

Omvang en oorzaak van slib- en sulfaatbelasting in de Rijnstrangen



-Eindrapport-

Omvang en oorzaak van slib- en sulfaatbelasting in de Rijnstrangen

-Eindrapport-

Yvon Verstijnen
Roos Loeb
Gerlinde Roskam
Fons Smolders



www.deutschland-nederland.eu

Deltares



Dit onderzoek is onderdeel van het Interreg project Groen Blauwe Rijn Alliantie.

Titel rapport:

Omvang en oorzaak van slib- en sulfaatbelasting in de Rijnstrangen

Auteurs:

Yvon Verstijnen, Roos Loeb, Gerlinde Roskam en Fons Smolders

Opdrachtgever:

Waterschap Rijn en IJssel



Rapportnummer:

RP-18.049.20.6

Contactgegevens:

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

Deltares
Postbus 177
2600 MH Delft

In samenwerking met:

Bureau Waardenburg
Varkensmarkt 9
4101 CK Culemborg



Contactpersoon B-WARE:

Roos Loeb
Tel: 024-2122 206
r.loeb@b-ware.eu
www.b-ware.eu

Contactpersoon Deltares:

Gerlinde Roskam
Tel: 088-335 7150
gerlinde.roskam@deltares.nl
www.deltares.nl

INHOUD

1	Inleiding.....	1
2	Methode.....	3
2.1	Projectgebied.....	3
2.2	Monsternamen.....	3
2.2.1	Bodem- en watermonsters	3
2.2.2	Zwevend stof en drijvende algen	5
2.2.3	Aanvullende data	5
2.3	Analyses B-WARE	6
2.3.1	Standaardmetingen oppervlakte-, grondwater en bodemvocht	6
2.3.2	Drooggewicht en organisch stofgehalte	6
2.3.3	Destructie met HNO ₃ en H ₂ O ₂	6
2.3.4	Elementenanalyse (ICP en auto-analysers)	7
2.4	Analyses Deltares.....	7
2.4.1	Totaal-destructie met HF, HClO ₄ en HNO ₃	7
2.4.2	Elementenanalyse (ICP-MS)	7
2.4.3	Isotopenanalyse.....	7
2.5	Vegetatieopnamen Bureau Waardenburg	9
2.6	Analyse vegetatiedata	11
3	Resultaten en discussie	13
3.1	Vegetatieontwikkeling en de relatie tot bodem	13
3.2	Bodemchemie slib en vaste bodems	19
3.2.1	Bodemmatrix.....	19
3.2.2	Poriewater.....	22
3.3	Slib versus potentiële bronnen	23
3.3.1	Concentraties in bodem	23
3.3.2	Zware metalen.....	26
3.3.3	Zeldzame aardelementen	29
3.3.4	Vergelijking samenstelling bodem	31
3.4	Waterkwaliteit en sulfaat	34
3.4.1	Sulfaat in oppervlakte- en grondwater.....	34
3.4.2	Herkomst sulfaat: monitoring	36
3.4.3	Herkomst sulfaat: isotopenanalyse	39
4	Synthese & Conclusies.....	47
5	Aanbevelingen	53
6	Literatuur.....	55
7	Bijlagen	57

SAMENVATTING

De Rijnstrangen is een Natura2000-gebied dat vanwege de aanwezige rietmoerassen met open water van groot belang is als broedgebied voor moerasvogels. Naast het rietmoeras wat van belang is voor de vogels is het uitbreiden van het Habitattype Meren met Krabbenscheer en Fonteinkruiden een doelstelling. Eén van de knelpunten voor een optimale ontwikkeling van het gebied was het lage voorzomerpeil en starre peilregime van het oppervlaktewater. Inmiddels is dit verbeterd door in voorjaar en vroege zomer een hoger minimumpeil in te stellen. Bovendien laat het waterschap het peil in het westelijk deel van het gebied eens in de vier jaar uitzakken om strooiselafbraak en rietgroei te stimuleren.

Een belangrijk resterend knelpunt is mogelijk het aanwezige slib in de Oude Rijn. Het slib kan zeer voedselrijk zijn, waardoor de groei van ondergedoken waterplanten op veel plaatsen beperkt blijft tot algemene soorten. De vraag is daarom of het habitattype zich uit zou kunnen breiden als deze sliblaag verwijderd wordt. Daarnaast is het belangrijk om te achterhalen waar het slib vandaan komt, zodat eventuele nieuwe aanwas van slib voorkomen kan worden. Een tweede knelpunt is de vrij hoge sulfaatconcentratie in de Oude Rijn en de eventuele inlaat van water uit de Duitse Landwehren met een hogere sulfaatconcentratie. De vraag hierbij is of de huidige sulfaatconcentratie in de Oude Rijn reeds een knelpunt vormt voor het beoogde habitattype en het rietmoeras, tot welk niveau verhoging van de sulfaatconcentratie toelaatbaar zou zijn en waar het sulfaat in de Oude Rijn vandaan komt.

Om de vragen te beantwoorden werden in het gehele gebied monsters genomen van de waterbodem (sliblaag en vaste bodem), oppervlaktewater, grondwater en potentiële bronnen voor slibaanwas (o.a. akkers, slib uit een zijslot en Die Wild en een algenmat). Op de monsters werden diverse analysemethoden uitgevoerd. Daarnaast werden op de monsterlocaties in de Rijnstrangen ook vegetatieopnamen gemaakt.

De vegetatiesamenstelling was niet gecorreleerd met de slibdikte. Wel bleek dat bij slibdiktes > 50 cm dik er vrijwel altijd sprake was van eutrafente vegetatie. Doelsoorten voor het habitattype Krabbenscheer en Fonteinkruiden kwamen niet voor bij fosforconcentraties > 60 $\mu\text{mol/l}$ in het poriewater. De mate van isolatie van de locatie (o.b.v. stroming en windwerking) was het meest verklarend voor de voorkomende vegetatie, hoewel ook deze factor nog weinig bijdroeg aan de verklaring van de soortensamenstelling.

Op de meeste locaties was zowel het slib als het onderliggende vaste sediment rijk aan aluminium (Al). Dit geeft aan dat het (zware) kleibodems betrof. De sliblaag bevatte meestal meer organische stof, fosfor (P), ijzer (Fe) en calcium (Ca) dan de onderliggende vaste bodem en ook meer fosfor en ammonium in het poriewater. In het algemeen komen verhoudingen tussen Al en diverse elementen in slib overeen met die in vaste bodem, wat erop duidt dat een deel van het slib bestaat uit een verweekte vaste bodem. Het hogere organische stofgehalte (gloeiverlies) in het slib is een indicatie dat een deel van het slib ook afkomstig is uit organisch materiaal. Dit organisch materiaal kan afkomstig zijn van planten in het systeem of zijn aangevoerd van buitenaf. De vaste waterbodem wordt verder gekenmerkt door lagere concentraties zware metalen. Dit gold ook voor de agrarische bronnen. Het zwevend stof had juist hogere concentraties aan fosfor, zware metalen, ijzer en mangaan en kan een mogelijke bron zijn voor het slib. De slibmonsters -zowel die uit de Rijnstrangen als die in het potentiële brongebied Die Wild- lagen hier namelijk tussenin, evenals de opgedreven algen uit de zijslot. Het slib kan echter juist ook een bron zijn van het zwevend stof.

Vrijwel alle vrije gehalten (deel dat niet in de vorm van Al-silicaten aanwezig is) van zware metalen in de vaste bodem lieten in het westen van het gebied een toename zien. Dit deel van het gebied is sterker beïnvloed door de hoofdloop van de Rijn, waardoor in het verleden met metalen verontreinigd sediment kan zijn afgezet. Voor een aantal elementen was deze toename ook in het slib te zien. Omdat de toename zowel in de sliblaag als in de vaste bodem te zien was, lijkt de lokale vaste bodem een voorname bron van slib. Tegelijkertijd duiden de verhoogde gehalten in de vaste bodem erop, dat er niet alleen verweking van de vaste bodem tot slib optreedt, maar dat het slib uit het verleden ook dermate sterk is geconsolideerd dat we dat op dit moment als vaste bodem beschouwen.

Er zijn dus aanwijzingen dat het slib voor een deel bestaat uit gesedimenteerd organisch materiaal en/of zwevend stof en voor een deel verweekte waterbodembodem. Het is mogelijk dat het slib vrijwel volledig ontstaan is uit verweking van de waterbodembodem. Het is namelijk mogelijk dat zwevend stof geen netto bron vormt, maar alleen een rol speelt bij de interne herverdeling van het slib. Het zwevend stof hoeft niet extern te zijn aangevoerd, maar kan zijn oorsprong ook hebben in het slib, waaruit -afhankelijk van de weersomstandigheden- vooral de fijnste (Fe- en P-rijke) deeltjes opwervelen en lang als zwevend stof in oplossing blijven in het oppervlaktewater.

Wanneer water uit de Landwehren zou worden ingelaten zal de sulfaat-concentratie in de Rijnstrangen kunnen worden verhoogd. Dit kan risico's met zich meebrengen, namelijk: de vorming van vrij sulfide (toxisch voor planten), vrijkomen van extra P (eutrofiering) en extra afbraak door aanvoer van extra sulfaat als elektronenacceptor (wat mogelijk kan leiden tot ophoping van toxische organische verbindingen in riet). Te zien is dat momenteel in het oostelijk deel van de Rijnstrangen de concentraties sulfaat in het oppervlaktewater in het algemeen hoger zijn dan meer richting het westen, met name in het grondwater. Sulfaat kan na nitraat een belangrijke elektronenacceptor zijn om organisch materiaal af te breken. De nitraatconcentraties in het oppervlakte- en grondwater zijn op de meeste locaties laag. Hetzelfde geldt voor sulfaat in poriewater en, althans 's zomers, in oppervlaktewater. Concentraties zwavel in de sliblaag zijn echter wel hoog en dat geeft aan dat sulfaat als elektronenacceptor wordt gebruikt. Het risico op de vorming van vrij waterstofsulfide is echter laag doordat er een overmaat aan ijzer is waaraan sulfide zich kan binden.

De belangrijkste mogelijke bronnen van sulfaat in de Rijnstrangen zijn de bovenlopen bij het verdeelwerk in Netterden (twee Duitse Landwehren en een sloot aan de Nederlandse kant van de grens), aanvoer van grondwater (zowel in de bovenlopen als in de Rijnstrangen zelf) en afstromend water vanuit de landbouwpercelen. De concentraties in het Duitse grondwater lopen op tot meer dan 100 mg/l sulfaat ($>1040 \mu\text{mol/l}$). De concentraties liggen daarmee een stuk hoger dan op de Nederlandse locaties. Hoewel regionale verschillen in het grondwater op basis van deze verschillen niet kunnen worden uitgesloten, is er een groot verschil in diepte waarop het grondwater wordt bemonsterd. De Duitse peilbuizen staan dieper en er kan daarom veel dieper grondwater aangetrokken worden. Grondwater dat rechtstreeks in de Rijnstrangen terecht kan komen, zal echter uit de directe omgeving en van geringe diepte afkomstig zijn en de kwaliteit hiervan is dus niet bekend.

Het concentratieniveau van sulfaat in de Rijn kan van jaar tot jaar wat variëren, maar is gemiddeld vergelijkbaar met dat in de Rijnstrangen. De concentraties sulfaat in de Landwehren liggen overwegend iets hoger dan in de Rijnstrangen. De aanwezigheid van antropogeen gadolinium in het water van westelijk deel van de Rijnstrangen geeft aan dat er sprake is van beïnvloeding door (al dan niet gezuiverd) rioolwater, en de meest waarschijnlijke bron is de Rijn.

Met behulp van sulfaat- en boorisotopen is getracht de bronnen van sulfaat te identificeren. De grote variatie in de ruimte qua isotopen duidt erop dat lokale processen de samenstelling bepalen, waarbij

zowel beïnvloeding van grondwater door oppervlaktewater optreedt, als andersom. Het lijkt aannemelijk dat sulfaat afkomstig uit de afbraak van organisch materiaal een bron vormt voor het sulfaat in het gebied, maar omdat de isotoopwaarden van deze bron niet bekend zijn, kunnen we dit niet onderbouwen. De vraag welke bronnen de herkomst van sulfaat domineren, hebben we daarmee niet kunnen beantwoorden.

1 INLEIDING

De Rijnstrangen is een Natura2000-gebied dat vanwege de aanwezige rietmoerassen met open water van groot belang is als broedgebied voor moerasvogels (Roerdomp, Grote karekiet, Woudaap). Deze vogels hebben rietmoerassen nodig en open water met voldoende doorzicht om aan voedsel te komen. Daarnaast ligt er de doelstelling voor het gebied om het Habitatype Meren met Krabbenscheer en Fonteinkruiden uit te breiden. In het Rijnstrangengebied komen niet alleen Fonteinkruiden voor, maar het is ook een van de weinige rivierkleigebieden in Nederland waar - in geïsoleerde delen - ook Krabbenscheer voorkomt.

Eén van de knelpunten voor een optimale ontwikkeling van het gebied was het lage voorzomerpeil en starre oppervlaktewaterpeilregime van het oppervlaktewater. Inmiddels is dit verbeterd door in voorjaar en vroege zomer een hoger minimumpeil in te stellen. Bovendien laat het waterschap het peil in het westelijk deel van het gebied (tussen gemaal Kandia en de Eendenpoelse Buitenpolder) eens in de vier jaar uitzakken om strooiselafbraak en rietgroei te stimuleren. Een belangrijk resterend knelpunt is mogelijk het aanwezige slib in de Oude Rijn. Dit slib kan enerzijds zorgen voor een slecht doorzicht doordat het gemakkelijk opwervelt. Anderzijds bevat het slib hoge concentraties nutriënten, waardoor de groei van ondergedoken waterplanten op veel plaatsen beperkt blijft tot algemenere soorten zoals Grof hoornblad, en vegetaties met Fonteinkruiden ontbreken. De vraag is daarom of het habitatype zich uit zou kunnen breiden als deze sliblaag verwijderd wordt. Of baggeren zin heeft, is onder andere afhankelijk van de nutriëntenrijkdom van de laag die zich onder het slib bevindt. Daarnaast is het belangrijk om te achterhalen waar het slib vandaan komt, zodat duurzame maatregelen genomen kunnen worden waarbij ook de nieuwe aanwas van slib voorkomen wordt. Volgens Witteveen + Bos (2007) is de vrij hoge sulfaatconcentratie in de Oude Rijn een tweede knelpunt en kan een overmaat aan voedingsstoffen een probleem vormen in de zomer wanneer er een lange verblijftijd is van het water. Om de verblijftijd van het water in de Oude Rijn te verkorten, wat naar verwachting gunstig zou zijn voor de nutriëntenafvoer, zou meer water van de bovenstroomse, in Duitsland gelegen, Millinger en Toter Landwehr ingelaten kunnen worden. Een andere belangrijke reden waarvoor er water ingelaten zou kunnen worden in de Oude Rijn is de mogelijke aanleg van een vispassage in het Grenskanaal. Voor deze vispassage is een lokstroom nodig, die uit de Landwehren zou moeten komen. Dit water zou dan in de Oude Rijn uitkomen in plaats van direct in de Rijn. Dit in te laten water is echter nog rijker aan sulfaat (Lenssen et. al., 2009). De vraag is daarom of de huidige sulfaatconcentratie in de Oude Rijn al een knelpunt vormt voor het Habitatype Meren met Krabbenscheer en Fonteinkruiden en het rietmoeras, en tot welk niveau verhoging van de sulfaatconcentratie toelaatbaar zou zijn. Als sulfaat een probleem is of kan gaan worden is het vervolgens de vraag waar het sulfaat in de Oude Rijn, en zeker in de bovenlopen Millinger en Toter Landwehr vandaan komt. Dit kan bijvoorbeeld afkomstig zijn uit grondwater (door oxidatie van pyriet in de ondergrond) of uit meststoffen die in de landbouw gebruikt worden. Verder kan het sulfaat in de benedenlopen van de Oude Rijn geheel afkomstig zijn uit de bovenlopen of ook uit andere potentiële bronnen.

Het resultaat van deze studie geeft inzicht in de voedselrijkdom en herkomst van het slib, de invloed van slibkwaliteit op de vegetatie en in de noodzaak en de kansen om de sulfaatconcentraties in de Oude Rijn te verlagen.

Concreet worden de volgende vragen beantwoord:

Deelonderwerp: slib

- A. Wat is het effect van de slibkwaliteit op de vegetatie?
- B. Kan het verwijderen van de sliblaag in de Oude Rijn leiden tot betere kansen voor een soortenrijke waterplantenvegetatie?
- C. Wat is de belangrijkste bron van het slib op de huidige waterbodem?

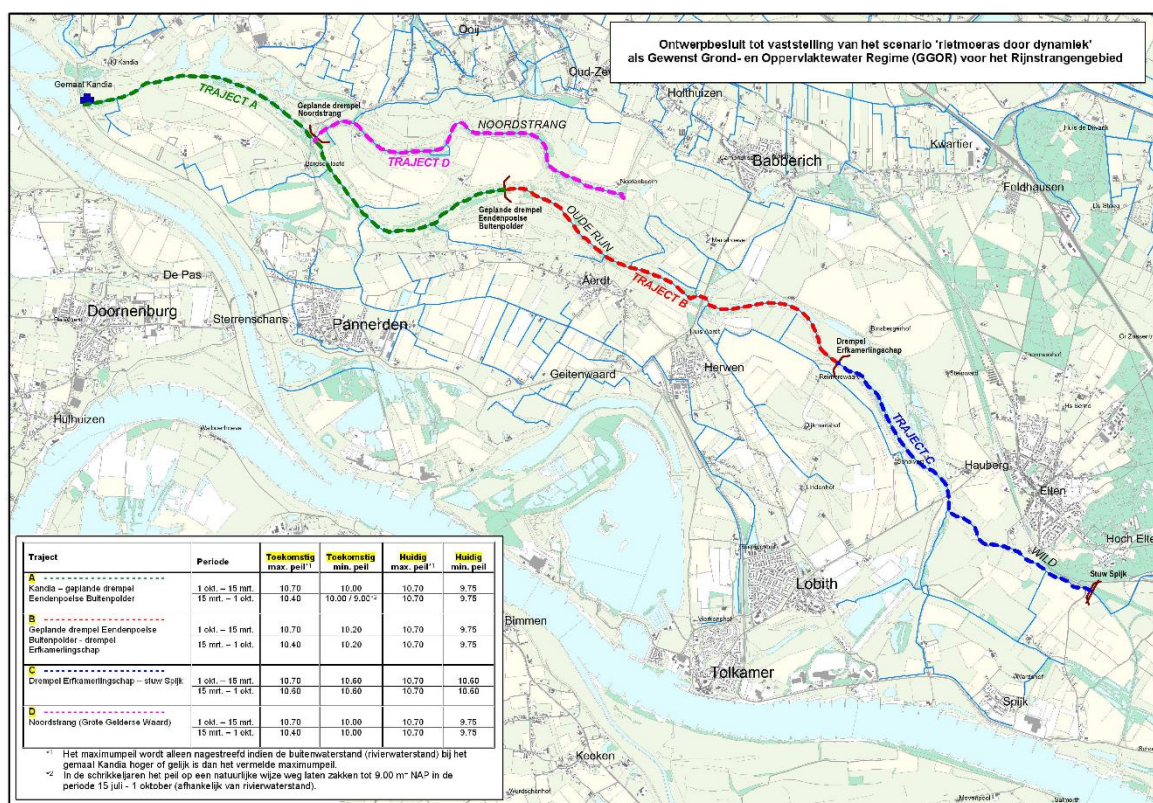
Deelonderwerp: sulfaat

- A. Vormen de huidige sulfaatconcentraties een knelpunt voor rietmoeras en soorten kenmerkend voor habitattypen H3150 'meren met krabbenscheer en fonteinkruiden'?
- B. Zo nee, in welke mate is een verhoging van de huidige sulfaatconcentraties toelaatbaar?
- C. Wat is de belangrijkste bron van sulfaat in de Oude Rijn en de Duitse bovenlopen?

2 METHODE

2.1 Projectgebied

Het projectgebied is gelegen ten noorden van Pannerden, Aerdts en Lobith waar de Rijn Nederland binnenstroomt. De Rijnstrangen (Oude Rijn en Noordstrang) vormden een onderdeel van de rivier, maar door afkoppeling van de rivier in de jaren '60 van de vorige eeuw is het nu een laag-dynamisch moerasgebied (van Hemmen et al., 2011). Het Nederlandse deel van de Oude Rijn bestaat uit drie trajecten en een noordelijke strang (Noordstrang) die met stuwen van elkaar gescheiden zijn en elk een apart peilvak vormen (Figuur 2.1). De trajecten A, B en D hebben tegenwoordig een maximaal peil van 10,7 (winter) en 10,4 meter +NAP (zomer) en traject C een maximaal peil van 10,7 (winter) en 10,6 meter +NAP (zomer). Ten zuiden van het projectgebied splitst de Rijn in de Waal en het Pannerdens kanaal.



Figuur 2.1. Het Nederlandse deel van de Oude Rijn bestaat uit 3 trajecten en een noordelijke strang (Noordstrang) die met stuwen van elkaar gescheiden zijn en elk een apart peilvak vormen (Bron: Waterschap Rijn & IJssel).

2.2 Monstername

2.2.1 Bodem- en watermonsters

Tijdens een gezamenlijk oriënterend veldbezoek (Waterschap Rijn en IJssel, Deltares, Onderzoekcentrum B-WARE) op 20 februari 2019 werd de aanpak doorgesproken en werden mogelijke monsterlocaties aangewezen.

Op 8, 9, 13 en 14 mei 2019 werden in de Rijnstrangen op diverse locaties monsters verzameld van de bodem en de waterlaag. Er werden 55 locaties bezocht in de Rijnstrangen en naastgelegen poelen waar de waterbodem werd bemonsterd, zowel slib (indien aanwezig) en de onderliggende vaste

bodem (Figuur 2.2 en Bijlage 1). Van de 55 locaties hadden zestien locaties geen sliblaag. Op elke locatie werd met een zuigerboor de toplaag (0 tot maximaal 20 cm) bemonsterd van zowel de vaste bodem als de sliblaag (indien aanwezig). Tevens werd de slibdikte en waterdiepte genoteerd en een groene metalen stok geplaatst op de bemonsterde locatie t.b.v. later vegetatieonderzoek. Daarnaast werd op vier locaties in rietmoeras de toplaag (0-20 cm) van bodems verzameld. In Bijlage 1 Bijlagen worden enkele locatiegegevens gegeven.

Op zeventien van de 55 'Rijnstrangen-locaties' werd een oppervlaktewatermonster genomen. Op 4 en 5 juni 2019 werd op vier aanvullende locaties een oppervlaktewatermonster verzameld en werd op zes locaties grondwater bemonsterd uit bestaande en nieuw geplaatste peilbuizen. Oppervlaktewatermonsters werden 10 cm onder het wateroppervlak verzameld en luchtdicht afgesloten in HDPE potten. Voor het bemonsteren van grondwater werd de grondwaterbuis leeggepompt waarna vers toestromend grondwater werd verzameld in luchtdicht afgesloten HDPE potten.

Na elke velddag werden de verzamelde bodem- en watermonsters direct getransporteerd naar het lab. Bodemvocht van de waterbodems werd in het lab anaeroob verzameld met behulp van rhizon bodemvochtbemonsteraars (Eijkelpark Soil&Water) waaraan een vacuüm getrokken 60 ml injectiespuit werd verbonden. Alle monsters werden gekoeld (4°C) bewaard tot verdere analyse.

Naast de waterbodems zijn ook terrestrische bodems bemonsterd. In totaal is van zes locaties de toplaag (0 - 20 cm) bemonsterd. Dit betrof akkers en agrarisch land gelegen nabij de Rijnstrangen door Waterschap Rijn en IJssel.

Om de potentiële bronnen van het slib te kunnen vaststellen werden de volgende bronnen meegenomen in het onderzoek:

- Vaste bodem: door verweking van de bodem kan dit bijdragen aan slibvorming;
- Zwevend stof: zwevend stof in het oppervlaktewater kan sedimenteren;
- Akkers/agrarisch land: omringend agrarisch land kan door erosie in het oppervlaktewater terecht komen en sedimenteren;
- Slib uit aanvoerwateren: slib uit watergangen die uitmonden in de Rijnstrangen kan getransporteerd worden naar de Rijnstrangen;
- Algen: bij een hoge productie van algen kan dit materiaal bijdragen aan slibvorming.



- Drooggewicht en organische stofgehalte;
- Destructie met HNO_3 (inclusief zware metalen);
- Totaal-destructie met HF.

Zwevend stof werd verzameld door een 60 liter vat met behulp van een emmer te vullen. Bij het vullen werd het water over een peilbuis kous gefilterd om grote deeltjes (kroos, takjes) te verwijderen. Het water werd in het lab met een doorvoersnelheid van 0,5 liter per minuut gecentrifugeerd in een doorstroomcentrifuge. Het zwevend materiaal verzamelt zich tijdens het centrifugeren op de teflon inlay aan de binnenzijde van het centrifugevat. Dit materiaal werd gedroogd bij 105°C en daarna aangeboden voor destructie.

2.2.3 Aanvullende data

Daarnaast werden recente gegevens opgevraagd van enkele oppervlakte- en grondwatermeetpunten van Waterschap Rijn en IJssel (<http://waterdata.wrij.nl/>). Het betrof tien locaties, waarvan pH, EGV, nitraat-, ammonium-, fosfaat-, totaal-fosfor-, sulfaat- en chlorideconcentraties gemeten waren.

.....

Gegevens over de samenstelling van het grond- en oppervlaktewater aan Duitse zijde van de grens zijn verkregen via ELWAS-WEB (<https://www.elwasweb.nrw.de/>).

Door Waterschap Rijn en IJssel is per monsterpunt aangegeven of er gemaaid wordt, of niet. In de hoofdgeul wordt er gemaaid (maximaal 2x per jaar), maar daarbuiten niet. De leeftijd van elk punt is door Waterschap Rijn en IJssel aan de hand van topotijdreis.nl bepaald vanaf 1925, het moment waarop de topografische kaarten voor het gebied betrouwbaarder werden. In die tijd was de hoofdgeul al aanwezig.

De mate van isolatie van elk punt werd op de volgende manier geclassificeerd:

1. Locaties die in de hoofdgeul liggen;
2. Locaties die in een zijgeul liggen;
3. Locaties die in een plas liggen, die een verbinding heeft met een hoofd- of zijgeul;
4. Locaties die in een plas liggen, die geheel is afgesloten van de geulen.

2.3 Analyses B-WARE

2.3.1 Standaardmetingen oppervlakte-, grondwater en bodemvocht

De pH werd gemeten met een standaard Ag/AgCl-elektrode verbonden met een radiometer (Copenhagen, type TIM840). De hoeveelheid opgelost anorganisch koolstof (TIC: CO₂ en HCO₃) werd bepaald met behulp van infrarood gasanalyse (ABB Advance Optima IRGA). De alkaliniteit werd bepaald door een deel van het monster te titreren met 0,01 mol l⁻¹ zoutzuur tot pH 4,2. De toegevoegde hoeveelheid equivalenten zuur per liter is hierbij de alkaliniteit. De EGV werd bepaald met een HACH EGV-sensor verbonden met een HQD-meter. De turbiditeit van de oppervlaktewatermonsters werd bepaald met een Dentan Turbidimeter (model FN-5). De monsters voor de auto-analyzer werden bewaard bij een temperatuur van -20 °C tot aan de analyse. De monsters voor de ICP-OES werden aangezuurd voor analyse en bewaard bij 4 °C.

2.3.2 Drooggewicht en organisch stofgehalte

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 bepaald. 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.

2.3.3 Destructie met HNO₃ en H₂O₂

Door het bodemmateriaal te destrueren (ontsluiten) is het mogelijk de concentratie van bijna alle elementen in het materiaal te bepalen (elementen vastgelegd in aluminiumsilicaten worden hierbij grotendeels niet vrijgemaakt). Hiervoor werd 200 mg fijn gemalen bodemmateriaal nauwkeurig afgewogen en in teflon destructievaatjes overgebracht. Aan het bodemmateriaal werd 5 ml geconcentreerd salpeterzuur (HNO₃, 65%) en 2 ml waterstofperoxide (H₂O₂ 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 maatscilinders en aangevuld tot 100 ml met demiwater. De destruaat werd bewaard bij 4 °C tot verdere analyse op de ICP.

2.3.4 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 zware metalen als zink (Zn), cadmium (Cd) en arseen (As) werden bepaald met behulp van een Inductively Coupled Plasma Spectrofotometer (ARCOS MV, Spectro). De concentratie aan broom is bepaald door nalcaculatie. 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 respectievelijk 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.

2.4 Analyses Deltares

2.4.1 Totaal-destructie met HF, HClO_4 en HNO_3

Om de volledige minerale fractie van bodems in oplossing te brengen, is een destructie met HF noodzakelijk. Hiervoor werd 125 mg fijngemalen bodemmateriaal afgewogen in een teflon destructievaatje. Aan elk vaatje werd 2,5 ml mengzuur ($\text{HClO}_4:\text{HNO}_3$ in een verhouding 3:2) en 2,5 ml HF (48%) toegevoegd. De vaatjes werden gedurende een nacht in een aluminiumblok bij 90°C verhit. De volgende dag werden de deksels verwijderd en de monsters bij 140°C ingedampt tot een gelachtige substantie. Vervolgens werd 25 ml 4,5% HNO_3 toegevoegd waarna de monsters nog 2 uur bij 90°C werden verhit. Het uiteindelijke volume, en daarmee de verdunning, werd door wegen bepaald.

Voor deze studie zijn twee destructies uitgevoerd op de bodem- en slibmonsters. Door B-WARE is een destructie uitgevoerd met $\text{HNO}_3 / \text{H}_2\text{O}_2$ (destructie verder aangeduid met HNO_3), en door Deltares een destructie op basis van $\text{HF}/\text{HClO}_4/\text{HNO}_3$ (destructie verder aangeduid met HF). Omdat resultaten van beide destructies worden gepresenteerd, is het van belang om goed voor ogen te hebben wat het verschil is tussen de beide destructies. In Kader 1 worden de beide destructies vergeleken met elkaar.

2.4.2 Elementenanalyse (ICP-MS)

In totaal werden er ruim 20 watermonsters en 105 totaal (HF) ontsloten bodemmonsters geanalyseerd voor zowel hoofd- als sporenelementen. Hierbij werd gebruik gemaakt van een i-CAP-Q (Thermo Fisher Scientific). Als interne standaard werden indium en specifiek voor de zeldzame aardelementen lutetium gebruikt. De ICPMS werd dagelijks geoptimaliseerd om een zo goed mogelijke gevoeligheid te verkrijgen. In de ontsloten bodem-, zwevend stof- en sedimentmonsters konden alle elementen in één meting geanalyseerd worden. Voor de watermonsters was dit niet mogelijk en moest er een aparte analyse voor de zeldzame aardelementen plaatsvinden. Om de detectiegrenzen te verlagen voor de zeldzame aardelementen werd gebruik gemaakt van een Apex Q (Elemental scientific); deze verlaagd de detectiegrens tot een factor 1000. Daarnaast werden de concentraties van de zeldzame aardelementen afgestemd op hun natuurlijke verhoudingen, waardoor element overlap tot een minimum beperkt bleef. Van 10% van de monsters werden analytische duplo's geanalyseerd en circa 5% van de monsters is in duplo ontsloten. Daarnaast is een referentiemonster ter controle meerdere keren meegenomen.

2.4.3 Isotopenanalyse

Boor-isotopen

De B-isotopen werden geanalyseerd op een i-CAP-Q (Thermo Fisher Scientific), waarbij een zeewatermonster ter controle was meegenomen. Alle monsters werden in triplo geanalyseerd en de gerapporteerde standaarddeviatie werd hieruit berekend. Boor isotopen worden weergegeven in de

.....

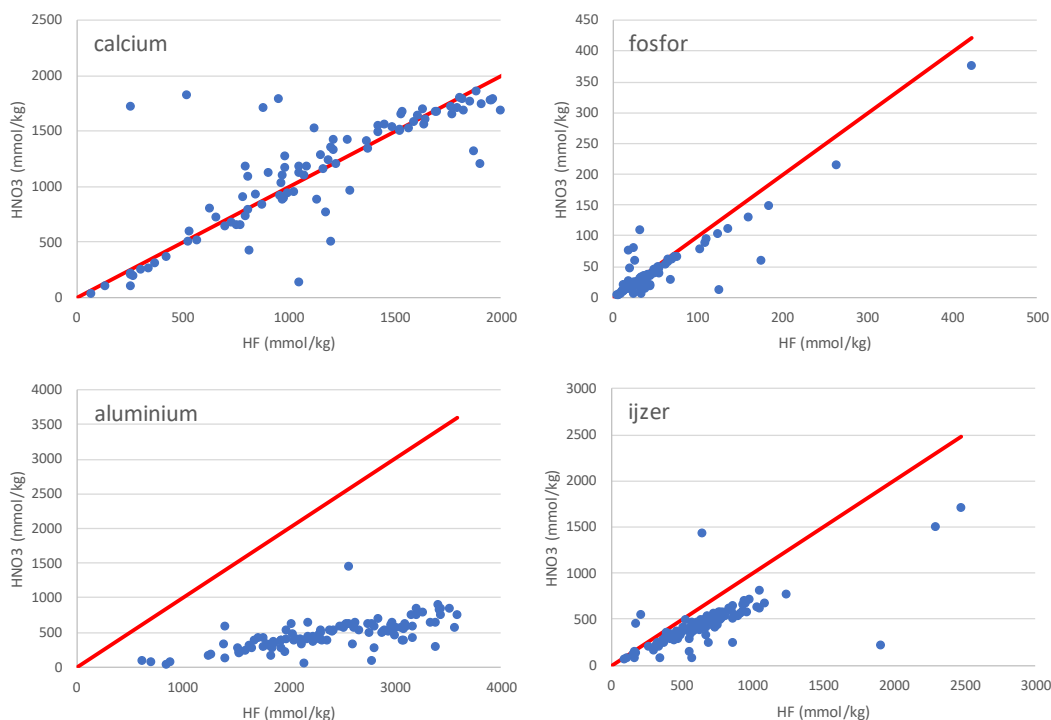
delta notatie, wat betekent dat de gemeten isotoopratio B^{10}/B^{11} in het monsters gedeeld wordt door de gemeten isotoopratio in het referentie monster NBS 951. Dit referentiemonster werd gedurende de metingen frequent geanalyseerd. Ter controle werd om de 5 monsters een zeewatermonster geanalyseerd (zeewater heeft een $\delta B^{11} = +38\%$). In totaal werd het zeewater 30 keer gemeten met een gemiddelde waarde van $38.3 \pm 2.4\%$.

$\delta^{34}\text{S-SO}_4$ en $\delta^{18}\text{O-SO}_4$

De analyse van de sulfaat isotopen werd uitbesteed aan Hydroisotop (Hydroisotop GmbH, Schweitenkirchen, Duitsland). Aan de watermonsters werd BaCl_2 toegevoegd, waardoor sulfaat neerslaat als BaSO_4 . Dit bariumsulfaat werd vervolgens uit de oplossing gehaald door de oplossing te filtreren en het materiaal op het filter te drogen. De analyse vond plaats op een TC-IRMS (Total Combustion - Isotope Ratio Mass Spectrometer). Voor de zuurstofisotoopratio $\delta^{18}\text{O}$ werd Standard Mean Ocean Water (SMOW) als referentiemonster toegepast. Voor de zwavelisotoopratio geldt als referentiemonster een kunstmatig geproduceerd zilversulfide (VCDT).

KADER 1. Verschil tussen destructiemethoden

In de figuur zijn de gehalten die op basis van beide destructies zijn bepaald, tegen elkaar uitgezet. Voor calcium, fosfor en de zware metalen (niet getoond) leveren de beide destructies grotendeels vergelijkbare resultaten, op enkele uitschieters na. Calcium is voornamelijk in de vorm van carbonaten aanwezig, en deze lossen in beide destructies goed op. De zware metalen zijn voornamelijk gebonden aan kleimineralen en organische stof, en deze gebonden fracties worden ook in beide extracties vrijgemaakt. Aluminium is voornamelijk aanwezig in de kristalstructuur van aluminiumsilicaten (kleimineralen, maar ook bijvoorbeeld veldspaten). In de HNO_3 -destructie gaan deze maar gedeeltelijk in oplossing, waardoor de aluminiumgehalten een factor 5 lager zijn. De ijzergehalten zijn ook lager in de HNO_3 -destructie, maar omdat een groot deel van het ijzer aanwezig is in de vorm van oxiden of sulfiden (en deze gaan wel in beide destructies in oplossing), is het verschil voor dit element kleiner.



Gehalten op basis van de HNO_3 -destructie in vergelijking met de gehalten op basis van de HF-destructie. Linksboven aluminium, rechtsboven fosfor, linksonder aluminium, rechtsonder ijzer. De rode lijn geeft de 1:1 lijn weer waarbij de beide destructies hetzelfde resultaat opleveren.

2.5 Vegetatieopnamen Bureau Waardenburg

De vegetatieopnamen werden uitgevoerd in de eerste helft van juni (3, 4, 6, 11, 12 en 13 juni 2019), door een veldteam van Bureau Waardenburg bestaande uit een senior vegetatie-ecoloog (Jan Reitsma of Rob van de Haterd) en een assistent (Tosca Smit).

Op elke met groene stok gemarkeerde locatie werd een vegetatieopname gemaakt. In enkele gevallen werd een stok niet teruggevonden en hier werd (in een straal van ongeveer 25 meter rond de door B-WARE aangeleverde coördinaten), op basis van de coördinaten en de foto's een opnamelocatie bepaald. In die gevallen werd ook goed gelet op de beschrijving van het monsterpunt: er werd een plek geselecteerd die qua slibdikte en diepte klopt met de beschrijving. In alle gevallen werd een nieuwe GPS-coördinaat ingemeten (en opgenomen in het TurboVeg-bestand). In één geval (locatie

A7) werd de stok in eerste instantie niet teruggevonden en daarom werd een nieuwe locatie opgenomen. Op de terugweg werd de stok gevonden (aan de andere zijde van de watergang op 20-30 meter afstand. Hier is toen alsnog een opname gemaakt, die is als A7 opgenomen in het bestand. De extra opname (op de 'nieuwe' locatie) werd ook opgenomen als A7-2. Deze bevatte namelijk enkele soorten die ontbraken op locatie A7, waaronder een kranswier.

In het algemeen werd een opname gemaakt van een vierkant proefvlak van 5 bij 5 meter met de stok als middelpunt. Daarbij werd erop gelet dat het proefvlak min of meer homogeen was qua diepte, slibdikte en vegetatie en overeenkwam met de situatie bij de stok. Als de stok op minder dan 2,5 m van de grens tussen twee vegetaties stond (zoals op de rand van een plompveld en open water of op de rand van een helofytenzone en watervegetatie), dan werd het proefvlak zo verschoven dat het in een min of meer homogene watervegetatie lag. De stok stond echter altijd in het proefvlak of op de rand ervan en het proefvlak werd zoveel mogelijk in watervegetatie geplaatst (dus zo min mogelijk in helofytenzones, indien aanwezig).

Indien er interessante soorten aanwezig waren (waterviolier, glanzig fonteinkruid, blaasjeskruid), dan werden deze als het enigszins kon wel in het proefvlak opgenomen. Helofyten die in (of op de rand van) het proefvlak staan werden wel genoteerd, maar bij een strakke overgang naar een rietveld kregen deze soorten een lage bedekkingsscore.

Een uitzondering werd gemaakt voor hele mooie helofytenzones (zegges, holpijp etc.) met waterplanten ertussen (kranswier, waterviolier etc.). Deze kwamen vooral in de geïsoleerde wateren voor. Het plan om daar meerdere opnames te maken (zowel helofyten- als waterzone) bleek moeilijk. Dit kwam omdat homogene proefvlakken van enige omvang lastig te bepalen waren. Daarom werd ervoor gekozen hier niet-homogene opnames te maken met een deel helofytenzone en een deel watervegetatie.

De meeste locaties hadden een goed doorzicht, daarom werd eerst met de kijkbuis de bedekking van de onderwaterplanten geschat. Daarna werd het doorzicht bepaald (soms een paar meter buiten het plot als het daar dieper was). Er werd overal minimaal tien keer geharkt zodat een goede indruk verkregen werd van het hele proefvlak. De vegetatie werd ingevoerd in Turboveg (Tabel 2.1) op basis van Braun-Blanquet opnameschaal (Tabel 2.2).

Tabel 2.1. De invoer van de vegetatie werd gedaan in Turboveg, met de volgende toegevoegde velden:

Turboveg veldnaam	Wat moet erin
Bedekking totaal	Bedekking totaal
BED_EMERS	Bedekking emers
BED_DRIJV	Bedekking drijvend
BED_SUBM	Bedekking submers
BED_SUBALG	Bedekking submerse algen
BED_FLAB	Bedekking flab (drijvende algenmatten)
HOOG_EMERS	Hoogte emers t.o.v. wateropp. (in cm)
NR	De locatiecode (uit ArcGIS-app)
DOORZICHT	Doorzicht in cm
BODEMZICHT	J of N

Tabel 2.2. Opnameschaal is Braun-Blanquet (aangepast door Barkman, Doing en Segal):

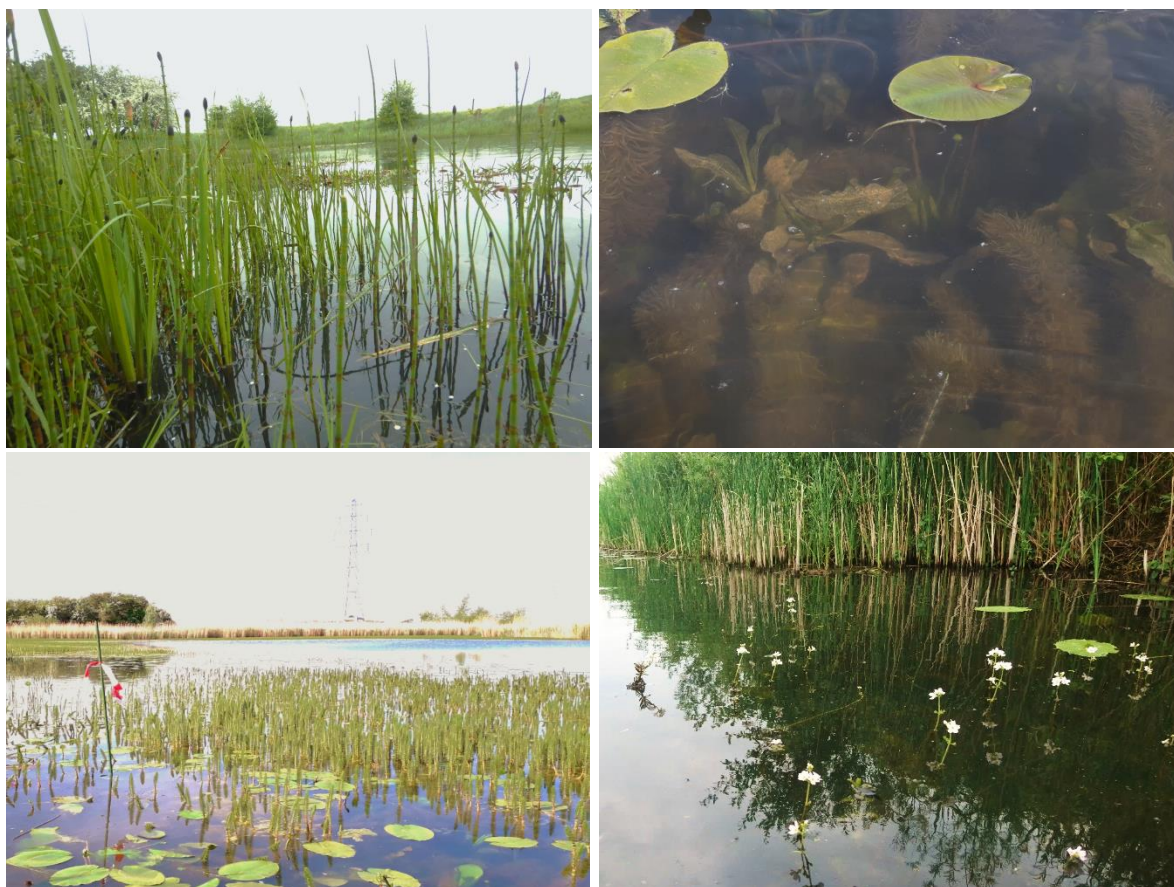
r	1-2 ind. (<5%)
+	3-20 ind. (<5%)
1	21-100 ind. (<5%)
2m	>100 ind. (<5%)
2a	5 - 12,5%
2b	12,5-25%
3	25 - 50%
4	50 - 75%
5	>75%

2.6 Analyse vegetatiedata

In het Natura 2000-gebied Rijntakken, waar de Rijnstrangen onderdeel van uitmaken, komen de habitattypen H3150 Meren met Krabbenscheer en fonteinkruiden en H3260B Beken en rivieren met waterplanten (fonteinkruiden) voor. Voor beide is een uitbreiding van het oppervlak, en voor H2150 Meren met Krabbenscheer ook een verbetering van de kwaliteit beoogd (synbiosys.alterra.nl/natura2000/gebiedendatabase). De opnames, die gemaakt zijn over een klein oppervlak, zijn niet bruikbaar om te herleiden of de opname deel uitmaakt van een habitatype. In de opnames komt echter wel een aantal soorten voor dat indicatief kan zijn voor deze habitattypen. Dit zijn Krabbenscheer, Groot blaasjeskruid en Glanzig fonteinkruid (H3150) en Rivierfonteinkruid (H3260B) (Figuur 2.3). Daarnaast komen soorten voor die kenmerkend kunnen zijn voor andere habitattypen: Waterviolier, Fijne waterranonkel en Stomphoekig sterrenkroos (H3260A) en Breekbaar kransblad (H3150).

Aan elke locatie waar de vegetatie is opgenomen, is een vegetatiescore toegekend, die aangeeft in hoeverre de soortensamenstelling van vegetatie overeenkomt met de bovengenoemde habitattypen. De vegetatiescore bestaat uit 5 ordinale klassen. De hoogste score (score 4) geeft aan dat er soorten aanwezig waren die indicatief zijn voor bovengenoemde habitattypen. Naarmate de vegetatie verder afwijkt van een gewenste samenstelling, neemt de score af. De laagste scores geven aan dat soorten die duiden op voedselrijke omstandigheden in hoge bedekking aanwezig waren (score 1) of dat er (vrijwel) geen vegetatie aanwezig was (score 0).

Bij het toekennen van de scores is de volgende aanpak gevolgd. Aan de opnames waarin soorten aanwezig waren die indicatief zijn voor de bovengenoemde habitattypen werd score 4 toegekend. Hierbij moet wel in gedachten worden genomen dat alleen de aanwezigheid in lage bedekking nog geen indicatie hoeft te vormen voor de ontwikkeling richting het habitatype.



Figuur 2.3. Linksboven: Holpijp en Krabbenscheer in een plas in de Eendenpoelse buitenpolder. Rechtsboven: Glanzig fonteinkruid. Linksonder: Lidsteng. Rechtsonder: Waterviolier. Foto's: Roos Loeb, Yvon Verstijnen (2x), Rob van de Haterd.

Naast deze indicatieve soorten, werden ook andere soorten aangetroffen die op een goede ontwikkeling duiden. Dit waren Groot boomglanswier, Gewoon kransblad, Holpijp, Watervorkje, Stijve waterranonkel, Watergentiaan, Witte waterlelie, Lidsteng, Bronmos en Kikkerbeet. Aan opnames met deze soorten, maar zonder de hier bovengenoemde, werd een score 3 toegekend.

Op een aantal plaatsen kwamen vegetaties voor met dominantie van hypertrafente soorten, zoals Grof hoornblad, Smalle waterpest, Schedefonteinkruid, Zannichellia, Tenger fonteinkruid, Azolla en Haarfonteinkruid. Deze locaties kregen de score '1'.

Opnames zonder soorten die kenmerkend waren voor de genoemde habitattypen, en waarin zowel andere soorten van een goede ontwikkeling als hypertrafente soorten slechts in zeer lage bedekkingen voorkwamen, kregen de score '2'. Dit betroffen met name opnames met een vrij dicht bladerdek van Gele plomp, waartussen weinig anders kon groeien. Opnames zonder noemenswaardige vegetatiebedekking kregen de score '0'.

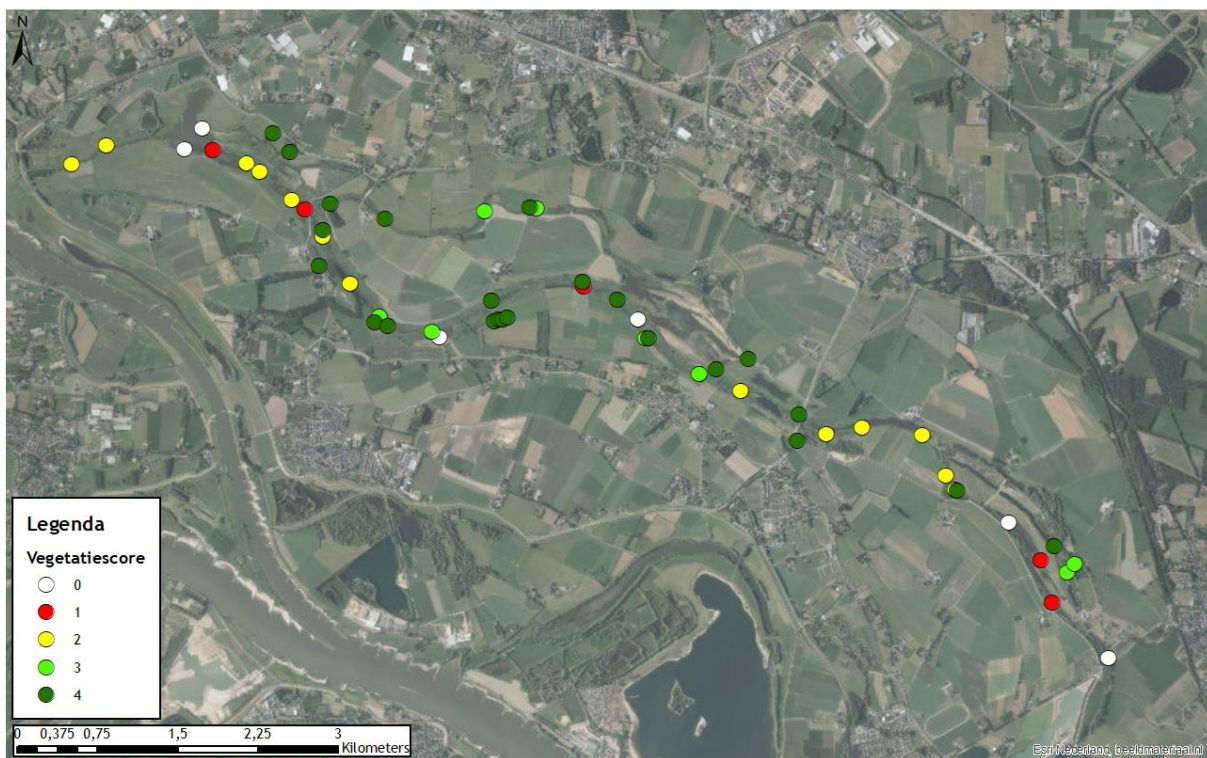
Een DCCA (Detrended Canonical Correspondance Analyses) werd uitgevoerd met behulp van Canoco 5 (Ter Braak & Smilauer), waarbij uit de vegetatie-opnames eerst de terrestrische soorten werden verwijderd en de bedekkingen vervolgens werden omgezet in een schaal van 1 t/m 9. Voor de analyse werden de slibdikte, de mate van isolatie, de fosfaat- en ammoniumconcentraties in het poriewater en de ijzer-/fosfaatratio in het poriewater meegenomen als mogelijke belangrijke variabelen.

3 RESULTATEN EN DISCUSSIE

3.1 Vegetatieontwikkeling en de relatie tot bodem

Bij de opnames werd een aantal bijzondere soorten aangetroffen. In een van de poelen van de Eendenpoelse buitenpolder (R4) werd Groot boomglanswier (*Tolypella prolifera*) aangetroffen. Dit glanswier is bekend uit het rivierengebied, maar dan alleen veel westelijker (ten westen van Wageningen) en noordelijker (ten noorden van Deventer) dan de Rijnstrangen (bron: verspreidingsatlas.nl). Ook noemenswaardig was de vondst van één exemplaar van Rivierfonteinkruid (*Potamogeton nodosus*) op locatie S25 (bij de drempel van Erfkamerlingschap). Deze soort komt met name voor in de Maas en op enkele plaatsen in de Nederrijn. In het Rijnstrangengebied is hij in de periode 2003-2007 al eens eerder aangetroffen op ongeveer dezelfde locatie (Niemijer et al., 2008).

In Figuur 3.1 zijn de vegetatiescores per locatie weergegeven op een ruimtelijke kaart. Hierin is te zien dat de meeste locaties een score '4' hebben. De locaties met een score 2 of lager liggen overwegend in het westelijk en in het oostelijk deel van het onderzoeksgebied.

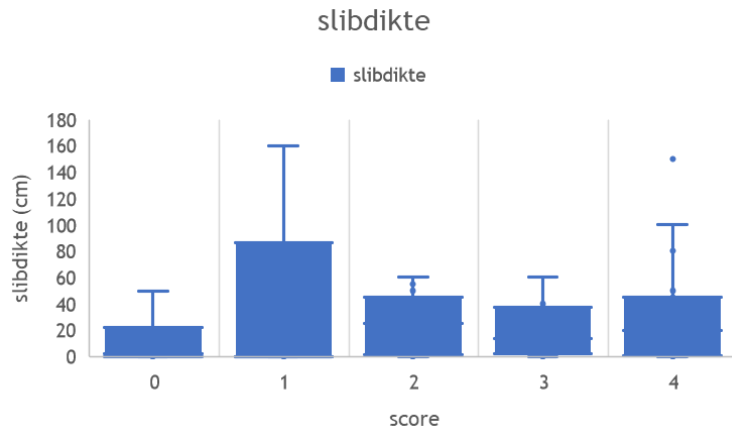


Figuur 3.1. Ligging van de locaties met hun respectievelijke score voor vegetatie-ontwikkeling.

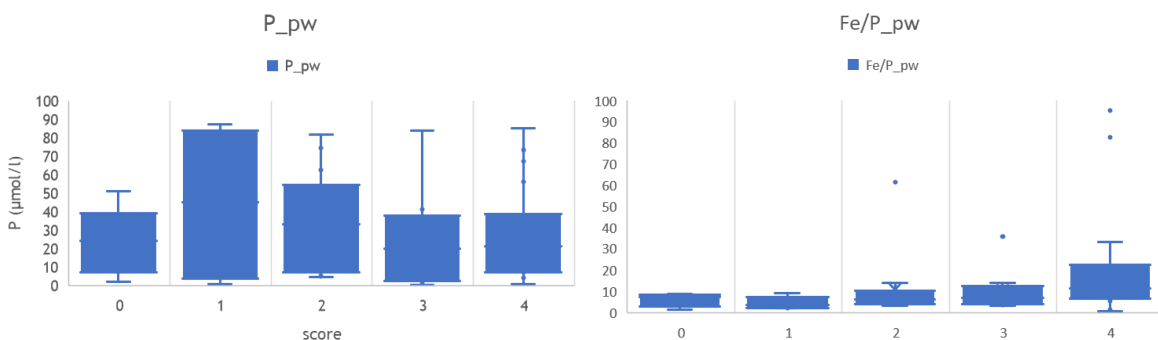
De vegetatie-ontwikkeling was niet gecorreleerd met de slibdikte (Figuur 3.2). Wel bleek dat een goede vegetatie-ontwikkeling nauwelijks optrad bij slibdiktes groter dan circa 50 cm; bij grotere slibdiktes was er vrijwel altijd sprake van een hoge abundantie van hypertrafente soorten (score 1). Hiermee samenhangend kwam ook bij poriewaterconcentraties van P boven circa 60 $\mu\text{mol/l}$ geen doelsoorten meer voor, maar alleen abundante eutrafente vegetaties (Figuur 3.3, links). Dit kwam overeen met wat er eerder gevonden is voor vegetaties van Meren met Krabbenscheer en fonteinkruiden in het rivierengebied (Loeb & Smolders, 2016; Frenken & Van Geest, ongepubliceerde data), die voorkwamen bij poriewater-P-concentraties tot 30 à 50 $\mu\text{mol/l}$. Door de wat hogere concentraties van ijzer, en de wat lagere concentraties van P kwamen de kenmerkende soorten van de habitattypen bij gemiddeld de hoogste Fe/P-verhouding in het poriewater voor (Figuur 3.3,

rechts). Opvallend is overigens ook dat een hoge abundantie van hypertrafente soorten zowel bij een grote als een kleine slibdikte voorkomt.

In Figuur 7.2 in Bijlage 2 is de slibdikte ruimtelijk weergegeven. Hieruit blijkt net als uit Figuur 3.2 dat er geen (duidelijk) verband is tussen slibdikte en vegetatieontwikkeling.

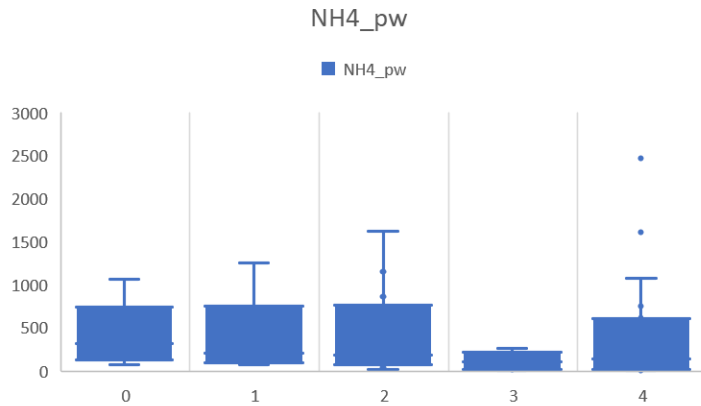


Figuur 3.2. Boxplots van slibdikte bij een verschillende vegetatie-ontwikkeling. 0 = geen vegetatie; 1 t/m 4 vegetatie oplopend in kwaliteit. Boxen lopen van 25- tot 75-percentiel. Whiskers geven 10- en 90-percentiel aan.



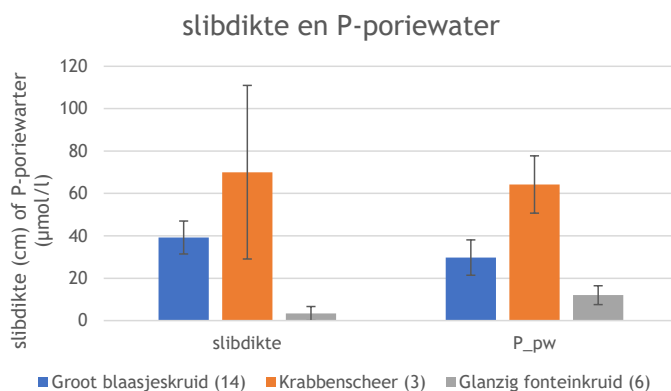
Figuur 3.3. Links: Boxplots van de fosforconcentratie in het poriewater bij een verschillende vegetatie-ontwikkeling. Rechts: Boxplots van de verhouding tussen ijzer en fosfor (mol/mol) in het poriewater bij een verschillende vegetatie-ontwikkeling. 0 = geen vegetatie, 1 t/m 4 vegetatie oplopend in kwaliteit. Boxen lopen van 25- tot 75-percentiel. Whiskers geven 10- en 90-percentiel aan.

De kenmerkende soorten kwamen nog tot bij vrij hoge ammoniumconcentraties in het poriewater voor (Figuur 3.4). Hierbij viel op dat de ammoniumconcentratie in het poriewater onder de Krabbenscheervegetaties in de Eendenpoelsche Buitenpolder waarden konden bereiken van bijna 2500 $\mu\text{mol/l}$. Dit is hoger dan in de referentiestudies (Loeb & Smolders, 2016; Frenken & Van Geest, ongepubliceerde data), waarbij er concentraties tot circa 400 $\mu\text{mol/l}$ werden gemeten.



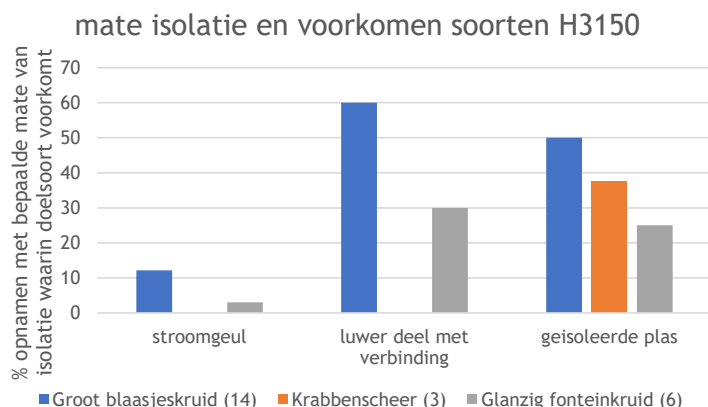
Figuur 3.4. Boxplots van de ammoniumconcentratie ($\mu\text{mol/l}$) in het poriewater bij een verschillende vegetatie-ontwikkeling. 0= geen vegetatie, van 1 t/m 4 vegetatie oplopend in kwaliteit.

Als gekeken wordt naar de drie kenmerkende soorten van het habitatype H3150 die in het gebied voorkomen, Groot blaasjeskruid, Krabbenscheer en Glanzig fonteinkruid, dan kan er wel duidelijk onderscheid gemaakt worden tussen de soorten (Figuur 3.5): Krabbenscheer komt in het gebied voor op een dikke sliblaag van gemiddeld 70 cm. Het is bekend van Krabbenscheer dat de plant een eigen, dikke sapropeliumlaag produceert, die onder andere relatief veel kalium bevat. Groot blaasjeskruid komt meestal ook voor bij een vrij dikke sliblaag (gemiddeld 40 cm). Glanzig fonteinkruid daarentegen komt met name voor op plekken zonder slib. Het sapropelium onder de Krabbenscheervegetaties was met circa 60 $\mu\text{mol P/l}$ in het poriewater behoorlijk rijk; in het poriewater van vegetaties met Groot blaasjeskruid en Glanzig fonteinkruid was de poriewaterconcentraties gemiddeld veel lager.



Figuur 3.5. Gemiddelde slibdikte (links) en fosforconcentratie in het poriewater (rechts) en standaardfout voor verschillende kenmerkende soorten van het habitatype Meren met Krabbenscheer en fonteinkruiden (H3150). Tussen haakjes het aantal waarnemingen van de soort.

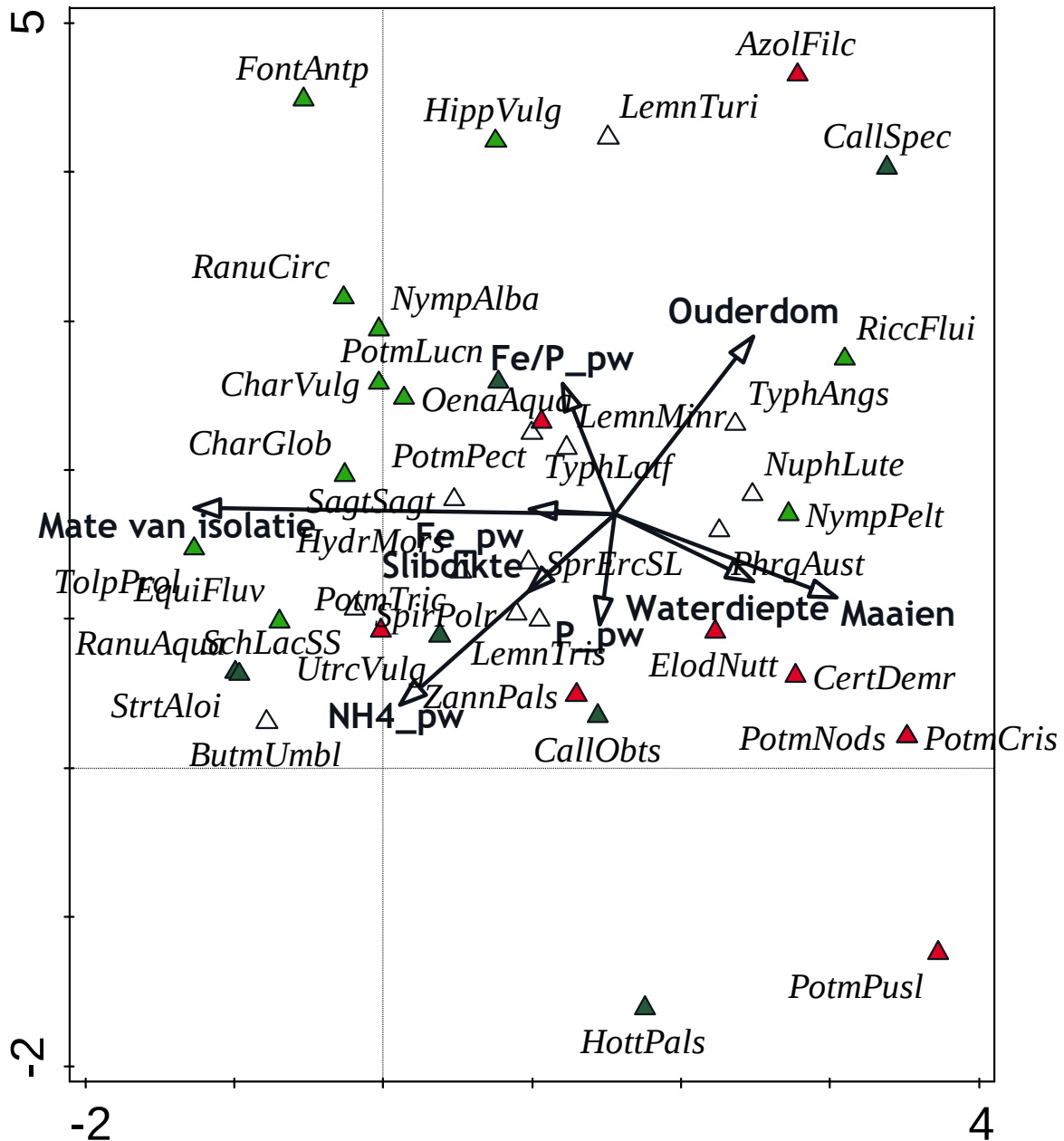
Een andere belangrijke factor in het voorkomen van de verschillende typen vegetaties, kan de mate van isolatie of de afwezigheid van stroming en windwerking zijn. Omdat het onderscheid tussen deze factoren moeilijk te maken is, hebben we deze factoren hier onder de naam ‘mate van isolatie’ proberen in te schatten. Krabbenscheer kwam alleen voor in de geïsoleerde plassen. Van de geselecteerde plassen ($n=8$) had meer dan 1/3 een vegetatie met Krabbenscheer. In de luwere delen die wel via een verbinding in contact stonden met de stroomgeul kwamen wel Groot blaasjeskruid en Glanzig fonteinkruid voor. In maar liefst 60% van de luwere delen werd Groot blaasjeskruid aangetroffen en in 30% Glanzig fonteinkruid. In de stroomgeul en de aangrenzende oevers zelf, kwamen deze soorten veel minder voor; Groot blaasjeskruid in 12% en Glanzig fonteinkruid in 3% van de gevallen (Figuur 3.6).



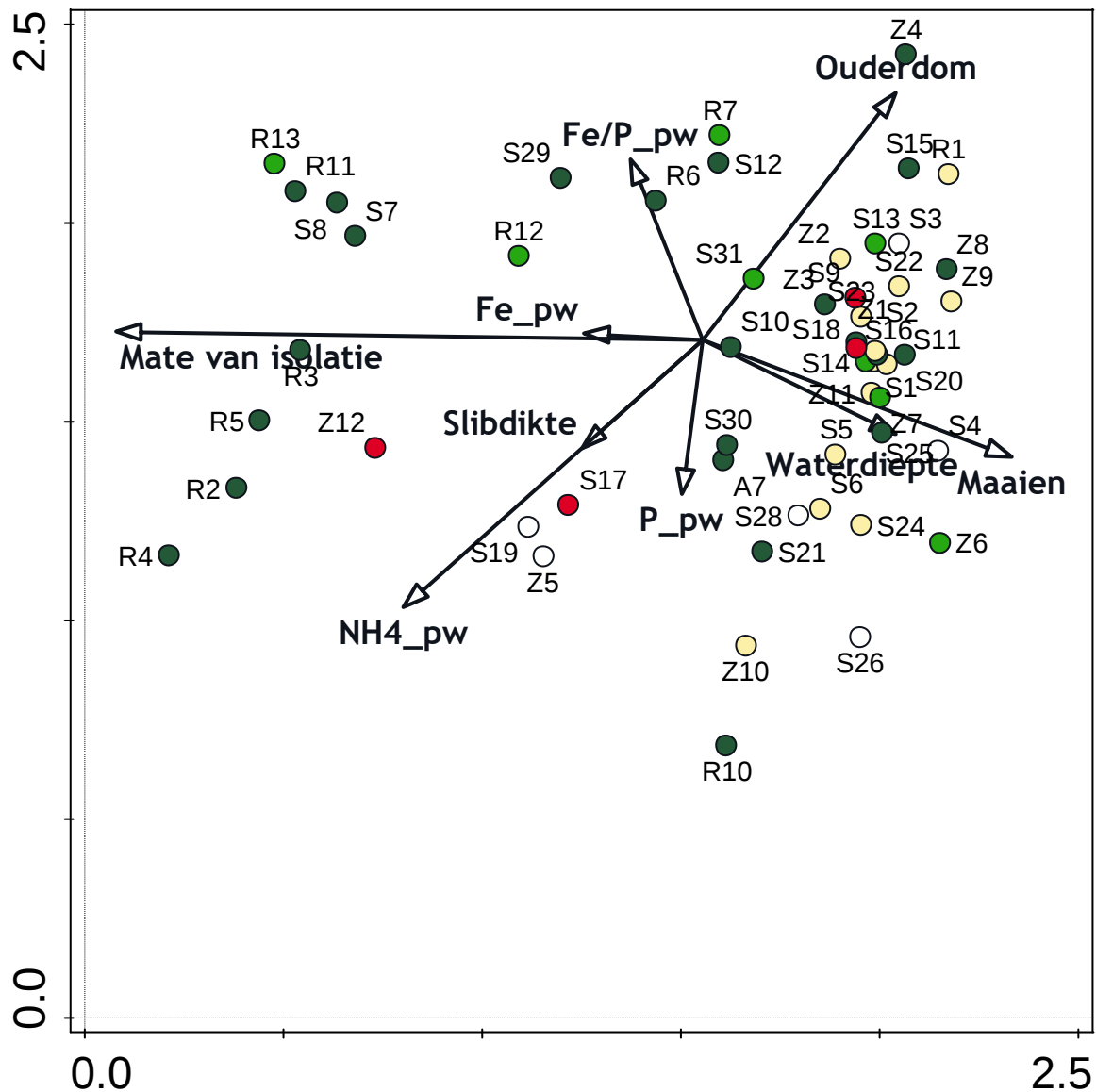
Figuur 3.6. Percentage opnamen met een bepaalde mate van isolatie waarin verschillende soorten van H3150 voorkomt (tussen haakjes het aantal waarnemingen per soort). Stroomgeul n=33, luwre delen met verbinding n=10, geïsoleerde plas n=8.

De mate van isolatie is sterk bepalend voor de ontwikkeling van de aquatische vegetatie. In Figuur 3.7 (DCCA) verklaart de eerste as 9% van de variatie. Het is hier met name de mate van isolatie die verklarend is. Deze staat echter bijna haaks op het maaibeheer, dat alleen in de hoofdgeul wordt uitgevoerd. Soorten als Krabbenscheer, Fijne waterranonkel, Boomglanswier, Glanzig fonteinkruid, Holpijp, Stijve waterranonkel en Breekbaar kransblad doen het veel beter op de geïsoleerde plekken met weinig wind- en golfwerking, in afwezigheid van maaibeheer. Bij maaibeheer doen juist algemene soorten zoals Grof hoornblad en waterpest het goed. Deze soorten zijn in staat opnieuw uit te groeien vanuit kleine stukken plant. Het is echter niet zo dat de relatie tussen het maaibeheer en het voorkomen van deze soorten noodzakelijkerwijs oorzakelijk is. Het maaibeheer vindt plaats in het midden van de hoofdgeul. Hier is het dieper en is het lichtklimaat minder goed, waar deze soorten eveneens beter tegen kunnen. Doordat het hier dieper is, hoopt zich hier ook meer slib op en is de voedselrijkdom eveneens hoger. De relatie tussen de vegetatiesamenstelling per meetpunt en de milieuvariabelen is te zien in Figuur 3.8; de meer geïsoleerde delen hebben een betere vegetatieontwikkeling. Figuur 3.9 geeft dezelfde figuur weer, maar dan met het aantal verschillende aangetroffen aquatische soorten per plot, in plaats van de vegetatiescore. Dit levert ongeveer hetzelfde beeld op: de locaties in de hoofdgeul zijn in het algemeen minder divers dan de locaties die enige mate van isolatie kennen.

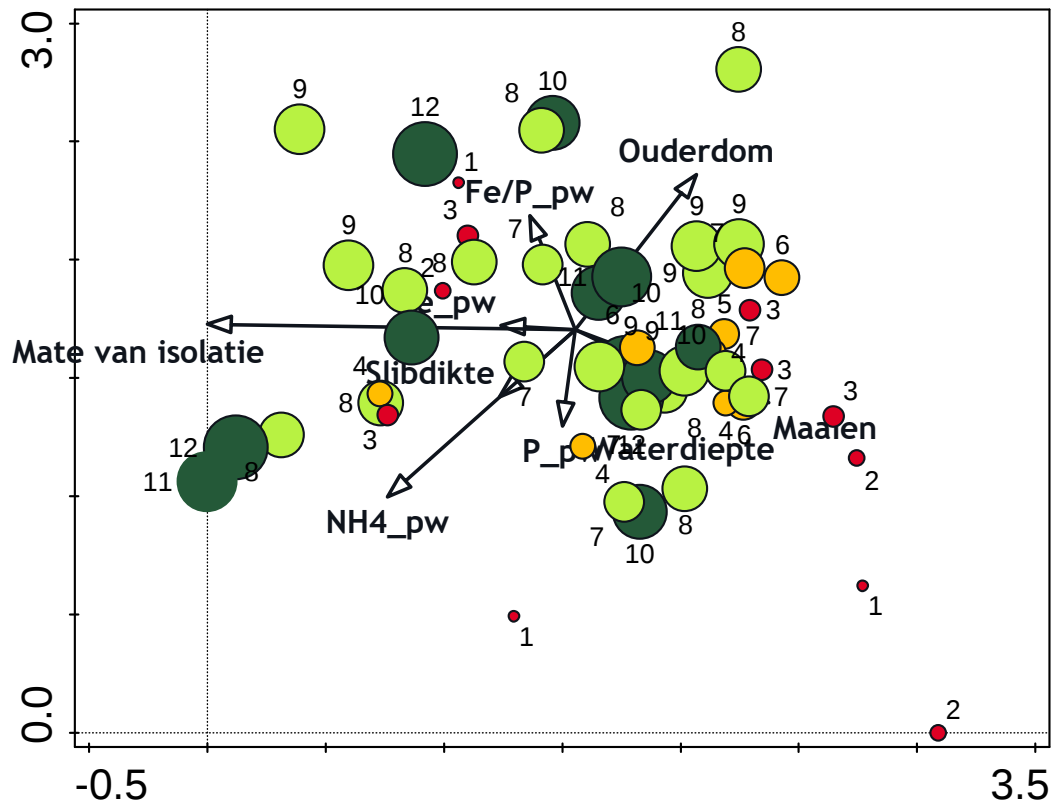
De slibdikte is gerelateerd aan de tweede as en is weinig verklarend. De tweede as verklaart 3% van de variatie. Zowel doelsoorten als Waterviolier en Stomphoekig fonteinkruid, als hypertrafente soorten als Zannichellia, Smalle waterpest en Tenger fonteinkruid hebben hun zwaartepunt juist bij een kleine slibdikte. Ook andere variabelen, zoals de concentratie fosfor in het poriewater, zijn weinig verklarend. Als deze analyse wordt uitgevoerd met alleen 'slibdikte' als verklarende variabele, is de eigenwaarde van de eerste as nog slechts 17%, wat laat zien dat de verandering van de vegetatie met een toenemende slibdikte slechts klein is ten opzichte van de variatie die in de aquatische vegetatie wordt gevonden. Dit betekent dat op de geselecteerde onderzoekslocaties de slibdikte en -kwaliteit niet de meest bepalende factoren zijn in de vegetatiesamenstelling. Ook als alleen de punten in de stroomgeul -waar meer windwerking is en er dus mogelijk eerder negatieve effecten ontstaan door opwerveling van slibdeeltjes- beschouwd worden, wijken de punten met de beste vegetatieontwikkeling (score '4') in slibdikte niet af van de andere punten in de stroomgeul (slibdikte 0-80 cm, gemiddeld 33 cm; overige punten: 0-160 cm, gemiddeld 27 cm). Naast de mate van isolatie, maaibeheer, waterdiepte en leeftijd kunnen overigens ook factoren die hier niet zijn bepaald, zoals de graasdruk (Coops en Loeb, 2017a) een belangrijke rol spelen.



Figuur 3.7. Eerste twee assen van een DCCA van de aquatische soorten uit de opnamen in combinatie met de milieuvariabelen slibdikte, mate van isolatie, wel of geen maaibeheer, leeftijd van het monsterpunt en concentraties van fosfor, ammonium en de verhouding van ijzer en fosfor in het poriewater van de toplaag van de onderwaterbodem. In donkergroen zijn de soorten weergegeven die kenmerkend kunnen zijn voor een van de habitattypen (zie methodiek), in lichtgroen andere soorten duidend op een goede vegetatie-ontwikkeling en in rood soorten die duiden op zeer voedselrijke omstandigheden.



Figuur 3.8. Eerste twee assen van een DCCA van de locaties uit de opnamen in combinatie met de milieuv variabelen slibdikte, mate van isolatie, wel of geen maaibeheer, leeftijd van het monsterpunt en concentraties van fosfor, ammonium en de verhouding van ijzer en fosfor in het poriewater van de toplaag van de onderwaterbodem. In donkergroen zijn de locaties weergegeven met score 4 (zie methodiek), in lichtgroen locaties met score 3, in geel met score 2, in rood met score 1 en in wit met score 0 (nauwelijks vegetatie). Locaties waarin er helemaal geen planten voorkwamen (ook score 0), konden niet worden meegenomen in de DCCA.



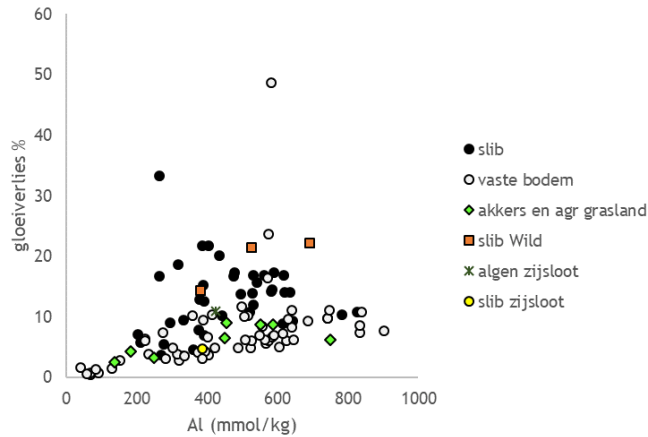
Figuur 3.9. Eerste twee assen van een DCCA van de locaties uit de opnamen in combinatie met de milieuvariabelen slibdikte, mate van isolatie, wel of geen maaibeheer, leeftijd van het monsterpunt en concentraties van fosfor, ammonium en de verhouding van ijzer en fosfor in het poriewater van de toplaag van de onderwaterbodembodem. In donkergroen zijn de locaties weergegeven waarin 10-12 verschillende aquatische soorten in de opname aanwezig waren, in lichtgroen die locaties met 7-9 soorten, in oranje die met 4-6 soorten en in rood de locaties met 1-3 soorten. Locaties waarin er helemaal geen planten voorkwamen, konden niet worden meegenomen in de DCCA.

3.2 Bodemchemie slib en vaste bodems

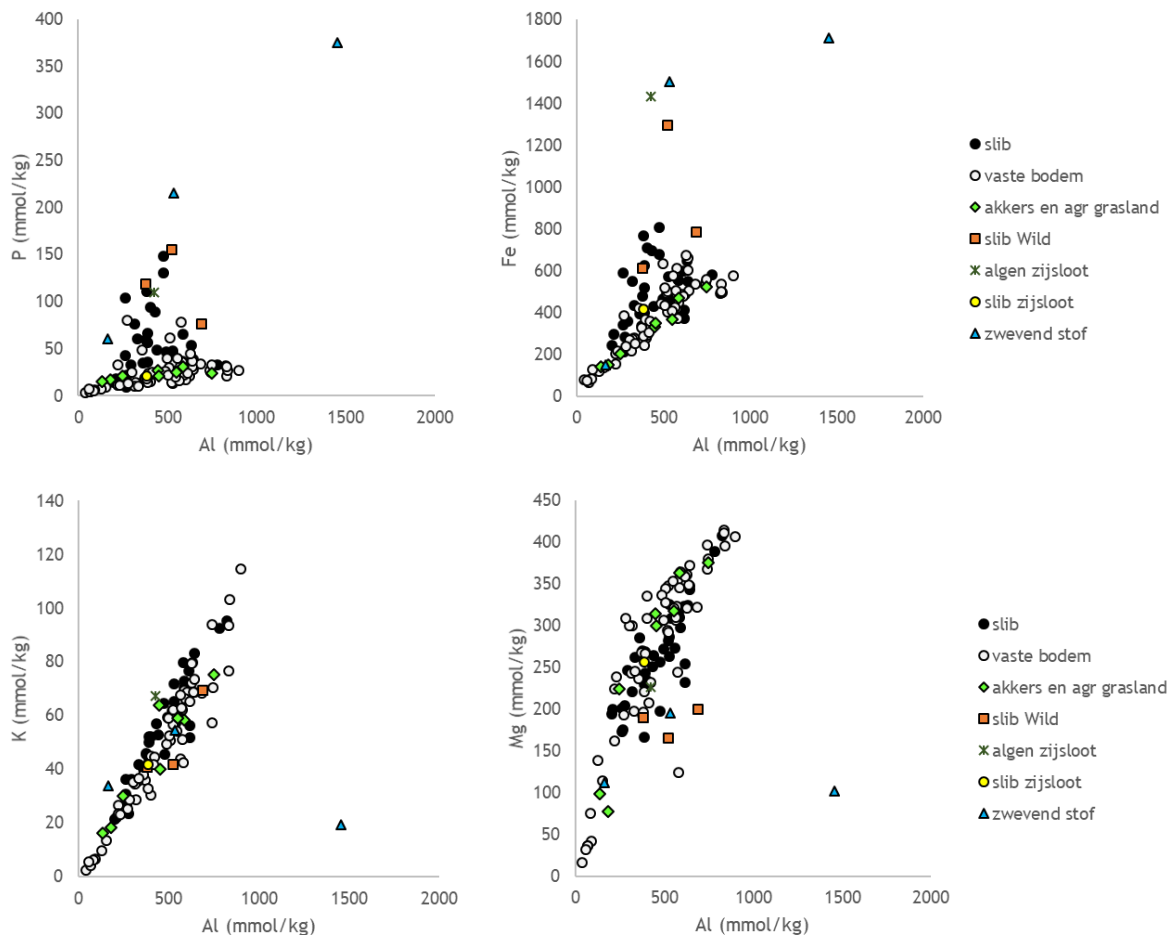
3.2.1 Bodemmatrix

Op de locaties waar slib aanwezig was, werd zowel het slib als de vaste bodem onder de sliblaag geanalyseerd. Het gloeiverlies (als maat voor organisch stofgehalte) is gemiddeld hoger in het slib (gemiddeld $\pm$ standaarddeviatie: $13 \pm 5,8\%$) dan in de vaste bodem ($7,6 \pm 6,8\%$). Op de meeste locaties was zowel het slib als het sediment rijk aan aluminium (Al). Dit geeft aan dat het (zwarte) kleibodems betrof. De aluminiumconcentratie is namelijk indicatief voor het aandeel van lutum in de bodem. De Al-concentratie (HNO_3) was gemiddeld op 464 mmol/kg droge bodem (verder mmol/kg genoemd) in de vaste bodem en 452 mmol/kg in het slib (Figuur 3.10).

De Al-concentratie is in het slib en de vaste bodem sterk gecorreleerd aan kalium (K) en magnesium (Mg) (Figuur 3.11). Dit duidt ook op een hoog kleigehalte, aangezien aluminium met deze elementen altijd in een vaste verhouding voorkomt in lutumdeeltjes. In de vaste bodem bestaat er ook een sterke correlatie tussen het Fe-gehalte en het Al-gehalte (Figuur 3.11). De sliblaag en het zwevend stof is verrijkt in ijzer en fosfor ten opzichte van de vaste bodem. Hoewel de correlatie een stuk minder is, lijkt er ook een verband te bestaan tussen het kleigehalte en het gloeiverlies in de vaste bodem (Figuur 3.10).



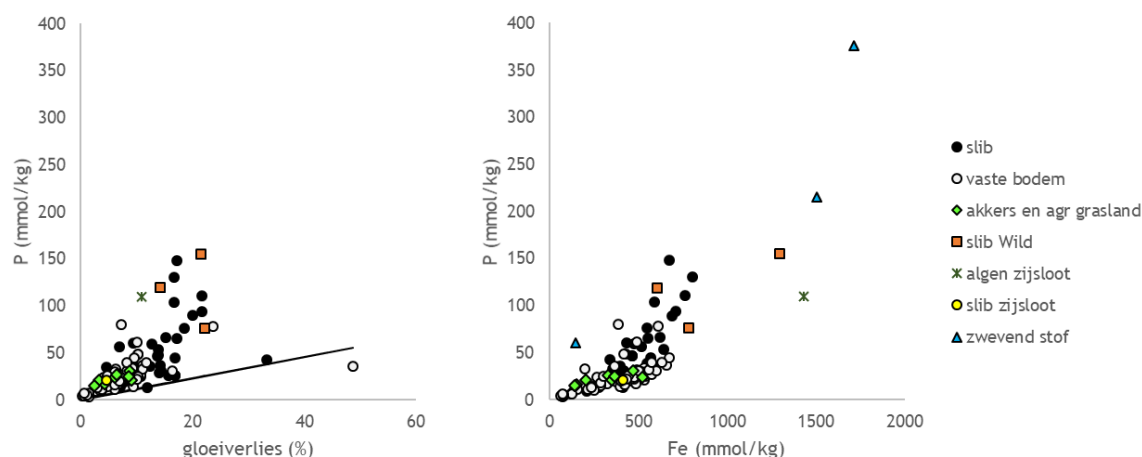
Figuur 3.10. Correlatie tussen gloeiverlies (%) en aluminiumconcentraties (o.b.v. HNO_3) (mmol/kg) in het slib, vaste bodem, akkers/agrarisch grasland, slib uit Wild, algen zijlsloot en slib uit zijlsloot.



Figuur 3.11. Concentraties o.b.v. HNO_3 -destructie. Correlatie tussen P- en Al- (linksboven), Fe- en Al- (rechtsboven), K- en Al- (linksonder) en Mg- en Al-concentraties (rechtsonder) in het slib, vaste bodem, akkers/agrarisch grasland, slib uit Wild, algen zijlsloot, slib uit zijlsloot en zwevend stof (in mmol/kg).

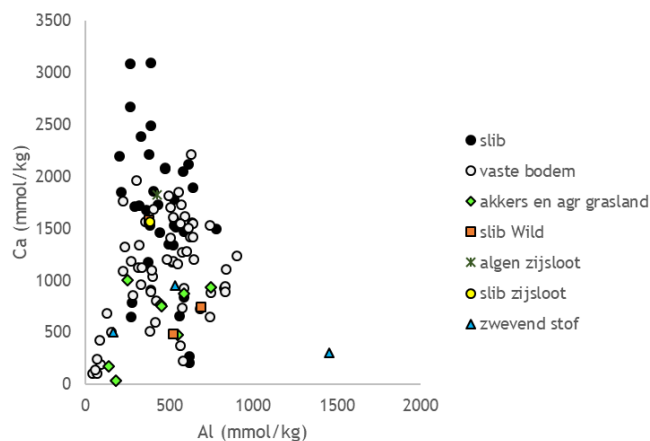
Het gloeiverlies correleert positief met fosfor (P), zwavel (S) en koper (Cu) (Figuur 3.12, Figuur 3.30 en Figuur 7.8 in Bijlage 3). De P concentratie (o.b.v. HNO_3 -destructie) is hoog met voor slib een gemiddeld gehalte van 50,6 mmol/kg en voor de vaste bodem 23,9 mmol/kg. Fosfor kan doorgaans goed aan kleideeltjes binden. De correlatie tussen P en Al is (met name in het slib) echter niet zo

sterk (Figuur 3.11), maar tussen P en organische stof wel (Figuur 3.12, links). P kan daarom dus deels afkomstig zijn uit ophopend organisch materiaal in de bodem, maar de P-concentraties zijn een stuk hoger dan je zou verwachten op basis van pure invloed van organisch materiaal. Waarschijnlijk speelt de interactie van P met Fe een rol in het tot stand komen van deze hoge P-concentraties. Fosfor wordt in bodems namelijk zeer effectief geïmmobiliseerd door adsorptie aan ijzer(III)(hydr)oxiden en door de vorming van ijzerfosfaat zouten zoals $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ (onder anaerobe condities) en FePO_4 (onder aerobe condities). Er is inderdaad een correlatie aanwezig tussen ijzer (Fe) en P (Figuur 3.12, rechts). De Fe-concentraties zijn gemiddeld net als de P-concentraties hoger in het slib dan in de vaste bodem (respectievelijk 492 en 379 mmol Fe/kg). Tevens kunnen colloïdale deeltjes van ijzergebonden P in het water in de luwere delen van dit laag dynamische milieu sedimenteren. Ook zal in deze luwe delen relatief veel organisch materiaal bezinken.



Figuur 3.12. Concentraties o.b.v. HNO_3 -destructie. Correlatie tussen P (mmol/kg) en gloeiverlies (%) (links) en tussen P- en Fe-concentraties (mmol/kg) (rechts) in het slib, vaste bodem, akkers/agrarisch grasland, slib uit Wild, algen zijlsloot, slib uit zijlsloot en zwevend stof. De zwarte lijn geeft de verwachte gemiddelde P concentratie (mmol/kg) in de bodem indien afkomstig van alleen organisch materiaal (gemiddelde concentratie in plantmateriaal in beken; Loeb et al., 2020).

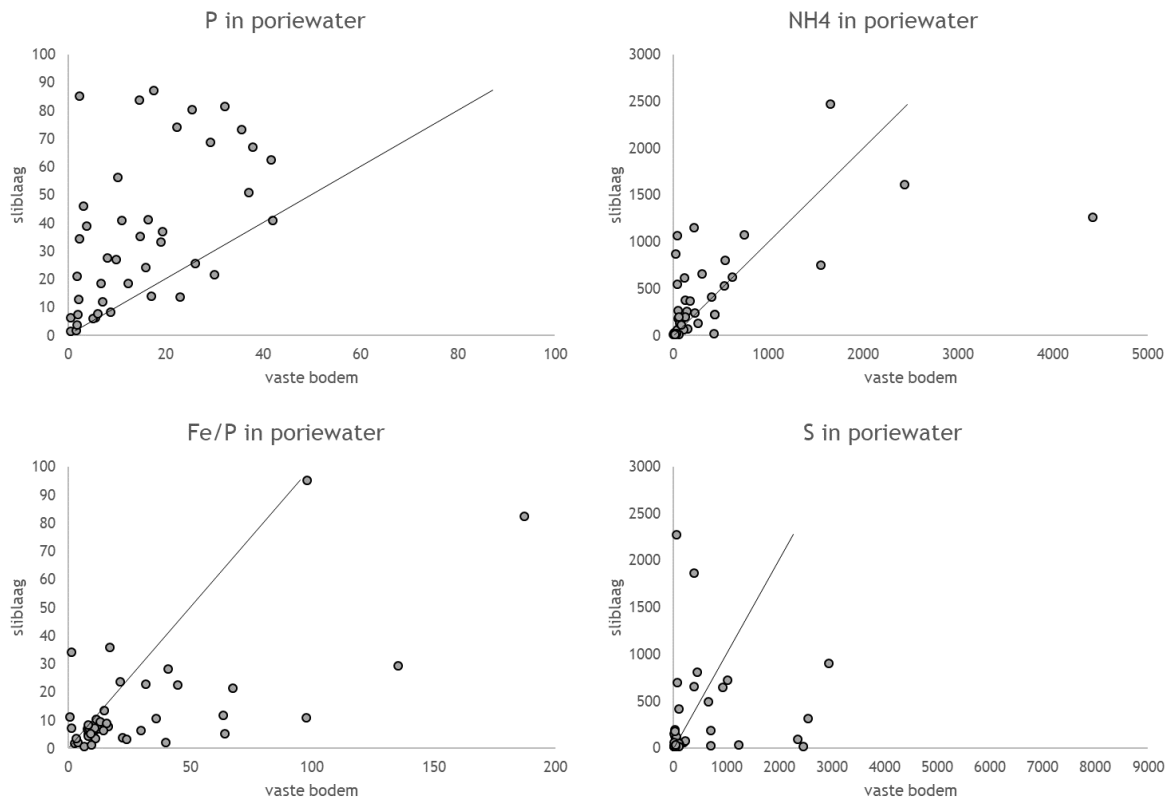
De concentratie aan calcium (Ca) in de bodems is overwegend hoog, vertoont geen correlatie met Al en is hoger in het slib dan in het vaste sediment (Figuur 3.13). Het aandeel calcium lijkt niet alleen te komen uit calciumverbindingen in kleimineralen, maar grotendeels uit neerslag van Ca met bicarbonaat (HCO_3) dat vrijkomt bij afbraak van organisch materiaal in de sliblaag.



Figuur 3.13. Concentraties o.b.v. HNO_3 -destructie. Correlatie tussen Ca- en Al-concentraties (mmol/kg) in het slib, vaste bodem, akkers/agrarisch grasland, slib uit Wild, algen zijlsloot, slib uit zijlsloot en zwevend stof.

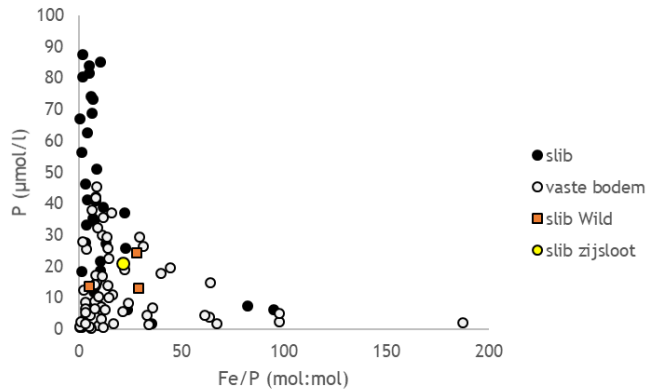
3.2.2 Poriewater

Net als de concentraties in de bodematrix (Figuur 3.12) is in het poriewater te zien dat de P-concentraties in de sliblaag (veel) hoger waren dan of nagenoeg gelijk waren aan die in de vaste bodem (Figuur 3.14 en Bijlage 2). Doordat de ijzerconcentratie vaak weinig verschilde tussen het slib en de vaste bodem is de Fe/P ratio in het slib veelal lager dan in de vaste bodem. Een lagere Fe/P ratio gaat dus samen met een hogere concentratie aan P in het poriewater van het slib (Figuur 3.15). De ammoniumconcentraties waren net als de P-concentraties in de meeste gevallen hoger in het slib (Figuur 3.14). Dit hangt samen de afbraak van organisch materiaal in het slib. De sulfaatconcentraties liepen uiteen, met op sommige locaties een hogere concentratie in het slib en bij andere locaties in de vaste bodem. Een deel van het SO_4 kan na reductie neerslaan met ijzer, wat zowel in het slib als in de onderliggende bodemlaag kan plaatsvinden.



Figuur 3.14. Concentraties van P, NH_4 , Fe/P en S in het poriewater ($\mu\text{mol/l}$) in de sliblaag uitgezet tegen de concentraties in de onderliggende vaste bodem. De Zwarte lijn geeft de 1:1 lijn weer.

Het slib heeft doorgaans hogere concentraties aan verschillende elementen in zowel de vaste fractie als in het poriewater. Vegetatie die meer voedselarme omstandigheden nodig heeft zal zich waarschijnlijk beter kunnen ontwikkelen op de vaste bodems, aangezien op de voedselrijkere slibbodem een meer eutrafente vegetatie sneller tot ontwikkeling kan komen.



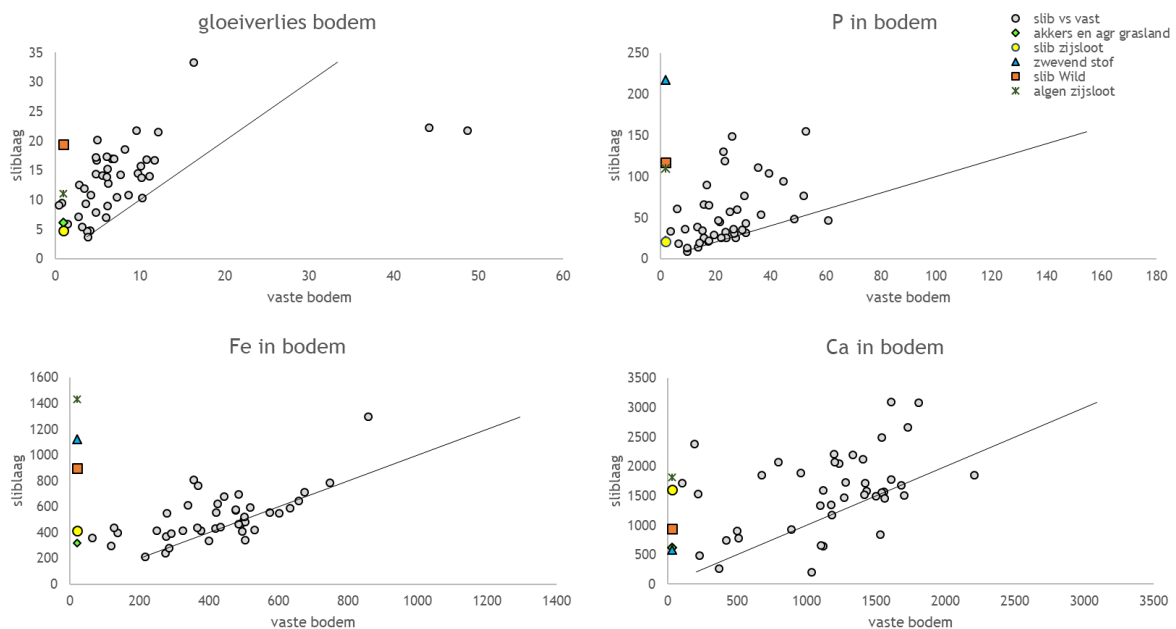
Figuur 3.15. Correlatie tussen P-concentratie ($\mu\text{mol/l}$) en Fe/P ratio in het poriewater van het slib, vaste bodem, slib uit Wild en slib uit zijsloot.

3.3 Slib versus potentiële bronnen

3.3.1 Concentraties in bodem

Wanneer de concentraties aan elementen in de bodem vergeleken worden tussen de sliblaag en het onderliggend sediment, kan een preciezer beeld verkregen worden van de gelijkenissen dan wel verschillen.

In Figuur 3.16 is per variabele (P, Ca, Fe en gloeiverlies) de concentratie in de vaste bodem en slib tegen elkaar uitgezet (o.b.v. HNO_3 -destructie). De zwarte lijn geeft de 1:1 verhouding weer. In de figuur is te zien dat de sliblaag meestal meer organische stof bevat en vaak ook meer P, Fe en Ca bevat dan de onderliggende vaste bodem (deze punten liggen boven de 1:1 lijn).



Figuur 3.16. Concentraties o.b.v. HNO_3 -destructie. Gloeiverlies en totaalconcentraties van P, Fe en Ca (mmol/kg) in de sliblaag uitgezet tegen de onderliggende vaste bodem. De zwarte lijn geeft de 1:1 lijn weer. Op de y-as zijn tevens de gemiddelde waarden weergegeven van potentiële bronnen (akkers/agrarisch grasland, slib Wild, algen zijsloot, slib zijsloot en zwevend stof).

.....

Het organische stofgehalte van de potentiële bronnen ligt binnen het bereik van het organische stofgehalte in de sliblagen, waarbij slib uit de Wild relatief hoog zit en slib uit de zijsloot en bodems van agrarisch land relatief laag ten opzichte van slib in het onderzochte Rijnstrangengebied.

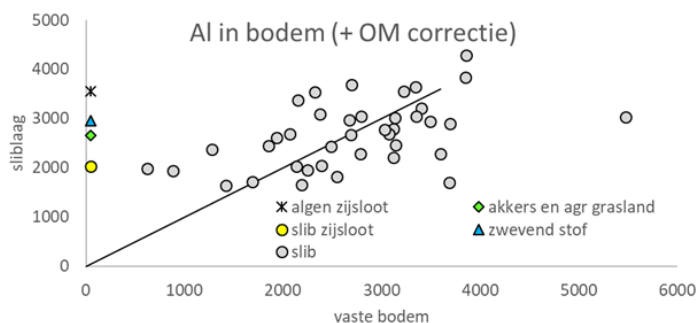
Ook de concentratie ijzer in het slib is in de meeste gevallen hoger dan (of nagenoeg gelijk aan) de concentratie in de vaste bodem (Figuur 3.16). De gevonden algen in de zijsloot en de zwevend-stofmonsters hebben tevens relatief hoge ijzerconcentraties, alsmede het slib uit het Grenskanaal en de Wild. De hogere concentraties in het slib kunnen komen door diffusie van tweewaardig ijzer (Fe^{2+}) uit de bodem naar het toplaagje van de waterbodem waar het onder zuurstofhoudende omstandigheden wordt geoxideerd naar driewaardig ijzer (Fe^{3+}) en hierbij kan neerslaan. Tevens kan transport van lichte ijzerrijke slibdeeltjes de bodem aanrijken met ijzer. De gehalten aan ijzer in de vaste bodem komen goed overeen met de gehalten die je op grond van de aluminiumgehalten verwacht in landbodems (data Onderzoekcentrum B-WARE). De ijzerrijkdom van de bodem kan dus een gevolg zijn van afzetting van ijzerrijke klei. Eventueel kan ook beïnvloeding van ijzerrijk grondwater over een lange termijn een rol spelen/gespeeld hebben.

Het P-gehalte in het slib varieert sterk. De concentratie in de vaste bodem is overal < 61 mmol/kg, terwijl op verschillende locaties de P-concentraties in het slib een stuk hoger liggen (tot zo'n 150 mmol/kg). De P-concentratie in het zwevend stof is net als het ijzergehalte gemiddeld hoger dan in het slib. P uit grondwater lijkt geen aannemelijke directe bron, aangezien het P-gehalte in grondwater niet hoog is ten opzichte van ijzer (Fe^{2+} : 15-248 $\mu\text{mol/l}$ en P: 0,3-3,7 $\mu\text{mol/l}$). Indien het uitvlokken van Fe en P uit dit grondwater een grote invloed zou hebben op de P-gehalten van het slib, dan zou je in de sliblaag een veel hogere Fe:P ratio verwachten dan nu het geval is. De akkers/agrarisch grasland (gemiddeld 23 mmol/kg) en slib uit de zijsloot (21 mmol/kg) hebben relatief lage P-concentraties, wat erop duidt dat deze bronnen waarschijnlijk niet veel bijdragen aan het slib in de strangen. Ruimtelijk lijkt er geen eenduidig patroon van de P-gehalten van het slib aanwezig te zijn (zie Figuur 7.6 in Bijlage 2). Wel hebben de slibmonsters van de Wild een relatief hoog P- en ijzergehalte. P hangt dan ook samen met Fe en organische stof, zoals te zien is in Figuur 3.12. Ook P kan in de toplaag accumuleren door binding aan geoxideerd ijzer nadat het is vrijgemaakt in de vaste onderwaterbodem. Het zwevend stof is relatief rijker aan Fe en P maar wel in een verhouding die ook in de sliblaag voorkomt. Het zwevend stof bestaat waarschijnlijk in grote mate uit colloïdale ijzerdeeltjes waaraan P is gebonden. Deze ijzer en P rijke deeltjes kunnen na opwerveling van het sediment zeer lang in suspensie blijven. Het is dus heel goed mogelijk, waarschijnlijk zelfs, dat het slib de bron is van het zwevende stof en niet andersom.

Verder varieert ook het calciumgehalte sterk in het slib en vaste waterbodem (Figuur 3.16). Ook hier is de concentratie in het slib doorgaans hoger dan in de vaste bodem. Het slib en de algen in de zijsloot hebben relatief een hogere concentratie calcium, maar vallen binnen de range van de waardes gemeten in het slib. Het zwevend stof en de akkers/grasland hebben lage concentraties ten opzichte van het slib in de Rijnstrangen.

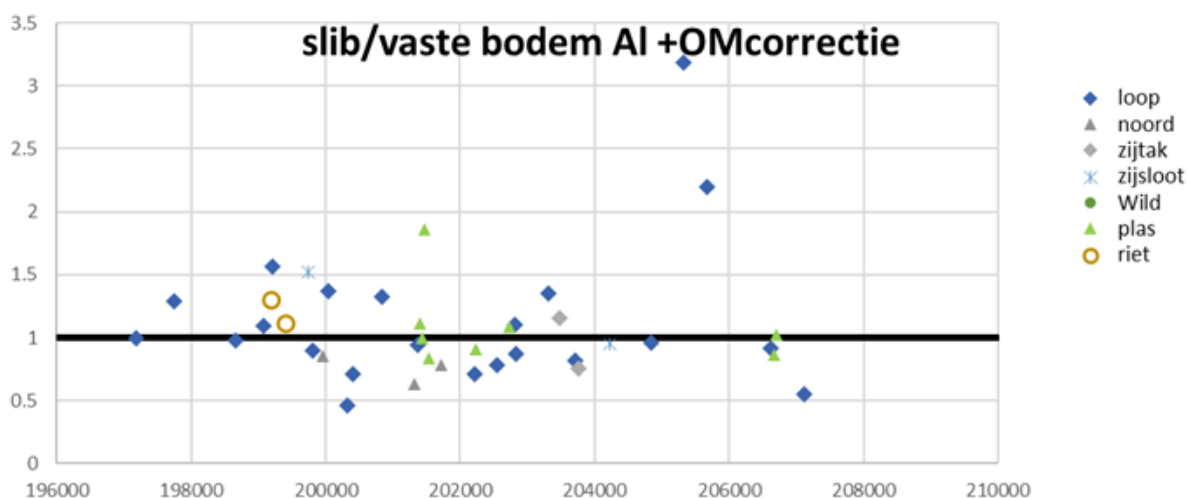
Gemiddeld zit er ongeveer evenveel aluminium in het slib als in de onderliggende vaste bodem en dus zijn beide zeer kleiig. Er is echter wel wat variatie tussen het slib en de bijbehorende onderliggende bodem op verschillende locaties (Figuur 3.17). De algen hebben ook relatief een hoge Al-concentratie. In het algemeen komen verhoudingen tussen Al en diverse elementen (zoals K, Mg) overeen in slib versus vaste bodem. Dit duidt erop dat de kleimineralen in slib en vaste bodem een vergelijkbare samenstelling hebben, en daarmee waarschijnlijk een gelijke herkomst. In kleideeltjes uit een ander gebied verwacht je andere verhoudingen tussen de elementen. Een (groot) deel van het slib bestaat daarom mogelijk uit een verweekte vaste bodem (Figuur 3.11). Wanneer de klei van elders zou komen

(van de oevers bijvoorbeeld), dan zou je verwachten dat ratio tussen Al, K en Mg niet precies hetzelfde zou zijn. We hebben geen kleimineralen met een duidelijk afwijkende samenstelling aangetroffen in het gebied. Het hogere organische stofgehalte (gloeiverlies) in het slib is een indicatie dat een deel van het slib ook afkomstig is uit organisch materiaal (Figuur 3.16, linksboven). Dit organisch materiaal kan afkomstig zijn van planten in het systeem of zijn aangevoerd van buitenaf. Omdat het slib deels uit organisch materiaal bestaat -zonder hoge aluminiumconcentraties- is gecorrigeerd voor organische stof in Figuur 3.17 en Figuur 3.18.



Figuur 3.17. Concentraties o.b.v. HF-destructie. Totaalconcentraties van Al (mmol/kg) in de sliblaag uitgezet tegen de onderliggende vaste bodem gecorrigeerd voor organisch materiaal. De zwarte lijn geeft de 1:1 lijn weer. Op de y-as zijn tevens de gemiddelde waarden weergegeven van potentiële bronnen (akkers/agrarisch grasland, slib Wild, algen zijlsloot, slib zijlsloot en zwevend stof).

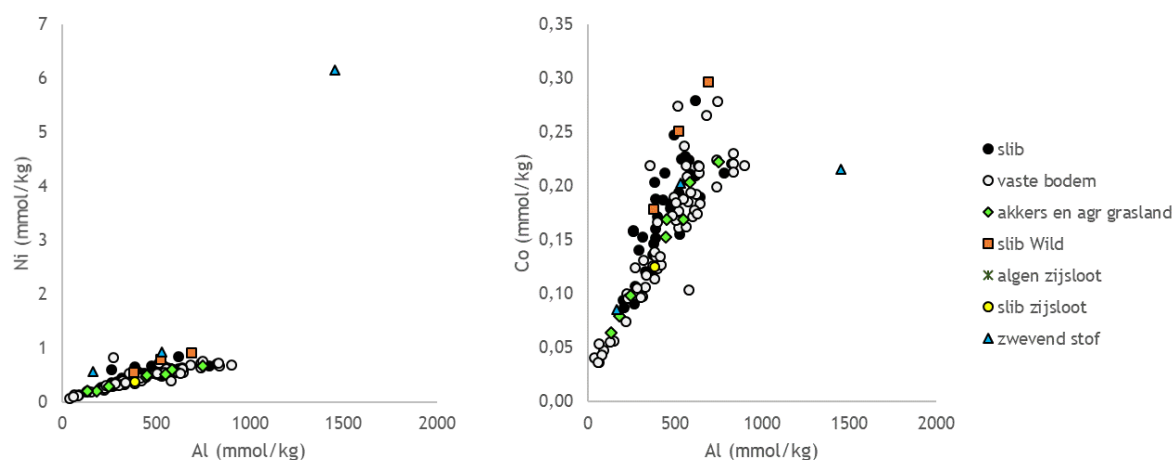
Ruimtelijk gezien is er op basis van de ratio tussen aluminium in het slib en aluminium in de vaste bodem geen patroon waar te nemen (Figuur 3.18). Indien er geen verschil is tussen de aluminiumconcentratie in vast sediment en die in slib zou de ratio rond de 1 liggen. Enkele locaties hebben een hoge ratio zoals locatie S24 en S25 (ratio > 2). De vaste waterbodem bestond hier uit (grof) zand in tegenstelling tot de meeste andere locaties (overwegend klei). Dit wijst erop dat het gevormde slib na verweking zich (zeer) lokaal kan verplaatsen en vermengen. De Al-concentraties zijn op deze locaties dan ook lager dan in de dichtstbij gelegen andere slibbodem.



Figuur 3.18. Totaal-Al-slib/totaal-Al-vaste bodem ratio (mol/mol, o.b.v. HF-destructie), gecorrigeerd voor organisch materiaal, uitgezet tegen het X-coördinaat van het monsterpunt.

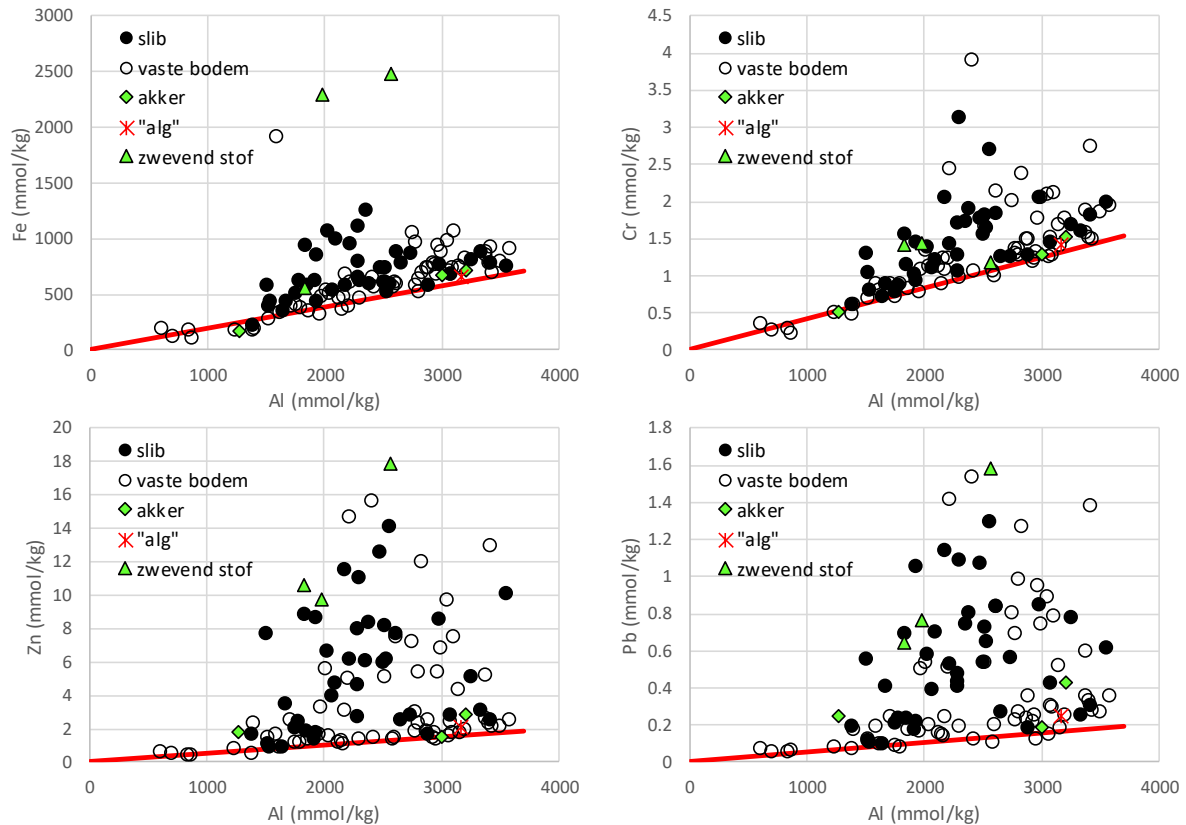
3.3.2 Zware metalen

Aluminium vertoont naast een correlatie met K en Mg (Figuur 3.11) ook een sterke correlatie met zware metalen boor (B), nikkel (Ni) en kobalt (Co) (Figuur 3.19, o.b.v. HNO_3 -destructie) en in mindere mate met onder andere chroom (Cr), koper (Cu) en arseen (As) (zie Figuur 7.7 in Bijlage 3). De correlaties wijzen erop dat de zware metalen gebonden zijn aan het aluminiumcomplex en/of ijzer(hydr)oxides. De verhoudingen tussen de elementen zijn veelal gelijk in het slib en de vaste bodem, waarbij de zware metalenconcentraties vaak iets hoger liggen voor de slibbodem. Molybdeen (Mo), boor en arseen vertonen ook een positieve correlatie met ijzer (zie Figuur 7.8 in Bijlage 3). De zwevend-stofmonsters hebben vaak een relatief hoge concentratie aan zware metalen ten opzichte van het slib en de vaste bodem. Verder vallen de concentraties van de Wild, zijlsloot en akkers/agrarisch land over het algemeen in dezelfde range als slib en de vaste bodem van de onderzochte locaties in de Rijnstrangen.



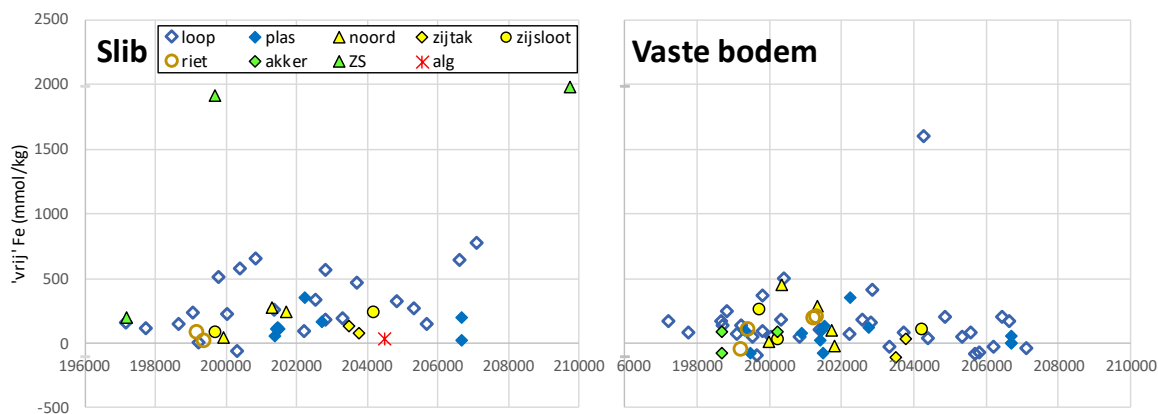
Figuur 3.19. Concentraties o.b.v. HNO_3 -destructie. Correlatie tussen Ni en Al (links) en tussen Co en Al-concentraties (rechts) in het slib, vaste bodem, akkers/agrarisch grasland, slib uit Wild, algen zijlsloot, slib uit zijlsloot en zwevend stof (in mmol/kg).

Een gedeelte van de elementconcentraties in de vaste stof vormen een onderdeel van de mineraalstructuur van de aluminiumsilicaten (voornamelijk kleimineralen). Deze verhouding zal weinig variatie vertonen wanneer de bron van de kleimineralen gelijk is. De rest is gebonden aan kleimineralen (en kan uitgewisseld worden tegen andere elementen) of organische stof, of aanwezig in de vorm van ijzer- of calciummineralen. In Figuur 3.20 zijn de verhoudingen tussen een aantal elementen en aluminium weergegeven (o.b.v. HF -destructie). De rode lijn is een inschatting van de hoeveelheid die in de mineraalstructuur van de aluminiumsilicaten aanwezig is. Op basis van deze basislijn, is het mogelijk om per monster te berekenen welk deel van de elementen niet in de vorm van aluminiumsilicaten aanwezig is. Deze fractie noemen we 'vrij'. De basislijn is voor het slib en de vaste bodem gelijk. De bodem afkomstig van akkers ligt over het algemeen op de basislijn, evenals het algenmonster. Het zwevend stof is veelal verrijkt in metalen.



Figuur 3.20. Fe, Zn, Cr en Pb-concentraties ten opzichte van aluminium (o.b.v. HF-destructie; in mmol/kg). De rode lijn geeft weer welk gedeelte van de elementen aanwezig is in de structuur van de aluminumsilicaten.

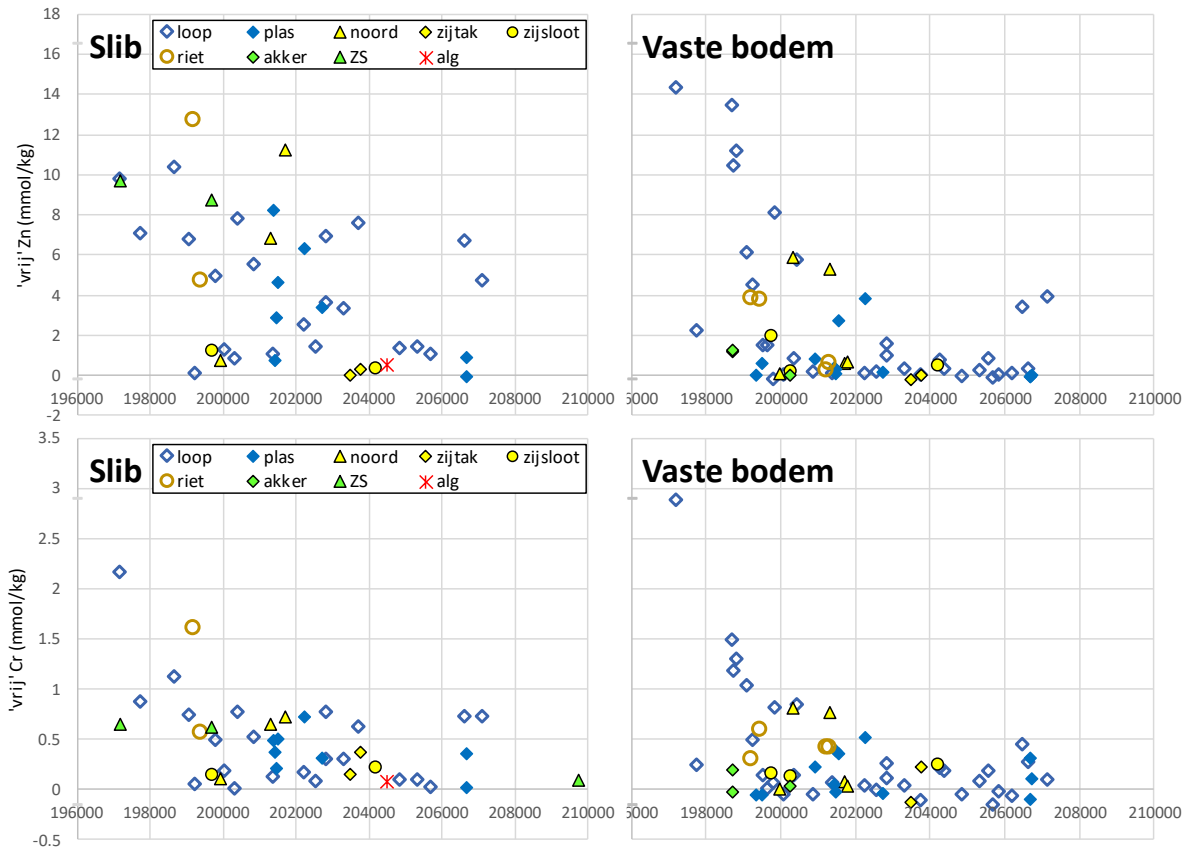
In Figuur 3.21 is het verloop van het vrije ijzergehalte binnen de Rijnstrangen van oost naar west weergegeven. De gehalten zijn hoger in het slib dan in de vaste bodem, en zijn gemiddeld hoger in de hoofdloop (open blauwe ruiten in de figuur) dan in de meer geïsoleerde delen van de Rijnstrangen (gesloten blauwe ruiten). De gehalten in het zwevend stof zijn nog een factor 2 hoger dan in de hoogste slibmonsters. Een mogelijke bron van ijzer in de vrije fase is de oxidatie van ijzer dat wordt aangevoerd vanuit het grondwater. Dit ijzer kan in de vorm van colloïdale deeltjes in de waterfase terecht komen die slecht sedimenteren. Een andere belangrijke bron van ijzer voor de sliblaag vormen ook de vaste onderwaterbodems. Door reactief organisch materiaal treedt reductie op van ijzer in de waterbodem. Dit opgeloste ijzer oxideert weer op de overgang van de waterbodem naar het oppervlaktewater. In deze verweekte kleilaag kan daarbij gemobiliseerd P worden gebonden, waardoor de sliblaag rijker wordt aan ijzer en fosfor. Het feit dat het zwevende stof ook veel P bevat, terwijl het grondwater P arm is, maakt het ook waarschijnlijk dat het zwevend stof bestaat uit de deeltjes die na opwerveling van de slibbodems het langste in suspensies blijven. Dit zijn de colloïdale ijzerdeeltjes die rijk zijn aan P en ook aan een aantal metalen waaronder Ni.



Figuur 3.21. 'Vrij' Fe (mmol/kg, o.b.v. HF-destructie) per monsterpunt, uitgezet tegen het X-coördinaat. Het X-coördinaat van het meest oostelijke zwevend stof monster (bij het verdeelwerk bij Netterden) is 218242, maar deze waarde is aangepast om de grafiek compacter te kunnen weergegeven.

In Figuur 3.22 zijn op dezelfde manier de vrije zink- en chroomgehalten weergegeven. Voor eigenlijk alle zware metalen geldt dat de vaste bodem in het westen (dus links in de figuur) een toename in de vrije gehalten laat zien. De sliblaag laat voor een aantal elementen deze toename ook zien, maar doordat de vrije gehalten in het slib in het oostelijk deel hoger zijn en er meer variatie tussen de monsters bestaat (mogelijk veroorzaakt door een grotere variatie in het organisch stofgehalte), is de toename minder duidelijk. Omdat de toename zowel in de sliblaag als in de vaste bodem optreedt, lijkt de lokale vaste bodem de voornaamste bron van slib. Tegelijkertijd duidt de overeenkomst van de vrije metaalgehalten in de sliblaag en de vaste bodem op een uitwisseling tussen deze twee lagen. De hoge gehalten in de vaste bodem in het westelijk deel van de Rijnstrangen zijn vermoedelijk afkomstig van gesedimenteerde materiaal dat in het verleden vanuit de hoofdloop van de Rijn het gebied bereikt heeft. Voordat gemaal Kandia aanwezig was (1968) vonden vanuit de Rijn waarschijnlijk overstromingen plaats, waarbij kleideeltjes zich op de laaggelegen delen konden afzetten. Werd het peil in de Rijn lager, dan werd het peil bij de monding ook lager en konden de afgezette kleideeltjes droogvallen en consolideren. Mogelijk zijn er in het verleden dus momenten geweest waarop materiaal uit de Rijn kon aanslibben in de sliblaag en vervolgens, door consolidatie, deel kon gaan uitmaken van de vaste bodem. Onder de huidige omstandigheden (nauwelijks peilverschil) zal zwevend stof als slibbige laag sedimenteren. In hoeverre dit materiaal nog consolideert tot een vaste waterbodem is onduidelijk. De verwachting is dat dit bij continue inundatie niet of nauwelijks gebeurt.

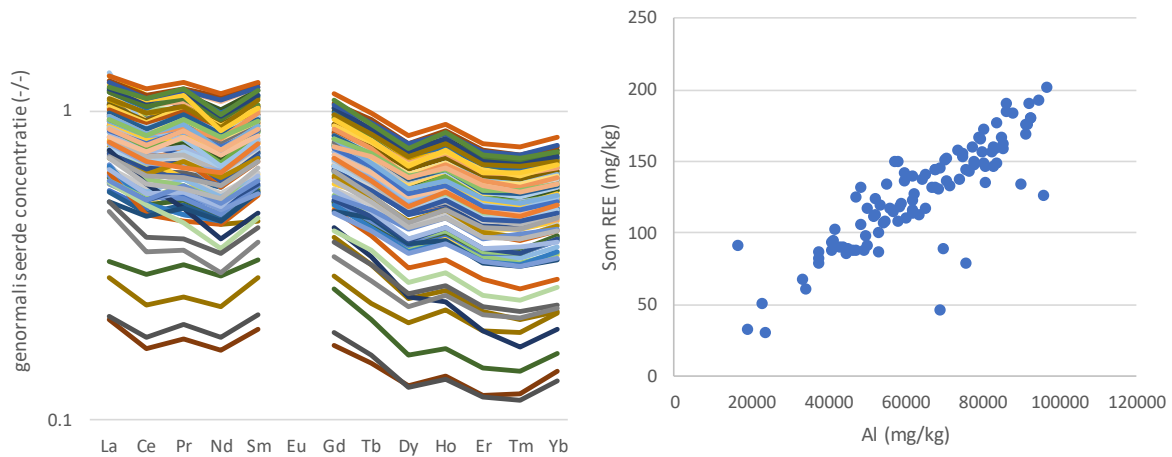
Het lijkt er dus op dat in het westelijk deel de invloed van rivierwater groter is (geweest) dan in het oosten. In het verleden is echter ook gebaggerd in het oostelijk deel van de Rijnstrangen (ter hoogte van Erfkamerlingschap), waardoor oudere sliblagen met hogere concentraties mogelijk weggebaggerd zijn.



Figuur 3.22. 'Vrij' zink (boven) en 'vrij' chroom (onder, beiden in mmol/kg, o.b.v. HF-destructie) per monsterpunt, uitgezet tegen het X-coördinaat van het monsterpunt.

3.3.3 Zeldzame aardelementen

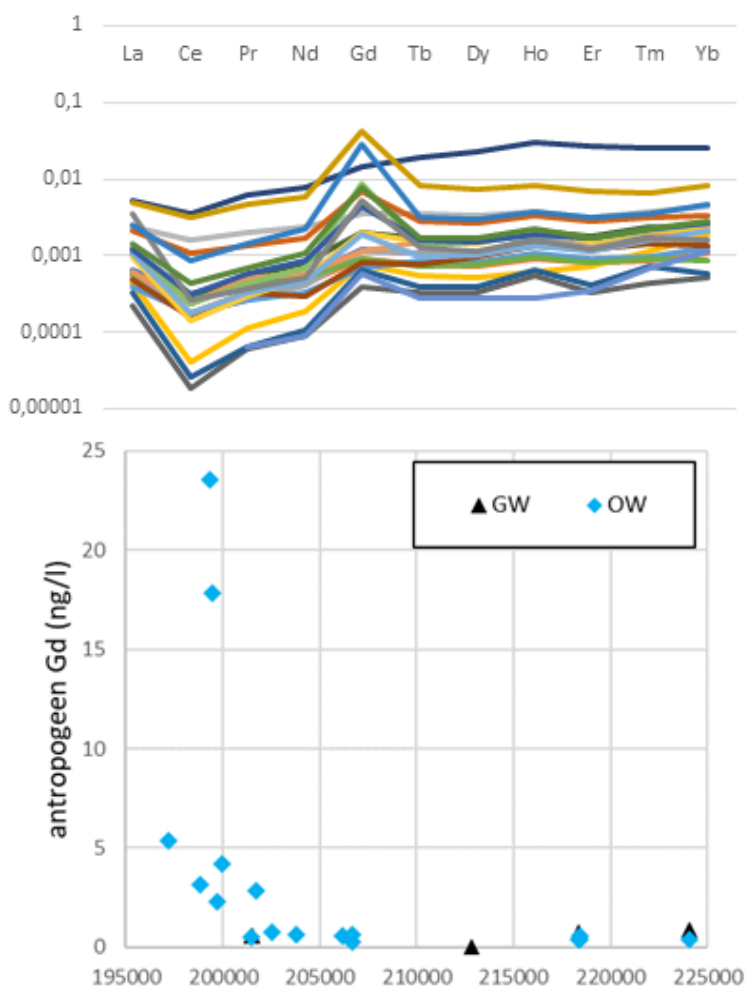
De zeldzame aardelementen (REE - Rare Earth Elements) zijn de 15 elementen van lanthaan tot lutetium. De elementen komen in sterk wisselende gehalten, maar in vaste onderlinge verhoudingen voor in mineralen. Afwijkingen van deze vaste verhoudingen komen naar voren door de gemeten gehalten te normaliseren op basis van de verhoudingen in een standaard monster (NASC - North-American Shale Composite). Door de normalisatie ontstaat een figuur met vlakke(re) lijnen, maar het verschil in concentratieniveau blijft in stand. In Figuur 3.23 zijn de resultaten van de analyse van 13 REE weergegeven. Het patroon van de verschillende monsters is gelijk; er zijn geen kenmerkende verschillen te ontdekken. De donkerblauwe lijn lijkt een sterkere afname van de zware REE (terbium en verder) te laten zien. Dit monster betreft de vaste bodem van locatie S24, en bevindt zich midden in het gebied. Het slib op de betreffende locatie wijkt voor andere elementen niet af in samenstelling; de afwijking in de vaste bodem lijkt daarmee een uitschieter. Het voornaamste verschil tussen de monsters is de hoeveelheid REE, en dit verschil is te verklaren door de variatie in het kleigehalte tussen de verschillende monsters (Figuur 3.23, rechts).



Figuur 3.23. Links: Zeldzame aardelementen (REE) in de vaste stof monsters van de Rijnstrangen. De verschillende lijnen betreffen verschillende locaties. Rechts: Relatie tussen de optelsom van de REE en het aluminiumgehalte.

De REE-analyse op de watermonsters levert meer informatie op (Figuur 3.24). Het meest opvallende in de patronen is het verschijnen van een piek bij gadolinium (Gd). Deze verhoogde concentratie wordt veroorzaakt door het gebruik van Gd-houdende MRI-contrastmiddelen. Gadolinium is als complex aanwezig in de contrastmiddelen, wordt slecht verwijderd in de waterzuivering en gedraagt zich in het watersysteem niet zoals de overige REE (inclusief natuurlijk Gd). De aanwezigheid van antropogeen gadolinium in een deel van de Rijnstrangen (een heel aantal monsters vertoont geen Gd-piek), geeft aan dat er sprake is van beïnvloeding door (al dan niet gezuiverd) rioolwater, en de meest waarschijnlijke bron is de Rijn. Lokale overstorten zouden ook een bron kunnen zijn, maar aangezien overstorten over het algemeen niet frequent actief zijn en er op het moment van overstort een bewoner een MRI-scan moet hebben ondergaan (er staan geen ziekenhuizen nabij lokale overstorten), is het niet aannemelijk dat overstorten een significante bijdrage zullen leveren. De antropogene concentratie is berekend door op basis van de overige REE te bepalen welke Gd-concentratie je van nature verwacht, en deze in mindering te brengen op de gemeten Gd-concentratie.

In de onderste grafiek van Figuur 3.24 is de antropogene Gd-concentratie per meetlocatie weergegeven. Er is duidelijk sprake van een toename van de antropogene Gd-concentratie in het westelijk deel van de Rijnstrangen. Opvallend is dat de twee meetpunten met de hoogste concentraties beide in geïsoleerde plassen ten noorden van de Oude Rijn liggen. Dat de concentraties in deze plassen verhoogd zijn maakt het aannemelijk dat Rijnwater door inundaties de bron is en overstorten een minder aannemelijke bron zijn. Mogelijk is op deze locaties door verdamping de concentratie gestegen. De laagste antropogene Gd-concentraties die in de Rijn bij Lobith worden gemeten liggen rond de 100 ng/l. Dit zijn de concentraties bij een hoog debiet; in perioden met een lager debiet kan de concentratie vele malen hoger liggen. De aanwezigheid van Rijnwater in de Rijnstrangen, maakt dat de Rijn als bron van slib niet kan worden uitgesloten. Het zwevend stof in de Rijn is antropogeen verrijkt met lanthaan, en in het recente verleden ook tijdelijk met samarium. We zien echter geen verhoogde lanthaangehalten in het slib, waarmee de Rijn geen significante bron van slib lijkt te zijn.



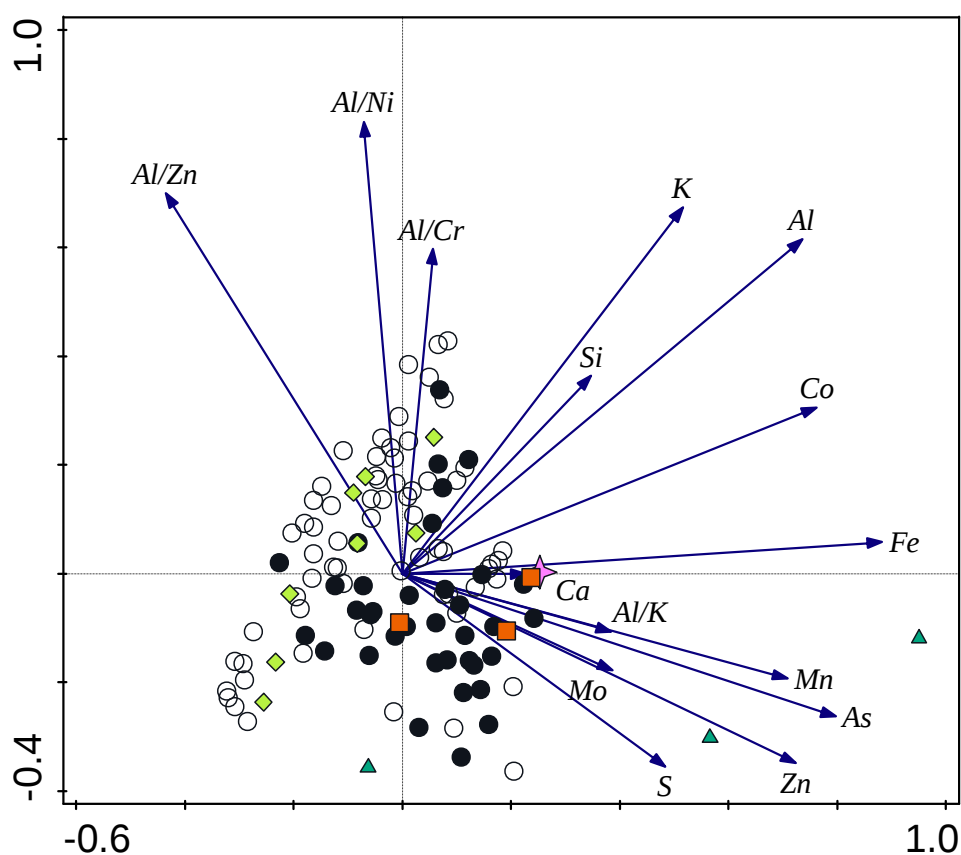
Figuur 3.24. Zeldzame aardelementen in de watermonsters. Boven de patronen in de diverse monsters (genormaliseerde concentraties, geen eenheid), waarbij de verschillende lijnen de verschillende locaties betreffen. Onder de berekende antropogeen-Gd concentratie (in ng/l), uitgezet tegen het X-coördinaat van het monsterpunt.

3.3.4 Vergelijking samenstelling bodem

Met behulp van een Principal Component Analysis (PCA) is beoordeeld welke monsters het meest op elkaar leken met behulp van de parameters uit de HNO_3 -extractie (Tabel 3.1). Hiertoe is eerst bekeken welke parameters sterk met elkaar gecorreleerd waren ($r^2 \geq 0,64$), zodat slechts 1 van de gecorreleerde parameters is gebruikt voor de test.

Tabel 3.1. Gecorreleerde parameters (concentraties en verhoudingen) $r^2 \geq 0,64$ uit de HNO_3 -extractie. Dikgedrukt zijn de parameters die gebruikt zijn in de PCA. In plaats van de parameter in de eerste kolom kan vanwege de sterke correlatie ook deze dikgedrukte parameter in dezelfde rij van de tabel gelezen worden.

Parameter	Gecorreleerd met		
Fe	B		
Mg	K		
Mn	Cu	Ni	
P	Fe	Mn	
Sr	Ca		
Zn	Cd	Cr	Pb
Al/K	Cu	Ni	Al/Mg
Al/Zn	Al/Pb		



Figuur 3.25. PCA van de variabelen uit de HNO_3 -extractie. Witte cirkels: vaste waterbodem, zwarte cirkels: slib, groene ruiten: landbouwbodems, oranje vierkanten: slib uit Die Wild, roze ster: algen uit de zijlsloot, donkergroene driehoekjes: zwevend stof.

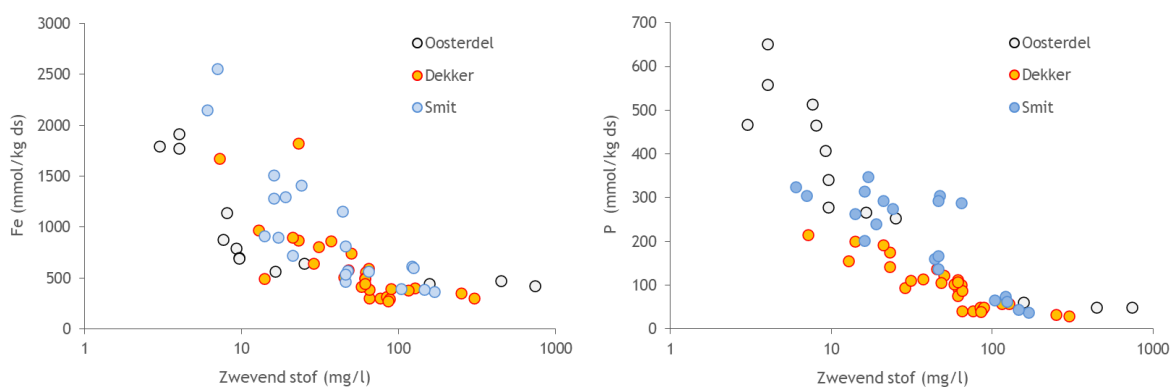
De eerste as van de PCA (Figuur 3.25) verklaart 32% van de variatie in chemische samenstelling van de waterbodems. Het sterkst gecorreleerd met deze as zijn de concentraties ijzer, aluminium, mangaan, arseen en zware metalen zoals zink. De tweede as verklaart 20% van de variatie. Hier zijn vooral aluminium, kalium en de verhoudingen van zware metalen ten opzichte van aluminium die deze as verklaren. De derde as (niet getoond) verklaart 16% en wordt vooral bepaald door de verhouding tussen aluminium en kalium, die in het zwevend stof veel hoger is dan in het slib, de vaste waterbodem en de overige bronnen. In Figuur 3.25 is een duidelijk verschil in samenstelling te zien tussen de verschillende typen monsters. De vaste waterbodem wordt gekenmerkt door lagere

concentraties zware metalen en een lage verhouding van deze metalen ten opzichte van aluminium. Dit gold ook voor de agrarische bronnen. Het zwevend stof had juist hogere concentraties aan zware metalen, ijzer en mangaan en een hoge verhouding van zware metalen ten opzichte van aluminium. De slibmonsters - zowel die uit de Rijnstrangen als die in het potentiële brongebied Die Wild, lagen hier tussenin, evenals de opgedreven algen uit de zijslot.

De oorsprong van het slib kan niet eenduidig uit de analyse worden afgeleid. Wel is duidelijk dat de samenstelling van het slib anders is dan die van de onderliggende vaste bodem, niet alleen wat betreft organische stof (niet meegenomen in deze analyse), maar ook wat betreft de concentraties ijzer en zware metalen en de verhouding daarvan ten opzichte van Al/kleifractie. Dit kan verschillende oorzaken hebben: enerzijds worden er aan organische stof en met name ijzeroxiden ook zware metalen geadsorbeerd - zo is arseen met name met ijzer geassocieerd en koper met organisch materiaal -, anderzijds kunnen metalen zoals zink ook accumuleren in de sliblaag, doordat planten deze metalen in relatief hoge verhouding opnemen en deze metalen daardoor bij afsterven in de sliblaag terecht komen.

De afwijkende hoge waarden in het zwevend stof kunnen worden verklaard doordat het hier gaat om de meest fijne colloïdale deeltjes die maar moeilijk bezinken. Deze deeltjes maken onderdeel uit van de sliblaag en blijven na opwerveling van het slib lang in suspensie. De colloïdale deeltjes kunnen ontstaan door interne redoxprocessen in de bodem, inspoelen van elders of ontstaan uit oxiderend (bovenstrooms) grondwater na uitreden. Grondwater als mogelijke bron van herkomst zal gelet op de samenstelling van de deeltjes (hoge P concentraties) en het feit dat er doorgaans een dikke, slecht doorlatende kleilaag in het gebied aanwezig is, een kwantitatief minder belangrijke of directe rol spelen (zie ook paragraaf 3.3.1). Ook door een lage grondwaterdruk zal grondwater geen grote rol spelen; veel grondwater zal door de dieper gelegen Rijn weggetrokken worden. In de winter kan er sprake zijn van kweldruk, maar in de zomer is er vooral infiltratie.

Zie ter illustratie Figuur 3.26 uit een onderzoek aan weilanddepots (Postma et al., 2016). Er is een afname van de gehalten in Fe en P te zien in zwevend stof afkomstig uit drie baggerdepots. Dicht bij de depots is veel zwevend slib in oplossing met lagere gehalten aan ijzer en fosfor die overeenkomen met de samenstelling van het slib uit het depot (rechts in de grafieken van Figuur 3.26). Verder stroomafwaarts is steeds minder zwevend stof aanwezig, maar dit is wel rijker aan Fe en P (links in de figuren). Dit komt doordat de lichtste en meest rijke colloïdale deeltjes in suspensie blijven, terwijl de zwaardere deeltjes van het zwevend stof dicht bij de depots al zijn bezonken.



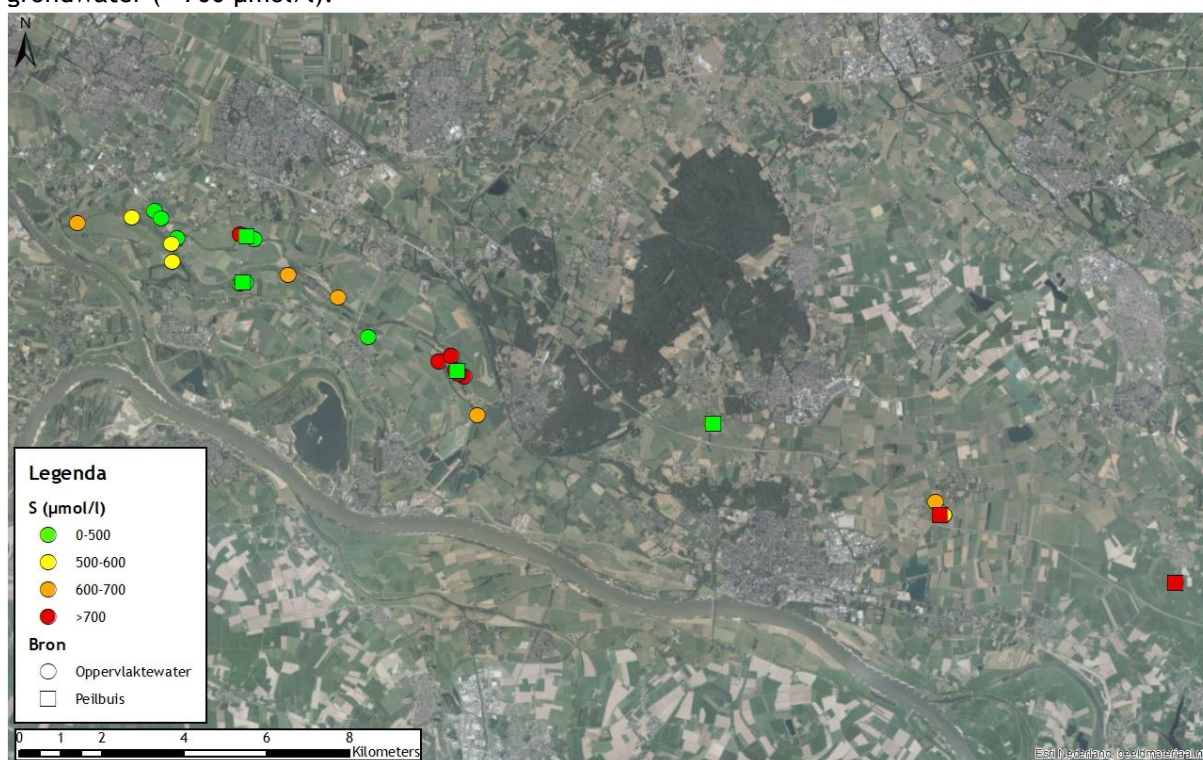
Figuur 3.26. IJzer- (links) en P-concentratie (rechts) in zwevend stof (mmol/kg) in relatie tot concentratie zwevend stof gemeten op verschillende afstanden vanuit drie baggerdepots (uit: Postma et al., 2016).

3.4 Waterkwaliteit en sulfaat

3.4.1 Sulfaat in oppervlakte- en grondwater

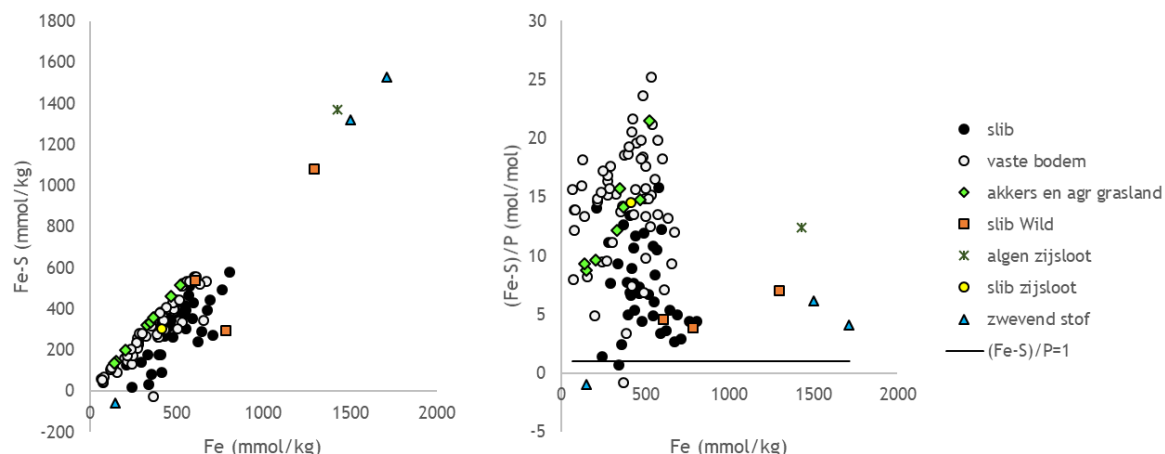
Wanneer water uit de Landwehren zou worden ingelaten zal de sulfaat-(SO_4)-concentratie in de Rijnstrangen kunnen worden verhoogd van circa 62 mg/l (ca. 640 $\mu\text{mol/l}$) naar ruim 70 mg/l (ca. 730 $\mu\text{mol/l}$) (Waterschap Rijn&IJssel, 2009; Figuur 3.27, Figuur 3.31). Dit kan risico's met zich meebrengen namelijk, de vorming van vrij sulfide (toxisch voor planten), vrijkomen van extra P (eutrofiering) en extra afbraak door aanvoer van extra sulfaat als elektronenacceptor wat mogelijk kan leiden tot ophoping van toxische organische verbindingen in riet.

Op verschillende locaties is sulfaat gemeten in het oppervlaktewater en grondwater. Tevens zijn aanvullend recente waterkwaliteitsgegevens uit de database van WRIJ gehaald (op basis van eenzelfde monsterperiode). Deze concentraties zijn ruimtelijk weergegeven in Figuur 3.27. Te zien is dat in het oosten de concentraties in het algemeen hoger zijn dan meer richting het westen, met name in het grondwater (> 700 $\mu\text{mol/l}$).



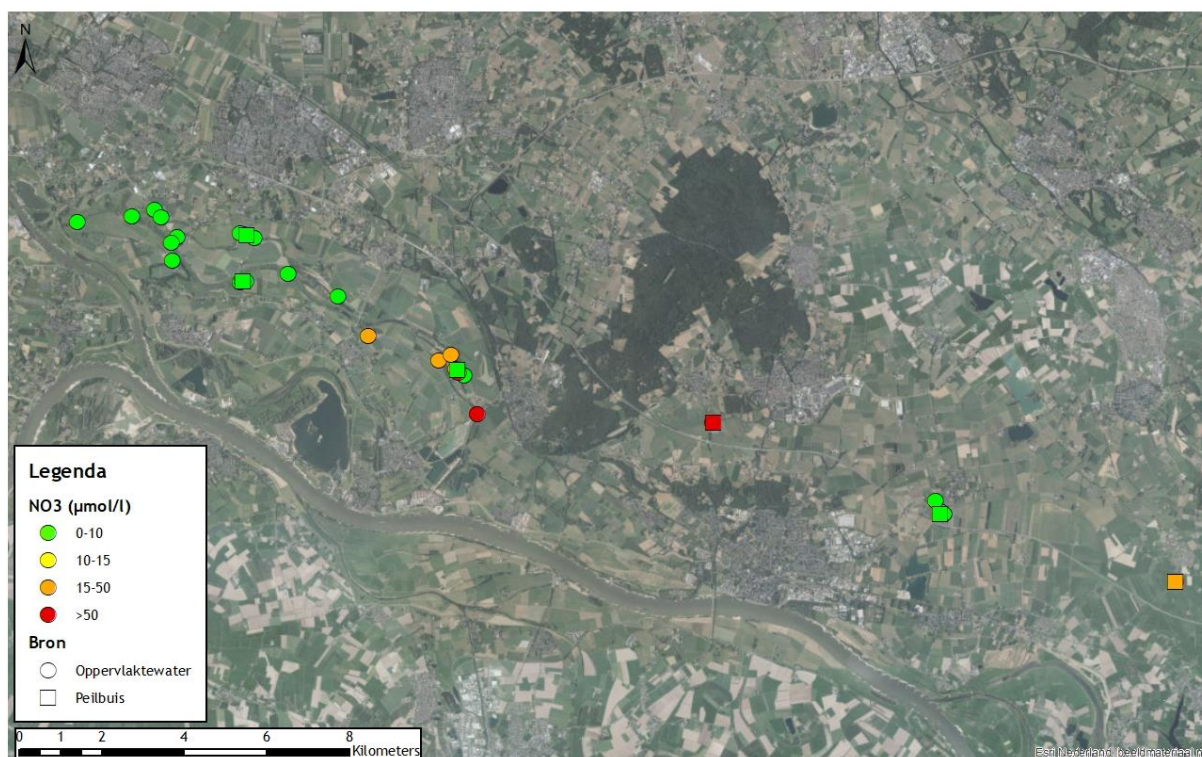
Figuur 3.27. Ruimtelijke weergave van de sulfaatconcentraties ($\mu\text{mol/l}$) in het oppervlaktewater en grondwater (peilbuizen).

In Figuur 3.28 (links) is van de bodem de Fe min S (Fe-S) concentratie uitgezet tegen Fe. De concentratie Fe-S is voor vrijwel alle monsters positief: er is dus meer ijzer dan zwavel aanwezig. Dit betekent dat het risico op de vorming van vrij HS^- zeer klein is, ook in het grootste deel van het slib, aangezien vrij sulfide gelijk zal binden aan de overmaat aan ijzer in de bodem. Tevens zijn zowel ijzer als fosfor in de bodem hoog en is de ratio (Fe-S)/P positief (Figuur 3.28, rechts), hoewel deze wel lager zijn in het slib dan in de vaste bodem. Veel P kan vrijkomen als er onder anaerobe omstandigheden reductie van ijzer optreedt in de bodem. In Figuur 3.15 is dan ook te zien dat in het poriewater de hoogste P-concentraties voorkomen bij een lage Fe/P ratio. Er zal naar verwachting maar weinig extra P vrijkomen door vastlegging van ijzer aan sulfide, aangezien er in de vaste stof doorgaans genoeg ijzer aanwezig is om zowel sulfide als fosfor vast te leggen.

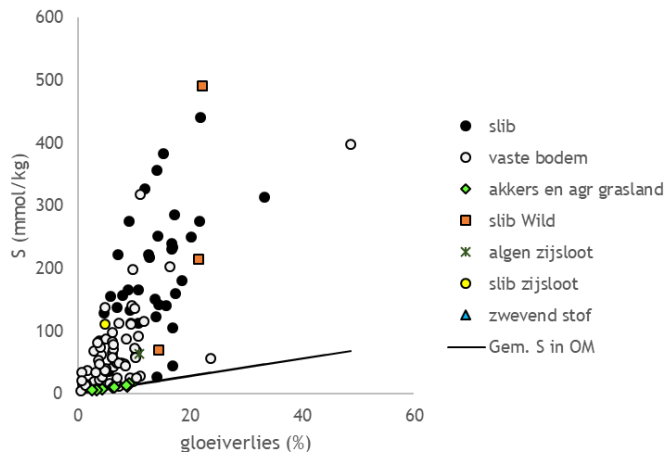


Figuur 3.28. Concentraties o.b.v. HNO_3 -destructie. Correlatie tussen Fe min S (mmol/kg) en Fe (mmol/kg) (links) en tussen $(\text{Fe} - \text{S})/\text{P}$ (mol/mol) en Fe-concentratie (mmol/kg) (rechts) in het slib, vaste bodem, akkers/agrarisch grasland, slib uit Wild, algen zijlsloot, slib uit zijlsloot en zwevend stof.

Sulfaat kan een belangrijke elektronenacceptor zijn om organisch materiaal af te breken. Nitraat is echter een sterkere acceptor dan sulfaat en zal indien aanwezig eerst worden gebruikt als elektronenacceptor. De nitraatconcentraties in het oppervlakte- en grondwater zijn op de meeste locaties laag, vooral in het westen van het gebied (Figuur 3.29). De lage concentraties geven aan dat er óf weinig nitraat in het gebied aanwezig is of dat deze snel worden opgebruikt bij de afbraak van organisch materiaal. Sulfaat kan daarom een belangrijke elektronenacceptor zijn bij anaerobe afbraak.



Figuur 3.29. Ruimtelijke weergave van de nitraatconcentraties ($\mu\text{mol/l}$) in het oppervlaktewater en grondwater (peilbuizen).



Figuur 3.30. Concentraties o.b.v. HNO_3 -destructie. Correlatie tussen S (mmol/kg) en gloeiverlies (%) in het slib, vaste bodem, akkers/agrarisch grasland, slib uit Wild, algen zijlsloot, slib uit zijlsloot en zwevend stof. De zwarte lijn geeft de verwachte gemiddelde S concentratie (mmol/kg) in de bodem indien afkomstig van organisch materiaal (beekplanten; Loeb et al., 2020).

In de meeste bodemonsters is de sulfaatconcentratie in het poriewater van de sliblaag laag (<500 $\mu\text{mol/l}$, Figuur 3.14). Daarentegen is de concentratie aan zwavel in droge stof van de sliblaag vrij hoog (>200 mmol/kg). Deze hoge S concentraties zijn niet te verklaren door de S-concentratie in organische stof. Figuur 3.30 laat zien dat vrijwel alle monsters (behalve de agrarische graslanden) boven de lijn liggen van de S-concentratie in de bodem die je zou verwachten op basis van alleen S uit het organisch materiaal. De lage concentratie sulfaat in poriewater en hoge concentratie zwavel in de sliblaag geven aan dat sulfaat als elektronenacceptor wordt gebruikt, waarbij het is gereduceerd en als sulfide aan ijzer is vastgelegd. Een verhoging van de sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater kan dan leiden tot extra anaerobe afbraak van organisch materiaal en daardoor effect hebben op het vrijkomen van voedingsstoffen. In de rietlanden kunnen mogelijk toxische organische verbindingen ophopen. Zoals hierboven besproken hebben de bodems een relatief hoog gehalte aan ijzer, wat extra vrijkomend P (deels) kan binden.

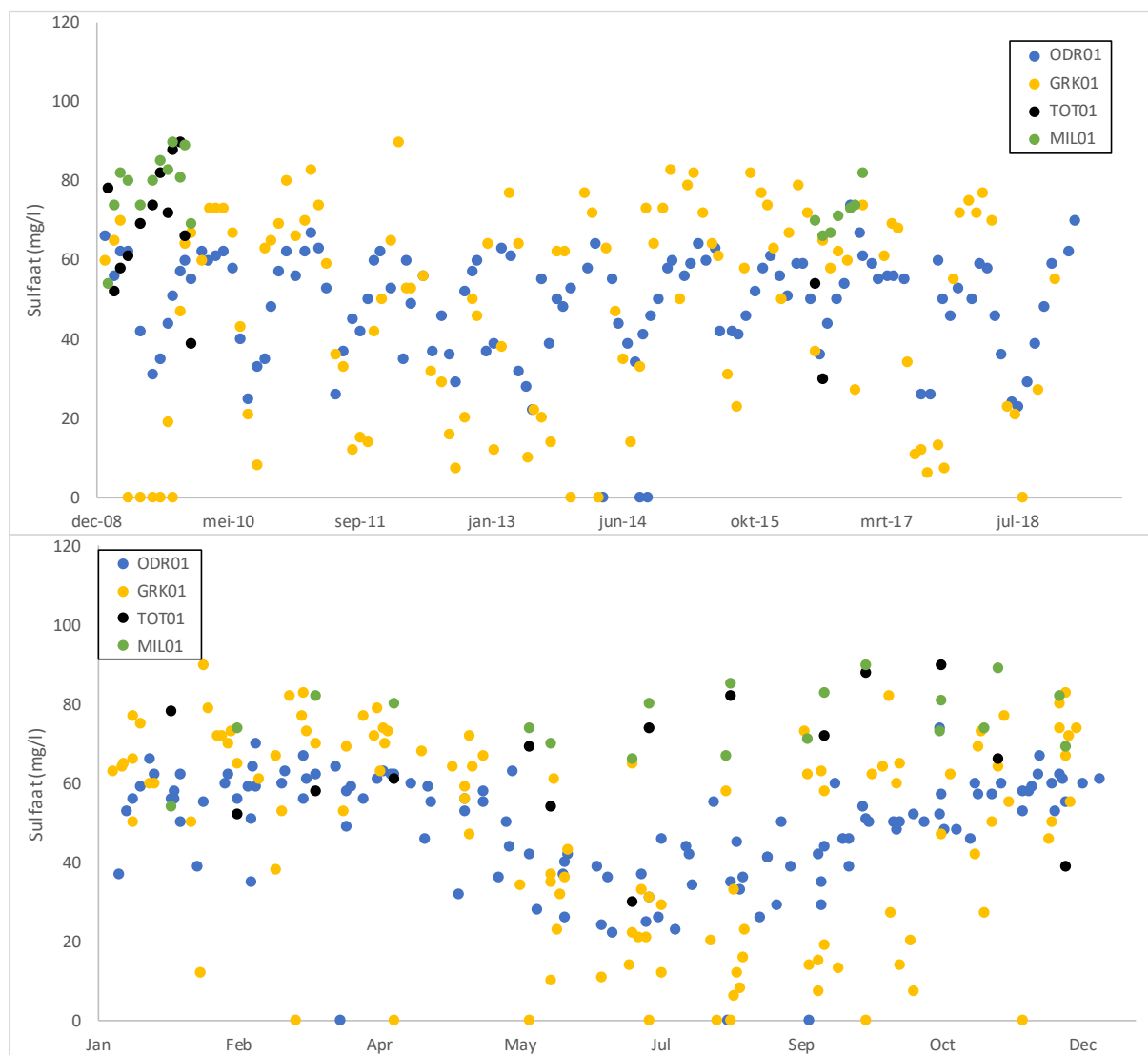
3.4.2 Herkomst sulfaat: monitoring

De belangrijkste mogelijke bronnen van sulfaat in de Rijnstrangen zijn de bovenlopen bij het verdeelwerk in Netterden (twee Duitse Landwehren en een sloot aan de Nederlandse kant van de grens), aanvoer van grondwater (zowel in de bovenlopen als in de Rijnstrangen zelf) en afstromend water vanuit de landbouwpercelen.

Uit de monitoringsgegevens van Waterschap Rijn&IJssel komt naar voren dat de concentraties in de beide Landwehren (meetpunt TOT01 en MIL01) over het algemeen iets hoger liggen dan op het monsterpunt net na het verdeelwerk (meetpunt GRK01) (Figuur 3.31). Een beperkt aantal metingen in recente jaren suggereert dat de sulfaatconcentraties in de Toter Landwehr mogelijk zijn gedaald tot <60 mg/l. Uit de eigen metingen in het huidige onderzoek blijkt dit overigens niet. De concentraties net na het verdeelwerk (GRK01) fluctueren sterk gedurende het jaar, met lagere concentraties in de zomer (Figuur 3.31, onder). Ook op locatie ODR01 zien we deze fluctuatie, maar minder extreem. In de beide Landwehren zien we geen duidelijke afname in de concentraties in de zomerperiode. Mogelijk is de verblijftijd net na het verdeelwerk dusdanig lang, dat tijdens de zomerperiode de consumptie van sulfaat (voor de afbraak van organisch materiaal) de aanvoer volledig verbruikt. Een andere mogelijkheid is dat dit deel van het systeem met name in de zomer gedomineerd wordt door grondwater. Als het sulfaat dat aanwezig is in het grondwater in contact

met de anoxische waterbodem reduceert en neerslaat met ijzer, zou het aangevoerde grondwater redelijk arm aan sulfaat kunnen zijn.

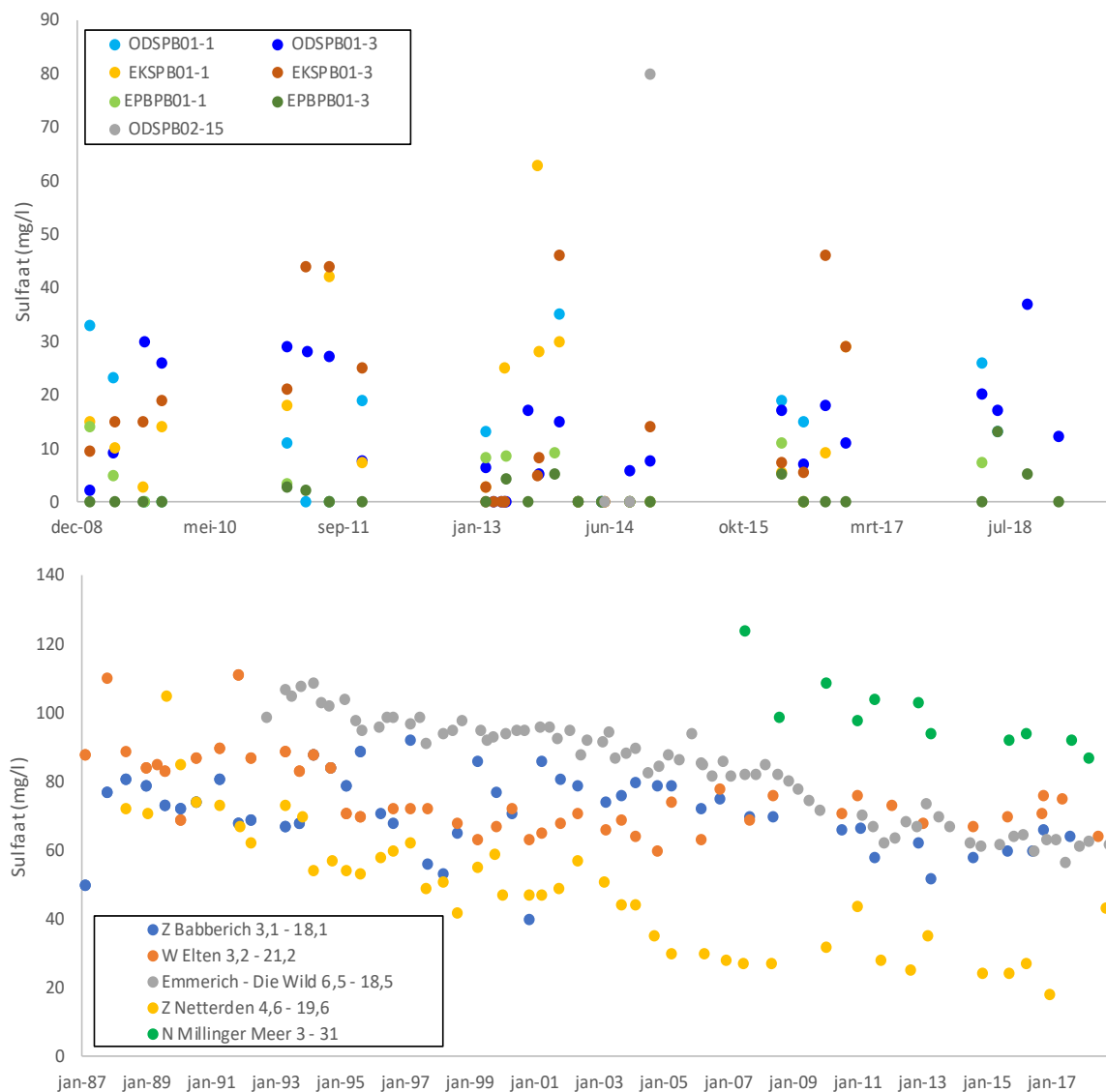
De sulfaatconcentraties in de Eendenpoelsche Buitenpolder variëren tussen de 0 en 20 mg/l (0-210 $\mu\text{mol/l}$), in de Oude Rijnstrang tussen de 0 en 40 mg/l (0-420 $\mu\text{mol/l}$) en in Erfkamerlingschap tussen de 30 en 80 mg/l (tussen 310 en 830 $\mu\text{mol/l}$). De laagste concentraties worden op alle locaties in de zomer aangetroffen. Locaties die dicht bij de hoofdloop van de Oude Rijn liggen, laten hogere concentraties zien dan meer geïsoleerde locaties.



Figuur 3.31. Sulfaatconcentraties in oppervlaktewater op een viertal monsterpunten van Waterschap Rijn en IJssel; individuele meetwaarden. MIL01 - Millinger Landwehr, TOT01 - Toter Landwehr, GRK01 - net na het verdeelwerk bij Netterden, ODR01 bij de Berghoofdseveerweg verderop in de Rijnstrangen. In de onderste figuur zijn dezelfde data geplot op de dag van het jaar dat de bemonstering heeft plaatsgevonden, om de fluctuatie in concentratie door het jaar heen weer te geven.

In Figuur 3.32 staan de sulfaatconcentraties in het grondwater in Nederland (bovenste grafiek) en Duitsland (onderste grafiek) weergegeven. Op de Nederlandse locaties variëren de concentraties tussen 0 en maximaal 80 mg/l sulfaat (830 $\mu\text{mol/l}$), met een gemiddelde van 20 mg/l (210 $\mu\text{mol/l}$). De hoogste concentraties komen voor in Erfkamerlingschap (EKS) en de Oude Rijnstrang (ODS), en

lagere concentraties in de Eendenpoelsche Buitenpolder. De diepe peilbuis in de Oude Rijnstrang (ODSPB02-15) is slechts incidenteel bemonsterd, en laat sterk variërende concentraties zien.



Figuur 3.32. Sulfaatconcentraties in het grondwater. Boven in Nederland, onder in Duitsland. Voor de Nederlandse locaties: ODS - Oude Rijnstrang, EKS - Erfkamerlingschap, EPB - Eendenpoelsche Buitenpolder, PB - Peilbuis, laatste cijfer geeft de diepte van het filter weer. Duitse locaties: De eerste letter geeft aan, aan welke zijde van de plaats de peilbuis ligt (noord, west, zuid), de waarden geven de boven- en onderdiepte van het filter.

De concentraties in het Duitse grondwater lopen op tot meer dan 100 mg/l sulfaat ($>1040 \mu\text{mol/l}$); er is slechts één meting onder de 20 mg/l. De concentraties liggen daarmee een stuk hoger dan op de Nederlandse locaties. Op nagenoeg alle locaties is sprake van een duidelijke daling van de concentraties in de afgelopen 20 tot 30 jaar. Dit kan duiden op een verminderde inspoeling van nitraat, waardoor er minder oxidatie van pyriet in de ondergrond optreedt.

Hoewel regionale verschillen in het grondwater op basis van deze verschillen niet kunnen worden uitgesloten, is er een groot verschil in diepte waarop het grondwater wordt bemonsterd. De Nederlandse peilbuizen hebben, op één uitzondering na, een filter op 1 of 3 meter diepte. In de Duitse peilbuizen zit de bovenkant van het filter op 3 tot 6,5 meter diepte, maar de filters hebben een lengte

.....

die varieert van 12 tot 28 m, waardoor er veel dieper grondwater aangetrokken kan worden. De diepte waarvan het grondwater afkomstig is, zal afhankelijk zijn van de aanwezigheid van watervoerende grondlagen. Grondwater dat rechtstreeks in de Rijnstrangen terecht kan komen, zal echter uit de directe omgeving en van geringe diepte afkomstig zijn. Vandaar dat rondom de beide Landwehren twee nieuwe peilbuizen zijn geplaatst voor het bemonsteren van het bovenste grondwater. De sulfaatconcentraties in deze peilbuizen bleken met 60 - 100 mg/l sulfaat (630 - 1020 $\mu\text{mol/l}$) ook hoger te zijn dan in de Rijnstrangen.

3.4.3 *Herkomst sulfaat: isotopenanalyse*

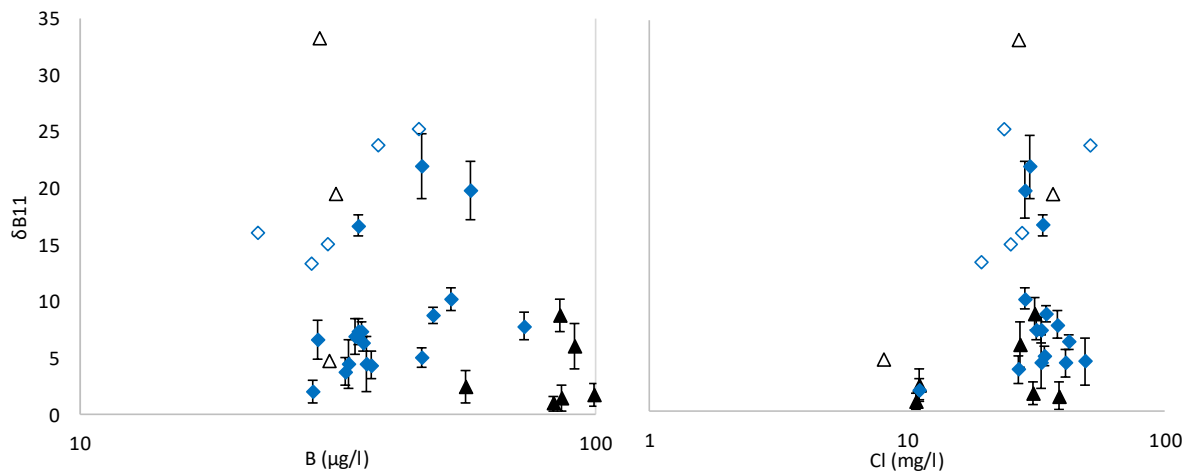
Om de bronnen van sulfaat en de bronnen van water te kunnen onderscheiden, zijn verschillende parameters geanalyseerd, namelijk zeldzame aardelementen (REE), boorisotopen en sulfaatisotopen. Voor elke van de analyses zullen eerst de concentraties en isotoopratio's worden getoond, vervolgens worden de resultaten van de verschillende analyses op kaart weergegeven voor het verkrijgen van een ruimtelijk beeld. In 2014 is op vier locaties in de Rijnstrangen oppervlaktewater (waarvan één locatie in duplo) en op drie locaties grondwater bemonsterd voor de analyse van boor- en sulfaatisotopen. Deze resultaten zijn naast de huidige resultaten weergegeven in de figuren.

De REE-analyse liet reeds zien dat op een aantal locaties antropogeen gadolinium aanwezig is (Figuur 3.24). De hoofdloop van de Rijn beïnvloedt dus de locaties in het westen van de Rijnstrangen. De sulfaatconcentratie in de Rijn varieert gewoonlijk tussen de 30 en 80 mg/l, met een gemiddelde concentratie van 58 mg/l (ca. 600 $\mu\text{mol/l}$) over de jaren 2008 tot en met 2017 (Waterinfo.rws.nl). Het concentratieniveau is daarmee vergelijkbaar met dat in de Rijnstrangen.

Gedurende de vorming van gesteenten fractioneert boor onder invloed van verschillende processen. Dit resulteert in gesteenten die sterk variëren in isotoopratio's; $\delta^{11}\text{B}$ vertoont waarden tussen -10 en +30‰ (Paternoster, 2019), en in zeewater is $\delta^{11}\text{B}$ 38‰. Door de interactie tussen grondwater en de aanwezige mineralen, zal grondwater variëren in isotoopratio. Ook regenwater kan door atmosferische processen variëren in isotoopratio. Daarnaast zijn er diverse antropogene bronnen van boor die invloed kunnen hebben op de isotoopratio's, zoals kunstmest (Ca-boraaat --14‰, Na-perboraaat --1‰) en wasmiddelen (~0‰). Door de isotoopratio's uit te zetten tegen de boorconcentratie, de chlorideconcentratie of de verhouding tussen boor en chloride, kunnen verschillende bronnen worden onderscheiden.

In Figuur 3.33 is te zien dat in 2014 de boorconcentraties redelijk constant waren, maar dat de boorisotoopratio's sterk varieerden, met name in het grondwater. Stijgende boorisotoopratio's gingen gepaard met hogere chlorideconcentraties. De oppervlaktewatermonsters konden gezien worden als mengverhoudingen tussen de verschillende typen grondwater. In de huidige monsters lopen de boorisotoopratio's minder hoog op; op een drietal oppervlaktewatermonsters na zitten alle monsters in de range van 0 tot 10‰. De spreiding in de boorconcentratie daarentegen is groter dan in 2014. In het grondwater komen de hoogste concentraties voor, en deze gaan gepaard met gemiddeld lagere boorisotoopratio's. Het lijkt niet aannemelijk dat het grondwater zwaarder belast zou zijn met antropogeen boor dan het oppervlaktewater. Het is daarom waarschijnlijk dat dit veroorzaakt wordt door het contact met mineralen dat in het grondwater intensiever is dan in het oppervlaktewater. Een aantal grondwatermonsters hebben een lagere chlorideconcentratie (11 mg/l), en deze monsters hebben allemaal een lage boorisotoopratio. Deze lage concentraties komen overeen met de concentraties die bij de reguliere monitoring in het grondwater worden aangetroffen in de Eendenpoelsche Buitenpolder en de Oude Rijnstrang. In Erfkamerlingschap liggen de concentraties in het grondwater daarentegen tussen 20 en 30 mg/l. De lage chlorideconcentratie op één van de oppervlaktelocaties, duidt daarmee op beïnvloeding door grondwater. Er is geen sprake van een

correlatie tussen de boorisotopen enerzijds en de boor- en chlorideconcentratie anderszijds. Hierdoor is het niet mogelijk om bronnen en monsters die een mengsel van deze bronnen vormen aan te wijzen.



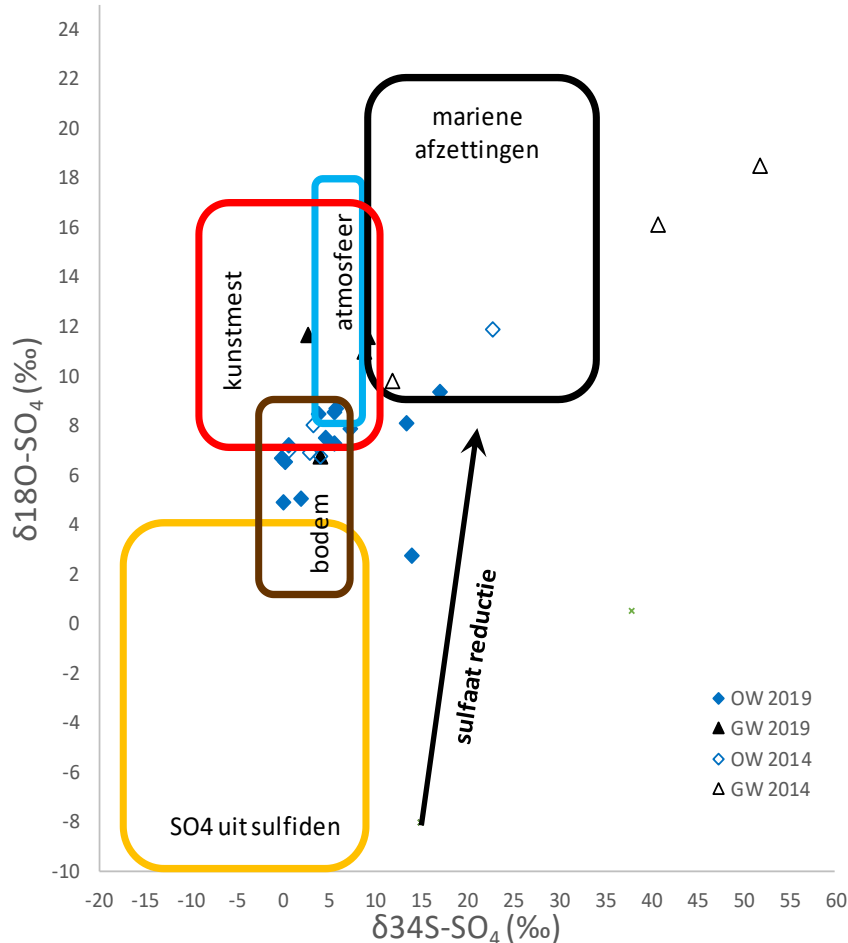
Figuur 3.33. Boorisotoopratio's uitgezet tegen de boorconcentratie (links) en de chlorideconcentratie (rechts). De standaarddeviatie is berekend op basis van drie herhaalde metingen. Ruitjes: oppervlaktewater, driehoekjes: grondwater. Open symbolen: metingen 2014, dichte symbolen: metingen huidig onderzoek (2019).

In Figuur 3.34 zijn de sulfaat isotopen weergegeven, met daarbij de isotoopwaarden zoals bekend voor diverse mogelijke bronnen. De isotoopwaarden voor dierlijke mest zijn niet weergegeven, omdat zwavel niet alleen in de vorm van sulfaat aanwezig is in mest. De $\delta^{34}\text{S}$ voor dierlijke mest is circa 5 (Zhang et al., 2015). Verder is met een pijl weergegeven in welke richting de isotoopratio's zullen bewegen op het moment dat sulfaatreductie optreedt. De helling van de pijl heeft een waarde van 2,6; deze waarde is het gemiddelde van de ranges die door Porowski et al. (2019) en Zhang et al. (2010) worden vermeld (van respectievelijk 1,4 tot 3,5 en 1,4 tot 4). In een andere studie (Gammons et al., 2013) wordt echter een lagere range van 0,26 tot 0,48 vermeld.

In 2014 waren de isotoopratio's in het grondwater veel hoger dan in het oppervlaktewater. De conclusie was dat er infiltratie van oppervlaktewater plaatsvond, waarna de isotoopratio's door reductie naar hogere waarden verschoven zijn. Naar aanleiding van dat onderzoek is de instroom van sulfaat-rijk oppervlaktewater vanuit de Oude Rijn naar Erfkamerlingschap belemmerd met een klepduiker. Dit heeft geen effect gehad op de sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater (meetpunten EKS01 en EKS02). De concentraties in het bovenste grondwater lijken iets lager, maar het aantal metingen is beperkt.

De huidige watermonsters vertonen een ander beeld en de isotoopwaarden liggen gemiddeld lager dan in 2014. Het grondwater laat veelal hogere waarden voor de zuurstofisotopen zien dan voor het oppervlaktewater, maar niet voor de zwavelisotopen. Bovendien lijken de resultaten niet op één lijn te liggen die duidt op sulfaatreductie (zoals de grondwatermetingen uit 2014); de resultaten vormen eerder een wolk van punten. Wanneer er andere ionen (zoals nitraat) in de oplossing aanwezig zijn en deze niet goed verwijderd worden, kan de analyse van de zuurstofisotopen beïnvloed worden door de aanwezigheid van zuurstof in andere verbindingen. De monsters met de hoogste nitraatconcentraties wijken echter niet af van de rest van de monsters. De sulfaatconcentraties in twee grondwatermonsters (afkomstig uit Erfkamerlingschap en de Eendenpoelsche Buitenpolder) waren te laag voor de isotoopanalyse. De wijziging in de toevoer van water naar Erfkamerlingschap is geen verklaring voor deze afwijkende resultaten.

Als mogelijke bronnen van sulfaat komen vanuit de literatuur dierlijke mest, kunstmest en de bodem naar voren. Daarnaast speelt sulfaatreductie een rol. Het was de bedoeling om ook de zwavelisotopen in de bodemmonsters afkomstig van akkers te bepalen (vanuit de gedachte dat het zwavel in de akkers minder zal variëren dan het zwavel direct in de mest). De zwavelgehalten in deze bodems waren echter dusdanig laag, dat het niet mogelijk was de zwavelisotopen van de bodemmonsters te bepalen.



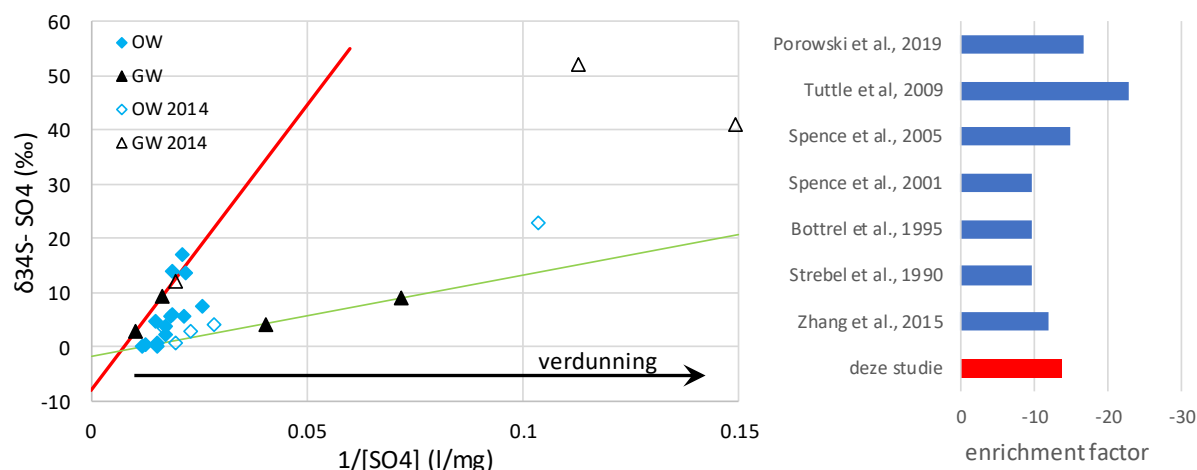
Figuur 3.34. Zwavel- en zuurstofisotoopratio's voor sulfaat. Isotoopratio's voor diverse bronnen zijn afkomstig uit Marimon et al. (2007); de helling van de pijl die het effect van sulfaatreductie weergeeft, is afkomstig uit Gammons et al. (2019). Open symbolen: metingen 2014, dichte symbolen: metingen huidig onderzoek (2019).

Om na te gaan of we op basis van de sulfaatconcentraties en de isotoopwaarden kunnen vaststellen of er sulfaatreductie heeft plaatsgevonden, zijn in Figuur 3.35 de zwavelisotoop ratio's uitgezet tegen $1/\text{sulfaatconcentratie}$. Bij sulfaatreductie gaat een lagere sulfaatconcentratie gepaard met een hogere isotoopratio, omdat bacteriën bij voorkeur de lichtere isotopen gebruiken. De fractionering die hierdoor optreedt wordt uitgedrukt met een enrichment factor (ϵ), die wordt berekend volgens de Rayleigh vergelijking (Zhang et al., 2015):

$$\delta^{34}\text{S} = \delta^{34}\text{S}_i + \epsilon \ln (C/C_i)$$

waarbij $\delta^{34}\text{S}$ de isotoopratio tijdens de bemonstering is, $\delta^{34}\text{S}_i$ de isotoopratio voor reductie, C de sulfaatconcentratie tijdens de bemonstering, en C_i de concentratie voor reductie. De mate van fractionering is afhankelijk van lokale condities (temperatuur, hydrogeologie, geochemie) en kan daardoor niet alleen tussen locaties variëren, maar ook in de tijd (Porowski et al, 2019).

De rode lijn die is weergegeven in Figuur 3.35 verbindt de twee grondwaterpunten aan de linkerkant van de figuur. De enrichment factor die correspondeert met deze lijn is -13,8. Aan de rechterkant van Figuur 3.35 zijn enkele enrichment factors vanuit de literatuur weergegeven; de waarde van de rode lijn komt hier goed mee overeen. Wanneer er menging met sulfaatvrij water plaatsvindt, zullen de concentraties afnemen (punten verschuiven naar rechts), maar de isotoopwaarden veranderen niet. Dit is weergegeven met de zwarte pijl. In principe kunnen alle metingen verklaard worden uitgaande van moedermateriaal met een $\delta^{34}\text{S}$ van circa -5, sulfaatreductie in meer of mindere mate, en menging met sulfaatvrij water. Maar aangezien er geen meetpunten onder de groene lijn liggen, lijkt menging met een bron die overeenkomt met de groene lijn, ook mogelijk.



Figuur 3.35. De zwavelisotopen uitgezet tegen 1/sulfaatconcentratie. De rode lijn geeft het effect van sulfaatreductie weer, de groene een mogelijke menglijn, de zwarte pijl de richting wanneer er menging met sulfaatvrij water plaatsvindt. Rechts is de enrichment factor behorende bij de rode lijn weergegeven, in combinatie met enkele literatuurwaarden (met uitzondering van Porowski et al. 2019, zijn deze overgenomen uit Zhang et al., 2015). Open symbolen: metingen 2014, dichte symbolen: metingen huidige onderzoek (2019).

In Figuur 3.36 zijn de verschillende metingen op kaart weergegeven, waarin de grootte van de cirkel een indicatie van de meetwaarde is. In de hoek van elke figuur staat een diagram waaruit de meetwaarden zijn af te lezen (uitgezet tegen het X-coördinaat).

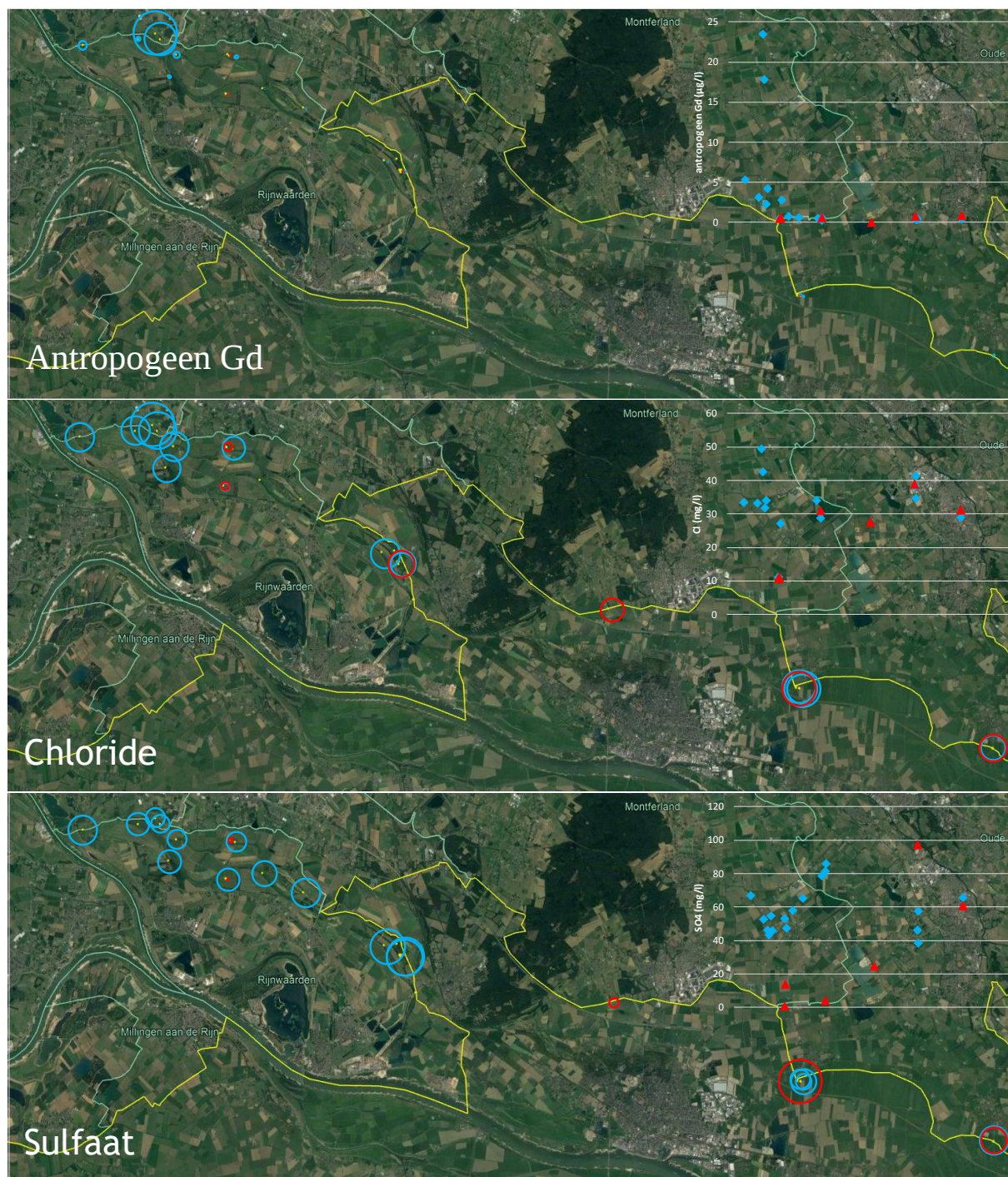
De geleidelijk oplopende antropogeen Gd-concentraties in het westelijk deel van de Rijnstrangen duiden op beïnvloeding door Rijnwater. Deze beïnvloeding heeft echter geen effect op de overige parameters. De hoogste antropogeen Gd-concentraties treffen we aan in twee geïsoleerde plasjes in de omgeving van de Jezuitenwaai. Op deze locaties zijn ook de chlorideconcentraties verhoogd; een aanwijzing dat er indamping heeft plaatsgevonden. De chlorideconcentraties zijn laag (circa 10 mg/l) in het grondwater op de beide westelijke locaties. Het oppervlaktewater op de meest zuidelijke van deze beide locaties (oppervlaktewater S4, grondwater D11) heeft ook een lage chlorideconcentratie (niet zichtbaar op kaart en in het diagram), wat duidt op een sterke beïnvloeding door grondwater. De boorconcentratie bevestigt deze beïnvloeding niet; de concentraties zijn lager dan op andere oppervlaktewaterlocaties, terwijl deze in het grondwater juist hoger zijn. De boorisotopen daarentegen bevestigen de grondwaterbeïnvloeding; de isotoopwaarden zijn weliswaar hoger dan in het lokale grondwater, maar lager dan op andere oppervlaktewaterlocaties. De sulfaatconcentraties in het grondwater zijn laag. In het oppervlaktewater is ruim 50 mg/l sulfaat aanwezig; de isotoopwaarden bevinden zich op de rode lijn uit Figuur 3.35, wat duidt op sulfaatreductie zonder verdere bijmenging.

De andere monsterlocaties in geïsoleerde plassen laten een ander beeld zien. Locatie S7 en S8 zijn de twee locaties waar verdamping een rol speelt. De boorisotopen zijn hier iets lager dan in de hoofdloop, en schuiven daarmee richting grondwaterwaarden. Van locatie S7 (met de hoogste antropogeen Gd-concentraties) zijn ook de sulfaatisotopen bepaald. Het resultaat is een punt tussen de rode en de groene lijn van Figuur 3.35, met een sulfaatconcentratie van 47 mg/l en $\delta^{34}\text{S}$ van 5,6. Op deze locatie lijkt er sprake van een mengsel van oppervlaktewater met grondwater, waarbij het oppervlaktewater domineert en het grondwater mogelijk verantwoordelijk is voor de verschuiving tot boven de groene lijn.

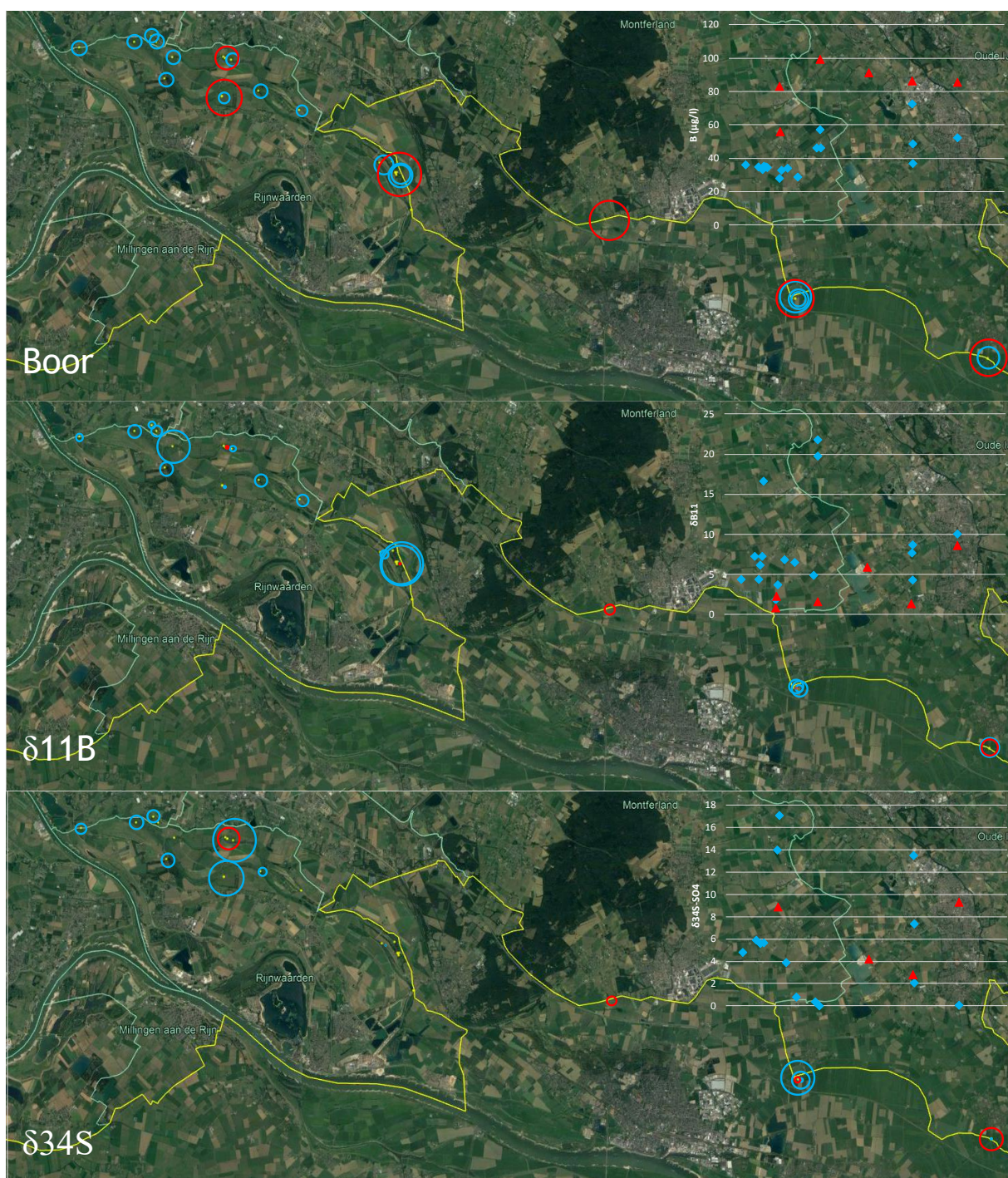
De andere geïsoleerde plassen betreffen locatie R11 en R13 in Erfkamerlingschap. Op deze locaties treffen we hoge B-isotoopwaarden aan en boorconcentraties die vergelijkbaar zijn met de rest van het oppervlaktewater. Op basis van boor is er geen sprake van merkbare beïnvloeding vanuit het grondwater (maar mogelijk wel beïnvloeding van het grondwater door oppervlaktewater). De sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater zijn met 82 en 86 mg/l hoog. Mogelijk leidt de geïsoleerde ligging tot ophoping van sulfaat dat vrijkomt door de oxidatie van organisch materiaal en/of tot oxidatie van aanwezig gereduceerd zwavel bij lage waterstanden. De sulfaatconcentraties in het grondwater waren laag, en daarmee konden de sulfaatisotopen niet bepaald worden. Op locatie R13 zijn de sulfaatisotopen in het oppervlaktewater bepaald; het punt ligt op de groene lijn, dicht bij de kruising met de rode lijn. De oxidatie van organisch materiaal zou een verklaring kunnen zijn voor de ligging op de groene lijn.

De beide andere punten die zich op de rode lijn bevinden, zijn geen locaties in geïsoleerde plassen. Het betreft het oppervlaktewater in de Nederlandse watergang bij Netterden en in de noordelijke strang. In de noordelijke strang is ook grondwater bemonsterd (D12 - ODSPB01), maar niet direct in de nabijheid van de oppervlaktewater bemonsteringslocatie (R6). Het oppervlaktewater heeft een chlorideconcentratie die iets lager ligt dan in de rest van het oppervlaktewater (27 mg/l), en ook de boorisotopen zijn aan de lage kant (3,73). Daarmee lijkt de locatie beïnvloed, maar niet gedomineerd, door grondwater. De sulfaatisotopen van het oppervlaktewater en het grondwater liggen ver uit elkaar. Het grondwater bevindt zich op de groene lijn (het meest rechtse punt), terwijl het oppervlaktewater zich met een $\delta^{34}\text{S}$ van 17,1 hoog op de rode lijn bevindt. Een verklaring voor de samenstelling van het grondwater zou kunnen zijn dat er sulfaat vrijkomt bij de afbraak van organische stof, dat vervolgens wordt afgevoerd of neerslaat in de vorm van gips (CaSO_4). We hebben echter geen gegevens die dit kunnen bevestigen. In het oppervlaktewater zou dan sprake zijn van sulfaat dat is aangevoerd via het oppervlaktewater of dat lokaal wordt vrijgemaakt uit organische stof. Dit sulfaat wordt gereduceerd, waardoor de isotoopwaarden hoger worden. De hoge bicarbonaatconcentraties in het oppervlaktewater (6421 $\mu\text{mol/l}$) zijn in overeenstemming met deze theorie.

Het derde oppervlaktewaterpunt dat zich op de rode lijn bevindt is het water in de Nederlandse watergang bij het verdeelwerk. Het grondwater bij het verdeelwerk en het grondwater bij de splitsing van de beide Landwehren bevinden zich ook op de rode lijn, maar zijn beiden minder sterk gereduceerd. Het oppervlaktewater bij de splitsing bevindt zich laag op de groene lijn, en dit water lijkt weer sterk op het water in de Millinger Landwehr, hoewel dat een iets meer gereduceerd karakter heeft. Het water van de Toter Landwehr is nog iets sterker gereduceerd, met lagere sulfaatconcentraties en een hogere $\delta^{34}\text{S}$ -waarde dan het water bij de splitsing en in de Millinger Landwehr. De boorconcentraties in de Nederlandse watergang zijn hoger dan in de rest van het oppervlaktewater in de omgeving, waarmee beïnvloeding vanuit het grondwater bevestigd wordt. Ook de sulfaatconcentraties zijn hoger op deze locatie, hoewel met 66 mg/l niet zo hoog als in het grondwater bij het verdeelwerk (98 mg/l).



Figuur gaat verder op volgende bladzijde.



Figuur 3.36. Samenstelling van grond- (rode symbolen) en oppervlaktewater (blauwe symbolen) op kaart weergegeven; van boven naar onder antropogeen gadolinium, chloride, sulfaat, boor, $\delta^{11}\text{B}$, $\delta^{34}\text{S}$. In het diagram in de hoek van elke figuur zijn de meetwaarden weergegeven, uitgezet tegen het X-coördinaat.

.....

4 SYNTHESIS & CONCLUSIES

Deelonderwerp: slib

A. Wat is het effect van de slibkwaliteit op de vegetatie?

De slibophoping in de Rijnstrangen lijkt momenteel geen sterk bepalende factor te zijn voor de vegetatie-ontwikkeling. Er is echter wel een verschil in standplaats tussen soorten, onder andere soorten die kenmerkend zijn voor het habitatype Meren met Krabbenscheer en fonteinkruiden (H3150). Groot blaasjeskruid kan groeien op plaatsen met een redelijk dikke sliblaag, terwijl Glanzig fonteinkruid vooral voorkomt op plekken met een dunnere sliblaag, of waar een sliblaag ontbreekt. Krabbenscheer, ook kenmerkend voor het habitatype, komt alleen voor in geïsoleerde plassen in het gebied; momenteel alleen in de Eendenpoelsche buitenpolder. Hoewel het voorkomen van dominantie van hypertrafente soorten zoals Grof hoornblad niet direct samenhangt met een grote slibdikte, was het wel zo dat goedontwikkelde vegetaties minder vaak voorkwamen bij een slibdikte van meer dan circa 50 cm en een concentratie van fosfor van meer dan 60 $\mu\text{mol/l}$ in het poriewater.

B. Kan het verwijderen van de sliblaag in de Oude Rijn leiden tot betere kansen voor een soortenrijke waterplantenvegetatie?

Voor dit onderzoek zijn specifiek locaties uitgezocht waar al dan niet een sliblaag aanwezig was. Tijdens het veldbezoek waarin de locaties geselecteerd zijn (februari 2018), bleek er in het veld op veel punten nauwelijks of slechts een zeer dunne sliblaag aanwezig te zijn. Het onderzoek vormt daarom geen representatieve steekproef voor de condities die veel voorkomen in het gebied, maar alleen een weergave van condities die er zijn als er een sliblaag (of juist geen sliblaag) aanwezig is. Op grond van het veldbezoek bestaat de indruk dat er geen dikke sliblaag aanwezig is in het hele gebied en dat de sliblaag en dat de sliblaag gemiddeld genomen minder dik is dan het gemiddelde van de punten die voor dit onderzoek zijn bemonsterd (variërend van 0 tot 160 cm, gemiddelde $\pm$ st.dev.: 27 ± 34 cm op basis van dit onderzoek). Om dit beeld te bevestigen is echter een vlakdekkend onderzoek van de slibdikte nodig.

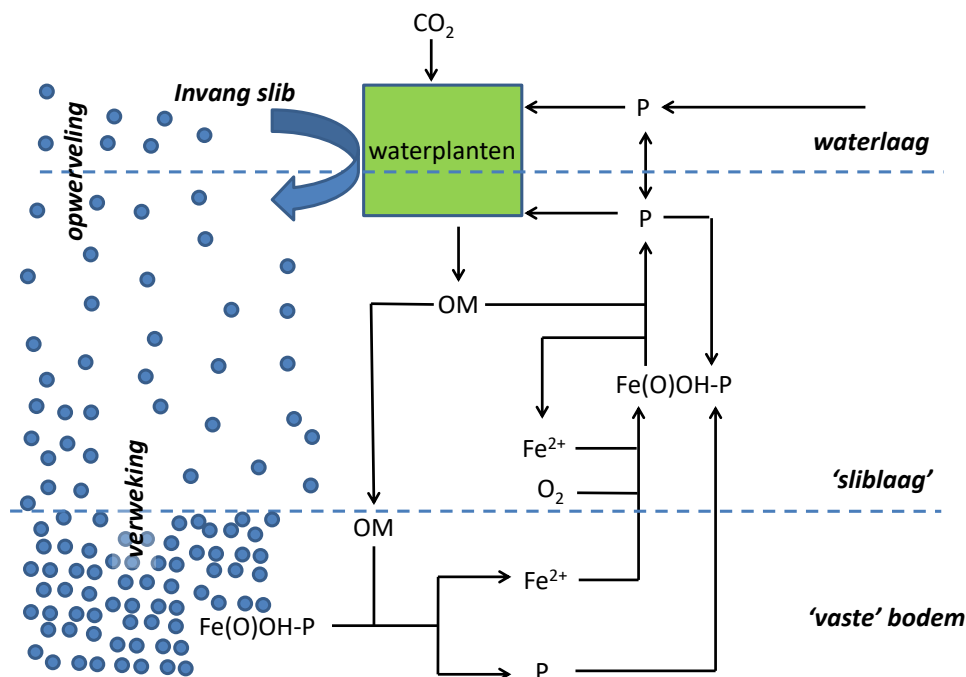
In hoeverre slibophoping beperkt is voor bepaalde doelsoorten, is, zoals hierboven aangegeven, ook soortafhankelijk. De P-concentratie in de vaste bodem is lager dan in de sliblaag. Door baggeren zal de fosfaatbeschikbaarheid in de nieuwe toplaag lager zijn dan in de huidige toplaag. In het oppervlaktewater was de P-concentratie ten tijde van de bemonstering 1 à 2 $\mu\text{mol/l}$ ($\pm 0,03$ - $0,06$ mg/l), wat binnen de gewenste range valt voor het habitatype. Een lage P-beschikbaarheid in de nieuwe toplaag na baggeren kan gunstig zijn om dominantie van algemene, woekerende soorten te voorkomen. Het is echter de vraag of baggeren op plekken met een dikke sliblaag significant bij zou dragen aan een groter oppervlak dat geschikt is voor habitatuuitbreiding, omdat het er op lijkt dat het oppervlak waar een dikke sliblaag aanwezig is, beperkt is. Het creëren van meer geïsoleerde of half-geïsoleerde plekken in het gebied, zou in die zin waarschijnlijk meer bij kunnen dragen. Uit eerder onderzoek in de Rijnstrangen bleek dat voor krabbenscheer kleine, geïsoleerde, weinig bemeste (met wel voldoende accumulatie van organisch materiaal) groeiplaatsen als optimale condities werden aangemerkt (Brouwer, 2008). In het huidige onderzoek is de mate van isolatie medebepalend gebleken voor soorten uit het habitatype H3150.

C. Wat is de belangrijkste bron van het slib in de huidige waterbodem?

De vaste stof monsters (slib, vaste bodem, zwevend stof, akkers) laten in het algemeen een vrij homogeen beeld zien voor het gehele gebied, maar wel met continue verschillen tussen vaste bodem, slib en zwevend stof. De slibmonsters zijn in samenstelling anders dan de onderliggende vaste bodem. Ze zijn namelijk rijker aan organische stof, calcium, fosfor en ijzer. Dit wordt naar verwachting

veroorzaakt door de productie van organische stof (detritus van oever- en waterplanten en eventueel algen) en neerslag van calciumcarbonaat doordat bij de afbraak van organische stof bicarbonaat vrijkomt. Ook is het slib rijker aan enkele zware metalen. Dit kan verschillende oorzaken hebben: enerzijds kunnen er aan organische stof en ijzeroxiden ook zware metalen worden geadsorbeerd - zo is ijzer o.a. met arseen en boor geassocieerd en koper met organisch materiaal -, anderzijds kunnen metalen ook accumuleren in de sliblaag, doordat planten deze metalen in relatief hoge verhouding opnemen en deze metalen daardoor bij afsterven in de sliblaag terecht komen.

De ijzer- en fosforgehalten worden waarschijnlijk ook door lokale processen verhoogd, namelijk door de oxidatie van ijzer in de toplaag dat dieper in de bodem door reductie is gemobiliseerd (Figuur 4.1). Deze aanvoer kan ook bovenstrooms hebben plaatsgevonden (o.a. door aanvoer met grondwater), waarna de ijzerneerslag stroomafwaarts is getransporteerd. Maar een grote invloed van grondwater is niet waarschijnlijk gezien de aanwezige kleilaag en Fe/P verhouding in het grondwater (meer dan 10 keer hoger in grondwater dan in het slib). Door opwerveling van slibdeeltjes kunnen de gevormde P-rijke ijzerhydroxides uit het slib als colloïdale deeltjes (zwevend stof) in de waterlaag terecht komen. Deze deeltjes zijn licht en kunnen daarom lang in suspensie blijven, waardoor het zwevend stof relatief Fe- en P-rijk is (en relatief rijk aan geadsorbeerde metalen).



Figuur 4.1. Schematische weergave van bodemprocessen in de vaste bodem, sliblaag en waterlaag.

De overige elementen laten binnen het gebied erg weinig variatie zien. De bodem afkomstig van akkers is niet rijker - of zelfs armer - aan fosfaat en zware metalen dan het slib, en lijkt daarmee geen dominante bron van slib, en kan ook niet de verhoogde fosforconcentraties ten opzichte van de onderliggende waterbodem verklaren. Tevens zijn er relatief weinig aangrenzende agrarische percelen langs de Rijnstrangen wat een sterke invloed niet aannemelijk maakt. De 'vrije' zware metalen (dat wil zeggen, de zware metalen die geen onderdeel vormen van de mineraalstructuur van aluminiumsilicaten) laten een toename zien richting het westelijk deel van de Rijnstrangen. Deze toename is duidelijk zichtbaar in de vaste bodem, en wordt vermoedelijk veroorzaakt door de toevoer van verontreinigd materiaal vanuit de Rijn in het verleden. Ook in de sliblaag is een toename in het westelijk deel te zien, en het verband suggereert dat verweking van de vaste bodem een belangrijke

.....

bron van slib is. Slib uit de Wild is qua samenstelling vergelijkbaar met slib in de Rijnstrangen en slibdeeltjes kunnen vanuit de Wild stroomafwaarts getransporteerd worden.

De oorsprong van het slib kan niet eenduidig uit de analyses worden afgeleid. Dat het slib voor een deel zou bestaan uit verweekte waterbodembodem en voor een deel uit gesedimenteerde zwevend stof, is wellicht te kort door de bocht. Het lijkt aannemelijk dat het zwevend stof juist zijn oorsprong heeft in het slib, waaruit -afhankelijk van de weersomstandigheden- vooral de fijnste deeltjes opwervelen. Met behulp van proefjes zou de verweking van de vaste bodem en concentraties in zwevend stof na opwerveling kunnen worden getoetst.

Deelonderwerp: sulfaat

A. Vormen de huidige sulfaatconcentraties een knelpunt voor rietmoeras en soorten kenmerkend voor habitatype H3150 'meren met krabbenscheer en fonteinkruiden'?

Sulfaat is zelf geen toxische stof voor waterplanten. Toch kan sulfaat op verschillende manieren een rol spelen in ecosystemen als het wordt gereduceerd tot sulfide. Ten eerste kan er bij dit proces vrij waterstofsulfide vrijkomen wanneer er onvoldoende ijzer aanwezig is om het sulfide te binden. Uit de analyses blijkt echter dat in zowel de sliblaag als de onderliggende vaste waterbodembodem meer ijzer aanwezig is dan zwavel, waaruit geconcludeerd kan worden dat er voldoende ijzer aanwezig is om het gevormde sulfide te binden. Naar verwachting speelt toxiciteit van sulfide dus geen rol in de Rijnstrangen. Bij het vastleggen van sulfide aan ijzer, kan fosfaat vrijkomen dat eerst aan het ijzer gebonden zat. Dat is het geval als er maar weinig ijzer aanwezig is ten opzichte van fosfaat en sulfide. Als alle zwavel aanwezig zou zijn als sulfide en vastgelegd wordt aan ijzer dan blijkt er hier op bijna alle plekken nog steeds veel ijzer aanwezig te zijn ten opzichte van fosfor (Figuur 3.28). In de sliblaag is weliswaar relatief minder ijzer 'over' dan in de onderliggende vaste waterbodembodem, maar het is niet zo waarschijnlijk dat de bijdrage van sulfidebinding aan ijzer een grote invloed zal hebben op de fosfaatbeschikbaarheid ten opzichte van wat er al aan fosfaat vrijkomt bij ijzerreductie.

Bij de reductie van sulfaat wordt organisch materiaal geoxideerd. Dit gebeurt onder anaerobe omstandigheden; als er geen zuurstof meer beschikbaar is. Betere elektronenacceptoren dan sulfaat zijn nitraat en ijzer. Sulfaat zal niet gereduceerd worden als er nog nitraat in het poriewater in de bodem aanwezig is. Dit nitraat zal aangevoerd worden via het oppervlaktewater. De huidige nitraatconcentraties in de Oude Rijn zijn laag, variërend van ongeveer 1,5 mg NO₃-N/l (circa 100 µmol/l) in de winter tot meestal rond 0,4 mg NO₃-N/l (circa 30 µmol/l) of lager door opname door planten en algen en door reductie in de zomer (Berghoofdse veer, data: Waterschap Rijn en IJssel). In het poriewater was nagenoeg geen nitraat meer aanwezig, wat betekent dat ijzer en sulfaat een rol kunnen spelen in de anaerobe oxidatie van organisch materiaal. Hoewel ijzer al bij een hogere redoxpotentiaal gebruikt kan worden dan sulfaat, vindt de reductie in praktijk in het veld vaak gelijktijdig plaats. Dat dit hier in de Rijnstrangen het geval was, blijkt zowel uit de hoge concentraties gereduceerd ijzer in het poriewater als uit de lage concentraties sulfaat in het poriewater, in combinatie met de hoge zwavelconcentraties in de bodemmatrix (Figuur 3.30) die niet verklaard konden worden door organisch zwavel. Net na het verdeelwerk is het sulfaatgehalte in het oppervlaktewater laag in de zomer (Figuur 3.31). Mogelijk zijn deze lage sulfaatgehalten in de zomer het gevolg van sulfaatreductie en hopen zich in de bodem ijzersulfiden op. Ondanks de aanwezigheid van veel geoxideerd ijzer in het systeem, speelt sulfaat dus wel degelijk een rol in de afbraak van organisch materiaal. Dit zal helemaal het geval zijn op plekken waar strooisel zich ophoopt, zoals op de bodem van de rietlanden, en waar er weinig contact is met het ijzerrijke materiaal, maar via het oppervlaktewater wel met sulfaat. Door een verhoogde afbraak, kunnen meer voedingsstoffen vrijkomen en kunnen zich organische, toxische afbraakproducten ophopen (Belgers & Arts, 2003). Hoe

sturend deze processen in de praktijk zijn, is de vraag. Uit onderzoek naar de rol van peilfluctuatie op de aangroei van helofyten, blijkt dat vooral vraat een grote rol speelt bij het uitblijven van ontwikkeling van rietmoeras (Coops en Loeb, 2017a), in elk geval na droogval.

B. *In welke mate is een verhoging van de huidige sulfaatconcentraties toelaatbaar?*

De effecten van sulfaatconcentraties op de doelvegetatie is sterk afhankelijk van de processen in het gebied. Doorgaans wordt in Nederland krabbenscheer vaak gevonden in wateren met een sulfaatgehalte tot circa 300 à 500 $\mu\text{mol/l}$ in de waterlaag, maar het kan ook bij hogere sulfaatconcentraties voorkomen (DeLyon en Roelofs, 1986; Verstijnen en Roelofs, 2018). Groot blaasjeskruid komt meestal voor tot circa 500 μmol sulfaat in de waterlaag, maar ook deze komt voor bij hogere concentraties (tot zo'n 1000 $\mu\text{mol/l}$). Glanzig fonteinkruid wordt ook bij hogere sulfaatconcentraties nog gevonden (tot zo'n 1500 $\mu\text{mol/l}$) (DeLyon en Roelofs, 1986). In het rivierengebied liggen de sulfaatconcentraties sowieso vaak hoger dan in bijvoorbeeld laagveengebieden.

De huidige sulfaatconcentratie draagt bij aan de afbraak van organisch materiaal in de Rijnstrangen. Door een verhoging zou extra afbraak gestimuleerd kunnen worden, waardoor er een invloed kan zijn van een verhoging van de sulfaatconcentratie op het vrijkomen van voedingsstoffen. Of sulfaat negatieve effecten heeft op de vegetaties hangt echter sterk af van de bodemcondities. In het westen van het land hebben we vaak te maken met bodems met lage ijzer/zwavelratio (<1). In deze bodem is het overgrote deel van het ijzer gebonden als ijzersulfide en is sulfaatreductie het dominante afbraakproces. Dit leidt tot accumulatie van sulfide en een zeer lage beschikbaarheid van ijzer in het poriewater. Hierdoor kan sulfidotoxiciteit en ijzergebrek optreden. Omdat de beschikbaarheid van fosfaat in het poriewater meestal hoog is, leidt de lage beschikbaarheid van ijzer in het poriewater tot een hoge nalevering van fosfaat naar de waterlaag waardoor kroosdekken of drijfslagen van draagalgen kunnen ontstaan. In het rivierengebied hebben we te maken met veel hogere ijzer/zwavel ratio's waardoor een toename van de sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater en de toename van de sulfaatreductie in de waterbodem die hier het gevolg van kan zijn, minder snel tot problemen leiden. Een beperkte toename van de sulfaatconcentratie (van 650 naar 750 $\mu\text{mol/l}$) zal waarschijnlijk een zeer beperkt effect hebben op de waterplantenvegetaties.

Daarentegen is bij het huidige, tamelijk vaste peil niet uit te sluiten dat er zich toxische organische verbindingen ophopen in de strooisellaag in de rietlanden. Om uit te sluiten dat deze een rol spelen, zouden de concentraties hiervan gemeten moeten worden voordat besloten wordt de sulfaatconcentratie in het gebied te verhogen. Een flexibilisering van het peil in het gehele Rijnstrangengebied kan bijdragen aan het verminderen van eventuele negatieve effecten van een verhoogde sulfaatconcentratie. Dit komt doordat opgehoopte organische afbraakverbindingen bij droogval verder kunnen worden afgebroken, neergeslagen sulfides weer kunnen worden geoxideerd, gereduceerd ijzer weer kan worden geoxideerd en fosfaat sterker kan worden vastgelegd (Coops & Loeb, 2017b; Westendorp et al., 2012).

C. *Wat is de belangrijkste bron van sulfaat in de Oude Rijn en de Duitse bovenlopen?*

De analyse van de zeldzame aardelementen geeft aan dat er Rijnwater in het westelijk deel van de Rijnstrangen terecht komt. De sulfaatconcentraties in de Rijn wijken niet af van de concentraties in de Rijnstrangen, dus dit leidt niet tot een verandering in de sulfaatconcentraties. Het diepe en ondiepe grondwater bevat verder naar het oosten, in de buurt van het verdeelwerk, veel meer sulfaat dan het grondwater in de Rijnstrangen zelf. In het westelijk deel van de Rijnstrangen lijkt dus maar beperkte invloed van het lokale grondwater. Uit de metingen in de geïsoleerde plassen komt een wisselend beeld naar voren, waarbij niet alle processen goed in kaart kunnen worden gebracht. Soms

beïnvloedt het grondwater de samenstelling van het oppervlaktewater, daarnaast speelt verdamping een rol, maar in een andere plas kan de lokale afbraak van organische stof en/of sulfaatoxidatie bij droogvallende oevers verantwoordelijk zijn voor de aangetroffen concentraties. Het water dat bij de splitsing van de Landwehren wordt aangetroffen vervolgt zijn weg door de Millinger Landwehr, terwijl het water in de Nederlandse watergang bij het verdeelwerk sterker door het grondwater wordt beïnvloed.

De grote variatie in de ruimte duidt erop dat lokale processen de samenstelling bepalen, waarbij zowel beïnvloeding van grondwater door oppervlaktewater optreedt, als andersom. Het lijkt aannemelijk dat sulfaat afkomstig uit de afbraak van organisch materiaal, een belangrijke bron vormt voor het sulfaat in het gebied, maar omdat de isotoopwaarden van deze bron niet bekend zijn, kunnen we dit niet onderbouwen. Tevens kan het vrijkomende sulfaat in de sliblaag onder anaerobe omstandigheden als sulfide weer worden vastgelegd aan ijzer. De vraag welke bronnen de herkomst van sulfaat domineren, hebben we daarmee niet kunnen beantwoorden.

.....

5 AANBEVELINGEN

Door te baggeren kan (lokaal) een nutriëntenarmere uitgangssituatie worden gecreëerd waardoor eutrafente soorten minder goed zullen gedijen. Op termijn zal er echter door verweking en reductieprocessen na aanrijking met organisch materiaal weer een nieuwe voedselrijkere sliblaag ontstaan op de kleibodem die onder de sliblaag ligt. Een vlakdekkend onderzoek naar de slibdiktes zou moeten uitwijzen waar dikke baggerlagen aanwezig zijn. Als blijkt dat op slechts een klein oppervlak een dikke sliblaag aanwezig is, heeft het voor uitbreiding van het gewenste habitatype minder zin om te baggeren. Bij droogval van de bodem zal het ontstaan van een sliblaag door verweking naar verwachting minder snel verlopen.

Om meer vat te krijgen op de bovenstroomse aanvoer van zwevend stof in relatie tot verweking van de bodem (externe versus interne bron van o.a. Fe en P) zou een stoffenbalans opgesteld kunnen worden. Door te berekenen hoeveel zwevend stof het gebied periodiek inkomt en uitgaat, kan een schatting gemaakt worden van de hoeveelheid slib dat zich ophoopt in een bepaalde periode. Hiermee is nog niet gelijk duidelijk wat dit betekent ten aanzien van de hoeveelheden fosfor en ijzer die zich met dit zwevend stof ophopen, want de samenstelling van het zwevend stof zal variëren met o.a. de weersomstandigheden en stroming; onder rustige condities bestaat het zwevend stof voornamelijk uit zeer kleine deeltjes zoals ijzercolloïden, waaraan veel fosfor en zware metalen geadsorbeerd zijn, terwijl in het zwevend stof ook zwaardere deeltjes aanwezig zijn onder dynamischere omstandigheden. Voor de hoeveelheid fosfor die met zwevend stof sedimenteert, is dit wel in te schatten door aan te nemen dat het verschil tussen totaal-fosfor en orthofosfaat in het oppervlaktewater het fosfor is dat in zwevend stof aanwezig is. Daarnaast zou met een klein experiment met in het gebied aanwezige slib, gemeten kunnen worden in hoeverre opwerveling en bezinking van invloed zijn op de elementenconcentraties in het zwevend stof en kan daarmee aangetoond worden of het aanwezige zwevend stof afkomstig kan zijn uit de huidige sliblaag. Beide onderdelen (stoffenbalans en experiment) zullen meer inzicht geven in de bron van slibophoping.

Om meer kansen te creëren voor de soorten uit het habitatype H3150 zouden geïsoleerde en semi-geïsoleerde plekken gecreëerd kunnen worden. Uit de analyse blijkt dat op dit soort plekken beter gedijen dan in de hoofdgeul. Verder zou de aanwezigheid van Krabbenscheer uitgebreid kunnen worden door het overbrengen van bestaande Krabbenscheervegetatie (inclusief sapropelium) naar andere poeltjes. Eventueel kunnen extra poeltjes gegraven worden naast de bestaande poeltjes waar Krabbenscheer goed gedijt. Voor de huidige poeltjes lijkt er nu geen reden om de poeltjes uit te dunnen t.b.v. ontwikkeling. Mochten op termijn de poeltjes geheel dichtgroeien is uitdunnen te adviseren om het Krabbenscheer in stand te houden.

Verder wordt momenteel in het maaibeheer de stroombaan van de hoofdgeul periodiek gemaaid, waarbij grof hoornblad lijkt te profiteren. Deze soort is doorgaans tolerant voor dergelijke fragmentatie, wat deze soort waarschijnlijk een groeivoordeel geeft ten opzichte van andere waterplanten wanneer er gemaaid wordt. Er zou gekeken kunnen worden in hoeverre maaibeheer achterwege gelaten kan worden zolang dit niet tot opstuwung leidt, zodat soorten die gevoeliger zijn voor maaien meer kans krijgen. Of het maaibeheer de oorzaak is dat er veel Grof hoornblad in de hoofdgeul staat, is echter niet zeker. Andere mogelijke redenen zijn dat de stroombaan dieper is en grof hoornblad ook relatief diep kan staan, omdat de soort schaduw tolerant is, en dat er zich door de diepte hier een dikkere laag voedselrijk slib kan ophopen.

Inlaat van water uit de Landwehren zal waarschijnlijk leiden tot een, weliswaar beperkte, toename van sulfaat. Een toename van de sulfaatconcentratie zal leiden tot een toename van de sulfaatreductie. Met name in rietkragen met een dikkere laag organisch materiaal (detritus) zou dit

tot de productie van giftige verbindingen kunnen leiden. Zeer waarschijnlijk is het effect op de waterplantenvegetaties beperkt. Een toename van de sulfaatconcentratie is niet gunstig maar het zal naar verwachting evenmin tot een drastische verslechtering leiden. Het verder laten uitzakken van het peil zal leiden tot de oxidatie van de toplaag (langs de randen), gevolgd door het vrijkomen van sulfaat. Als het gebied na het uitzakken wordt doorgespoeld om het vrijgekomen sulfaat te verwijderen, leidt dit tot een afname van de hoeveelheid zwavel in het gebied. Droogval als waterkwaliteitsmaatregel lijkt een haalbare optie in dit gebied, hoewel het waarschijnlijk niet wenselijk is om de gehele watergang droog te laten vallen.

6 LITERATUUR

- Belgers, J. & Arts, G. (2003). Moerasvogels op peil; deelrapport 1: peilen op riet; literatuurstudie naar de sturende processen en factoren voor de achteruitgang en herstel van jonge verlandingspopulaties van riet (*Phragmites australis*) in laagveenmoerassen en rivierkleigebieden. Alterra Wageningen UR.
- Brouwer, E. (2008). Krabbescheer in het Rijnstrangengebied; onderzoek op enkele actuele en potentiële groeiplaatsen. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.
- Coops, H. & Loeb, R. (2017a). Tijdelijke peilverlaging Rijnstrangen. Resultaten monitoring 2016. Scirpus Ecologisch Advies/Onderzoekcentrum B-WARE, Ingen/Nijmegen.
- Coops, H. & Loeb R. (2017b). GGOR-maatregel Tijdelijke peilverlaging Rijnstrangen. Resultaten monitoring 2016-2017. Scirpus Ecologisch Advies/Onderzoekcentrum B-WARE, Ingen/Nijmegen.
- De Lyon, M.J.H., & Roelofs, J.G.M. (1986). Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid. Deel 1 en 2. Laboratorium voor Aquatische Ecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen.
- Gammons, C.H., Brown, A., Poulson, S.R. & Henderson, T.H. (2013). Using stable isotopes (S, O) of sulfate to track local contamination of the Madison karst aquifer, Montana, from abandoned coal mine drainage. *Applied Geochemistry* 31, pp. 228-238.
- Lenssen, J., Hoenderboom A. & van den Houten G. (2009). Uitkomsten van de metingen aan waterkwaliteit en waterkwantiteit in Millinger Landwehr, Toterlandwehr en Oude Rijn. Waterschap Rijn en IJssel, Doetinchem.
- Loeb, R., Smolders, F., Arts, G., Belgers, D., Kuiperij, R., Roskam G. & Verdonschot R. (2020). OBN Grip op beekslib - tussenrapportage. RP-18.155.20.70. Onderzoekcentrum B-ware/WENR/Deltares, Nijmegen/Wageningen/Utrecht.
- Loeb, R & Smolders, F. (2016). Bodemchemisch onderzoek IJsselstrangen Wilp. Rapportnummer: 2016.35. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.
- Marimon, M.P.C., Knöller, K. & Roisenberg, A. (2007). Anomalous fluoride concentration in groundwater - Is it natural or pollution? A stable isotope approach. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 43, pp. 1-11.
- Paternoster, M. (2019). Boron Isotopes in the Mount Vulture Groundwater (Southern Italy): Constraints for the Assessment of Natural and Anthropogenic Contaminant Sources. *Geofluids* 2019, 10 pages.
- Poelen, M., Lucassen, E. & Smolders, F. (2016). Waterbodemonderzoek Grenskanaal. Rapportnummer: 2016.16. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.
- Porowski, A., Porowska, D. & Halas, S. (2019). Identification of sulfate sources and biogeochemical processes in an aquifer affected by peatland: Insights from monitoring the isotopic composition of groundwater sulfate in Kampinos National Park, Poland. *Water* 11, 1388.
- Postma, J.F., Keijzer, C.M., Poelen, M. & Smolders A.J.P. (2016). Retourwater vanuit weilanddepots. Zijn de huidige lozingsnormen voldoende beschermend? Rapport Ecofide, Weesp en Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.
- van Hemmen, F., Tilstra, M. & Mulder J.R. (2011). Sleutel van het verleden, sleutel tot de toekomst De roemrijke cultuurhistorie van de Rijnstrangen als drijvende kracht voor economische vernieuwing. Een evaluatie van kwaliteiten en kansen. Alterra Wageningen UR, Landschapshistorische Producties Ferdinand van Hemmen en Royal Haskoning.
- Niemeijer, I., Beekers, B., Kurstjens, G., van Beers, P., Calle, P., Louwen, M., Lotterman, K., Bolten, M., Brouwer, E., Dam, N. & van Bergen M. (2008). De Flora van de Gelderse Poort. Trends van

indicatieve soorten tussen 1970 en 2008 en actuele ontwikkelingen van beschermde en bedreigde soorten (vanaf 2004). Flora & Fauna Werkgroep Gelderse Poort.

Ter Braak C.J.F. & Šmilauer P. (2012). Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0. Microcomputer Power, Ithaca, USA, 496 pp.

Verstijnen, Y. & Roelofs, J. (2018). Waterkwaliteit plas Molenkampen en de Regulieren. Rapportnummer RP-18.079.18.38. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.

Westendorp P.J., Loeb, R., Roskam, G., Lucassen, E.C.H.E.T., Thannhauser, M., Ebbens, F., Hut., H. & Smolders, A.J.P. (2012). Tijdelijke droogval als waterkwaliteitsmaatregel. Rapport STOWA 2012-38, Amersfoort.

Waterschap Rijn en IJssel (2009). Uitkomsten van de metingen aan waterkwaliteit en waterkwantiteit in Millinger Landwehr, Toterlandwehr en Oude Rijn. Memo van Waterschap Rijn en IJssel, unit Kennis & Advies.

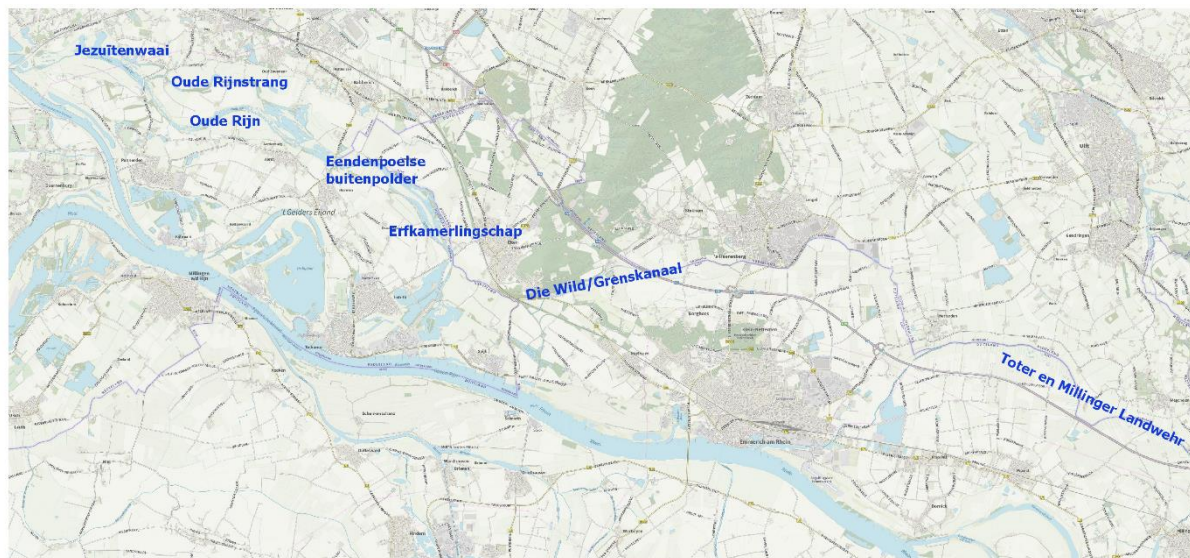
Witteveen en Bos (2007). Onderzoek knelpunten waterkwaliteit Rijnstrangen. Witteveen en Bos, Rotterdam.

Zhang, D., Li, X.D., Zhao, Z.Q. & Liu, C.Q. (2015). Using dual isotopic data to track the sources and behaviors of dissolved sulfate in the western North China Plain. *Applied Geochemistry* 52, pp. 43-56.

7 BIJLAGEN

Bijlage 1. Locatie informatie.

Figuur 7.1. Aanduiding van enkele benamingen van gebieden/waterlopen (boven) en monsterlocaties; ingezoomde beelden (van west naar oost).



Monsterpunten







Tabel 7.1. Overzicht van alle bodemonsterlocaties, inclusief slibdiktes, waterdieptes. Tevens is aangegeven op welke locaties een oppervlaktewatermonster is genomen.

Locatie	X	Y	Datum	Slibdikte (cm)	Water-diepte (cm)	Watermonster
S25	205719	433335	9-5-2019	45	120	
Z11	205707	433340	9-5-2019	4	120	
Z10	205619	433473	9-5-2019	0	100	
S24	205394	433853	9-5-2019	55	150	
S23	204834	433921	9-5-2019	40	100	
Z9	204501	433855	9-5-2019	0	100	
Z8	204244	434040	9-5-2019	1	110	
S22	203699	434261	9-5-2019	50	80	
R10	203767	434565	9-5-2019	10	140	ja
S21	203471	434463	9-5-2019	10	120	
Z7	203311	434424	9-5-2019	8	120	
Z6	202810	434753	9-5-2019	8	80	
S20	202839	434754	9-5-2019	80	120	
S19	202741	434934	9-5-2019	23	80	
S18	202544	435113	9-5-2019	50	130	ja
S17	202234	435239	9-5-2019	13	70	
S16	202217	435280	9-5-2019	30	100	
A7	204223	433798	9-5-2019	20	120	
S15	201372	435107	13-5-2019	18	110	
Z5	200887	434768	13-5-2019	0	100	
S14	200811	434822	13-5-2019	40	120	
Z4	200401	434873	13-5-2019	40	60	
S13	200321	434961	13-5-2019	60	80	
S12	200274	434907	13-5-2019	0	60	
R1	200049	435269	13-5-2019	25	80	
S10	199755	435431	13-5-2019	40	130	ja
S11	199795	435710	13-5-2019	40	120	
Z3	199796	435764	13-5-2019	0	100	
S9	199623	435958	13-5-2019	0	80	
Z2	199503	436049	13-5-2019	0	50	
S6	199206	436309	13-5-2019	60	110	
S5	199076	436390	13-5-2019	40	110	
Z1	198765	436516	13-5-2019	0	80	ja
S4	198497	436528	13-5-2019	0	50	
S3	198666	436716	13-5-2019	5	50	
S1	197441	436383	13-5-2019	18	100	ja
S2	197766	436559	13-5-2019	25	100	
S8	199482	436502	14-5-2019	0	100	ja
S7	199323	436671	14-5-2019	0	100	ja
P1	199196	436406	14-5-2019	Nvt	plasdras-10	
P2	199286	436353	14-5-2019	Nvt	plasdras-10	

Locatie	X	Y	Datum	Slibdikte (cm)	Water-diepte (cm)	Watermonster
S29	199862	436014	14-5-2019	5	80	ja
S30	200371	435872	14-5-2019	0	30	
S31	201310	435942	14-5-2019	30	110	
R6	201728	435980	14-5-2019	100	250	ja
R7	201789	435966	14-5-2019	0	60	
S28	207142	431768	8-5-2019	50	100	
S27	206607	432288	8-5-2019	160	110	
Z12	206502	432679	8-5-2019	0		
S26	206206	433032	8-5-2019	0	100	ja
R13	206819	432649	8-5-2019	20	30	ja
R12	206750	432569	8-5-2019	0	25	
R11	206625	432815	8-5-2019	35	40	ja
R2	201396	434916	8-5-2019	45	50	ja
R3	201434	434934	8-5-2019	25	80	ja
R4	201475	434935	8-5-2019	150	80	ja
R5	201514	434947	8-5-2019	15	70	ja
P3	201367	434985	8-5-2019	Nvt	Plasdras	
P4	201311	434956	8-5-2019	Nvt	Plasdras	
A1	198679	436739	13-5-2019	Nvt	Nvt	
A2	198462	436488	13-5-2019	Nvt	Nvt	
A3	199749	435453		Nvt	Nvt	
A4	200221	434864		Nvt	Nvt	
A5	200272	434876		Nvt	Nvt	
A16	201065	434755		Nvt	Nvt	
A6	203499	434447		Nvt	Nvt	
A8	204490	433621	20-2-2019	Nvt	Nvt	ja
A10	207114	431589		Nvt	Nvt	
A13	207278	431456	22-3-2016	60	Onbekend	
A14	210261	430984	22-3-2016	200	Onbekend	
A15	214564	431515	22-3-2016	40	Onbekend	

Tabel 7.2. Coördinaten van de aanvullende oppervlaktewater-, zwevend stof- en grondwatermonsters.

Code	X	Y
<i>OW locaties aanvullend</i>		
GKR01	218242	429630
GRK11	212853	431508
ODR00	207138	431729
ODR01	199712	435883
EKS01	206503	433166
EKS02	206682	432735
EPB01	201443	434937
EPB02	201464	434937
ODS01	201480	436071
ODS02	201392	436114
D1	224073	427668
D4	218452	429304
D5	218359	429372
D3	218452	429307
<i>Zwevend stof</i>		
D7	218242	429630
D13	199712	435883
D14	197199	436331
<i>Grondwater</i>		
D2	224073	427668
D6	218356	429305
D7	218242	429630
D8	212857	431514
D9	206651	432789
D11	201462	434944
D12	201537	436048

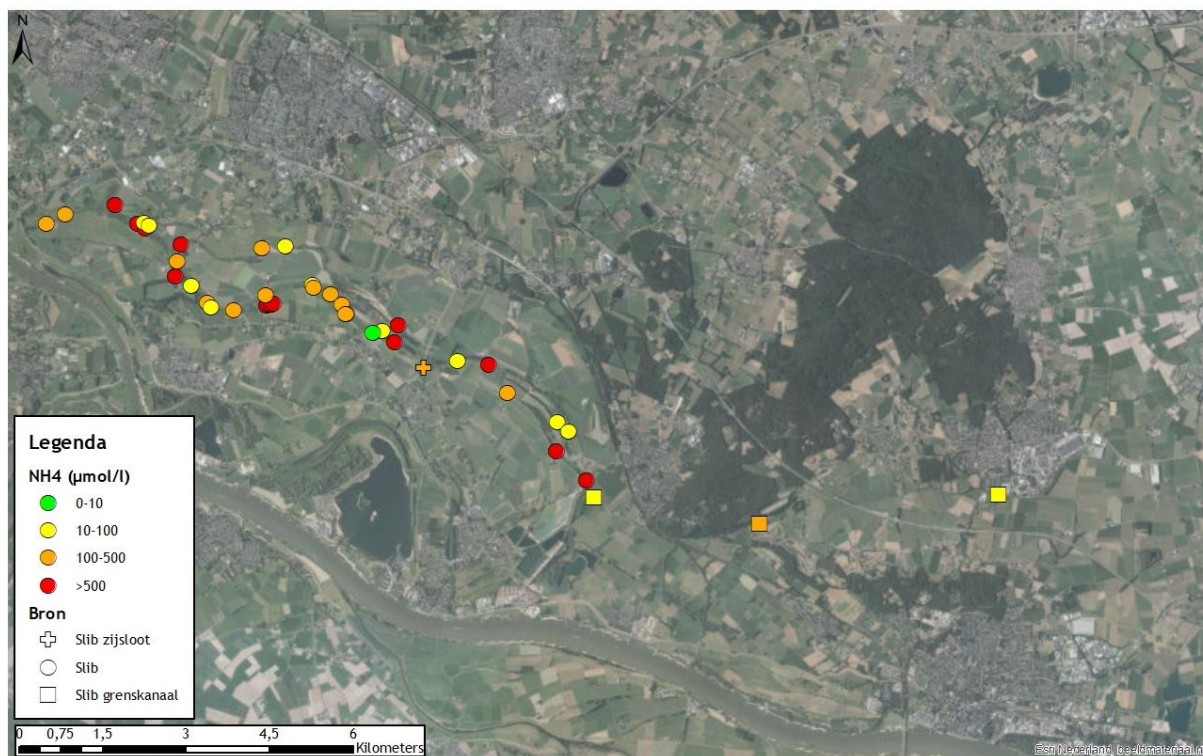
Bijlage 2: Ruimtelijke weergave van enkele variabelen.

Slibdikte



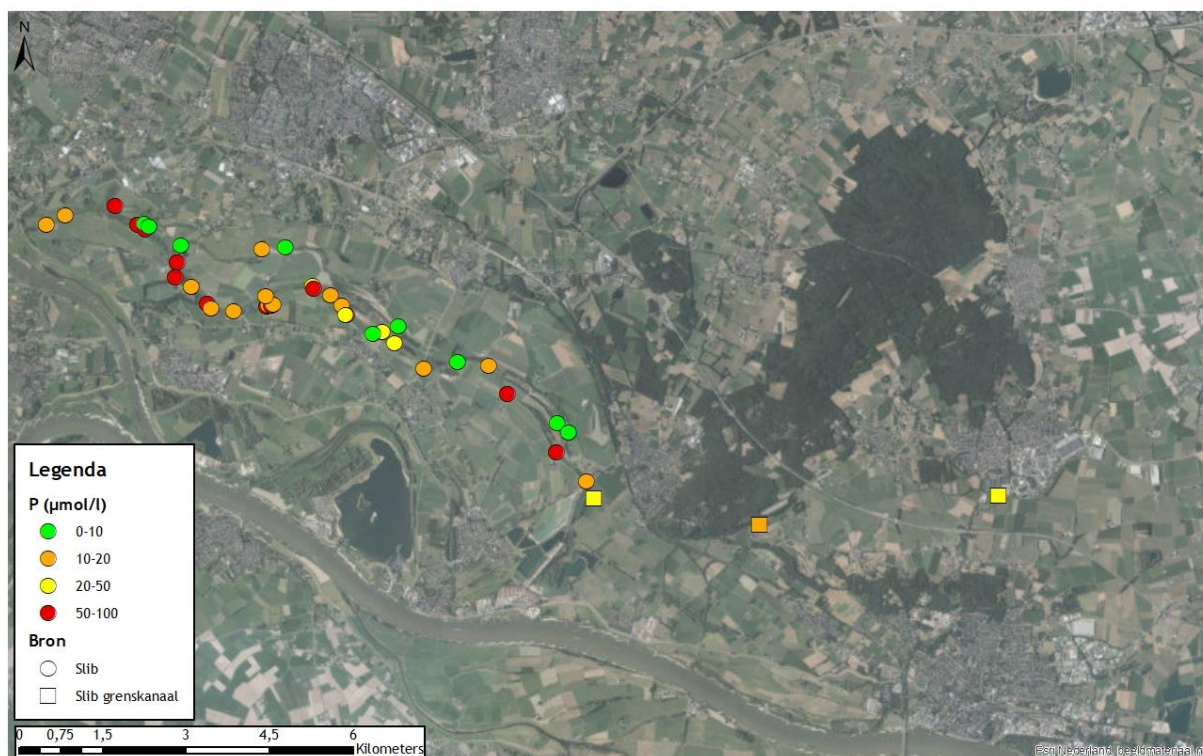
Figuur 7.2. Ruimtelijke weergaven van de slibdiktes (cm) op de monsterlocaties.

Poriewater Slib NH4



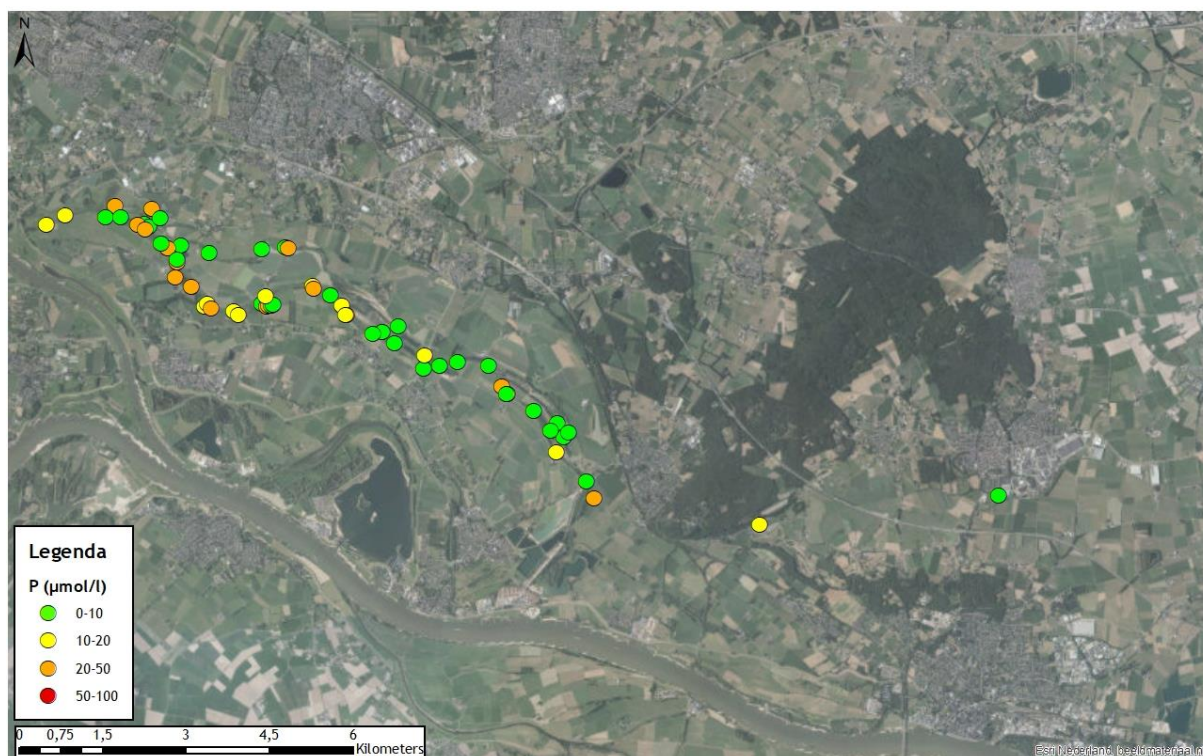
Figuur 7.3. Ruimtelijke weergave van de ammoniumconcentraties (µmol/l) op de monsterlocaties.

Poriewater Slib P



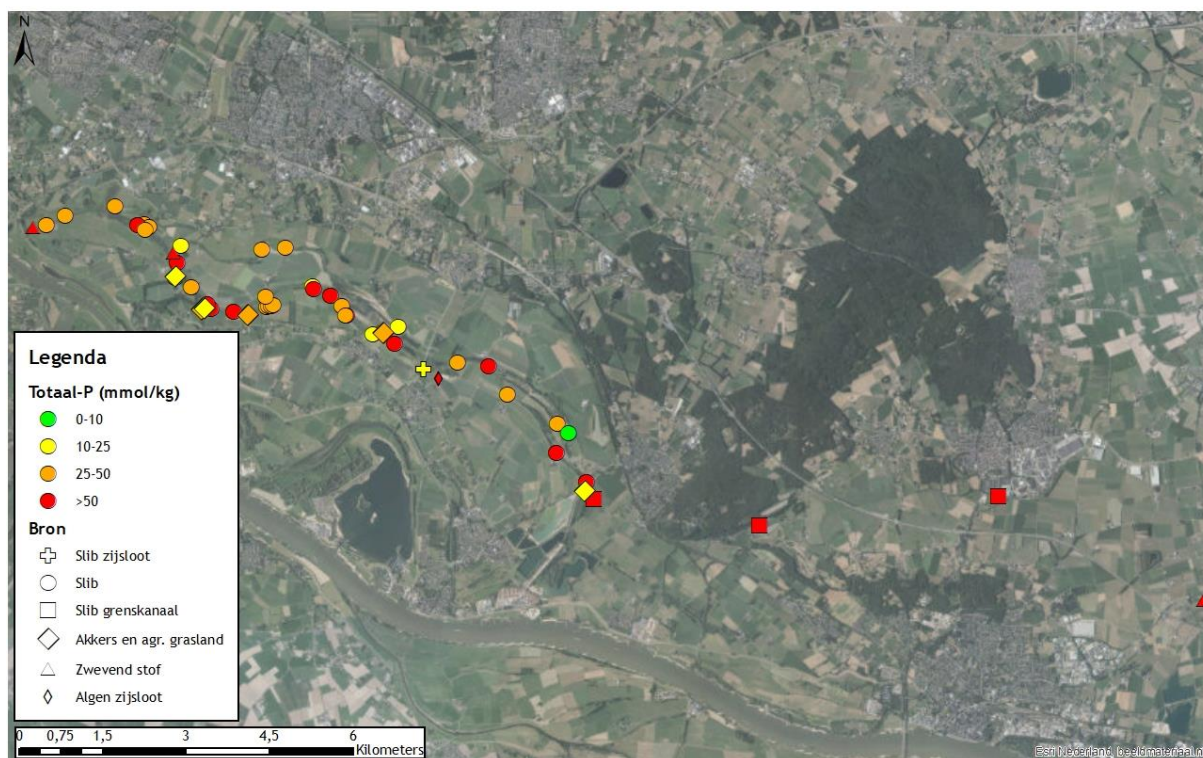
Figuur 7.4. Ruimtelijke weergave van de P-concentraties ($\mu\text{mol/l}$) in het poriewater van het slib op de monsterlocaties.

Poriewater sediment P



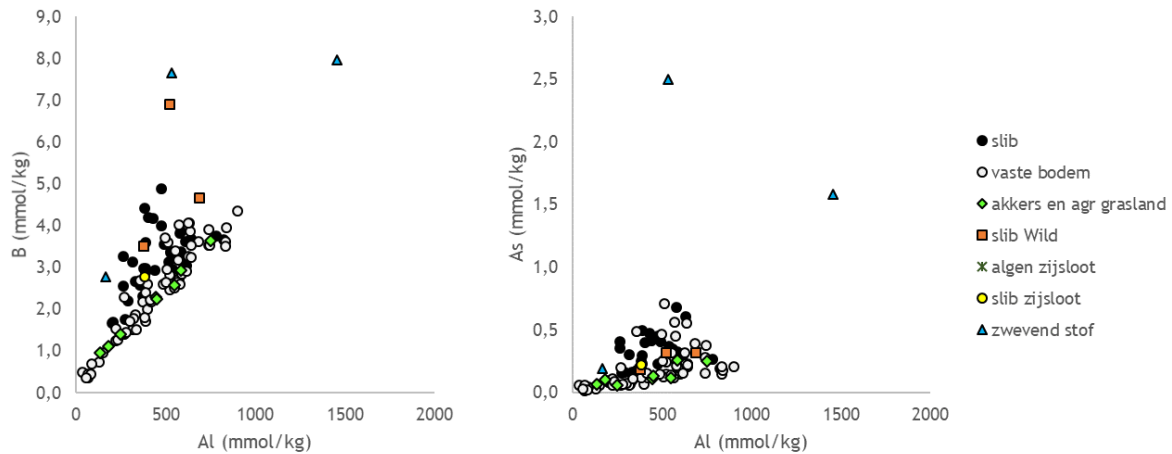
Figuur 7.5. Ruimtelijke weergave van de P-concentraties ($\mu\text{mol/l}$) in het poriewater van de vaste bodem (sediment) op de monsterlocaties.

Slib P

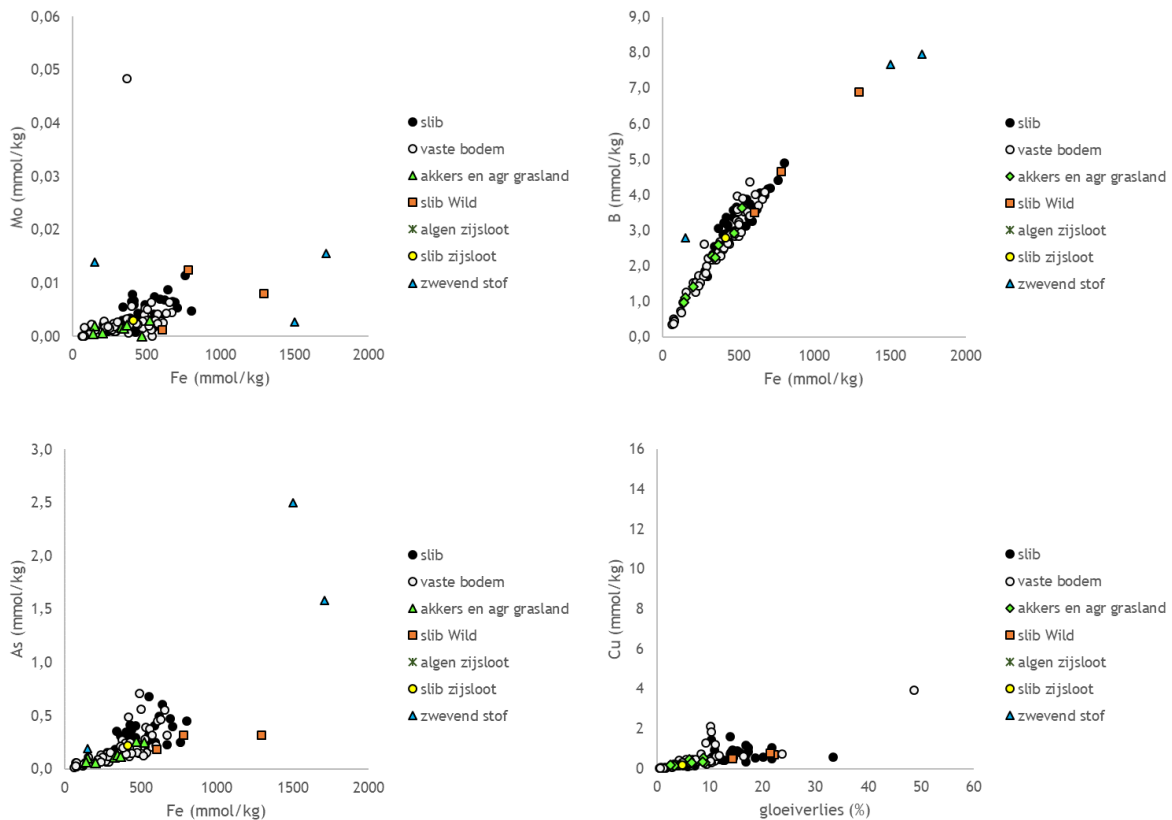


Figuur 7.6. Ruimtelijke weergave van de totaal P-gehalten (mmol/kg, o.b.v. HNO_3 -destructie) van het slib op de monsterlocaties.

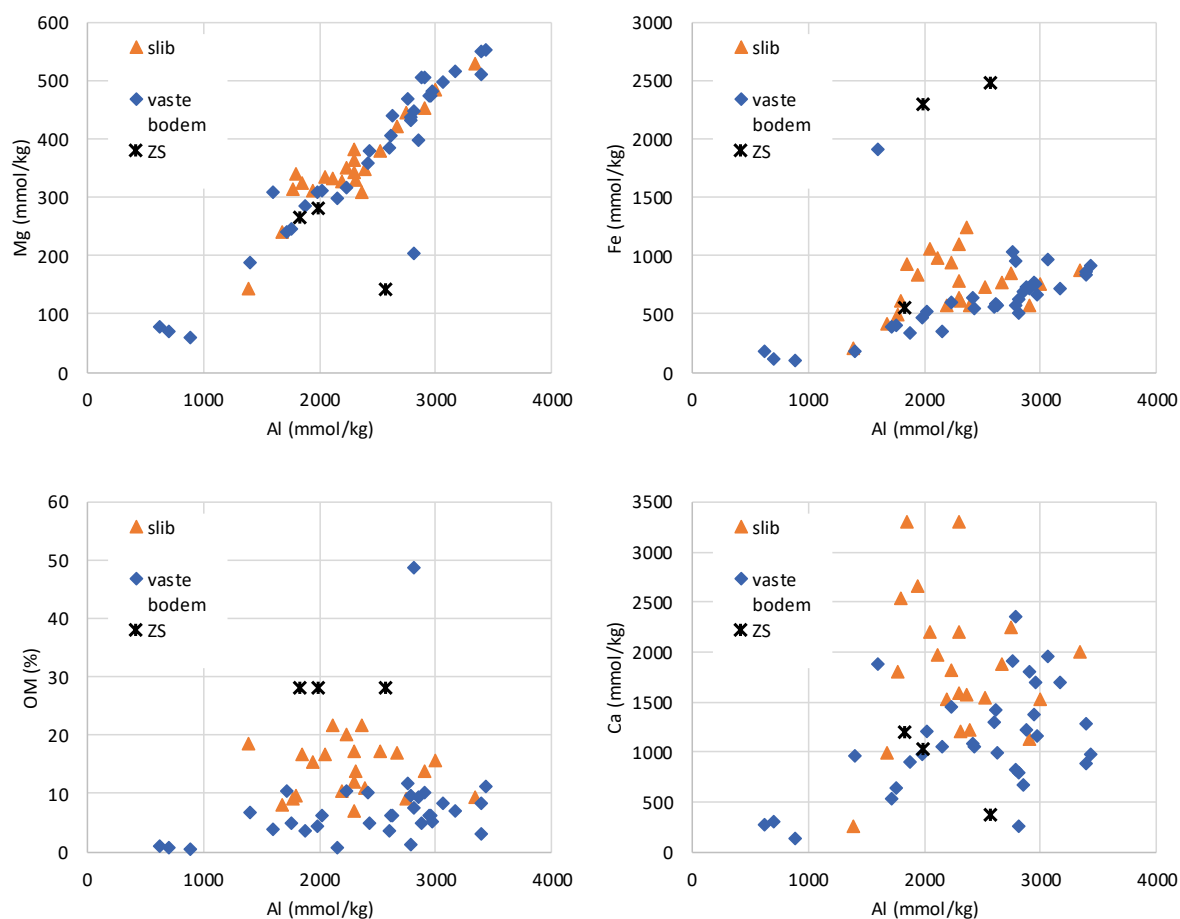
Bijlage 3. Figuren van diverse bodemchemische variabelen.



Figuur 7.7. Concentraties o.b.v. HNO_3 -destructie. Correlatie tussen B en Al (links) en tussen As en Al-concentraties (rechts) in het slib, vaste bodem, akkers/agrarisch grasland, slib uit Wild, algen zijsloot, slib uit zijsloot en zwevend stof (in mmol/kg).



Figuur 7.8. Concentraties o.b.v. HNO_3 -destructie. Correlatie tussen Mo, B en Fe (boven), tussen As en Fe (linksonder) en tussen Cu en gloeiverlies (rechtsonder) in het slib, vaste bodem, akkers/agrarisch grasland, slib uit Wild, algen zijsloot, slib uit zijsloot en zwevend stof (in mmol/kg).



Figuur 7.9. Concentraties o.b.v. HF-destructie. Correlatie tussen totaal-Mg- en totaal-Al-concentraties (linksboven); totaal-Fe en totaal-Al (rechtsboven) en tussen OM (%) en totaal-Al-concentraties (linksonder) en tussen totaal-Ca en totaal-Al-concentraties (rechtsonder) in het slib, vaste bodem en zwevend stof (in mmol/kg).

B
ware

www.b-ware.eu