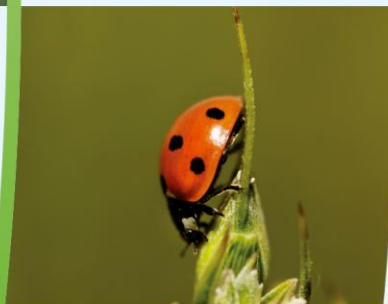


Soil for life

Rapport 1692.N.17

Fosfaatonderzoek Wieden
en Weerribben



Rapport 1692.N.17

Fosfaatonderzoek Wieden en Weerribben

Auteur(s) : dr.ing. D. van Rotterdam
ir. R. Postma

© 2019 Wageningen, Nutriënten Management Instituut NMI B.V.

Alle rechten voorbehouden. Niets uit de inhoud mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, op welke wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de directie van Nutriënten Management Instituut NMI.

Rapporten van NMI dienen in eerste instantie ter informatie van de opdrachtgever. Over uitgebrachte rapporten, of delen daarvan, mag door de opdrachtgever slechts met vermelding van de naam van NMI worden gepubliceerd. Ieder ander gebruik (daaronder begrepen reclame-uitingen en integrale publicatie van uitgebrachte rapporten) is niet toegestaan zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van NMI.

Disclaimer

Nutriënten Management Instituut NMI stelt zich niet aansprakelijk voor eventuele schadelijke gevolgen voortvloeiend uit het gebruik van door of namens NMI verstrekte onderzoeksresultaten en/of adviezen.

Verspreiding

Inhoud

	pagina
Samenvatting en conclusies	2
1 Inleiding	5
2 Opzet en uitvoering	6
2.1 Standplaatsfactoren voor blauwgrasland	6
2.1.1 Selectie van potentiële locaties voor ontwikkeling van blauwgrasland	6
2.1.2 Monstername	7
2.1.3 Chemisch grondonderzoek	8
2.2 Fosfaatmobilisatie	8
2.2.1 Selectie van te onderzoeken locaties	8
2.2.2 Monstername	9
2.2.3 Chemisch grondonderzoek	9
3 Theoretisch kader	10
3.1 Fosfaatchemie in de bodem	10
3.1.1 Kengetallen voor fosfaattoestand van de bodem	11
3.2 Vernatting en P mobilisatie	12
3.2.1 Vernatting van de bodem	12
3.2.2 Kengetallen voor vernatting van de bodem	13
3.2.3 Vernatting en transport	14
3.2.4 Vernatting en sloot	15
4 Resultaten	16
4.1 Algemene bodemkenmerken	16
4.2 Potentiële ontwikkeling blauwgrasland	18
4.2.1 Zuurgraad en zuurbuffering	18
4.2.2 Hydrologie	21
4.2.3 Nutriënten- en met name de fosfaattoestand van de bodem	22
4.2.4 Synthese en handelingsperspectief	27
5 Mobilisatie onderzoek	29
6 Conclusies	31
7 Referenties	32

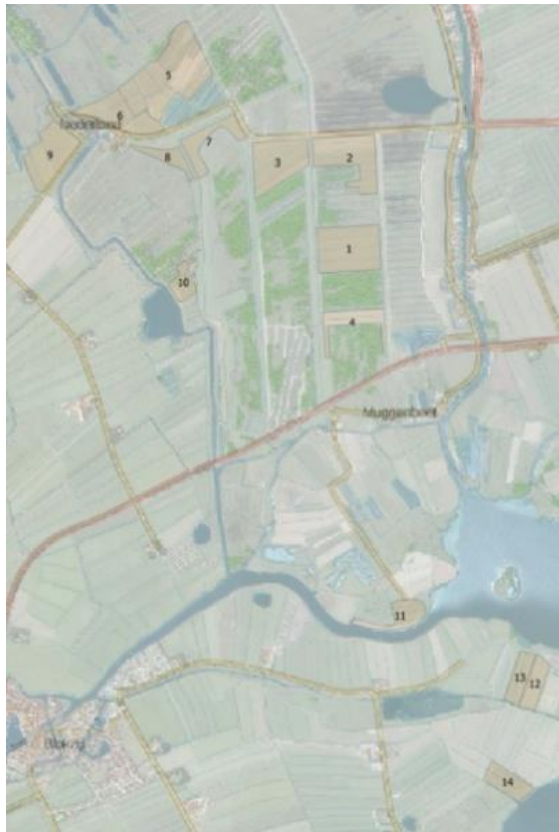
Samenvatting en conclusies

Aanleiding

In het kader van de ontwikkeling van de Natura 2000-gebieden de Wieden en de Weerribben dient in de gebieden Noordmanen (Weerribben) en Muggenbeet (Wieden) respectievelijk 28 en 10 ha grasland te worden omgevormd van landbouw naar moerasnatuur (blauwgrasland, riet, etc.). Eén van de kritische factoren daarbij is de hoeveelheid fosfaat die in de bodem beschikbaar is voor de vegetatie. Verder zal het gebied ten behoeve van de gewenste natuurontwikkeling worden vernat, wat kan leiden tot een mobilisatie van fosfaat, dat in het oppervlaktewater terecht kan komen. Arcadis voert in opdracht van de Provincie Overijssel de inrichting van gebieden in de Wieden en de Weerribben uit en heeft NMI in dat kader gevraagd een fosfaatonderzoek uit te voeren. Het fosfaatonderzoek is bedoeld om inzicht te krijgen in i) enerzijds de standplaatsfactoren voor de te ontwikkelen blauwgraslanden en ii) anderzijds het risico van fosfaatomobilisatie in het gehele gebied door de beoogde vernatting.

Opzet en uitvoering

Er is een voorselectie gemaakt van 14 percelen in de gebieden Noordmanen en Muggenbeet die in potentie in aanmerking komen voor de ontwikkeling van blauwgrasland (zie kaartje). Verspreid over de percelen zijn op 28 locaties grondmonsters genomen van bodemlagen op 0-20, 20-40 en 40-60 cm diepte. De monsters afkomstig uit de 0-20 en 20-40 cm bodemlaag zijn geanalyseerd op meerdere fosfaatfracties (P-CaCl₂, P-AL, P-ox en P-Olsen) en o.a. het organische stofgehalte, de pH, textuur en CEC met basenverzadiging. In aanvulling op het fosfaatonderzoek voor blauwgrasland, zijn nog 15 locaties geselecteerd voor het onderzoek naar fosfaatomobilisatie. Op deze locaties zijn grondmonsters genomen van de 0-30 cm bodemlaag en in een aantal gevallen tevens van de 30-60 cm bodemlaag. Hierin zijn dezelfde analyses uitgevoerd als in de monsters voor het blauwgraslandonderzoek, met uitzondering van P-Olsen.



Theoretisch kader

Het gedrag van fosfor (P) in de bodem is complex doordat het beïnvloed wordt door een groot aantal chemische processen. De P-beschikbaarheid hangt af van de pH: bij lage pH is de P-beschikbaarheid laag door het zeer onoplosbare ijzer-fosfaat en bij hoge pH is de beschikbaarheid laag door calcium-fosfaten met een lage oplosbaarheid. Bij een pH tussen 4 en 6,5 is de adsorptie van P aan Fe- en Al(hydr)oxiden het dominante proces dat bepalend is voor de beschikbaarheid van P.

Om de fosfaattoestand in de bodem te karakteriseren worden verschillende extractiemethodes gebruikt. Met P-CaCl₂, P-Olsen, P-AL en P-ox wordt een steeds groter wordend deel van de totaal aanwezige hoeveelheid P in de bodem bepaald. De fosfaatfracties die zo worden bepaald zijn

complementair en ze geven samen een beeld van de hoeveelheid en verdeling van P in de bodem, waarmee het gedrag van fosfaat in de bodem (zoals desorptie) goed kan worden beschreven.

Het effect van P-emissie vanuit de bodem op het P-gehalte in oppervlaktewater kan worden ingeschat door onderscheid te maken tussen de bron (bodem), het transport en de receptor (het ontvangende watersysteem). Door vernatting wordt de bindingscapaciteit van de bodem voor P verlaagd, waardoor P wordt gemobiliseerd, de zogenaamde interne eutrofiëring. P kan vanaf de bodem naar oppervlaktewater worden getransporteerd via ondiepe uitspoeling en oppervlakkige afspoeling, waarbij het aandeel van de processen onder andere afhangt van het oppervlaktewaterpeil. Processen in het oppervlaktewater zijn eveneens van invloed op de uiteindelijke P-concentratie in het oppervlaktewater.

Resultaten

In 12 van de 28 locaties voor blauwgrasland was de pH-CaCl₂ in de toplaag (0-20 cm laag) optimaal voor blauwgrasland, maar in de andere gevallen was de pH-CaCl₂ lager dan of gelijk aan 4,5 en daarmee suboptimaal. De basenverzadiging van de CEC zorgt voor een buffering van de pH en uit de gegevens blijkt dat de Ca-bezetting in het pH-traject van 5,5 tot 4 daalt van >80 tot ca 40%. De situaties met lage pH en lage basenverzadiging zijn ongunstig voor blauwgrasland.

De verschillende parameters die een maat zijn voor de reversibel gebonden beschikbare P voorraad (P-Olsen, P-AL en FVG) laten alle drie een vrij grote ruimtelijke variatie binnen het bemonsterde gebied zien die varieert van zeer laag (onder de meetgrens) tot vrij hoog. In twee deelgebieden in het gebied Muggenbeet is de fosfaattoestand optimaal en in twee andere deelgebieden is de fosfaat-toestand (net) suboptimaal voor blauwgrasland. Ook P-ox is op deze laatste locaties relatief hoog. In de bodemlaag 20-40 cm is de fosfaattoestand op deze locaties steeds zeer laag.

In het gebied Noordmanen is de uitgangssituatie wat betreft de fosfaattoestand voor een deel geschikt en voor een deel (nog) niet geschikt voor de potentiële ontwikkeling van blauwgrasland. Op de percelen 1 en 2 is de fosfaattoestand in de bovengrond en in de 20-40 cm laag te hoog voor de potentiële ontwikkeling van blauwgrasland, maar in de 40-60 cm laag van perceel 2 was de P-toestand laag genoeg. Op perceel 3 is de fosfaattoestand in de bovenste 20 cm's verhoogd en op de grens tussen optimaal en suboptimaal voor blauwgrasland. In de bodemlaag 20-40 cm-mv is de P-beschikbaar heel laag. Op de percelen 4 en 10 was het beeld van de fosfaattoestand op basis van FVG en P-Olsen gunstig, terwijl de fosfaattoestand op de percelen 5 t/m 9 op de grens lag tussen optimaal en (net) suboptimaal. De verschillen in fosfaattoestand tussen de percelen kunnen grotendeels worden begrepen uit de huidige en historische intensiteit van het (agrarisch) beheer.

Uit meetgegevens van de locaties voor het mobilisatieonderzoek blijkt dat het Fe-ox-gehalte een belangrijke rol speelt bij de P-binding in de bodems van het gebied, maar dat die capaciteit in natte situaties veel lager is. Dit betekent dat het risico van P-mobilisatie in de gebieden die nog niet zijn vernat zeer groot is als die in de toekomst worden vernat.

Conclusies

- In het deelgebied Muggenbeet is de fosfaattoestand optimaal in de natte rietvelden (perceel 11) en het (zeer) extensief beheerde deel (perceel 14). Voor de andere perceel (12, 13) is de fosfaattoestand in de bouwvoor (net) suboptimaal.
- In het deelgebied Noordmanen is in het agrarisch meest intensief beheerde deel (perceel 1, 2 en in iets mindere mate 3) de fosfaattoestand tot 40 cm onder maaiveld in de uitgangssituatie te hoog voor blauwgrasland. Voor de meest extensief beheerde delen (percelen 4 en 10) ligt de fosfaattoestand onder de streefwaarde. In de rest van dit gebied varieert de fosfaattoestand in de

bouwvoor (0-20 cm) tussen optimaal en (net) suboptimaal. In de bodemlaag daaronder (20-40 cm) ligt de fosfaattoestand onder de streefwaarde.

- In de onderzochte gebieden lijkt de potentiële P mobilisatie door vernatting zeer groot. Dit is aangetoond door een blijvend verlies van Fe-(hydr)oxides in locaties waar al is vernat en waar dientengevolge P is gemobiliseerd.

1 Inleiding

In het kader van de ontwikkeling van de Natura 2000-gebieden de Wieden en de Weerribben is voor de deelgebieden Noordmanen (Weerribben) en Muggenbeet (Wieden) een inrichtingsopgave vastgesteld van respectievelijk 28 en 10 ha. De betreffende graslanden zijn afkomstig uit de landbouw en dienen te worden omgevormd naar moerasnatuur (blauwgrasland, riet, etc.). Eén van de kritische factoren daarbij is de hoeveelheid fosfaat die in de bodem beschikbaar is voor de vegetatie. De plantensoorten van blauwgrasland zijn gebonden aan een lage fosfaatbeschikbaarheid, omdat bij een hogere beschikbaarheid andere en concurrentiekrachtiger plantensoorten de overhand krijgen, waardoor er voor de typische blauwgraslandsoorten geen plek meer is. Er is in het recente verleden wel fosfaatonderzoek uitgevoerd in Noordmanen en Muggenbeet, alleen grotendeels niet op de meest geëigende locaties (Vlaanderen & Visser 2010, in Noordmanen) dan wel niet op grotere dieptes of met de meest geëigende methode (Van Delft 2013). Daarom is aanvullend fosfaatonderzoek gewenst.

Ten behoeve van de gewenste natuurontwikkeling in het gebied, zal het gebied worden vernat door een verhoging van de grondwaterstand. Deze vernatting kan leiden tot een mobilisatie van fosfaat, dat in het oppervlaktewater terecht kan komen. Er is onderzoek nodig om dit risico in beeld te brengen.

Arcadis voert in opdracht van de Provincie Overijssel de inrichting van deelgebieden in de Wieden en de Weerribben uit en heeft NMI in dat kader gevraagd het fosfaatonderzoek uit te voeren. Het fosfaatonderzoek is bedoeld om inzicht te krijgen in i) enerzijds de standplaatsfactoren voor de te ontwikkelen blauwgraslanden in de betreffende deelgebieden en ii) anderzijds in het risico van fosfaatmobilisatie in het gehele gebied door de beoogde vernatting.

De doelstellingen van het fosfaatonderzoek zijn:

- inzicht verkrijgen in de bodemgerelateerde standplaatsfactoren (met de focus op fosfaat) voor te ontwikkelen blauwgraslanden in de huidige situatie en na peilverhoging. Dit is beperkt tot enkele duidelijk afgebakende terreinen, waarbij in eerste instantie is uitgegaan van 10 hectare in de Wieden en 28 hectare in de Weerribben. Als er sprake is van verhoogde fosfaatgehalten dient ook te worden ingegaan op de mogelijkheden van te nemen maatregelen, zoals verschrallen, uitmijnen of afgraven; en
- een inschatting te maken van de P-belasting van oppervlaktewater door mobilisatie van fosfaat uit de bodem door peilverhoging. Dit speelt in alle te onderzoeken deelgebieden, die een gezamenlijke oppervlakte hebben van ca. 400 ha in de Wieden en ca. 350 ha in de Weerribben.

2 Opzet en uitvoering

2.1 Standplaatsfactoren voor blauwgrasland

2.1.1 Selectie van potentiële locaties voor ontwikkeling van blauwgrasland

De selectie van locaties voor de potentiële ontwikkeling van blauwgrasland is uitgevoerd door bureau Altenburg & Wymenga (Bijkerk, 2018). Aangegeven werd dat bij voorkeur moest worden gezocht naar delen met onvergraven bodems waar ook in het verleden blauwgrasland aanwezig was. Die combinatie leverde echter weinig op. De hele Noordmanen is vergraven, maar in delen kwamen rond 1820 wel zeer weinig productieve graslanden voor, wat waarschijnlijk blauwgrasland betrof. Rond het dorp Nederland liggen nog wel enkele onvergraven delen, maar dat was in 1820 relatief goede grond, vergelijkbaar met witbolgrasland (mond. med. P. Bremer), mogelijk als gevolg van het kleidek dat hier op het zeggeveen ligt. De ideale situatie voor de ontwikkeling van blauwgrasland is daarmee niet aanwezig. Op grond hiervan en de mogelijkheden tot bevoeiing met basenrijker water (plannen Staatsbosbeheer) ligt de prioriteit in de Weerribben vooralsnog in de Noordmanen. Voor de Muggenbeet is reeds een fosfaatonderzoek uitgevoerd (Van Delft 2013) en op grond hiervan alsmede de nu getekende inrichtingsschetsen zijn de potentiële Blauwgraslandlocaties in Muggenbeet gelokaliseerd (Figuur 2.1).

In Tabel 2.1 is voor de deelgebieden uit Figuur 2.1 aangegeven of het vergraven terreinen betreft, of er in het verleden blauwgrasland aanwezig was, of er recentelijk soorten zijn aangetroffen die kenmerkend zijn voor blauwgrasland, het oppervlak (in ha), de prioritering van een blok en het aantal beoogde monsterlocaties. Bij de bemonstering is rekening gehouden met de prioritering; meer monsters bij een hogere prioriteit.



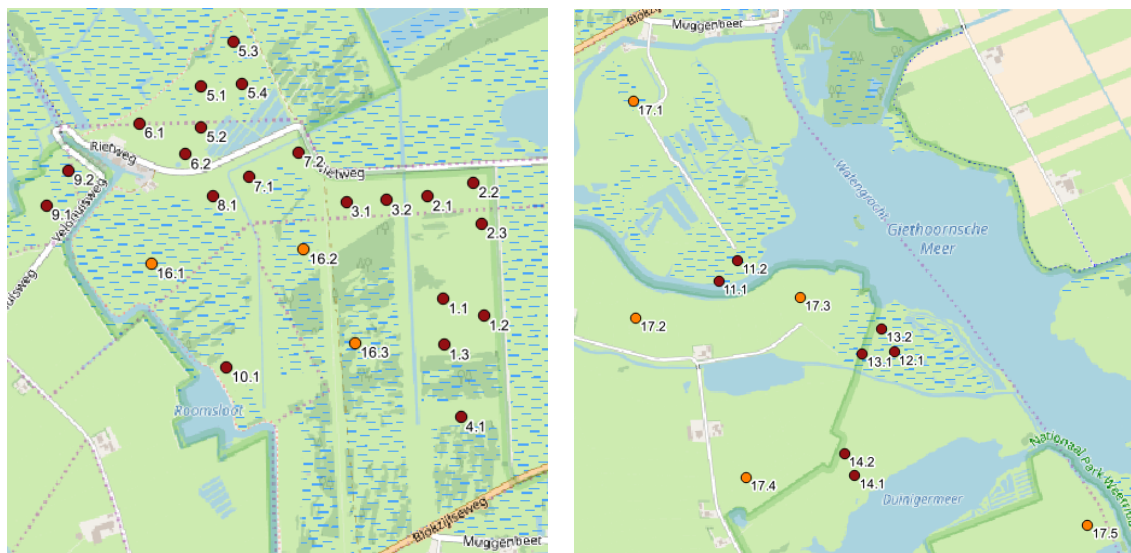
Figuur 2.1. Overzicht van potentiële locaties (deelgebieden links en monsterpunten rechts) voor blauwgrasland in deelgebied Noordmanen (Weerribben; 1-10) en Muggenbeet (Wieden; 11-14).

Tabel 2.1. Instructie voor monstername van deelgebieden gegeven door Bijkerk (2018).

id	gebied	vergraven	Prioriteit	historisch blauwgrasland	blauwgrasland soorten aanwezig	Opp_ha	Aantal monsterlocaties	Aantal monsters	Opmerkingen
1	Noordmanen	ja	1	ja	nee	7,81	4	12	
2	Noordmanen	ja	1	klein deel	nee	6,76	3	9	
3	Noordmanen	ja	1	nee	nee	6,44	3	9	
4	Noordmanen	ja	1	nee	nee	3,16	2	6	
5	Noordmanen	ja	2	nee	nee	12,65	2	6	
6	Noordmanen	nee	2	nee	nee	5,07	2	6	
7	Noordmanen	ja	2	nee	nee	3,11	1	3	
8	Noordmanen	ja	2	nee	nee	1,81	1	3	
9	Noordmanen	nee	2	nee	nee	6,06	2	6	
10	Noordmanen	nee	2	nee	nee	1,86	1	3	
11	Muggenbeet	nee	1	ja	?	2,82	2	6	
12	Muggenbeet	Nee	1	nee	?	2,35	2	6	
13	Muggenbeet	nee	2	nee	?	2,35	1	3	Alterra:matig geschikt
14	Muggenbeet	nee	1	nee	?	2,67	2	6	
						Totaal:	28	84	

2.1.2 Monstername

De monstername is uitgevoerd op 5, 6 en 7 juni 2018. Voor elk monsterpunt zijn mengmonsters genomen waarbij onderscheid is gemaakt tussen de 0-20, 20-40 en 40-60 cm bodemlaag. Ieder monster was samengesteld uit zo'n 20 steken afkomstig uit een cirkel met een diameter van ca. 40 meter rond het bemonsteringspunt. De GPS-coördinaten van de bemonsteringspunten zijn vastgelegd en weergegeven op de kaarten in Figuur 2.2; deelgebied Noordmanen in linker figuur en deelgebied Muggenbeet in het rechter figuur. In overleg met de opdrachtgever zijn vooralsnog alleen de monsters uit de 0-20 en 20-40 cm laag geanalyseerd. De monsters uit de 40-60 cm laag zijn bewaard in opslag en na bespreking van het conceptrapport zijn monsters van 2.1, 2.2 en 2.3 alsnog geanalyseerd.



Figuur 2.2. In het linker figuur zijn ten behoeve van het blauwgraslandonderzoek, de locaties van de bemonsteringspunten 1-10 in deelgebied Noordmanen (Weerribben) weergegeven en in het rechter figuur de locaties van de bemonsteringspunten 11-14 in deelgebied Muggenbeet (Wieden). Monsterpunt 16 en 17 zijn ten behoeve van het mobilisatieonderzoek.

2.1.3 Chemisch grondonderzoek

In de grondmonsters zijn de volgende fosfaatfracties bepaald door het laboratorium van Eurofins-Agro te Wageningen:

- P-CaCl₂: een maat voor de directe fosfaatbeschikbaarheid, (P geëxtraheerd met 0,01 M CaCl₂);
- P-AL: een maat voor de vegetatie beschikbare P reserves, (P geëxtraheerd met ammoniumlactaat azijnzuur met pH 3,75);
- P-oxalaat (P-ox): een maat voor totaal P, (P geëxtraheerd met ammoniumoxalaat-oxaalzuurextract);
- Q_{max}: een maat voor het reactief oppervlak voor P in de bodem berekend als ½ keer de som van Fe-ox + Al-ox. Beide laatste parameters worden ook in een ammonium oxalaat bepaling gemeten.
- De fosfaatverzadigingsgraad (FVG): een maat voor hoe sterk de totaal beschikbare fosfaat gebonden zit aan het reactief oppervlak in de bodem (Q_{max}), berekend op basis van de procentuele verhouding tussen P-ox en Q_{max}.

Deze fosfaatfracties leveren de elementen aan waarmee de beschikbaarheid van fosfaat in de bodem op korte en langere termijn goed kan worden beschreven.

Daarnaast is P-Olsen bepaald door het CBLB te Wageningen. P-Olsen is een maat voor de hoeveelheid reversibel gebonden P in de bodem en de sterkte van de extractie ligt tussen P-CaCl₂ en P-AL in. Veel referentiewaarden voor blauwgrasland zijn gebaseerd op P-Olsen.

Naast een uitgebreide analyse van de fosfaattoestand is de status van de andere nutriënten bepaald door Eurofins-Agro:

- stikstof (N-totaal);
- kalium (direct beschikbaar (K-CaCl₂) en de voorraad in de bodem (K-CEC);
- zwavel (S-totaal).

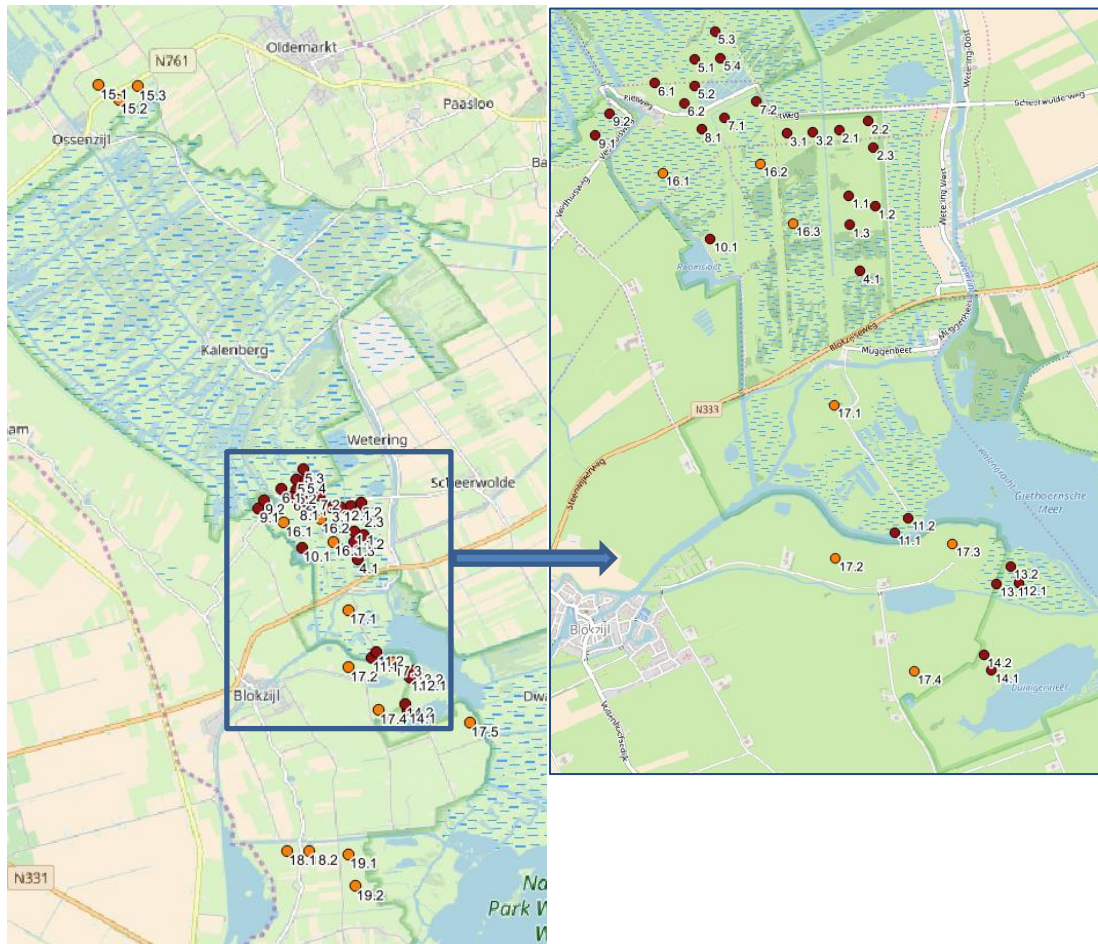
Tenslotte zijn de volgende algemene bodemkarakteristieken bepaald:

- organische stofgehalte;
- textuur (klei, silt en zand fracties);
- pH;
- CEC, basenverzadiging en de verhouding tussen de basen.

2.2 Fosfaatomobilisatie

2.2.1 Selectie van te onderzoeken locaties

Ten behoeve van het onderzoek naar fosfaatomobilisatie als gevolg van de voorziene vernatting van het gebied, is eveneens door Altenburg en Wymenga een selectie gemaakt van aanvullend te bemonsteren locaties. Het betreft locaties waar de verhoging van de grondwaterstand het grootst zal zijn. Samen met de resultaten van de blauwgraslandlocaties kan de informatie worden gebruikt om een inschatting te maken van het risico van fosfaatomobilisatie. Een overzicht van alle bemonsterde locaties (voor onderzoek naar blauwgrasland en fosfaatomobilisatie) is weergegeven in Figuur 2.4.



Figuur 2.3. Overzicht van alle bemonsterde locaties voor blauwgrasland (nummers 1-14) en fosfaatmobilisatie (nummers 15-19) in de Wieden en Weerribben.

2.2.2 Monsternamen

De aanvullend bemonsterde locaties ten behoeve van het onderzoek naar de fosfaatmobilisatie zijn al weergegeven in de Figuren 2.2 en 2.3 (weergegeven als oranje punten). Dit betreft de monsterpunten 15 tot en met 19. De bemonsteringsdiepte was 0-30 cm, die in een aantal gevallen werd aangevuld met een bemonstering op 30-60 cm diepte.

2.2.3 Chemisch grondonderzoek

Voor het chemisch grondonderzoek wordt verwezen naar het onderzoek op blauwgrasland (paragraaf 2.1.3). Alleen P-Olsen is ten behoeve van het onderzoek naar de fosfaatmobilisatie niet bepaald.

3 Theoretisch kader

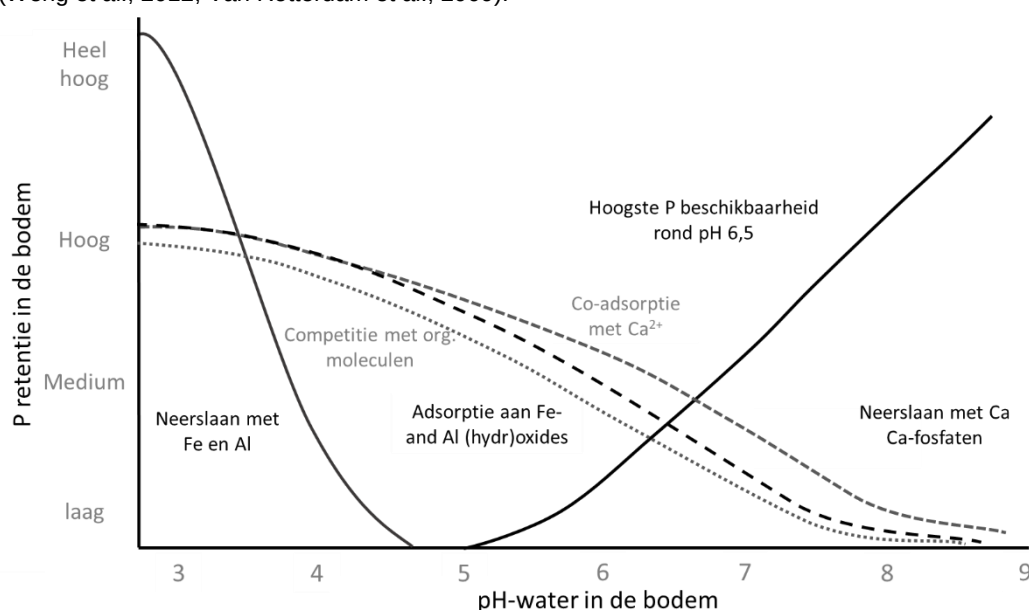
3.1 Fosfaatchemie in de bodem

De bodem bestaat uit een vaste matrix met poriën. De poriën zijn gevuld met bodemvocht, lucht, (micro)-organismen en plantenwortels. De vaste matrix bestaat uit de combinatie van minerale delen en organische stof die sterk met elkaar interacteren. Fosfor (P) is in de bodem zowel deel van de minerale als van de organische fase. Afhankelijk van de zuurgraad van de bodem zijn er verschillende processen die de beschikbaarheid van P bepalen ().

Bij lage pH wordt de P-beschikbaarheid bepaald door het zeer onoplosbare ijzer-fosfaat. Bij hoge pH is de directe beschikbaarheid ook laag door het vormen van calcium-fosfaten. De oplosbaarheid van deze calcium-fosfaten neemt af met toenemende pH. Bij een zuurgraad van de bodem tussen ongeveer pH 4 en 6,5 is de adsorptie van P aan Fe- en Al(hydr)oxiden het dominante proces dat bepalend is voor de beschikbaarheid van P. De P concentratie in het bodemvocht wordt in deze pH-range bepaald door de binding (adsorptie en desorptie) van P aan het oppervlak van ijzer- en aluminium(hydr)oxides. Dit blijkt voor zowel zand, klei als veengronden het geval te zijn (Schouwman et al., 2013, van der Zee et al., 1988).

De belangrijkste factoren die bepalend zijn voor de adsorptie-desorptie reacties van P aan Fe-oxides, zijn zuurgraad van de bodem, de aanwezigheid van calcium-ionen en organische moleculen (Weng et al., 2012). Calcium zorgt voor co-adsorptie waardoor meer P kan worden gebonden aan het oppervlak. Daarnaast beïnvloedt Ca de interactie met pH. De lading van Fe- en Al(hydr)-oxiden is niet constant maar is afhankelijk van de pH. Bij een hogere pH wordt het Fe-oxide oppervlak minder positief waardoor minder P kan adsorberen en er dus meer P in de bodemoplossing komt. Echter wanneer er voldoende Ca aanwezig is, neemt de adsorptie van Ca toe met toenemende pH (boven pH 5) en daarmee ook de co-adsorptie met P.

Naast co-adsorptie met Ca, kan er ook competitie plaatsvinden tussen fosfaat en andere negatief geladen deeltjes in de bodem. Bijvoorbeeld een toename van sulfaat, en kleine organische moleculen kan leiden tot een hogere P-concentratie door competitie aan het oppervlak. Opgeloste organische moleculen kunnen ook aan het Fe-oxide adsorberen waardoor het adsorptie maximum voor P afneemt (Weng et al., 2012, Van Rotterdam et al., 2009).



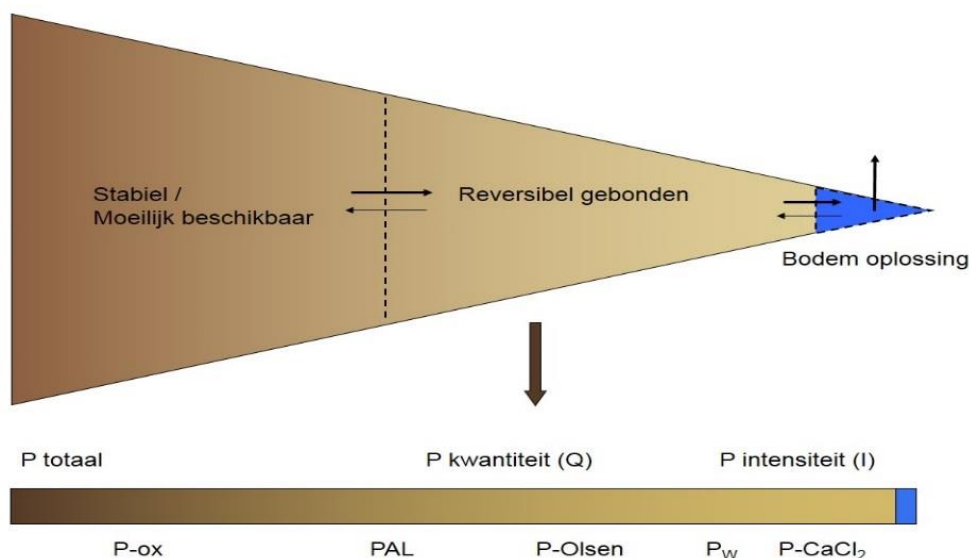
Figuur 3.1 Sterk gesimplificeerde weergave van de belangrijkste processen die de P retentie in de bodem bepalen als functie van de bodem (pH).

3.1.1 Kengetallen voor fosfaattoestand van de bodem

Om de fosfaattoestand in de bodem te karakteriseren worden in de praktijk verschillende extractiemethodes gebruikt. In de landbouwpraktijk wordt de fosfaattoestand ten behoeve van het bemestingsadvies gebaseerd op de combinatie van een maat voor de directe P-beschikbaarheid voor de plantenwortel (P-CaCl₂) en een maat voor de beschikbare P reserves die reversibel zijn gebonden aan de bodemdeeltjes (P-AL). In andere landen wordt de fosfaattoestand ten behoeve van het bemestingsadvies bepaald op basis van andere extractiemethodes zoals Olsen, CAL, Mehlich, of Bray.

In onderzoek naar de ontwikkeling van natuur op voormalige landbouwpercelen worden P-CaCl₂ en P-AL aangevuld met een maat voor hoe sterk de totale P reserves gebonden zijn aan de bodemdeeltjes (de fosfaatverzadigingsgraad, afgekort FVG) en een maat voor de totale P reserves (P-totaal) of de totaal beschikbare P reserves (P-ox). In plaats van de combinatie P-CaCl₂ en P-AL wordt in het kader van natuur(ontwikkeling) ook Pw of P-Olsen gemeten. Deze methodes zitten wat betreft extractiesterkte tussen P-CaCl₂ en P-AL in. P-Olsen is een goede maat voor hoeveel P reversibel is gebonden aan het adsorptiecomplex. De relatie tussen de uiteenlopende fosfaatparameters en de fosfaatbeschikbaarheid in de bodem is in Figuur 3.2 schematisch toegelicht.

Bij natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden zijn voor zowel de FVG, P-AL en Pw als voor P-Olsen referentiewaardes afgeleid voor verschillende habitattypes. Deze parameters zijn een maat voor de beschikbare P reserves die reversibel zijn gebonden aan de bodemdeeltjes en geven een indicatie voor hoeveel P beschikbaar kan komen voor de vegetatie. De FVG wordt berekend op basis van de procentuele verhouding tussen P-ox en 1/2 keer de som van Fe-ox en Al-ox (Qmax). De som van aluminium (Al) en ijzer (Fe) gemeten in een oxalaat extractie (Fe-ox+Al-ox) is een maat voor het Fe- en Al (hydr)oxide dat het belangrijkste oppervlak in de bodem voor de binding van P vormt. Bij een hoge FVG is een groot deel van de bindingscapaciteit in de bodem verzadigd met P waardoor dit P ook relatief makkelijk beschikbaar kan komen. Bij een lage FVG is de verhouding tussen de totale P reserves en het oppervlak waar het aan bindt laag. Door de sterke binding van het P is ook de beschikbaarheid voor de vegetatie laag. Binnen een gebied zijn P-AL en de FVG sterk aan elkaar gerelateerd. Voor natuurontwikkeling zijn voor beide parameters ook vergelijkbare referentiewaardes afgeleid.



Figuur 3.2 Schematische weergave van de verdeling van P-fracties in de bodem en de verhouding tot standaard meetmethodes (Van Rotterdam et al., 2014).

Om te kunnen bepalen wat de effectiviteit is van verschraken dan wel uitmijnen om de P-toestand te verlagen zijn naast de fosfaatbeschikbaarheid, ook de totale P-reserves in de bodem belangrijk. In dit onderzoek worden de P-reserves benaderd met P-ox. P-CaCl₂, P-ox en P-AL / FVG / P-Olsen zijn complementair en geven samen een totaal beeld van de hoeveelheid, en verdeling van P in de bodem. Deze fosfaatfracties leveren de elementen aan waarmee het gedrag van fosfaat in de bodem (zoals desorptie) goed kan worden beschreven.

3.2 Vernatting en P mobilisatie

De relatie tussen de bodem enerzijds en de waterkwaliteit anderzijds is een complex verhaal dat geduid kan worden door onderscheid te maken tussen de bron (bodem en historische bemesting), transport (van nutriënten naar het watersysteem) en de receptor (het ontvangende watersysteem inclusief onderwaterbodem). Een schematische weergave van de drie componenten en de belangrijkste parameters daarbinnen die samen de uiteindelijke relatie tussen enerzijds de (historische) input van nutriënten, bodem en hydrologie en anderzijds de waterkwaliteit bepalen staat in Figuur 3.3.

Wanneer binnen een systeem iets verandert, zoals het verhogen van de grondwaterstand, moet worden nagegaan wat dit voor invloed heeft op deze drie componenten in een gebied.



Figuur 3.3 Belangrijkste parameters, uitgesplitst naar bron, transport en sloot, die van invloed zijn op de relatie tussen bodem en waterkwaliteit.

3.2.1 Vernatting van de bodem

In een bodem met lucht in de poriën wordt door micro-organismen het aanwezige zuurstof gebruikt om organische stof te mineraliseren. Bij vernatting van de bodem waarbij de poriën volledig worden gevuld met water raakt het aanwezige zuurstof in de bodem snel op. De omstandigheden veranderen van aerob (zuurstof aanwezig of geoxideerd) naar anaerob (zuurstofloos of gereduceerd). Het ontstaan van gereduceerde omstandigheden is een microbieel gedreven proces. Wanneer een bodem verzadigd is met water passen micro-organismen zich aan door een andere hulpstof (electronendonor) te gebruiken om aan voedsel (organische stof afbraakproducten) te komen. Na zuurstof is de reductie van nitraat energetisch het meest gunstig. Wanneer het nitraat op is wordt mangaan gereduceerd en daarna ijzer en sulfaat. IJzer (Fe(III)) is in de bodem aanwezig als Fe(hydr-)oxides en is samen met Al(hydr)oxides het belangrijkste oppervlak waar P aan bindt.

Onder anaerobe omstandigheden kan de P-beschikbaarheid sterk toenemen wanneer micro-organismen ijzer (Fe III) gaan gebruiken. Het Fe(III) wordt gereduceerd naar Fe(II) waardoor de Fe(hydr-)oxides (deels) in oplossing gaan; de oplosbaarheid van Fe(II) is veel hoger dan van Fe(III). Het gevolg is dat het fosfaat dat aan het oppervlak van deze Fe(hydr)oxide gebonden zat vrij komt (o.a. Khalid, 1974). De directe P beschikbaarheid neemt daardoor sterk toe. Naast P komt ook het

gereduceerde Fe(II) in oplossing. Het vrijkomen van P door vernatting wordt **interne eutrofiëring** genoemd. In een studie naar het inunderen van landbouwgrond op veen nam de P-concentratie in het bodemvocht toe tot concentraties die 30 mg P/l bereikten (Van Rotterdam en Postma 2018). Onder anaerobe omstandigheden kan het opgeloste Fe en P uitspoelen naar diepere lagen in het bodemprofiel of via laterale stroombanen naar het oppervlakte water worden getransporteerd.

Wanneer de omstandigheden weer oxisch worden oxideert het Fe(II) tot Fe(hydr)-oxide. In de aanwezigheid van P worden echter de zeer onoplosbare Fe-hydroxyfosfaten gevormd (Van der Grift 2017). Ander onderzoek in het laboratorium heeft uitgewezen dat de binding van P aan de nieuw gevormde Fe(hydr)-oxide na vernatting sterker is dan voor vernatting (Kemmers en Nelemans, 2007). De reden hiervoor werd in die studie gezocht in het omzetten van kristallijn Fe dat in de bodemmatrix aanwezig is en waar P niet aan bindt, in amorf Fe-(hydr)oxiden waar P wel aan bindt. Dit zou betekenen dat op de langere termijn bij wisselende grondwaterstanden de adsorptiecapaciteit voor P zou kunnen toenemen.

Sulfaat speelt een belangrijke rol in dit proces omdat het de beschikbaarheid van P op twee manieren beïnvloedt. De eerste manier is het versnellen van het oplossen van de Fe(hydr)oxiden: wanneer door de gereduceerde omstandigheden ook sulfaat wordt omgezet in sulfide, kan dit sulfide direct een chemische reactie aangaan met het Fe(hydr)oxide. Het Fe(hydr)oxide lost op en het vrijgekomen Fe reageert met de sulfide en vormt het zeer onoplosbare FeS₂.

De tweede manier is dat sulfaat in natte anaerobe bodems ook kan fungeren als electronenacceptor. De reductie van sulfaat is energetisch iets ongunstiger maar treedt ook op als Fe-reductie nog optreedt. Bij sulfaatreductie wordt sulfide gevormd. Dit reageert met het gereduceerde ijzer in de bodem waarbij moeilijk oplosbare ijzersulfiden (FeS_x) worden gevormd (Lamers e.a. 1998; Smolders e.a., 2006). Wanneer het gereduceerde ijzer reageert met het sulfide kan het Fe(II) niet meer oxideren tot Fe(hydr)oxide wanneer de omstandigheden weer oxisch worden. Hierdoor gaat er P-adsorptieoppervlak blijvend verloren. De vrijgekomen P wordt nu mobiel.

Factoren die een rol spelen bij interne eutrofiëring zijn:

- De aanwezigheid van makkelijk afbreekbare organisch stof;
- Anaerobe omstandigheden, die bijvoorbeeld kunnen ontstaan door een hoog grondwaterpeil;
- De aanwezigheid van Fe(hydr)-oxiden;
- De aanwezigheid van geadsorbeerd P (P-AL) en totaal beschikbaar P (P-ox); en
- De aanwezigheid van beschikbaar sulfaat.

De mate waarin het opzetten van het grondwaterpeil leidt tot P mobilisatie door interne eutrofiëring is afhankelijk van de bodemsamenstelling. Dit is vooral afhankelijk van de aanwezigheid van adsorptieoppervlak voor P, de mate waarin dit is opgeladen met P en de interactie met zwavel. Deze processen zijn in alle grondsoorten vergelijkbaar.

3.2.2 Kengetallen voor vernatting van de bodem

In welke mate ijzerreductie leidt tot fosfaatomobilisatie is afhankelijk van de bodemsamenstelling. Loeb (2008) onderzocht het effect van inundatie op rivierdalgronden en vonden dat bij een P-ox/Fe-ox ratio <0.2 (mol/mol) het risico voor interne eutrofiëring gering is. In deze situaties is namelijk een overmaat aan adsorptiecapaciteit aanwezig waarbij fosfaat zeer sterk wordt geadsorbeerd en nauwelijks in oplossing komt. Bij een P-ox/Fe-ox ratio > 1 ontstaat echter een groot risico op interne eutrofiëring.

Er is relatief veel onderzoek gedaan naar de onderwaterbodem omdat dit in de zomermaanden, met name in ondiepe sloten, anaeroob wordt. Van Gerven et al. (2011) geeft een overzicht van de

ontwikkelde kengetallen waarmee kan worden aangegeven of een waterbodembodem fosfaat (chemisch) kan naleveren. Een waterbodembodem gaat fosfaat naleveren bij een P:Fe-verhouding van tenminste 0,1 mol/mol en een P-gehalte groter dan 1,36 g/kg. Deze criteria zijn afkomstig van een studie naar zeven zoetwatermeren in Nederland, Denemarken en Zweden (Boers en Uunk, 1990). Jensen et al. (1992) komen met vergelijkbare bevindingen. In hun studie vinden ze dat de fosfaattnalevering vanuit de waterbodembodem van twaalf Deense ondiepe meren samenhangt met de P:Fe-verhouding van de toplaag van de waterbodembodem die volgens hen een maat is voor het aantal vrije bindingsplekken van fosfaat aan ijzerhydroxides. Het treffen van maatregelen om de fosfaattnalevering vanuit de waterbodembodem tegen te gaan heeft volgens hen alleen zin bij een P:Fe-verhouding die lager is dan 0,12 mol/mol. Andere kengetallen kijken naar de samenstelling van het waterbodembodemvocht. Zo lijkt de Fe:P-ratio in het waterbodembodemvocht een goede indicator voor het P-gehalte in het oppervlaktewater. Wanneer deze ratio kleiner is dan 0,1 mol/mol leidt dit tot hogere P-gehalten in de vijftien onderzochte laagveenwateren en lijkt fosfaattnalevering een rol te spelen (Lamers et al., 1998).

Ook de Fe:S-ratio in het waterbodembodemvocht lijkt een indicator voor fosfaattnalevering. Wanneer deze ratio kleiner is dan 1 mol/mol lijkt de waterbodembodem substantieel meer fosfaat na te leveren (Geurts, 2010). Bobbink et al. (2007) hebben afgeleid dat een verhouding $\text{Fe-ox/S} < 0.5$ van de vaste fase een grens is waar beneden de fosfaat (en sulfide)concentratie in het bodembodemvocht sterk kan gaan oplopen onder anaerobe omstandigheden. Bodemlagen met een Fe/S-ratio tussen 0,5 en 1 kunnen als risicovol beschouwd worden. Hierbij gaat het om Fe-ox en totaal S, beide uitgedrukt in mmol/kg. Deze ratio geeft een indicatie voor de kans dat ijzer gereduceerd wordt en de buffercapaciteit zal afnemen door het neerslaan van het opgeloste Fe met S. Het geeft echter geen informatie over de hoeveelheid fosfaat die vrijkomt, omdat dat ook afhankelijk is van de hoeveelheid fosfaat die aan dit ijzer geadsorbeerd is.

3.2.3 Vernatting en transport

Water dat door neerslag op een perceel valt komt via diverse transportroutes in de sloot of in het ondiepe grondwater terecht. Door evaporatie en transpiratie verdwijnt een deel van de neerslag weer naar de lucht, de rest wordt deels door oppervlakkige afspoeling en deels door (ondiepe) uitspoeling afgevoerd. Door de interactie tussen regenwater en de bodem is de toevoer van nutriënten hoger wanneer regenwater door het bodemprofiel wordt afgevoerd dan wanneer deze door oppervlakkige afspoeling wordt afgevoerd. Zoals hierboven beschreven kan door interne eutrofiëring de P-concentratie in het bodembodemvocht sterk toenemen wanneer de bodem verzadigd is met water.

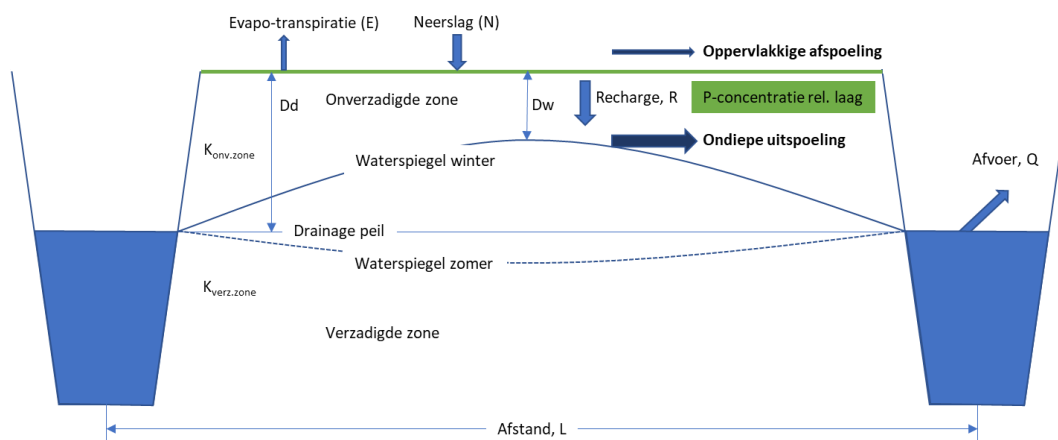
Door het opzetten van het waterpeil veranderen de relatieve bijdrages van oppervlakkige afspoeling en ondiepe uitspoeling. Dit is schematisch weergegeven in Figuur 3.4. Ondiepe uitspoeling is een functie van het potentiaalverschil tussen waterspiegel in de bodem en waterpeil in de sloot, de breedte van een perceel en de hydraulische geleidbaarheid van de bodem ($f((D_d - D_w), L \text{ en } K)$).

Wanneer het slootpeil wordt verhoogd neemt de waterverzadigde zone in het bodemprofiel toe. Het hoogteverschil tussen water in de bodem en in de sloot wordt kleiner waardoor de druk op het water in de bodem om naar de sloot te stromen afneemt. De ondiepe uitspoeling neemt daardoor af. De waterbergingscapaciteit van de bodem neemt echter ook sterk af. Het regenwater kan dus in veel beperktere mate worden opgenomen door de bodem en zal via oppervlakkige afspoeling worden afgevoerd naar de sloot. Door vernatting neemt de oppervlakkige afspoeling toe omdat de bergingscapaciteit van de bodem afneemt.

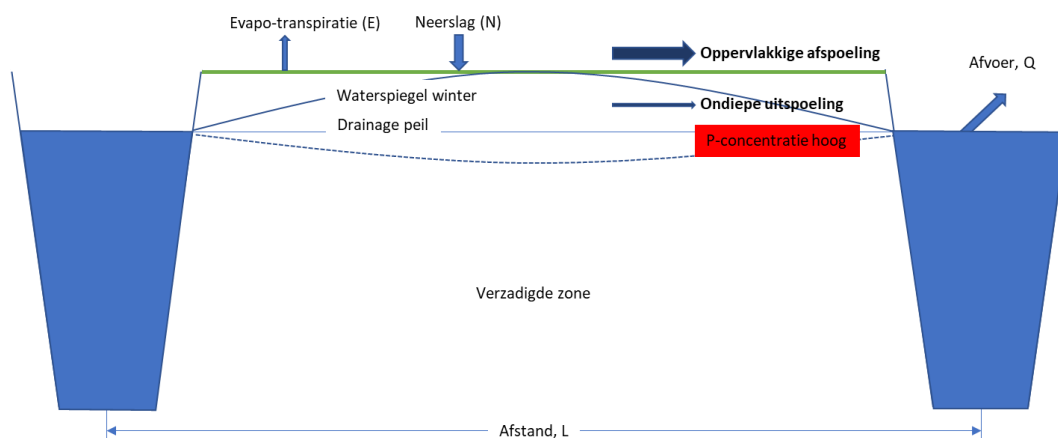
De simpele conclusie dat het verhogen van het waterpeil leidt tot een lagere P-vracht naar de sloot is echter niet te trekken. De verandering naar meer oppervlakkige afspoeling zou dit doen vermoeden

maar de P-concentratie in het bodemvocht kan dusdanig hoog worden dat ook een kleine(re) afvoer via ondiepe uitspoeling tot een hoge P-vracht kan leiden.

a. Laag peil



b. Hoog peil



Figuur 3.4 Schematische weergave van de situatie bij laag waterpeil in de sloot (a) en bij hoog waterpeil (b)

3.2.4 Vernatting en sloot

In dit rapport wordt ingegaan op het effect van peilverhogen op veranderingen in P-vrachten naar de sloot en niet op het daadwerkelijke effect op de P-concentratie in de sloot. De processen in de sloot kunnen er namelijk voor zorgen dat een mogelijke toename in de P-vracht naar de sloot niet leidt tot een hogere P-concentratie in de sloot omdat bijvoorbeeld de P wordt gebonden in de slootbodem.

Het verhogen van de slootdiepte leidt er mogelijk toe dat de sloot minder gevoelig is voor temperatuurverschillen en de slootbodem minder snel anaeroob wordt. Dit zou positief zijn omdat de P-mobilisatie uit de slootbodem, en mogelijk ook de vorming van het voor waterplanten giftige sulfide, ook minder is. Een ander positief punt is dat door het opzetten van het waterpeil niet alleen P in de bodem wordt gemobiliseerd maar ook gereduceerde ijzer (Fe(II)). Wanneer deze samen naar een sloot met zuurstof worden getransporteerd zal het Fe(II) oxideren en P binden. Wanneer ook de sulfide vracht toeneemt zal een deel van het Fe reageren met de S waardoor de P concentratie kan stijgen.

De stroomsnelheid van het water is ook een belangrijke factor. Bij een hoge stroomsnelheid vindt veel verdunning plaats. Bij een lage stroomsnelheid heeft het Fe-P meer tijd om te bezinken waardoor de netto vracht afneemt.

4 Resultaten

4.1 Algemene bodemkenmerken

De bodemonsters laten een grote variatie zien in de aard van het materiaal, waarbij zowel het organische stofgehalte als de aard van de minerale delen sterk uiteen lopen (**Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**).

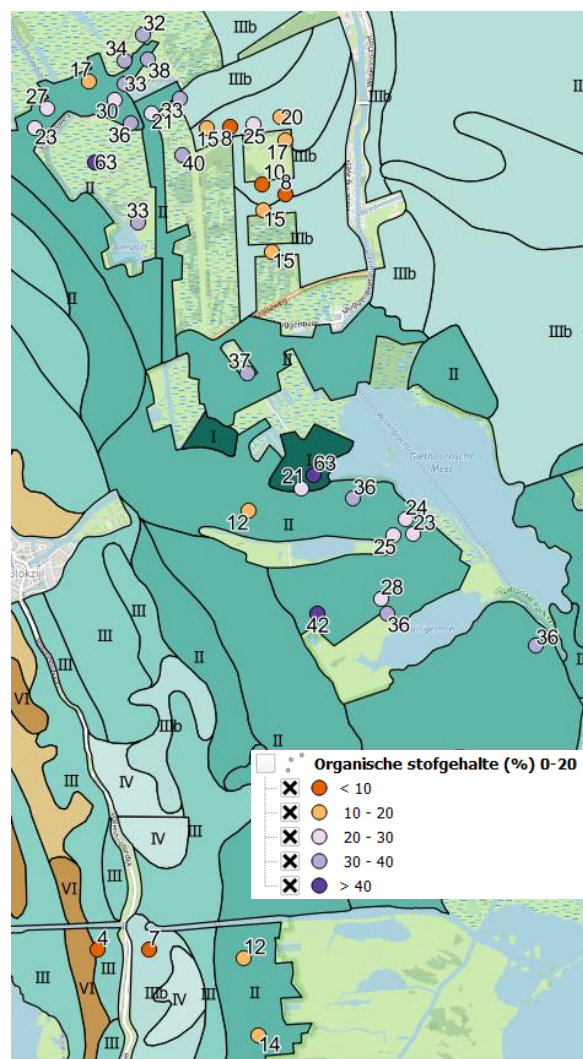
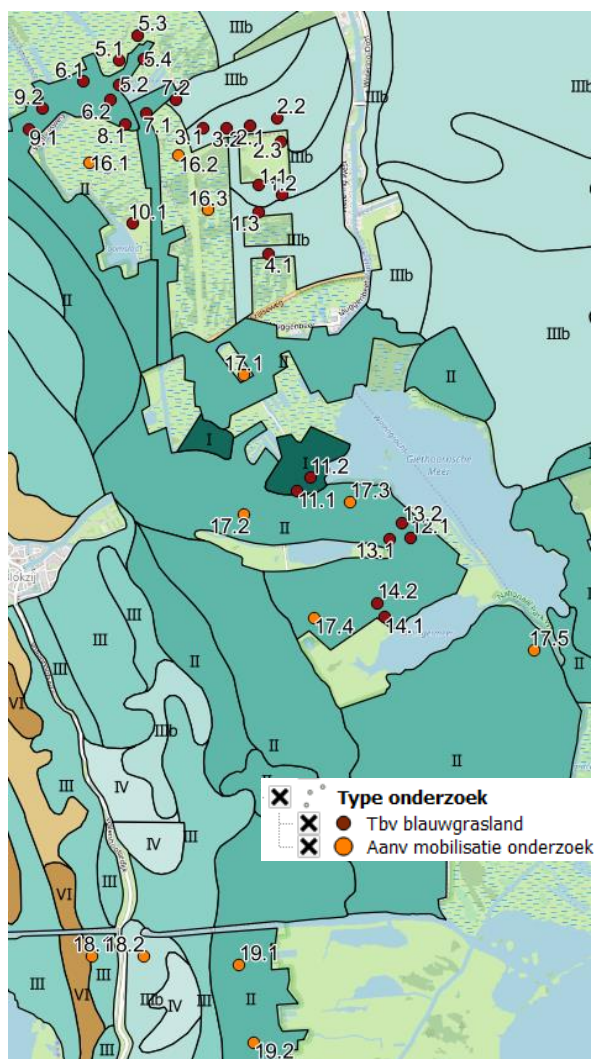
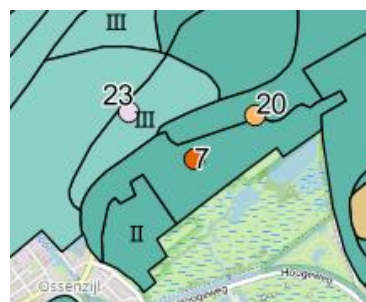
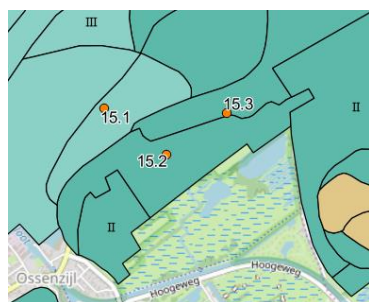
Tabel 4.1 Algemene bodemsamenstelling in de toplaag (0-20 of 0-30 cm) van de onderzochte locaties op basis van organische stofgehalte (OS), klei-, silt- en zandgehalte, pH, kalkgehalte (KZK), kationen omwisselcapaciteit (CEC) inclusief bezetting met calcium en zure kationen en specifiek adsorptieoppervlak voor P in de vorm van $\frac{1}{2}$ keer de som van ijzer- en aluminium (hydr-)oxiden ($Q_{\max}$, $0,5 \cdot (\text{Fe-ox} + \text{Al-ox})$).

locatie	Grondsoort	OS %	klei %	Silt %	Zand %	pH	CEC cmol/kg	Ca-bezetting %	Zure kationen %	$Q_{\max}$ mmol/kg	Al-ox mmol/kg	Fe-ox mmol/kg
1.1	Humusrijk	10	4	13	73	6	185	86	0	53	21	85
1.2	Humusrijk	8	4	17	70	6,9	186	82	0	39	17	62
1.3	Humusrijk	15	7	14	64	5,9	243	85	0	79	33	126
2.1	Venige klei	25	10	8	57	4,6	205	65	15	125	47	204
2.2	Venig zand	20	6	11	63	4,6	177	63	14	97	44	149
2.3	Venig zand	17	6	6	71	5,1	208	75	8	99	36	161
3.1	Venig zand	15	7	12	66	4,5	162	56	19	102	33	171
3.2	Humusrijk	8	3	9	80	5	87	61	11	37	20	54
4.1	Humusrijk	15	9	14	62	5,2	184	72	8	96	43	149
5.1	Kleiig veen	34	20	16	30	4,5	311	58	14	357	99	614
5.2	Kleiig veen	33	25	20	21	4,3	289	52	23	301	88	514
5.3	Kleiig veen	32	23	17	27	4,5	330	58	23	274	97	451
5.4	Kleiig veen	38	20	10	33	4,3	321	50	28	398	89	707
6.1	Humusrijk	17	13	10	60	4,5	160	58	15	208	59	357
6.2	Venige klei	30	29	19	21	4,5	289	55	22	236	85	387
7.1	Venige klei	21	9	7	63	4,7	206	61	19	157	42	273
7.2	Kleiig veen	33	14	16	37	5	382	67	15	382	63	702
8.1	Kleiig veen	36	23	17	24	4,2	288	49	26	255	91	420
9.1	Venige klei	23	26	24	26	4,7	248	60	14	194	80	307
9.2	Venige klei	27	18	11	44	4,8	229	65	13	196	70	321
10.1	Kleiig veen	33	23	9	34	4	195	42	24	248	104	393
11.1	Venige klei	21	27	28	24	4,6	222	53	26	343	86	600
11.2	Veen	63	5	2	29	4,5	596	54	32	166	80	251
12.1	Venige klei	23	26	24	27	4,5	216	50	18	327	98	557
13.1	Venige klei	25	24	14	37	4,4	236	46	24	233	91	376
13.2	Venige klei	24	27	31	18	4,8	247	56	17	320	110	531
14.1	Kleiig veen	36	20	22	21	4,3	274	46	29	336	126	545
14.2	Venige klei	28	21	24	27	4,3	222	53	22	326	97	555
15.1	Humusrijk	23	42	28	6	4,7	311	57	16	153	90	217
15.2	Zeer humeus	7	6	14	73	5,6	105	79	0	33	18	49
15.3	Venige klei	20	20	25	35	4,5	182	58	15	177	98	256
16.1	Veen	63	3	1	33	5,1	547	70	12	113	50	176
16.2	Zandig veen	40	8	0	51	3,8	317	48	37	267	105	429
16.3										212	73	351
17.1	Kleiig veen	37	17	2	44	5,1	424	68	14	100	56	143
17.2	Humusrijk	12	24	32	32	5,5	299	76	6	323	38	609
17.3	Kleiig veen	36	23	24	17	4,9	418	58	18	328	117	538
17.4	Kleiig veen	42	16	19	23	4,5	427	58	21	291	95	487
17.5	Kleiig veen	36	18	17	30	4,8	389	62	13	465	107	823
18.1	matig humeus	4	7	18	71	5,8	122	89	0	71	17	126
18.2	Zeer humeus	7	6	16	70	5,3	134	77	4	88	29	146
19.1	Humusrijk	12	15	15	58	5,5	197	75	5	153	40	266

19.2 Humusrijk 14 21 14 51 5,7 254 78 2 170 46 295

Alle beschikbare data staan in Bijlage 1.

De bodem kan worden gekarakteriseerd op basis van organische stofklasse (Ten Cate et al., 1995), die afhangt van het organische stofgehalte, het kleigehalte en de som van silt, zand en carbonaten. Op basis van deze indeling varieert de samenstelling van de bouwvoor van zeer humeus tot veen. Het organische stofgehalte neemt in het gebied toe met de diepte, gemiddeld met een factor 1,6. Uitzondering is locatie 16 waar een zandbank in de ondergrond zit. Bij zeer hoge organische stofgehalten (>60%) in de bouwvoor is het organische stofgehalte onder de bouwvoor ongeveer even hoog.



Figuur 4.1 Monsterpunten in relatie tot grondwaterkaart. De meest noordelijke monsterpunten (15) zijn in een aparte kaart getoond. De open plekken zijn petgaten en water. In het linker figuur zijn de monsternummers getoond en het type onderzoek. In het rechter figuur is ook het organische stofgehalte getoond, de waardes bij de monsterpunten zijn de organische stofgehalten in %.

Tijdens het veldwerk werd duidelijk dat niet alleen de bodemsamenstelling in het gebied sterk varieert maar ook de staat van de graslanden en de vochtigheid. Zo waren tijdens de bemonstering de monsterpunten 11.2, 16.1, 16.3 en 17.1 nat tot boven het maaiveld. Op de hydrologische kaart zijn 16.1, 16.3 en 17.1 aangegeven als petgaten en 11.2 heeft GT één ($GT\ I = H < 40\ L < 50$, Figuur 4.1). Op basis van de hydrologische kaart komen daarnaast ook de monsterpunten 10.1 en 16.2 duidelijk overeen met petgaten. In de rest van het gebied is de grondwatertrap II of III ($II = H < 40\ L\ 50-80$, $III = H < 40\ L\ 80-120$). Van de percelen die tijdens bemonstering tot aan het maaiveld nat waren hebben 16.1, 16.3 (alleen 30-60 cm gemeten) en 11.2 een hoog organische stofgehalte (>60%).

Het gehele gebied van de Weerribben en Wieden is een ontgonnen veenvlakte met petgaten (geomorfologische kaart van Nederland). In het gebied van monsterpunten 1 tot en met 4 is in het verleden het veen grotendeels afgegraven en is humusrijk en weinig zand overgebleven met een voor het gebied relatief diepe grondwatertrap (GT IIIb, $H\ 25-40\ L\ 80-120$). Ook bij 6.1 en 17.2 en in de noordelijke (15) en zuidelijke monsterpunten (18 en 19) heeft het veen (lokaal) plaatsgemaakt voor mineraal rijkere bodem (humeus / humusrijk). Monsterpunt 18.1 ligt op de grens van GT III en GT VI ($III = H < 40\ L\ 80-120$, $VI = H\ 40-80\ L > 120$).

Resumerend. De grondwaterstand varieert tussen GT IIIb en maaiveld (petgaten). Lokaal is het veen verdwenen en is humeus / humusrijke minerale grond overgebleven. In de diepere lagen (20-40 en 30-60 cm-mv) is het organische stofgehalte sterk gerelateerd aan en gemiddeld een factor 1,6 hoger dan het organische stofgehalte in de bovenste 20/30 cm.

4.2 *Potentiële ontwikkeling blauwgrasland*

Het habitattype Blauwgraslanden zijn soortenrijke hooilanden met een gering productievermogen die een zeer hoge natuurwaarde kunnen hebben. Voor de ontwikkeling van blauwgraslanden zijn drie randvoorwaarden belangrijk:

1. Zuurgraad en zuurbuffering van de bodem; zwak tot matig zure condities
2. Nutriëntenstatus van de bodem; voedselarme, basenhoudende bodems
3. Hydrologische setting, zowel vochttoestand als waterkwaliteit; onder invloed van lithotroof water dat goed tot in de wortelzone doordringt, 's winters plasdras en 's zomers oppervlakkig uitdrogen.

Natte schraallanden, waaronder de blauwgraslanden, zijn erg gevoelig voor verdroging, vermesting en verzuring.

4.2.1 Zuurgraad en zuurbuffering

De optimale zuurgraad voor blauwgraslanden omvat zwak tot matig zure condities met een $pH-H_2O$ tussen 5,0 en 6,5. Suboptimaal zijn pH -waarden tussen 4,5 en 5,0 die vaak wijzen op verzuring en daarom niet worden gerekend tot het kernbereik (Runhaar et al. 2009). Wanneer de pH wordt gemeten in een $CaCl_2$ extract is deze altijd iets lager dan de $pH-H_2O$, omdat door de omwisseling met Ca^{2+} ionen meer protonen (H^+) worden geëxtraheerd. Voor $pH-CaCl_2$ komt het optimale bereik voor blauwgrasland daarom overeen met waarden tussen 4,5 en 6,1.

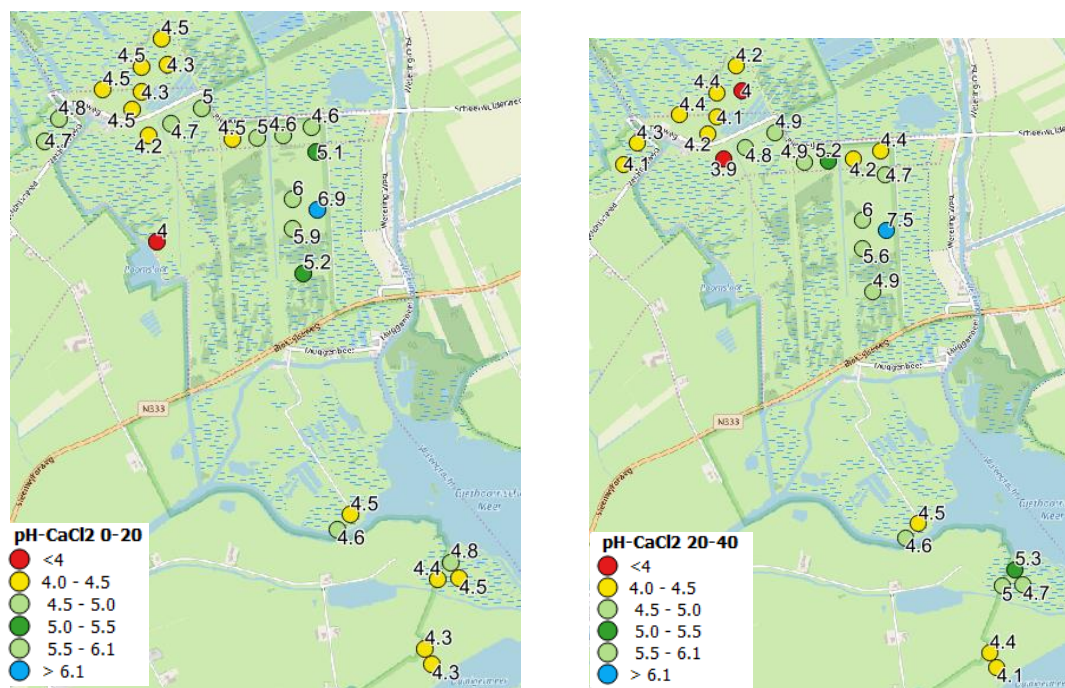
Figuur 4.2 laat de ruimtelijke variatie in de zuurgraad in de bovenste 20 cm en de bodemlaag daaronder (20-40 cm) zien voor de potentiële blauwgrasland locaties. Voor slechts 12 van de 28 locaties is de pH in de bovenste 20 cm binnen het optimale bereik voor blauwgrasland. Voor 14 van de

28 locaties is in de bovenste 20 cm de pH matig zuur en daarmee suboptimaal voor blauwgrasland. Kanttekening hierbij is dat voor 7 van de 14 monsters de pH op de grens ligt tussen optimaal en suboptimaal ($\text{pH-CaCl}_2 = 4,5$). Vooral op monsterpunt 10.1 is de pH erg laag ($\text{pH} = 4$) en daarmee niet geschikt voor blauwgrasland.

Tabel 4.2 Classificatie van de zuurgraad van de bodem in relatie tot de ontwikkeling van blauwgrasland en het aantal monsterpunten in de bodemlagen 0-20 en 20-40 cm-mv dat binnen deze klassen vallen.

Groen: optimaal; geel: suboptimaal; rood: te laag.

	pH-H ₂ O	pH-CaCl ₂	# 0 – 20 cm-mv	# 20 – 40 cm-mv
Zuur a	< 4	< 3,5	0	0
Zuur b	4 - 4,5	3,5 - 4	1	2
Matig zuur a	4,5 - 5	4 - 4,5	14	14
Matig zuur b	5 - 5,5	4,5 - 5,1	9	6
Zwak zuur a	5,5 - 6	5,1 - 5,6	1	3
Zwak zuur b	6 - 6,5	5,6 - 6,1	2	1
Neutraal a	6,5 - 7	6,1 - 6,7	0	0
Neutraal b	7 - 7,5	6,7 - 7,2	1	0
Basisch	> 7,5	> 7,2	0	1
			28	27

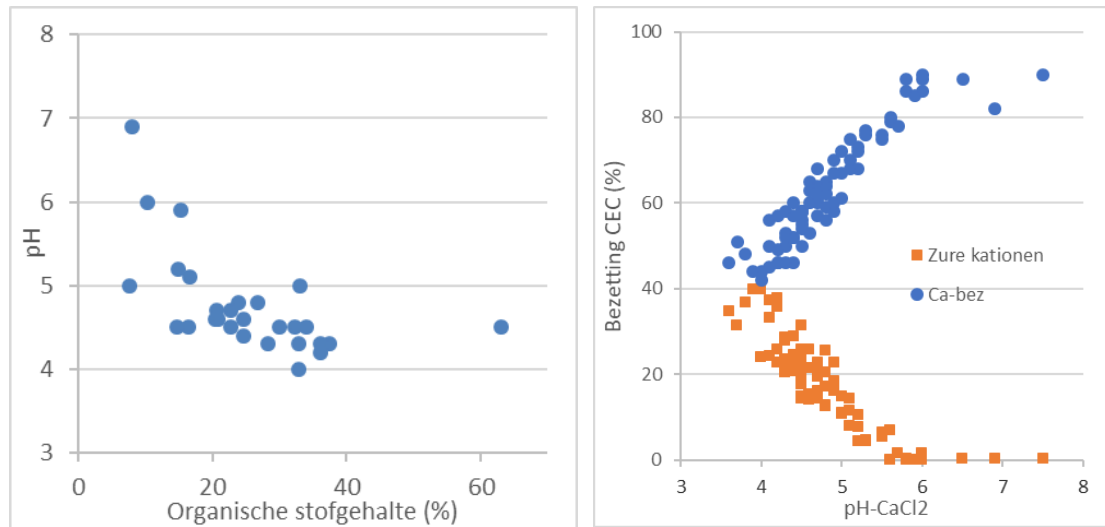


Figuur 4.2 Ruimtelijke verdeling van de zuurgraad (pH-CaCl_2) in de bodemlaag 0-20 cm (links) en 20-40 cm (rechts) van de monsterpunten in de potentiële blauwgraslanden

In deelgebied Noordmanen is de pH in de diepere bodemlaag (20-40 cm) lager dan in de bovenste 20 cm's. In deelgebied Muggenbeet is de pH in de diepere bodemlaag vergelijkbaar of licht hoger dan in de bovenste 20 cm's. In de bodemlaag 20-40 cm zijn 16 van de 27 geanalyseerde locaties te zuur en nog maar 10 locaties zijn in het optimale bereik. op de locaties 5.4 en 8.1 is de pH in de bodemlaag 20-40 cm te laag en niet geschikt voor blauwgrasland.

Interessant is dat op de meer vergraven locaties met lagere organische stofgehaltes (monsterpunten 1 tot en met 4) met een wat diepere grondwaterstand (IIIb), de pH hoger is dan op de locaties met een hoger organische stofgehalte en een oppervlakkigere grondwaterstand. Er lijkt in dit gebied een negatieve trend te bestaan tussen pH en organische stofgehalte waarbij met name bij een lager organische stofgehalte ($\pm 20\%$) de pH hoger is ($\text{pH-CaCl}_2 > 5$, Figuur 4.3, linker figuur). Op de

locaties 2,3, 1 en 4 is de zuurgraad zwak zuur wat gunstig is voor bepaalde soorten waaronder orchideeën.



Figuur 4.3 Relatie tussen de pH-CaCl₂ en het organische stofgehalte in de bovenste 20/30 cm's (linker figuur) en de relatie tussen de bezetting van de kationen omwissel capaciteit (CEC) van de bodem met calcium en zure kationen en de pH-CaCl₂ (rechter figuur).

Naast de zuurgraad is ook de zuurbuffering van belang. Deze wordt bepaald door de omwisselreacties tussen de bodemoplossing en de basische kationen aan het kationen adsorptiecomplex (CEC) in de bodem. Er bestaat een nauwe correlatie tussen de natuurwaarde en de basentoestand van een terrein (Van Wirdum, 1991). Binnen het onderzochte gebied laat de CEC een grote ruimtelijke variatie zien (65 tot 743 cmol⁺/kg). Ook de Ca-bezetting laat een grote ruimtelijke variatie zien (40 tot 90%). De CEC is gerelateerd aan het organische stofgehalte ($r^2 = 0,84$). De basenverzadiging van de CEC is gerelateerd aan de zuurgraad van de bodem; de basenverzadiging neemt toe met toenemende pH (Figuur 4.3).

De omwisselreacties van basische kationen aan het CEC, met name calcium en magnesium, bufferen de pH van de bodem tussen ongeveer pH 6 en pH 4. Bij een pH lager dan 4 zal het oplossen van aluminium en ijzer (hydr-)oxiden de pH bufferen. Dit leidt tot toxische Al-concentraties. Eerder onderzoek heeft gesuggereerd dat wanneer de Ca-bezetting lager is dan 30% de bufferende werking van het complex sterk afneemt waardoor de pH sneller daalt (Jansen, 1996). Dit is in de onderzochte locaties (nog) niet het geval. De resultaten laten wel zien dat onder pH-CaCl₂ van 5,5 de samenstelling van de CEC begint te veranderen waarbij de basische kationen plaatsmaken voor de zure kationen (H⁺, en Al³⁺; Figuur 3.4). Dit is ongunstig voor blauwgraslanden die afhankelijk zijn van een continue aanvoer van basen. Naarmate de bodem zuurder wordt en de bezetting met basische kationen afneemt wordt het systeem kwetsbaarder en wordt het nog sterker afhankelijk van de aanvoer van basenrijk water.

Resumerend. In het onderzochte gebied is er een nauwe relatie tussen de zuurgraad van de bodem en de basenverzadiging van de CEC. In het deelgebied Muggenbeet zijn de onderzochte monsterpunten op de grens tussen optimaal en suboptimaal voor de potentiële ontwikkeling van blauwgrasland. Dit is ook het geval voor de westelijke monsterpunten in het deelgebied Noordmanen. In deze gebieden is de potentiële ontwikkeling van blauwgrasland helemaal afhankelijk van de aanvoer van basenrijk (oppervlakte)water. In de oostelijke monsterpunten is de zuurgraad en basenverzadiging optimaal voor de potentiële ontwikkeling van blauwgrasland. Daar is (op basis van de grondwaterkaart) de huidige grondwatertrap echter ongunstig (GT IIIb). Op monsterpunt 10 is de bodem zuur (pH-CaCl₂ 4) en

daardoor niet geschikt voor de ontwikkeling van blauwgrasland. In deelgebied Noordmanen neemt de pH licht af met de diepte.

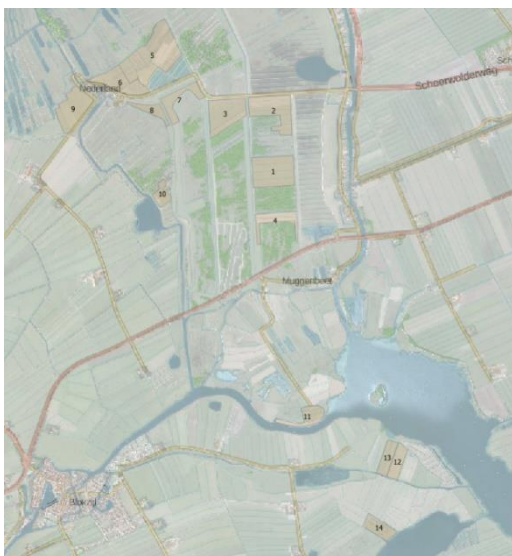
4.2.2 Hydrologie

Inzicht in de basenhuishouding kan bijdragen aan de keuze voor of tegen het inzetten van basenrijk (oppervlakte)water bij vernattingsmaatregelen (Schouwenberg & van Wirdum, 1998). Er is een significante correlatie tussen de basenverzadiging op een standplaats en de waterhuishouding, gekwantificeerd in aanvoer van regen- oppervlakte- en grondwater en de chemische samenstelling daarvan. Van Delft (2013) beschrijft dat hoewel het gebied in het verleden sterk onder invloed heeft gestaan van kwel vanaf het Drents Plateau een groot deel van de kwel nu lijkt te worden afgebogen naar de lager gelegen polders en vooral de Noordoostpolder. Door koppeling aan het hogere peil in de boezem lijkt er nu sprake te zijn van een peilhorst en is te verwachten dat kwel is omgeslagen in wegzijging. Hierdoor kan de invloed van neerslagwater op de grondwaterkwaliteit vergroot zijn, maar ook zijdelingse infiltratie vanuit de waterlopen is mogelijk (Van Delft en Brouwer, 2009). Door de inzijging van basenarm en zuur regenwater kunnen basen versneld uitspoelen uit de bodem. Vaak is de buffering van de bodem dan ook gekoppeld aan de hoogteligging in het landschap, waarbij hooggelegen delen (zonder grondwaterinvloed) zuur of matig gebufferd zijn en laaggelegen delen (met grondwaterinvloed) sterk gebufferd (Smolders et al., 2011).

Op de onderzoekslocatie Muggenbeet komen een aantal monsterpunten overeen met locaties die eerder onderzocht zijn door Van Delft (2013). Zowel de pH als de calcium-bezetting van de CEC lijken licht te zijn gestegen in de monsterpunten 11.1, 12 en 13 van Muggenbeet ten opzichte van het onderzoek op dezelfde percelen in 2012 (Van Delft 2013, **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**). De calciumverzadiging was in het eerdere onderzoek vrij laag (39-44%) maar in dit onderzoek is deze hoger (50 - 53%). Dit kan duiden op de aanvoer van basenrijk water door zijdelingse infiltratie van boezemwater waarmee de zuurbuffer is aangevuld. De onderbouwing voor deze conclusie is echter zeer dun omdat de verschillen in de waarnemingen binnen de foutenmarge van (minimaal) 10% liggen, de verschillende studies een andere bemonsteringsdiepte (0-15 om 0-20 cm) en mogelijk ook een andere extractiemethode gebruikten om de CEC en bezetting te meten. Voor locatie 11.1 is meer aan de hand want daar wijken alle gemeten parameters af.

Tabel 4.3 Vergelijking van de resultaten zoals gemeten in 2012 (Van Delft, 2013) en de resultaten van dit rapport voor enkele monsterpunten in Muggenbeet.

locatie	2012 (0-15 cm) pH-CaCl ₂	2018 (0-20 cm) pH- CaCl ₂	2012 (0-15 cm) Ca-bez	2018 (0-20 cm) Ca-bez	2012 (0-15 cm) Org.stof	2018 (0-20 cm) Org.stof
11.1	3,9	4,6	39	53	44	21
12-13	4,3	4,6	44	51	23	24
14	3,9	4,3	35	50	33	32



Onderzochte percelen dit rapport



Legenda

Onderzochte percelen

Onderzochte percelen Van Delft, 2013

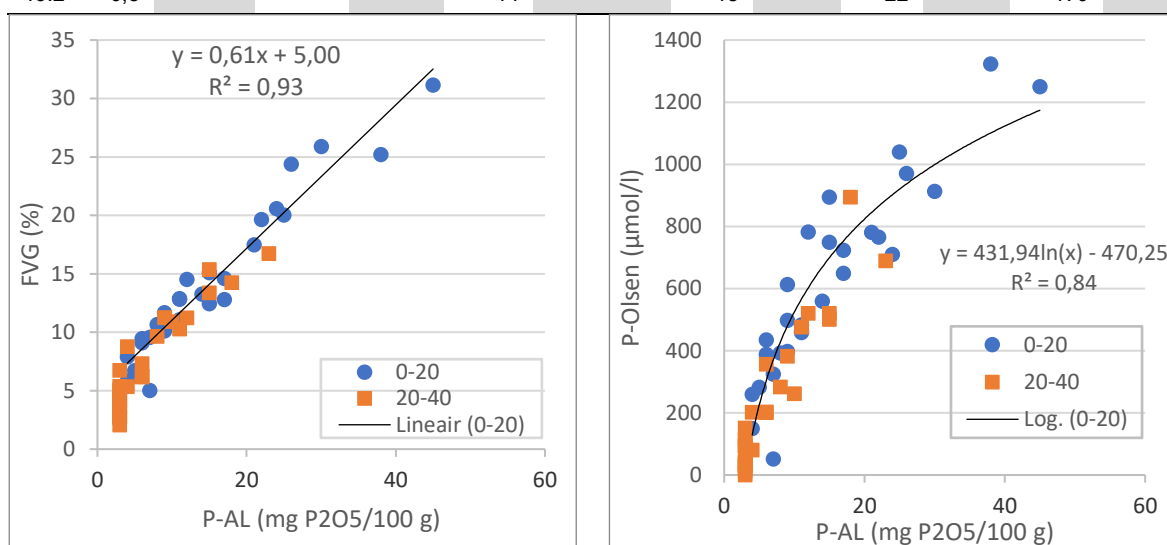
4.2.3 Nutriënten- en met name de fosfaattoestand van de bodem

Voor blauwgrasland is de abiotische vereiste dat de bodem voedselarm is, matig voedselarm is suboptimaal. Om de fosfaattoestand te bepalen zijn, in volgorde van toenemende strekte van de extractie de verschillende parameters gemeten; P-CaCl₂, P-Olsen, P-AL, FVG en P-ox. Daarnaast is het voor P specifieke adsorptieoppervlak in de vorm van Fe- en Al (hydr)oxiden gemeten (Fe-ox en Al-ox). De gemeten resultaten van het fosfaatonderzoek staan in Tabel 4.4.

Tabel 4.4 Fosfaattoestand van alle onderzochte monsterpunten (1 tot en met 14 ten behoeve van blauwgrasland en 15 tot en met 19 ten behoeve van P-mobilisatie) in de toplaag (0-20 of 0-30 cm) en in de laag er onder (20-40 of 30-60 cm).

nr	P-CaCl ₂ (mg/kg)		P-Olsen (μmol/l)		P-AL (mg P ₂ O ₅ /100g)		FVG (%)		P-ox (mmol/kg)		Qmax (mmol/kg)	
	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40
1.1	0,8	0,3	971	501	26	15	24	13	13	13	53	98
1.2	0,4	0,3	913	521	30	15	26	15	10	7	39	45
1.3	0,3	0,3	710	262	24	10	21	11	16	15	79	137
2.1	0,4	0,2	1323	895	38	18	25	14	32	27	125	185
2.2	0,4	0,3	1040	521	25	12	20	11	20	19	97	167
2.3	0,8	0,6	1250	690	45	23	31	17	31	21	99	122
3.1	0,3	0,3	483	35	11	3	11	4	11	10	102	244
3.2	0,3	0,3	782	357	12	6	15	7	5	5	37	65
4.1	0,3	0,3	150	32	4	3	8	4	8	7	96	168
5.1	0,3	0,3	766	284	22	8	20	10	71	46	357	476
5.2	0,3	0,3	398	94	9	3	12	5	36	21	301	406
5.3	0,3	0,3	325	118	7	3	10	4	27	14	274	326
5.4	0,3	0,3	389	152	6	3	9	5	37	22	398	391
6.1	0,3	0,3	895	382	15	9	15	11	32	54	208	474
6.2	0,3	0,3	459	202	11	4	13	5	31	21	236	391
7.1	0,3	0,3	560	203	14	6	13	6	21	12	157	193
7.2	0,3	0,3	393	81	8	4	11	9	41	41	382	459
8.1	0,3	0,3	464	108	11	3	13	5	33	18	255	362
9.1	0,3	0,3	649	201	17	6	15	6	29	21	194	333
9.2	0,3	0,3	781	476	21	11	18	10	34	25	196	241
10.1	0,3	0,3	498		9	3	10	4	25	15	248	394
11.1	0,3	0,3	435	94	6	3	10	7	33	18	343	258
11.2	0,3	0,3	52	0	7	3	5	3	9	4	166	125
12.1	0,3	0,3	749	62	15	3	13	4	41	12	327	322
13.1	0,3	0,3	723	13	17	3	13	2	30	6	233	259
13.2	0,3	0,3	613	34	9	3	11	3	35	8	320	282

14.1	0,3	0,3	282	23	5	3	7	3	23	9	336	316
14.2	0,3	0,3	260	42	4	3	6	3	19	9	326	289
15.1	0,3	0,3			12	9	11	7	18	15,7	153	220
15.2	0,5	0,3			28	12	28	13	9	5,4	33	42
15.3	0,3	0,3			16	7	13	7	24	10,8	177	145
16.1	0,3	0,3			3	3	5	3	5	3,6	113	112
16.2	0,3	0,3			7	3	6	5	17	1,4	267	30
16.3		0,3			3	3	1	1	3	2	212	156
17.1	0,3				4		4		4		100	
17.2	0,3				4		8		27		323	
17.3	0,3				14		11		36		328	
17.4	0,3				24		17		50		291	
17.5	0,3				13		13		62		465	
18.1	0,3	0,3			13	3	14	8	10	3,2	71	38
18.2	0,6	0,3			32	22	27	20	24	14,7	88	72
19.1	0,3				10		11		17		153	
19.2	0,3				14		13		22		170	



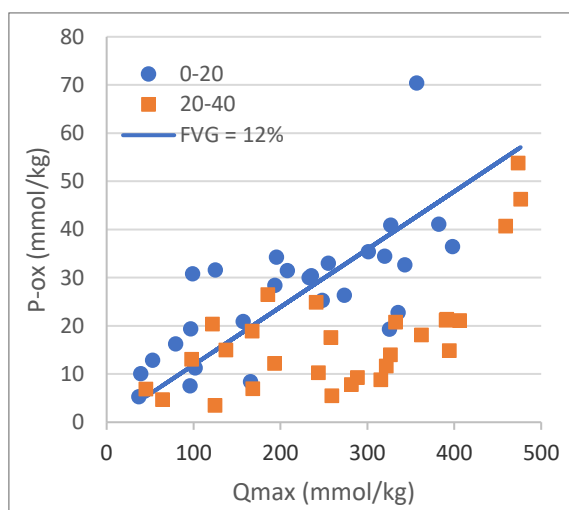
Figuur 4.4 Relatie tussen de fosfaatverzadigingsgraad (FVG) en P-AL (linker figuur) en tussen P-Olsen en P-AL (rechter figuur).

De directe P-beschikbaarheid zoals gemeten in een P-CaCl₂ extract is overal zeer laag; op een enkele uitzondering na onder de detectielimiet van 0,3 mg/kg. Lage maar meetbare concentraties worden gevonden op locaties waar de beschikbare P-reserves ook hoog zijn.

De verschillende parameters die een maat zijn voor de reversibel gebonden beschikbare P voorraad (P-Olsen, P-AL en FVG) laten alle drie een vrij grote ruimtelijke variatie binnen het bemonsterde gebied zien die varieert van zeer laag (onder de meetgrens) tot vrij hoog. Daarnaast zijn deze parameters sterk aan elkaar gerelateerd (Figuur 4.4). De reden voor de sterke relatie tussen P-AL en de FVG is dat zowel de ammonium lactaat extractie als de oxalaat extractie (FVG) een zure extractie zijn. P-Olsen daarentegen is een basische extractie en is ontwikkeld in Australië om ook voor de basische kalkrijke gronden een goede indicatie te krijgen van de P-beschikbaarheid (Olsen et al., 1954). Voor de relatie tussen P-AL of FVG en P-Olsen moet een correctie worden gedaan voor de pH. Desalniettemin is er een sterke relatie tussen P-Olsen en P-AL wanneer P-Olsen wordt uitgedrukt per volume bodem (correctie voor dichtheid, $r^2=0,84$; Figuur 4.4). Uitgedrukt per massa bodem extraheert Olsen bij een zuurgraad van de bodem lager dan pH 5,5 relatief meer P dan P-AL of FVG en geeft daarmee een overschatting van de P-beschikbaarheid. Daar staat tegenover dat bij kalkrijke gronden (pH>7) P-AL en de FVG een overschatting zullen geven van de P-beschikbaarheid. Door voor P-Olsen

een correctie te doen voor dichtheid wordt in dit gebied, dit verschil opgeheven.

Om een inschatting te kunnen maken of een bepaald natuurstype en de daarbij horende doelvegetatie zich kan ontwikkelen wordt de fosfaattoestand vergeleken met referentiewaardes. Dit onderzoek richt zich op de potentiële ontwikkeling van Blauwgrasland waarvan de karakteristieke standplaatseigenschappen is dat de bodem voedselarm moet zijn. Door verschillende onderzoeksbureaus en instellingen worden verschillende methodes gebruikt om de fosfaattoestand te karakteriseren met de daarbij horende referentiewaardes. In dit onderzoek sluiten wij aan bij de referentiewaardes voor FVG en P-AL zoals die zijn afgeleid door NMI en Wageningen Universiteit en Research. Voor de referentiewaardes voor P-Olsen heeft B-Ware referentiewaardes afgeleid. In dit rapport wordt de door B-ware gehanteerde streefconcentratie voor nat schraalland (waaronder blauwgraslanden) van Olsen-P van 300 - 500 $\mu\text{mol P}$ per liter verse bodem gebruikt (o.a. Smolders et al., 2011). Onder deze concentratie worden bodems P-deficiënt en wordt de fosforbeschikbaarheid limiterend voor de groei van planten (Bobbink et al., 2007).



Op basis van een compilatie van verschillende referenties binnen het onderzoeksgebied en/of vastgesteld in vergelijkbare omstandigheden, is de streefwaarde voor de FVG lager dan 12% en voor P-AL lager dan 12 mg $\text{P}_2\text{O}_5/100\text{g}$ (Van Delft en Brouwer 2009, Van Delft et al., 2013, Van Delft et al., 2014, Postma et al., 2012; Postma et al., 2014; Stuijzand et al., 2008; Sival et al., 2011). Van Delft et al. (2013) werkt met de fosfaatverzadigingsindex (PSI), die wordt berekend door P-ox te delen door Fe-ox en Al-ox. De FVG kan worden berekend uit de PSI door de PSI-waarde te vermenigvuldigen met 200.

De totale P reserves in de bodem (P-ox) zijn niet indicatief voor de schraalheid van een bodem en de eventuele geschiktheid voor natuurontwikkeling. In het verleden zijn wel grenswaardes gekoppeld aan natuurdoeltypen (Van Delft et al., 2006). In het onderzochte gebied is het adsorptieoppervlak voor P in sommige delen zeer groot. Hierdoor kan er relatief veel P worden geadsorbeerd terwijl de beschikbaarheid voor het gewas toch zeer laag is. De relatie tussen P-ox en het maximale P-adsorptieoppervlak is getoond in Figuur 4.5.

Figuur 4.5 Relatie tussen de totaal beschikbare P reserves (P-ox) en de P-adsorptiecapaciteit (Qmax). Qmax is de som van de aanwezige Fe- en Al (hydr-)oxiden gemeten als Fe-ox en Al-ox. De procentuele verzadiging van Qmax met P-ox, de fosfaat verzadigingsgraad (FVG) is een maat voor beschikbaar P. In dit figuur is de lijn die correspondeert met een FVG van 12% getoond.

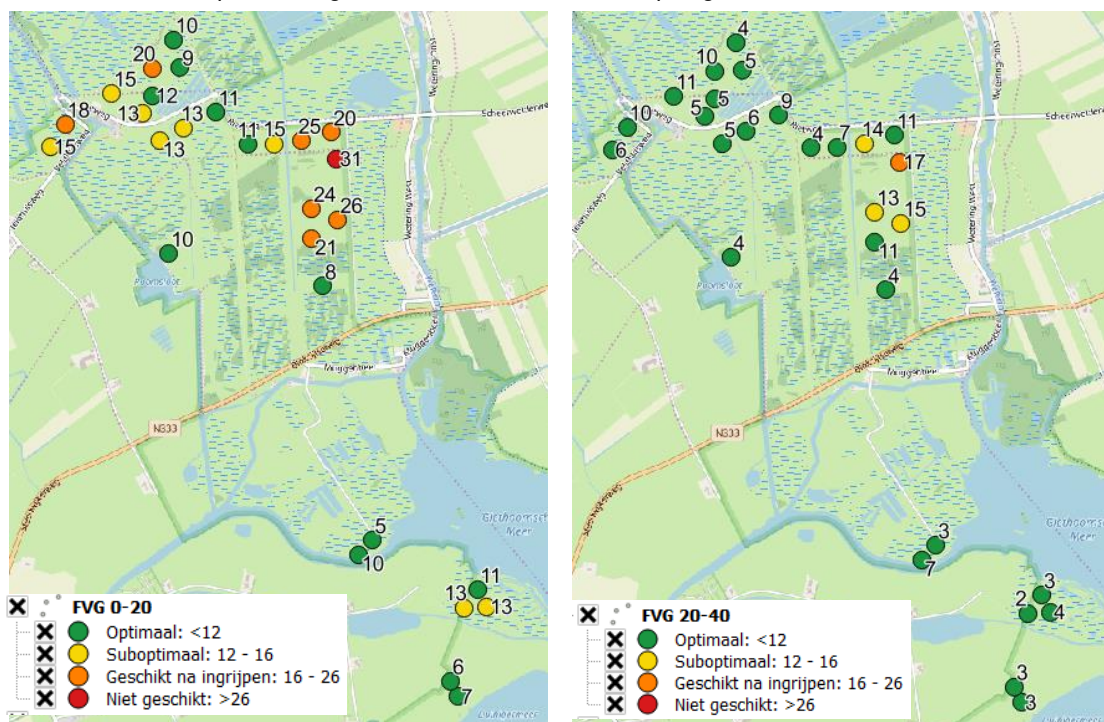
Figuur 4.6 laat de ruimtelijke variatie zien in de P-verzadigingsgraad (FVG) en P-Olsen in de twee bodemlagen in relatie tot de streefwaardes voor de potentiële ontwikkeling van blauwgrasland.

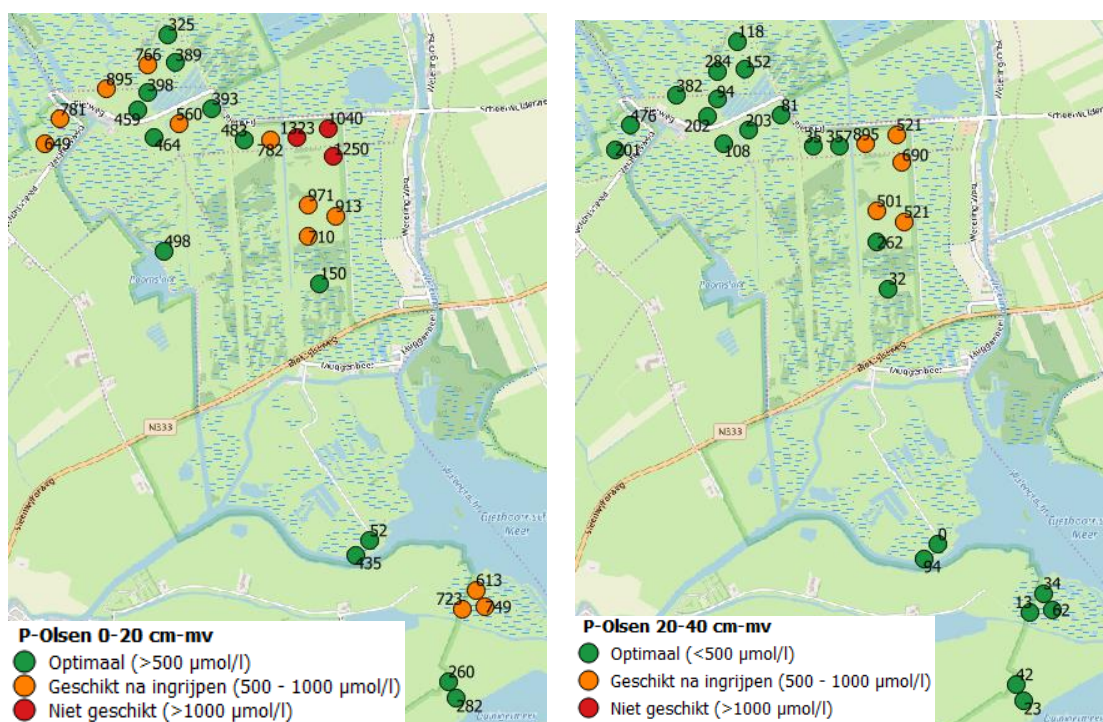
De ruimtelijke variatie in de fosfaattoestand is vrij groot en FVG en P-Olsen geven ongeveer dezelfde resultaten. In het deelgebied Muggenbeet is de fosfaattoestand optimaal in de monsterpunten 11 en 14. Voor de monsterpunten 12, 13 is de fosfaattoestand (net) suboptimaal voor blauwgrasland. Ook P-ox is in deze monsterpunten relatief hoog. In de bodemlaag 20-40 cm is de fosfaattoestand in dit gebied zeer laag (Tabel 4.4, Figuur 4.6).

De fosfaattoestand kan grotendeels worden verklaard uit het huidige (agrarische) beheer.

Monsterpunten 11 (natte rietvelden) en 14 zijn in (zeer) extensief beheer en worden niet bemest.

Historische bemesting, indien van toepassing, blijkt hier ook niet tot de opbouw van P-reserves in de bodem te hebben geleid. Bij de monsterpunten 12 en 13 is de agrarische praktijk intensiever; het grasland wordt gemaaid en bemest. Dit is terug te zien in de fosfaattoestand in de bovenste 20 cm. In de bodemlaag daaronder is de fosfaattoestand laag. Indien maatregelen getroffen worden om de fosfaattoestand te verlagen bij de monsterpunten 12 en 13 zouden deze maatregelen alleen gericht hoeven te worden op het verlagen van de P-toestand in de toplaag.





Figuur 4.6 Ruimtelijke variatie in, van links boven met de klok mee, de P-verzadigingsgraad (FVG; 0-20 cm; in %), FVG (in %) 20-40 cm, P-Olsen (in µmol/l) en P-ox (in mmol/kg). De kleuren geven aan in welke mate de gemeten fosfaattoestand als geschikt kan worden beschouwd voor de potentiële ontwikkeling van blauwgrasland. Voor de klassenindeling van P-ox is de classificatie van Van Delft et al. (2006) aangehouden.

In het deelgebied Noordmanen is de uitgangssituatie wat betreft de fosfaattoestand voor een deel geschikt en voor een deel (nog) niet geschikt voor de potentiële ontwikkeling van blauwgrasland. Ook in dit gebied is er een verband tussen de gemeten fosfaattoestand en het huidige (agrarische) beheer.

Monsterpunten 1 tot en met 3 liggen in het deel dat in 2018 nog relatief intensief werd beheerd (intensief maaien en bemesten). Bij de monsterpunten 1 en 2 is de fosfaattoestand daarom te hoog voor de potentiële ontwikkeling van blauwgrasland en is de uitgangssituatie wat betreft de fosfaattoestand ongeschikt. In de bodemlaag 20-40 cm-mv is de fosfaattoestand ook nog verhoogd en suboptimaal voor blauwgrasland en daarom zijn de monsters uit de 40-60 cm bodemlaag van de punten 2.1, 2.2 en 2.3 ook geanalyseerd (Tabel 4-5). In deze laag is de P-toestand zeer laag en voldoet ruimschoots aan de eis voor blauwgrasland.

Tabel 4.5 Fosfaattoestand van extra onderzochte monsters uit de 40-60 cm laag van de monsterpunten 2.1, 2.2 en 2.3.

Nr	P-CaCl ₂ (mg/kg)	P-Olsen (µmol/l)	P-AL (mg P ₂ O ₅ /100g)	FVG (%)	P-ox (mmol/kg)	Qmax (mmol/kg)
2.1	< 0,3	187	4	4	7	177
2.2	< 0,3	213	<3	4	9	222
2.3	< 0,3	181	5	5	11	208

In monsterpunt 3 is de fosfaattoestand in de bovenste 20 cm's verhoogd en op de grens tussen optimaal en suboptimaal voor blauwgrasland. In de bodemlaag 20-40 cm-mv is de P-beschikbaar heel laag. Interessant om op te merken is dat de zuurgraad van de bodem in dit deel van het gebied (locatie 1 t/m 3) juist wel optimaal was. In monsterpunt 4 en 10 was het beeld van de fosfaattoestand op basis van FVG en P-Olsen gunstig. Het relatief gunstige beeld op de locaties 4 en 10 kan worden verklaard door het extensieve huidige beheer. Op locatie 4 stond tijdens bemonstering hoog gras/riet, locatie 10 was gemaaid maar duidelijk in extensief beheer (Figuur 4.7).



Figuur 4.7. Foto's van locatie 4 (links) en 10 (rechts) ten tijde van de monsternamen, begin juni 2018.

In de noordwestelijke monsterpunten (5 t/m 9) is de fosfaattoestand op de grens tussen optimaal en (net) suboptimaal. De monsterpunten 5.1, en 9.2 zijn hierbij op basis van de FVG twee negatieve uitschieters. Op basis van P-Olsen zijn naast 5.1 en 9.2 ook 6.1 en 9.1 in de uitgangssituatie te hoog voor de potentiële ontwikkeling van blauwgrasland. Met name 5.1 is opmerkelijk omdat hier in de bodemlaag 0-20 ook P-ox zeer hoog is (hoger dan verwacht mag worden op basis van Qmax). Tijdens de monsternamen werd dit perceel intensief beweide door jongvee. De andere monsterpunten op locatie 5 zijn deels nog wel grasland en deels niet (meer) in agrarisch beheer (verruiging en bomen) en zijn duidelijker extensiever dan 5.1. Voor locatie 5 is, op het intensief beweidde deel na (5.1), de fosfaattoestand in de uitgangssituatie optimaal voor de potentiële ontwikkeling van blauwgrasland.

Locatie 9 is in agrarisch beheer met een intensief karakter (maaien en bemesten). Op locatie 9 was tijdens bemonstering zichtbaar bemest met runderdrijfmest. Het agrarische beheer leidt tot een fosfaattoestand die niet optimaal is voor blauwgrasland. In de diepere bodemlaag is de fosfaattoestand wel geschikt.

Op de locaties 6, 7 en 8 is de fosfaattoestand suboptimaal voor de ontwikkeling van blauwgrasland. Locatie 6, is in extensief agrarisch beheer. Tijdens de monsternamen werden de noordelijke percelen beweide door jongvee/droge koeien, en op de zuidelijkste liepen schapen. De FVG was in het noordelijke deel (iets) hoger dan in het zuidelijke deel van locatie 6, wat wellicht kan worden verklaard door verschillen in de intensiteit van het beheer.

4.2.4 Synthese en handelingsperspectief

Fout! Verwijzingsbron niet gevonden. 6 geeft een overzicht van de huidige stand van zaken wat betreft de abiotische randvoorwaarden voor de potentiële ontwikkeling van blauwgrasland. Daarbij is de beoordeling van de fosfaattoestand gebaseerd op de P-verzadigingsgraad (FVG), en P-Olsen.

Tabel 4.6 Overzicht van de huidige stand van zaken van de fosfaattoestand, zuurgraad en hydrologie

in relatie tot de abiotische randvoorwaarden voor de potentiële ontwikkeling van blauwgrasland.

Locatie	Intensiteit agrarisch beheer	Zuurgraad	Hydrologie	Fosfaattoestand 0-20	20-40	Ingrijpen om P- toestand te verlagen
1	+++	Opt	III	Ongeschikt	Sub-opt	Ja afgraven/uitmijnen
2	+++	Opt	III	Ongeschikt	Sub-opt	Ja afgraven/uitmijnen
3	+++	Opt	III	Opt / Sub	Opt	Deels uitmijnen
4	-	Opt	III	Opt	Opt	Niet nodig; geschikt
5	++, en deels verruigd	Sub-opt	II	Opt op agrarisch deel na	Opt	Uitmijnen agrarisch deel
6	+	Sub-opt	II	Sub-opt	Opt	Uitmijnen
7	+	Opt	II	Opt / Sub	Opt	Uitmijnen
8	+	Sub-opt	II	Sub-opt	Opt	Uitmijnen
9	+++	Opt	II	Sub-opt	Opt	Uitmijnen
10	-	Ongeschikt	Petgat	Opt	Opt	Niet nodig; geschikt
11	-	Opt / Sub	I	Opt	Opt	Niet nodig; geschikt
12	++	Sub-opt	II	Sub-opt	Opt	Uitmijnen
13	++	Opt / Sub	II	Sub-opt	Opt	Uitmijnen
14	+/-	Sub-opt	II	Opt	Opt	Niet nodig; geschikt

De fosfaattoestand (op basis van de FVG) en de geschiktheid voor de potentiële ontwikkeling van blauwgrasland laat een heel duidelijk verband zien met het huidige agrarische beheer. Waar het agrarisch beheer intensiever is, met name op locaties 1 en 2, is de fosfaattoestand hoger, de grondwaterstand dieper en de pH van de bodem hoger dan in de rest van dit deelgebied. Op deze locaties voldoet eigenlijk alleen de zuurgraad en basentoestand van de bodem aan de randvoorwaarden voor blauwgrasland. De grondwaterstand zou moeten worden verhoogd en de fosfaattoestand zou moeten worden verlaagd in de bodemlaag 0-40 cm-mv om aan de abiotische voorwaarden voor blauwgrasland te voldoen. Het verhogen van de grondwaterstand kan echter gepaard gaan met de mobilisatie van fosfaat, waardoor de fosfaatbeschikbaarheid juist toeneemt, in plaats van afneemt (volgende hoofdstuk). De gewenste vernatting kan dus een averechts effect hebben op andere standplaatsfactoren, zoals de fosfaatbeschikbaarheid.

Op de locaties 3 en 9 heeft het huidige agrarisch beheer een intensief karakter wat tot verhoogde fosfaattoestand leidt die sub-optimaal is voor blauwgrasland.

Waar het beheer zeer extensief is (locaties 4, 10, 11 en 14) is de FVG laag en in de uitgangssituatie geschikt voor blauwgrasland. Op locatie 10 is de bodem zuur en daardoor ongeschikt, tenzij er maatregelen worden genomen (bijvoorbeeld aanvoer basenrijk water of bekalking). Op locatie 4 en 14 zou de grondwaterstand verhoogd moeten worden. Locatie 11 lijkt in de uitgangssituatie het meest geschikt voor de potentiële ontwikkeling van blauwgrasland hoewel de aanvoer van voldoende basen hier een aandachtspunt is.

De opties voor het verlagen van de fosfaattoestand zijn:

- Verschralen: verwijderen van P door maaien en afvoeren gewasresten;
- Uitmijnen: bevorderen gewasgroei door middel van bemesting met alle benodigde nutriënten behalve fosfaat. Hiermee wordt na maaien en afvoeren de fosfaatonttrekking gemaximaliseerd.
- Plaggen: verwijderen van de zoden (5-10 cm-mv)
- Afgraven: verwijderen van de fosfaatrijke toplaag (diepte afhankelijk van de fosfaattoestand in het bodemprofiel).

De tijd die het zou kosten om de P-toestand door middel van uitmijnen tot het gewenste niveau te laten dalen kan worden berekend op basis van de fosfaatbeschikbaarheid (FVG) en de totale P-reserves in de bodem. In dit onderzoek worden de P-reserves benaderd met P-ox. Daarnaast heeft een 8-jarige uitmijnproef in een beekdal in Drenthe aangetoond dat ook op basis van P-AL een inschatting gemaakt kan worden van het aantal uitmijnjaren. De resultaten van beide rekenmethodes staan in Tabel 4.7.

Op de locaties 1 en 2 zou het (ruim) meer dan 10 jaar duren om de fosfaattoestand te verlagen door uitmijnen. Afgraven zou hier een optie kunnen zijn. In alle andere locaties waar de fosfaattoestand door het agrarisch handelen te hoog is geworden zou deze door uitmijnen binnen een redelijke termijn verlaagd kunnen worden tot een niveau die geschikt is voor de potentiële ontwikkeling van blauwgrasland.

Tabel 4.7. Berekening van het aantal uitmijnjaren die het zou duren om de fosfaattoestand in de onderzochte percelen te doen dalen tot de grenswaarde waaronder blauwgraslanden zich potentieel kunnen ontwikkelen. De berekening is uitgevoerd op basis van de P-verzadigingsgraad (FVG) in combinatie met de totale P-reserves (P-ox) en op basis van P-AL.

Monsterpunt	Uitmijnjaren obv FVG	Uitmijnjaren obv P-AL	Monsterpunt	Uitmijnjaren obv FVG	Uitmijnjaren obv P-AL
1.1	13	11	7.1	4	3
1.2	11	13	7.2	0	0
1.3	14	10	8.1	5	0
2.1	33	15	9.1	11	6
2.2	16	11	9.2	22	9
2.3	38	16	10.1	0	0
3.1	0	0	11.1	0	0
3.2	2	0	11.2	0	0
4.1	0	0	12.1	4	4
5.1	55*	9	13.1	4	6
5.2	0	0	13.2	0	0
5.3	0	0	14.1	0	0
5.4	0	0	14.2	0	0
6.1	13	4			
6.2	4	0			

* In dit monsterpunt was P-ox onverwacht hoog wat tot een zeer lange berekende uitmijnperiode leidt. De berekening op basis van P-AL wordt realistischer ingeschat.

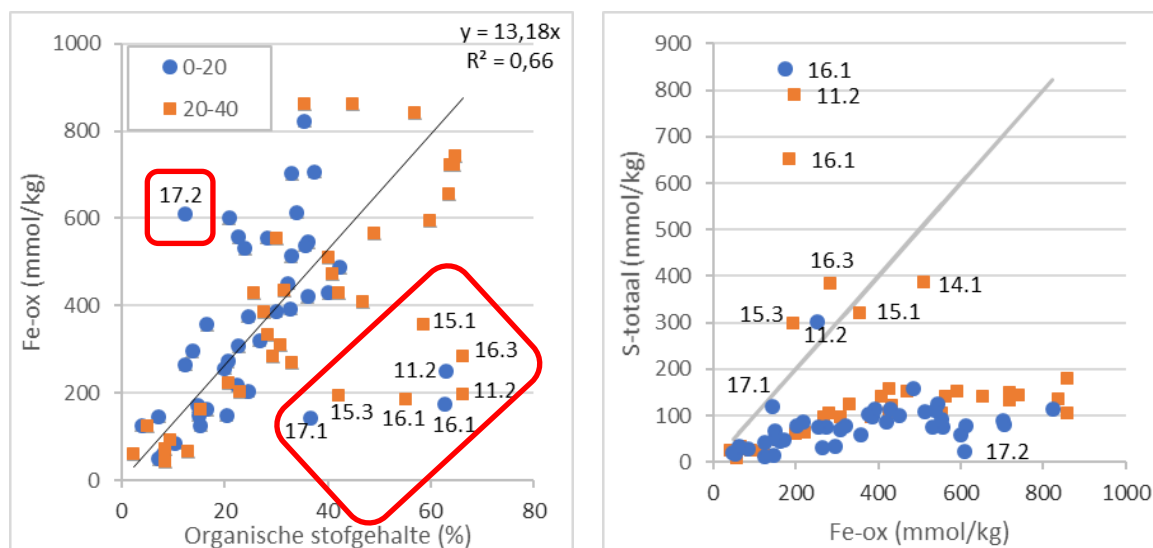
5 Mobilisatie onderzoek

Zie hoofdstuk 3 voor het theoretische kader. In dit hoofdstuk worden de resultaten van de metingen besproken en de implicaties voor P mobilisatie bij vernatting. Voor het mobilisatie onderzoek zijn naast de monsters die genomen zijn ten behoeve van het blauwgrasland potentie onderzoek een 15-tal extra monsters genomen.

De bemonsterde locaties laten een algemeen lineair verband zien tussen de hoeveelheid Fe(hydr)oxides en het organische stofgehalte in de bodem ($r^2=0.66$, Figuur 5.1). Het is duidelijk dat dit algemene lineaire verband niet opgaat in een aantal locaties. Deze locaties waren tijdens de bemonstering zeer nat. De natte omstandigheden hebben ertoe geleid dat het Fe-ox lager is dan verwacht zou mogen worden op basis van het organische stofgehalte. De natte omstandigheden hebben geleid tot het oplossen en verdwijnen van het belangrijkste oppervlak voor P-adsorptie. Monsterpunt 17.2 is een uitschieter naar de andere kant, waar door de aanvoer van ijzerrijke kwel (op basis van veldwaarneming) de bouwvoor juist is verrijkt met Fe.

In alle locaties waar het Fe-ox lager is dan verwacht zou mogen worden op basis van het organische stofgehalte, is de reversibel gebonden beschikbaar P zeer laag (FVG en P-AL ruim onder 10). Dit duidt erop dat naast Fe, ook het P is gemobiliseerd en uit de bemonsterde bodemlagen is getransporteerd naar óf diepere bodemlagen óf het oppervlaktewater. Dit betekent dat in dit gebied vernatting heeft geleid tot het in oplossing gaan en mobiliseren van P.

Wanneer Fe(hydr)oxide wordt gereduceerd en ook sulfaat wordt gereduceerd kan het zeer onoplosbare Fe-sulfide worden gevormd. In de metingen komt dit tot uiting in een verlaagde Fe-ox maar niet in een verlaagde S-totaal. In de oxalaat extractie wordt Fe-sulfide niet opgelost en dus ook niet gemeten terwijl in de totaal bepaling van S, Fe-sulfide wel wordt gemeten. Uit de relatie tussen Fe-ox en totaal zwavel blijkt dat Fe(hydr)oxide onder natte omstandigheden wordt gereduceerd en neerslaat als Fe-sulfide. Het adsorptieoppervlak voor P gaat dan blijvend verloren. De fosfaat die geadsorbeerd was aan het Fe(hydr)oxide oppervlak komt vrij in oplossing en wordt mobiel wat tot een P-flux naar het watersysteem heeft geleid.



Figuur 5.1 Relatie tussen Fe(hydr)oxiden gemeten in een oxalaat extractie (Fe-ox) en het organische stofgehalte (linker figuur) en de relatie tussen S-totaal en Fe-ox (rechter figuur). De punten binnen de rode kaders wijken af van de algemene relatie (zie tekst voor uitleg). Voor 16.3 is het organische stofgehalte in de 0-30cm bodemlaag niet gemeten en voor 17.1 niet in de 30-60cm laag.

Een grove inschatting kan gemaakt worden hoeveel P is vrijgekomen door de opgetreden vernatting in de rood omrande locaties in Figuur 5.1. Op basis van de relatie tussen Fe-ox en het organische stofgehalte wordt berekend hoeveel Fe-ox in oplossing gegaan. In het meest gunstige scenario waarin wordt aangenomen dat de FVG gelijk is gebleven voor en na vernatting, kan de hoeveelheid P-ox (mmol/kg grond) die is vrijgekomen worden berekend. Dit kan worden omgerekend naar kg P per ha op basis van de dichtheid van de grond en de bemonsteringsdiepte.

Deze grove berekening laat zien dat de potentiële P-mobilisatie extreem hoog kan zijn geweest. De berekende mobilisatie van zowel Fe als P is meer dan er op dit moment in de bodem aan beschikbare P reserves aanwezig zijn. Als inderdaad het Fe is afgevangen door met gereduceerd sulfaat het onoplosbare Fe-sulfide te vormen moet de vrijgekomen P uit de gemeten bodemlagen zijn getransporteerd. Ter vergelijking; met 4 snedes intensief geteeld gras is de totale P onttrekking per jaar ongeveer 45 kg P/ha/jaar. De berekende P-mobilisatie zou meer zijn dan met 10 jaar intensief graslandbeheer zou kunnen worden onttrokken. Dit lijkt onrealistisch veel.

Op basis van deze waarnemingen kan worden geconcludeerd dat het risico van P-mobilisatie in de gebieden die nog niet zijn vernat zeer groot is.

Tabel 5.1 Berekening van de potentiële hoeveelheid P dat per locatie gemobiliseerd kan zijn door vernatting. Berekening is gebaseerd op de lineaire relatie tussen Fe-ox en het organische stofgehalte (OS) onder aerobe omstandigheden in dit gebied en de aanname dat de P-verzadigingsgraad (FVG, %) hetzelfde is gebleven voor en na vernatting.

locatie	diepte	cm's	Metingen in het veld				Potentieel gemobiliseerd		
			OS %	Fe-ox	P-ox	FVG	mmol		kg P/ha
				mmol/kg	mmol/kg	%	Fe/kg	P/kg	
11.2	0-20	20	63	251	9	5	581	15	426
11.2	20-40	20	66	197	4	3	676	10	268
15.1	30-60	30	59	357	16	7	417	15	673
15.3	30-60	30	42	194	11	7	360	13	761
16.1	0-30	30	63	176	5	5	651	15	633
16.1	30-60	30	55	185	4	3	544	9	416
16.3	30-60	30	66	284	2	1	591	4	155
17.1	0-30	30	37	143	4	4	341	7	422

6 Conclusies

Blauwgrasland

De potentie voor blauwgrasland is afhankelijk van zowel de hydrologische setting, de zuurgraad en buffering en de fosfaattoestand van de bodem.

De ruimtelijke variatie in de fosfaattoestand is vrij groot en kan grotendeels worden verklaard uit het huidige (agrarische) beheer.

In het deelgebied Muggenbeet is de fosfaattoestand optimaal in de natte rietvelden (locatie 11) en het (zeer) extensief beheerde deel (locatie 14). Voor de andere locaties (12, 13) is de fosfaattoestand in de bouwvoor (net) suboptimaal en kan worden verlaagd door enkele jaren te verschrallen of uit te mijnen.

In het deelgebied Noordmanen is in het agrarisch meest intensief beheerde deel (locatie 1, 2 en in iets mindere mate 3) de fosfaattoestand tot 40 cm onder maaiveld in de uitgangssituatie niet geschikt voor blauwgrasland. In dit deel van het gebied is de huidige hydrologische setting ook niet vochtig genoeg. Voor de meest extensief beheerde delen (locaties 4 en 10) ligt de fosfaattoestand binnen de streefconcentraties. Alleen voor locatie 4 is de zuurgraad geschikt voor blauwgrasland maar voor locatie 10 is de bodem te zuur. In de rest van dit gebied varieert de fosfaattoestand in de bouwvoor (0-20 cm) tussen optimaal en (net) suboptimaal. In de bodemlaag daaronder (20-40 cm) is de fosfaattoestand binnen de streefconcentraties.

Vernatting

Het 'netto' effect van vernatting op de waterkwaliteit is een functie van zowel interne eutrofiering, transport naar het watersysteem en de slootkarakteristieken.

In dit gebied lijkt de potentiële P mobilisatie door vernatting zeer groot. Dit is aangetoond door een blijvend verlies van Fe-(hydr)oxides in locaties waar al is vernat en een dientengevolge mobilisatie van P.

7 Referenties

- Bobbink R, M Hart, M van Kempen, F Smolders & J Roelofs (2007). Grondwaterkwaliteitsaspecten bij vernatting van verdroogde natte natuurplek in Noord-Brabant. B-WARE Research Centre, Rapportnummer 2007.15.
- Cate JAM ten, AF van Holst, H Kleijer & J Stolp (1995). Handleiding bodemgeografisch onderzoek; richtlijnen en voorschriften. Deel A: Bodem. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Technisch Document 19A.
- Delft SPJ van, WJM de Groot & WJ Chardon (2006). Bemonstering landbouwgronden en bepaling van de beschikbaarheid van fosfaat in verband met voorgenomen natuurontwikkeling. Karakterisering van 7 terreinen in de provincie Limburg. Alterra-rapport 1332, Wageningen.
- Delft SPJ van & F Brouwer (2009). Natuurpotentie projectgebied "Veldweg-Reeënweg" in De Wieden; Bodemchemisch en –geografisch onderzoek. Wageningen, Alterra, Alterra-Rapport 1917. 80 p.
- Delft SPJ van (2013). Potentie voor nat schraalland in graslanden nabij Muggenbeet en bij Duinigermeer; Resultaten van een ecopedologisch en bodemchemisch onderzoek. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2400, 74 p.
- Delft SPJ van, GJ Maas & F Brouwer (2014). Fosfaatonderzoek Noorderpark; Bodemonderzoek t.b.v. realisatie soortenrijke schraallanden. Wageningen, Alterra-rapport 2493, 70 pp.
- Jansen AJM (1996). Effectgerichte maatregelen tegen verzuring in de natte schraallanden Lemselermaten, Middelduinen en Reggers-Sandersvlak; Eindrapportage fase 1 monitoring. Kiwa, Nieuwegein, 104 p.
- Kemmers R & J Nelemans (2007). Vergroting van de fosfaatadsorptiecapaciteit en afname van de chemische beschikbaarheid van fosfaat in gronden door wisselvochtigheid. Resultaten van desorptie- en adsorptie-experimenten met zand-, klei- en veengrond. Alterra-rapport 1546, Wageningen, 60 pp.
- Lamers PM, HBM Tomassen & JG Roelofs (1998). Sulfate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. Environ. Sci. Technol. 32, pp. 199-205.
- Olsen SR, CV Cole, FS Watanabe & LA Dean (1954). Estimation of Available Phosphorus in Soils by Extraction with Sodium Bicarbonate. U. S. Department of Agriculture Circular No. 939.
- Postma R, G Hut, K. Warners, R Ettema, AH Blaauw, H Smits, S Hidding, R Verbeek, H Hofstra, H Smeenge & MJG de Haas (2012). Bodemkwaliteit voor natuurontwikkeling op voormalige landbouw-grond in Drenthe; Resultaten 2011 rapport 1390-III. Nutriënten Management Instituut, Wageningen.
- Runhaar J, MH.Jalink, H Hunneman, JPM Witte & SM Hennekens (2009). Ecologische vereisten habitattypen. Nieuwegein, KWR Watercycle Research Institute. KWR 09.018.
- Smolders F, J Roelofs & E Lucassen (2011). Goede grond voor natuur; Abiotische bodemcondities sturen vegetatieontwikkeling in natuurgebieden. Bodem nummer 2.
- Schouwenberg EPAG & G van Wirdum (1998). Basenverzadiging van natte schraallanden Deterministisch onderzoek naar de relatie tussen hydrologie, bodem en vegetatie. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, NOV-rapport 8.
- Sival FP, RH Kemmers, P Bolhuis & B de Jong (2011). Natuur- en Pitrusontwikkeling in het beekdal van de Geerserstroom. Bodemtoestand 3-5 jaar na inrichting. Alterra-rapport 2129.
- Stuijtzand S, R van Ek & J Klein (redactie) (2008). Praktijkervaringen met waterberging en natuur in een beekdal; Achtergrondrapport Beerze. RWS Waterdienst rapport nr. 2007.014; Alterra rapport nr. 1631.
- Wirdum G van (1991). Vegetation and hydrology of floating rich-fens. Proefschrift Maastricht, Datawyse.



www.nmi-agro.nl

nutriënten management
instituut nmi bv
nieuwe kanaal 7c
6709 pa wageningen
nmi@nmi-agro.nl