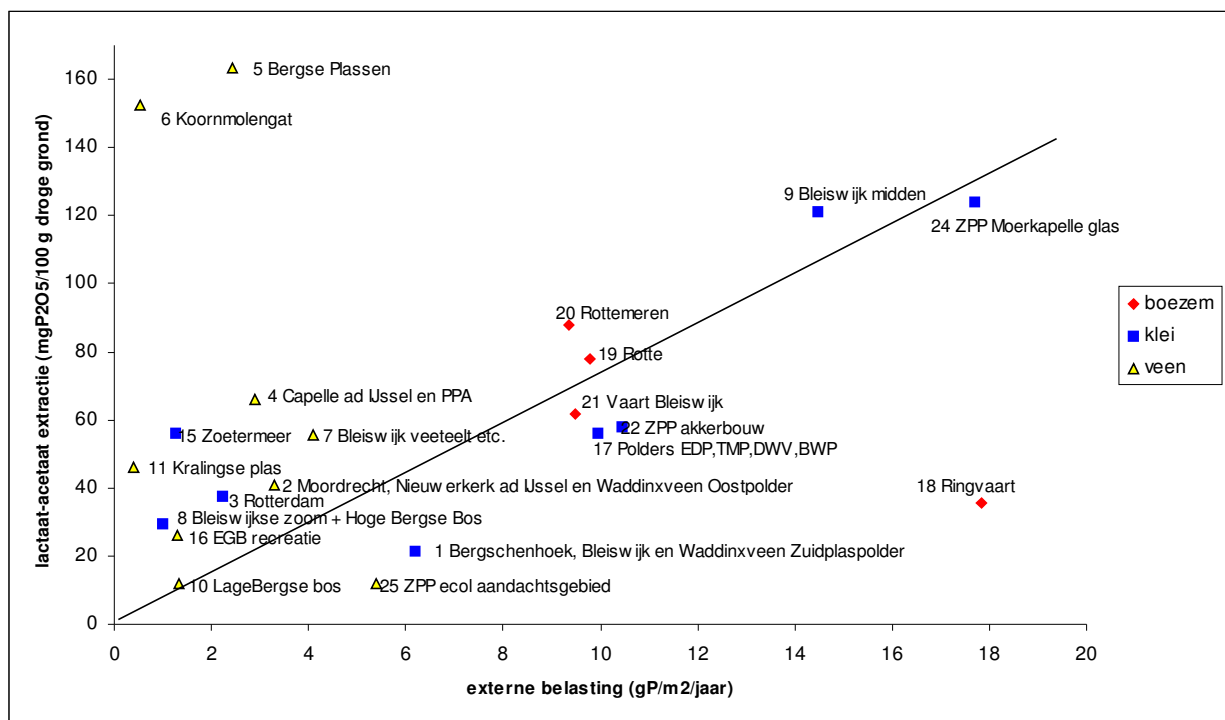
2.3. Belasting en kritische belasting

In de eerder uitgevoerde P-bronnenanalyse kon de omvang van verschillende bronnen niet nader worden uitgewerkt omdat er onvoldoende gegevens beschikbaar waren. Met de resultaten van het water- en bodemonderzoek zal de P-bronnenanalyse worden geactualiseerd. Voor de benadering van de potentiële interne P-belasting is de volgende benadering gehanteerd:

- bekend is dat in een stabiele situatie (d.w.z. een externe P-belasting die constant is over een lange periode) een evenwicht ontstaat tussen de externe P-belasting en de hoeveelheid biologisch beschikbare P in de bodem (de waterbodem is een afspiegeling van de externe belasting);
- andersom geredeneerd betekent dit dat de hoeveelheid biologisch beschikbare P in een waterbodem gerelateerd kan worden aan de externe P-belasting, waarmee deze bodem in evenwicht is;
- door de biologisch beschikbare hoeveelheid P van de toekomstige bodem te bepalen, kan onderzocht worden met welke fictieve externe P-belasting dit in evenwicht is. Deze fictieve externe P-belasting zal ongeveer gelijk zijn aan de werkelijke interne P-belasting die de waterbodem kan genereren (Jaarsma *et al.*, 2008).

Voor de waterbodems (sloten, vaarten, plassen) in het beheersgebied van het Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard (Witteveen+Bos, 2006) is een relatie gelegd tussen de externe P-belasting en de hoeveelheid biologisch beschikbare P in de waterbodem (afbeelding 1.1.). Verwacht wordt dat deze relatie voor sloten, vaarten en plassen in een evenwichtssituatie vergelijkbaar is. De hoeveelheid biologisch beschikbaar fosfaat van de bodem die in het plangebied aanwezig is werd bepaald op basis van deze relatie.

afbeelding 1.1. P-belasting per cluster van waterlichamen versus de Acetaat-Lactaat extractiewaarde (P-AL) van de waterbodem (toplaag) (Witteveen+Bos, 2006)



extractie methoden

De hoeveelheid biologisch beschikbaar fosfaat is in het onderzoek van Schieland op een andere manier vastgesteld als in dit onderzoek. In het onderzoek van Schieland is de hoeveelheid biologisch beschikbare P bepaald door Acetaat-Lactaat extractie (P-AL), terwijl in dit onderzoek uit is gegaan van een bicarbonaat-extractie (Olsen-P). De Olsen-P waarden zijn omgerekend naar P-AL waarden, zodat

de productiviteit (welke gelijk is aan de externe P-belasting) van de bodems in het plangebied kan worden vergeleken met de productiviteit van de waterbodems van bestaande wateren.

Voor deze exercitie is:

- een omrekening nodig van Olsen-P ($\mu\text{mol/kg}$) naar P-AL ($\mu\text{mol/kg}$). Onderzoekscentrum B-WARE heeft een correlatieve relatie afgeleid op basis van 500-800 monsterpunten (pers. mededeling E. Lucassen, Onderzoekscentrum B-WARE). De afgeleide relatie tussen P-AL (Y) en Olsen-P (X) is: $y = 1,1871x + 69,982$;
- een omrekening nodig van P-AL naar interne en vervolgens externe P-belasting, waarbij er vanuit wordt gegaan dat de interne en externe P-belasting aan elkaar gelijkgesteld kunnen worden. De relatie tussen P-AL (X) en de externe P-belasting (Y) wordt afgeleid op basis van de relatie in afbeelding 1.1. Deze relatie is $y = 0,136x$.

In het eerder uitgevoerde onderzoek zijn kritische belastingen voor de zandwinplas (voor- en na herinrichting) aan de hand van referentiewaarden afgeleid. Bij overschrijding van de kritische belasting zijn negatieve effecten op de ecologische kwaliteit te verwachten. In dit onderdeel zal de geactualiseerde P-bronnenanalyse worden getoetst aan de kritische belastingen.

3. RESULTATEN

3.1. Water en bodemonderzoek

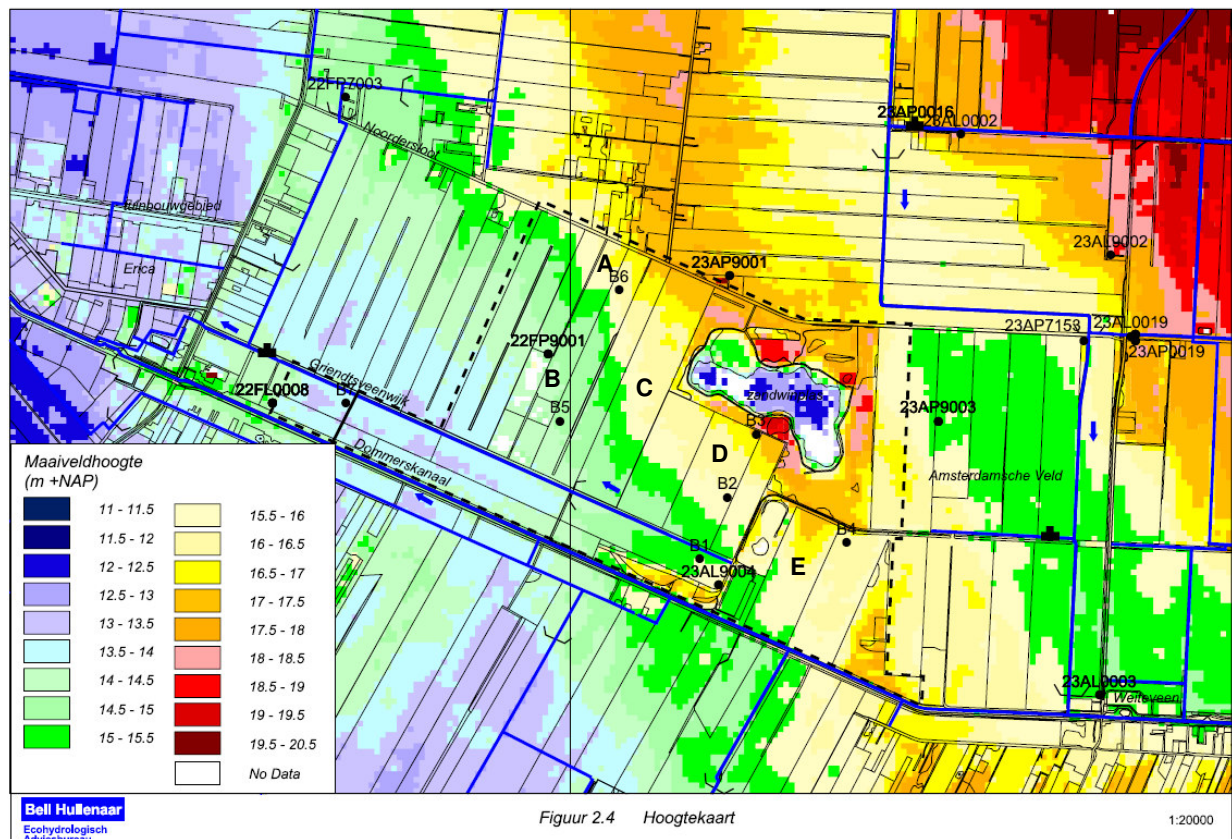
3.1.1. bodem landbouwgrond

Op 24 september 2008 zijn op 5 locaties in het plangebied bodemonsters gestoken. Er werd in profielen bemonsterd namelijk:

- in de bouwvoor (0-10 cm diep);
- in de laag net onder de bouwvoor (op circa 50-60 cm diepte t.o.v. maaiveld) en;
- in de bodemlaag 30-40 cm onder de bouwvoor (op circa 80-90 cm diepte t.o.v. maaiveld).

Tijdens de bemonstering werd duidelijk dat er in het gebied een bouwvoor aanwezig is met een dikte van circa 50 cm. Van de bodemonsters werden verschillende fysisch-chemische parameters bepaald middels een destructie. Daarnaast werd de beschikbaarheid van fosfaat middels een extractie met natriumbicarbonaat bepaald, de zogenaamde Olsen-P extractie. De vijf monsterlocaties zijn weergegeven in afbeelding 3.1.

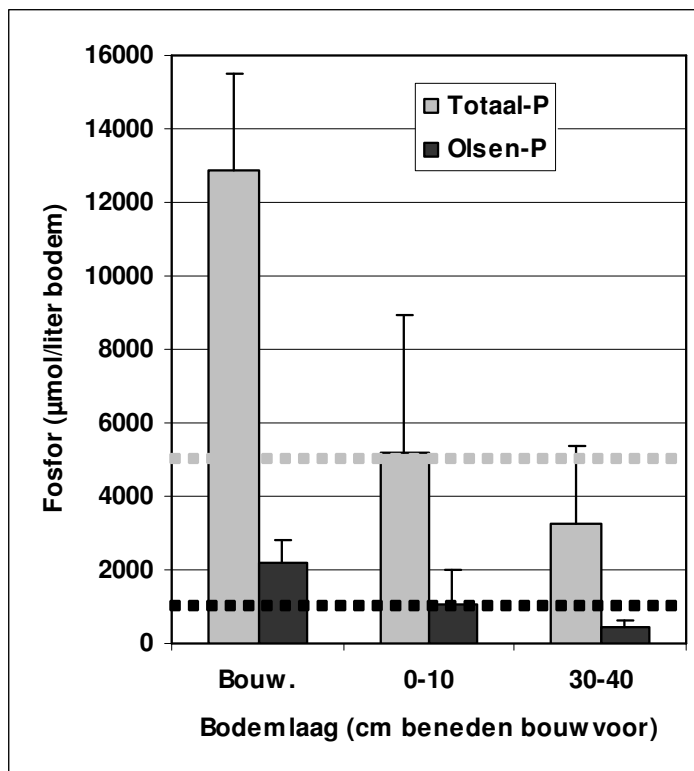
afbeelding 3.1. Kaart van het in te richten gebied, met de locaties van grondwaterbuizen (B1 t/m B7) en de locaties waar bodems gestoken zijn op de percelen (A t/m E).



De bemonsterde percelen zijn momenteel vooral in gebruik als akkers. Op landbouwpercelen wordt een hoge productie van gewas (biomassa) nagestreefd. Hiervoor wordt de toplaag of bouwvoor regelmatig bewerkt (ploegen, beluchten) en bemest. Dit betekent dat de bouwvoor tamelijk homogeen van samenstelling is. Om deze reden is de bouwvoor op 1 diepte doorgemeten. De bouwvoor blijkt in het veld visueel duidelijk herkenbaar als een zwarte laag met een dikte van circa 50 cm.

Uit de analyses blijkt dat de bouwvoor zoals verwacht rijk is aan fosfaat. Zowel de totale fosforvoorraad (totaal P) als de hoeveelheid beschikbaar fosfaat (Olsen-P) liggen ruim boven de waarden die kenmerkend zijn voor vegetaties van voedselarmere zandbodems. Uit verschillende onderzoeken met vele metingen konden referentiewaarden voor fosfaat worden afgeleid (Onderzoekscentrum B-WARE), waarbij soortenrijke en waardevolle natuur zich nog goed kan ontwikkelen en handhaven. Voor totaal-fosfaat is dit een maximale waarde van 5000 $\mu\text{mol/l}$ en voor Olsen-P maximaal 1000 $\mu\text{mol/l}$. In afbeelding 3.2. zijn de gemiddelde fosfaatgehalten van de verschillende bemonsterde bodemlagen weergegeven. In deze afbeelding is duidelijk te zien dat de voedselrijkdom afneemt met de diepte. Net onder de bouwvoor (0-10 cm) blijkt de invloed van landbouwfosfaten op sommige locaties nog duidelijk aanwezig, maar 30-40 cm onder de bouwvoor (80-90 cm –mv) is de bodem relatief fosfaat- of voedselarm te noemen.

afbeelding 3.2. Totale hoeveelheid fosfor (Totaal-P) en beschikbaarheid van fosfaat (Olsen-P) op 3 verschillende diepten in de bemonsterde percelen. Weergegeven zijn de gemiddelden van 5 waarden (n=5). De grijze stippellijn vertegenwoordigt de maximale fosforvoorraad in zandbodems met een schrale (voedselarme) vegetatie, de zwarte stippellijn geeft de de maximale fosfaatbeschikbaarheid.

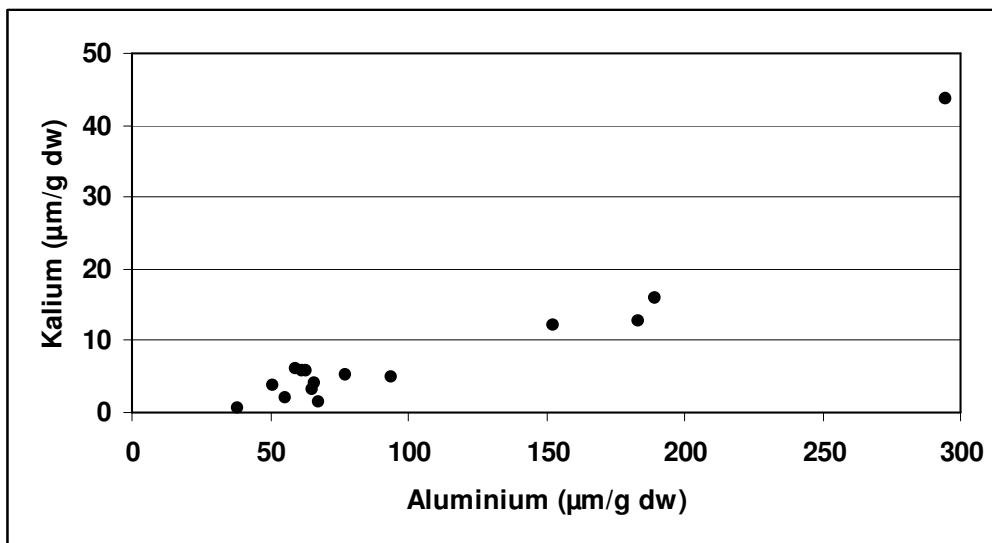


Over het algemeen bestaat de bodem onder de bemonsterde (landbouw)percelen uit zand, maar lokaal werden ook lemige en venige bodems aangetroffen. Dit komt overeen met eerdere bemonsteringen van Bell en Hullenaar (2007). De hoeveelheid organisch stof in de bodems was op de meeste locaties gemiddeld laag namelijk tussen de 5 en 10% van het drooggewicht. Echter, op de locaties B, D en E zijn ook waarden aangetroffen tussen 12 en 24%, met een uitschieter naar 88%. Dit sluit aan bij eerdere beschrijvingen (Bell Hullenaar, 2007) van het voorkomen van moerige en venige bodemlagen in het studiegebied.

De variatie in leemgehalten wordt goed weerspiegeld in de totale hoeveelheden aluminium en kalium in de bodem (afbeelding 3.3.). De sterke correlatie tussen beide factoren wijst op een gemeenschappelijke oorsprong of anders gezegd daar waar de leemfractie hoog is worden zowel hoge aluminium als ka-

liumgehalten gemeten. De rijkere bodems bevatten ongeveer vier maal zo veel van deze leemfractie dan de armere bodems.

afbeelding 3.3. Hoeveelheid kalium en aluminium in de bemonsterde bodems.



tabel 3.1. Enkele belangrijke fysisch-chemische parameters van de bemonsterde bodem van het studiegebied

Bodem percelen studiegebied		Organische stof	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	S	P	Olsen-P	S/(Ca+Mg)	(Fe-S/P)
Code	%	gr FW / l	µm/g DW	µm/g DW	µm/g DW	µm/g DW	µm/g DW	µm/g DW	µm/g DW	µm/g DW	µm/kg DW	> 0,67 verzuring	< 10 nalevering
1A bouwv	4,69	1346	59	46	8	6	7	0,37	11	10	208	0,20	0
1B 0-10	6,43	1033	68	42	4	2	4	0,05	14	4	516	0,30	-3
1C 30-40	1,96	1444	51	9	8	4	5	0,06	2	2	593	0,15	4
2A bouwv	7,66	1116	77	58	11	5	9	0,51	15	13	2869	0,22	0
2B 0-10	7,36	1180	66	22	7	4	5	0,06	7	3	684	0,25	0
2C 30-40	40,16	1122	94	54	12	5	29	0,17	31	5	301	0,38	-4
3A bouwv	7,22	1051	63	44	14	6	8	0,49	7	11	2978	0,14	1
3B 0-10	6,14	1133	61	50	12	6	7	0,33	7	9	2355	0,12	1
3C 30-40	12,07	1137	184	65	38	13	13	0,13	26	8	454	0,33	2
4A bouwv	12,88	1099	189	204	45	16	24	1,37	41	20	1656	0,18	0
4B 0-10	23,50	1013	295	90	118	44	66	0,54	36	16	2867	0,23	5
4C 30-40	22,08	1005	65	58	11	3	6	0,21	20	5	618	0,32	-2
5A bouwv	19,00	956	153	189	55	12	30	2,39	38	18	2202	0,17	1
5B 0-10	88,19	736	56	245	36	2	22	1,00	73	10	898	0,28	-4
5C 30-40	2,43	1296	38	6	3	1	2	0,04	2	2	337	0,31	

Aan de hand van de verhouding tussen zwavel (S) en de som van calcium (Ca) en magnesium (Mg) kan worden afgeleid of een bodem verzuringsgevoelig is. Indien $S/(Ca+Mg) > 0,67$ dan is een bodem gevoelig voor verzuring (Lucassen *et al.*, 2002). De onderzochte bodems blijken niet verzuringsgevoelig te zijn (tabel 3.1.).

vernatting

Bij inundatie nemen zuurstofconcentratie en redoxpotentiaal in de bodem af, waardoor fosfaat gemobiliseerd kan worden. Dit is afhankelijk van de hoeveelheid fosfaat en de wijze waarop fosfaat in de bodem gebonden is. In de onderzochte bodems is een belangrijk deel van de totale hoeveelheid fosfaat aan ijzer en aluminium gebonden. Met name de fractie aan ijzergebonden fosfaat is erg gevoelig voor een verlaging van de redoxpotentiaal. In de onderzochte bodems blijkt de verhouding tussen (ijzer-zwavel)/ijzer relatief laag te zijn ($Fe-S/P \ll 10$). Voor de bodems met een relatief hoog gehalte fosfaat betekent dit dat deze bij permanente inundatie mogelijk fosfaat kunnen naleveren. Op 30-40 cm onder de bouwvoor zijn de fosfaatgehalten beperkt zodat nalevering niet waarschijnlijk is.

3.1.2. zandwinplas en grondwater

Op 24 september 2008 werden tevens monsters genomen van grondwater, oppervlaktewater en onderwaterbodems (Onderzoekscentrum B-WARE). Peilbuizen 1 t/m 7 zijn bemonsterd (afbeelding 3.1.). Op 3 verschillende locaties in de zandwinplas werden bodemonsters verzameld, waarvan 2 gelegen in de diepe delen en één in het ondiepe deel van de plas. Aan de onderwaterbodems werd interstitieel bodemvocht onttrokken. De samenstelling van dit poriewater wordt voor een belangrijk deel door de bodem bepaald en geeft inzicht in de mobiliteit van verschillende stoffen. De verhouding tussen de concentratie fosfaat en ijzer geeft inzicht in de mobiliteit en daarmee de directe beschikbaarheid van fosfaat. Op dezelfde locaties waar de bodemonsters werden genomen zijn ook 3 oppervlaktewatermonsters in de zandwinplas genomen.

grondwater

In het algemeen is het ondiepe grondwater (< 3 m) in het studiegebied licht zuur (lage pH), rijk aan voedingsstoffen (stikstof, fosfaat) en ijzer en heeft daarbij een lage buffercapaciteit (Ca, Mg, HCO₃⁻). Het ondiepe grondwater is lokaal sterk verrijkt met nitraat (tabel 3.1.). In peilbuizen 1b en 2b worden concentraties van respectievelijk 144 en 220 mg/l (2,3 en 3,6 mmol/l). Dat is 2 tot 4 keer zoveel als de nitraatnorm voor grondwater (50 mg/l). In de overige grondwatermonsters worden veel lagere waarden gemeten. Ammoniumconcentraties variëren van 1,4-12,8 mg/l (78-713 µmol/l). Het grondwater onder de landbouwpercelen wordt sterk beïnvloed door bemesting, in het bijzonder de uitspoeling van nitraat. Andere indicatoren voor bemesting zijn verhoogde fosfaat (P), calcium (Ca²⁺), natriumchloride (NaCl) en kaliumgehalten (K⁺).

tabel 3.2. Samenstelling van het ondiepe grondwater in het studiegebied. Concentraties in µmol/l. Zie afbeelding 1.1. voor locaties.

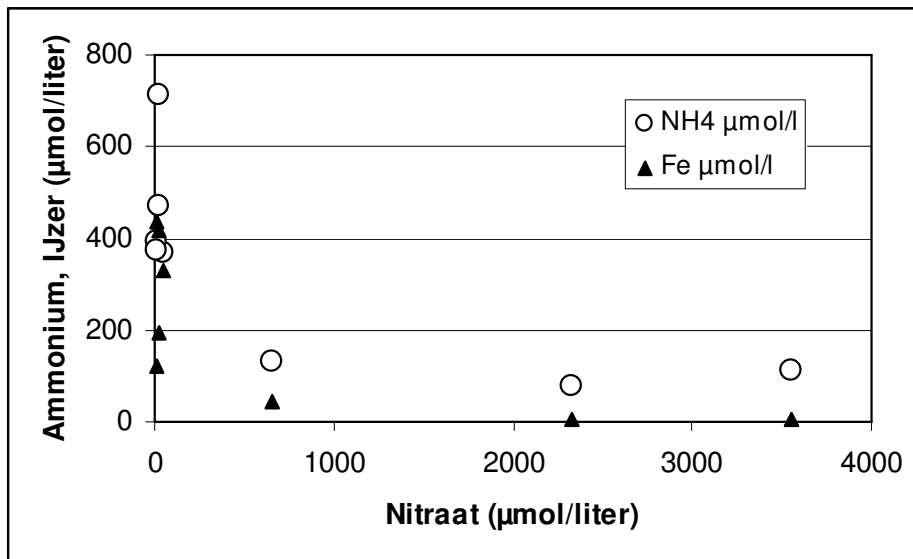
Peilbuis	pH	alk meq/l	HCO ₃ µmol/l	NO ₃ ⁻ µmol/l	NH ₄ ⁺ µmol/l	K µmol/l	Al µmol/l	Ca µmol/l	Fe µmol/l	Mg µmol/l	Mn µmol/l	o-PO ₄ µmol/l	P µmol/l	S µmol/l
PB 1B	4,69	1,04	19,28	2330,89	77,98	213,11	30,66	1151,70	6,87	489,71	2,98	0,45	1,49	383,54
PB 2B	4,28	0,15	11,71	3556,22	113,13	579,27	25,30	1468,06	5,08	720,99	4,30	0,16	0,71	394,76
PB 3B	5,35	1,49	257,99	54,28	367,95	107,59	25,38	28,94	331,42	45,27	1,52	1,45	5,76	234,39
PB 4B	5,39	1,24	320,91	19,12	471,40	62,81	18,99	32,26	417,73	49,79	1,64	1,59	8,71	471,78
PB 5B	4,94	0,51	103,90	29,45	712,60	79,55	7,52	49,80	195,88	45,93	1,12	0,17	1,13	426,88
PB 5A	6,56	4,35	646,99	650,71	128,97	124,01	71,09	507,24	44,46	205,27	2,59	1,46	5,33	328,34
PB 6B	5,26	0,52	289,70	14,17	394,13	85,68	40,10	84,98	435,45	179,09	2,64	2,47	5,53	415,03
PB 7B	5,52	1,33	677,71	10,14	371,73	36,92	14,44	71,51	119,34	43,17	0,87	0,60	2,36	9,15

In het studiegebied treden als gevolg van bemesting belangrijke processen op (kader 1 biogeochemische processen), die ook van invloed zijn op de oppervlaktewaterkwaliteit van de zandwinplas. Het sterk oxidatieve nitraat wordt in de ondergrond omgezet in het gereduceerde ammonium. Als gevolg van deze redox-reactie oxideert ijzer (Fe²⁺ → Fe³⁺), slaat neer en oxideert gereduceerd zwavel (S²⁻ → SO₄²⁻), waardoor zwavel gemobiliseerd wordt in de vorm van sulfaat. De uitspoeling van nitraat zorgt dus niet alleen voor een toename van nitraatconcentraties in het grondwater, maar ook voor een toename van sulfaat- en ammoniumconcentraties en voor afname van ijzerconcentraties (afbeelding 3.4.). Het van nature zeer ijzerrijke grondwater wordt door het landbouwkundige gebruik (N-bemesting) dus feitelijk minder ijzerrijk.

Kader 1: Belangrijke biogeochemische processen in water en bodem

Nitrificatie:	$\text{NH}_4^+ + 2 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + 2 \text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$
Denitrificatie:	$5 (\text{CH}_2\text{O}) + 4 \text{NO}_3^- + 4 \text{H}^+ \rightarrow 5 \text{CO}_2 + 2 \text{N}_2 + 7 \text{H}_2\text{O}$ (totaalvergelijking)
Gekoppelde nitrificatie en denitrificatie:	$24 \text{NH}_4^+ + 5 \text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 48 \text{O}_2 \rightarrow 12 \text{N}_2 + 30 \text{CO}_2 + 66 \text{H}_2\text{O} + 24 \text{H}_+$
Oxidatie van ijzersulfide (pyriet):	$4 \text{FeS} + 9 \text{O}_2 + 10 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 4 \text{Fe}(\text{OH})_3 + 4 \text{SO}_4^{2-} + 8 \text{H}^+$
Ijzerreductie:	$\text{Fe}(\text{OH})_3 + \text{e}^- + 3 \text{H}^+ \rightarrow \text{Fe}^{2+} + 3 \text{H}_2\text{O}$
Ijzeroxidatie (hydroxidevorming):	$4 \text{Fe}^{2+} + \text{O}_2 (\text{aq}) + 10 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 4 \text{Fe}(\text{OH})_3 + 2 \text{H}^+$

afbeelding 3.4. Relatie tussen de hoeveelheid nitraat (geoxideerd stikstof), de hoeveelheid ammonium (gereduceerd stikstof) en opgelost, gereduceerd ijzer in grondwater.



In afbeelding 3.4. is van de grondwatermonsters de relatie tussen nitraat, ammonium en ijzer in het weergegeven. Zoals hiervoor beschreven blijkt dat naarmate de nitraatgehalten toenemen (horizontale as), de concentratie ijzer afneemt. Ijzer wordt geoxideerd en vastgelegd (immobilisatie). Ammoniumconcentraties nemen als gevolg van bemesting toe, maar niet lineair met de nitraatconcentratie omdat beide vormen in elkaar kunnen overgaan. Onder oxidatieve omstandigheden (voldoende beschikbaarheid van zuurstof) komt stikstof vooral voor in de vorm van nitraat, terwijl onder reductieve of anaerobe omstandigheden (weinig of zuurstof) ammonium de dominante stikstofvorm is.

zandwinplas

Aan de Griendtsveense zandwinplas wordt jaarlijks een grote hoeveelheid water onttrokken dat als gietwater voor de kassen in de regio wordt gebruikt. Als gevolg van deze onttrekkingen is het oppervlaktewaterpeil ten opzichte van de ongestoorde situatie sterk gedaald (1-2 m) (Bell en Hullenaar, 2007). Hierdoor heeft de plas een sterk drainerende werking op de lokale omgeving. Concreet betekent dit dat:

- de grondwaterstand in het gebied rond de plas sterk verlaagd is en;
- de plas sterk door grondwater beïnvloed wordt.

Uit de analyses van het oppervlaktewater van de zandwinplas (tabel 3.3.) blijkt dat het water zeer zwak gebufferd (alkaliniteit 0,38 meq/l) en ook relatief zuur is (pH 4,88). Daarbij is het oppervlaktewater voor een diepe plas mesotroof-eutroof (matig voedselrijk tot voedselrijk) te noemen met concentraties totaal-P van 0,09 mg/l en 1,68 mg/l nitraat. Het fosfaatgehalte sluit aan bij eerder metingen (gemiddeld 0,1 mgP/l; van Hall Instituut, 2008). Opvallend zijn de zeer hoge concentraties ammonium (1,95 mg/l NH_4^+) en ijzer (8,96 mg/l Fe). Concentraties van meer dan 1,8 mg/l NH_4^+ (100 µmol/l) en meer dan 6 mg/l Fe (100 µmol/l) zijn toxisch voor planten. Ijzer en ammonium komen in oppervlaktewater meestal in lage concentraties voor. Dat komt omdat ijzer met zuurstof reageert tot onoplosbare ijzerhydroxiden (en neerslaat) en ammonium wordt omgezet tot nitraat (nitrificatie).

tabel 3.3. gemiddelde (n=3) samenstelling oppervlaktewater zandwinplas (alkaliniteit in meq/l, overige parameters in µmol/l of mg/l)

Gemiddelde samenstelling (µmol/l)	pH	alk	TIC	CO2	HCO3	NO3-	NH4	K	S	Si
	4,88	0,38	135,83	131,59	4,24	27,13	107,92	53,98	145,02	254,84
	Na	Cl	Al	Ca	Fe	Mg	Mn	P	o-P04	
	563,39	619,50	4,86	39,37	160,58	61,70	1,85	2,98	0,28	
Gemiddelde samenstelling (mg/l)	pH	alk	TIC	CO2	HCO3	NO3-	NH4	K	S	Si
	4,88	0,38	2	5,79	0,26	1,88	1,94	2	4,65	7,16
	Na	Cl	Al	Ca	Fe	Mg	Mn	P	o-P04	
	12,95	21,90	0,13	1,58	8,96	1,50	0,10	0,09	0,03	

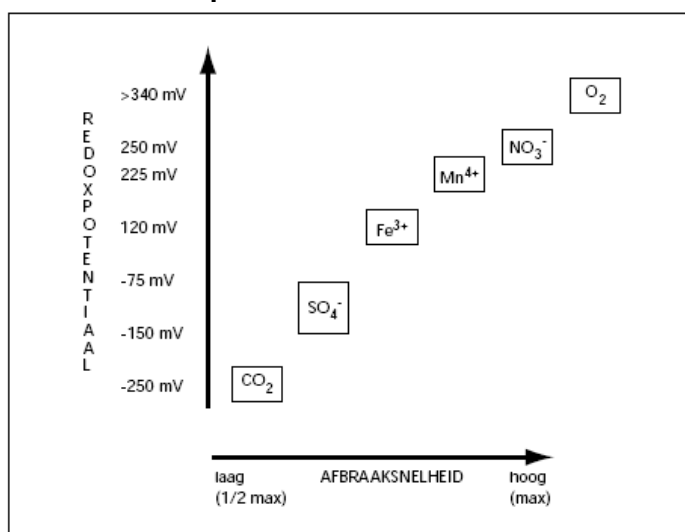
Hoge concentraties opgelost ijzer en ammonium wijzen dus op een lage beschikbaarheid van zuurstof. Dat er in de zandwinplas geen of weinig zuurstof beschikbaar is blijkt onder meer ook uit de bemonstering en analyses die eerder in het jaar hebben plaatsgevonden (Van Hallinstituut, 10 juni 2008). Er werd op 10 juni een redoxpotentiaal gemeten variërend van 211-246 mV. Bij deze redoxpotentiaal is zuurstof vrijwel verdwenen en is nitraat de belangrijkste elektronen-acceptor (tabel 3.4.). Bij toenemende nitraat-reductie neemt de concentratie nitraat steeds verder af en ontstaan N₂, N₂O of NH₄⁺ (Mitch en Gosse-link, 1993).

tabel 3.4. Optredende redoxreacties bij afnemende redoxpotentiaal. Nadat zuurstof is verbruikt worden opeenvolgend nitraat, mangaan, ijzer, sulfaat en koolstofdioxide als elektro-nenacceptor gebruikt.

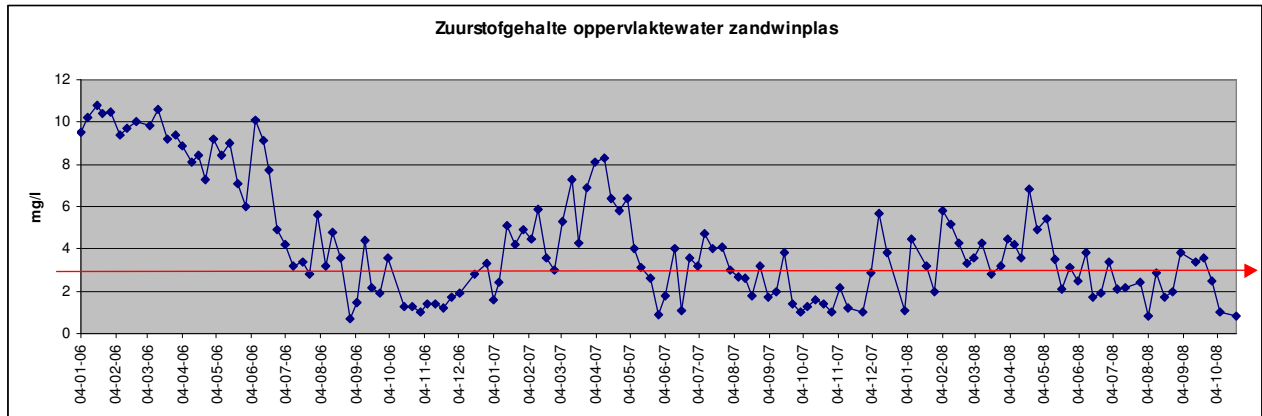
Reactie	Reactie	Redoxpotentiaal
Zuurstofreductie	$O_2 + 4 e^- + 4 H^+ \rightarrow 2 H_2O$	400-600 mV
Nitraatreductie	$2 NO_3^- + 10 e^- + 12 H^+ \rightarrow N_2 + 6 H_2O$	250 mV
Mangaanreductie	$MnO_2 + 2 e^- + 4 H^+ \rightarrow Mn^{2+} + 2H_2O$	225 MV
Ijzerreductie	$Fe(OH)_3 + e^- + 3 H^+ \rightarrow Fe^{2+} + 3 H_2O$	120 mV
Sulfaatreductie	$SO_4^{2-} + 8 e^- + 10H^+ \rightarrow H_2S + 4 H_2O$	-75 - -150 mV
Methaanvorming	$CO_2 + 8 e^- + 8 H^+ \rightarrow CH_4 + 2 H_2O$	-250 mV

Waterleidingmaatschappij Drenthe (WMD) blijkt de plas al geruime tijd te monitoren in verband met de kwaliteit van gietwater en heeft enkele resultaten aan Witteveen+Bos beschikbaar gesteld. Het gaat om analyseresultaten van de monitoring van januari 2006 tot en met oktober 2008.

afbeelding 3.5. Verloop redoxpotentiaal en afbraaksnelheid. Nadat zuurstof als elektronen-acceptor is verbruikt worden steeds andere elektronen-acceptoren gebruikt bij af-braakprocessen.



afbeelding 3.6. Verloop zuurstofconcentratie van 2006-2008 in de zandwinplas (mg/l).



Uit het verloop van de zuurstofconcentratie (afbeelding 3.6.) blijkt dat de plas een groot deel van het jaar vrijwel zuurstofloos is (schade aan vis kan optreden bij $O_2 < 3$ mg/l). Ook op het moment van de bemonstering die in het kader van deze studie in september is uitgevoerd was de plas zoals zuurstof-arm.

In het verloop van 2006-2008 vallen een aantal zaken op:

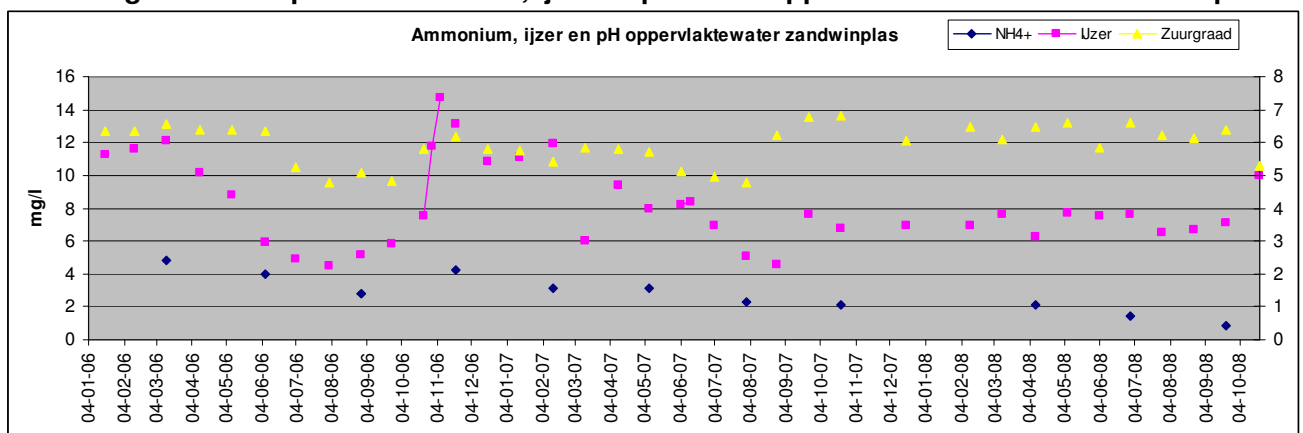
- in 2006 is het water met een gehalte van circa 10 mg/l nog zuurstofrijk;
- het zuurstofgehalte neemt in de periode van 2006-2008 steeds verder af;
- in de zomer worden gemiddeld genomen lagere zuurstofconcentraties gemeten dan in de winter.

In 2005 zijn de onttrekkingen vanwege de verslechterende gietwaterkwaliteit tijdelijk gestopt (Bell en Hullenaar, 2007). Als gevolg hiervan lijkt de zuurstofconcentratie in 2006 weer genormaliseerd te zijn. In 2006 werden de onttrekkingen weer hervat en neemt de zuurstofconcentratie steeds verder af. In de zomer - als de onttrekking het grootst is en veel zuurstofloos, ammonium en ijzerrijk grondwater wordt aangetrokken - doen zich gemiddeld de laagste zuurstofconcentraties voor.

In afbeelding 3.7. zijn pH en ammonium en ijzerconcentraties weergegeven. Uit het verloop van deze parameters blijkt dat:

- de ammoniumconcentratie gemiddeld hoog zijn en in de tijd lijken af te nemen;
- de pH relatief laag is en in de zomers van 2006 en 2007 lager dan in de winters;
- het ijzergehalte over de gehele periode zeer hoog is en in de tijd fluctueert.

afbeelding 3.7. Verloop van ammonium, ijzer en pH in het oppervlaktewater van de zandwinplas



Begin 2006 zijn zowel ijzer als zuurstofconcentraties hoog. Dit lijkt een tegenstelling te zijn omdat eerder werd beschreven dat onder zuurstofrijke omstandigheden vrijwel geen opgelost ijzer in de waterkolom voorkomt. Hier lijkt ijzer echter in de vorm van ijzerhydroxiden gesuspenseerd in de waterkolom voor te komen. Aanwijzingen hiervoor zijn het hoge gehalte zwevend stof en het tegelijkertijd lage gehalte chlorofyl-a. Dit betekent dat het zwevend stof waarschijnlijk voor een groot gedeelte uit ijzervlokken bestond (correlatie 0,585). Op het moment dat de ijzerconcentratie in november 2006 weer toeneemt, neemt ook het gehalte zwevend stof toe. In diezelfde periode nemen het zuurstofgehalte en de pH van het water af. Het lijkt erop dat in die periode als gevolg van het toegenomen zuurstofgehalte Fe^{2+} oxideert tot Fe^{3+} , waarbij zuur wordt gegenereerd. Hierdoor nemen zuurstofgehalte en pH af en ontstaan ijzervlokken die in de waterkolom gesuspenseerd blijven en niet of nauwelijks neerslaan. Waarom de ijzervlokken niet neerslaan is niet duidelijk. Het is bekend (Rietplas, Emmen) deeltjes in ionenarm en slecht gebufferd water moeilijk uitzakken en dus in suspensie blijven. Ook de windwerking kan echter een rol spelen. In 2008 zijn de hiervoor beschreven relaties en processen veel minder duidelijk.

waterbodem

De waterbodem van de plas is mineraal, de gehalten aan organisch stof zijn slechts 2 tot 7% (tabel 3.5.). De fosfaatbeschikbaarheid is voor een waterbodem opvallend laag. De waterbodem bevat veel meer ijzer (Fe) dan fosfor (P) of zwavel (S). Dit betekent dat de bodem een grote bindingscapaciteit voor fosfaat heeft. Echter, de ijzerfosfaatcomplexen zijn redoxgevoelig, hetgeen betekent dat bij zuurstofloosheid een deel van het fosfaat in oplossing kan gaan. Dit blijkt ook wel uit de concentraties fosfaat in het bodemvocht en in de waterlaag. Desondanks zijn de verhoudingen van ijzer en fosfaat (Fe:P) en ijzer-zwavel ten opzichte van fosfaat zeer gunstig te noemen (100-200). Bij een Fe:P ratio >10 en een totaal P gehalte < 10 $\mu\text{mol/l}$ is de kans op fosfaatmobilisatie gering bij aanwezigheid van een oxidatieve toplaag van de bodem en/of bovenstaande waterlaag (Smolders *et al.*, 2001; Smolders *et al.*, 2006b).

Ook in het bodemvocht blijken zeer hoge ammoniumconcentraties voor te komen (tabel 3.5.). Dergelijke concentraties worden normaal gesproken alleen in voedselrijke sliblagen gemeten. In deze minerale bodem lijkt de concentratie ammonium dan ook bepaald te worden door de voortdurende aanvoer van ammonium met het grondwater.

De waterbodem is relatief kalkarm (calcium < 50 $\mu\text{mol/g}$) en in het ondiepe deel van de plas bovendien verzuringsgevoelig door lage gehalten calcium en magnesium in verhouding tot zwavel ($S/(Ca+Mg) = 2$).

tabel 3.5. Samenstelling waterbodem en bodemvocht zandwinplas

Bodemvocht												
Code	pH	alk	Nitraat	NH ₄	Ca	Fe	Mg	Mn	o-PO ₄	P	S	Fe:P
		meq/l	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	mol:mol
BV 1A	5,64	1,14	0	354	38	445	52	1,66	0,28	2,47	26	180
BV 1B	5,65	0,88	0	502	56	374	85	3,30	0,68	3,16	278	118
BV 2B	5,56	1,50	0	574	65	1256	103	2,53	0,71	8,20	37	153
BV 2A	5,66	2,21	1,07	584	44	884	66	2,38	0,79	5,70	55	155
BV 3A	6,34	1,78	0,94	458	66	1010	72	4,04	1,69	4,72	133	214
Bodem												
Code		Organische stof	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	S	P	Olsen-P	
		%	gr FW / l	$\mu\text{m/g DW}$	$\mu\text{m/g DW}$	$\mu\text{m/g DW}$	$\mu\text{m/g DW}$	$\mu\text{m/g DW}$	$\mu\text{m/g DW}$	$\mu\text{m/g DW}$	$\mu\text{m/g DW}$	$\mu\text{m/kg DW}$
1A	Toplaag	2,26	1518	595	9	235	69	102	0,96	9	7	454
1B	Klei	6,28	1025	1121	11	648	126	167	1,56	89	15	1008
2A	Toplaag	7,05	1000	1025	10	747	105	161	1,53	127	20	1217
2B	Klei	4,50	1267	1059	13	366	111	169	1,44	8	10	485
1C	Ondiepe plas	2,49	1662	63	10	655	8	11	0,30	42	29	690

3.2. Fosfaatbelasting en kritische belasting

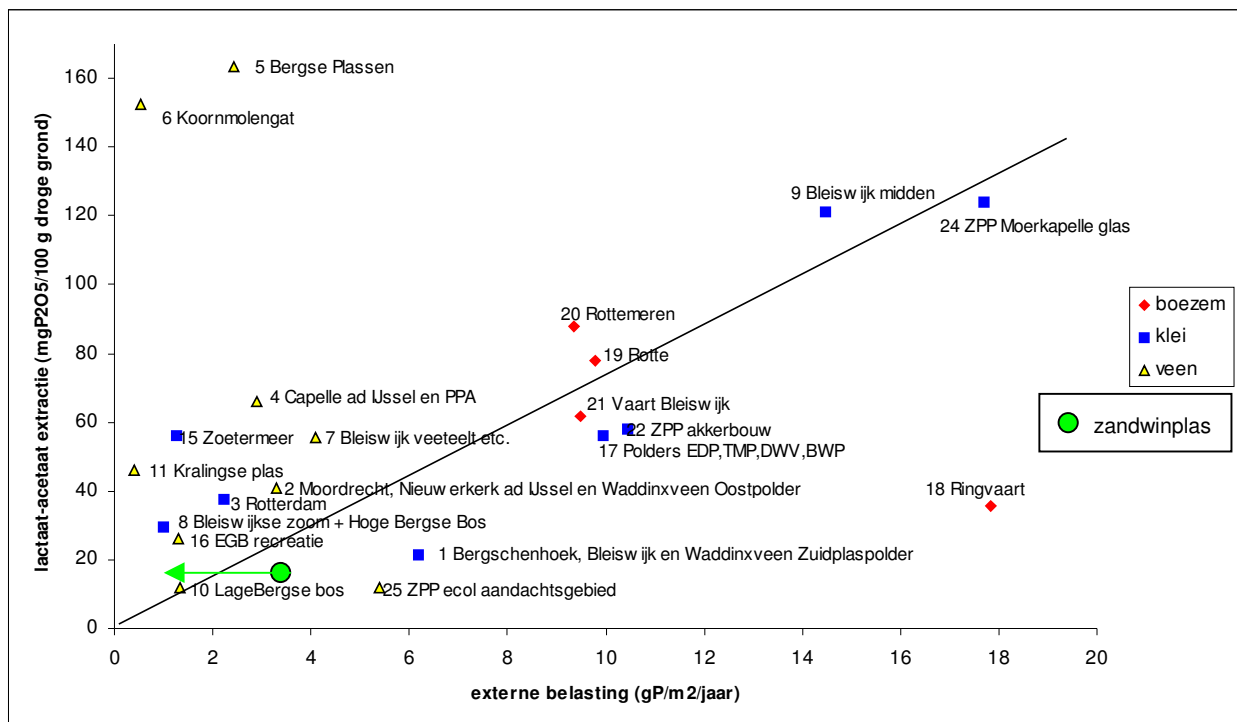
De fosfaatgehalten kunnen worden omgerekend naar een potentiële interne belasting. Dit is de hoeveelheid fosfaat die door chemische- én voedselwebprocessen in het systeem beschikbaar kunnen worden. Deze belasting is afgeleid aan de hand van de Olsen-P waarden en is weergegeven in tabel 3.6. Het blijkt dat de potentiële interne belasting in het (nu nog) droge gebied vooral hoog is in de bouwvoor, maar dat deze sterk afneemt met de diepte. Verder blijkt dat de toplaag van de waterbodemeen grotere potentiële bron van fosfaat vormt dan de kleilaag eronder of de waterbodeme in de ondiepere oeverzone. Deze belasting moet echter in het juiste perspectief worden gezien en worden vergeleken met de externe belasting, voordat deze wordt afgezet tegen de kritische belasting.

tabel 3.6. potentiële interne belasting bodem

Omschrijving	interne P-belasting (g/m ² /jaar)	interne P-belasting (mg/m ² /d)
Bouwvoor	4,67	12,80
0-10 cm onder bouwvoor	3,48	9,55
30-40 cm onder bouwvoor	1,19	3,26
Toplaag waterbodeme	2,05	5,61
Kleilaag waterbodeme	1,84	5,05
Bodem oeverzone	1,71	4,69

De interne belasting zoals die hier gehanteerd wordt is van toepassing op geïnundeerde bodems en daarmee relevant voor aanwezige waterpartijen (de zandwinplas) en in het gebied nog te realiseren wateren. In afbeelding 3.7. is nogmaals de relatie van eerder onderzochte watersystemen in Schieland weergegeven. In deze figuur is de externe fosfaatbelasting afgezet tegen de beschikbare hoeveelheid fosfaat in de bodem, hier bepaald door middel van een Lactaat-Acetaat extractie (P-AL in mg P₂O₅/100 g dw).

afbeelding 3.7. Relatie externe P-belasting en nalevering vanuit de waterbodeme (Witteveen+Bos, 2006). Groene cirkel = zandwinplas Emmen. De groene pijl geeft aan in welke richting de cirkel verschuift na uitvoering van het masterplan voor het WildlifeParkResort Emmen.



Zetten we de resultaten van de zandwinplas in deze figuur dan blijkt dat de externe belasting veel hoger is dan de fosfaatbeschikbaarheid van de bodem (P-AL waarde circa 14 mg/100 g dw). Dit betekent dat de bodem niet in evenwicht is met de externe belasting (de rechte lijn). Nalevering van fosfaat uit de waterbodem is in deze situatie dus onderschikt aan de omvang en invloed van de externe belasting (circa 3,44 g/m²/jr, tabel 3.7.). Onder zuurstofrijke omstandigheden zou de bodem zelfs netto fosfaat kunnen vastleggen. De interne belasting vanuit de waterbodem zou dan feitelijk negatief zijn (bindend), maar omdat de bodem in de huidige zuurstofarme situatie hiertoe niet of maar beperkt in staat is wordt de bijdrage van de interne belasting op 0 g/m²/jr ingeschat.

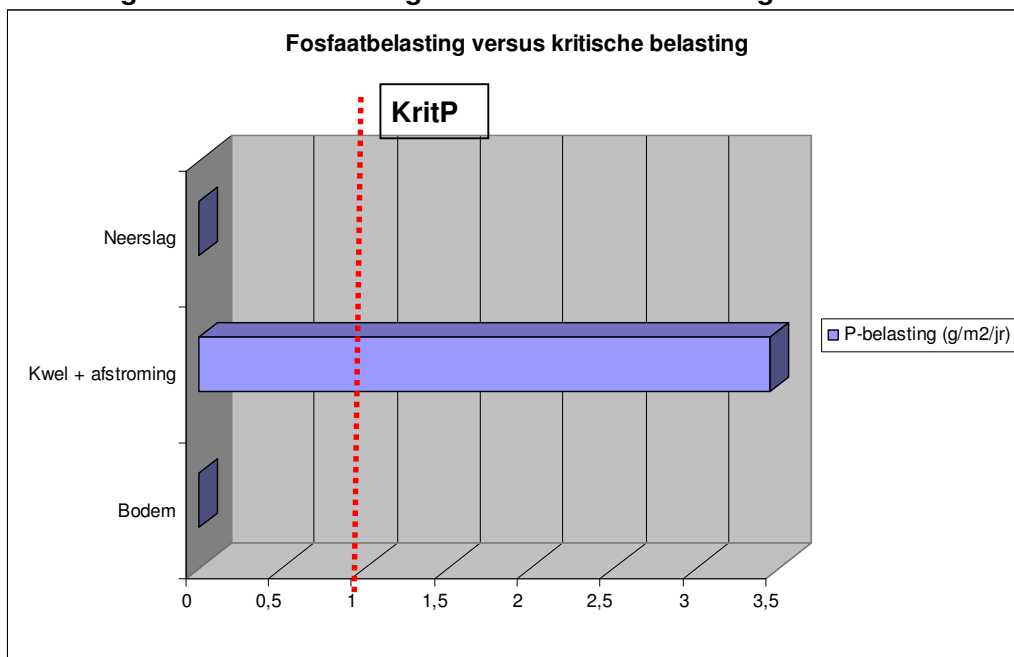
tabel 3.7. fosfaatbelasting zandwinplas

Bron	P-belasting (g/m ² /jr)	Kritische belasting zandwinplas
Neerslag (kgP/jr)	0,04	
Kwel en afstroming (kgP/jaar)	462,12	
INTERN		
Bodem	0,00	
EXTERN		
P-belasting (kwel+afstroming)	3,44	
P-belasting neerslag	0,0003	
Totale P-belasting	3,44	1,00

In tabel 3.7. zijn de interne en externe belasting van de plas in de huidige situatie weergegeven (MER Amsterdamsche Veld, 2008). Vogels vormen ook een bron van fosfaat omdat zij via uitwerpselen voedingsstoffen aan watersystemen toevoegen. Deze bron is hier buiten beschouwing gelaten omdat er geen aanwijzingen zijn dat de plas op dit moment door veel vogels wordt bezocht. Om een indicatie van de potentiële belasting van watervogels te geven kan voor 500 watervogels een bijdrage van circa 0,5-0,7 g/m²/jr worden gerekend (Witteveen+Bos, 2006 Studie Groot-Mijdrecht).

Aan de eerder ingeschatte fosfaatbelasting is nu de interne belasting (gemiddelde waterbodemonsters) toegevoegd. De totale fosfaatbelasting in de huidige situatie verandert dus niet en wordt ingeschat op 3,44 g/m²/jr. Dit is hoger dan de kritische belasting van 1 g/m²/jr die voor een gemiddelde plas kan worden gehanteerd (Richardson and Qian, 1999 en veldwaarnemingen) en eerder als kritische grens voor de zandwinplas werd aangenomen (afbeelding 3.8.).

afbeelding 3.8. Fosfaatbelasting versus kritische belasting



De belastingen van de verschillende bronnen dienen gesommeerd te worden, maar ter verduidelijking van de bijdrage van de afzonderlijke bronnen zijn deze als aparte posten weergegeven. Het blijkt dat de belasting van de zandwinplas vooral bepaald wordt door kwel en afstroming. De belasting vanuit regenwater is verwaarloosbaar klein. Het is duidelijk dat de fosfaatbelasting in de huidige situatie veel hoger is dan de kritische belasting. Op basis hiervan mag geen goede waterkwaliteit worden verwacht. Hoewel de zandwinplas op dit moment niet uitsluitend een nutriëntenprobleem heeft sluit dit goed aan bij het huidige beeld van een slechte waterkwaliteit met periodiek sterke algenbloei.

interne belasting in relatie tot bodemkenmerken

Hiervoor werd beschreven dat de onderwaterbodem ten aanzien van fosfaatmobilisatie over gunstige eigenschappen beschikt, maar dat dit onder de huidige zuurstofarme omstandigheden niet goed tot uiting komt. Wat is nu de invloed van de bodem ten aanzien van de waterkwaliteit van de zandwinplas?

De waterbodem beschikt over gunstige eigenschappen, zowel qua totaal fosfaat gehalte als met betrekking tot de (Fe-S):P ratio. Er blijkt in de bodem voldoende ijzer beschikbaar om fosfaat effectief te binden. Toch is er in de huidige situatie voldoende fosfaat in de waterlaag beschikbaar. Dit lijkt een paradox. Echter, onder zuurstofloze omstandigheden is de binding van fosfaat aan ijzer slecht, waardoor een deel van het fosfaat in oplossing blijft. Calcium kan fosfaat ook binden en is niet redoxgevoelig, maar in deze bodems onvoldoende aanwezig om fosfaat effectief te binden. Hoewel de bodem dus over gunstige eigenschappen beschikt kunnen deze in de huidige zuurstofarme situatie niet tot uiting komen.

In diepe plassen speelt stratificatie een rol bij het beperken van de beschikbaarheid van fosfaat in de bovenste waterlaag. In deze plas lijkt stratificatie echter niet op te treden. Zonder stratificatie kan fosfaat zich door de hele waterkolom verspreiden en is daarmee in voldoende mate voor algen beschikbaar. De potentiële interne belasting is de hoeveelheid fosfaat die maximaal onder natuurlijke omstandigheden kan worden vrijgemaakt. In de huidige situatie zullen voedselwebprocessen vanwege 1) de diepte en 2) het ongunstige milieu nauwelijks een rol spelen en is vooral de grote aanvoer van grondwater bepalend in de beschikbaarheid van fosfaat.

Dit alles betekent dus dat de bodem in de huidige situatie, ondanks de gunstige bodemeigenschappen geen vastlegger van fosfaat is.

Kader 2: stratificatie van diepe plassen

In diepe plassen (>8-10 m) kan in het zomerseizoen stratificatie optreden. Stratificatie wil zeggen dat er in de waterkolom een laagheid ontstaat door temperatuurverschillen. De bovenste waterlaag warmt sneller op dan de diepere waterlaag. Tussen de lagen ontstaat een spronglaag waarin de temperatuur over een geringe afstand sterk afneemt. De stratificatie wordt stabiel naarmate er minder menging als gevolg van wind en golfslag optreedt.

De scheiding van waterlagen heeft ook gevolgen ten aanzien van de chemische samenstelling van het water en de processen die zich in de verschillende lagen afspelen. Buiten de –thermische stratificatie ontstaat er na verloop van tijd ook een chemische stratificatie. Zonder op details in te gaan betekent dit dat er in de diepere lagen geen zuurstof meer voorkomt en dat daar gereduceerde verbindingen (ijzer, ammonium) voorkomen. Fosfaat gaat hier in oplossing, maar blijft als het ware gevangen in de onderlaag omdat er geen menging tussen beide waterlagen optreedt. Komt er toch fosfaat met ijzer in de zuurstofrijke toplaag dan slaan vormen deze een complex en slaan neer.

In tabel 3.8. is voor de verschillende scenario's - zoals omschreven in MER Amsterdamsche veld (2008) – aangegeven hoe de fosfaatbelasting ten opzichte van de huidige situatie (belasting 3,44 g/m²/jr) verandert. Nu bekend is welke eigenschappen de bodem heeft komt de verwachting ten aanzien van de toekomstige waterkwaliteit in een ander licht. Aanvankelijk werd op basis van verschillende aanwijzingen en ervaring aangenomen dat de potentiële interne nalevering groot kon zijn. Uit deze studie blijkt de waterbodem in de zandwinplas echter over zeer gunstige eigenschappen te beschikken en is er op voldoende diepte onder de bouwvoor in het plangebied ook een gunstige bodem aanwezig. Al met al betekent dit dat indien er met de realisatie voldoende rekening met de bodem wordt gehouden de nalevering in beide systemen klein zal zijn. Omdat verwacht wordt dat de bodem in de plas na het stopzetten van de onttrekkingen (onder de juiste condities) netto fosfaat kan vastleggen wordt de bijdrage van de waterbodem als 0 g/m²/jr ingeschat. In afbeelding 3.7. betekent dit dat de groene cirkel opschuift naar links richting de zwarte lijn. Dit betekent dat de bodem meer in evenwicht komt met de externe belasting.

De kritische belasting van lijnvormige wateren is hoger dan voor plassen. Dit is vanwege de kortere verblijftijd, kleinere invloed van wind en grotere randlengte van de (begroeide) oever. De hoogte van de kritische grens van de watergangen is op dit moment niet bekend. Als de belasting van de lijnvormige wateren lager is dan de kritische belasting, zal hier een goede waterkwaliteit ontstaan. Bij een goede waterkwaliteit (helder en plantenrijk) zal er zelfs fosfaatretentie in de watergangen optreden. Hiervan uitgaande zal de belasting in de plansituatie rond of onder de kritische grenzen kunnen uitkomen, maar dit is nog steeds niet met 100% zekerheid te zeggen. Hoewel de externe belasting hoger is dan de kritische belasting van de plas is de situatie toch gunstiger dan aanvankelijk werd gedacht. Maatregelen liggen dan ook in het zoveel mogelijk beperken van de externe belasting (< 1g/m²/jr) en het versterken van de robuustheid van het watersysteem (moerasareaal en natuurlijke waterpeilfluctuatie).

tabel 3.8. Geactualiseerde P-bronnen analyse in verschillende scenario's

P-Bronnen	IN zandwinplas	IN watergangen
Neerslag (kgP/jr)	0,04	0,03
Kwel en oppervlakkige afstroming (kgP/jaar)	60,6	19,9
Aanvoer opgepompt grondwater (kgP/jaar)	4,2	
Afvalwater (kgP/jr)	3,9	3,9
Bodem (kg/jr)	0,00	0,0
Mest (kgP/jr)	36	92,2
Mest 500 wilde watervogels (kgP/jr)	65,8	
Totaal	170,58	96,1
P-belasting oppompen grondwater+lozen afvalwater g/m2/jr		
P-belasting zandwinplas	1,03	
P-belasting watergangen	0,79	
P-belasting afkoppelen afvalwater+grondwater g/m2/jr		
P-belasting zandwinplas	0,98	
P-belasting watergangen	0,77	

4. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

De beoogde doelen van deze studie betroffen een:

- analyse van de waterbodem en de in het plangebied te verwerken grond (bouwvoor, veen) op nutriëntgehalten en potentiële nalevering (omvang P-bron bepalen);
- analyse van de huidige waterkwaliteit in samenhang met reeds beschikbare gegevens;
- inschatting van mogelijke risico's voor een goede waterkwaliteit en een doorkijk naar mogelijke maatregelen.

4.1. Conclusies

analyse bouwvoor en in het plangebied te verwerken grond

In het studiegebied is een voedselrijke bouwvoor van circa 50 cm (lokaal 100 cm) aanwezig. Deze bouwvoor bevat grote hoeveelheden plantbeschikbaar fosfaat. Natuurontwikkeling op deze bouwvoor leidt in zowel een droge als een nattere situatie tot een soortenarme natuur gedomineerd door snelgroeiende soorten als brandnetel, akkerdistel, braam (droog) of pitrus en liesgras (nat).

Indien soortenrijke natuur wordt nagestreefd dient de bouwvoor geheel verwijderd te worden. De bouwvoor kan worden verwerkt in verhoging zonder natuurbestemming of in verhogingen die worden afgedekt met een laag schrale grond. De bouwvoor is in het veld duidelijk herkenbaar als een goed gemengde zwarte bodemlaag. Dit is een groot voordeel indien tot afgraven wordt besloten.

Onder de bouwvoor worden zowel venige als zandige bodems aangetroffen. De zandbodems zijn minder voedselrijk, niet verzuringsgevoelig en bieden goede perspectieven voor de ontwikkeling voor droge natuurtypen. Een aantal van de onderzochte bodems dicht onder de bouwvoor bevatten nog aanzienlijke hoeveelheden fosfaat die bovendien labiel gebonden zijn (aan redoxgevoelig ijzer). Dit betekent dat deze bodems bij permanente vernatting fosfaat kunnen naleveren. Op 30-40 cm onder de bouwvoor is dit risico echter zeer beperkt. De beoogde herinrichting omvat de realisatie van verschillende grote waterpartijen en een moerasgebied. Deze watersystemen zijn over het algemeen robuust door de relatief korte verblijftijd en veel vegetatie. Echter, daar waar stagnatie van water plaatsvindt kunnen (lokaal) fosfaatproblemen ontstaan indien een voedselrijke bodem aanwezig is. Ook de aanwezigheid van veenresten in het studiegebied kan tot problemen leiden bij sterke verdroging (afbraak - mobilisatie P en N).

analyse huidige waterkwaliteit zandwinplas

Aan de zandwinplas worden jaarlijks en dan met name in de zomer grote hoeveelheden oppervlaktewater ten behoeve van de gietwatervoorziening van kassen in de regio onttrokken. De onttrekking is zo groot dat het waterpeil met circa 1-2 meter is gedaald ten opzichte van de (natuurlijke) situatie voor onttrekking. Hierdoor heeft de plas een sterk drainerende werking op de omgeving en trekt daardoor dus veel grondwater aan. De zandwinplas ontvangt zowel ondiep als dieper grondwater uit het eerste watervoerende pakket dat een dikte heeft van circa 20 m. De zandwinplas ontvangt voor een belangrijk deel (voedselrijk) grondwater uit de noordoostelijk gelegen landbouwgebieden. Rondom de plas bevinden zich veenrestanten onder de heide die door de sterke ontwatering mineraliseren. De voedingsstoffen (P.N) die hierbij vrijkomen worden mogelijk ook met het grondwater richting de plas afgevoerd (Bell en Hullenaar, 2007). Hierdoor is de externe fosfaatbelasting van de plas in de huidige situatie relatief groot en niet in evenwicht met de waterbodem.

Als gevolg van de onttrekkingen heeft het oppervlaktewater in de zandwinplas een 'eigenaardige' samenstelling die sterk afwijkt van een natuurlijke situatie. Buiten dat de plas slecht gebufferd en dus licht zuur is, bevat deze weinig tot geen zuurstof en toxische concentraties ijzer en ammonium. Onder deze omstandigheden kunnen vissen en waterplanten zich niet handhaven.

Met andere woorden: de waterkwaliteit is in de huidige situatie bijzonder slecht, zelfs slechter dan aanvankelijk verondersteld werd.

Om een inschatting te kunnen maken van de situatie die zal ontstaan als de onttrekkingen stoppen dient het functioneren van het huidige systeem eerst goed begrepen te worden. Dit is op basis van de beschikbare gegevens en de meetgegevens die tijdens deze studie zijn verzameld tot op zekere hoogte mogelijk.

De waterbodem bevat relatief weinig fosfaat en beschikt theoretisch over voldoende ijzer om fosfaat effectief te binden. Onder geschikte omstandigheden zal deze bodem eerder netto fosfaat vastleggen dan naleveren. In de huidige situatie is de bodem hier echter niet toe in staat, omdat de plas een groot deel van de tijd zuurstofarm of zuurstofloos is. Dit betekent dat er in de waterkolom voldoende fosfaat beschikbaar is voor algenbloei.

Hoe het huidige watersysteem precies functioneert is op basis van de beperkte dataset en de vreemde eigenschappen van de plas moeilijk te zeggen. Uit metingen van de Waterleidingmaatschappij Drenthe blijkt dat de plas een groot deel van tijd zuurstofloos is. Dit kan waarschijnlijk worden toegeschreven aan de grote aanvoer van zuurstofloos grondwater met een grote chemische zuurstofvraag door ijzer en ammonium. Bij de oxidatie van ijzer en ammonium wordt zuur geproduceerd. Omdat er in het watersysteem weinig bufferstoffen (calciumcarbonaat) aanwezig zijn en er ook nauwelijks aanvoer van deze bufferstoffen is verzuurd het systeem periodiek en is de pH overwegend laag. In het winterseizoen is de 'gietwaterbehoefte' kleiner en wordt minder grondwater aangetrokken. Onder deze omstandigheden kan het zuurstofgehalte weer wat toenemen zodat meer oxidatie van ijzer kan plaatsvinden. De oxidatie van ijzer leidt in de plas tot vlokvorming, waarbij ook fosfaat gebonden wordt. Doorgaans sedimenteren deze (fosfaatrijke) ijzervlokken, waardoor de beschikbaarheid van zowel ijzer als fosfaat afneemt. In de zandwinplas bestaan aanwijzingen dat de ijzervlokken echter in suspensie blijven. Waarom de ijzervlokken niet sedimenteren is niet geheel duidelijk, maar kan te maken hebben met de slechte buffering en lage ionengehalten van het water.

inschatting risico's en doorkijk maatregelen

Het inrichtingsplan (masterplan) beschrijft de realisatie van een Europees waterrijk wildpark. In deze nieuwe situatie wordt de huidige zandwinplas uitgebreid en van een aangetakt 2^{de} watersysteem voorzien. Dit 2^{de} watersysteem bestaat uit moeras en watergangen. In de nieuwe inrichting worden de onttrekkingen zoals die nu plaatsvinden gestaakt. In plaats daarvan wordt of 1) geheel gestopt met de gietwaterwinning in het studiegebied of 2) wordt diep grondwater (2^{de} watervoerende pakket op 50-60 m -mv) op de plas gebracht, door het watersysteem geleid en op een zeker punt als 'oppervlaktewater' onttrokken. Belangrijk aspect van het inrichtingsplan is dat de plas een hoger (natuurlijk) waterpeil zal krijgen, waardoor er minder grondwater wordt aangetrokken.

Omdat de huidige waterkwaliteit zeer slecht is en dit vrijwel zeker door de onttrekkingen wordt veroorzaakt is de verwachting dat bij het stopzetten van de onttrekkingen de waterkwaliteit in ieder geval niet verder zal verslechteren. De vraag is echter in hoeverre de waterkwaliteit zal verbeteren. Het diepe grondwater is ook zuurstofloos en rijk aan ijzer en fosfaat, maar bevat in tegenstelling tot het ondiepere grondwater wat minder ammonium en is zeer goed gebufferd (gebaseerd op slechts twee metingen van het diepe grondwater). Bij het opbrengen van diep grondwater zal het buffervermogen van de plas dus met de tijd toenemen. Hierdoor stijgt de pH waardoor het leefmilieu voor verschillende waterplanten en vissen verbetert. Mogelijk, maar dit is niet met zekerheid te zeggen, heeft dit ook een positief effect op het uitvlokken/sedimenteren van ijzerfosfaatcomplexen. Omdat de verhouding tussen ijzer en fosfaat gunstig is kan er bij voldoende beschikbaarheid van zuurstof zowel ontijzering als defosfatering van het grondwater plaatsvinden. Hierbij is het wel van belang dat deze fosfaatrijke vlokken uit het watersysteem worden verwijderd omdat het fosfaat onder zuurstofloze omstandigheden weer gemobiliseerd kan worden. Dit zou bij voorkeur dus moeten plaatsvinden voordat het grondwater op de plas wordt ingelaten. Een mogelijkheid is een deel van het gebied speciaal in te richten als plantenrijk bezinkbassin, dat

periodiek uitgebaggerd wordt. Bij voldoende verblijftijd en beluchting zouden concentraties ijzer, fosfaat en ammonium (maar ook mangaan) in het grondwater sterk gereduceerd kunnen worden zodat kwalitatief goed water op de plas kan worden ingelaten. Onzeker hierbij is of het zuurbufferend vermogen voldoende groot is om de verzuring als gevolg van de ijzeroxidatie tegen te gaan.

Ijzeroxidatie is feitelijk roestvorming. Het is in verband met recreatiedoeleinden belangrijk te beseffen dat in watersystemen die onder invloed van ijzerrijk kwelwater staan een fel oranje aanslag op bodem en waterplanten ontstaat. Deze aanslag wordt afgezet op alles dat zich in het water bevindt of hiermee in aanraking komt.

Omdat de aanwezige waterbodem een sterke bindingscapaciteit heeft voor fosfaat is de verwachting dat bij het stopzetten van de onttrekkingen de nalevering uit de bodem beperkt zal blijven. Er zou zelfs netto vastlegging van fosfaat kunnen plaatsvinden. Voorwaarde hiervoor is dat er voldoende zuurstof in de plas aanwezig is en/of dat er in de zomer stratificatie optreedt.

4.2. Aanbevelingen

Uit deze studie volgen enkele aanbevelingen:

- onderzoek van monitoringsgegevens (WMD) in de periode voor 2006 om het beeld dat nu van het watersysteem bestaat te verifiëren en na te gaan hoe de situatie was toen de onttrekkingen tijdelijk werden stopgezet (2005) en indien beschikbaar hoe de situatie was toen net met de onttrekkingen werd begonnen;
- tracht de bouwvoor zoveel mogelijk te verwijderen op plaatsen waar natuurontwikkeling wordt nastreeft. Voedselrijkere bodems kunnen verwerkt worden op plaatsen die intensief door parkdieren worden gebruikt, op hoger gelegen (droge) delen zonder natuurbestemming of worden afgedekt met voedselarme grond. Uit deze bodems zullen vooral in het begin nog nutriënten kunnen uitspoelen. Daarom is het aan te bevelen voedselrijke grond zover mogelijk van het water te verwerken. Veenrestanten dienen voldoende vochtig te worden gehouden om afbraak en mobilisatie van nutriënten te voorkomen;
- houdt bij de aanleg van de lijnvormige waterpartijen voldoende rekening met de eigenschappen van de waterbodem. Dek de voedselrijkere bodems af met schraal zand en voorkom stagnatie van water in het gebied. Verwerk geen voedselrijke grond in de oevers;
- controleer de samenstelling van het diepe (40-50 m –mv) grondwater. Er zijn nu slechts twee metingen beschikbaar;
- zet (b.v. in samenwerking met WMD) enkele proeven in waarbij het diepe grondwater wordt belucht en in contact gebracht met oppervlaktewater uit de plas. Onderzoek of de buffercapaciteit voldoende groot is om de pH in de plas te verhogen tot neutraal (pH 7). Onderzoek of de geoxideerde ijzer-vlokken in de huidige plas wel bezinken als buffercapaciteit en/of ionenrijkdom toenemen;
- onderzoek de mogelijkheid van beluchting van de waterbodem in de zandwinplas. Door de bodem te beluchten kan de bindingscapaciteit ten aanzien van fosfaat aanzienlijk toenemen;
- breng de kwelsituatie die na herinrichting in de plas ontstaat goed in beeld. Controleer in het bijzonder of er bij het stopzetten van de onttrekking geen horizontale doorstroming met voedselrijk grondwater in de plas zal plaatsvinden;
- beperk de externe belasting zoveel mogelijk ($< 1 \text{ g/m}^2/\text{jr}$).

5. LITERATUUR

- Arcadis (2007). Studie waterkwaliteit Wildlife Parkresort. In opdracht van Griendtsveen Beheer B.V.
- Bell Hullenaar (2007). Hydrologisch onderzoek Amsterdamsche veld en Integraal waterbeheer Wildlife Parkresort
- Jaarsma N.G., Klinge M. en L.P.M. Lamers (2008). Van helder naar troebel...en weer terug. STO-WA-rapportnummer 2008-04. ISBN: 978.90.5773.386.4
- Janse, J.H. (2005). Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. PhD Thesis Wageningen University The Netherlands
- Lucassen ECHET, Smolders AJP & JGM Roelofs (2002) Potential sensitivity of mires to drought, acidification and mobilisation of heavy metals: the sediment S/(Ca+Mg) ratio as diagnostic tool. *Environmental Pollution* 120: 635-646.
- MER Amsterdamsche Veld (2008) RBOI en Witteveen+Bos. In ontwikkeling
- Mitch, W.J.;Gosselink, J.G. 1993. Wetlands. New York: Van Nostrand Reinhold.
- Richardson, C.J., and S. Qian. 1999. Long-term phosphorus assimilative capacity in freshwater wetlands: A new paradigm for maintaining ecosystem structure and function. *Environmental Science and Technology* 33 (10):1545-1551.
- Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Moonen M., Zwaga K. en Roelofs J.G.M. (2001). Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron components. *Biogeochemistry* 54: 219-228.
- Smolders A.J.P., Moonen M., Zwaga K., Lucassen E.C.H.E.T. Lamers L.P.M. en Roelofs J.G.M. (2006b). Changes in pore water chemistry of desiccating freshwater sediments with different sulphur contents. *Geoderma* 132: 372-383.
- Witteveen+Bos (2006). Waterkwaliteitsbeelden Schieland Rapport fase II. In opdracht van Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard. Projectcode: RT374-1

