



WATERBODEMONDERZOEK POLDER WESTVEEN

ONDERZOEK NAAR DE NALEVERING VAN NUTRIËNTEN



- Eindrapportage -

WATERBODEMONDERZOEK POLDER WESTVEEN

ONDERZOEK NAAR DE NALEVERING VAN NUTRIËNTEN

Eindrapportage

Hilde Tomassen

Fons Smolders



Titel rapport:

*Waterbodemonderzoek polder Westveen – onderzoek naar de nalevering van nutriënten,
eindrapportage*

Auteurs:

Hilde Tomassen & Fons Smolders

Rapportnummer: RP-19.160.19.89

Opdrachtgever:

Sweco, Rotterdam



Informatie:

Onderzoekcentrum B-WARE BV
Radboud Universiteit Nijmegen
Mercator III, Toernooiveld 1
6525 ED Nijmegen

Contactpersoon:

Hilde Tomassen
Tel: 024-2122207
h.tomassen@b-ware.eu
www.b-ware.eu

INHOUDSOPGAVE

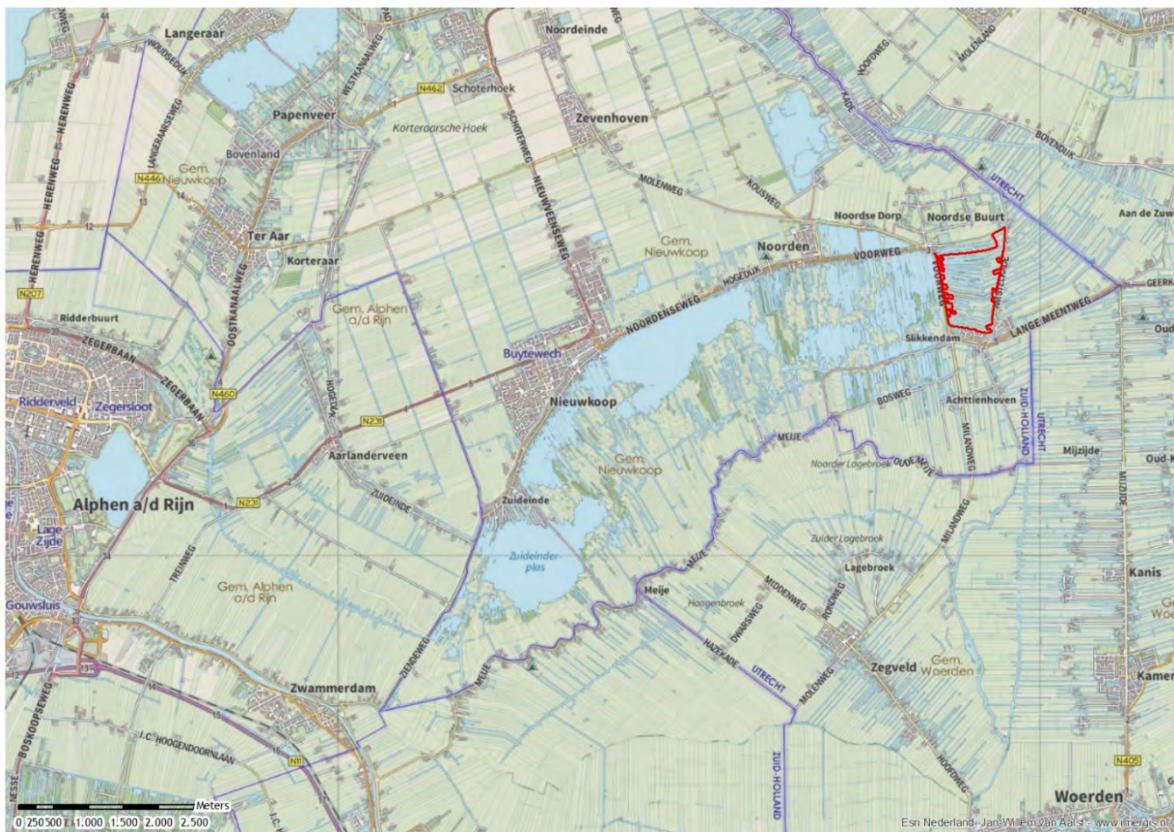
1. Inleiding	1
1.1 Aanleiding	1
1.2 Doel van het onderzoek	2
1.3 Achtergrondinformatie biogeochemische processen in waterbodems	2
2. Materiaal en methoden	7
2.1 Veldwerkzaamheden	7
2.2 Analyses	7
3. Resultaten waterbodemonderzoek	11
3.1 Waterbodem	11
3.2 Poriewater	13
3.3 Oppervlaktewater	25
3.4 Ecologische sleutelfactor 3 en 8	26
4. Vergelijking kwaliteitsgegevens oppervlaktewater	33
4.1 Inleiding	33
4.2 Belangrijkste conclusies eerdere onderzoeken	34
4.3 Vergelijking met oppervlaktewaterkwaliteit waterbodemonderzoek	36
4.4 Conclusies oppervlaktewaterkwaliteit	44
5. Conclusies	45
6. Literatuur	47
7. Bijlagen	49

1. INLEIDING

1.1 Aanleiding

Het Natura 2000-gebied De Nieuwkoopse Plassen en De Haeck vormt een bijzonder natuurgebied voor zowel flora en fauna. Het is internationaal van belang als broedgebied voor beschermde moerasvogels, het bevat groeiplaatsen voor bijzondere waterplanten en in het gebied komen zeldzame of bedreigde habitattypen voor (zoals trilvenen, veenmosrietland en blauwgrasland).

De Nieuwkoopse Plassen en De Haeck zijn opgedeeld in vijf deelgebieden: het plassen- en moerasgebied, polder De Haeck, de Meijegraslanden, polder Westveen en de Schraallanden langs de Meije. In polder Westveen wordt door de provincie Zuid-Holland nieuwe natuur gerealiseerd. De polder ligt ten noorden van Woerdense Verlaat tussen de Nieuwkoopse Plassen en de Kromme Mijdsrecht (Figuur 1).



Figuur 1. Overzicht van de ligging van polder Westveen (rood omlijnd).

In polder Westveen liggen gronden met een ‘agrarisch met waarden’ bestemming en een natuur bestemming. Op het moment komen vijf natuurbeheertypen voor in polder Westveen (Figuur 2), namelijk Zoete plas (N04.02), Nat schraalland (N10.01), Vochtig hooiland (N10.02), Kruiden- en faunarijk grasland (N12.02) en Hoog- en laagveenbos (N14.02; Figuur 2).



Figuur 2. In polder Westveen komen vijf verschillende natuurgebeertypen voor. Bron: Provincie Zuid-Holland.

1.2 Doel van het onderzoek

Voor een kwaliteitsverbetering van het natuurgebeertype Zoete plas wil de provincie Zuid-Holland in polder Westveen gaan baggeren. Om te kunnen bepalen of baggeren daadwerkelijk tot een verbetering van de waterkwaliteit zal leiden, is informatie over de chemische samenstelling van het slib en de onderliggende vaste waterbodem noodzakelijk. Op basis van de chemische samenstelling van het slib kan ingeschat worden in hoeverre op dit moment nutriënten worden nageleverd uit het slib. Aan de hand van de chemische samenstelling van de vaste waterbodem kan ingeschat worden in hoeverre baggeren tot een verbetering van de waterkwaliteit zal leiden.

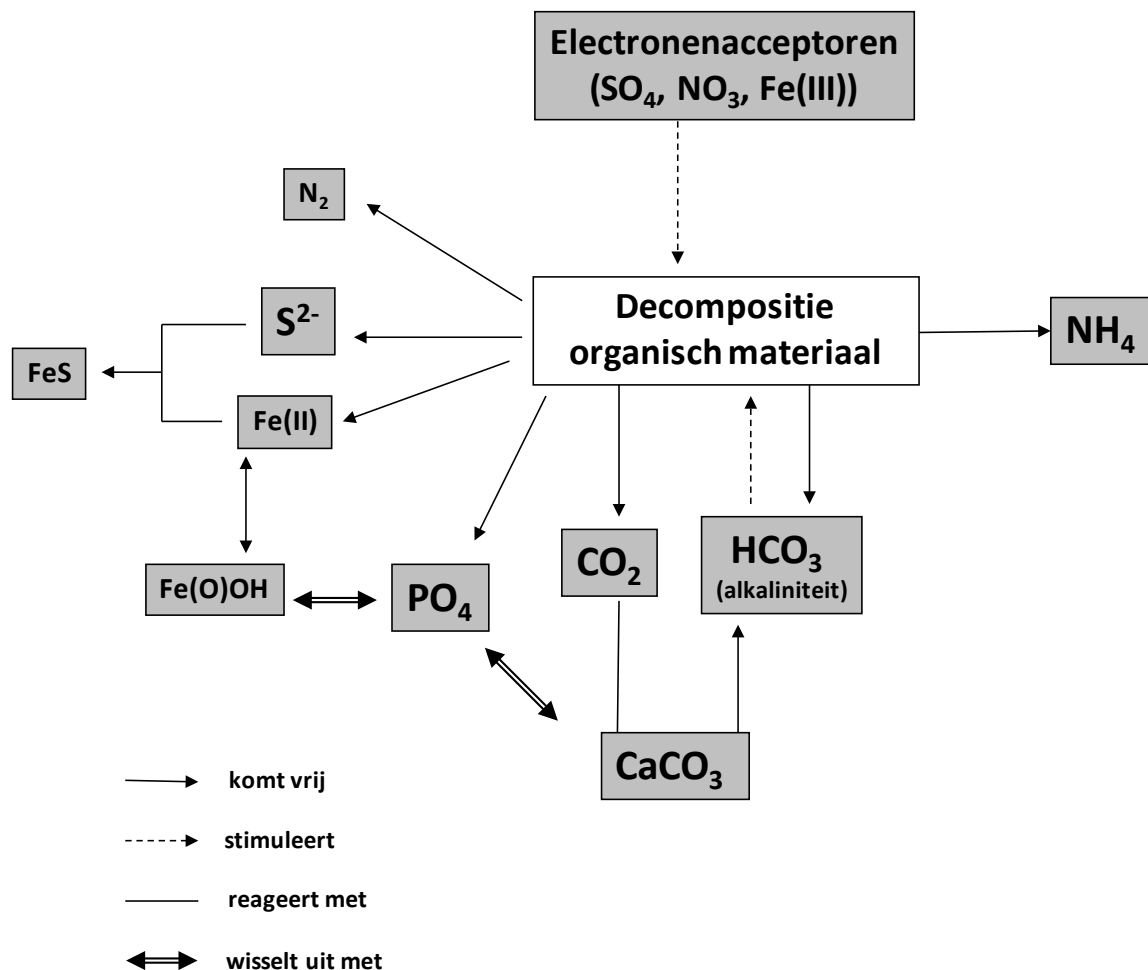
De volgende onderzoeksvragen worden in deze notitie beantwoord:

- 1) In hoeverre draagt de slibbodem bij aan de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater binnen polder Westveen?
- 2) In hoeverre zal baggeren resulteren in een verbetering van de waterkwaliteit voor het natuurgebeertype Zoete plas?

1.3 Achtergrondinformatie biogeochemische processen in waterbodems

Waterbodems zijn permanent waterverzadigd en hierdoor overwegend zuurstofarm. In permanent anaerobe bodems fungeren in plaats van zuurstof andere elektronenacceptoren (zoals nitraat, dierwaardig ijzer en sulfaat) als alternatieve elektronenacceptor voor de afbraak van

organisch materiaal (Figuur 3). De beschikbaarheid van alternatieve elektronenacceptoren binnen een watersysteem zal dan ook in belangrijke mate bijdragen aan de afbraak van organisch materiaal in de anaerobe waterbodem. Bij deze afbraak komen anorganisch koolstof (kooldioxide en bicarbonaat) en nutriënten vrij in de vorm van fosfaat en ammonium, en wordt ook stikstofgas, gereduceerd ijzer (Fe^{2+}) en/of sulfide gevormd. Het vrij sulfide bindt aan ijzer dat aanwezig is in de waterbodem, waardoor de mobiliteit van ijzer afneemt en tevens de binding van fosfor aan ijzer(hydr)oxiden verminderd wordt (Lamers e.a., 1998; Smolders e.a., 2006). Naarmate een groter deel van het ijzer in de bodem gebonden is aan sulfide, zal de ijzerconcentratie van het poriewater dalen. Hierdoor kan er ook minder fosfaat gebonden worden in de bodem, met een stijging van de fosfaatconcentratie in het poriewater van de waterbodem als gevolg (Smolders e.a., 2006). In relatief ijzerarme bodems en/of extreem sulfaat belaste systemen kan er ook sulfide ophopen in de waterbodem. Dit sulfide is giftig voor vele wortelende waterplanten (Lamers e.a., 2013).



Figuur 3. Schematische weergave van de processen die betrokken zijn bij de anaerobe afbraak van organisch materiaal (naar van der Heide e.a., 2010).

Hoge ijzerconcentraties in het bodemwater gaan, zolang de waterlaag voldoende zuurstof bevat, de nalevering van fosfaat naar de waterlaag tegen. Dit heeft te maken met het feit dat relatief goed oplosbaar gereduceerd ijzer (Fe^{2+}) in het geoxideerde toplaagje van het sediment wordt geoxideerd tot slecht oplosbaar Fe^{3+} . Dit Fe^{3+} kan in de bodem samen met fosfaat neerslaan als

.....

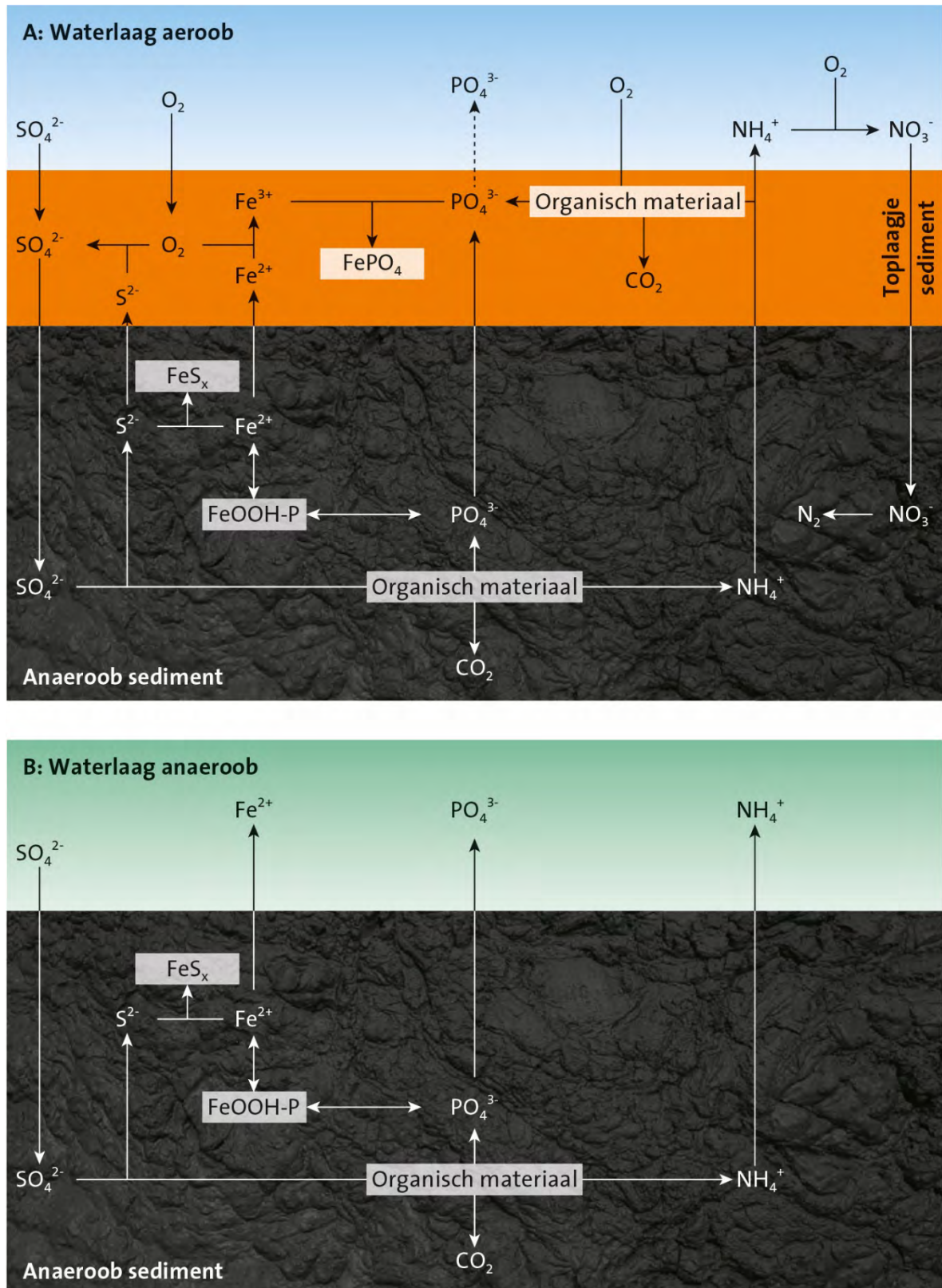
ijzerfosfaat of als slecht oplosbaar ijzer(III)(hydr)oxide waaraan fosfaat kan adsorberen (de “ijzerval”; Figuur 4). Zolang er dus voldoende gereduceerd ijzer in oplossing is in het poriewater, en de waterlaag voldoende zuurstof bevat, zal de nalevering van fosfaat naar de waterlaag beperkt zijn. Wanneer door een toename van de sulfaatreductie, de ijzerconcentraties van het poriewater dalen en/of de fosfaatconcentraties stijgen, kan er op een gegeven moment onvoldoende ijzer in het toplaagje voorhanden zijn om het fosfaat te binden. Hierdoor zal de nalevering van fosfaat naar de waterlaag toenemen (Smolders e.a., 2001; Geurts e.a., 2010, Figuur 4).

De ijzerval kan functioneren zolang er voldoende zuurstof in de waterlaag boven de waterbodem aanwezig is. Wanneer de waterlaag zuurstofarm wordt (met name in stagnant water), kan het ijzer niet meer worden geoxideerd en zal fosfaat samen met het ijzer naar de waterlaag diffunderen. Dit gebeurt met name in de zomermaanden wanneer het warm is en er veel reactief organisch materiaal, dode algen en plantenresten in de toplaag aanwezig zijn. De hoge microbiële activiteit kan er dan, samen met het feit dat er in warmer water minder zuurstof kan oplossen, voor zorgen dat de zuurstofconcentratie in de waterlaag sterk daalt.

Zolang de waterlaag aeroob is, is de ratio tussen de ijzer- en de fosforconcentratie van het poriewater dus bepalend voor de mate van fosfornalevering uit de waterbodem naar de waterlaag. De nalevering uit het sediment neemt toe bij toenemende P-concentraties van het poriewater. Smolders e.a. (2001) vonden, gebaseerd op een naleveringsexperiment, een toename van de nalevering van P naar de waterlaag bij een Fe/P-ratio lager dan 5 en dat de nalevering van fosfaat uit het sediment fors toeneemt bij een Fe/P-ratio in het poriewater lager 1 (mol/mol). Ook Geurts e.a. (2010) vonden in naleveringsproeven een grenswaarde van 1 (mol/mol) waaronder de P-nalevering fors toeneemt. Als vuistregel kunnen we hanteren dat bij een Fe/P-ratio hoger dan 1 de bodem waarschijnlijk vooral fosfor zal naleveren wanneer de toplaag van de bodem anaeroob wordt. Onder anaerobe omstandigheden heeft de Fe/P-ratio namelijk geen invloed meer op de nalevering, omdat de ijzerval dan niet meer werkt.

De mate waarin de belasting met sulfaat leidt tot eutrofiëring van het oppervlaktewater hangt sterk af van de verhouding tussen de ijzer- en de zwavelvoorraad (totaal-ijzer/totaal-zwavel-ratio) van de bodem. Er kan met enige zekerheid gezegd worden dat waterbodems met een totaal-Fe/totaal-S-ratio hoger dan 1 worden gekenmerkt door een hoge Fe/P-ratio van het poriewater waardoor deze geen P naleveren zolang de waterlaag zuurstofhoudend is. Bodems met een totaal-Fe/totaal-S-ratio lager dan 0,5 daarentegen zullen vrijwel altijd P naleveren. Waarschijnlijk hangt de variatie tussen gebieden af van de vorm waarin het zwavel voorkomt in de bodem; als organisch zwavel, FeS of FeS₂ (Smolders e.a., 2013).

Bij de anaerobe afbraak van organisch materiaal in de waterbodem komt ook ammonium vrij. Deels wordt dit gebonden aan het bodemadsorptiecomplex en deels is dit ammonium ook in opgeloste vorm in de waterbodem aanwezig. Dit opgeloste ammonium kan vrij naar de waterlaag diffunderen waar het kan worden geoxideerd tot nitraat (nitrificatie). Het nitraat uit de waterlaag kan in de anaerobe waterbodems weer worden gedenitrificeerd tot stikstofgas (N₂) of lachgas (N₂O) waarna het verdwijnt uit het systeem. Nitrificatie en denitrificatie zijn microbiële processen die in de winter langzaam verlopen. Dit is de reden waarom de concentraties ammonium en nitraat in de winter kunnen ophopen in de waterlaag, terwijl ze in de zomermaanden meestal erg laag zijn. Behalve deze microbiële processen speelt ook opname door diatomeeën, algen en waterplanten in het groeiseizoen een rol bij de lage stikstofconcentraties in de zomer. Wanneer de waterlaag anaeroob wordt kan er geen nitrificatie van ammonium meer plaatsvinden en kan ook in de zomer ammonium accumuleren in de waterlaag (Figuur 4).



Figuur 4. Interacties tussen de zwavel-, ijzer- en fosforkringloop in wateren met een zuurstofhoudende waterlaag (A) en wateren met een zuurstofarme waterlaag (B). In oranje is het geoxideerde toplaagje van de waterbodem (het sediment) weergegeven. Dit laagje is meestal maar enkele millimeters dik. Bron: Smolders e.a. (2019).

.....

2. MATERIAAL EN METHODEN

2.1 Veldwerkzaamheden

Op 15 oktober werden door S&R Milieuadvies op 14 locaties (Figuur 5) in polder Westveen met een zuigerboor slib- en waterbodemonsters verzameld. De locaties werden door de opdrachtgever geselecteerd. Op iedere locatie werd de waterbodem standaard op drie diepten bemonsterd:

- 0-10 cm van de bovenlaag van het slib;
- 0-10 cm van de onderlaag van het slib;
- 0-10 cm van de toplaag van de vaste waterbodem.

Voor ieder bodemonster werd met een zuigerboor in ca. 5 steken een emmer (2 liter) gevuld en luchtdicht afgesloten met een deksel. In aanvulling hierop werd op iedere locatie de waterlaag bemonsterd. De bodem- en oppervlaktewatermonsters werden daarna bij 4°C bewaard tot verdere analyse.

2.2 Analyses

Bodemanalyses

Per waterbodemonster werden vervolgens de volgende variabelen bepaald:

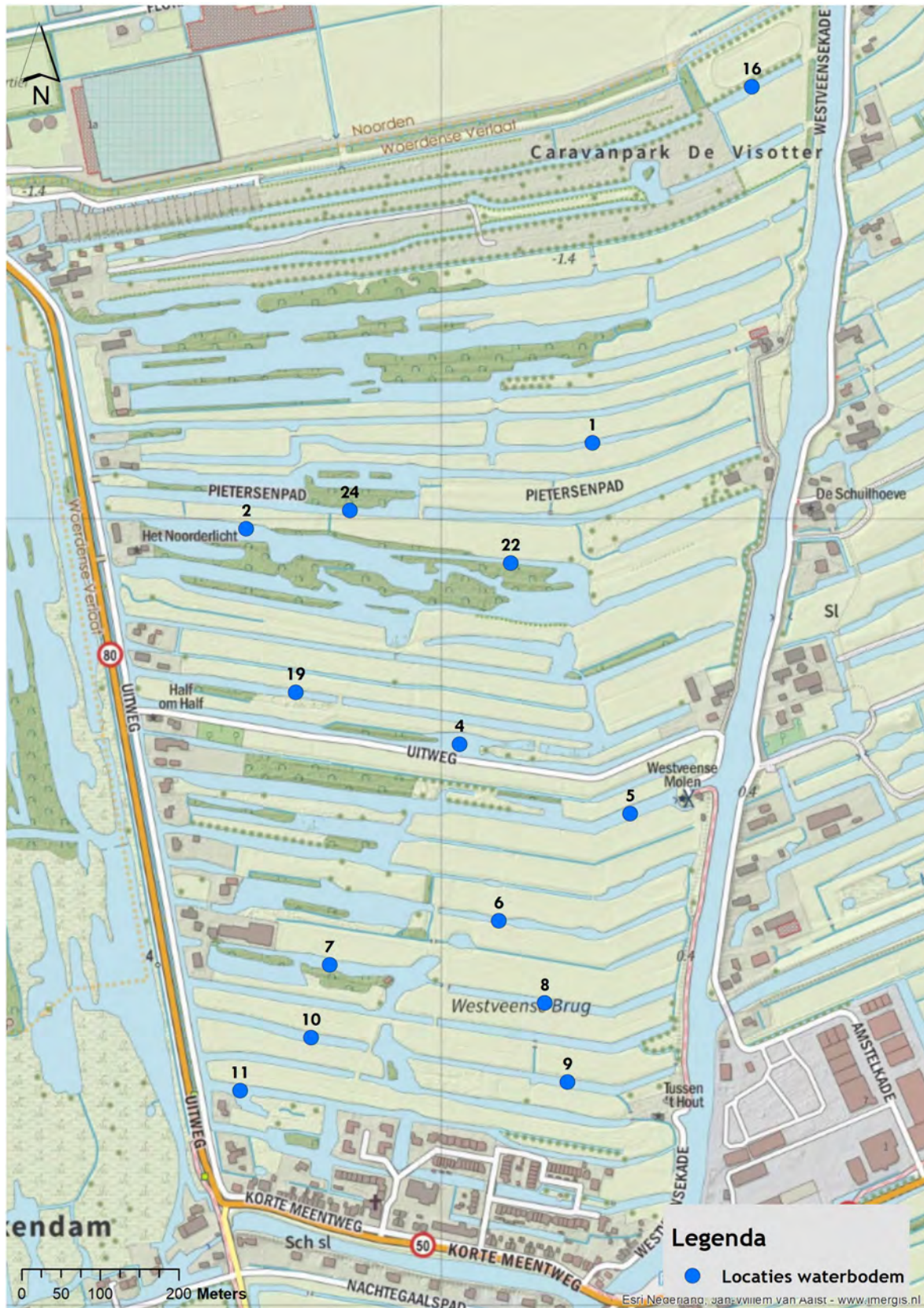
- samenstelling poriewater;
- vochtpercentage, organische stofconcentratie en bodemdichtheid;
- totaal-P, totaal-S, totaal-Fe, totaal-Ca, totaal-Mg, totaal-Mn, totaal-Zn, totaal-Al (na ontsluiting met salpeterzuur en waterstofperoxide).

Poriewater

Voor het verzamelen van poriewater werd een gaatje geboord in de deksel van de emmer, waarna een Rhizon bodemvochtbemonsteraar (Eijkelkamp Agrisearch Equipment) tot in het waterbodemonster werd gestoken. De teflon buitenkant van deze Rhizon's bevat poriën met een doorsnede van ongeveer 0,15 micrometer. De Rhizons werden via een slangetje verbonden met een injectiespuit, waarmee onderdruk kan worden aangebracht. Hiermee werd anaeroob poriewater uit de waterbodems onttrokken. Het verzamelde poriewater werd direct na verzamelen verder geanalyseerd.

Vochtpercentage, organische stofconcentratie en bodemdichtheid

Om het vochtgehalte van het verse bodemmateriaal te bepalen werd het vochtverlies gemeten door bodemmateriaal in duplo af te wegen in aluminiumbakjes. De bakjes werden precies tot aan de rand afgevuld (volume = 40,5 ml), zodat de soortelijke massa van de bodem kan worden bepaald. De bodems werden gedurende minimaal 48 uur gedroogd in een stoof bij 60°C. Vervolgens werd het bakje met bodemmateriaal opnieuw gewogen en werd het vochtverlies berekend. De fractie organisch stof in de bodem werd berekend uit het gloeiverlies. Hiertoe werd gedroogd bodemmateriaal gedurende 4 uur verast in een oven bij 550°C. Na het uitgloeien werd het bakje met bodemmateriaal weer gewogen en werd het gloeiverlies berekend. Het gloeiverlies komt bij benadering overeen met het gehalte aan organisch materiaal in de bodem.



Figuur 5. Kaart met de ligging van de 14 waterbodemonderzoeklocaties in polder Westveen.

.....

Bodemdestructie

Door de bodem en plantmateriaal te destrueren (ontsluiten) is het mogelijk de totale concentratie van bijna alle elementen in het materiaal te bepalen. Hiervoor werd 200 mg fijngemalen bodemmateriaal nauwkeurig afgewogen en in teflon destructievaatjes overgebracht. Aan het bodemmateriaal werd 5 ml geconcentreerd salpeterzuur (HNO_3 , 65%) en 2 ml waterstofperoxide (H_2O_2 30%) toegevoegd, waarna de vaatjes in een destructie-magnetron (Milestone microwave type mls 1200 mega of Ethos Easy) werden geplaatst. De monsters werden vervolgens gedestruëerd in gesloten teflon vaatjes. Na destructie werd het destruaat nauwkeurig overgebracht in 100 ml maatcilinders en aangevuld tot 100 ml met demiwater. De destruaat werd bewaard bij 4 °C tot verdere analyse op de ICP-OES.

Wateranalyses

De pH van het oppervlakte- en poriewater werd gemeten met een standaard Ag/AgCl₂ elektrode verbonden met een radiometer (Copenhagen, type TIM840). De hoeveelheid opgelost anorganisch koolstof (CO_2 en HCO_3) werd bepaald met behulp van infrarood gasanalyse (ABB Advance Optima IRGA). De alkaliniteit van het oppervlaktewater werd bepaald door een deel van het monster te titreren met verdund zoutzuur tot pH 4,2. De toegevoegde hoeveelheid equivalenten zuur per liter is hierbij de alkaliniteit. De EGV werd bepaald met een HACH EGV-probe verbonden met een HQD-meter. De monsters voor de auto-analysers werden bewaard bij een temperatuur van -20 °C tot aan de analyse. De monsters voor de ICP werden aangezuurd voor analyse en bewaard bij 4 °C.

Elementenanalyse (ICP en auto-analysers)

De concentraties calcium (Ca), magnesium (Mg), aluminium (Al), ijzer (Fe), mangaan (Mn), fosfor (P), zwavel (S; als maat voor sulfaat), silicium (Si) en zink (Zn) werden bepaald met behulp van een Inductively Coupled Plasma Spectrofotometer (ICP-OES, ICAP 6300, Thermo Fisher Scientific of, ARCOS MV, Spectro). De concentraties nitraat (NO_3^-), ammonium (NH_4^+) en fosfaat (PO_4^{3-}) werden colorimetrisch bepaald met een Seal auto-analyser III met behulp van resp. salicylaatreagens, hydrazinesulfaat en ammoniummolybdaat/ascorbinezuur. Chloride (Cl^-) werd colorimetrisch bepaald met een Bran+Luebbe auto-analyser III systeem met behulp van mercuritiocyanide. Natrium (Na^+) en kalium (K^+) werden vlamfotometrisch bepaald met een Sherwood Model 420 Flame Photometer.

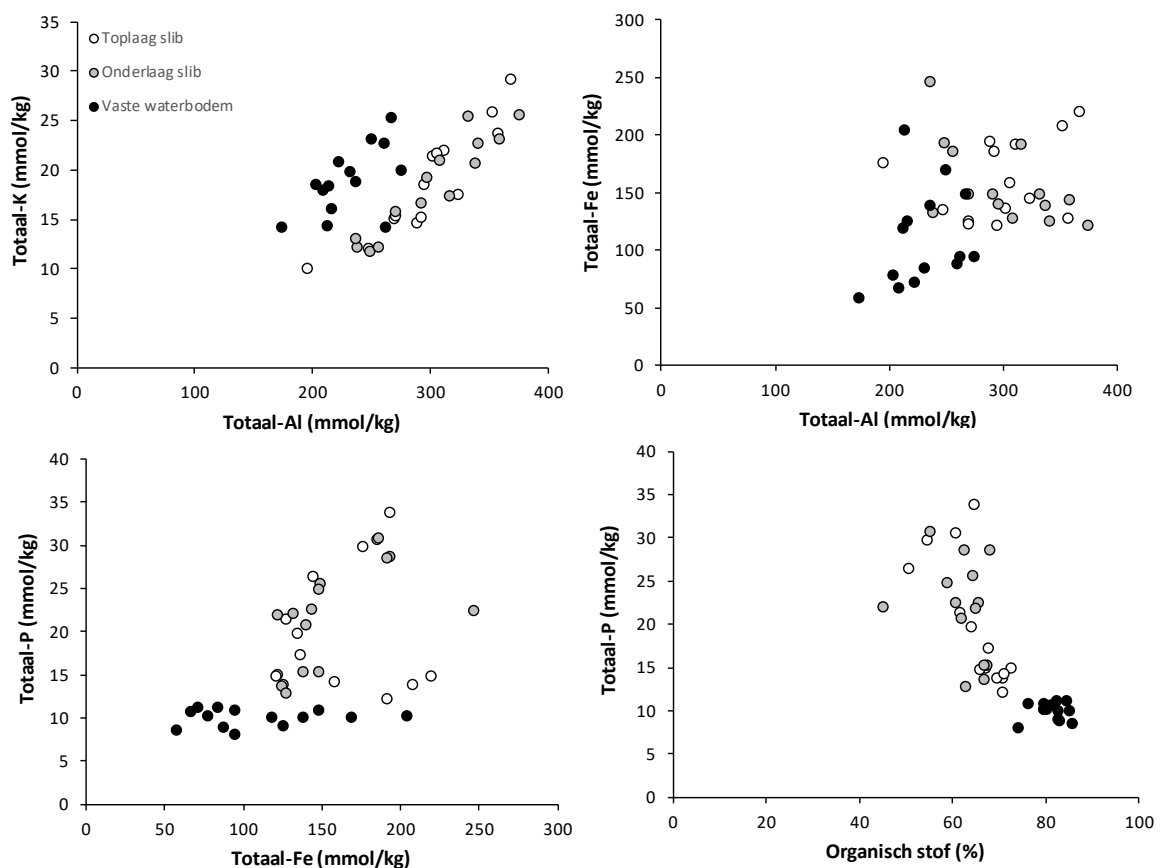
.....

3. RESULTATEN WATERBODEMONDERZOEK

In dit hoofdstuk worden de belangrijkste resultaten van het waterbodemonderzoek beschreven. In Bijlage 1 en Bijlage 2 zijn de resultaten in tabelvorm opgenomen.

3.1 Waterbodem

In zowel de monsters van de sliblaag als de monsters van de vaste waterbodem is de totaal-aluminiumconcentratie (totaal-Al) gecorreleerd met de totaal-kaliumconcentratie (totaal-K) (Figuur 6). In lutum en leem(silt)deeltjes komen aluminium en kalium in een vaste verhouding voor. Uit eerder onderzoek (database onderzoekcentrum B-WARE) is gebleken dat de concentraties van deze elementen in de destructieanalyse dan ook een goede maat zijn voor de concentratie (verweerbare) lutum(leem)deeltjes in waterbodems. Verder is ook de totaal-ijzer (totaal-Fe) concentratie van de bodem gecorreleerd met de totaal-Al concentratie (Figuur 6). Dit betekent dat de ijzerrijkdom van de bodems samenhangt met de concentratie fijne bodemdeeltjes (silt en/of lutum).



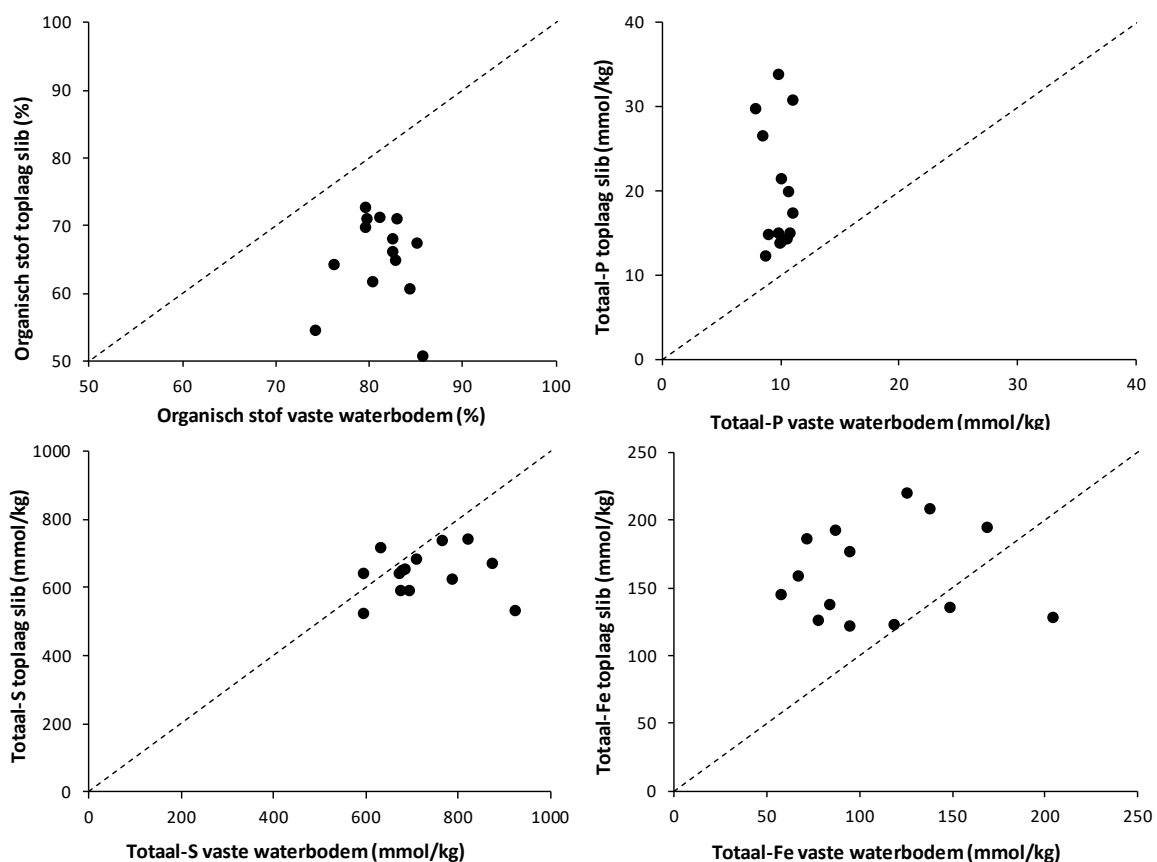
Figuur 6. Correlaties tussen chemische parameters in de bodem (sliblaag en vaste bodem) van de bemonsterde locaties. Het gaat om totaalconcentraties per kg droge bodem.

Verder zien we dat er voor de slibbodems een correlatie bestaat tussen de totaal-Fe en totaal-P-concentratie van de bodems (Figuur 6). Dat wil zeggen dat het fosfor in de slibbodems waarschijnlijk voor een groot deel aan ijzer(hydr)oxides gebonden is. Voor organisch stof en P

.....

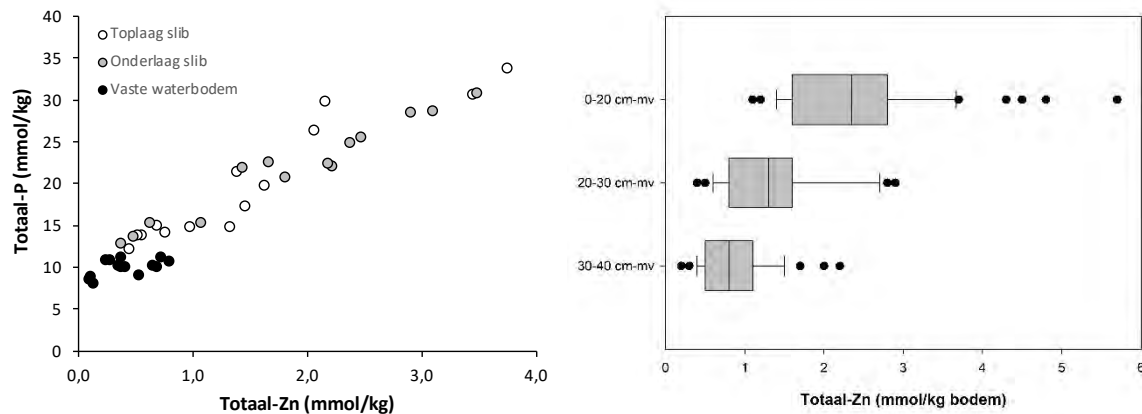
werd voor de slibbodems een omgekeerde correlatie gevonden, waarbij het slib met minder organische stof rijker is aan P (Figuur 6, rechtsonder). De P-concentraties in de boven- en onderlaag van het slib zijn vergelijkbaar, dus er is geen gradiënt aanwezig.

Wanneer we kijken naar de verhouding tussen organisch stof in de vaste bodem en organisch stof in de toplaag van de slibbodem (Figuur 7), dan zien we dat de toplaag van het slib minder organisch stof bevat dan de vaste waterbodem. Verder is de fosforconcentratie in de toplaag van de slibbodems steeds (veel) hoger dan de fosforconcentraties in de vaste waterbodems (Figuur 7). Dit maakt duidelijk dat de sliblaag niet ontstaat uit vertering van de onderliggende vaste veenbodem maar uit geërodeerd materiaal dat in het waterlichaam terecht is gekomen en hier accumuleert. Het slib dat erodeert van het land is rijk aan fosfor omdat het afkomstig is van de bemeste veenweiden.



Figuur 7. Diverse bodemcorrelaties met betrekking tot de hoeveelheid organisch stof, de concentratie fosfor en de concentratie zwavel in de waterbodems. Het gaat om totaalconcentraties per kg droge bodem.

De P-concentratie in het slib correleert ook met de concentratie zink (Figuur 8 links). In veenweidebodems kan de concentratie zink verhoogd zijn door de oxidatie van pyriet. In pyriet kunnen namelijk ook andere metalen zoals zink, nikkel en arseen ingebouwd zijn en deze komen bij de oxidatie van het pyriet vrij. Uit het eerder uitgevoerde bodemchemische onderzoek op de veenweidepercelen (van Mullekom e.a., 2018) blijkt inderdaad dat de zinkconcentraties in de toplaag van de bodem verhoogd zijn en goed overeenkomen met de zinkconcentraties in het slib (Figuur 8 rechts). Dit bevestigt dat het geaccumuleerde slib in de sloten ((groten)deels) afkomstig is van de bemeste veenweiden.



Figuur 8. Correlatie tussen de totale concentratie zink en fosfor in de bodem (sliblaag en vaste bodem; links) en de concentratie zink op 3 diepten (in cm onder maaiveld) in de bodem van de veenweidepercelen in polder Westveen (van Mullekom e.a., 2018). Het gaat om totaalconcentraties per kg droge bodem.

Ten opzichte van de vaste waterbodem is de toplaag van het slib minder rijk aan zwavel en rijker aan ijzer (Figuur 7). De waterbodems in het gebied zijn rijk aan zwavel en ijzer en een groot deel van het ijzer is waarschijnlijk aanwezig in de vorm van ijzersulfide of pyriet (FeS_2). Als gevolg van de zwavelrijkdom van de bodem, is deze waarschijnlijk gevoelig voor verzuring ($\text{S}/\text{Ca}+\text{Mg} > 0,67$; Lucassen e.a., 2002; Bijlage 1 en Bijlage 6) bij droogval. Wanneer de bagger bij schonen van de sloten op de oever wordt gelegd, kan dit dus tot verzuring van de oeverzone leiden. Deze verzuring is ongunstig voor de ontwikkeling van vegetatietypen die voorkomen op meer gebufferde bodems, zoals vochtig hooiland en nat schraalland. Daarnaast bevat het slib nutriënten, fosfor en vooral veel stikstof, en dit kan tot een (tijdelijke) verruiging leiden. Op locaties waar minder kritische natuurtypen worden nagestreefd, is het aanbrengen van slib een optie. Het is daarbij wel belangrijk om te voorkomen dat het slib en/of nutriënten kunnen af- of uitspoelen naar de sloten in het gebied of aangrenzende percelen met schrale natuurtypen.

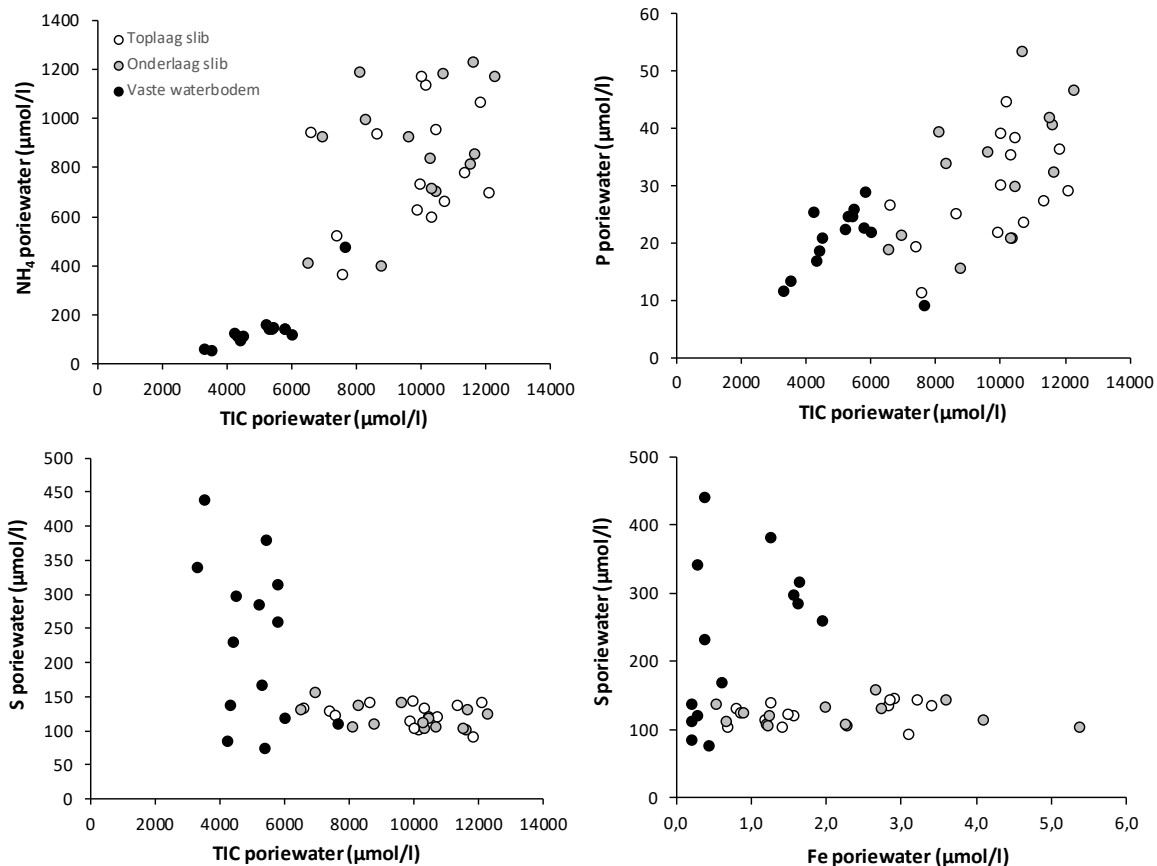
3.2 Poriewater

In anaerobe waterbodems wordt, door gebrek aan zuurstof, driewaardig ijzer (Fe(III)) en sulfaat gebruikt als alternatieve elektronenacceptor voor de afbraak van organisch materiaal (Figuur 3). Bij de afbraak van organisch materiaal komt anorganisch koolstof (TIC: Total Inorganic Carbon) en ammonium vrij in het poriewater. Omdat bij de afbraak van organisch materiaal anorganisch koolstof en ammonium in een min of meer vaste verhouding vrijkomen (van der Heide e.a., 2010), zijn de TIC- en ammoniumconcentratie van het poriewater met elkaar gecorreleerd (Figuur 9). In de geanalyseerde slibbodems zijn zowel de TIC- als ammoniumconcentraties hoog (gemiddeld respectievelijk ca. 9500 en 800 $\mu\text{mol/l}$). Ook de fosforconcentraties zijn gecorreleerd met de TIC-concentraties. De fosforconcentratie in het poriewater is overwegend hoger in de sliblaag dan in de vaste waterbodem (Figuur 9). Het poriewater van het slib bevat gemiddeld 29,9 $\mu\text{mol/l}$ P ten opzichte van gemiddeld 21,7 $\mu\text{mol/l}$ P in de vaste waterbodem. Ten opzichte van gemeten TIC-concentratie is de P-concentratie in het poriewater van de vaste waterbodem relatief hoog, en tevens strak gecorreleerd. Dit indiceert dat het P dat vrijkomt bij de afbraakprocessen, zeer slecht wordt gebonden in de vaste waterbodem waardoor het mobiel blijft.

Het goed oplosbare tweewaardige ijzer dat vrijkomt bij de afbraak van organisch materiaal wordt in de aerobe toplaag van de waterbodem weer gebonden en/of diffundeert richting de

.....

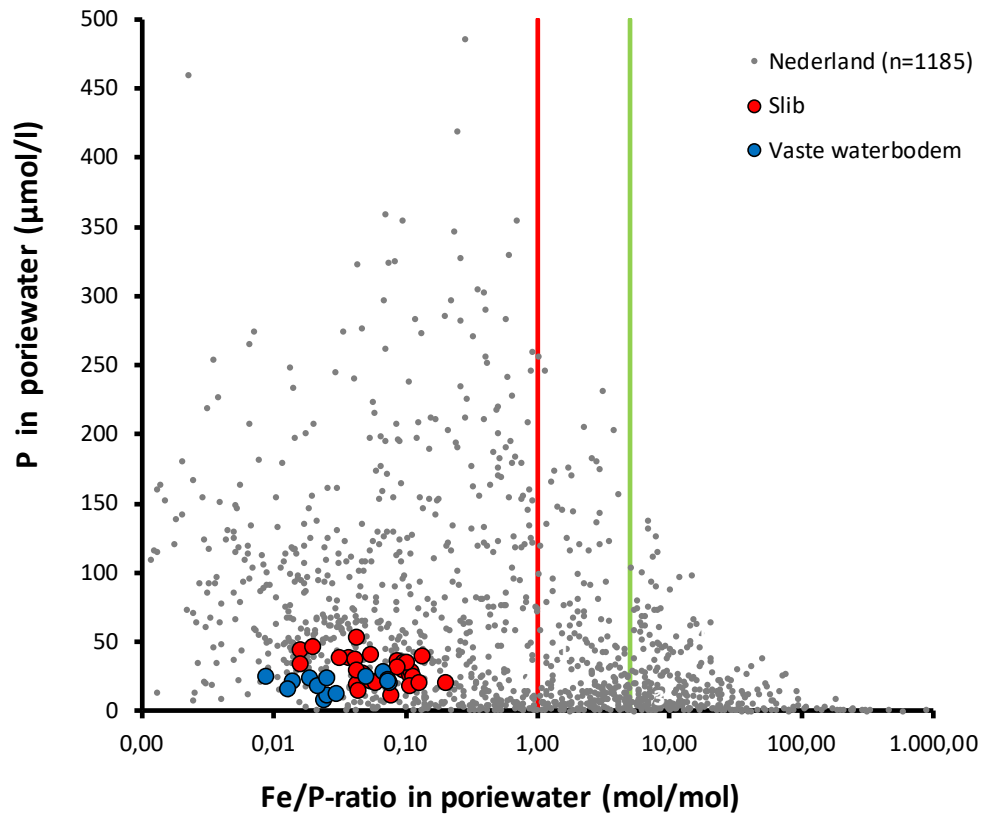
waterlaag waar het kan worden geoxideerd. In de waterbodems wordt ook sulfaat gereduceerd. Hierbij komt sulfide vrij dat bindt met tweewaardig ijzer waarbij ijzersulfide (FeS) wordt gevormd. Sulfide kan daardoor direct de beschikbaarheid van fosfor beïnvloeden omdat het ijzer vastlegt in een vorm die slecht fosfor kan adsorberen. De sulfaatconcentratie van het poriewater is in de vaste waterbodems vaak hoger dan in de slibbodems. In de sliblaag wordt sulfaat gereduceerd bij de afbraak van reactief organisch materiaal dat hierin aanwezig is.



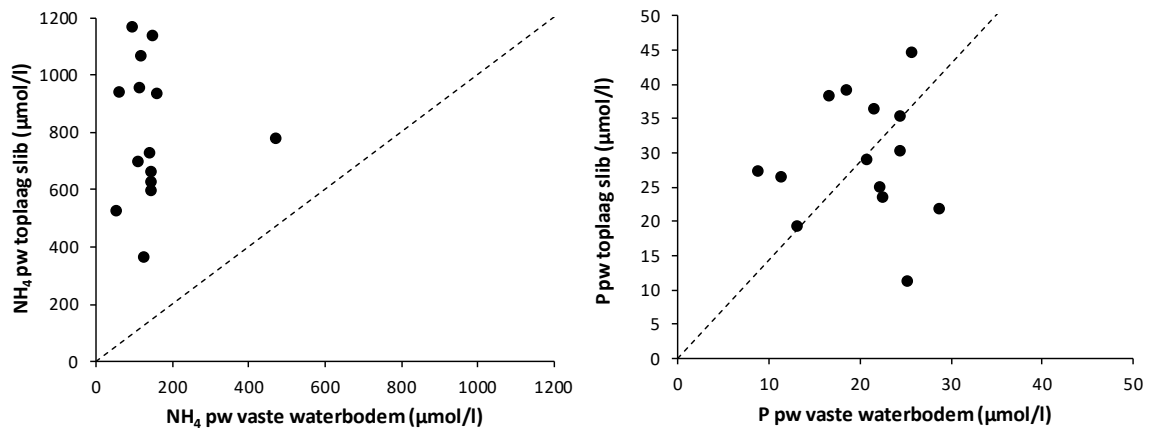
Figuur 9. Relaties tussen een aantal chemische variabelen in het poriewater van de waterbodems in polder Westveen. Concentraties zijn uitgedrukt in $\mu\text{mol/l}$ poriewater.

In Figuur 9 is te zien dat in het poriewater van de waterbodems veel meer sulfaat dan ijzer beschikbaar is. Onder deze omstandigheden is de kans groot dat vrij sulfide zich ophoopt in het poriewater en dit kan toxisch zijn voor waterplanten en macrofauna.

De nalevering van fosfaat wordt niet alleen bepaald door de concentratie fosfor in het poriewater, maar ook door de ratio tussen ijzer en fosfor in het poriewater. Dit komt omdat in het oxidatieve toplaagje tussen water en sediment het opgeloste gereduceerde ijzer weer wordt geoxideerd waardoor fosfaat wordt gebonden aan de ijzer(hydr)oxides en/of ijzer en fosfaat gezamenlijk neerslaan als FePO_4 in de toplaag (Figuur 4). Als gevolg hiervan wordt de nalevering van P naar de waterlaag beperkt zolang de Fe/P-ratio in het bodemvocht voldoende hoog is (>1) en zolang de waterlaag aeroob (zuurstofhoudend) is. Smolders e.a. (2001) vonden een toename van de nalevering van P naar de waterlaag bij een Fe/P-ratio lager dan 5 (de groene lijn in Figuur 10). De nalevering van P naar de waterlaag blijkt echter zeer sterk toe te nemen wanneer de Fe/P-ratio in het bodemvocht lager wordt dan 1 (Smolders e.a., 2001; Geurts e.a. 2010).



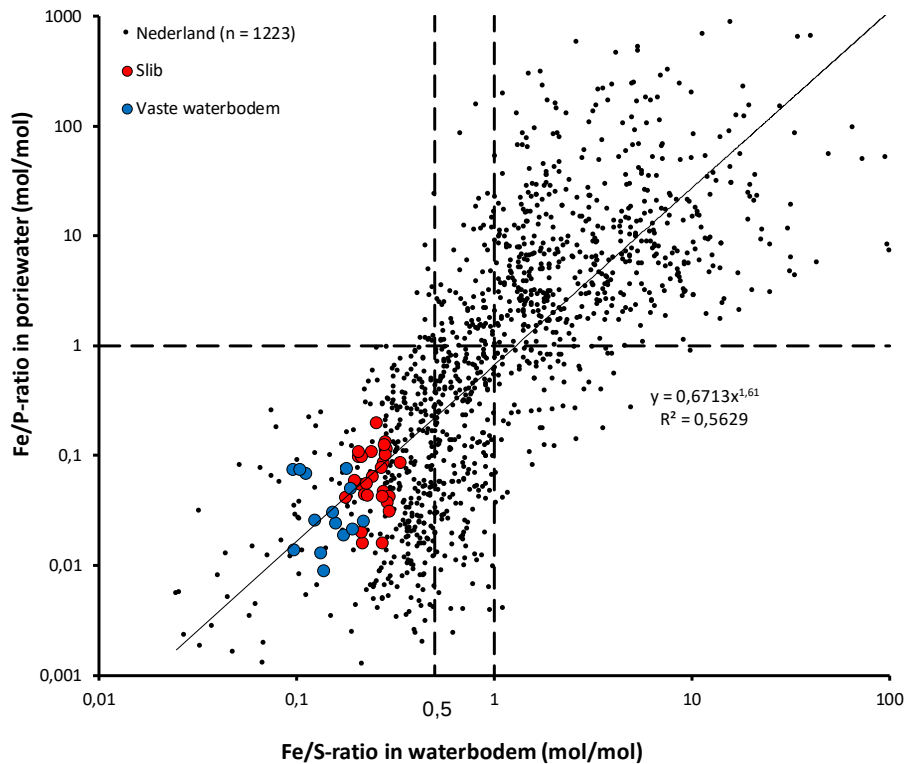
Figuur 10. Fosforconcentratie van het poriewater (in µmol/l) uitgezet tegen de ijzer/fosfor-ratio (mol/mol) van het poriewater voor een groot aantal waterbodems uit Nederland. De slibbodems en de vaste waterbodems uit polder Westveen worden in blauw en rood weergegeven.



Figuur 11. Ammonium- en fosforconcentraties van het poriewater, waarbij de toplaag van het slib wordt vergeleken met de vaste waterbodem. Concentraties zijn uitgedrukt in µmol/l poriewater.

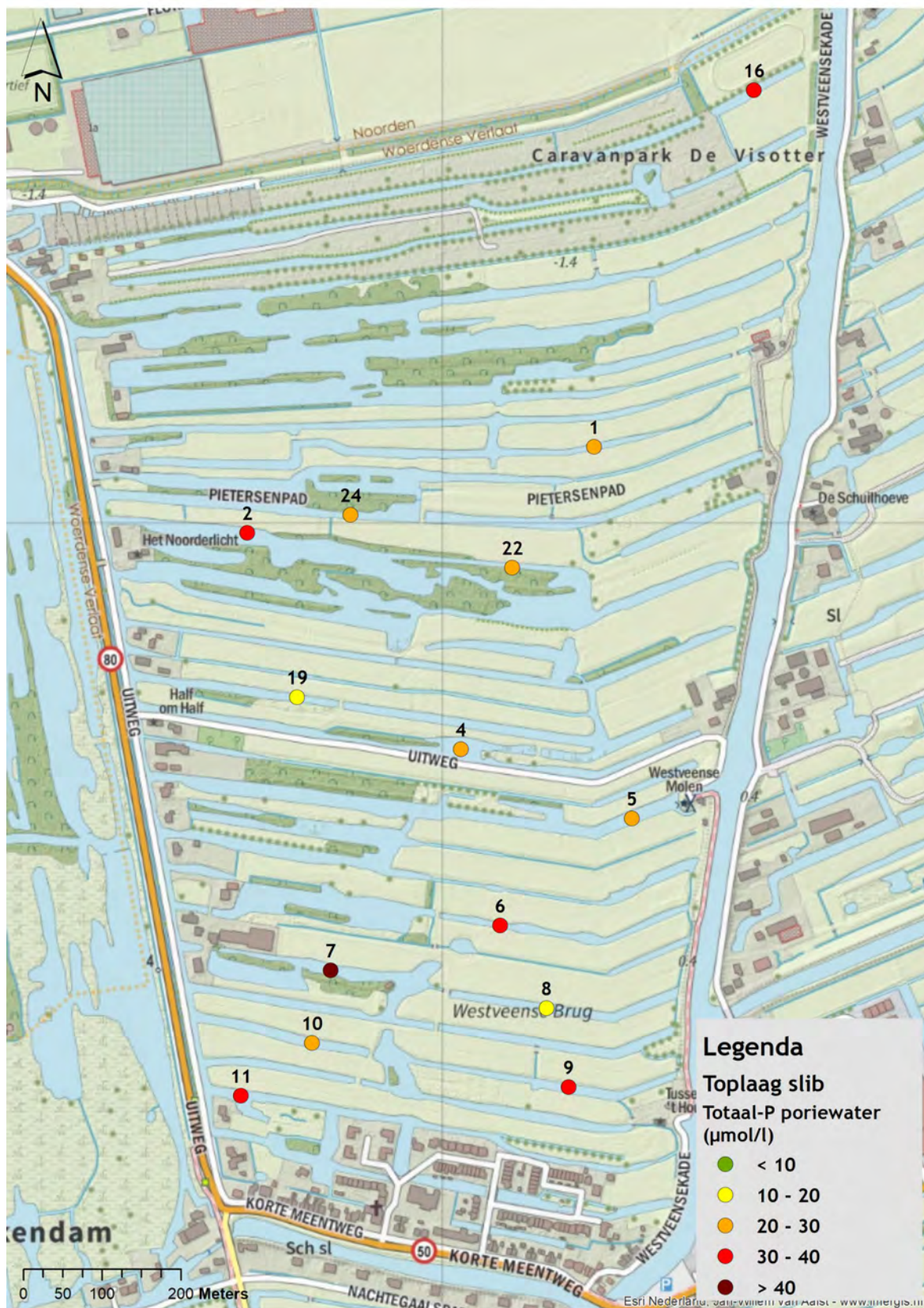
Zowel de slibbodems als vaste waterbodems hebben een ongunstige Fe/P-ratio van het poriewater (Figuur 10 en Bijlage 4) en zullen dus P-naleveren. De P-concentratie in het poriewater is wel relatief laag (< 50 µmol/l) zodat de P-nalevering niet extreem hoog zal zijn. De P-concentraties, en met name ook de ammoniumconcentraties, in het poriewater zijn over het algemeen lager in de vaste waterbodem (Figuur 11), zodat het verwijderen van de sliblaag in principe wel in een waterkwaliteitsverbetering kan resulteren. In Figuur 13 t/m Figuur 18 worden

de fosfor- en ammoniumconcentraties in het poriewater ruimtelijk weergegeven. Verder is er in grote delen van polder Westveen zoveel slib aanwezig, dat de huidige waterdiepte beperkt is (Tenholter, 2020; Brouwer, 2020; Figuur 19 en Figuur 20). Door het verwijderen van (een deel van) de sliblaag neemt de waterdiepte toe. Bij een grotere waterdiepte worden de nutriënten die vrijkomen uit het slib en/of de waterbodem bij een groter watervolume sterker verdund.

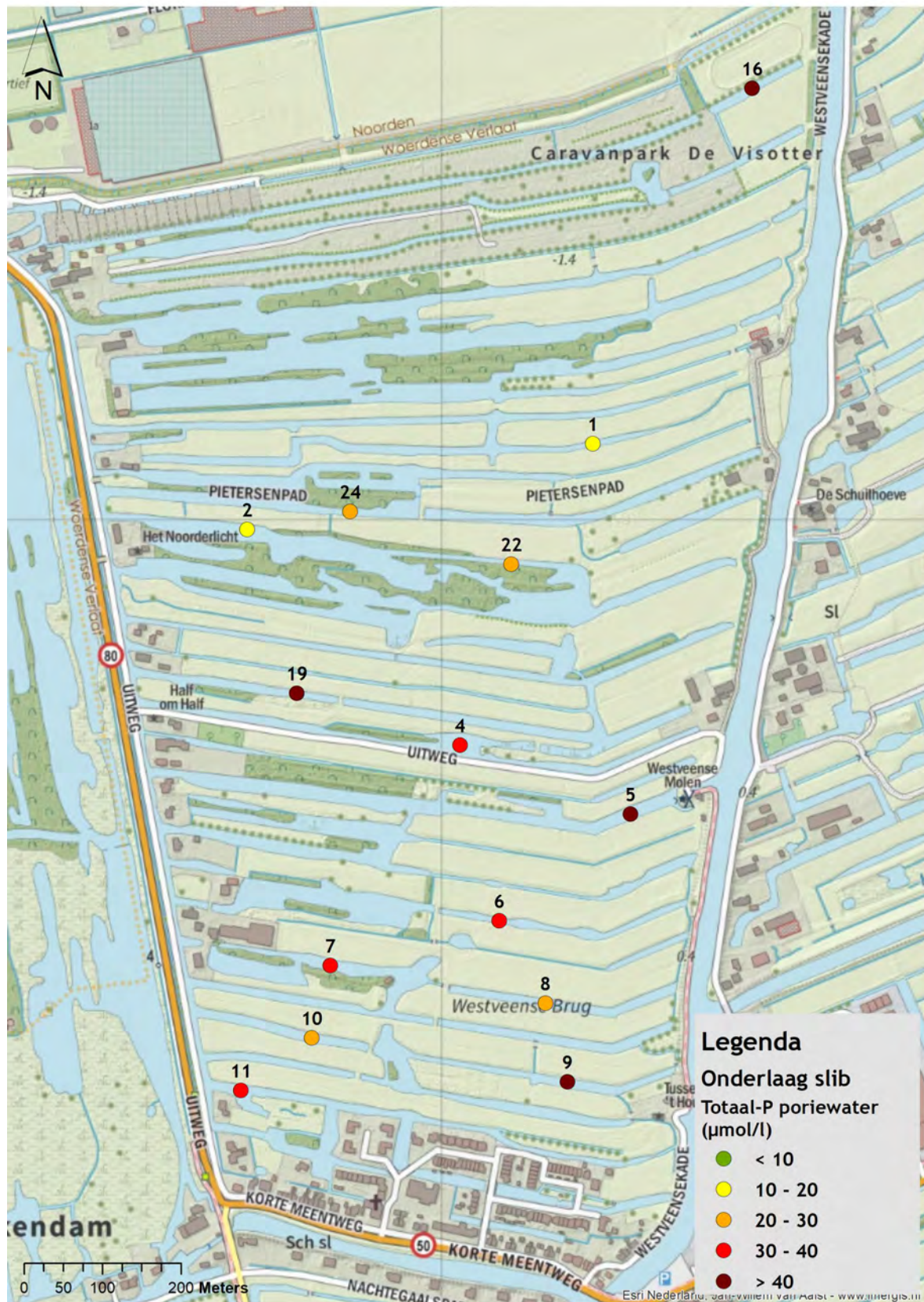


Figuur 12. De Fe/S-ratio (totaal) van de waterbodem uitgezet tegen de ijzer/fosfor-ratio van het poriewater voor een groot aantal waterbodems uit Nederland. De locaties voor de slibbodems en de vaste waterbodems van dit onderzoek worden in blauw en rood weergegeven.

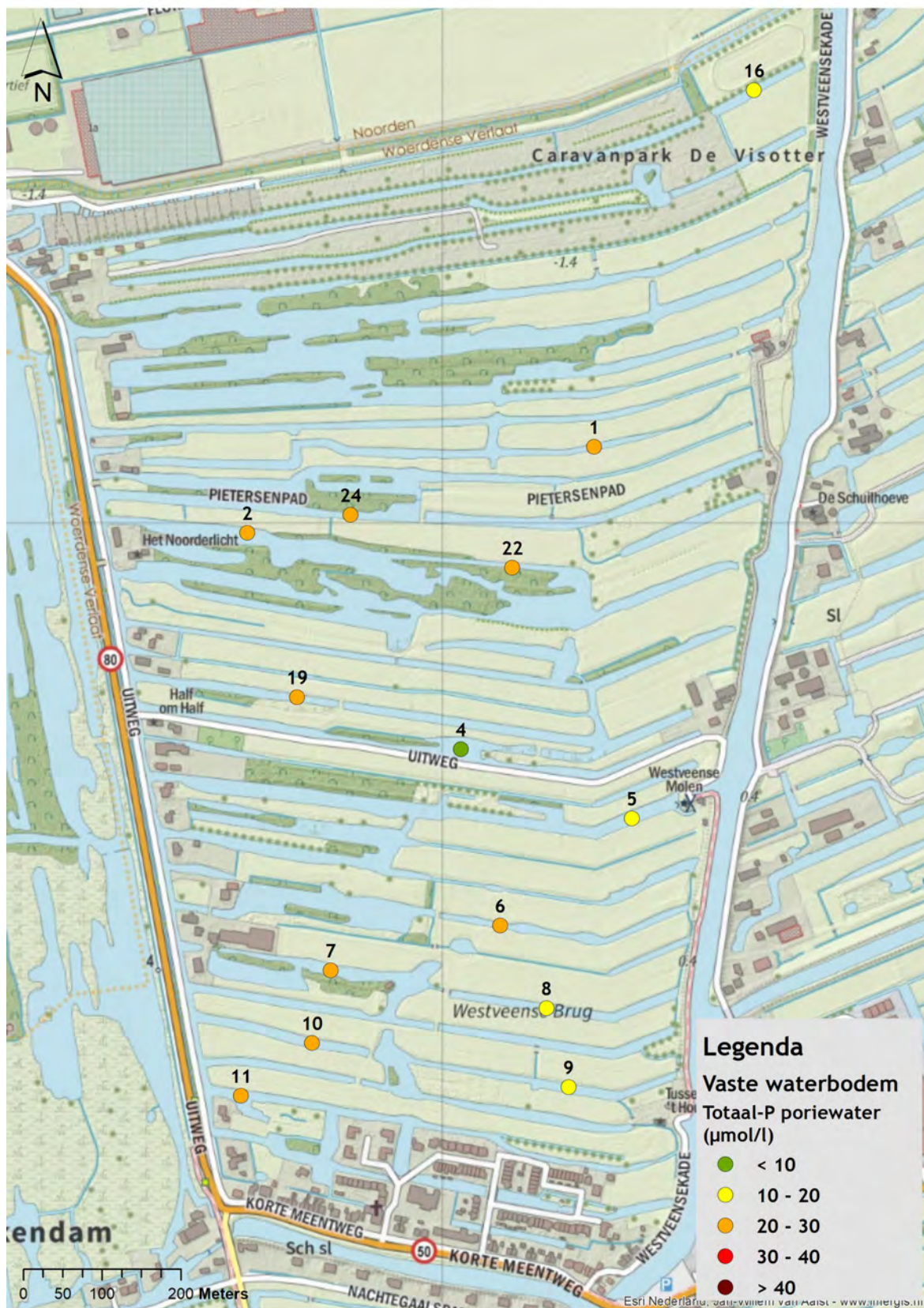
De Fe/P-ratio van het poriewater wordt medebepaald door de ijzer- en zwavelrijkdom van het systeem. De reductie van sulfaat naar sulfide in het anaerobe deel van de waterbodem leidt tot de vastlegging van ijzer in de vorm van FeS_x (ijzersulfide, waaronder pyriet). Het als ijzersulfide vastgelegde ijzer is slecht oplosbaar waardoor de ijzerconcentratie van het poriewater laag wordt. Bovendien is het aan sulfide gebonden ijzer ook slecht in staat om fosfaat te binden waardoor de P-beschikbaarheid toeneemt. De mate waarin de belasting met sulfaat leidt tot eutrofiëring van het oppervlaktewater hangt dus sterk af van de verhouding tussen de ijzer- en zwavelvoorraad (totaal-ijzer/totaal-zwavel ratio) van de bodem. Er kan met enige zekerheid gezegd worden dat waterbodems met een totaal-Fe/totaal-S-ratio hoger dan 1 worden gekenmerkt door een hoge Fe/P-ratio van het bodemwater (Figuur 12) waardoor deze weinig P naleveren zolang de waterlaag zuurstofhoudend is. Bodems met een totaal-Fe/totaal-S-ratio lager dan 0,5 daarentegen zullen vrijwel altijd P naleveren. Zowel de slib- als vaste waterbodems in polder Westveen worden gekenmerkt door een ongunstige Fe/S-ratio ($< 0,5$; Figuur 12) en zullen dus P naleveren.



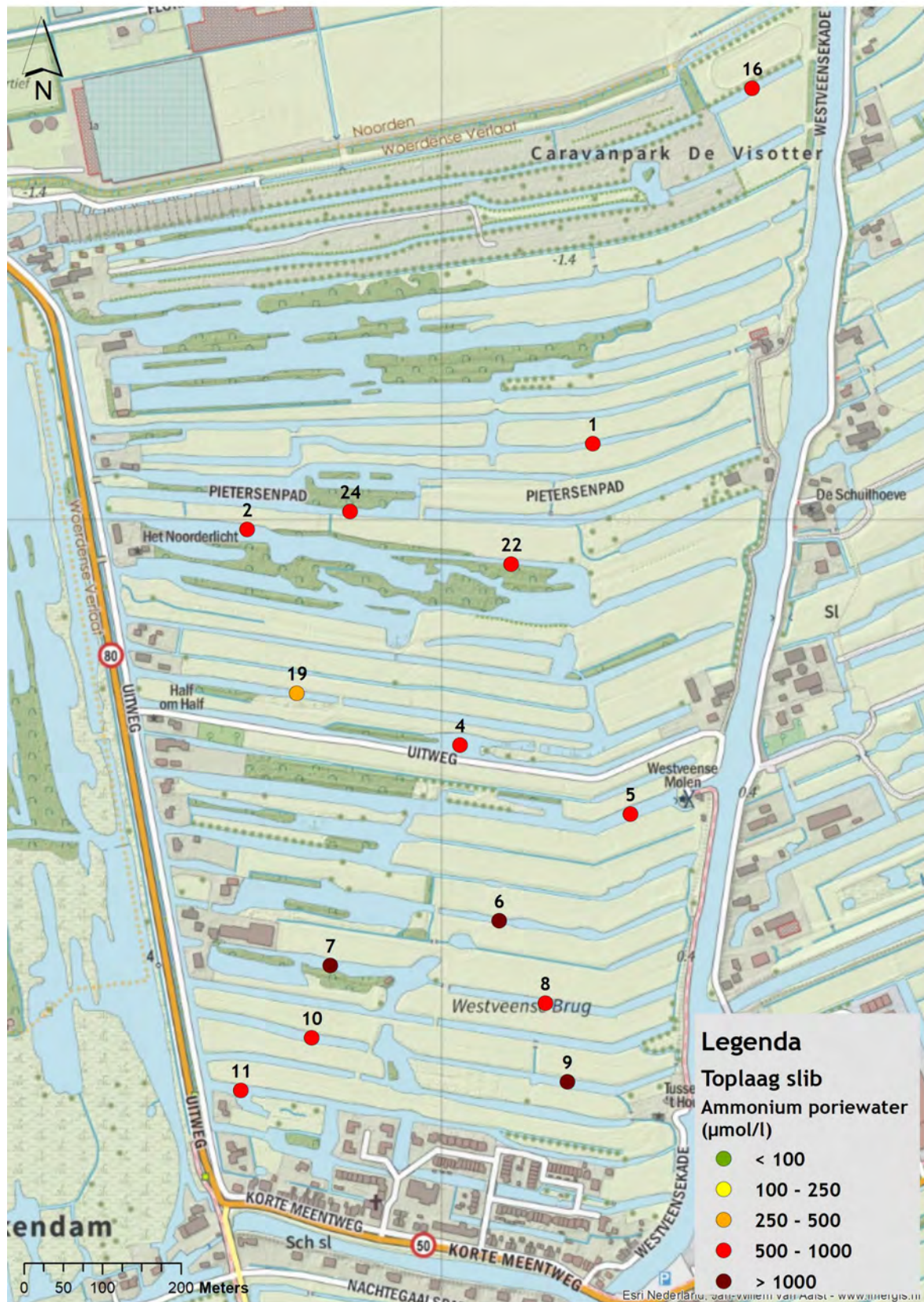
Figuur 13. Ruimtelijke weergave van de totale fosforconcentratie (in µmol/l) in het poriewater van de toplaag van het slib in polder Westveen op 15 oktober 2019.



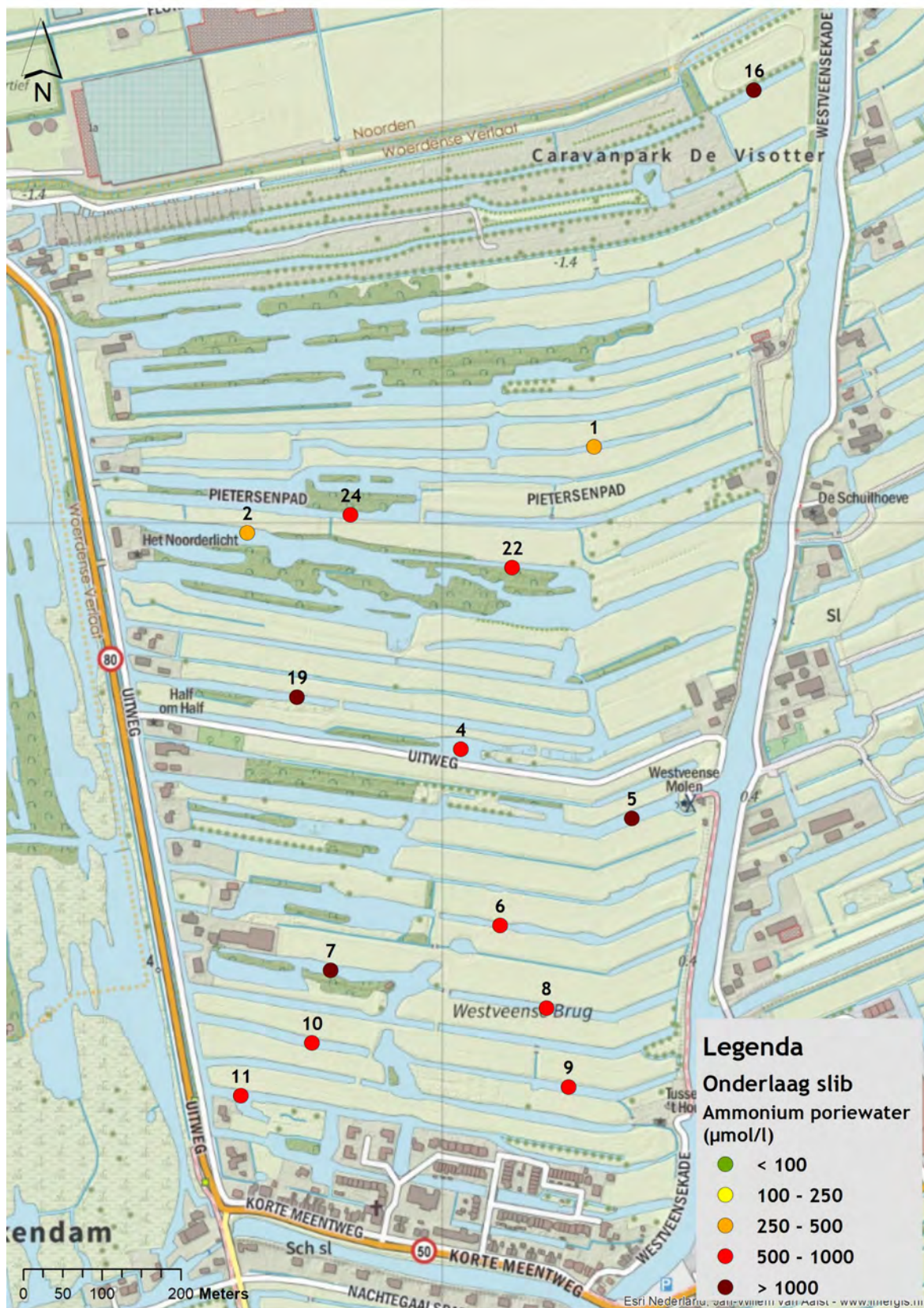
Figuur 14. Ruimtelijke weergave van de totale fosforconcentratie (in µmol/l) in het poriewater van de onderlaag van het slib in polder Westveen op 15 oktober 2019.



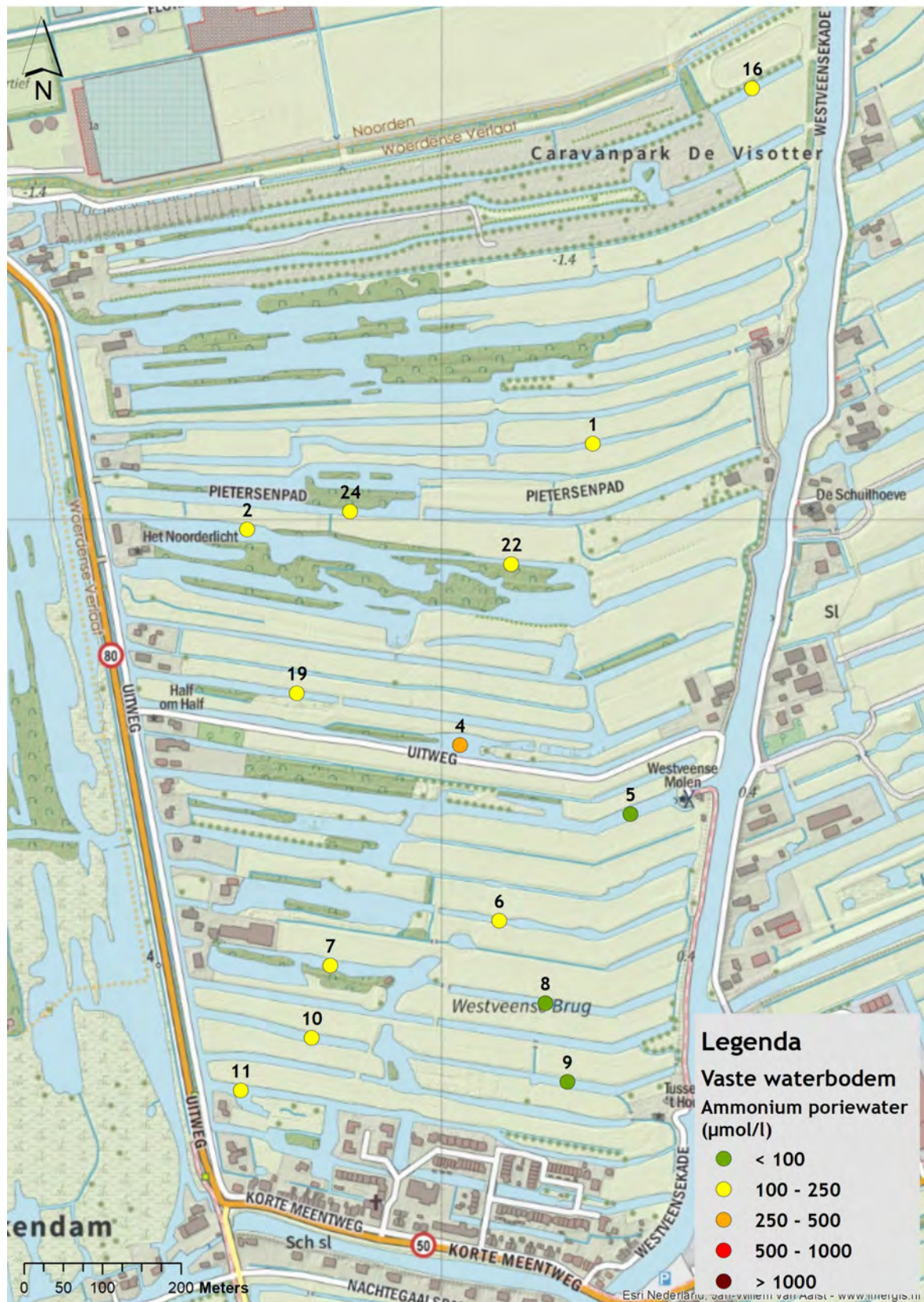
Figuur 15. Ruimtelijke weergave van de totale fosforconcentratie (in $\mu\text{mol/l}$) in het poriewater van de vaste waterbodem van het slib in polder Westveen op 15 oktober 2019.



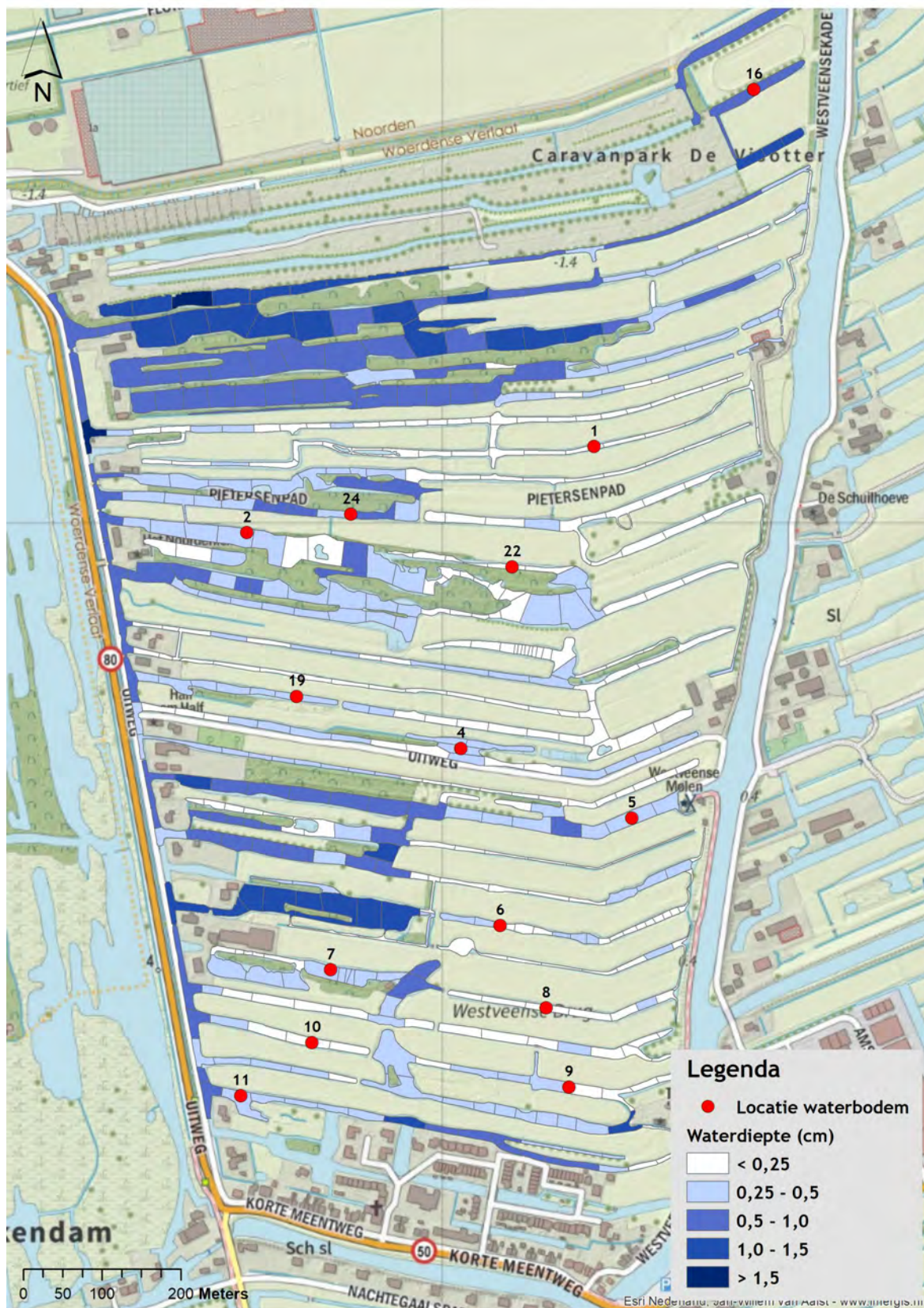
Figuur 16. Ruimtelijke weergave van de ammoniumconcentratie (in $\mu\text{mol/l}$) in het poriewater van de toplaag van het slib in polder Westveen op 15 oktober 2019.



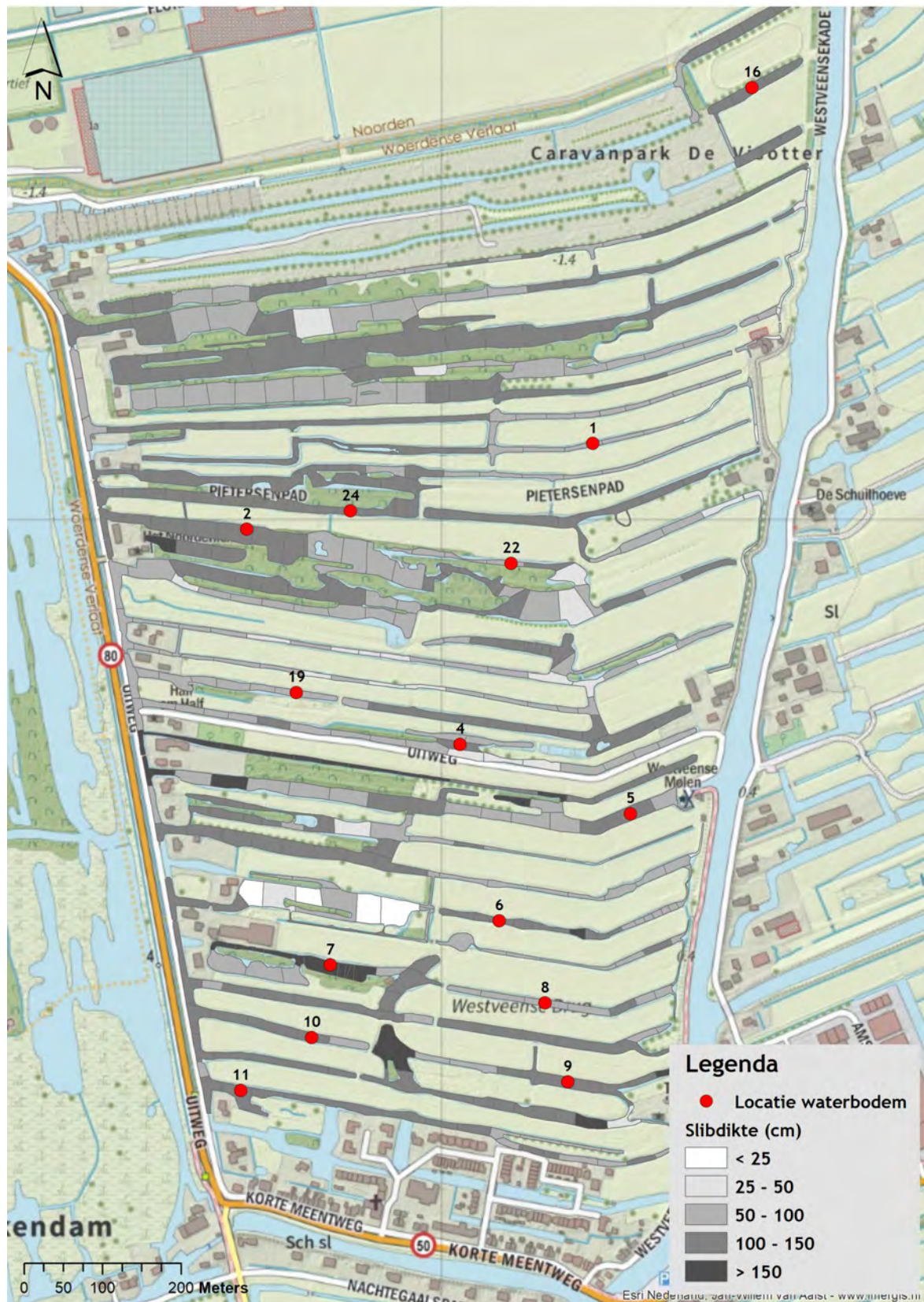
Figuur 17. Ruimtelijke weergave van de ammoniumconcentratie (in µmol/l) in het poriewater van de onderlaag van het slib in polder Westveen op 15 oktober 2019.



Figuur 18. Ruimtelijke weergave van de ammoniumconcentratie (in µmol/l) in het poriewater van de vaste waterbodem in polder Westveen op 15 oktober 2019.



Figuur 19. Ruimtelijke weergave van de waterdiepte (in cm) in de sloten in polder Westveen in de periode oktober/november 2019. Bron: Tenholter (2020) en Brouwer (2020).



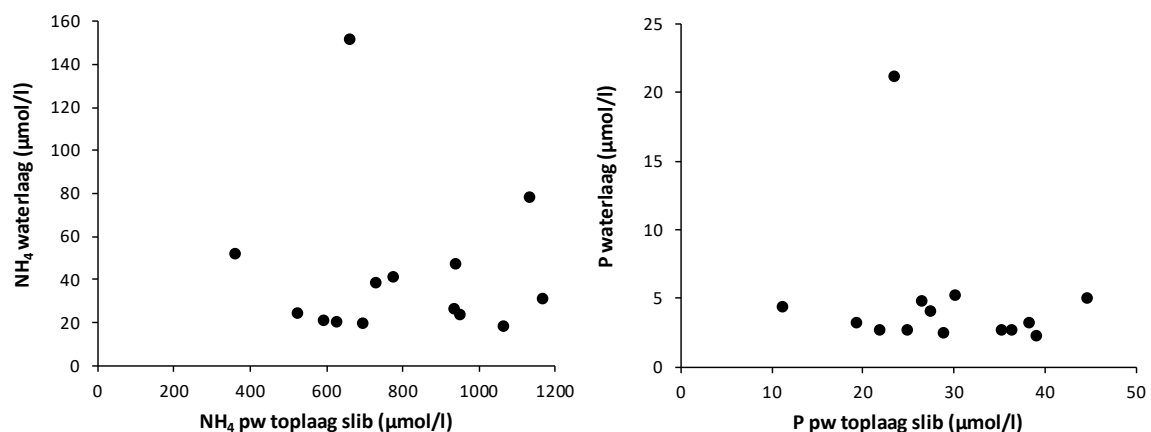
Figuur 20. Ruimtelijke weergave van de slibdikte (in cm) in de sloten in polder Westveen in de periode oktober/november 2019. Bron: Tenholter (2020) en Brouwer (2020).

3.3 Oppervlaktewater

In Tabel 1 wordt de chemische samenstelling van het oppervlaktewater gegeven. Het oppervlaktewater is sterk gebufferd (alkaliniteit ca. 3-3,5 meq/l). De nitraatconcentraties zijn laag (<10 $\mu\text{mol/l}$), maar het oppervlaktewater is redelijk rijk aan ammonium (ca. 20-50 $\mu\text{mol/l}$). De fosfaatconcentraties zijn lokaal gunstig (< 1 $\mu\text{mol/l}$), maar op de meeste locaties verhoogd. De totaal-fosforconcentraties zijn hoger dan de fosfaatconcentraties, namelijk gemiddeld 4,7 $\mu\text{mol/l}$ ten opzichte van 1,6 $\mu\text{mol/l}$. De sulfaatconcentraties zijn verhoogd, maar voor (West-)Nederlandse begrippen nog relatief gunstig (400-600 $\mu\text{mol/l}$).

Tabel 1. Chemische samenstelling van het oppervlaktewater op 14 locaties in polder Westveen (bemonstering op 15 oktober 2019). Concentraties zijn uitgedrukt in $\mu\text{mol/l}$, uitgezonderd pH, alkaliniteit (Alk.) en EGV.

Locatie	pH	Alk.	EGV	CO ₂	HCO ₃	NO ₃	NH ₄	PO ₄	K	Al	Ca	Fe	Mg	P	S
		meq/l	$\mu\text{S/cm}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$
1	7,18	3,50	630	410	2594	5,2	20,1	0,7	202	5,1	1498	3,3	531	2,6	444
2	7,15	3,09	628	461	2699	5,3	38,4	2,1	208	15,0	1493	7,5	514	5,1	598
4	7,09	3,80	656	560	2868	2,1	40,6	1,6	202	2,4	1585	4,3	552	3,9	419
5	7,17	3,10	645	439	2689	5,5	47,3	1,9	208	12,9	1486	7,3	513	4,7	595
6	7,24	3,39	644	320	2313	5,4	18,3	0,8	203	3,6	1497	2,9	529	2,6	459
7	7,08	3,12	645	512	2523	5,4	77,7	2,6	216	15,5	1489	7,2	514	5,0	594
8	7,17	3,47	644	456	2809	3,2	23,8	1,2	206	2,9	1507	2,9	532	3,2	433
9	7,12	3,46	661	476	2623	4,6	30,9	0,5	206	4,2	1535	2,9	534	2,2	463
10	7,21	3,45	654	478	3242	3,9	19,4	0,6	203	3,5	1517	3,0	533	2,4	463
11	7,19	3,44	652	430	2771	3,9	20,8	0,6	203	3,9	1519	3,1	534	2,6	457
16	7,16	3,52	657	505	3024	2,4	23,7	1,0	204	3,4	1521	3,4	535	3,1	437
19	7,00	3,15	666	672	2816	8,1	51,8	1,7	213	11,3	1523	6,0	520	4,3	599
22	6,97	3,18	671	781	3017	5,1	151,3	5,9	220	33,4	1639	23,3	534	21,1	605
24	7,15	3,51	663	459	2671	3,1	25,9	0,9	205	4,2	1526	3,3	533	2,6	445



Figuur 21. Ammonium- en fosforconcentraties in het poriewater van de toplaag van het slib en de waterlaag. Concentraties zijn uitgedrukt in $\mu\text{mol/l}$.

Op locatie 22 is het oppervlaktewater zeer rijk aan ammonium (151 $\mu\text{mol/l}$) en fosfaat (5,9 $\mu\text{mol/l}$; Tabel 1). Op deze locatie is ook relatief veel ijzer aanwezig in het oppervlaktewater en dit geeft aan dat de waterlaag op deze locatie waarschijnlijk anaeroob is. Dit verklaart ook de hoge ammonium- en fosfaatconcentraties op deze locatie. Over het algemeen zijn de ijzer-, fosfor-, aluminium- en ammoniumconcentraties sterk met elkaar gecorreleerd. Dit laat zien dat

.....

deze stoffen als gevolg van nalevering en opwerveling van slibdeeltjes uit de waterbodem in de waterlaag terecht komen.

In vergelijking tot het poriewater in de toplaag van het slib, zijn de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater lager (Figuur 21). Op locatie 22 zijn de ammonium- en fosfaatconcentraties in het poriewater van de toplaag van het slib vergelijkbaar met de andere locaties en dit bevestigt dat waarschijnlijk lage zuurstofconcentraties in de waterlaag, in combinatie met opwerveling van slib, de oorzaak van de hoge ammonium- en fosfaatconcentraties in de waterlaag zijn. Opgemerkt dient te worden dat het hier niet om geïsoleerde wateren gaat, waardoor de concentraties in de waterlaag niet direct kunnen worden gekoppeld aan de op dezelfde locatie bemonsterde waterbodem.

3.4 Ecologische sleutelfactor 3 en 8

Op verzoek van de opdrachtgever wordt in deze paragraaf de samenstelling van het slib en de vaste waterbodem getoetst aan de grenswaarden die opgenomen zijn in de Ecologische Sleutelfactor 3 (fosfaat) en Ecologische Sleutelfactor 8 (ammonium).

ESF 3: productiviteit van de bodem

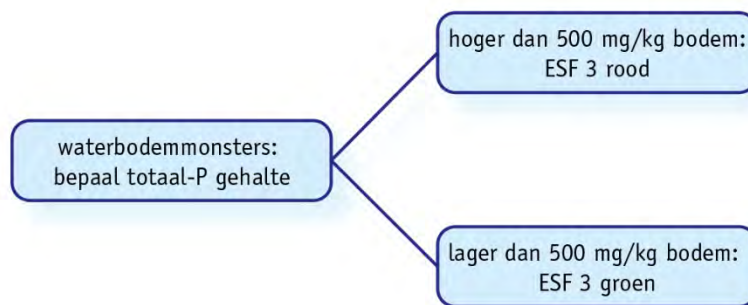
De centrale vraag bij ESF 3, Productiviteit Bodem, is of de beschikbaarheid van nutriënten in de bodem voldoende laag is om een diverse, ondergedoken vegetatieontwikkeling mogelijk te maken. Het gaat bij deze ESF niet om het bepalen van de directe nalevering van nutriënten uit de bodem naar het oppervlaktewater, maar om het bepalen van de rol van de bodem in de productiviteit van de vegetatie (Schip e.a., 2015). Voor ESF 3 wordt gebruik gemaakt van een vaste grenswaarde van totaal-P van 500 mg/kg bodem als indicatie voor de potentiële nalevering van fosfor naar de waterlaag. Deze grenswaarde is gebaseerd op studies in sloten (van Zuidam, 2013) en moet als vuistregel worden gezien.

Schip e.a. (2015) plaatsen de volgende kanttekeningen bij deze vuistregel:

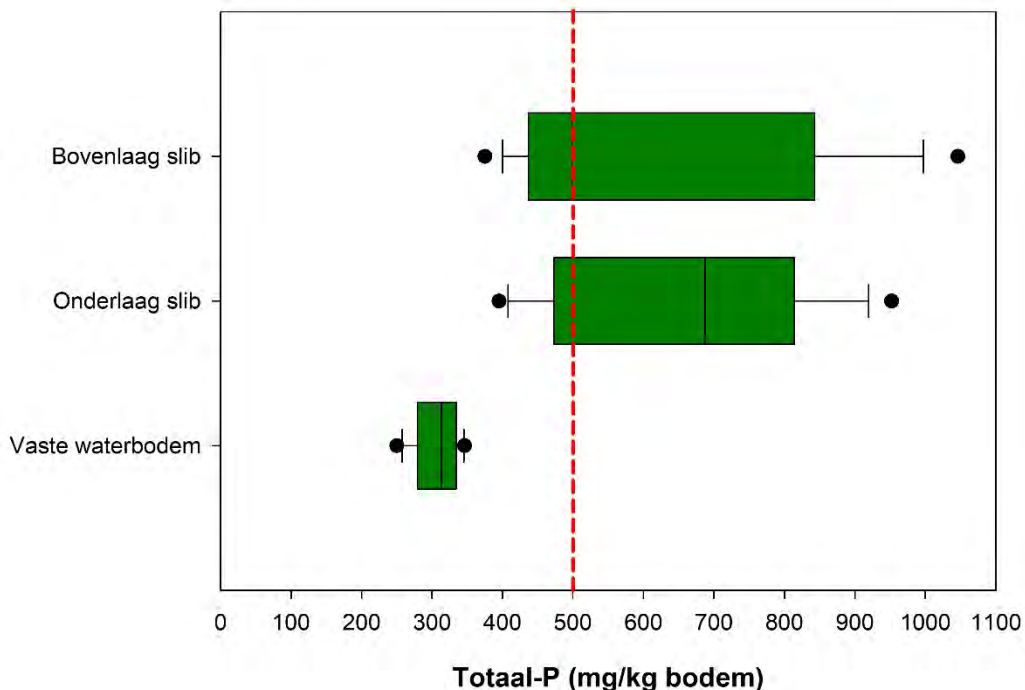
- De beschikbaarheid van de voorraad fosfor voor planten verschilt per systeem, omdat de beschikbaarheid afhankelijk is van de binding van P aan bijvoorbeeld ijzer en organische complexen. Bovendien wordt de beschikbaarheid van de voorraad fosfor voor planten vermoedelijk ook bepaald door systeemkenmerken, zoals de waterdiepte en de vorm van het watersysteem. De grenswaarde zou derhalve idealiter systeemspecifiek moeten worden bepaald op basis van systeemkenmerken en de fractionering van P. Op dit moment is een fractionering van P niet eenvoudig mogelijk (dit kost veel meer tijd dan een totaal-P meting). Bovendien ontbreken kennisregels voor het bepalen van dergelijke systeemspecifieke grenswaarden.
- Het totaal-N gehalte in de bodem is ook een belangrijke factor voor de productiviteit van de bodem en wellicht even belangrijk als, of zelfs belangrijker dan het totaal P-gehalte. In N-gelimiteerde omstandigheden is het totaal N-gehalte zelfs allesbepalend. Op dit moment wordt er meer onderzoek gedaan naar de rol van stikstof in de bodem voor ondergedoken waterplanten (onder meer door de Radboud Universiteit Nijmegen). Er is nog geen kwantitatieve relatie beschikbaar die gebruikt kan worden in een systeemanalyse.
- Vermoedelijk zou de grenswaarde voor totaal-P beter kunnen worden gebaseerd op volume-eenheden bodem, omdat planten wortelen in een bepaald volume aan bodem. Dit is echter nog niet mogelijk.

In paragraaf 3.1 is de productiviteit van de waterbodemonderzoek polder Westveen bepaald door niet alleen te kijken naar de totale P-voorraad, maar ook naar de P-concentraties en Fe/P-ratio in het poriewater. Op grond hiervan kan met een hogere betrouwbaarheid bepaald worden in hoeverre de bodem fosfaat zal naleveren naar de waterlaag.

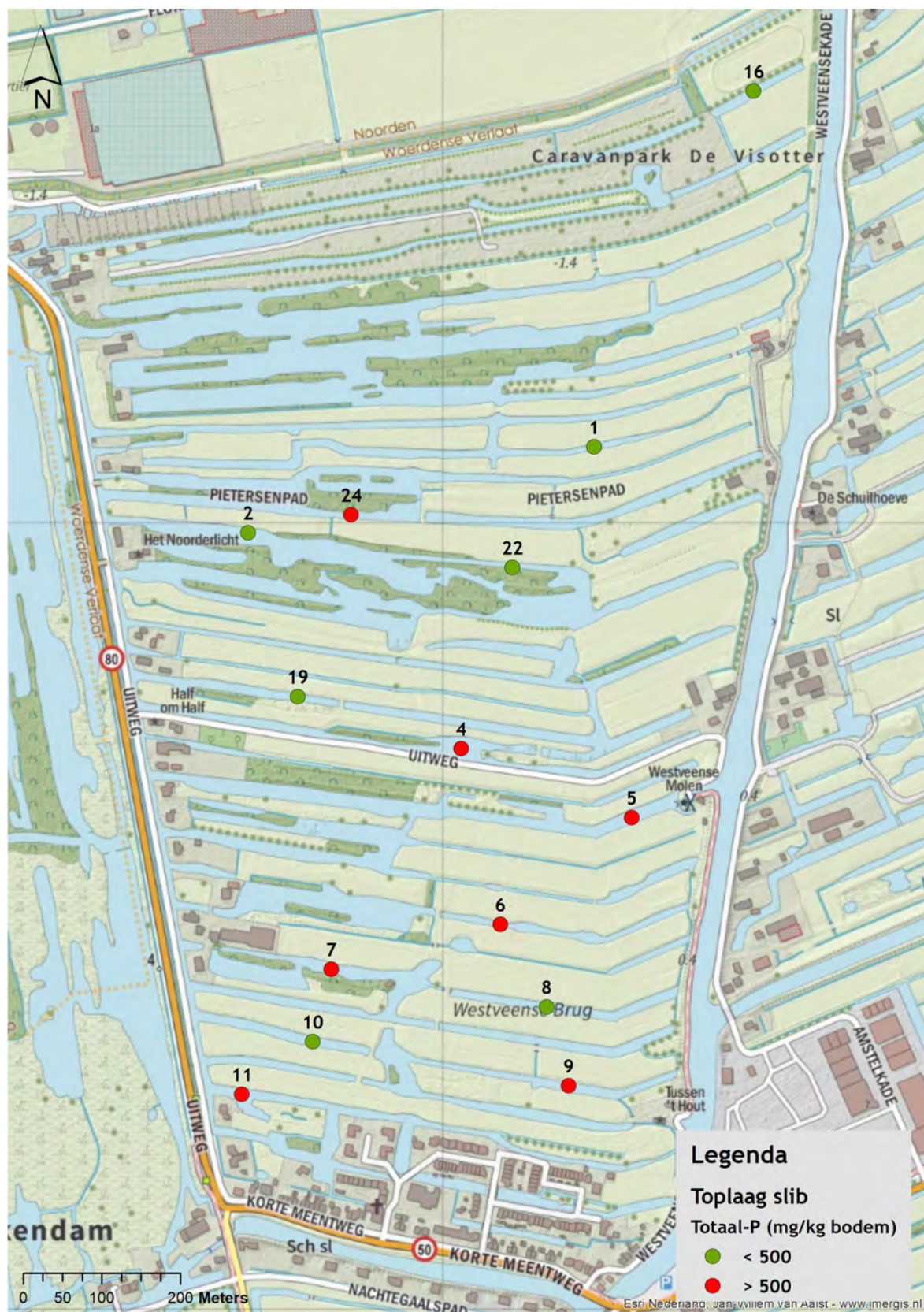
ESF 3 veronderstelt dat de productiviteit van de bodem het ontstaan en voorkomen van een soortenrijke, niet-woekerende onderwatervegetatie niet belemmert, indien het totaal-P gehalte van de bodem lager is dan 500 mg/kg bodem. ESF 3 staat in dit geval op groen (Schip e.a., 2015; Figuur 22). Als het totaal-P gehalte van de bodem hoger is dan 500 mg/kg, vormt de productiviteit van de bodem wel een belemmering voor het voorkomen van een soortenrijke, niet-woekerende onderwatervegetatie. ESF 3 staat in dit geval op rood (Figuur 22).



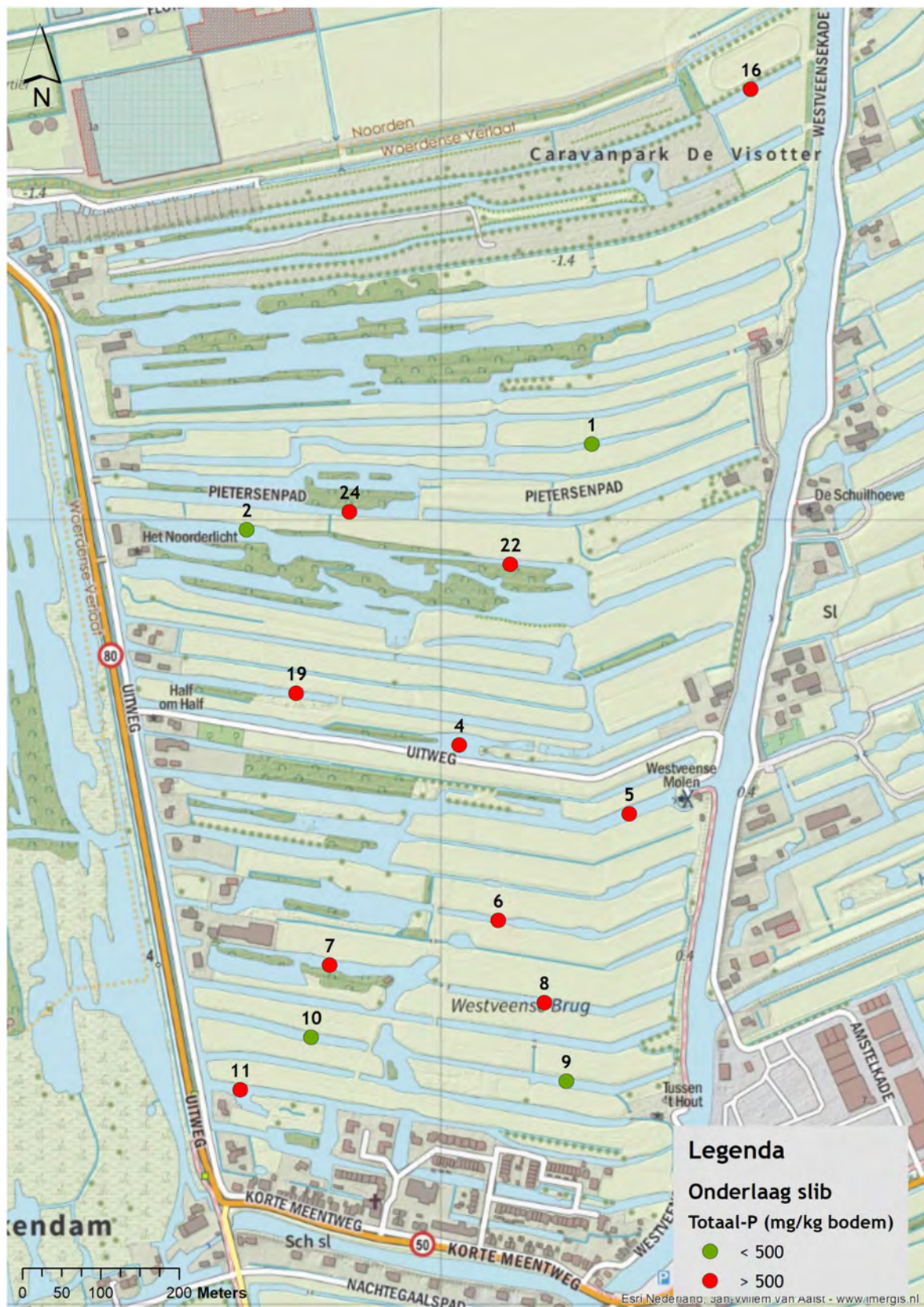
Figuur 22. Beslisschema voor ESF3 'Productiviteit bodem'. Bron: Schep e.a. (2015).



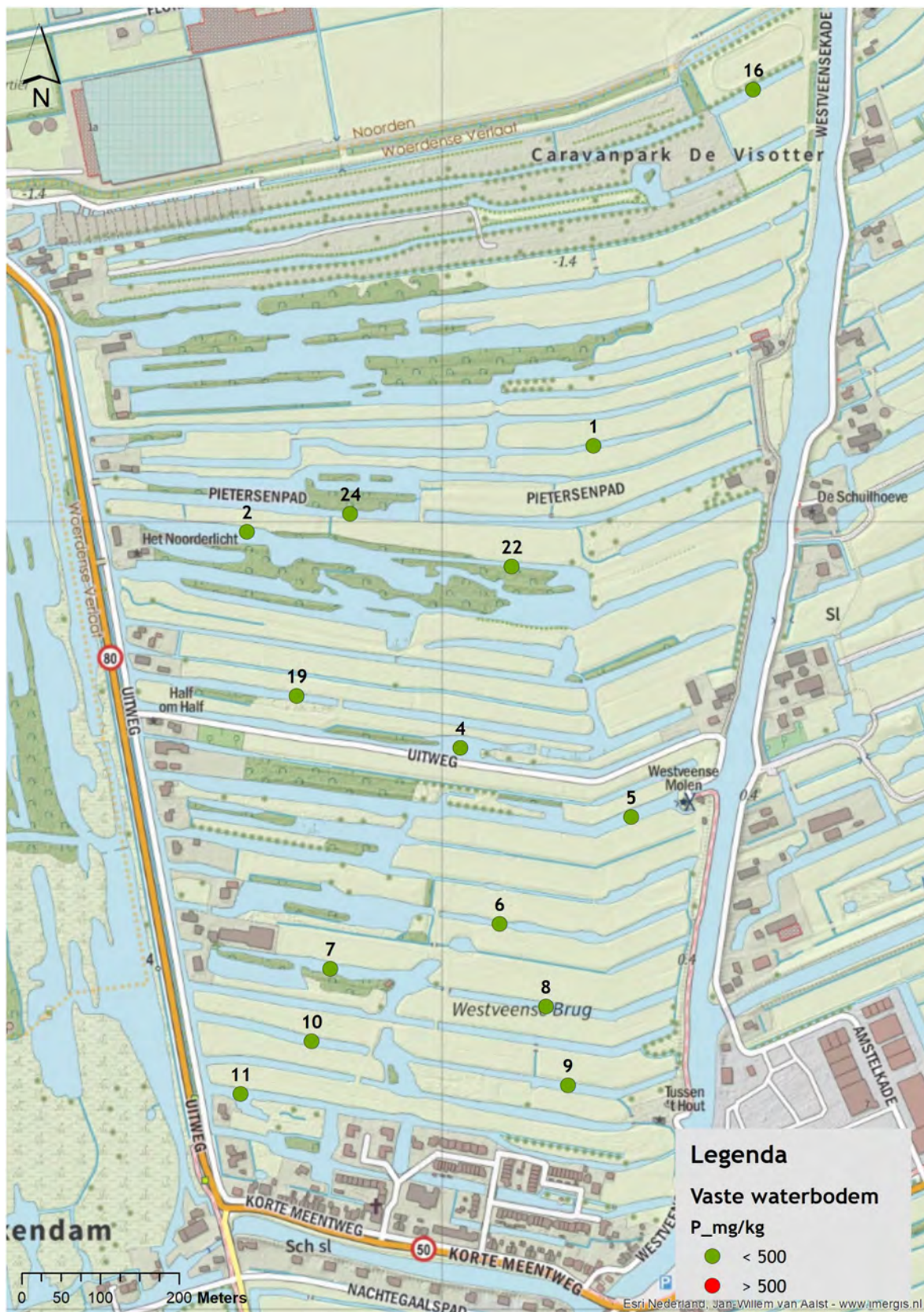
Figuur 23. Boxplot de totaal-P concentratie van de geanalyseerde slib- en waterbodemon. In de Boxplot is onderscheid gemaakt tussen de boven- en onderlaag van het slib en de vaste waterbodemon (n=14). De Box geeft het bereik tussen het 25e en 75e percentiel weer. De Whiskers (verticale lijnen) geven het bereik tussen het 10e en 90e percentiel. De verticale streep in de box geeft de mediane waarde van de metingen weer. De stippen geven de uitschieters weer. De rode lijn geeft de grenswaarde voor ESF 3 aan.



Figuur 24. Ruimtelijke weergave van de concentratie totaal-P (in mg/kg bodem) in de toplaag van het slib in polder Westveen op 15 oktober 2019. In groen is aangegeven wanneer de P-concentratie onder de bij ESF 3 gehanteerde grenswaarde van 500 mg P/kg bodem ligt.



Figuur 25. Ruimtelijke weergave van de concentratie totaal-P (in mg/kg bodem) in de onderlaag van het slib in polder Westveen op 15 oktober 2019. In groen is aangegeven wanneer de P-concentratie onder de bij ESF 3 gehanteerde grenswaarde van 500 mg P/kg bodem ligt.

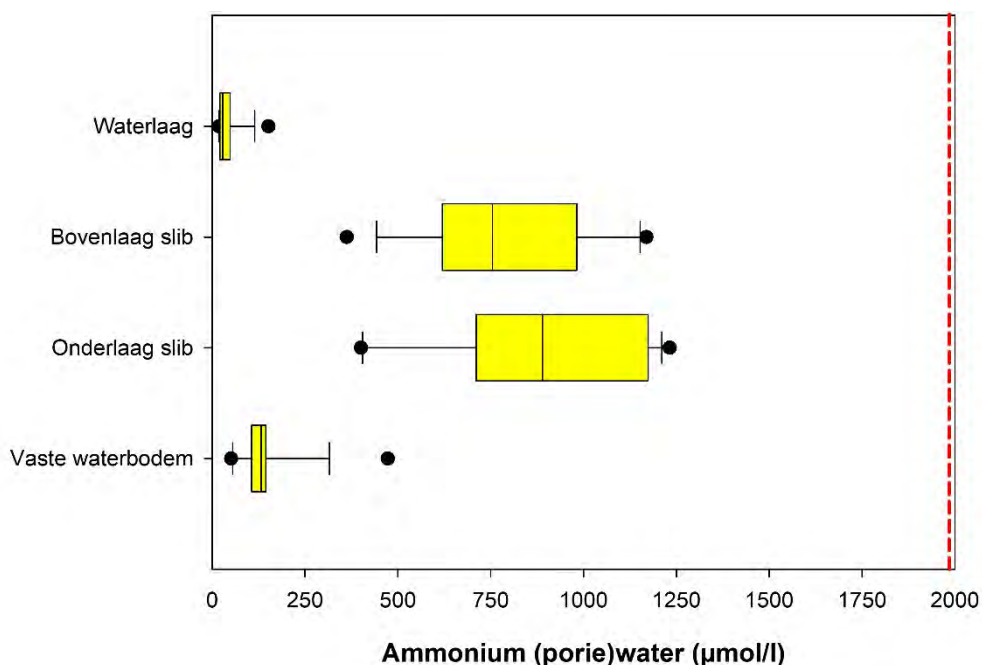


Figuur 26. Ruimtelijke weergave van de concentratie totaal-P (in mg/kg bodem) in de vaste waterbodem van het slib in polder Westveen op 15 oktober 2019. In groen is aangegeven wanneer de P-concentratie onder de bij ESF 3 gehanteerde grenswaarde van 500 mg P/kg bodem ligt.

Om de totaal-P concentraties te toetsen aan de grenswaarde van 500 mg/kg bodem zijn de concentraties in mmol/kg bodem met behulp van de molaire massa van P omgerekend. Op een groot aantal locaties is de totaal-P concentratie in de slibbodem hoger dan 500 mg/kg bodem (Figuur 23, Figuur 24 en Figuur 25) en staat ESF 3 op rood. In de onderliggende vaste waterbodem zijn de totaal-P concentraties lager dan 500 mg/kg bodem (Figuur 23 en Figuur 26) en staat ESF 3 op groen. Zoals beschreven in paragraaf 3.1 heeft de vaste waterbodem zowel een ongunstige Fe/P-ratio in het poriewater (< 1) als ongunstige Fe/S-ratio ($< 0,5$), zodat er ondanks de gunstige totaal-P concentratie wel degelijk een risico bestaat op fosfaatsnalevering. Bij lagere totaal-P concentraties in de waterbodem zal absoluut gezien de fosfaatsnalevering wel afnemen.

ESF 8: toxiciteit

De centrale vraag bij ESF 8 is of er verontreinigingen in het oppervlaktewater aanwezig zijn die giftig zijn voor de aanwezige planten en dieren. Voor het huidige onderzoek is gevraagd om specifiek te kijken naar ammonium. Ammonium (NH_4) is een natuurlijke toxine en kan in hoge concentraties direct giftig zijn voor diverse waterplanten en -dieren, maar kan ook afhankelijk van de pH en temperatuur omgezet worden in het sterker toxische ammoniak (NH_3). De toxiciteitswaarde (mediane EC_{50} -waarden) voor ammonium in het oppervlaktewater is 27,810 mg/l (= 1985 $\mu\text{mol/l}$; Posthuma e.a., 2016b). Zowel de ammoniumconcentraties in het oppervlaktewater als poriewater zijn veel lager dan deze grenswaarde (Figuur 27). De ammoniumconcentraties zijn ecologisch gezien wel hoog. Uit onderzoek van Smolders e.a. (2000, 2003) blijkt bijvoorbeeld dat de vitaliteit van krabbenscheer afneemt bij een ammoniumconcentratie in de waterlaag boven 20-30 $\mu\text{mol/l}$. In polder Westveen is de ammoniumconcentratie in het oppervlaktewater gemiddeld 42 $\mu\text{mol/l}$ (Figuur 27) en daarmee relatief ongunstig voor een soort als krabbenscheer.



Figuur 27. Boxplot de ammoniumconcentratie in de waterlaag en het poriewater van de slib- en waterbodems. In de Boxplot is onderscheid gemaakt tussen de boven- en onderlaag van het slib en de vaste waterbodem ($n=14$). De Box geeft het bereik tussen het 25e en 75e percentiel weer. De Whiskers (verticale lijnen) geven het bereik tussen het 10e en 90e percentiel. De verticale streep in de box geeft de mediane waarde van de metingen weer. De stippen geven de uitschieters weer. De rode lijn geeft de toxische grenswaarde voor ammonium in het oppervlaktewater binnen ESF 8 aan.

.....

Binnen ESF 8 wordt gewerkt met het begrip toxische druk (Posthuma e.a., 2016a,b). De dimensieloze eenheid van toxische druk is “Potentieel Aangetaste Fractie soorten” (PAF). Volgens Posthuma e.a. (2016a) is een veilige grenswaarde voor de toxische druk van een mengsel van toxische stoffen ($msPAFEC_{50}$) 0,5%. Bij deze mate van blootstelling aan mengsels van toxische stoffen is er geen zichtbare afname van de biodiversiteit van macrofauna (Posthuma e.a. 2016a).

De toxische druk van ammonium is berekend met de Chemie rekentool (NH_4 ; CAS 14798039). De rekentool is opgesteld voor oppervlaktewater en kan dus niet gebruikt worden voor poriewater. De toxische druk van alleen ammonium ligt tussen 0,0 en 0,3% (Tabel 2). Op alle locaties ligt de toxische druk van ammonium daarmee onder de veilige waarde van 0,5%, met daarbij de kanttekening dat de toxische druk van andere, potentieel aanwezige toxische stoffen nog niet meegenomen is. De ammoniumconcentraties in het poriewater zijn veel hoger (Figuur 27), maar de Chemie rekentool mag daar dus niet voor gebruikt worden. Om een indicatie te geven van de toxische druk van ammonium in het poriewater: deze is zowel in de boven- als onderlaag van het slib hoger dan 0,5% (gemiddeld respectievelijk 3,0 en 3,2%). In de vaste waterbodem ligt de toxische druk wel onder de veilige waarde van 0,5% (gemiddeld 0,3%). Ecologisch gezien zijn de ammoniumconcentraties in het slib zeer hoog en zoals aangegeven in paragraaf 3.2 zal het verwijderen van de volledige sliblaag resulteren in fors lagere ammoniumconcentraties in de waterbodem.

Tabel 2. Ammoniumconcentratie (in $\mu g/l$) in het oppervlaktewater en de met de Chemie rekentool berekende toxische druk.

Locatie	NH_4 ($\mu g/l$)	Toxische druk
1	281	0,0%
2	538	0,0%
4	568	0,0%
5	662	0,0%
6	256	0,0%
7	1088	0,1%
8	333	0,0%
9	432	0,0%
10	272	0,0%
11	291	0,0%
16	332	0,0%
19	726	0,1%
22	2118	0,3%
24	363	0,0%

4. VERGELIJKING KWALITEITSGEGEVENS OPPERVLAKTEWATER

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden beschikbare waterkwaliteitsgegevens van polder Westveen met elkaar vergeleken. Als onderdeel van het waterbodemonderzoek werd de kwaliteit van het oppervlaktewater in oktober 2019 op 14 locaties bepaald (voor ligging locaties zie Figuur 5). In het schetsontwerp voor polder Westveen is door HaskoningDHV de oppervlaktewaterkwaliteit in polder Westveen beschreven op basis van gegevens van Waterschap Amstel, Gooi en Vecht (van den Broek e.a., 2019). Om beter inzicht te krijgen in de actuele waterkwaliteit binnen polder Westveen is door Royal HaskoningDHV een onderzoek naar de grond- en oppervlaktewaterkwaliteit verricht (Possen & van den Broek, 2019). Binnen dit onderzoek werd in augustus 2019 op 25 locaties de chemische samenstelling van het oppervlaktewater bepaald (Figuur 28).

Tabel 3. De molaire massa van een aantal relevante elementen waarmee concentraties in mg/l omgerekend kunnen worden naar $\mu\text{mol/l}$ en omgekeerd. Voor het omrekenen van concentraties in mg/l naar $\mu\text{mol/l}$ moet de concentratie gedeeld worden door de molaire massa van het element (concentratie is dan uitgedrukt in mmol/l) en daarna nog maal 1000. Voor het omrekenen van $\mu\text{mol/l}$ naar mg/l moet de concentratie vermenigvuldigd worden met de molaire massa (concentratie dan in $\mu\text{g/l}$) en daarna gedeeld worden door 1000. Om het omrekenen te vereenvoudigen zijn voor de berekening van de concentraties ook de omrekenfactoren gegeven. Bron: Smolders e.a. (2019).

Element	Naam	Molaire massa	Omrekenfactor	
			van mg naar μmol	van μmol naar mg
Ca	Calcium	40,08	24,95010	0,04008
Cl	Chloride	35,45	28,20874	0,03545
Fe	Ijzer	55,85	17,90510	0,05585
HCO_3^-	Bicarbonaat	61,02	16,38807	0,06102
H_2S	Waterstofsulfide	34,09	29,33412	0,03409
Mg	Magnesium	24,31	41,13534	0,02431
NH_4^+	Ammonium	18,05	55,40166	0,01805
N-NH_4^+	Stikstof als ammonium	14,01	71,37759	0,01401
NO_3^-	Nitraat	62,01	16,12643	0,06201
N-NO_3^-	Stikstof als nitraat	14,01	71,37759	0,01401
P	Fosfor	30,97	32,28931	0,03097
PO_4^{3-}	Fosfaat	94,97	10,52964	0,09497
P-PO_4^{3-}	Fosfor als fosfaat	30,97	32,28931	0,03097
S	Zwavel	32,06	31,19152	0,03206
SO_4^{2-}	Sulfaat	96,07	10,40908	0,09607

.....

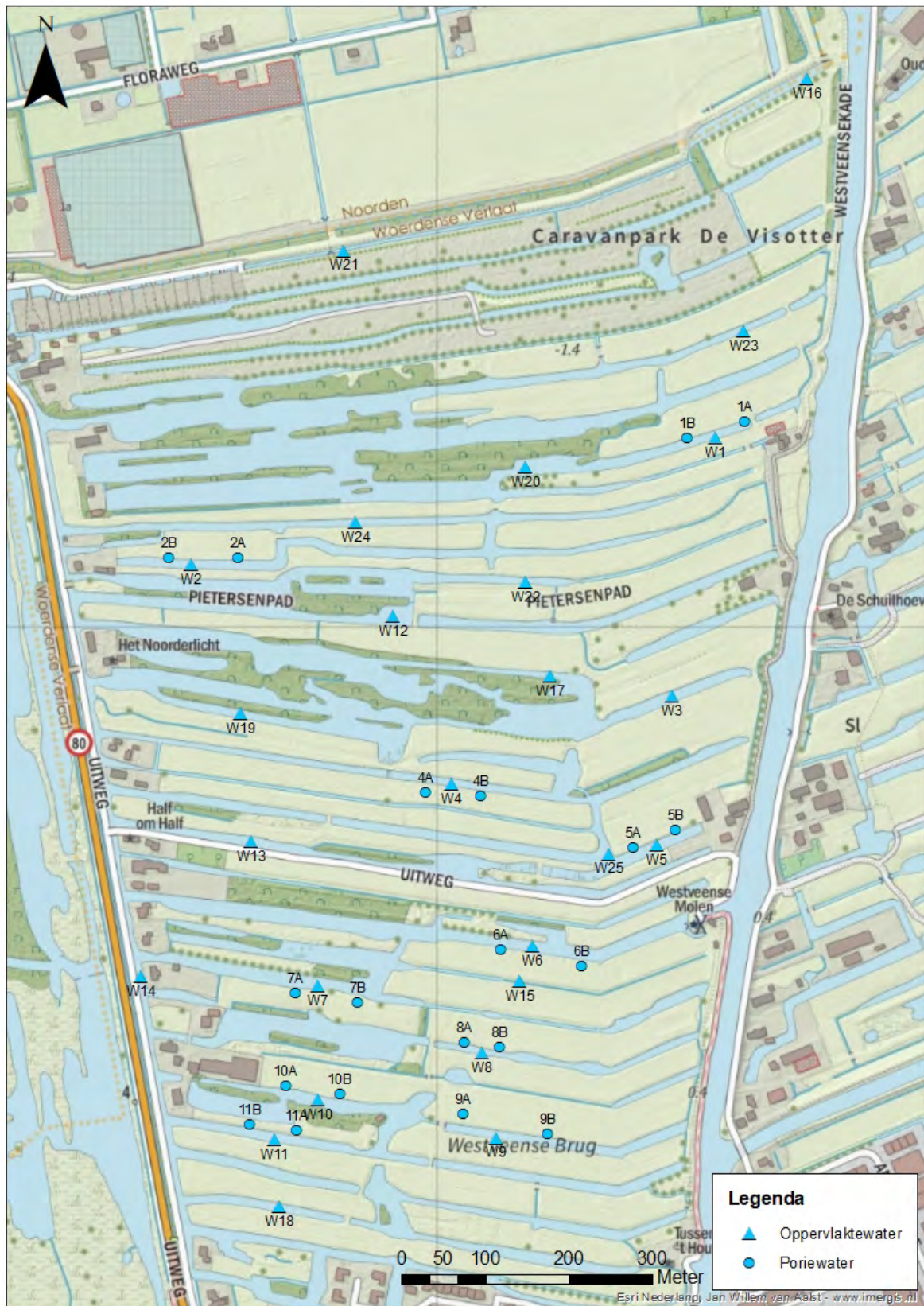
Om vergelijking van de waterkwaliteitsgegevens mogelijk te maken zijn de meetresultaten van Waterschap Amstel, Gooi en Vecht en Royal HaskoningDHV omgerekend van mg/l naar $\mu\text{mol/l}$. Professionals in het waterbeheer drukken concentraties opgeloste stoffen in water vaak uit in gram (of mg/ μg) per liter. Volgens het Internationale Stelsel van Eenheden (SI-stelsel) moet dat echter gebeuren in mol (of mmol c.q. μmol) per liter. Los van deze afspraak, die dateert uit de jaren 70 van de vorige eeuw, heeft het werken en denken in molen grote voordelen. Zo maakt het bijvoorbeeld niet uit of de concentratie nitraat is uitgedrukt in $\mu\text{mol/l}$ NO_3 of N-NO_3 ($100 \mu\text{mol NO}_3 = 100 \mu\text{mol N-NO}_3$), terwijl dit bij concentraties uitgedrukt in mg/l wel verschilt ($6,2 \text{ mg NO}_3 = 1,4 \text{ mg N-NO}_3$). Het komt regelmatig voor dat hierover verwarring bestaat en dit kan dus leiden tot fouten.

Voor bijvoorbeeld het bepalen van het risico op fosfaataflevering is de verhouding tussen fosfaat en ijzer van belang. Wanneer de concentraties zijn uitgedrukt in $\mu\text{mol/l}$, is direct te zien hoe beide stoffen zich tot elkaar verhouden. Bij $10 \mu\text{mol PO}_4$ en $100 \mu\text{mol Fe}$ is er 10x zoveel ijzer aanwezig ten opzichte van fosfaat. Bij $0,31 \text{ mg P-PO}_4$ ($= 10 \mu\text{mol (P)-PO}_4$) is er 10x zoveel ijzer aanwezig bij $5,59 \text{ mg Fe}$, maar dit zie je niet in een oogopslag. Het is dus niet goed mogelijk om processen die de waterkwaliteit sturen, te begrijpen wanneer de concentraties zijn uitgedrukt in mg/l. In het bijschrift van Tabel 3 staat voor een aantal relevante elementen beschreven hoe de concentraties omgerekend kunnen worden van mg/l naar $\mu\text{mol/l}$ en omgekeerd.

4.2 Belangrijkste conclusies eerdere onderzoeken

In het voorlopig schetsontwerp van Royal HaskoningDHV (van den Broek e.a., 2019) is op basis van de meetgegevens van Waterschap Amstel, Gooi en Vecht geconcludeerd dat het inlaatwater (meetpunt KMU05; meetperiode 2009-2010) vanuit de Kromme Mijdrecht zeer voedselrijk is met gemiddeld $3,2 \mu\text{mol/l}$ ortho-fosfaat ($= 0,1 \text{ mg P/l}$) en $8,1 \mu\text{mol/l}$ totaal fosfor ($0,25 \text{ mg P/l}$). Verder is het inlaatwater rijk aan sulfaat ($625 \mu\text{mol/l} = 60 \text{ mg/l}$) en dit sulfaat kan in het zomerseizoen leiden tot een verhoogde anaerobe afbraak van organisch materiaal in de watergangen. Hierdoor wordt volgens het HaskoningDHV rapport de baggeraanwas in de sloten versneld. De meeste watergangen hebben dan ook veel bagger (gemiddeld ca. 50 tot 75 cm dik). De waterkwaliteit blijkt met name in het zuidelijk deel van de polder sterk beïnvloed te worden door uit- en afspoeling van fosfaat (meetpunt NBW012; in de zomer van 2011 ca. $20 \mu\text{mol fosfaat/l} = 0,6 \text{ mg P/l}$) uit de percelen als gevolg van bemesting (van den Broek e.a., 2019). Dit bemestingseffect is ook terug te meten in de kwaliteit van het uitlaatwater (meetpunt NBW06; meetperiode 2006-2010), aangezien de gemiddelde fosfaatconcentratie ca. tweemaal hoger ($6,5 \mu\text{mol/l} = 0,2 \text{ mg P/l}$) is dan het inlaatwater. Dit betekent dat het waarschijnlijk is dat de waterkwaliteit in een groot deel van Polder Westveen sterk beïnvloed wordt door de zeer slechte waterkwaliteit in het zuidelijk deel van de polder (van den Broek e.a., 2019).

De meetgegevens van Waterschap Amstel, Gooi en Vecht zijn afkomstig uit de periode 2006-2011 en geven geen actueel beeld van de waterkwaliteit in polder Westveen. In 2018 is het inlaatpunt verplaatst van de Westveense molen naar de noordzijde van polder Westveen, ter hoogte van locatie W16 in Figuur 28. Deze verplaatsing kan een grote invloed hebben op de waterkwaliteit binnen de polder. Verder zijn in de periode 2006-2009 een groot aantal percelen uit agrarisch beheer genomen, waardoor de uitspoeling van nutriënten mogelijk afgenomen is en de waterkwaliteit verbeterd. In augustus 2019 is daarom de actuele waterkwaliteit in polder Westveen in beeld gebracht (Possen & van den Broek, 2019). Hiervoor werden op 25 locaties oppervlaktewatermonsters verzameld en geanalyseerd (Figuur 28).



Figuur 28. Kaart met de locaties in polder Westveen waar op 30 augustus 2019 door Royal HaskoningDHV de waterkwaliteit werd bepaald. De driehoeken geven de locaties aan waar het oppervlaktewater is bemonsterd (cirkels = poriewater uit de percelen). Bron: Royal HaskoningDHV (Possen & van den Broek, 2019).

Uit het onderzoek van Royal HaskoningDHV zou blijken dat de concentraties van de relevante voedingsstoffen, chloride en sulfaat geen grote verschillen vertonen tussen het in- en het uitlaatpunt en binnen het gebied. Ook wijkt de waterkwaliteit in doodlopende sloten niet in betekende mate af van de kwaliteit in de rest van het systeem. Possen & van den Broek (2019) concluderen hieruit dat het inlaatwater bepalend is voor de oppervlaktewaterkwaliteit in polder Westveen en dat interne processen - behoudens directe consumptie van N en P door, vermoedelijk, algen - of verdunning geen kans krijgen om differentiatie in de kwaliteit van het oppervlaktewater teweeg te brengen. Kanttekening die daarbij geplaatst wordt is dat het om een eenmalige meting in een relatief droge periode (augustus 2019) gaat, een periode waarin dominantie van het systeem door inlaatwater niet verrassend is.

Het oppervlaktewater in de nazomer is het best te beschrijven als eutroof als het gaat om fosfor en oligotroof als het gaat om stikstof en voor planten beschikbaar fosfaat; het systeem is stikstof-gelimiteerd (Possen & van den Broek, 2019). Het stikstof dat met het inlaatwater aan het systeem wordt toegevoegd, wordt vrijwel geheel geconsumeerd door algen en/of water. De consumptie lijkt vrijwel direct plaats te vinden (geen duidelijk patroon tussen in- en uitlaat). De gebieds-breed lage concentraties voor planten beschikbaar fosfaat, duiden hier ook op. De totale hoeveelheid fosfor is in het hele systeem bijzonder hoog, hetgeen erop wijst dat veel van het fosfor aanwezig is in de vorm van zwevend stof en slib (Possen & van den Broek, 2019). Inderdaad zijn in het gebied dikke en daarmee waarschijnlijk zeer voedselrijke sliblagen aanwezig. Een duidelijk patroon als het gaat om stikstof- en fosforconcentraties is echter niet te zien, zoals ook voor het EGV. Op basis van de eenmalige meting in augustus 2019 wordt niet onmiddellijk duidelijk dat interne processen een belangrijke rol spelen voor de waterkwaliteit. Van belang is wel, dat er aanwijzingen zijn dat het verplaatsen van de waterinlaat een positief effect heeft gehad op de waterkwaliteit in Polder Westveen, hoewel nog steeds stikstof en fosfor worden aangevoerd (Possen & van den Broek, 2019).

4.3 Vergelijking met oppervlaktewaterkwaliteit waterbodemonderzoek

Vergelijking waterkwaliteit augustus en oktober 2019

In oktober 2019 werden in het kader van het waterbodemonderzoek op 14 locaties (Figuur 5) oppervlaktewatermonsters verzameld en geanalyseerd (Tabel 1). Vijf van deze locaties (locatie 5, 7, 8, 22 en 24) liggen in dezelfde sloten als waar in augustus 2019 de waterkwaliteit is bepaald (Figuur 28). De chlorideconcentratie is in oktober 23% lager dan in augustus 2019, namelijk 2426 $\mu\text{mol/l}$ ten opzichte van 3162 $\mu\text{mol/l}$ (Tabel 4). In augustus was het nog erg droog en de afname van de chlorideconcentratie duidt op verdunning met regenwater. Ook de EGV is met ca. 23% afgenomen tot 654 $\mu\text{S/cm}$ in oktober 2019 (Tabel 4).

Tabel 4. Gemiddelde chemische samenstelling van het oppervlaktewater op 5 locaties in polder Westveen op 30 augustus 2019 (locatie W6, W9, W10, W12 en W17; Figuur 28) en 15 oktober 2019 (locatie 5, 7, 8, 22 en 24; Figuur 5). Concentraties zijn uitgedrukt in $\mu\text{mol/l}$, uitgezonderd pH, alkaliniteit (Alk.) en EGV.

Datum	pH	EGV	HCO ₃	NO ₃	NH ₄	PO ₄	K	Cl	Al	Ca	Fe	Mg	P	S
		$\mu\text{S/cm}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$
30-8-2019	7,85	837	3730	1,6	56,5	2,5	293	3162	3,4	1616	1,1	633	23,6	544
15-10-2019	7,11	654	2742	4,5	65,2	2,5	211	2426	13,8	1530	8,8	525	7,3	534

.....

De fosfaatconcentraties zijn in augustus en oktober 2019 vergelijkbaar, terwijl door verdunning met regenwater in oktober lagere concentraties werden verwacht. Waarschijnlijk zijn in augustus de fosfaatconcentraties lager door opname door algen en/of waterplanten. De totaal fosforconcentratie daarentegen is in oktober 2019 bijna 70% lager, veel meer dan verwacht op basis van verdunning door regenwater. Uit de meetreeksen van Waterschap Amstel, Gooi en Vecht blijkt dat de concentratie totaal fosfor varieert gedurende het jaar, maar in de periode 2009-2010 waren de totaal fosforconcentraties ter hoogte van de inlaat (meetpunt KMU05) in oktober niet lager dan in augustus (Possen & van den Broek, 2019). Dit duidt er toch op dat er in de nazomer (eind augustus 2019) binnen de polder fosfaat wordt gemobiliseerd, waarbij het reactieve fosfaat direct wordt opgenomen door algen en waterplanten. Gezien de droogte is het niet waarschijnlijk dat dit fosfaat uit de percelen spoelt, maar wordt nageleverd vanuit de waterbodem.

De zwavelconcentraties zijn in oktober ongeveer vergelijkbaar met de concentraties augustus 2019. Dit kan erop duiden dat in de zomer sulfaat uit het oppervlaktewater verdwijnt door de anaerobe afbraak van organisch materiaal. De ammoniumconcentratie is in oktober 7% lager dan in augustus en dit indiceert ook dat er in de zomer ammonium uit de waterlaag verdwijnt door de opname door algen of waterplanten. De nitraatconcentraties zijn in oktober iets hoger dan in augustus 2019, maar zijn desondanks laag ($< 5 \mu\text{mol/l}$).

De aluminium- en ijzerconcentraties in het oppervlaktewater zijn in oktober 2019 hoger dan in augustus en zijn waarschijnlijk het gevolg van de aanwezigheid van slibdeeltjes in de watermonsters van oktober (watermonsters waren erg troebel).

De kwaliteit van het oppervlaktewater was in augustus 2019 in principe slechter dan in oktober 2019, zeker wat betreft totaal fosfor. De fosfaat- en ammoniumconcentraties waren wel lager, maar de verklaring hiervoor is waarschijnlijk de hogere opname van nutriënten in augustus in vergelijking tot oktober 2019. Er zijn wel degelijk aanwijzingen dat er in de zomer, als gevolg van de hogere temperaturen, fosfaat wordt gemobiliseerd door anaerobe afbraak van organisch materiaal in de sloten. Sulfaat treedt hierbij op als alternatieve elektronenacceptor (Figuur 3). Uit het onderzoek van Royal HaskoningDHV zou blijken dat de concentraties van de relevante voedingsstoffen, geen grote verschillen vertonen tussen het in- en het uitlaatpunt en binnen het gebied. Wanneer we echter goed kijken naar de spreiding van totaal-P concentratie in het gebied in augustus 2019 dan zien we dat er wel degelijk hele grote verschillen in de totaal-P concentraties worden gemeten tussen de verschillende locaties. Deze varieert van 3 tot maar liefst $55 \mu\text{mol/l}$. De verschillen tussen sloten kunnen heel groot zijn, zelfs als ze dicht bij elkaar liggen. Dergelijke verschillen kunnen ook veroorzaakt worden door een verschillende mate van nalevering van P uit de slootbodems.

Kwaliteit inlaatwater Kromme Mijdsrecht

Gemiddeld gezien bevat het inlaatwater uit de Kromme Mijdsrecht in de periode 2009-2010 $3,2 \mu\text{mol/l}$ ortho-fosfaat en $8,1 \mu\text{mol/l}$ totaal fosfor (van den Broek e.a., 2019). Als onderdeel van het bodemchemische fosfaatonderzoek werd op 21 augustus 2018 de Kromme Mijdsrecht bemonsterd tussen het huidige inlaatpunt en de Westveense molen (van Mullekom e.a., 2018). In vergelijking tot de periode 2009-2010 was het water van de Kromme Mijdsrecht minder rijk aan ortho-fosfaat en totaal fosfor ($1,9 \mu\text{mol/l}$ ortho-fosfaat en $4,1 \mu\text{mol/l}$ totaal fosfor; Tabel 5). Op basis van deze eenmalige meting kan voorzichtig de conclusie worden getrokken dat de waterkwaliteit van de Kromme Mijdsrecht is verbeterd tussen 2009-2010 en 2018.

Tabel 5. Kwaliteit van het oppervlaktewater in polder Westveen (locatie OW1, ter hoogte van locatie W20 in Figuur 28) en van de Kromme Mijdrecht (locatie OW2) op 21 augustus 2018. Concentraties zijn gegeven in $\mu\text{mol/l}$ met uitzondering van pH en Alk. = alkaliniteit (zuurbufferend vermogen) in meq/l. EGV = Elektrisch Geleidingsvermogen in $\mu\text{S/cm}$. Bron: van Mullekom e.a. (2018).

Code	Omschrijving	pH	Alk	EGV	CO ₂	HCO ₃ ⁻	Al ³⁺	Ca ²⁺	Fe ²⁺	Mg ²⁺	P	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻
OW1	Sloot bij locatie R1	8,3	5,1	1854	62	4687	5	2682	1	1115	4,1	849	0,6	4,1	1,9	9701	395	16481
OW2	Kromme Mijdrecht	7,6	5,8	2710	314	5510	1	2979	2	1263	5,2	712	1,1	2,1	1,8	15667	466	27494

Beoordeling oppervlaktewaterkwaliteit polder Westveen

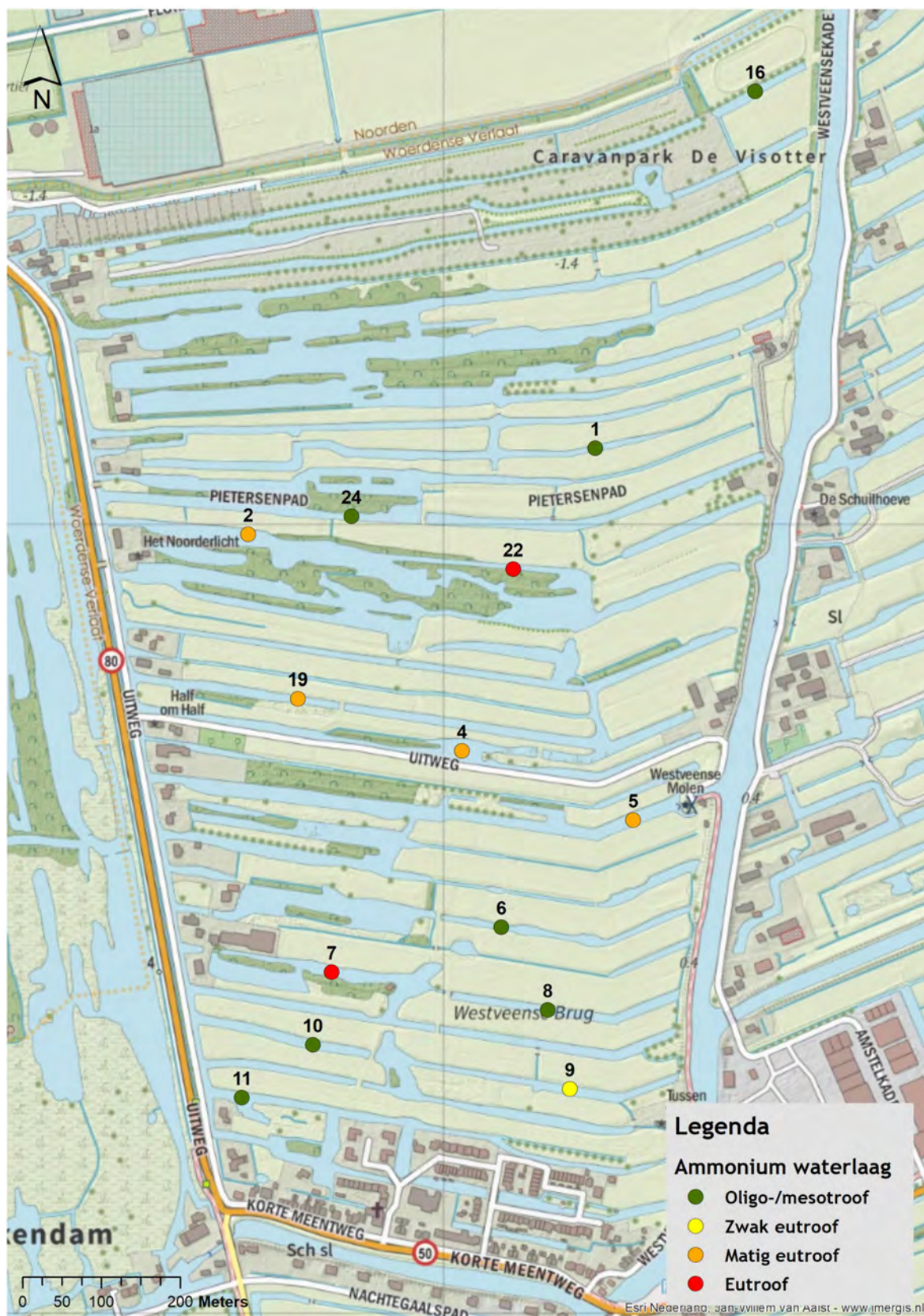
Voor de beoordeling van de oppervlaktewaterkwaliteit is het natuurlijk belangrijk waar de grenswaarden worden gelegd. In het rapport van Royal HaskoningDHV is daarvoor de klassenindeling voor trofieniveau volgens het Handboek Natuurdoeltypen gebruikt (Bal e.a., 2001; Tabel 6). In Figuur 29, Figuur 30 en Figuur 31 wordt de ruimtelijke spreiding van de in oktober 2019 gemeten concentraties ammonium, ortho-fosfaat en totaal fosfor in het oppervlaktewater volgens deze klassenindeling gegeven. Het oppervlaktewater in gebufferde sloten in het veenweidegebied zijn geen oligotrofe watersystemen. Voor het natuurbeheertype zoete plas (N04.02) wordt voor een hoge kwaliteit aangegeven dat de totaal-P concentratie lager moet zijn dan $2,9 \mu\text{mol/l}$ (= $0,09 \text{ mg/l}$) en totaal-N lager dan $93 \mu\text{mol/l}$ (= $1,3 \text{ mg/l}$; Tabel 7), dit komt neer op matig eutroof voor fosfor en eutroof voor stikstof (Tabel 6). Voor het habitatype H3150 (meren met krabbenscheer en fonteinkruiden) wordt aangegeven dat de optimale fosfaatconcentratie tussen $1,3$ en $3,2 \mu\text{mol/l}$ (= $0,04$ - $0,1 \text{ mg P/l}$) ligt (Ministerie van EZ, 2008), dus zwak tot matig eutroof voor fosfaat.

Tabel 6. Verschillende trofieklassen met maximale stikstof- en fosforconcentraties in het water. De concentraties zijn omgerekend van mg/l naar $\mu\text{mol/l}$ (zie ook Tabel 3). Bron: Bal e.a. (2001).

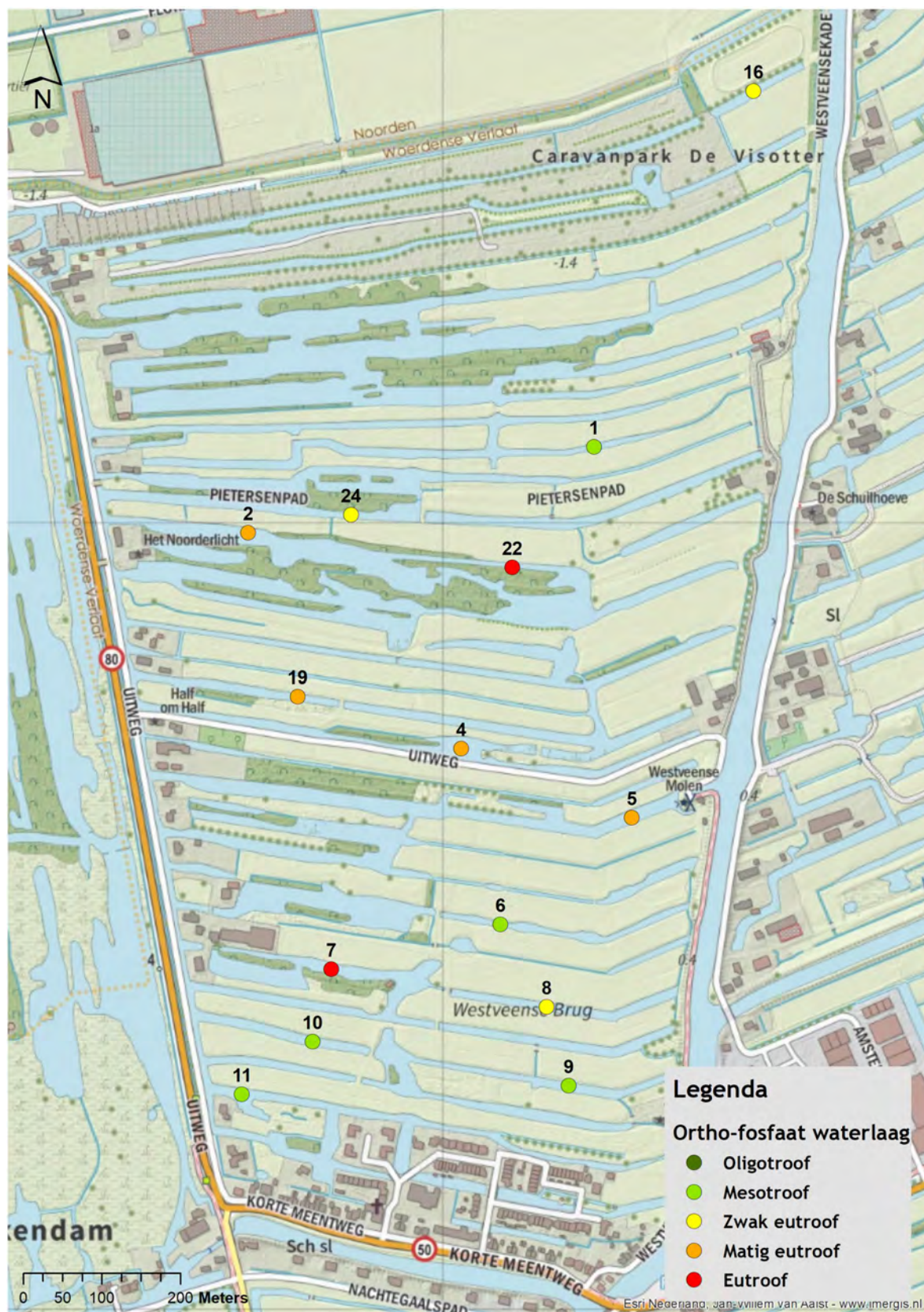
Klasse	NO ₃	NH ₄	totaal-N	ortho-P	totaal-P
	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$
oligotroof	10,7	28,6	21,4	0,3	0,5
mesotroof	25,0	28,6	28,6	0,8	1,3
zwak eutroof	32,9	35,7	42,9	1,3	1,9
matig eutroof	50,0	71,4	71,4	2,3	2,6
eutroof	71,4	71,4	107,1	3,2	3,2

Tabel 7. Een aantal belangrijke abiotische randvoorwaarden voor verschillende kwaliteitsklassen van het natuurbeheertype Zoete plas (N04.02). De gemiddelde waterkwaliteit in polder Westveen vallen in de gekleurde kwaliteitsklassen. Bron: website BIJ12.

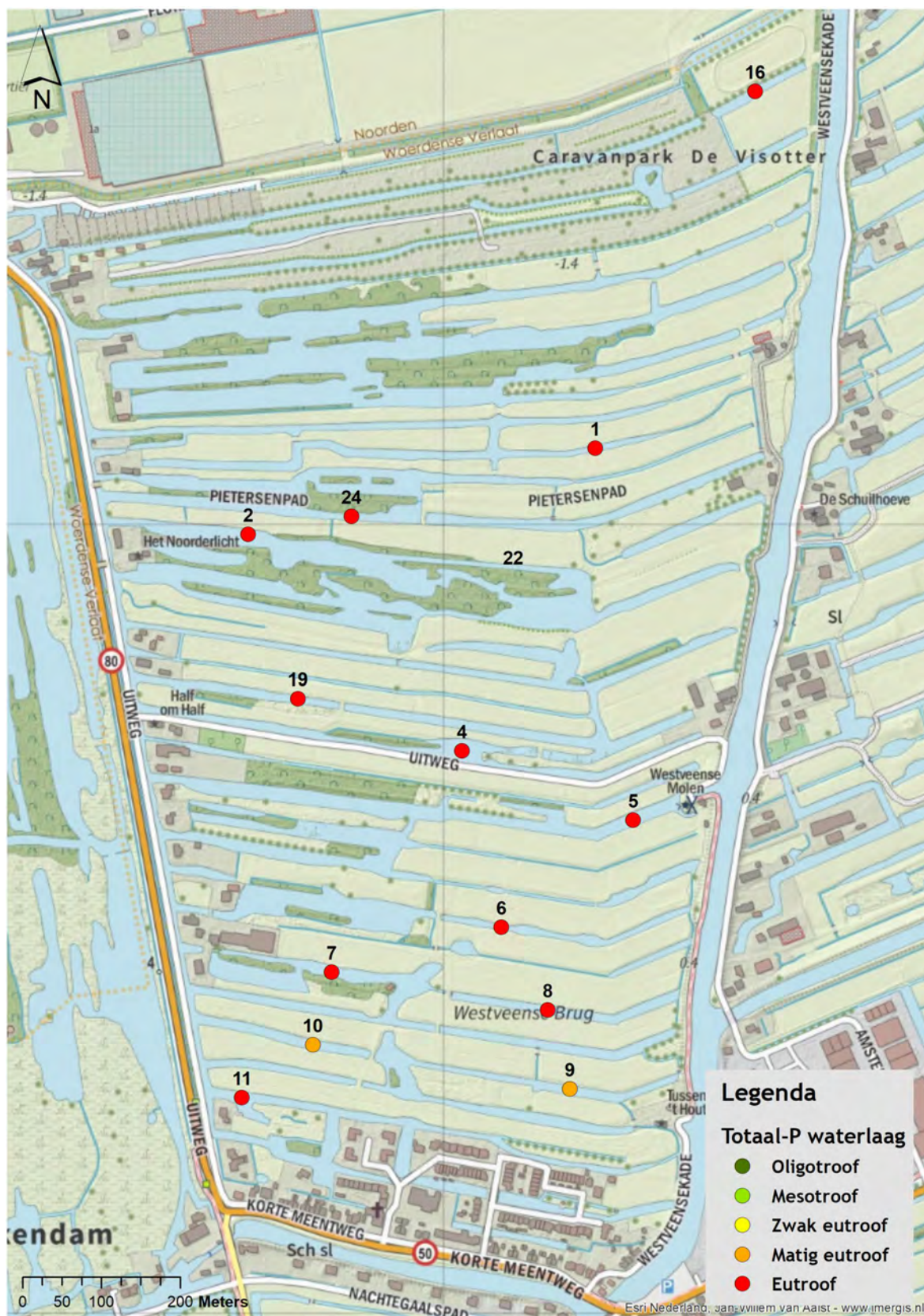
Variabele	Kwaliteit		
	Hoog	Midden	Laag
pH	6,0-8,5	5,5-6/8,5-9,5	< 5,5 of > 9,5
Totaal P ($\mu\text{mol/l}$)	$\leq 2,9$	2,9-5,8	$\geq 5,8$
Totaal N ($\mu\text{mol/l}$)	≤ 93	93-136	≥ 136
Chloride ($\mu\text{mol/l}$)	≤ 5642	5642-7052	≥ 7052
Sulfaat ($\mu\text{mol/l}$)	≤ 104	104-208	≥ 208
Alkaliniteit (meq/l)	≤ 1	1-2	≥ 2
Doorzicht (m)	$\geq 0,9$	0,6-0,9	$\leq 0,6$



Figuur 29. Ruimtelijke weergave van de ammoniumconcentraties in het oppervlaktewater van de sloten in polder Westveen op 15 oktober 2019. Voor de indeling in trofieniveau is gebruik gemaakt van dezelfde indeling (naar Bal e.a., 2001; Tabel 6) als in het rapport van Royal HaskoningDHV (Possen & van den Broek, 2019).



Figuur 30. Ruimtelijke weergave van de ortho-fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater van de sloten in polder Westveen op 15 oktober 2019. Voor de indeling in trofieniveau is gebruik gemaakt van dezelfde indeling (naar Bal e.a., 2001; Tabel 6) als in het rapport van Royal HaskoningDHV (Possen & van den Broek, 2019).



Figuur 31. Ruimtelijke weergave van de totale fosforconcentraties in het oppervlaktewater van de sloten in polder Westveen op 15 oktober 2019. Voor de indeling in trofieniveau is gebruik gemaakt van dezelfde indeling (naar Bal e.a., 2001; Tabel 6) als in het rapport van Royal HaskoningDHV (Possen & van den Broek, 2019).

In Tabel 8 wordt de gemiddelde oppervlaktewaterkwaliteit (alle locaties) in zowel augustus als oktober 2019 gegeven. Op basis van de abiotische randvoorwaarden voor het natuurbeheertype Zoete plas passen de pH, stikstof- en chlorideconcentraties bij een hoge kwaliteit (Tabel 7). De fosforconcentraties indiceren een matige (oktober 2019) of slechte kwaliteit (augustus 2019). Ook is de zuurbuftercapaciteit (alkaliniteit) van het water te hoog en is het water te rijk aan sulfaat (Tabel 7). Onder de huidige omstandigheden met een dikke sliblaag in de watergangen, zal ook het doorzicht (niet bepaald) op veel locaties in polder Westveen ongunstig zijn voor de ontwikkeling van een waterplantenvegetatie.

Tabel 8. Gemiddelde chemische samenstelling van het oppervlaktewater op in polder Westveen op 30 augustus 2019 (n = 25; Figuur 28) en 15 oktober 2019 (n=14; Figuur 5). Concentraties zijn uitgedrukt in $\mu\text{mol/l}$, uitgezonderd pH, alkaliniteit (Alk.) en EGV. De stikstof- en fosforconcentraties zijn op basis van de trofieklassen in Tabel 6.

Datum	pH	EGV	HCO ₃	NO ₃	NH ₄	PO ₄	K	Cl	Al	Ca	Fe	Mg	P	S
		$\mu\text{S/cm}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$	$\mu\text{mol/l}$
30-8-2019	7,77	829	3631	1,5	21,3	1,1	241	3139	1,8	1628	0,9	640	12,1	568
15-10-2019	7,13	651	2761	4,5	42,1	1,6	207	2439	8,7	1524	5,7	529	4,7	501

Zelf-facilitatie krabbenscheer

Binnen het natuurbeheertype Zoete plas valt het habitattype H3150, meren met krabbenscheer en fonteinkruiden. Krabbenscheervegetaties dragen in belangrijke mate bij aan de biodiversiteit van het laagveengebied. Krabbenscheer gedijt goed in relatief voedselrijke wateren, maar is op veel locaties verdwenen door een te sterke eutrofiëring van het oppervlaktewater door een toename van de sulfaatbelasting (interne eutrofiering; Smolders e.a., 1996; 2003). Een verhoogde sulfaatbelasting zorgt voor een verhoogde beschikbaarheid van nutriënten (fosfor en ammonium) door zowel de versnelde afbraak van organisch materiaal in de waterbodem als de reactie van het hierbij vrijkomende sulfide met ijzercomplexen in de bodem. Ook kan de ophoping van ammonium in de waterlaag en sulfide in de bodem leiden tot vergiftiging van planten (Roelofs, 1991; Smolders e.a., 2003).

Sinds 2000 gaat het in Nederland, met name in natuurgebieden, weer wat beter met krabbenscheer. Veel sloten in West-Nederland, zoals in polder Westveen, zijn echter nog steeds zwavelrijk, met relatief lage ijzerconcentraties en relatief hoge ammonium- en fosforconcentraties in het oppervlakte- en poriewater. Daarnaast is het water vaak hard met een hoge pH, waardoor de beschikbaarheid van koolstofdioxide laag is. Voor krabbenscheer is een voldoende hoge koolstofdioxideconcentratie ($> 200 \mu\text{mol/l}$; Harpenslager e.a., 2015) in de waterlaag belangrijk, met name belangrijk in het voorjaar wanneer de plant nog onder water ligt. Wanneer de planten eenmaal drijven kunnen ze koolstofdioxide uit de atmosfeer opnemen, waardoor ze voor de koolstofvoorziening niet meer afhankelijk zijn van de waterlaag. Er zijn dus voldoende stressfactoren aanwezig die de ontwikkeling van een krabbenscheervegetatie kunnen belemmeren.

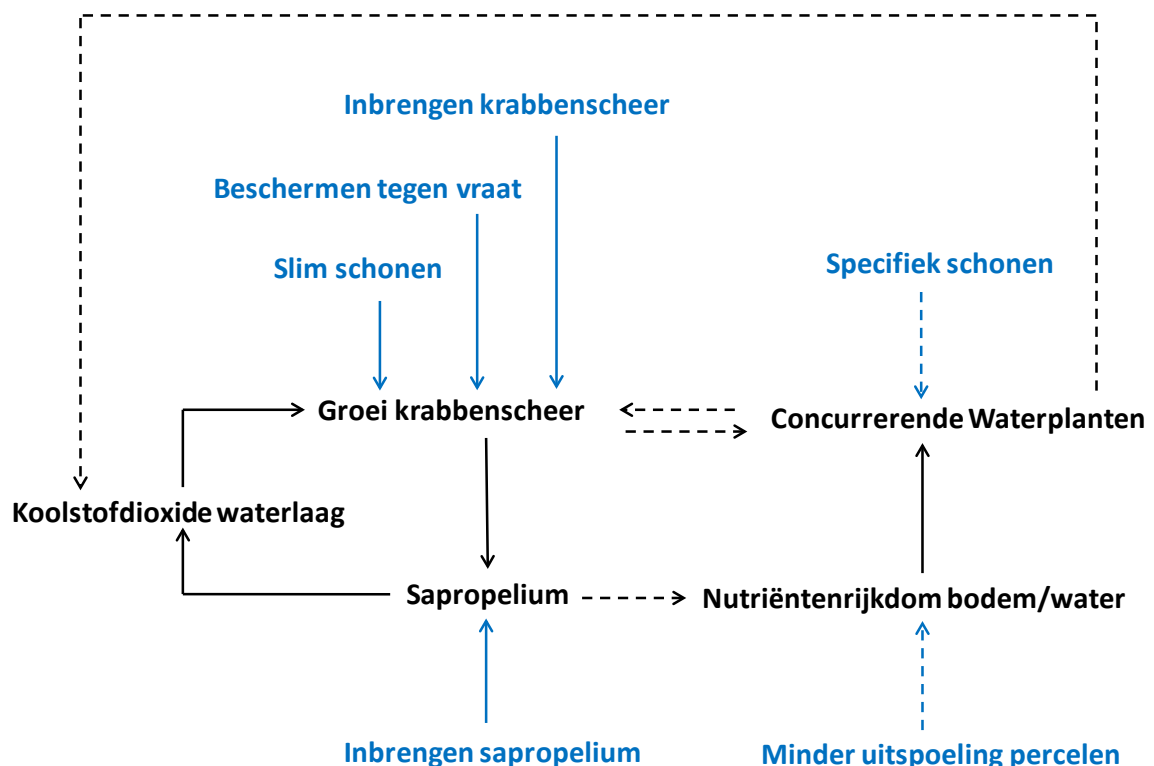
Uit recent onderzoek blijkt dat krabbenscheer zelf zijn milieu kan aanpassen (Smolders e.a., 2019). Uitbundige groei van krabbenscheer resulteert in de vorming van sapropelium, een laag van onvolledig afgebroken, dode plantenresten. Dit sapropelium bedekt de bodem en vormt als het ware een nieuw substraat waarin de planten wortelen. Deze laag is niet alleen minder dicht maar bevat in de meeste veenweidegebieden per liter bodem (veel) minder nutriënten dan de oorspronkelijke waterbodem. Hierdoor wordt de concurrentie met snelgroeiende wortelende

.....

waterplanten die, net als krabbenscheer de nutriënten (en dan met name fosfor) vooral uit de waterbodem opnemen, verminderd. Verder bindt krabbenscheer veel koolstofdioxide uit de atmosfeer. Wanneer de dode biomassa afbreekt, komt dit koolstofdioxide deels weer vrij en waardoor in het voorjaar zowel de groei als het opdrijven van de ondergedoken planten wordt bevorderd. Krabbenscheer creëert dus zijn eigen milieu met een minder voedselrijke bodem en een hogere beschikbaarheid van koolstofdioxide in de waterlaag boven de bodem.

Krabbenscheerplanten bedekken in de winter de bodem en drijven in de zomer op het water. Hierdoor krijgt de wind minder vat op de bodem, waardoor het water ook helderder blijft in het voorjaar. Omdat krabbenscheerplanten snel kunnen groeien en zich zeer efficiënt met uitlopers voortplanten, kunnen ze ook veel biomassa vormen en veel nutriënten uit de waterlaag opnemen. Krabbenscheer is dus een echte biobouwer die via deze mechanismen zowel de kwaliteit van de waterbodem als die van het oppervlaktewater beïnvloedt.

Hoewel de omstandigheden in veel veenweidesloten suboptimaal zijn voor de vestiging van krabbenscheer, kunnen goed ontwikkelde vegetaties de milieuomstandigheden dusdanig veranderen dat de condities om zich te handhaven juist gunstig worden. Dit noemen we zelf-facilitatie. Wanneer er zich eenmaal een krabbenscheervegetatie heeft gevestigd, dan is de kans groot dat deze zich kan handhaven door deze zelf-facilitatie. Er kan in voedselrijke sloten, dan ook sprake zijn van twee min of meer stabiele alternatieve toestanden. Hierbij is er vaak sprake van een eutrafente vegetatie, met weinig of geen krabbenscheer, of, als alternatief, een vegetatie die volledig gedomineerd wordt door krabbenscheer.



Figuur 32. Zelf-facilitatie door een krabbenscheervegetatie in een voedselrijk sub-optimaal milieu, zoals het veenweidegebied, en beheermaatregelen (in blauw) die dit proces beïnvloeden. Een doorgetrokken lijn betekent stimulering; een gestippelde lijn betekent remming. Bron: Smolders e.a. (2019)

.....

Om krabbenscheer echt een kans te geven in het veenweidegebied is het op de juiste wijze introduceren van de soort, en vooral ook het op de juiste wijze beheren van de sloten, van groot belang (Figuur 32; Smolders e.a., 2019). Onder de suboptimale omstandigheden, met voedselrijke bodems en hard koolstofdioxide-arm water, waarvan nu eenmaal sprake is in het grootste deel van de Nederlandse veenweidegebieden, speelt het proces van zelf-facilitatie een cruciale rol. Om zelf-facilitatie mogelijk te maken moet krabbenscheer in voldoende hoge dichtheden worden geïntroduceerd, waarbij bovendien, indien mogelijk, ook sapropelium wordt ingebracht. Vanwege de voedselrijkdom is een goed onderhoud daarna belangrijk.

4.4 Conclusies oppervlaktewaterkwaliteit

Op basis van de beschikbare oppervlaktewaterkwaliteitsgegevens kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- De totale fosforconcentraties zijn, zeker in de zomer, te hoog voor het natuurbeheertype Zoete plas.
- In de zomer zijn de ortho-fosfaat en ammoniumconcentraties relatief laag door opname door algen en/of waterplanten.
- Op basis van de hogere totale fosforconcentraties en lagere sulfaatconcentraties in de zomer kan voorzichtig de conclusie worden getrokken dat er in de sloten anaerobe afbraak van organisch materiaal plaatsvindt waarbij niet alleen ijzer(III) maar ook sulfaat wordt gereduceerd. Hierdoor is de beschikbaarheid van ijzer in het poriewater relatief laag en de ijzer/fosfor-ratio ongunstig. Hierdoor kunnen de bodems jaarrond fosfaat naleveren naar de waterlaag. Vanwege de doorgaans lagere zuurstofconcentratie in de waterlaag, als gevolg van zuurstof consumptie door het sediment, zal de nalevering in de zomer het hoogste zijn.
- Onder relatief voedselrijke omstandigheden kunnen krabbenscheervegetaties via zelf-facilitatie een positieve invloed hebben op de waterkwaliteit.

5. CONCLUSIES

- In polder Westveen is de slibbodem rijker aan P dan de onderliggende vaste waterbodem. Dit geeft aan dat het slib afkomstig is vanuit de P-rijke veenweidepercelen en niet of in mindere mate door afbraak van het veen van de onderliggende vaste waterbodem. De P-concentraties in de toplaag en onderlaag van het slib zijn vergelijkbaar.
- De Fe/P-ratio in het poriewater van zowel het slib als de vaste waterbodem zijn ongunstig (< 1), evenals de Fe/S-ratio van het slib en vaste waterbodem ($< 0,5$). Dit betekent dat er een groot risico bestaat op de nalevering van fosfaat naar de waterlaag.
- De hoge ammoniumconcentraties in het poriewater zijn het gevolg van de afbraak van organisch materiaal uit het slib.
- In de zomer (augustus 2019) zijn de ortho-fosfaat en ammoniumconcentraties in het oppervlaktewater relatief laag door opname door algen of waterplanten, maar de totale fosforconcentraties zijn zeer hoog. In het najaar (oktober 2019) zijn de totale fosforconcentraties minder hoog. Uit de vergelijking van de waterkwaliteit in het najaar (oktober 2019), lijkt er in de zomer sprake te zijn van sulfaatreductie en fosfaاتمobilisatie.
- Vanwege de ongunstige Fe/P-ratio van het poriewater en Fe/S-ratio van het veen, zal baggeren tot op de vaste waterbodem de nalevering van fosfaat niet stoppen. De P-concentraties in de vaste waterbodem zijn wel lager dan in het slib, zodat de nalevering zeer waarschijnlijk wel zal afnemen. De nalevering van ammonium zal naar verwachting fors afnemen door baggeren. Per saldo zal baggeren hierdoor kunnen leiden tot een verbetering van de waterkwaliteit waarbij met name de stikstofconcentratie van de waterlaag zal afnemen. Dit is zeer gunstig wanneer wordt overwogen om krabbenscheer te introduceren. Onder te stikstofrijke omstandigheden wordt deze soort namelijk gevoelig voor schimmelinfecties (o.a. *Pythium*).
- Baggeren van alleen de bovenlaag van het slib zal geen effect hebben op de waterkwaliteit, aangezien de boven- en onderlaag van het slib een vergelijkbare samenstelling hebben. Baggeren resulteert wel tot een groter volume van de waterlaag, waardoor er verdunning van de nageleverde nutriënten plaats zal vinden en een verbetering van de waterkwaliteit voor het natuurbeheertype Zoete plas.
- Wanneer de aanwas van bagger (zeer waarschijnlijk ook (deels) afkomstig van de erosie van de percelen) niet verminderd, zullen de effecten van het baggeren maar tijdelijk van aard zijn.
- Mogelijk is de bagger verzurend wanneer deze wordt blootgesteld aan zuurstof. Dit kan voor baggeren getest worden.
- Op basis van Ecologische Sleutelfactor 3 (productiviteit bodem) is de slibbodem lokaal te rijk aan fosfor (> 500 mg/kg), maar is de vaste waterbodem voldoende P-arm. De vaste waterbodem heeft echter zowel een ongunstige Fe/P-ratio in het poriewater (< 1) als ongunstige Fe/S-ratio ($< 0,5$), zodat er ondanks de gunstige totaal-P concentratie een risico bestaat op fosfaattnalevering.
- Op alle locaties ligt de toxische druk van ammonium in het oppervlaktewater onder de veilige waarde van 0,5%. Ecologisch gezien zijn de ammoniumconcentraties in het oppervlaktewater echter wel verhoogd.

.....

6. LITERATUUR

- Broek, T. van den, J. Groenendijk & G.-J. Smit (2019) Voorlopig Schetsontwerp Polder Westveen. Rapport BG4871WATRP190527, Royal HaskoningDHV, Amsterdam.
- Brouwer, M. (2020) Baggerplan polder Westveen. Werkversie. Tjshuis Ingenieurs, Hoorn.
- Geurts, J.J.M., A.J.P. Smolders, A.M. Banach, J.P.M. van de Graaf, J.G.M. Roelofs & L.P.M. Lamers (2010) The interaction between decomposition, N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens. *Water Research* **44**: 3487-3495.
- Harpenslager, S.F., A.J.P. Smolders, J.G.M. Roelofs, A. Kieskamp & L.P.M. Lamers (2015) To float or not to float: how interactions between light and dissolved inorganic carbon species determine the buoyancy of *Stratiotes aloides*. *PLOS One* DOI:10.1371/journal.pone.0124026.
- Heide, T. van der, A.J.P. Smolders, L.P.M. Lamers, M.M. van Katwijk MM & J.G.M. Roelofs (2010) Nutrient mobility correlates with bicarbonate accumulation in marine and freshwater sediments – empirical evidence from pore water analyses. *Applied Geochemistry* **25**: 1825–1829.
- Lamers L.P.M., H.B.M. Tomassen & J.G.M. Roelofs (1998) Sulfate induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science & Technology* **32**: 199-205.
- Lamers, L.P.M., L.L. Govers, I.C.J.M. Janssen, J.J.M. Geurts, M.E.W. van der Welle, M.M. van Katwijk, T. van der Heide, J.G.M. Roelofs & A.J.P. Smolders (2013) Sulfide as a soil phytotoxin - a review. *Frontiers in Plant Science* **4**: 268. doi: 10.3389/fpls.2013.00268.
- Lucassen, E.C.H.E.T., A.J.P. Smolders & J.G.M. Roelofs (2002) Potential sensitivity of mires to drought, acidification and mobilisation of heavy metals: the sediment S/(Ca+Mg) ratio as diagnostic tool. *Environmental Pollution* **120**: 635-646.
- Ministerie van EZ (2008) Profielendocument Habitattypen 3150, Van nature eutrofe meren met vegetatie van het type Magnopotamion of Hydrocharition (H3150; meren met krabbenscheer en fonteinkruiden habitattypen).
- Mullekom, M., H. Tomassen, A. Visscher & F. Smolders (2019) Bodemchemisch onderzoek voormalige landbouwgronden polder Westveen – onderzoek naar de natuurontwikkelingsmogelijkheden. Rapport RP-18.073.18.62, Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.
- Possen, B. & T. van den Broek (2019) Ruimtelijke beeld van en relatie tussen grond- en oppervlaktewaterkwaliteit in Polder Westveen. Notitie BG4871WATNT1911041259, Royal HaskoningDHV.
- Posthuma, L., D. de Zwart, R. Keijzers & J. Postma (2016a) Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit Deel 2 Kalibratie: toxische druk en ecologische effecten op macrofauna. Rapport STOWA 2016-15B, STOWA, Amersfoort.
- Posthuma, L., D. de Zwart, L. Osté & J. Postma (2016b) Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit, Deel 3. Technische handleiding en tips ESF-toxiciteit, Chemie tool. Rapport STOWA 2016-15C, STOWA, Amersfoort.
- Roelofs, J.G.M. (1991) Inlet of alkaline river water into peaty lowlands: effects on water quality and *Stratiotes aloides* L. stands. *Aquatic Botany* **39**: 267-293.

-
- Schep, S., B. van der Wal & T. van der Wijngaart (2015) Ecologische sleutelfactoren voor het herstel van onderwatervegetatie. Toepassing van de ecologische sleutelfactoren 1,2 en 3 in de praktijk. Rapport STOWA 2015-17, STOWA, Amersfoort.
- Smolders, A.J.P., J.G.M. Roelofs & C. den Hartog (1996) Possible causes for the decline of the water soldier (*Stratiotes aloides* L.) in the Netherlands. *Archiv für Hydrobiologie* **136**: 327-342.
- Smolders, A. J. P., M. C. Van Riel & J. G. M. Roelofs (2000) Accumulation of free amino acids as an early indication for physiological stress (nitrogen overload) due to elevated ammonium levels in vital *Stratiotes aloides* L. stands. *Arch. Hydrobiol.* **150**: 169-175.
- Smolders A.J.P., L.P.M. Lamers, M. Moonen, K. Zwaga & J.G.M. Roelofs (2001) Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry* **54**: 219-228.
- Smolders, A.J.P., L.P.M. Lamers, C. den Hartog & J.G.M. Roelofs (2003) Mechanisms involved in the decline of *Stratiotes aloides* L. in The Netherlands: sulphate as a key variable. *Hydrobiologia* **506-509**: 603-610.
- Smolders A.J.P., L.P.M. Lamers, E.C.H.E.T. Lucassen, G. Van der Velde & J.G.M. Roelofs (2006) Internal eutrophication: 'How it works and what to do about it', a review. *Chemistry and Ecology* **22**: 93-111.
- Smolders, A., J. van Diggelen, J. Roelofs, E. Lucassen, J. Geurts & L. Lamers (2013) Waterkwaliteit in het veenweidegebied: de complexe interacties tussen oever, waterbodemonderzoek en oppervlaktewater. *Landschap* **3**: 145-153.
- Smolders, A.J.P., E.C.H.E.T. Lucassen, S.F. Harpenslager, F. Van Schaik, J.G.M. Roelofs, L.P.M. Lamers (2019) Kansen voor krabbenscheer in voedselrijke sloten van het veenweidegebied. *De Levende Natuur* **120**(1): 39-35.
- Smolders, A., M. van Mullekom, H. Tomassen & P. Westendorp (2019) Waterkwaliteitsproblemen tot in de bodem uitgezocht. De relatie tussen waterbodemonderzoek en waterkwaliteit. Brochure Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.
- Tenholter, J. (2020) Verkennend- en nader waterbodemonderzoek. Baggerplan Polder Westveen te Woerdens Verlaat. Conceptrapport projectnummer 368926, Sweco, Rotterdam.

7. BIJLAGEN

Bijlage 1. Analyseresultaten van de toplaag van het slib (0-10 cm), onderlaag van het slib (0-10 cm) en toplaag van de vaste waterbodem (0-10 cm) in polder Westveen.

Locatie	Type	Vocht %	Massavolume kg droog/l vers	Org. stof %	Al mmol/kg	Ca mmol/kg	Fe mmol/kg	K mmol/kg	Mg mmol/kg	P mmol/kg	S mmol/kg	Fe/P mol/mol	Fe/S mol/mol	S/(Ca+Mg) mol/mol
1	toplaag slib	87,17	0,12	70,96	270	583	126	15	111	13,8	590	9,1	0,21	0,85
	onderlaag slib	85,85	0,14	66,95	341	635	124	23	131	13,6	600	9,1	0,21	0,78
	vaste bodem	88,97	0,11	79,78	204	671	78	19	99	10,2	697	7,6	0,11	0,91
2	toplaag slib	88,15	0,12	67,32	271	624	122	15	118	15,0	589	8,2	0,21	0,79
	onderlaag slib	86,22	0,13	67,40	338	659	139	21	133	15,3	629	9,1	0,22	0,79
	vaste bodem	85,95	0,13	85,26	213	807	119	14	106	9,9	679	11,9	0,17	0,74
4	toplaag slib	82,56	0,18	54,53	196	463	176	10	72	29,7	639	5,9	0,28	1,19
	onderlaag slib	87,00	0,13	68,13	249	577	193	12	91	28,6	687	6,8	0,28	1,03
	vaste bodem	86,75	0,12	74,31	263	595	95	14	85	8,1	598	11,7	0,16	0,88
5	toplaag slib	86,58	0,14	61,58	358	603	127	24	97	21,3	529	6,0	0,24	0,76
	onderlaag slib	89,75	0,11	55,18	257	562	186	12	86	30,7	658	6,1	0,28	1,02
	vaste bodem	87,49	0,12	80,40	214	619	204	18	97	10,1	926	20,1	0,22	1,29
6	toplaag slib	82,71	0,17	50,74	324	548	144	18	91	26,4	521	5,5	0,28	0,82
	onderlaag slib	86,60	0,13	60,87	359	574	144	23	95	22,5	529	6,4	0,27	0,79
	vaste bodem	87,65	0,10	85,75	174	733	58	14	107	8,6	597	6,8	0,10	0,71
7	toplaag slib	89,03	0,11	64,24	248	614	135	12	89	19,8	623	6,8	0,22	0,89
	onderlaag slib	82,61	0,19	45,33	239	423	132	12	63	22,0	445	6,0	0,30	0,92
	vaste bodem	89,44	0,10	76,30	268	614	149	25	97	10,8	790	13,8	0,19	1,11
8	toplaag slib	86,72	0,13	65,99	368	578	220	29	127	14,8	741	14,9	0,30	1,05
	onderlaag slib	85,79	0,14	62,64	317	633	192	17	109	28,5	700	6,7	0,27	0,94
	vaste bodem	87,31	0,11	82,64	216	682	125	16	103	9,1	823	13,8	0,15	1,05
9	toplaag slib	91,34	0,09	64,80	289	581	194	15	92	33,8	671	5,7	0,29	1,00
	onderlaag slib	85,32	0,14	67,01	333	619	148	25	124	15,3	652	9,7	0,23	0,88
	vaste bodem	87,65	0,11	82,88	250	649	169	23	104	10,0	875	16,9	0,19	1,16
10	toplaag slib	87,34	0,11	69,63	353	618	208	26	133	13,7	737	15,1	0,28	0,98
	onderlaag slib	84,50	0,14	62,82	308	664	127	21	131	12,8	648	10,0	0,20	0,82
	vaste bodem	89,55	0,11	79,62	237	679	138	19	101	10,1	767	13,7	0,18	0,98
11	toplaag slib	85,13	0,14	67,95	303	600	137	21	109	17,3	640	7,9	0,21	0,90
	onderlaag slib	86,76	0,13	65,82	237	540	246	13	93	22,4	730	11,0	0,34	1,15
	vaste bodem	88,45	0,10	82,56	232	633	84	20	97	11,1	676	7,6	0,12	0,93
16	toplaag slib	86,99	0,12	72,56	295	693	121	19	97	14,9	683	8,1	0,18	0,86
	onderlaag slib	88,03	0,13	65,13	375	635	122	26	101	21,9	571	5,6	0,21	0,77
	vaste bodem	87,50	0,12	79,68	275	710	95	20	114	10,9	712	8,7	0,13	0,86
19	toplaag slib	85,65	0,13	70,92	311	631	192	22	131	12,1	714	15,8	0,27	0,94
	onderlaag slib	87,21	0,13	64,35	270	635	149	16	90	25,5	651	5,8	0,23	0,90
	vaste bodem	85,30	0,12	83,06	261	863	87	23	114	8,8	636	9,9	0,14	0,65
22	toplaag slib	86,83	0,13	71,04	306	649	158	22	118	14,2	653	11,1	0,24	0,85
	onderlaag slib	87,27	0,13	61,93	297	528	140	19	87	20,7	551	6,7	0,25	0,90
	vaste bodem	86,86	0,12	81,19	209	674	67	18	98	10,6	689	6,3	0,10	0,89
24	toplaag slib	88,11	0,13	60,67	293	590	186	15	89	30,6	647	6,1	0,29	0,95
	onderlaag slib	85,20	0,17	58,97	292	513	148	17	80	24,8	533	6,0	0,28	0,90
	vaste bodem	90,88	0,10	84,48	223	694	72	21	104	11,2	683	6,4	0,11	0,86

Waterbodemonderzoek polder Westveen – onderzoek naar de nalevering van nutriënten

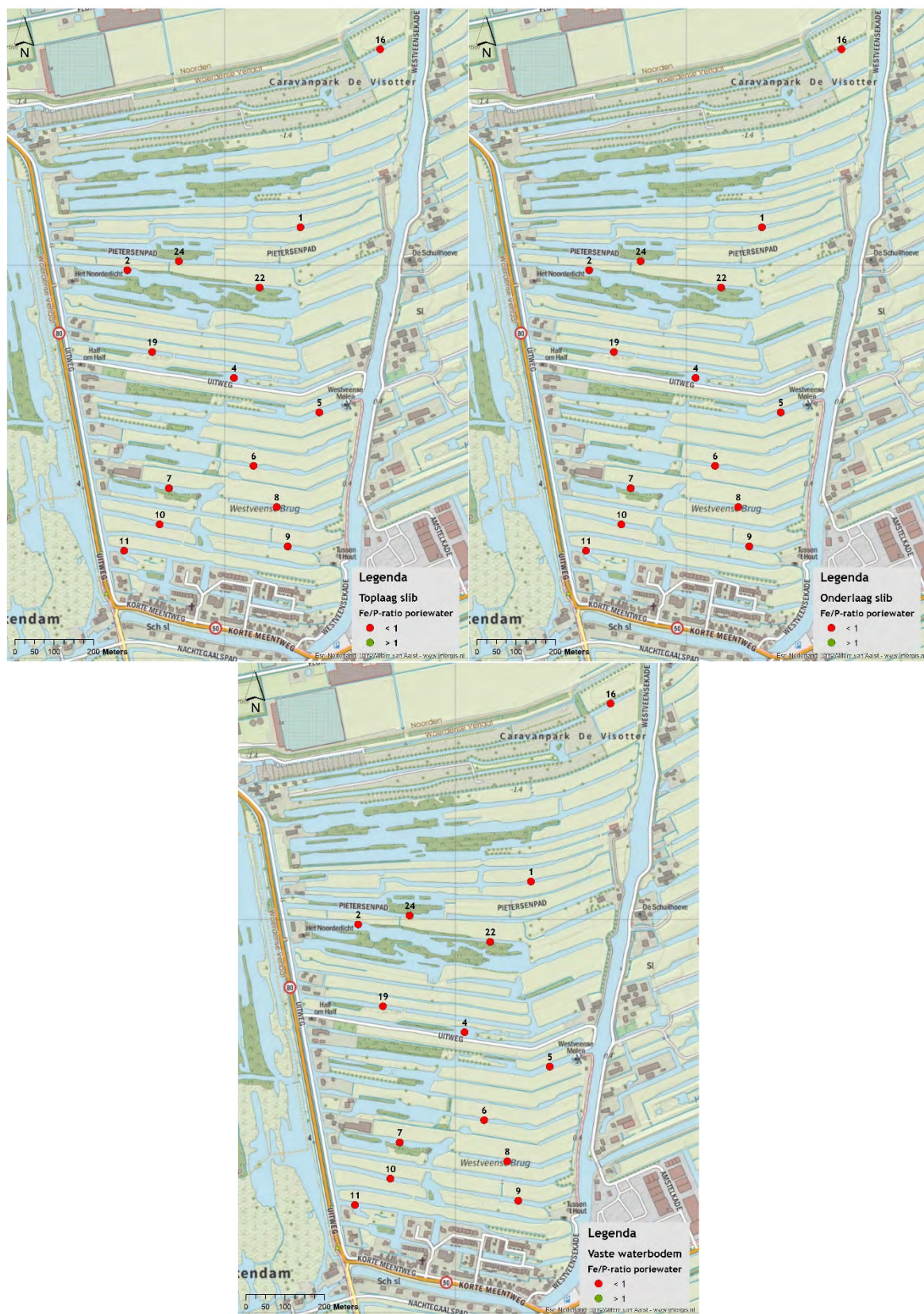
Bijlage 2. Analyseresultaten van de waterlaag en het poriewater uit de toplaag van het slib (0-10 cm), onderlaag van het slib (0-10 cm) en toplaag van de vaste waterbodem (0-10 cm) in polder Westveen. OW = oppervlaktewater en PW = poriewater. De stikstof- en fosforconcentraties zijn op basis van de trofieklassen in Tabel 6.

Locatie	Diepte	Type	pH	Alk.	EGV	CO ₂	HCO ₃	TTC	NO ₃	NH ₄	PO ₄	Na	K	Cl	Al	Ca	Fe	Mg	P	S	Fe/P-ratio
			meq/l	µS/cm	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	mol/mol
1	waterlaag	OW	7,18	3,50	630	410	2594	3004	5,2	20,1	0,7	2359	202	2517	5,1	1498	3,3	531	2,6	444	
2	waterlaag	OW	7,15	3,09	628	461	2699	3161	5,3	38,4	2,1	2353	208	2367	15,0	1493	7,5	514	5,1	598	
4	waterlaag	OW	7,09	3,80	656	560	2868	3428	2,1	40,6	1,6	2354	202	2422	2,4	1585	4,3	552	3,9	419	
5	waterlaag	OW	7,17	3,10	645	439	2689	3129	5,5	47,3	1,9	2339	208	2383	12,9	1486	7,3	513	4,7	595	
6	waterlaag	OW	7,24	3,39	644	320	2313	2633	5,4	18,3	0,8	2375	203	2453	3,6	1497	2,9	529	2,6	459	
7	waterlaag	OW	7,08	3,12	645	512	2523	3034	5,4	77,7	2,6	2404	216	2421	15,5	1489	7,2	514	5,0	594	
8	waterlaag	OW	7,17	3,47	644	456	2809	3265	3,2	23,8	1,2	2373	206	2470	2,9	1507	2,9	532	3,2	433	
9	waterlaag	OW	7,12	3,46	661	476	2623	3099	4,6	30,9	0,5	2377	206	2473	4,2	1535	2,9	534	2,2	463	
10	waterlaag	OW	7,21	3,45	654	478	3242	3720	3,9	19,4	0,6	2367	203	2468	3,5	1517	3,0	533	2,4	463	
11	waterlaag	OW	7,19	3,44	652	430	2771	3201	3,9	20,8	0,6	2376	203	2470	3,9	1519	3,1	534	2,6	457	
16	waterlaag	OW	7,16	3,52	657	505	3024	3530	2,4	23,7	1,0	2376	204	2463	3,4	1521	3,4	535	3,1	437	
19	waterlaag	OW	7,00	3,15	666	672	2816	3488	8,1	51,8	1,7	2360	213	2380	11,3	1523	6,0	520	4,3	599	
22	waterlaag	OW	6,97	3,18	671	781	3017	3797	5,1	151,3	5,9	2345	220	2388	33,4	1639	23,3	534	21,1	605	
24	waterlaag	OW	7,15	3,51	663	459	2671	3129	3,1	25,9	0,9	2388	205	2467	4,2	1526	3,3	533	2,6	445	
1	toplaag slib	PW	6,62	.	686	3628	6290	9918	0,6	628,0	16,1	1350	118	1031	1,4	1970	1,2	726	21,8	113	0,05
	onderlaag slib	PW	6,73	.	690	2017	4526	6543	0,8	409,3	12,3	1117	99	821	1,7	1702	2,0	566	18,8	131	0,11
	vaste bodem	PW	7,29	.	812	646	5191	5837	0,6	141,9	23,7	3117	235	2597	0,3	1741	2,0	606	28,7	258	0,07
2	toplaag slib	PW	6,63	.	733	3618	6391	10009	1,2	729,1	24,6	1354	118	942	1,7	2201	2,9	797	30,1	144	0,10
	onderlaag slib	PW	6,67	.	622	2979	5809	8788	0,8	400,3	12,0	1125	82	755	1,4	2003	0,7	655	15,4	109	0,04
	vaste bodem	PW	7,17	.	718	763	4675	5438	0,7	138,9	20,5	2920	226	2450	0,5	1489	0,5	521	24,5	75	0,02
4	toplaag slib	PW	6,62	.	766	4148	7209	11357	0,8	778,3	22,8	1428	112	1024	1,3	2240	1,3	828	27,3	138	0,05
	onderlaag slib	PW	6,76	.	751	2847	6767	9614	0,7	924,7	30,3	1547	131	1154	1,8	2075	3,6	772	35,7	141	0,10
	vaste bodem	PW	6,64	.	627	2738	4949	7688	0,9	472,5	4,6	1185	147	1229	2,2	1830	0,2	585	8,9	109	0,02
5	toplaag slib	PW	7,24	.	686	804	5809	6612	1,2	939,5	22,2	1478	104	1268	1,2	1751	2,8	573	26,5	133	0,11
	onderlaag slib	PW	6,56	.	807	4658	6971	11629	1,3	1231,3	34,0	1759	112	1263	1,8	2101	5,4	734	40,5	101	0,13
	vaste bodem	PW	7,44	.	619	266	3057	3324	0,9	59,9	8,5	2033	136	2319	0,5	1357	0,3	464	11,4	339	0,03
6	toplaag slib	PW	6,56	.	778	4721	7130	11850	0,9	1066,3	31,0	1523	115	987	2,8	2219	3,1	738	36,3	91	0,09
	onderlaag slib	PW	6,98	.	727	1689	6633	8322	0,8	997,2	28,7	1472	104	1066	1,5	1993	0,5	643	33,9	136	0,02
	vaste bodem	PW	7,06	.	738	1037	4986	6022	1,3	118,2	17,4	2630	190	2369	0,5	1686	0,3	589	21,6	119	0,01
7	toplaag slib	PW	6,80	.	792	2818	7362	10180	0,6	1135,1	39,3	1636	142	1176	1,3	2176	0,7	706	44,6	102	0,02
	onderlaag slib	PW	6,93	.	743	1812	6325	8137	0,7	1188,4	34,2	1664	119	1242	1,8	1816	1,2	566	39,2	106	0,03
	vaste bodem	PW	7,36	.	856	520	4956	5476	1,0	146,3	22,3	4123	236	3331	0,5	1499	1,3	503	25,8	379	0,05
8	toplaag slib	PW	6,84	.	615	1916	5477	7393	0,8	524,0	16,0	1208	96	698	1,3	1887	0,8	673	19,3	128	0,04
	onderlaag slib	PW	6,63	.	745	3754	6706	10460	0,9	699,8	25,8	1355	110	1008	1,4	2235	1,2	802	29,8	119	0,04
	vaste bodem	PW	7,45	.	659	281	3267	3548	0,7	51,1	10,2	2101	136	2354	0,5	1509	0,4	562	13,2	438	0,03
9	toplaag slib	PW	6,74	.	798	3039	6994	10033	0,7	1168,4	34,0	1848	135	1342	1,5	1995	1,4	694	39,0	103	0,04
	onderlaag slib	PW	6,60	.	781	4360	7187	11547	0,8	811,5	35,1	1436	113	1156	2,0	2340	2,3	825	41,7	103	0,05
	vaste bodem	PW	7,30	.	668	478	3961	4439	0,8	94,1	15,1	2401	182	2361	0,3	1471	0,4	476	18,6	231	0,02
10	toplaag slib	PW	6,58	.	729	4716	7389	12105	0,8	696,5	24,7	1368	117	925	1,6	2278	3,2	831	28,9	141	0,11
	onderlaag slib	PW	6,68	.	730	3465	6899	10364	0,7	713,9	16,7	1413	110	1179	1,5	2146	1,2	786	20,7	104	0,06
	vaste bodem	PW	7,45	.	691	356	4163	4519	0,8	110,1	16,6	2463	179	2515	0,3	1527	1,6	529	20,8	296	0,08
11	toplaag slib	PW	6,60	.	701	3878	6467	10345	0,9	594,7	29,5	1196	112	936	1,6	2208	3,4	782	35,3	134	0,10
	onderlaag slib	PW	6,58	.	796	4540	7147	11687	0,6	854,4	27,7	1504	121	1082	1,5	2327	2,8	847	32,2	130	0,09
	vaste bodem	PW	7,29	.	724	587	4729	5316	1,3	143,8	19,8	2790	211	2536	0,5	1486	0,6	515	24,4	166	0,03
16	toplaag slib	PW	6,70	.	797	3414	7069	10484	0,9	952,9	33,4	1561	137	1273	1,3	2366	1,6	712	38,3	120	0,04
	onderlaag slib	PW	6,68	.	839	4098	8178	12276	1,6	1169,5	41,0	1613	124	1164	1,6	2481	0,9	737	46,4	124	0,02
	vaste bodem	PW	7,38	.	632	396	3948	4343	0,7	113,5	13,0	2090	176	2202	0,7	1434	0,2	507	16,7	136	0,01
19	toplaag slib	PW	6,75	.	538	2272	5303	7575	0,8	361,9	8,9	1105	90	710	1,5	1693	0,9	560	11,2	122	0,08
	onderlaag slib	PW	6,73	.	842	3333	7360	10693	1,1	1184,1	46,0	1746	141	1392	1,4	2390	2,3	731	53,2	106	0,04
	vaste bodem	PW	7,16	.	683	606	3637	4243	0,8	124,7	21,3	3341	205	2811	1,0	1123	0,2	374	25,2	83	0,01
22	toplaag slib	PW	6,62	.	693	3917	6824	10741	0,9	664,3	19,7	1298	114	973	1,7	2105	1,5	734	23,5	120	0,06
	onderlaag slib	PW	6,59	.	684	3961	6352	10313	1,0	839,4	17,2	1415	95	965	2,1	1898	4,1	657	20,7	112	0,20
	vaste bodem	PW	7,31	.	783	614	5215	5829	0,9	142,9	18,8	2970	202	2637	0,4	1761	1,6	601	22,5	315	0,07
24	toplaag slib	PW	6,86	.	712	2156	6482	8638	0,8	937,0	21,6	1538	118	1111	1,7	1954	2,8	639	24,9	142	0,11
	onderlaag slib	PW	7,13	.	691	1055	5917	6972	0,6	923,1	17,8	1480	103	1073	1,2	1881	2,7	592	21,3	157	0,12
	vaste bodem	PW	7,53	.	747	349	4903	5251	0,8	158,4	18,5	2722	186	2464	0,3	1680	1,6	578	22,2	283	0,07

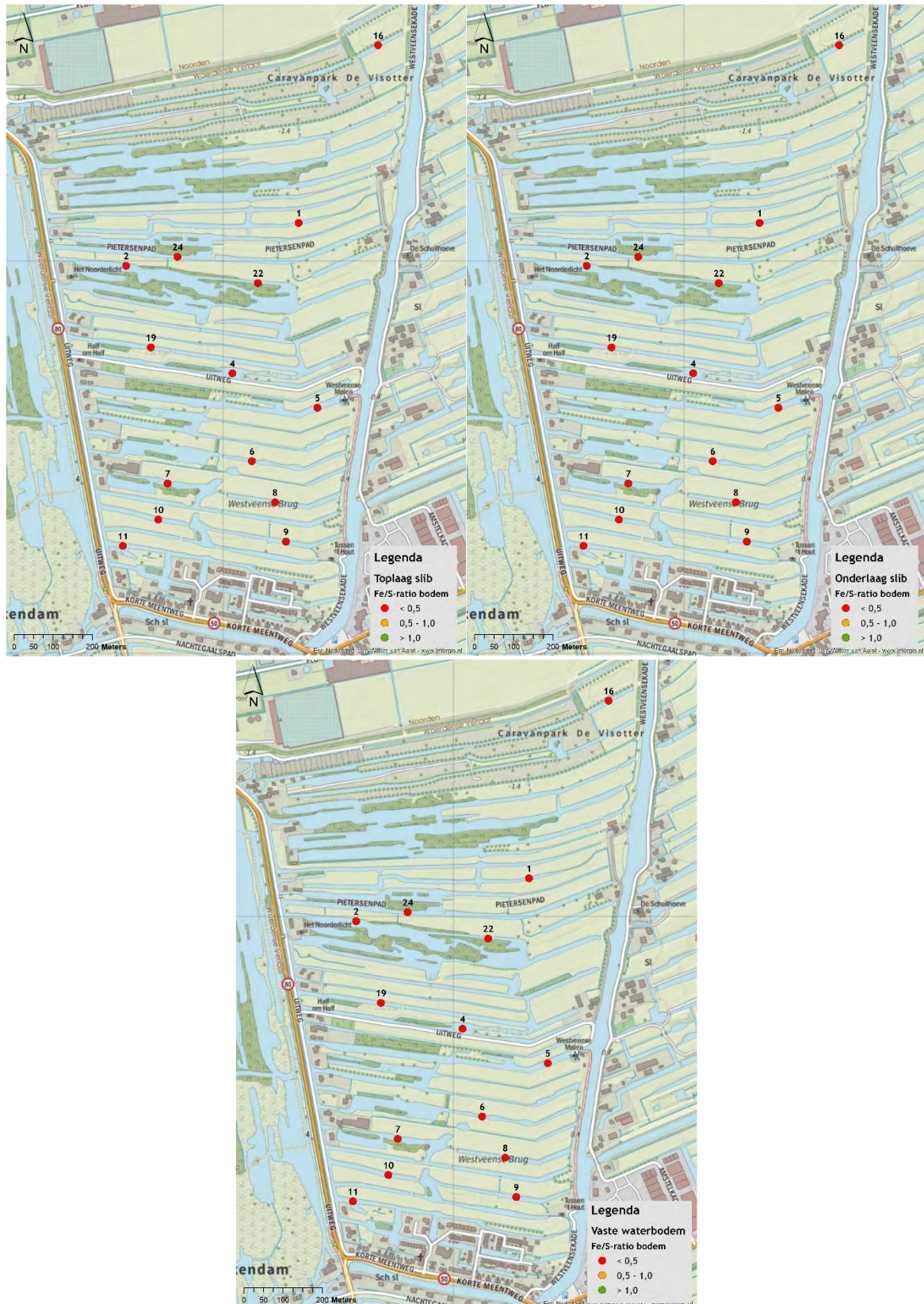
Bijlage 3. Kwaliteit van het oppervlaktewater in polder Westveen op 30 augustus 2019. Voor ligging van de locaties zie Figuur 28. De concentraties zijn uitgedrukt in µmol/l, uitgezonderd pH en EGV. De stikstof- en fosforconcentraties zijn op basis van de trofieklassen in Tabel 6. Bron: Royal HaskoningDHV (Possen & van den Broek, 2019).

Datum	Locatie	pH	EGV	HCO ₃	NO ₃	NH ₄	PO ₄	Na	K	Cl	Al	Ca	Fe	Mg	P	S	SO ₄
			µS/cm	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µmol/l
30-8-2020	W1	7,72	937	3498	< 0,05	2,23	< 0,02	2931	246	3911	1,02	1835	0,31	747	3,5	714	819
30-8-2020	W2	7,47	896	3006	< 0,05	113	0,60	3276	218	4334	2,07	1288	3,47	656	11,2	437	583
30-8-2020	W3	7,16	928	4183	0,98	18,7	2,91	2812	262	3653	1,88	1749	1,21	710	26,4	528	723
30-8-2020	W4	7,63	742	3390	0,18	7,91	0,49	2074	199	2845	1,40	1545	0,35	578	5,4	515	801
30-8-2020	W5	7,38	877	4021	0,19	3,68	< 0,02	2800	294	3508	4,07	1410	2,52	748	13,8	571	719
30-8-2020	W6	7,82	856	3951	0,13	4,74	0,49	2426	248	2994	0,98	1736	0,58	650	5,4	618	945
30-8-2020	W7	7,89	837	3793	< 0,05	< 2	< 0,02	2325	235	2872	0,49	1705	0,27	635	4,7	627	1017
30-8-2020	W8	7,89	972	4848	0,51	7,07	< 0,02	2818	375	3532	2,12	2125	2,01	749	11,2	574	549
30-8-2020	W9	9,11	903	3707	< 0,05	< 2	< 0,02	3099	397	3832	14,00	1705	1,54	648	14,6	568	596
30-8-2020	W10	7,66	860	3750	2,06	21,2	2,29	2598	355	3162	1,11	1631	0,74	665	31,2	574	881
30-8-2020	W11	7,69	835	3917	0,09	12	1,41	2354	254	2928	0,80	1718	0,45	654	17,1	594	674
30-8-2020	W12	7,56	736	3461	0,7	20,4	0,41	1996	183	2717	0,43	1522	0,39	558	12,2	531	655
30-8-2020	W13	7,56	785	3430	< 0,05	10,1	0,49	2294	221	2759	0,84	1586	0,45	630	5,5	585	740
30-8-2020	W14	7,78	791	3578	< 0,05	10,4	0,61	2188	218	2655	0,41	1704	0,29	614	5,8	606	711
30-8-2020	W15	7,55	894	3697	1,3	8,43	< 0,02	2672	216	3283	1,23	1814	0,59	701	3,0	708	894
30-8-2020	W16	7,69	611	2741	24	7,19	0,34	1612	112	2178	0,14	1388	0,23	397	3,2	453	534
30-8-2020	W17	7,09	831	3783	4,9	234	9,14	2562	280	3104	0,66	1488	2,47	645	54,7	430	297
30-8-2020	W18	8,30	873	4170	< 0,05	4,79	2,66	2579	300	3225	2,36	1834	0,46	649	23,0	522	575
30-8-2020	W19	7,91	798	3662	< 0,05	5,03	0,95	2198	217	2715	0,54	1696	0,28	634	8,9	606	759
30-8-2020	W20	7,91	916	3546	< 0,05	4,13	< 0,02	2918	253	3685	0,81	1767	0,25	738	3,4	718	964
30-8-2020	W21	8,34	588	2826	1,54	3,45	0,27	1491	113	2063	0,95	1307	0,20	415	3,3	425	501
30-8-2020	W22	7,90	796	3783	< 0,05	9,11	1,55	2406	216	2899	1,78	1591	0,48	637	13,4	505	561
30-8-2020	W23	7,55	938	3564	< 0,05	8,16	0,60	2938	235	3929	0,82	1666	0,95	749	7,2	686	832
30-8-2020	W24	7,73	724	3168	< 0,05	4,7	0,51	2018	163	2758	1,44	1466	0,77	567	5,7	537	699
30-8-2020	W25	7,93	790	3313	< 0,05	7,66	0,64	2226	219	2936	2,16	1430	0,47	638	7,8	568	709

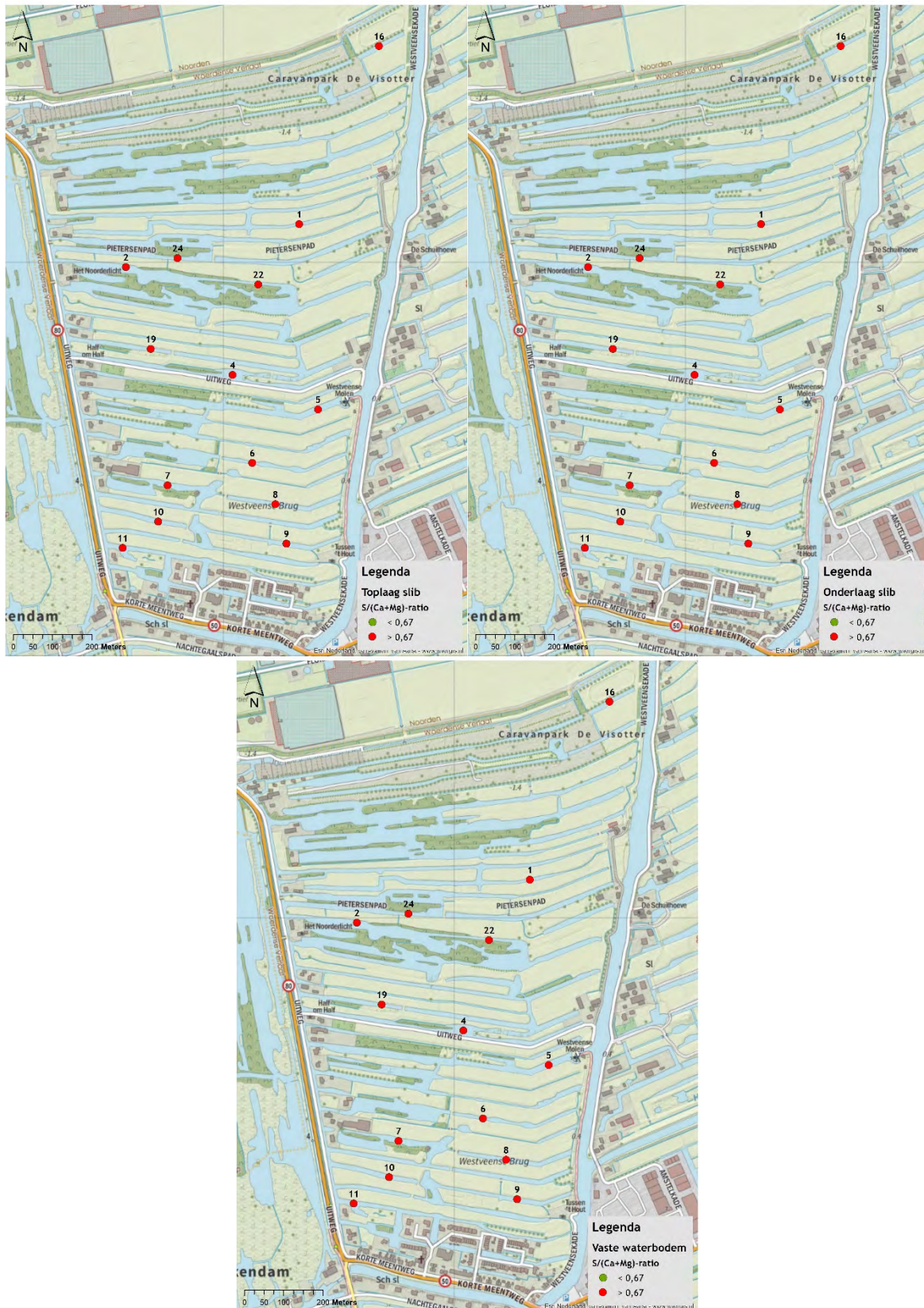
Bijlage 4. Ruimtelijke weergave van de Fe/P-ratio in het poriewater in de toplaag en onderlaag van het slib, en de vaste waterbodem. Bij Fe/P-ratio in het poriewater > 1 is het risico op fosfaatsnelling gering, mits de waterlaag niet zuurstofloos wordt. Op alle locaties is de Fe/P-ratio ongunstig in het poriewater van zowel de toplaag als onderlaag van het slib, als de vaste waterbodem.



Bijlage 5. Ruimtelijke weergave van de Fe/S-ratio van het bodemmateriaal van de toplaag en onderlaag van het slib, en de vaste waterbodem. Bij Fe/S-ratio < 0,5 is er altijd sprake van nalevering omdat er geen ijzer is om het fosfaat te binden. Bij een Fe/S-ratio > 1,0 is het risico op fosfaataflevering gering, mits de waterlaag niet zuurstofloos wordt. Op alle locaties is de Fe/S-ratio ongunstig van zowel de toplaag als onderlaag van het slib, als de vaste waterbodem.



Bijlage 6. Ruimtelijke weergave van de S/(Ca+Mg)-ratio van het bodemmateriaal van de toplaag en onderlaag van het slib, en de vaste waterbodembodem. Bij $S/(Ca+Mg) > 0,67$ is het materiaal gevoelig voor verzuring bij droogval (Lucassen e.a., 2002). Vanwege de hoge zwavelconcentraties is zowel het slib als de vaste waterbodem gevoelig voor verzuring bij droogval.



B-ware

www.b-ware.eu