

# Waterbodemonderzoek Paterswoldsemeer



Niets uit dit rapport mag worden gereproduceerd, opnieuw vastgelegd, vermenigvuldigd of uitgegeven door middel van druk, fotokopie, microfilm, langs elektronische of elektromagnetische weg of op welke andere wijze dan ook zonder schriftelijke toestemming van de auteurs.

*Titel rapport:*  
*Waterbodemonderzoek Paterswoldsemeer*

*Auteurs:*  
*Moni Poelen & Fons Smolders*

*Opdrachtgever:*  
*Arcadis Nederland B.V.*

*Rapportnummer:*  
*RP-18.221.19.22*

**Contactgegevens:**

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

*Contactpersoon:*  
Moni Poelen  
Tel: 024-2122203  
m.poelen@b-ware.eu  
www.b-ware.eu

© Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen, 2019.

# INHOUD

<b>1</b>	<b>Inleiding</b> .....	<b>5</b>
1.1	Aanleiding .....	5
1.2	Achtergrond biogeochemische processen in onderwaterbodems .....	5
<b>2</b>	<b>Methode</b> .....	<b>9</b>
2.1	Veldwerkzaamheden.....	9
2.2	Waterbodem- en poriewateranalyses .....	10
2.3	Elementenanalyse (ICP en auto-analysers) .....	10
<b>3</b>	<b>Resultaten</b> .....	<b>11</b>
3.1	Bodem .....	11
3.2	Poriewater .....	15
<b>4</b>	<b>Discussie en Conclusies</b> .....	<b>21</b>
<b>5</b>	<b>Literatuur</b> .....	<b>23</b>



# 1 INLEIDING

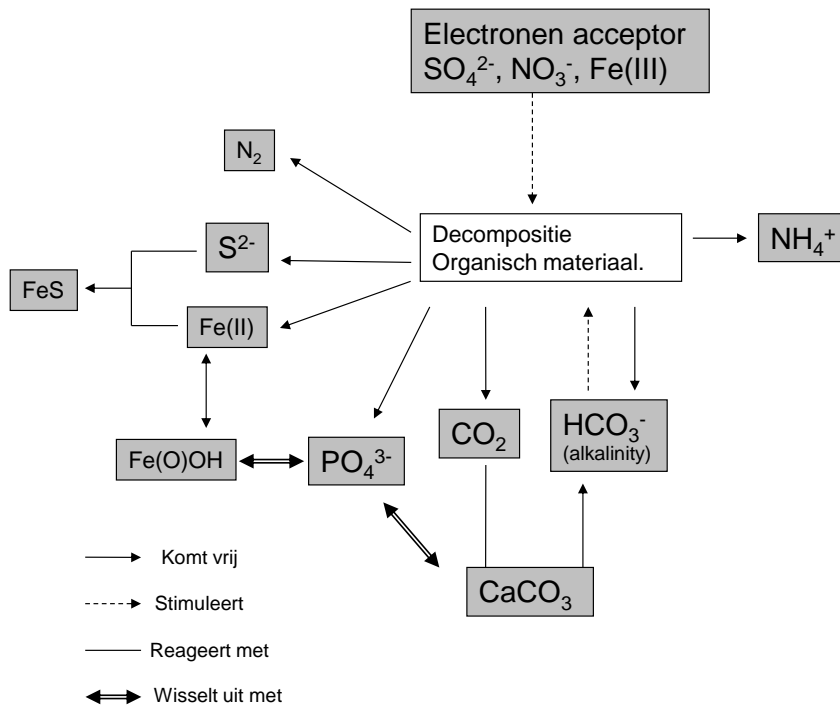
## 1.1 Aanleiding

Arcadis voert voor Waterschap Noorderzijlvest een Ecologische watersysteemanalyse uit, en werkt de KRW-maatregelen verder uit voor het Paterswoldsemeer. Onderdeel hiervan is het voorbereiden van de baggerswerkzaamheden en het aanleggen van moeraszones.

Onderzoekcentrum B-Ware werd gevraagd onderzoek te doen naar de kwaliteit van de sliblaag en de onderliggende vaste waterbodem voor een zestal locaties in het Paterwoldsemeer. De bedoeling is ook om inzichtelijk te maken of de waterbodem een grote bijdrage kan leveren aan de nutriëntenrijkdom van het oppervlaktewater.

## 1.2 Achtergrond biogeochemische processen in onderwaterbodems

Onderwaterbodems zijn permanent waterverzadigd en hierdoor overwegend zuurstofarm. In permanent anaërobe bodems fungeren in plaats van zuurstof andere elektronenacceptoren (zoals nitraat, driewaardig ijzer en sulfaat) als alternatieve elektronenacceptoren voor de afbraak van organisch materiaal (figuur 1). De beschikbaarheid van alternatieve elektronenacceptoren binnen een watersysteem zal dan ook in belangrijke mate bijdragen aan de afbraak van organisch materiaal in de anaërobe onderwaterbodem. Bij deze afbraak komen anorganisch koolstof (kooldioxide en bicarbonaat) en nutriënten vrij in de vorm van fosfaat en ammonium, en wordt ook stikstofgas, gereduceerd ijzer ( $\text{Fe}^{2+}$ ) of sulfide gevormd. Het vrij sulfide bindt aan ijzer dat aanwezig is in de onderwaterbodem, waardoor de mobiliteit van ijzer afneemt, en tevens de binding van fosfor aan ijzer(hydr)oxiden verminderd wordt (Lamers et al., 1998; Smolders et al., 2006). Naarmate een groter deel van het ijzer in de bodem gebonden is aan sulfide zal de ijzerconcentratie van het bodemwater dalen. Hierdoor zal er minder fosfaat gebonden kunnen worden in de bodem, met een stijging van de fosfaatconcentratie in het bodemwater van de onderwaterbodem als gevolg. (Smolders et al., 2006). In relatief ijzerarme bodems en/of extreem sulfaat belaste systemen kan er ook sulfide ophopen in de onderwaterbodem. Dit sulfide is giftig voor vele wortelende waterplanten (Lamers et al., 2013).



Figuur 1: Schematische weergave van de processen die betrokken zijn bij de anaerobe afbraak van organisch materiaal (naar van der Heide e.a. 2010).

Hoge ijzerconcentraties in het bodemwater gaan, zolang de waterlaag voldoende zuurstof bevat, de nalevering van fosfaat naar de waterlaag tegen. Dit heeft te maken met het feit dat relatief goed oplosbaar gereduceerd ijzer ( $\text{Fe}^{2+}$ ) in het geoxideerde toplaagje van het sediment wordt geoxideerd tot slecht oplosbaar  $\text{Fe}^{3+}$ . Dit  $\text{Fe}^{3+}$  kan in de bodem samen met fosfaat neerslaan als ijzerfosfaat of als slecht oplosbaar ijzer(III)(hydr)oxide waaraan fosfaat kan adsorberen (de “ijzerval”) (figuur 2). Zolang er dus voldoende gereduceerd ijzer in oplossing is in het bodemwater, en de waterlaag voldoende zuurstof bevat, zal de nalevering van fosfaat naar de waterlaag beperkt zijn. Wanneer door een toename van de sulfaatreductie, de ijzerconcentraties van het bodemwater dalen en/of de fosfaatconcentraties stijgen, kan er op een gegeven moment onvoldoende ijzer in het toplaagje voorhanden zijn om het fosfaat te binden. Hierdoor zal de nalevering van fosfaat naar de waterlaag toenemen (Smolders et al., 2001; Geurts et al., 2010, figuur 2).

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



Als vuistregel kunnen we hanteren dat bij een Fe/P ratio hoger dan 1 de bodem waarschijnlijk vooral fosfor zal naleveren wanneer de toplaag van de bodem anaëroob wordt. Onder anaërobe omstandigheden heeft de Fe/P ratio namelijk geen invloed meer op de nalevering, omdat de ijzerval dan niet meer werkt.

De mate waarin de belasting met sulfaat leidt tot eutrofiëring van het oppervlaktewater hangt sterk af van de verhouding tussen de ijzer- en de zwavelvoorraad (totaal-ijzer/totaal-zwavel ratio) van de bodem. Er kan met enige zekerheid gezegd worden dat onderwaterbodems met een totaal-Fe/totaal-S ratio hoger dan 1 worden gekenmerkt door een hoge Fe/P ratio van het bodemwater waardoor deze geen P naleveren zolang de waterlaag zuurstofhoudend is. Bodems met een totaal-Fe/totaal-S ratio lager dan 0,5 daarentegen zullen vrijwel altijd P naleveren. Waarschijnlijk hangt de variatie tussen gebieden af van de vorm waarin het zwavel voorkomt in de bodem; als organisch zwavel, FeS of FeS<sub>2</sub> (Smolders et al., 2013).

Bij de anaërobe afbraak van organisch materiaal in de onderwaterbodem komt ook ammonium vrij. Deels wordt dit gebonden aan het bodemadsorptiecomplex en deels is dit ammonium ook in opgeloste vorm in de onderwaterbodem aanwezig. Dit opgeloste ammonium kan vrij naar de waterlaag diffunderen waar het kan worden geoxideerd tot nitraat (nitrificatie). Het nitraat uit de waterlaag kan in de anaërobe onderwaterbodems weer worden gedenitrificeerd tot stikstofgas (N<sub>2</sub>) of lachgas (N<sub>2</sub>O) waarna het verdwijnt uit het systeem. Nitrificatie en denitrificatie zijn microbiële processen die in de winter langzaam verlopen. Dit is de reden waarom de concentraties ammonium en nitraat in de winter kunnen ophopen in de waterlaag, terwijl ze in de zomermaanden meestal erg laag zijn. Behalve deze microbiële processen speelt ook opname door diatomeeën, algen en waterplanten in het groeiseizoen een rol bij de lage stikstofconcentraties in de zomer. Wanneer de waterlaag anaëroob wordt kan er geen nitrificatie van ammonium meer plaatsvinden en kan ook in de zomer ammonium accumuleren in de waterlaag.



## 2 METHODE

### 2.1 Veldwerkzaamheden

In figuur 3 worden de zes locaties weergegeven waar op 11 februari 2019 monsters van de onderwaterbodem werden verzameld. Met behulp van een zuigerboor werden per locatie vijf sediment cores gestoken. Deze werden gescheiden in de sliblaag en de hieronder gelegen 'vaste' onderwaterbodem. Op locatie 16, 17 en 18 werd het ondiepe en diepe slib apart van elkaar verzameld. De submonsters werden gemengd en luchtdicht in een emmer afgesloten. Direct na monsternamen werden Rhizons in de emmers aangebracht. De teflon buitenkant van deze Rhizon's bevat poriën met een doorsnede van ongeveer 0,15 micrometer. De Rhizons werden via een slangetje verbonden met een injectiespuit, waarmee onderdruk kan worden aangebracht. Hiermee werd poriewater uit de bodems gezogen. De bodems en het poriewater werden daarna bij 4°C bewaard voor verdere analyse.



Figuur 3: locaties waar monsters werden verzameld van de sliblaag en de vaste onderwaterbodem.

## 2.2 Waterbodem- en poriewateranalyses

### Poriewater:

De pH werd gemeten met een standaard Ag/AgCl<sub>2</sub> elektrode verbonden met een radiometer (Copenhagen, type TIM840). De hoeveelheid opgelost anorganisch koolstof (TIC: CO<sub>2</sub> en HCO<sub>3</sub>) werd bepaald met behulp van infrarood gas analyse (ABB Advance Optima IRGA). De alkaliniteit werd bepaald door een deel van het monster te titreren met 0,01 mol l<sup>-1</sup> zoutzuur tot pH 4,2. De toegevoegde hoeveelheid equivalenten zuur per liter is hierbij de alkaliniteit. De EGV werd bepaald met een HACH EGV-probe verbonden met een HQD-meter. Een deel van het bodemvocht werd gefixeerd met een 4% HCl-oplossing. 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.

### Waterbodem:

Een bekend volume van de sedimentmonsters werd gedroogd waarna het vochtgehalte en het massa volume (kilogram droge stof per liter bodemvolume) wordt berekend. Van het gedroogde monster werd een deel verast/uitgegloeid (gedurende 5 uur bij 550 °C). Uit de afname van de massa tijdens verassen (gloeiverlies) werd het organisch stofgehalte berekend.

Van het gedroogde monster werd een deel ontsloten met geconcentreerd salpeterzuur en waterstofperoxide in een gesloten destructiemagnetron. Hierbij wordt de verweerbare fractie aan elementen van een bodem vrijgemaakt. Het destruaat werd doorverdund waarna de concentraties fosfor (P), calcium (Ca), magnesium (Mg), kalium (K), ijzer (Fe), mangaan (Mn), zwavel (S), silicium (Si) en aluminium (Al) werden bepaald met een ICP.

## 2.3 Elementenanalyse (ICP en auto-analysers)

De concentraties calcium (Ca), magnesium (Mg), aluminium (Al), ijzer (Fe), mangaan (Mn), fosfor (P), zwavel (S; als maat voor sulfaat), silicium (Si) en zink (Zn) werden bepaald met behulp van een Inductively Coupled Plasma Spectrofotometer (ICP-OES, ICAP 6300, Thermo Fisher Scientific of, ARCOS MV, Spectro). De concentraties nitraat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) en fosfaat (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) werden colorimetrisch bepaald met een Seal auto-analyser III met behulp van resp. salicylaatreagens, hydrazinesulfaat en ammoniummolybdaat/ascorbinezuur. Chloride (Cl<sup>-</sup>) werd colorimetrisch bepaald met een Bran+Luebbe auto-analyser III systeem met behulp van mercuritiocyanide. Natrium (Na<sup>+</sup>) en kalium (K<sup>+</sup>) werden vlamfotometrisch bepaald met een Sherwood Model 420 Flame Photometer.

### 3 RESULTATEN

#### 3.1 Bodem

De vaste waterbodem van het Paterswoldsemeer bestaat op de drie noordelijkste locaties (19, 20 en 21) uit zand met een deel veraard veen. Aan de zuidkant van het meer (locatie 16, 17 en 18) werd voornamelijk veen in combinatie met klei aangetroffen. De zuidkant van het meer is ondieper en er werd minder slib aangetroffen. Wel werd er op locatie 16 en 18 onder de sliblaag een verweekte zachte waterbodem (10-15 cm dik) aangetroffen met daaronder de hardere waterbodem (tabel 1 en figuur 4).

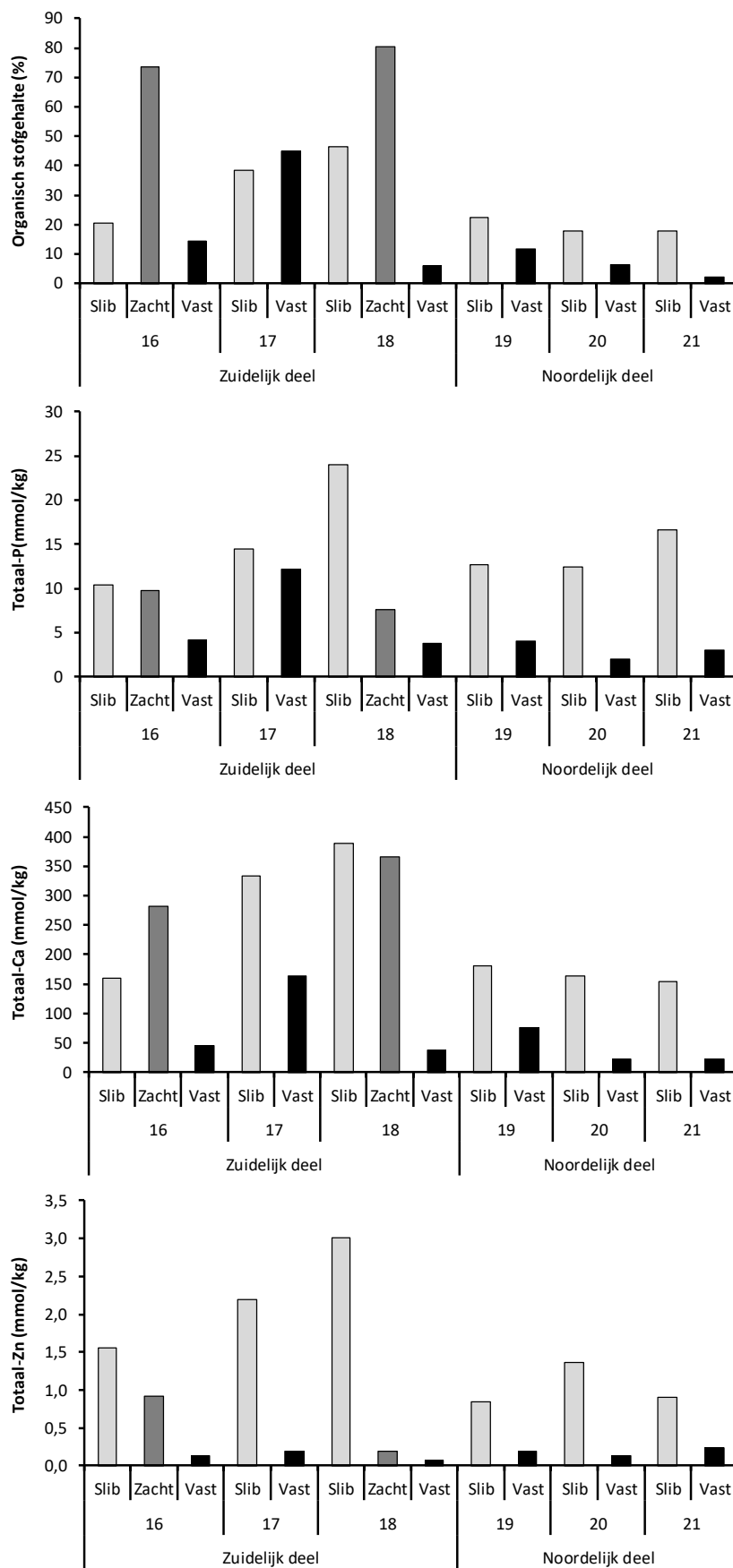
Tabel 1 en figuur 4: Slibdikte per locatie (links) en het verschil tussen slib en de verweekte bodemlaag eronder (rechts) op locatie 18.

Locatie	Slibdikte (cm)
16	15
17	10
18	15
19	60
20	40
21	20-30



Het verschil tussen het zuidelijke en noordelijke deel van de plas komt ook tot uiting in het organisch stof gehalte van de waterbodems; in het zuidelijke deel (locaties 16,17 en 18) werden veel hogere organische stofgehalten gemeten dan in het noordelijke deel (locatie 19, 20 en 21) (zie figuur 5; tabel 2). Hierbij valt op dat in het zuidelijke deel de weke venige waterbodems van de locaties 16 en 18 (10-15 cm dikke laagjes boven de vast waterbodem) een zeer hoog organisch stofgehalte hebben van respectievelijk 74 en 81 %. Het gaat hier vrijwel zeker om oud, weinig gemineraliseerd maar wel verweekt veen, dat na de vervening is achtergebleven of elders is geërodeerd en hier is afgezet. Onder deze verweekte bodemlaag ligt een ‘vaste’ en meer kleiige waterbodem met een organisch stofgehalte van respectievelijk 14 en 8%. Op locatie 17 ontbreekt de weke veenlaag en bestaat de vaste onderwaterbodem uit een stevige veen/kleibodem met een organisch stofgehalte van 45%. De sliblaag op deze locatie is 10-15 cm dik en heeft een organisch stofgehalte van 20-45 %. De sliblaag is net is net als de hier onderliggende (weke) bodemlaag rijk aan calcium en fosfor. Op locatie 18 heeft de sliblaag een zeer hoog P gehalte van 25 mmol/kg. De slibbodems zijn ook rijker aan zink dan de onderliggende bodems. Naarmate de slibbodem rijker is aan P bevat deze ook meer zink. Locatie 18 waar de hoogste gehalten aan P en Zn worden gemeten ligt het dichtste bij de oever. De verhoogde Zn concentraties kunnen duiden op vervuiling van het slib als gevolg van de aanvoer van zinkrijke slibdeeltjes van buiten.

Voor de bodems uit het noordelijk deelgebied (locaties 19, 20 en 21) zien we dat de vaste onderwaterbodem gekenmerkt wordt door veel lager organisch stofgehalten van respectievelijk 12, 7 en 2 %). Het gaat hier om zandige bodems met restjes veraard veen. Op deze bodems ligt een sliblaag die in dikte varieert van 30 tot 60 cm. Deze sliblaag is wat rijker aan organisch materiaal (17 a 22 %) en is net als de sliblaag in het zuidelijk deelgebied rijker aan Zn, Ca en P dan de onderliggende vaste bodem.



Figuur 5 : De hoeveelheid organisch materiaal, totaal-P, totaal calcium en totaal zink in de waterbodem op de verschillende diepten.

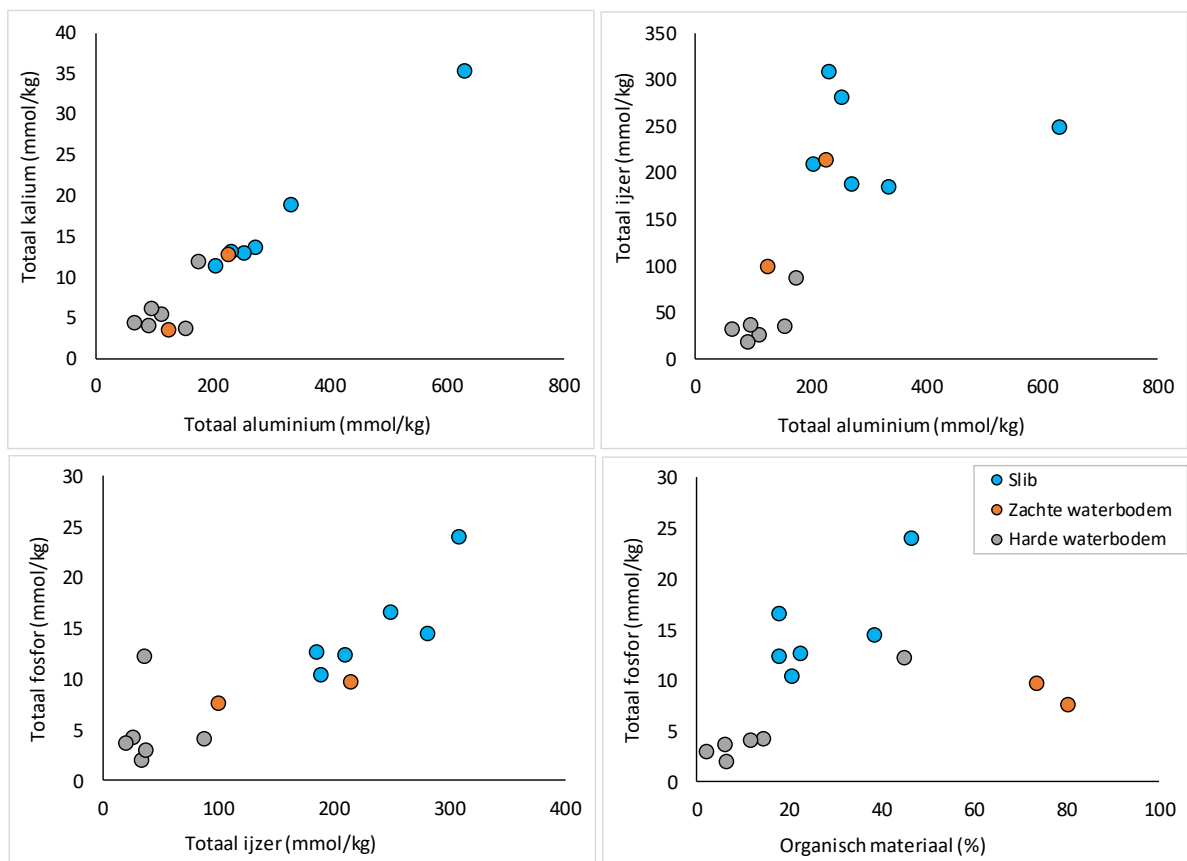
Tabel 2: Gemeten parameters in de verschillende dieptelagen van de waterbodem.

Locatie	Diepte <i>cm</i>	Bodemtype	Organisch	Vocht-	Bulk	Totaal	Totaal	Totaal	Totaal	Totaal
			stof	gehalte	density	Al	Ca	Cl	Fe	K
			%	%	kg/l	<i>mmol/kg</i>				
16	0-15	Kleilig slib	20,7	69,8	0,35	272	161	50	188	13,7
16	15-30	Zachte bodem: Veraard veen / klei / zand	73,7	83,6	0,17	227	282	107	215	12,9
16	30-45	Harde bodem: veraard veen / klei	14,3	45,6	0,77	111	46	41	26	5,6
17	0-10	Slib	38,5	83,8	0,17	254	333	91	281	13,0
17	10-20	Harde bodem: Veraard veen / klei	45,1	70,4	0,32	154	163	79	36	3,8
18	0-15	Slib	46,6	84,2	0,16	231	388	100	309	13,1
18	15-25	Zachte bodem, veen / beetje klei	80,3	86,1	0,13	125	367	159	100	3,5
18	25-35	Harde bodem: zandig veen / klei	6,1	29,2	1,11	90	38	45	19	4,2
19	0-15	Slib	22,6	79,6	0,22	334	180	69	184	19,0
19	60-70	Veraard veen / zand	11,7	59,0	0,51	175	76	45	87	12,0
20	0-15	Slib	18,0	69,4	0,36	204	163	47	209	11,6
20	40-50	Zand + beetje veraard veen	6,6	41,5	0,86	65	23	36	33	4,5
21	0-15	Slib	17,9	70,1	0,35	631	155	45	249	35,5
21	25-35	Zand	2,2	28,5	1,23	95	22	35	37	6,2

Locatie	Diepte <i>cm</i>	Bodemtype	Totaal	Totaal	Totaal	Totaal	Totaal	Totaal	Totaal	Fe/S
			Mg	Mn	Na	P	S	Si	Zn	<i>mol/mol</i>
			<i>mmol/kg</i>							
16	0-15	Kleilig slib	68,4	4,6	6,1	10,4	123	20,1	1,6	1,5
16	15-30	Zachte bodem: Veraard veen / klei / zand	75,5	6,2	9,3	9,8	195	19,6	0,9	1,1
16	30-45	Harde bodem: veraard veen / klei	18,2	0,8	3,1	4,2	10	18,6	0,1	2,7
17	0-10	Slib	56,4	6,9	10,4	14,5	389	19,6	2,2	0,7
17	10-20	Harde bodem: Veraard veen / klei	21,6	2,4	5,6	12,2	40	20,3	0,2	0,9
18	0-15	Slib	66,2	10,5	12,3	24,0	282	17,7	3,0	1,1
18	15-25	Zachte bodem, veen / beetje klei	56,8	4,1	11,0	7,7	60	11,9	0,2	1,7
18	25-35	Harde bodem: zandig veen / klei	8,2	0,4	1,8	3,7	4	18,3	0,1	4,6
19	0-15	Slib	65,7	4,1	9,8	12,7	247	19,2	0,8	0,7
19	60-70	Veraard veen / zand	32,4	0,7	4,1	4,1	154	20,9	0,2	0,6
20	0-15	Slib	38,4	5,0	6,4	12,4	199	21,7	1,4	1,0
20	40-50	Zand + beetje veraard veen	10,4	0,5	2,5	2,0	38	15,4	0,1	0,9
21	0-15	Slib	90,3	5,3	9,3	16,6	163	26,4	0,9	1,5
21	25-35	Zand	13,5	0,6	2,5	3,0	18	14,9	0,2	2,0

In zowel de monsters van de sliblaag als de monsters uit de vaste onderwaterbodems is de totaal-aluminiumconcentratie (tot-Al) van de bodems gecorreleerd met de totaal-kaliumconcentratie (tot-K) (figuur 6). In lutum en leem(silt)deeltjes komen aluminium en kalium in een vaste verhouding voor. Uit eerder onderzoek (database onderzoekcentrum B-WARE) is gebleken dat de concentraties van deze elementen in de destructieanalyse dan ook een goede maat zijn voor de concentratie (verweerbare) lutum(leem)deeltjes in de onderwaterbodems. Verder is ook de totaal-ijzer (tot-Fe) concentratie van de bodem gecorreleerd met de tot-Al concentratie. Dit betekent dat de ijzerrijkdom van de bodems samenhangt met de concentratie fijne bodemdeeltjes (silt en/of lutum). Er bestaat ook een correlatie tussen het totaal-Fe en totaal P gehalte van de bodems. Dat wil zeggen dat het fosfor in de bodem waarschijnlijk voor een groot deel aan ijzer(hydr)oxides gebonden is. Voor organisch stof en P werd een minder sterke correlatie gevonden.



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

### 3.2 Poriewater

Tabel 3: diverse gemeten parameters van het poriewater

Locatie	Diepte cm	Bodemtype	pH	EGV	HCO <sub>3</sub>	CO <sub>2</sub>	Al	Ca	Cl	Fe	K	Mg
				μS/cm	μmol/l							
16	0-15	Kleiig slib	6,9	404	2793	759	1,4	1024	939	129	113	273
16	15-30	Zachte bodem: Veraard veen / klei / zand	6,7	353	2081	955	1,4	771	857	90	105	252
16	30-45	Harde bodem: veraard veen / klei	6,7	243	1048	486	5,0	318	923	28	84	161
17	0-10	Slib	6,8	333	1888	706	1,4	761	948	35	89	196
17	10-20	Harde bodem: Veraard veen / klei	6,5	265	1282	1096	5,8	437	874	17	80	141
18	0-15	Slib	6,9	344	1810	555	0,8	844	948	41	95	238
18	15-25	Zachte bodem: veen / beetje klei	6,9	279	992	291	1,5	546	867	5	73	205
18	25-35	Harde bodem: zandig veen / klei	7,2	263	816	131	7,5	393	860	5	69	245
19	0-15	Slib	6,8	372	1859	669	0,7	926	1046	60	113	247
19	60-70	Veraard veen / zand	6,4	829	6512	5698	2,1	2556	812	204	134	785
20	0-15	Slib	6,9	417	2556	741	0,8	1066	1018	77	109	246
20	40-50	Zand + beetje veraard veen	6,8	529	3537	1314	3,8	1117	1043	181	138	431
21	0-15	Slib	6,8	431	2719	1053	1,4	1127	998	128	106	287
21	25-35	Zand	6,7	460	2915	1408	1,7	1112	1032	167	118	335

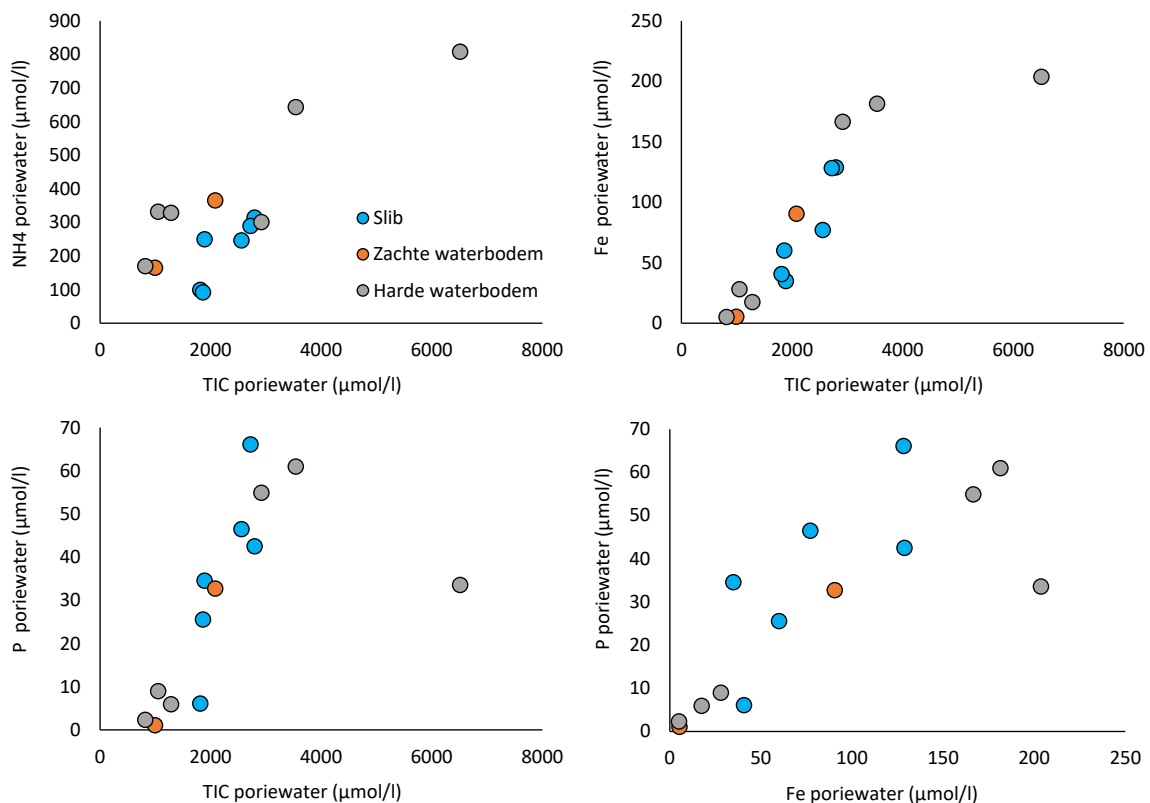
Locatie	Diepte cm	Bodemtype	Mn	Na	NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>	P	S	Si	Zn	Fe/P
			μmol/l								
16	0-15	Kleiig slib	16,5	917	2,3	315	42,5	62,7	621	7,1	3,0
16	15-30	Zachte bodem: Veraard veen / klei / zand	11,5	879	1,3	365	32,7	25,4	739	1,8	2,8
16	30-45	Harde bodem: veraard veen / klei	3,2	786	1,8	332	9,0	37,2	565	1,3	3,1
17	0-10	Slib	8,5	895	0,8	250	34,6	31,3	338	5,5	1,0
17	10-20	Harde bodem: Veraard veen / klei	3,4	813	1,1	329	6,0	54,4	282	3,6	2,9
18	0-15	Slib	9,7	914	1,5	99	6,1	109,4	203	6,3	6,7
18	15-25	Zachte bodem: veen / beetje klei	3,2	790	2,5	165	1,1	42,7	207	1,4	5,0
18	25-35	Harde bodem: zandig veen / klei	2,1	734	3,0	170	2,3	43,7	177	9,9	2,2
19	0-15	Slib	12,8	1017	2,4	92	25,6	156,6	239	0,4	2,3
19	60-70	Veraard veen / zand	11,2	1121	2,0	808	33,6	67,1	483	4,0	6,1
20	0-15	Slib	16,0	1039	2,3	247	46,5	63,1	395	1,9	1,7
20	40-50	Zand + beetje veraard veen	17,3	1630	2,5	643	61,0	94,4	583	0,8	3,0
21	0-15	Slib	19,1	1034	1,7	289	66,1	60,3	462	0,9	1,9
21	25-35	Zand	16,3	1243	1,9	301	54,9	87,9	427	1,3	3,0

In anaërobe onderwaterbodems wordt, door gebrek aan zuurstof, driewaardig ijzer (Fe(III)) en sulfaat gebruikt als alternatieve electronenacceptor voor de afbraak van organisch materiaal. Bij afbraak van organisch materiaal komt anorganische koolstof (kooldioxide plus bicarbonaat ook wel TIC (Total Inorganic Carbon) genoemd) en ammonium vrij in het poriewater. Omdat bij de afbraak van organisch materiaal anorganisch koolstof en ammonium in een min of meer vaste verhouding vrijkomen, zijn de TIC en ammoniumconcentratie van het poriewater meestal met elkaar gecorreleerd. Dit is ook het geval voor de bodems uit het Paterswoldsemeer (figuur 7). De hoogste concentratie ammonium werd gemeten op locatie 19 en 20 (respectievelijk 808 en 643 μmol/l ammonium). Voor de waterbodem van de overige locaties geldt dat zowel de TIC als de ammoniumconcentraties niet heel hoog zijn in het Paterswoldsemeer.

Bij deze afbraak komt tevens fosfaat vrij maar fosfaat komt ook vrij bij de reductie van de driewaardige ijzer(hydr)oxides waaraan fosfaat gebonden is. We zien dat voor het Paterswoldsemeer de fosforconcentratie in het poriewater is gecorreleerd met zowel de TIC als de ijzerconcentratie. Naarmate er meer reactief organisch materiaal wordt afgebroken en hierdoor ijzer gereduceerd is er dus meer fosfor in het poriewater aanwezig.

Het is belangrijk om te realiseren dat niet alle organisch materiaal gemakkelijk wordt afgebroken onder anaerobe omstandigheden. Het is met name het reactief (labiel) organische materiaal dat wordt afgebroken. De veenbodems die lokaal aanwezig zijn in het Paterwoldsemeer bestaan slechts voor een klein deel uit reactief organisch materiaal dat onder anaerobe omstandigheden afbreekt. Er is dan ook geen verband tussen het organisch stofgehalte of de totaal-P concentratie van de bodem en de beschikbaarheid van fosfor en ammonium in het poriewater van de bodems. Het zijn met name deze laatste parameters die bepalend zijn voor de mate waarin een onderwaterbodembodem bijdraagt aan een eventuele eutrofiering van de waterlaag.

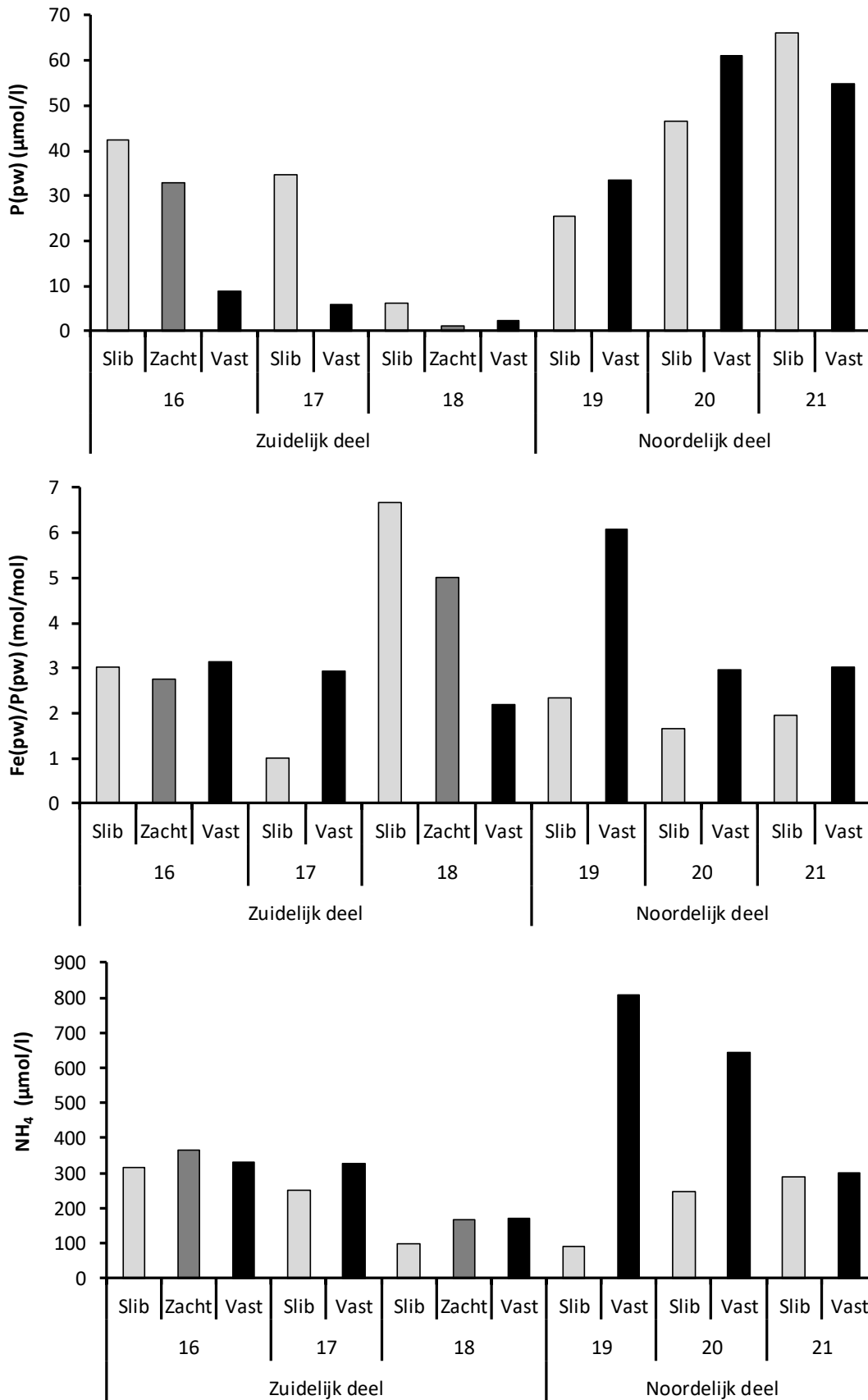
In de onderwaterbodems kan ook sulfaat worden gereduceerd. Hierbij wordt sulfaat als alternatieve electronenacceptor gebruikt en wordt sulfide gevormd. Sulfide slaat met gereduceerd ijzer neer waarbij ijzer sulfide (FeS) wordt gevormd. Hierdoor blijft sulfide niet in oplossing zolang er veel gereduceerd ijzer in het poriewater aanwezig is. In het Paterwoldsemeer is ijzerreductie zeer waarschijnlijk nog steeds het dominante proces dat de afbraak reactie organisch materiaal bepaald. Dit blijkt uit het feit dat er ijzer in oplossing is in het poriewater en uit de hierboven genoemde correlatie tussen de ijzer- en de fosforconcentratie van het poriewater.



Figuur 7: Correlaties tussen chemische parameters in het poriewater van de verschillende bodemlagen op de zes bemonsterde locaties.



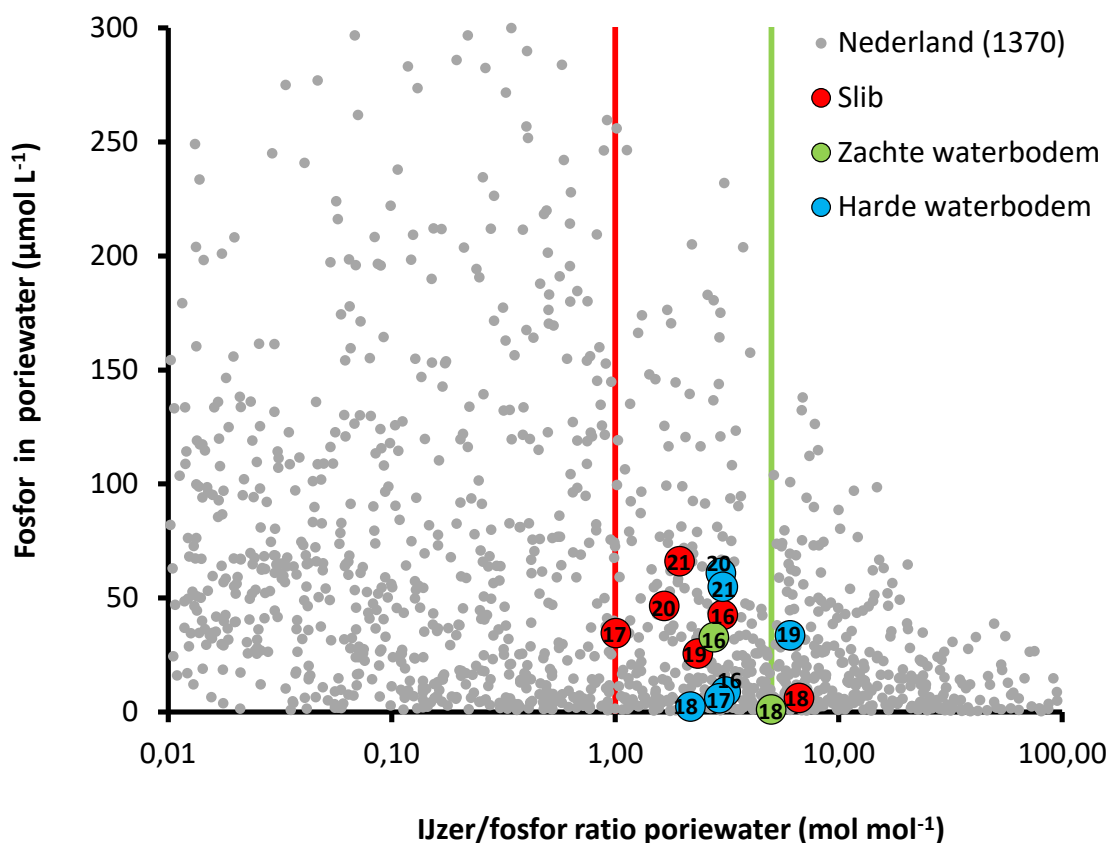
Figuur 8 laat zien dat de vaste waterbodem van de drie noordelijkste meetpunten relatief veel P in het poriewater hebben en dat voor de zuidelijke meetpunten weinig P wordt gemeten in de vaste waterbodem. Op locatie 18 worden lage fosfor- en ammoniumconcentraties gemeten in alle bodemlagen. Voor het zuidelijke deel (locaties 16, 17 en 18) kan door het verwijderen van de sliblaag (inclusief de dunne weke veenlaag) de P concentratie in het poriewater fors worden verlaagd. Voor het noordelijke deel (locaties 19, 20, en 21) is dit niet het geval en lijken de P concentraties juist iets toe te nemen. Voor het noordelijke deel zijn de ammoniumconcentraties voor de vaste waterbodems zelfs veel hoger dan in de sliblaag.



Figuur 8: Diverse parameters van het poriewater op verschillende diepten van de waterbodem

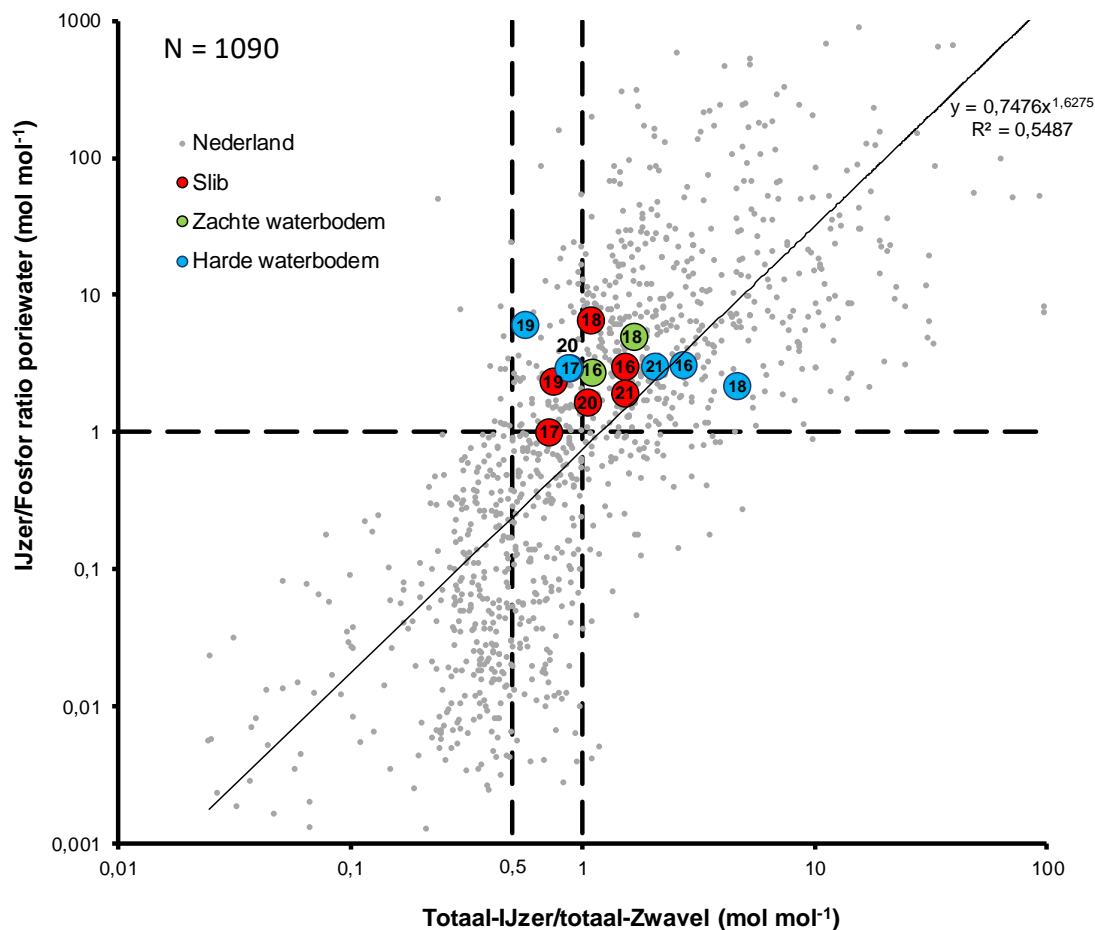
Naarmate de P concentratie van het poriewater hoger is kunnen bodems meer P naleveren naar de waterlaag. De nalevering van fosfaat wordt echter niet alleen bepaald door de concentratie fosfor in het poriewater maar ook door de ratio tussen ijzer en fosfor in het poriewater. Dit komt omdat in het oxidatieve toplaagje tussen water en sediment het opgeloste gereduceerde ijzer weer wordt geoxideerd waardoor fosfaat wordt gebonden aan de ijzer(hydr)oxides en/of ijzer en fosfaat gezamenlijk neerslaan als  $\text{FePO}_4$  in de toplaag. Als gevolg hiervan wordt de nalevering van P naar de waterlaag beperkt zolang de Fe/P ratio in het bodemvocht voldoende hoog is ( $>>1$ ) en zolang de waterlaag aerob (zuurstofhoudend) is. Smolders e.a. (2001) vonden een toename van de nalevering van P naar de waterlaag bij een Fe/P ratio lager dan 5 (de groene lijn in figuur 9). De nalevering van P naar de waterlaag blijkt echter zeer sterk toe te nemen wanneer de Fe/P ratio in het bodemvocht lager wordt dan 1 (Smolders e.a., 2001; Geurts e.a. 2010).

We zien in figuur 9 en 10 dat de vaste waterbodems, met uitzondering van locatie 18, worden gekenmerkt door gunstigere (hogere) Fe/P ratio's in het poriewater dan de slibbodems. In het algemeen is ook de P-concentratie in het poriewater van de slibbodems (duidelijk) hoger (locaties 16, 17, 18 en 21) dan wel (iets) lager (locaties 19 en 20) dan in het poriewater van de vaste onderwaterbodems (zie figuur x).



Figuur 9: Fosforconcentratie van het poriewater uitgezet tegen de IJzer/fosfor ratio van het poriewater voor een groot aantal onderwaterbodems uit Nederland. De van het Paterswoldsemeer worden in rood, groen en blauw weergegeven.

De Fe:P ratio van het sediment poriewater wordt mede bepaald door de ijzerrijkdom en de zwavelrijkdom van het systeem. De reductie van sulfaat naar sulfide in het anaerobe deel van de onderwaterbodem leidt tot de vastlegging van ijzer in de vorm van  $\text{FeS}_x$  (ijzersulfide, waaronder pyriet). Het als ijzersulfide vastgelegde ijzer is slecht oplosbaar waardoor de ijzerconcentratie van het poriewater laag wordt. Bovendien is het aan sulfide gebonden ijzer ook slecht in staat om fosfaat te binden waardoor de P-beschikbaarheid toeneemt. De mate waarin de belasting met sulfaat leidt tot eutrofiëring van het oppervlaktewater hangt dus sterk af van de verhouding tussen de ijzer- en de zwavelvoorraad (totaal-ijzer/totaal-zwavel ratio) van de bodem. Er kan met enige zekerheid gezegd worden dat onderwaterbodems met een totaal-Fe/totaal-S ratio hoger dan 1 worden gekenmerkt door een hoge Fe/P ratio van het bodemwater (figuur 10) waardoor deze weinig P naleveren zolang de waterlaag zuurstofhoudend is. Bodems met een totaal-Fe/totaal-S ratio lager dan 0,5 daarentegen zullen vrijwel altijd P naleveren. Waarschijnlijk hangt de variatie die in figuur 10 zichtbaar is af van de vorm waarin het zwavel voorkomt in de bodem; als organisch zwavel, FeS of  $\text{FeS}_2$ . Voor het Paterswoldsemeer geldt dat de Fe/S ratio nergens lager is dan 0,5, en de Fe/P ratio komt ook niet onder de benedengrens van 1 mol/mol (op locatie 17 heeft het slib een Fe/P ratio van precies 1). Voor alle locaties, behalve 18, geldt wel dat de vaste waterbodem (iets) gunstigere tot-Fe/tot-S ratio's en poriewater Fe/P ratio's laat zien dan de sliblaag.



Figuur 10: De Fe/S ratio (totaal) van de waterbodem uitgezet tegen de IJzer/fosfor ratio van het poriewater voor een groot aantal onderwaterbodems uit Nederland. De locaties van het Paterswoldsemeer worden in rood, groen en blauw weergegeven.

## 4 DISCUSSIE EN CONCLUSIES

Voor de interpretatie en doorvertaling van de data naar mogelijke maatregelen is het belangrijk om te realiseren dat de bodems zijn verzameld in de maand februari. Dit kan tot een onderschatting leiden van de fosfor- en ammoniumconcentraties in het poriewater. De afbraak van reactief organisch materiaal is een microbiële proces en is sterk temperatuursafhankelijk. Ook is in het groeiseizoen de beschikbaarheid van reactief organisch materiaal (dode algen en detritus van plantenresten, etc.) hoger. Daarnaast hebben we maar een zeer beperkt aantal locaties onderzocht, en mag er niet zonder meer geëxtrapoleerd worden naar de gehele plas.

Op de drie meetlocaties in het zuidelijke deel werd een sliblaag 10-15 cm aangetroffen. Op de locaties 16 en 18 werd onder de sliblaag ook nog een 10-15 cm dikke verweekte veenlaag aangetroffen. Waarschijnlijk gaat het hier om geërodeerd (nog min of meer intact) veen dat hier is afgezet of om de restanten van een afgezette veenlaag. Voor de zuidelijke locaties geldt dat door het verwijderen van de sliblaag en de dunne verweekte veenlaag er een waterbodemploeg ontstaat die armer is aan totaal-P en met veel lagere concentraties fosfor in het poriewater. In principe zou voor deze locaties baggeren dus een positief effect kunnen hebben op de waterkwaliteit (minder P nalevering) en tevens een voedselarmere bodem opleveren.

Op de drie meetlocaties in het noordelijke deel werd een sliblaag van 25 tot 60 cm aangetroffen. Voor deze locaties zal het verwijderen van de sliblaag leiden tot een onderwaterbodemploeg met een lager totaal-P concentratie. Ook de ijzer/fosfor ratio van het poriewater wordt hoger, dit is gunstig, maar de fosforconcentratie van het poriewater lijkt voor twee van de drie locaties toe te nemen en de ammoniumconcentratie neemt zelfs fors toe voor twee van de drie locaties. Voor deze locaties zal baggeren waarschijnlijk een gering effect hebben op de waterkwaliteit (nalevering van P). Er kan zelfs niet uitgesloten worden dat de nalevering van P en N uit de bodem toeneemt. Verder zal baggeren hier niet leiden tot een voedselarmere onderwaterbodemploeg (met lagere beschikbaarheid van P en N), maar eerder tot een meer voedselrijke bodemploeg.

Het meeste slib werd aangetroffen in het noordelijke deel waar maximaal 60 cm slib werd aangetroffen. Baggeren voor waterkwaliteit heeft alleen zin wanneer de externe P-belasting is aangepakt. Het is dan ook belangrijk om hierop in te zetten alvorens te gaan baggeren. Wanneer als gevolg van baggeren het water helderder wordt omdat er minder bodemdeeltjes opwervelen neemt de kans op (blauw)algenbloei sterk toe wanneer het water nog te veel fosfaat bevat. Helder water is niet altijd een zegen. Wanneer we op grond van de 'baggernutformule' (Poelen e.a., 2012) de nalevering berekenen dan komen we uit op een gemiddelde waarde van 0,5 en 0,77 mg/m<sup>2</sup>/dag voor de slibbodem van respectievelijk het zuidelijke en het noordelijke deel en op waarden van 0,21 en 0,83 mg/m<sup>2</sup>/dag voor de vaste waterbodemploegen van respectievelijk het zuidelijke en het noordelijke deel. Deze formule houdt geen rekening met de Fe/P verhouding van het poriewater en de resultaten zijn ook onzeker voor poriewaterconcentraties lager dan 100 µmol/l, waarvan sprake is in dit onderzoek. De getallen kunnen echter wel als grove indicatie gebruikt worden om ze te vergelijken met geschatte externe P belastingen.

Gelet op de gunstige Fe/P verhouding van het poriewater zal de nalevering waarschijnlijk vooral plaatsvinden wanneer de waterlaag boven de onderwaterbodemploeg zuurstofarm wordt in de zomermaanden. Wij raden aan om onderwaterbodemploeganalyses te doen in de zomermaanden en deze voor meer locaties uit te voeren, en tevens zuurstofprofielen in de waterlaag te meten. Resultaten van zomermetingen kunnen duidelijk andere resultaten (hogere fosfor en ammonium concentraties) geven dan de wintermetingen.



## 5 LITERATUUR

- Geurts J.J.M., A.J.P. Smolders, A.M. Banach, J.P.M. Van de Graaf, J.G.M. Roelofs & L.P.M. Lamers, 2010. The interaction between decomposition, net N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens. *Water Research* 40: 3487-3495.
- Lamers L.P.M., H.B.M. Tomassen & J.G.M. Roelofs, 1998. Sulfate induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science & Technology* 32: 199-205.
- Lamers, L.P.M., L.L. Govers, I.C.J.M. Janssen, J.J.M. Geurts, M.E.W. Van der Welle, M.M. Van Katwijk, T. Van der Heide, J.G.M. Roelofs & A.J.P. Smolders, 2013. Sulfide as a soil phytotoxin - a review. *Frontiers in Plant Science* (2013) 4: 268.
- Smolders AJP, Lamers LPM, Moonen M, Zwaga K, Roelofs JGM, 2001. Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry* 54: 219-228.
- Smolders A.J.P., L.P.M. Lamers, E.C.H.E.T. Lucassen, G. Van der Velde & J.G.M. Roelofs, 2006. Internal eutrophication: 'How it works and what to do about it', a review. *Chemistry and Ecology* 22: 93-111.
- Smolders, A.J.P., J.M.H. van Diggelen, J.J.M. Geurts, M.D.M. Poelen, J.G.M. Roelofs, E.C.H.E.T. Lucassen & L.P.M. Lamers, 2013. Waterkwaliteit in het veenweidegebied. De complex interacties tussen oever, waterbodem en het oppervlaktewater. *Landschap* (2013) 30: 145-153.
- Van der Heide, T., A.J.P. Smolders, L.P.M. Lamers, M.M. van Katwijk MM & J.G.M. Roelofs, 2010. Nutrient mobility correlates with bicarbonate accumulation in marine and freshwater sediments - empirical evidence from pore water analyses. *Applied Geochemistry* 25: 1825-1829.