RESEARCH CENTRE

BIOGEOCHEMICAL WATER-MANAGEMENT & APPLIED RESEARCH ON ECOSYSTEMS

Waterbodemonderzoek KRW waterlichamen

Definitief

Opdrachtgever: Waterschap Noorderzijlvest • Projectnummer: PR 18.224 •
Rapportnummer: RP-18.224.19.21 • Auteur: [redacted] • Datum: 29-04-2019

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 KRW waterlichamen

Auteurs:
[redacted]

Opdrachtgever:
Waterschap Noorderzijlvest

Rapportnummer:
RP-18.224.19.21

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

1 Inleiding **5**

1.1 Aanleiding 5

1.2 Achtergrond biogeochemische processen in onderwaterbodems 5

2 Methode **9**

2.1 Veldwerkzaamheden 9

2.2 Waterbodem- en poriewateranalyses 10

2.3 Elementenanalyse (ICP en auto-analysers) 10

3 Resultaten **11**

3.1 Bodem 11

3.2 Poriewater 15

4 Conclusies **19**

5 Literatuur **21**

1 INLEIDING

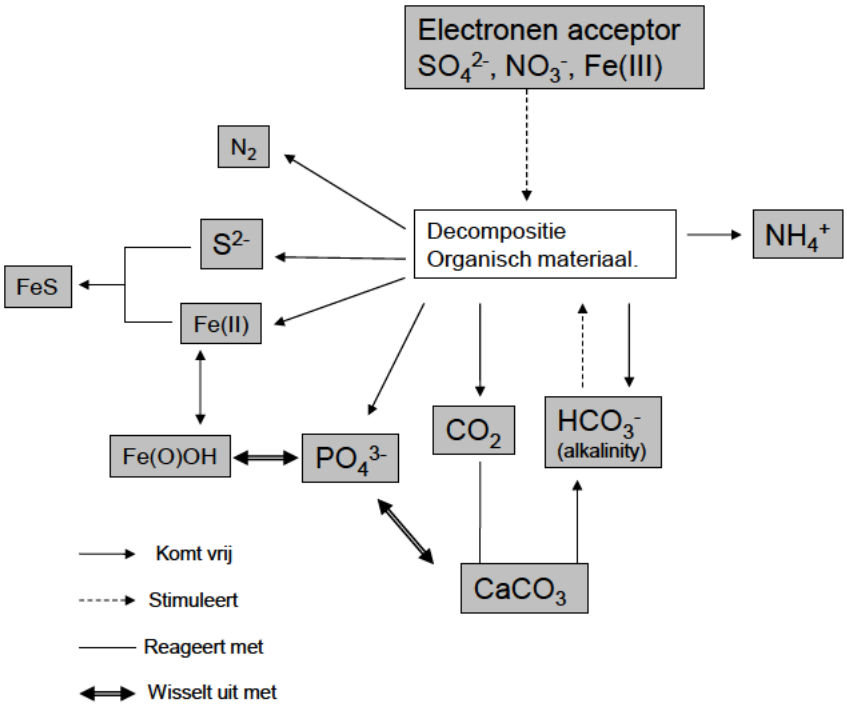
1.1 Aanleiding

In het kader van doelstellingen van waterschap Noorderzijlvest wordt gewerkt aan een watersysteemanalyse voor een aantal waterlichamen in het gebied tussen Assen, Delfzijl en het Lauwersmeer. Op deze locaties is het onduidelijk wat de rol is van de waterbodem op de productiviteit van het systeem.

Onderzoekcentrum B-WARE werd gevraagd onderzoek te doen naar de kwaliteit van de eventuele sliblaag en de onderliggende vaste waterbodem. In deze beknopte rapportage worden de resultaten besproken. Hierdoor wordt inzichtelijk gemaakt of de waterbodem een grote bijdrage kan leveren aan de nutriëntenrijkdom van het oppervlaktewater.

1.2 Achtergrond biogeochemische processen in onderwaterbodems

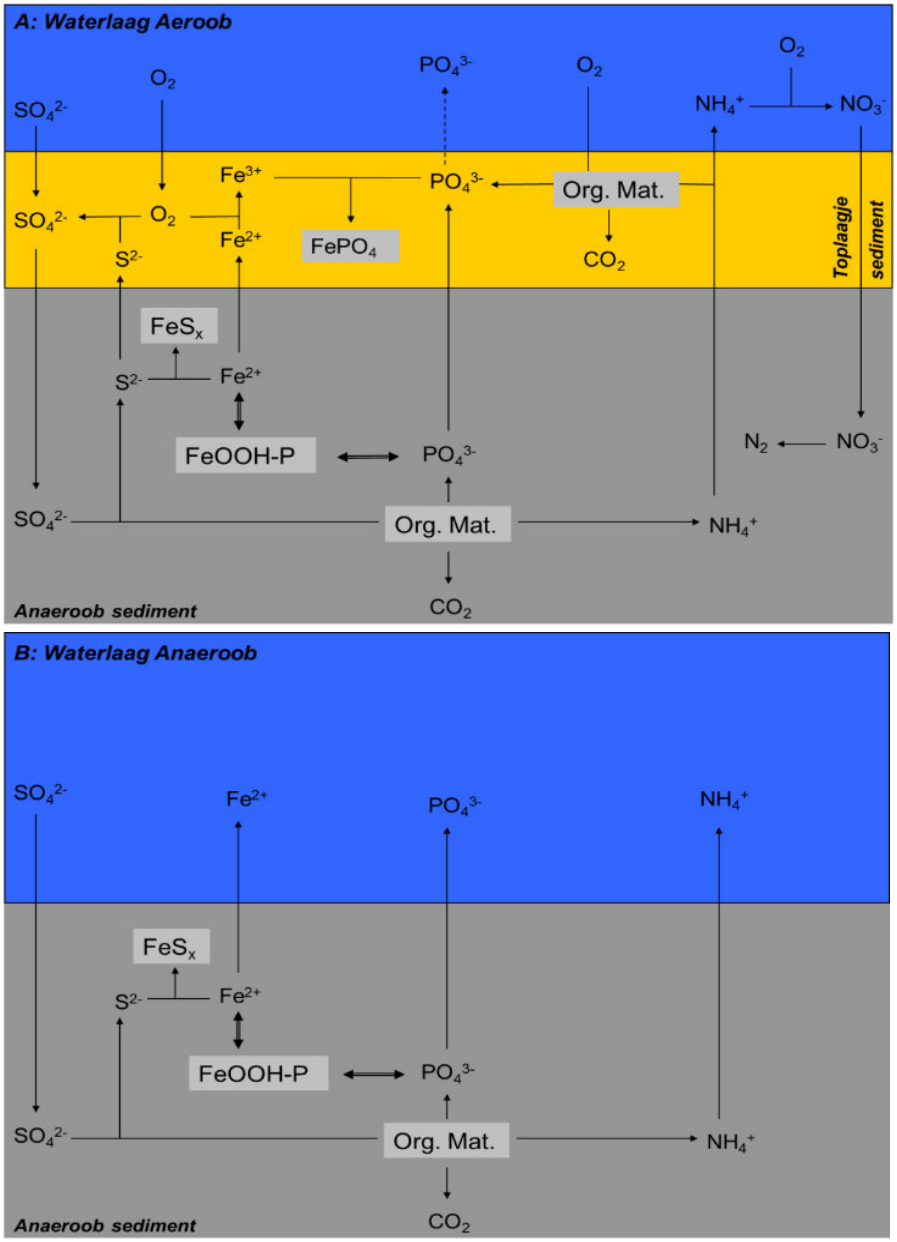
Onderwaterbodems zijn permanent waterverzadigd en hierdoor overwegend zuurstofarm. In permanent anaërobe bodems fungeren in plaats van zuurstof andere elektronenacceptoren (zoals nitraat, driewaardig ijzer en sulfaat) als alternatieve elektronenacceptor voor de afbraak van organisch materiaal (figuur 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 (Fe^{2+}) en/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 kan er ook minder fosfaat gebonden 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 (Fe^{2+}) in het geoxideerde toplaagje van het sediment wordt geoxideerd tot slecht oplosbaar Fe^{3+}. Dit Fe^{3+} kan in de bodem samen met fosfaat neerslaan als ijzerfosfaat of als slecht oplosbaar ijzer(III)(hydr)oxide waaraan fosfaat kan adsorberen (de "ijzerval") (figuur 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.



Figuur 2: Interacties tussen de zwavel-, ijzer- en fosforkringloop in wateren met een zuurstofhoudende waterlaag (A) en wateren met een zuurstofarme waterlaag (B). In oranje is het geoxideerde toplaagje van de onderwaterbodem (het sediment) weergegeven. Dit laagje is meestal maar enkele millimeters dik.

Zolang de waterlaag aëroob is, is de ratio tussen de ijzer- en de fosforconcentratie van het bodemwater dus bepalend voor de mate van fosfor nalevering uit de waterbodem naar de waterlaag. De nalevering uit het sediment neemt toe bij toenemende P concentraties van het bodemwater. Smolders et al. (2001) vonden, gebaseerd op een naleveringsexperiment, een toename van de nalevering van P naar de waterlaag bij een Fe/P ratio lager dan 5 en vonden dat de nalevering van fosfaat uit het sediment fors toeneemt bij een Fe/P ratio in het bodemwater lager 1 (mol/mol). Ook Geurts et al. (2010) vonden in naleveringsproeven een grenswaarde van 1 (mol/mol) waaronder de P nalevering fors toeneemt.

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

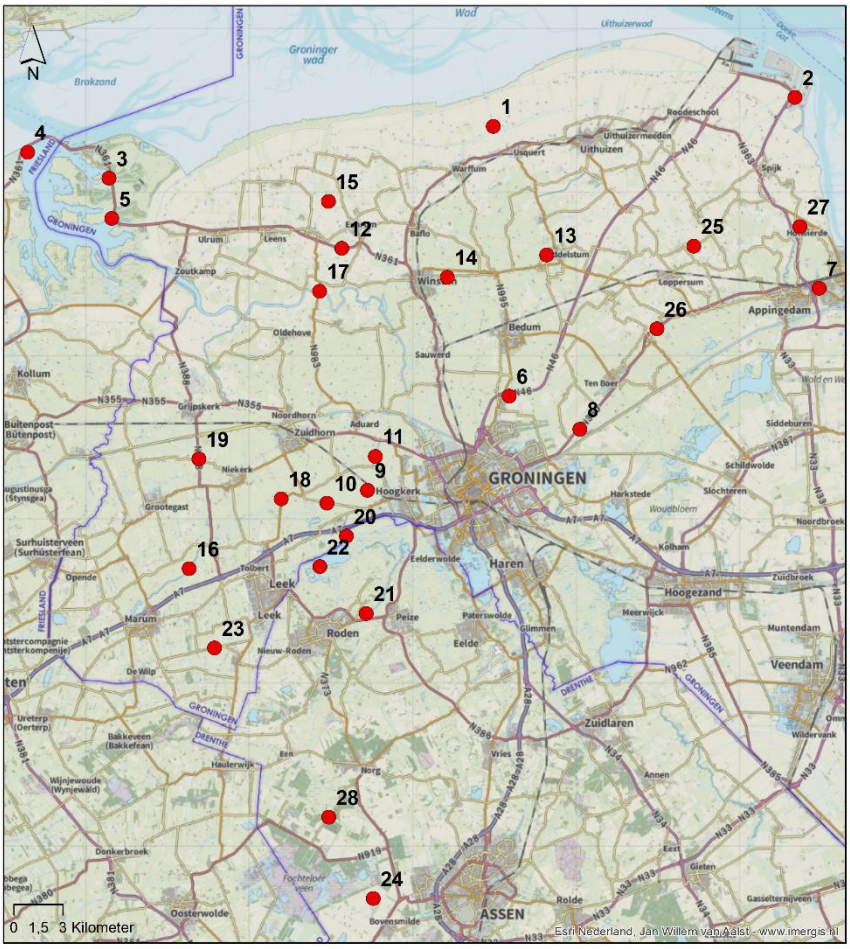
De mate waarin de belasting met sulfaat leidt tot eutrofiëring van het oppervlaktewater hangt sterk af van de verhouding tussen de ijzer- en de zwavelvoorraad (totaal-ijzer/totaal-zwavel ratio) van de bodem. Er kan met enige zekerheid gezegd worden dat onderwaterbodems met een totaal-Fe/totaal-S ratio 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_2 (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_2) of lachgas (N_2O) waarna het verdwijnt uit het systeem. Nitrificatie en denitrificatie zijn microbiële processen die in de winter langzaam verlopen. Dit is de reden waarom de concentraties ammonium en nitraat in de winter kunnen ophopen in de waterlaag, terwijl ze in de zomermaanden meestal erg laag zijn. Behalve deze microbiële processen speelt ook opname door diatomeeën, algen en waterplanten in het groeiseizoen een rol bij de lage stikstofconcentraties in de zomer. Wanneer de waterlaag anaeroob wordt kan er geen nitrificatie van ammonium meer plaatsvinden en kan ook in de zomer ammonium accumuleren in de waterlaag.

2 METHODE

2.1 Veldwerkzaamheden

In figuur 3 worden de 28 locaties weergegeven waar in januari 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. Per locatie werden de monsters van de sliblaag en de vaste onderwaterbodem gemengd in een luchtdicht afgesloten emmertje. Direct na monstername 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/AgCl2 elektrode verbonden met een radiometer (Copenhagen, type TIM840). De hoeveelheid opgelost anorganisch koolstof (TIC: CO_2 en HCO_3) 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^{-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-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 aluminum (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_3^-), ammonium (NH_4^+) en fosfaat (PO_4^{3-}) werden colorimetrisch bepaald met een Seal auto-analyser III met behulp van resp. salicylaatreagens, hydrazinesulfaat en ammoniummolybdaat/ascorbinezuur. Chloride (Cl^-) werd colorimetrisch bepaald met een Bran+Luebbe auto-analyser III systeem met behulp van mercuritiocyanide. Natrium (Na^+) en kalium (K^+) werden vlamfotometrisch bepaald met een Sherwood Model 420 Flame Photometer.

3 RESULTATEN

3.1 Bodem

De bemonsterde locaties zijn zeer variabel in ondergrond, zowel veen, klei en zand zijn aangetroffen, de slibdikte varieert tussen 0 tot 80 centimeter (tabel 1). Alle gemeten parameters zijn weergegeven in tabel 2.

Tabel 1: Slibdikte en type vaste waterbodem op alle bemonsterde locaties.

Locatie	Slibdikte (cm)	Type waterbodem
1	0	Zandige klei
2	0	Zand
3	5	Stenen bodem (niet bemonsterd)
4	0	Zand
5	0	Zand
6	50	Klei
7	50	Klei, veen
8	0	Klei
9	20	Klei
10	50	Veraard veen
11	0	Klei
12	0	Klei
13	10	Klei
14	40	Klei
15	40	Zand, klei
16	0	Kleiig veen
17	0	Klei
18	0	Zandige klei
19	0	Zand, klei
20	20	Veen
21	0	Veen
22	80	Klei, zand
23	20	Zand
24	0	Zand
25	15	Zand, klei
26	0	Zand/slib mengsel
27	10	Klei
28	0	Zand

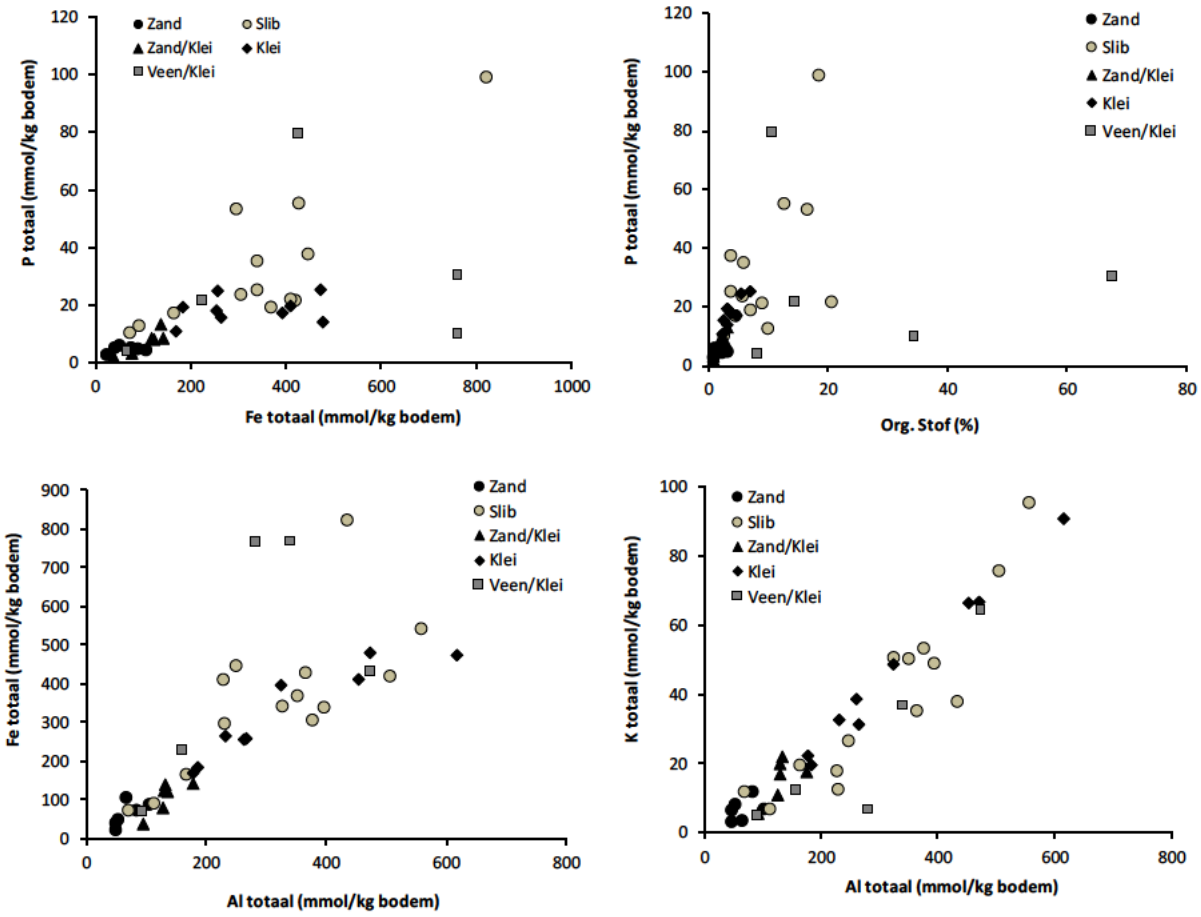
Tabel 2: Gemeten parameters in de vaste waterbodem en in het slib (indien aanwezig) op de 28 locaties.

Locatie	Bodemtype	Vocht-gehalte	Bulk density	Org. Materiaal	Tot. Al	Tot. Ca	Tot. Fe	Tot. K	Tot. Mg	Tot. Mn	Tot. Na	Tot. P	Tot. S	Tot. Si	Tot. Zn
		%	kg/l	%	mmol/kg bodem										
1	Zandige klei	29,0	1,3	2,2	135	677	120	22	105	2,7	70	8	105	11	0,5
2	Zand	22,5	1,4	1,2	83	504	74	12	72	1,7	17	5	58	12	0,2
3	Slib	38,0	1,0	2,6	68	371	73	12	65	2,1	88	10	65	9	0,5
4	Zand	28,0	1,4	1,0	48	394	41	6	48	1,5	8	5	21	10	0,2
5	Zand	26,0	1,4	1,1	53	1433	50	8	44	1,6	27	6	34	10	0,9
6	Slib	58,6	0,6	5,9	395	839	340	49	181	11,3	25	35	217	16	2,3
6	Klei	30,9	1,2	2,3	178	870	169	22	115	3,7	13	11	150	13	0,7
7	Slib	75,1	0,3	10,0	557	2061	542	95	242	12,7	202	459	363	18	2,4
7	Klei, veen	53,5	0,6	10,8	475	738	427	64	225	7,0	93	79	406	15	1,8
8	Klei	46,6	0,7	3,2	472	364	479	67	311	5,8	21	14	354	14	1,0
9	Slib	61,7	0,5	12,6	365	330	429	35	119	8,1	13	55	257	14	3,2
9	Klei	37,4	1,0	5,6	266	388	257	31	130	8,7	10	25	105	13	1,1
10	Slib	72,7	0,3	18,5	434	337	821	38	103	9,0	22	99	263	15	3,9
10	Veraard veen	56,9	0,5	14,6	159	168	225	12	52	3,9	9	21	225	9	1,8
11	Klei	39,0	0,9	3,1	454	173	410	66	291	4,0	11	19	87	18	0,9
12	Klei	37,3	1,0	3,7	262	1057	254	38	217	6,4	38	18	164	14	0,6
13	Slib	49,7	0,7	3,8	325	1090	340	50	230	7,8	26	25	115	15	0,8
13	Klei	32,1	1,1	2,5	231	1223	264	32	217	7,1	21	16	288	12	0,5
14	Slib	49,4	0,7	5,7	377	1088	307	53	173	6,9	71	24	197	19	0,9
14	Klei	52,8	0,6	6,9	617	868	473	90	322	9,1	124	25	241	18	1,1
15	Slib	71,6	0,3	9,0	505	885	420	75	237	7,2	71	21	298	22	1,2
15	Zand, klei	29,5	1,1	1,8	130	716	124	20	114	2,9	21	8	111	13	0,3
16	Kleiig veen	40,5	0,9	8,4	93	111	67	5	15	0,4	3	3	8	11	0,1
17	Klei	28,9	1,2	3,3	184	673	184	19	109	5,8	11	19	24	17	1,2
18	Zandige klei	24,0	1,4	2,8	176	292	143	17	77	2,8	6	8	24	15	0,5
19	Zand, klei	15,2	1,7	0,9	127	83	79	11	28	0,9	3	3	5	12	0,3
20	Slib	77,6	0,3	20,6	228	238	410	18	49	4,4	13	22	599	15	4,4
20	Veen	81,1	0,2	34,5	340	265	764	36	82	2,7	12	10	1502	11	0,5
21	Veen	87,2	0,1	67,7	283	355	764	6	34	8,8	12	30	1133	11	0,3
22	Slib	72,5	0,3	16,5	230	215	295	12	38	5,8	13	53	246	12	4,7
22	Klei, zand	18,1	1,6	0,8	93	12	38	5	13	0,3	2	2	22	11	0,2
23	Slib	44,2	0,9	9,9	112	49	91	7	18	0,8	5	13	50	11	1,3
23	Zand	25,7	1,3	3,2	103	38	89	7	14	0,9	3	5	33	11	0,6
24	Zand	20,6	1,5	0,9	48	9	24	3	5	0,1	1	3	13	8	0,2
25	Slib	38,6	0,9	4,5	165	653	165	19	94	5,9	25	17	70	16	0,7
25	Zand, klei	30,6	1,2	3,2	131	489	139	17	76	8,3	18	13	70	14	0,8
26	Zand/slib mengsel	39,4	0,9	3,8	248	640	447	26	95	9,2	30	38	349	38	19,6
27	Slib	58,7	0,6	7,0	350	895	368	50	199	7,7	53	19	338	16	1,5
27	Klei	44,3	0,8	4,6	324	1234	394	48	262	10,3	52	17	460	16	0,6
28	Zand	26,6	1,3	2,2	66	14	107	3	7	0,3	2	4	22	10	0,3

In figuur 4 worden enkele correlaties gegeven tussen bodemparameters. Voor zowel de monsters van de sliblaag als de monsters uit de diverse typen vaste onderwaterbodems is de totaal-aluminiumconcentratie (tot-Al) van de bodems gecorreleerd met de totaal-kaliumconcentratie (tot-K). 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 het gehalte (verweerbare) lutum(leem)deeltjes in de onderwaterbodems. Verder is ook het totaal-ijzer (tot-Fe) gehalte van de bodem gecorreleerd met het tot-Al gehalte. Dit betekent dat de ijzerrijkdom van de bodems samenhangt met de concentratie fijne bodemdeeltjes (silt en/of lutum).

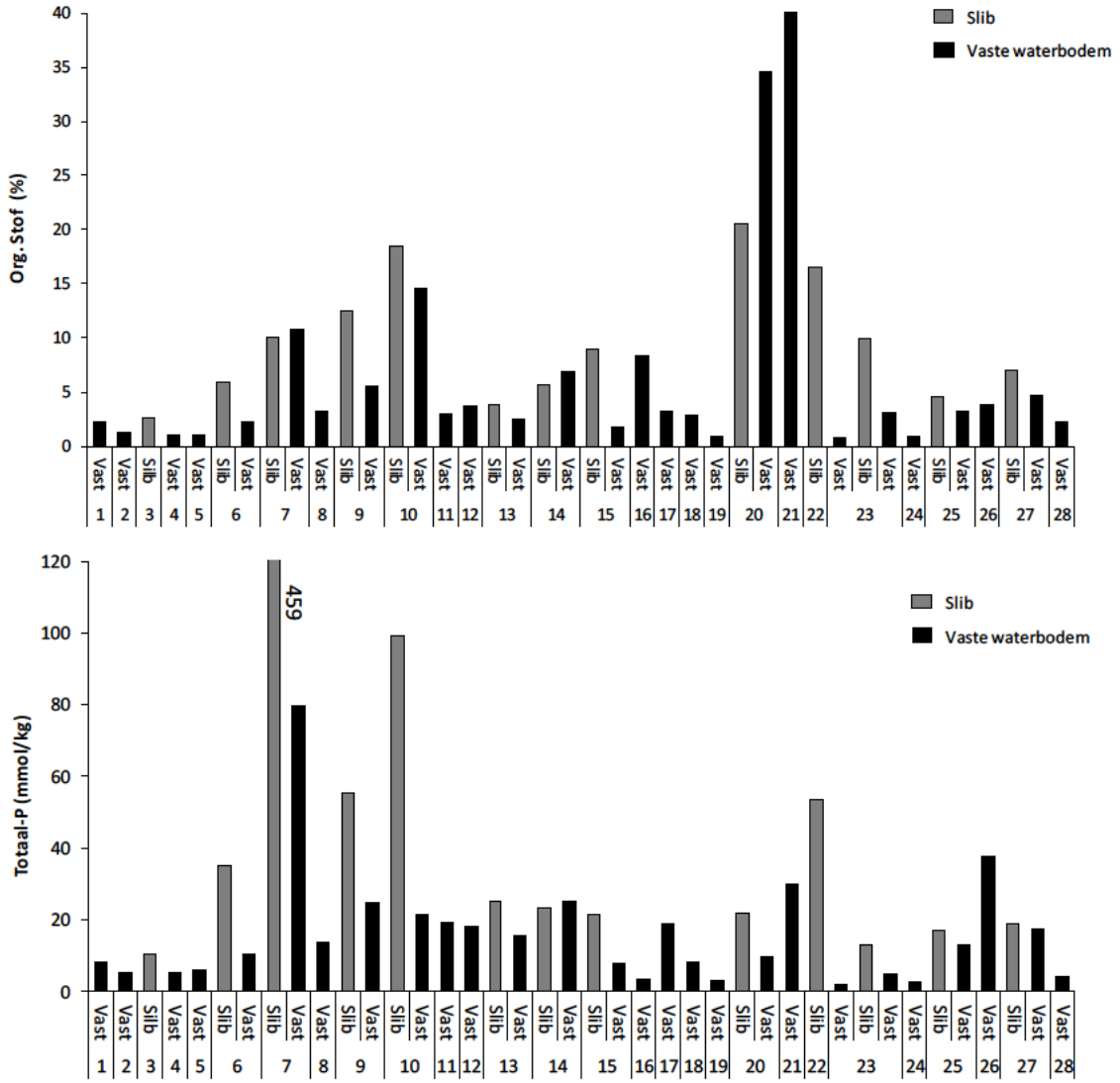
Verder zien we dat er een correlatie bestaat tussen het totaal-Fe en totaal P gehalte van de bodems. Dat wil zeggen dat het fosfor in de bodem waarschijnlijk voor een groot deel aan ijzer(hydr)oxides gebonden is. Ook organisch stof en P zijn gecorreleerd met elkaar, maar veel minder strak.

Uit de figuren is duidelijk op te maken dat de zandige en kleiige zandbodems over het algemeen minder ijzer, fosfor, organisch stof en aluminium bevatten dan de slibbodems, de kleibodems en de meer venige vaste waterbodems.



Figuur 4: Correlaties tussen chemische parameters in de bodem (sliblaag en vaste bodem) van de bemonsterde locaties. Het gaat om totaalgehaltes per kg droge bodem.

Het gehalte organisch stof varieert in de waterbodems tussen 1 en 68% (figuur 5). De locaties met de hoogste organisch stof percentages zijn de locaties met een veenbodem (locatie 10, 20 en 21). De P-concentratie van de sliblaag is vrijwel overal hoger dan de P-concentratie van de onderliggende vaste bodem (respectievelijk gemiddeld 66 mmol/kg en 15 mmol/kg totaal P). Op locatie 7 bevat de sliblaag extreem hoge concentratie van 459 mmol/kg. Ook het slib op locatie 9, 10 en 22 is behoorlijk rijk aan totaal P. Het gaat hier om verschillende typen onderliggende waterbodems: een kleibodem, een veraarde veenbodem en een klei/zandbodem.



Figuur 5: Het percentage organisch stof (boven) en de concentratie totaal P (beneden) per bemonsterde locatie.

3.2 Poriewater

Tabel 3: de gemeten parameters in het poriewater

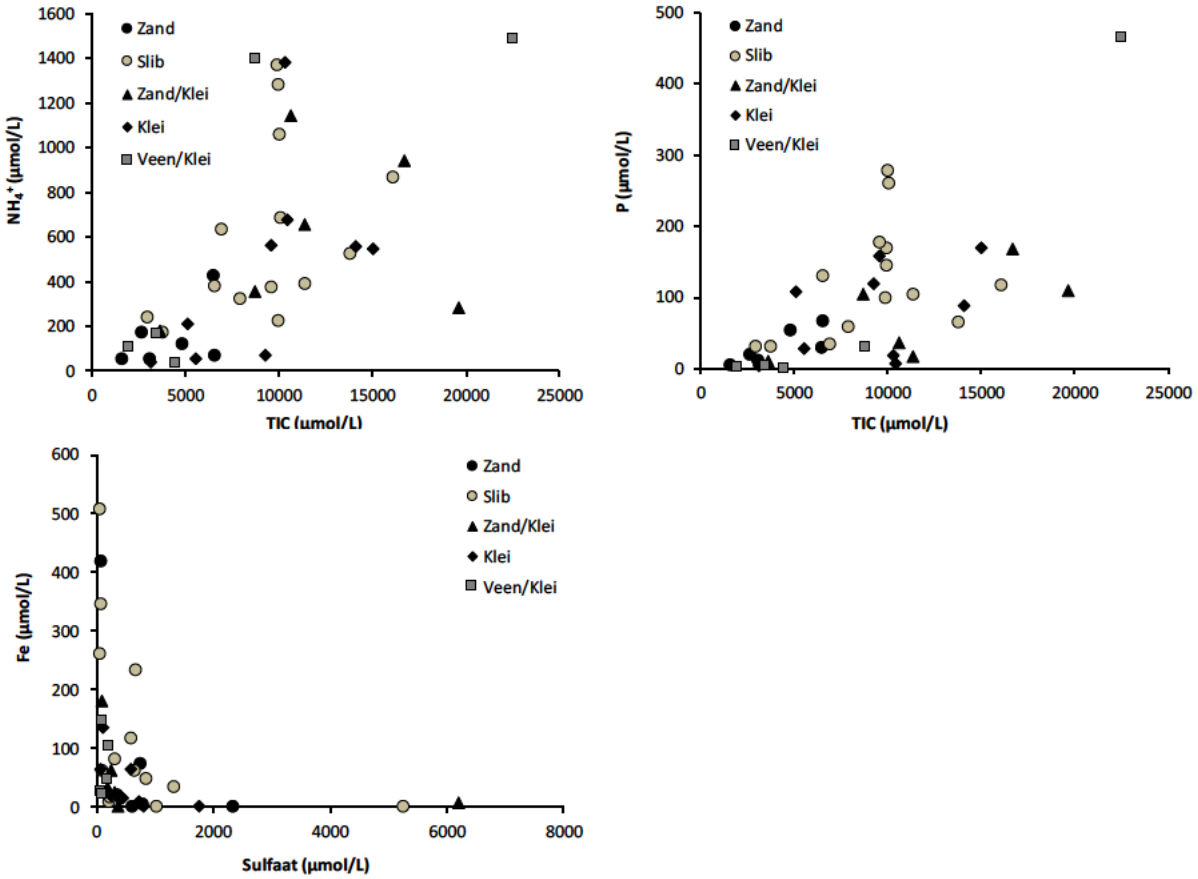
Loc.	Bodemtype	pH	Alk.	EGV	HCO_3	CO_2	Al	Ca	Cl	Fe	K	Mg	Mn	Na	NO_3	NH_4	P	S	Zn	Fe/P
			meq/l	*µS/cm*	*µmol/l*															*mol/mol*
1	Zandige klei	7,4	19,5	14830	18041	1597	0,2	4529	116614	6,8	1468	1602	2,6	81179	1,3	282	109,0	6206	0,1	0,1
2	Zand	7,7	6,6	5240	6241	276	0,2	3753	43369	0,0	715	1610	20,6	30055	2,0	68	68,1	2324	0,1	0,0
3	Slib	7,8	*	17,86	9645	347	0,3	3683	132098	1,5	1729	8708	37,1	86020	1,2	1060	279,7	5250	0,0	0,0
4	Zand	7,3	4,7	2145	4323	473	0,2	1848	13863	5,3	334	1358	11,8	9819	6,0	124	54,2	793	0,1	0,1
5	Zand	7,9	6,6	3540	6274	202	0,2	1397	25440	0,3	634	1998	7,9	18855	8,4	427	30,1	600	0,0	0,0
6	Slib	7,4	6,3	1522	6013	524	0,3	2689	7445	47,1	308	1151	26,3	5980	1,0	382	130,2	840	0,2	0,4
6	Klei	7,5	5,5	1785	5157	360	0,2	3208	9577	1,3	308	1282	28,9	7192	13,7	52	28,1	1761	0,1	0,0
7	Slib	7,6	9,9	5750	9455	609	0,2	3876	51426	8,1	718	1608	31,5	34629	1,1	687	260,6	217	0,1	0,0
7	Klei, veen	7,7	*	6850	21373	1127	0,6	4958	53501	46,4	927	1599	29,1	37391	6,6	1490	465,5	196	0,6	0,1
8	Klei	7,5	5,7	1320	4756	357	0,2	2260	6877	18,0	263	1063	16,2	4411	0,8	210	108,2	255	0,2	0,2
9	Slib	6,9	8,1	1081	7631	2231	1,8	2384	2549	260,1	278	757	19,9	2236	1,0	1372	100,2	61	5,3	2,6
9	Klei	7,6	*	1220	9801	531	0,9	2644	2730	135,4	482	1114	28,4	3094	1,0	1384	19,4	104	2,4	7,0
10	Slib	6,9	6,1	934	5315	1579	2,0	1927	3478	345,6	185	490	10,9	2377	0,8	637	34,6	62	0,2	10,0
10	Veraard veen	7,1	8,3	1069	7348	1446	1,0	2591	3045	147,2	292	674	19,7	2417	0,9	1398	30,0	106	0,7	4,9
11	Klei	8,3	*		3090	42	1,4	1342	2439	0,4	590	614	3,6	2478	5,4	37	3,3	807	1,2	0,1
12	Klei	7,8	9,4	3080	9184	367	0,2	1037	21246	13,7	558	1613	3,4	20836	6,5	561	158,9	446	0,4	0,1
13	Slib	7,2	8,9	2108	8611	1358	0,4	2992	11698	116,9	383	1507	40,2	10093	0,7	226	169,5	584	0,1	0,7
13	Klei	7,4	8,5	2190	8518	742	0,2	2717	12275	7,6	386	1534	12,1	11158	1,0	73	119,7	730	0,1	0,1
14	Slib	7,3	13,9	6410	14178	1886	0,3	3143	53336	60,9	870	1600	32,1	38363	1,2	869	118,3	638	0,1	0,5
14	Klei	7,9	*	7190	14553	448	0,5	2494	60698	62,9	915	1599	19,1	43814	1,4	546	170,9	77	0,5	0,4
15	Slib	7,5	7,2	3170	7348	518	0,1	2848	23158	1,2	590	1617	16,0	16581	0,4	325	59,6	1025	0,0	0,0
15	Zand, klei	8,1	8,5	2230	8516	179	0,4	607	13069	0,5	570	1020	0,7	16108	1,0	353	104,3	371	1,2	0,0
16	Kleiig veen	7,6	4,8	510	4208	279	0,4	2103	753	23,8	61	253	3,4	725	1,5	33	0,9	81	0,5	26,6
17	Klei	7,4	9,4	1820	9411	1001	0,3	3912	7113	64,6	326	979	60,7	6271	34,2	677	6,5	592	0,4	9,9
18	Zandige klei	7,6	11,1	1679	10685	669	0,4	5079	5891	61,5	231	1031	53,0	4203	10,9	657	17,3	243	3,5	3,6
19	Zand, klei	7,5	4,6	688	3353	269	0,4	1560	2517	24,6	228	284	7,4	2531	3,3	181	10,6	311	2,4	2,3
20	Slib	7,2	3,4	606	3212	511	0,6	1574	2363	61,4	162	356	10,6	1730	1,2	176	31,0	97	0,3	2,0
20	Veen	7,4	4,8	545	3193	279	0,4	1599	1831	21,3	153	235	3,4	1309	1,0	165	4,5	111	0,7	4,7
21	Veen	7,3	*	369	1744	232	1,3	966	1098	103,8	121	199	13,8	902	3,3	108	2,4	203	1,8	43,7
22	Slib	6,9	8,2	1005	7443	2504	2,6	2756	2475	507,8	228	662	37,7	2103	1,5	1286	145,1	51	0,5	3,5
22	Klei, zand	7,0	*	1886	8385	2262	1,0	3675	3096	180,0	457	1428	35,6	4272	6,6	1145	36,7	98	0,7	4,9
23	Slib	7,0	3,0	589	2322	606	1,7	1084	2055	81,2	263	321	5,0	1938	1,2	242	31,1	303	0,4	2,6
23	Zand	7,5	3,6	580	2445	181	1,6	1251	2142	20,9	388	364	7,5	1721	2,3	173	20,1	343	0,6	1,0
24	Zand	6,9	1,6	481	1190	398	3,3	1298	1594	72,8	226	332	3,8	1196	19,1	56	6,0	746	0,6	12,1
25	Slib	7,4	9,0	2210	8661	932	0,2	2544	12810	17,1	428	1421	23,5	11616	0,7	378	177,6	222	0,1	0,1
25	Zand, klei	7,6	15,0	2590	15643	1031	0,3	2507	12081	32,5	625	1599	16,5	14310	1,2	943	169,0	197	0,1	0,2
26	Zand/slib mengsel	7,0	11,0	2420	11318	2442	0,9	3852	13045	234,2	399	1606	57,8	10089	0,9	526	66,4	657	3,8	3,5
27	Slib	7,4	10,5	3600	10291	1053	0,3	3572	25856	34,5	570	1613	29,5	19937	0,4	394	104,2	1325	0,1	0,3
27	Klei	7,9	*	4800	13696	391	1,6	4219	35035	12,4	766	1606	38,8	25326	2,7	556	88,3	405	43,0	0,1
28	Zand	6,8	2,4	391	2246	797	1,8	707	1376	418,3	136	184	3,9	1344	2,8	56	12,8	81	0,3	32,7

* in verband met te weinig poriewater is de alkaliniteit komen te vervallen

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 TIC, Total Inorganic Carbon) en ammonium vrij in het poriewater. Omdat bij de afbraak van organisch materiaal anorganisch koolstof en ammonium in een min of meer vaste verhouding vrijkomen, zijn de TIC en

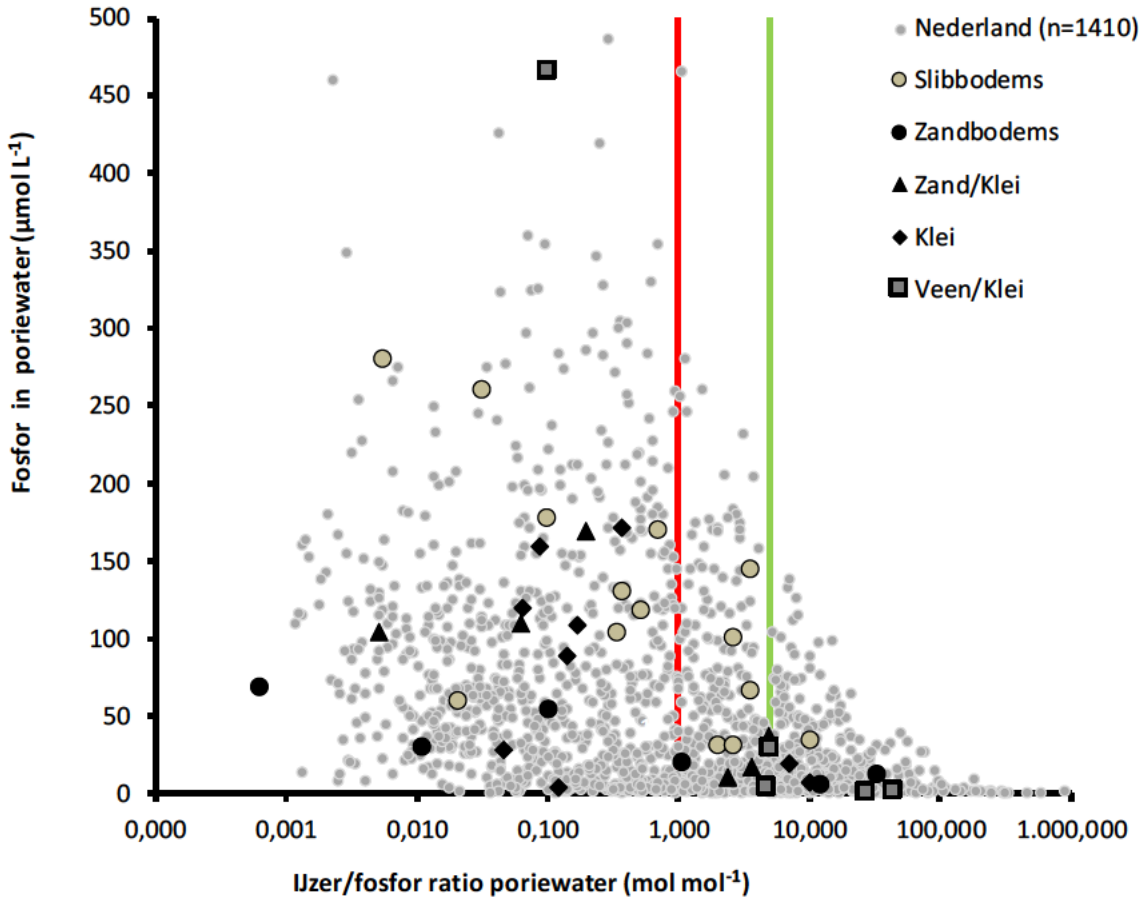
ammoniumconcentratie van het poriewater met elkaar gecorreleerd (figuur 6). Zowel de TIC als de ammoniumconcentraties zijn redelijk hoog (gemiddeld 508 µmol/l ammonium) en lokaal zelfs extreem hoog (tot 1490 µmol/l ammonium). Bij de afbraak van organisch materiaal en de reductie van driewaardig ijzer komt ook fosfor vrij in het poriewater. Deze is dus ook gecorreleerd met de TIC concentratie. De concentratie P in het poriewater varieert tussen 1 µmol/l en 465 µmol/l. Het poriewater uit het slib bevat gemiddeld bijna twee keer zoveel P (126 µmol/l) als de vaste waterbodems (71 µmol/l).

In figuur 6 is te zien dat in de waterbodems met relatief weinig sulfaat, er meer ijzer beschikbaar komt in het poriewater. Op locaties waar veel sulfaat wordt gemeten is sulfaatreductie waarschijnlijk het dominante proces in afbraak van organisch stof. Veel ijzer zal in deze bodems zijn vastgelegd als ijzersulfide waardoor de ijzerconcentratie in het poriewater laag blijft. Zolang er veel ijzer wordt gemeten in het poriewater zal ophoping van sulfide een minder grote rol spelen, en zal tevens nalevering van fosfor laag zijn zolang de waterlaag voldoende zuurstof bevat. De locaties met de hoogste sulfaatconcentraties in het poriewater (locatie 1 en 3, en 2 in mindere mate) liggen in het noorden van het gebied; hier speelt de mariene invloed een rol. Van oorsprong zijn dit zwavelrijke bodems.



Figuur 6: Relaties tussen een aantal poriewater en bodemchemische parameters voor de onderwaterbodems.

De nalevering van fosfaat wordt niet alleen bepaald door de concentratie fosfor in het poriewater maar ook door de ratio tussen ijzer en fosfor in het poriewater. Dit komt omdat in het oxidatieve toplaagje tussen water en sediment het opgeloste gereduceerde ijzer weer wordt geoxideerd waardoor fosfaat wordt gebonden aan de ijzer(hydr)oxides en/of ijzer en fosfaat gezamenlijk neerslaan als $FePO_4$ in de toplaag. Als gevolg hiervan wordt de nalevering van P naar de waterlaag beperkt zolang de Fe/P ratio in het bodemvocht voldoende hoog is (>>1) en zolang de waterlaag aeroob (zuurstofhoudend) is. Smolders e.a. (2001) vonden een toename van de nalevering van P naar de waterlaag bij een Fe/P ratio lager dan 5 (de groene lijn in figuur 7). 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 dat de Fe/P ratio voor een heel aantal locaties ongunstig is, en dat deze gepaard gaat met hoge fosforconcentraties in het poriewater. Een aantal locaties (10, 16, 17, 21, 24 en 28, zie tabel 3) heeft relatief hoge Fe/P ratio's in combinatie met een lage P concentratie in het poriewater. Voor deze locaties is de nalevering vanuit de waterbodem waarschijnlijk laag.



Figuur 7: Fosforconcentratie van het poriewater uitgezet tegen de IJzer/fosfor ratio van het poriewater voor een groot aantal onderwaterbodems uit Nederland. De locaties voor de slibbodems en de vaste onderwaterbodems van dit onderzoek worden in blauw en rood weergeven.

4 CONCLUSIES

In dit onderzoek zijn allerlei type watergangen en waterbodems bemonsterd, zowel klei, veen als zand en de slibdikte variërend tussen 0 en 80 centimeter.

Op een aantal locaties is de sliblaag (veel) rijker aan fosfor, en vaak ook ammonium. Op deze locaties zou de nalevering van fosfor en stikstof naar de waterlaag kunnen worden verminderd door de sliblaag te baggeren. Indien de vaste waterbodem ook erg rijk is aan voedingsstoffen, is dit veel minder zinvol.

Het nadeel van een waterbodem die rijk is aan nutriënten is dat via nalevering vanuit de waterbodem, het oppervlaktewater verrijkt wordt. Hierdoor kan algengroei of kroosdekjes ontstaan. Een andere problematiek die kan optreden is dat waterplanten snel kunnen gaan woekeren indien het oppervlaktewater helder is, en de waterbodem rijk aan nutriënten. Woekering van waterplanten bij helder water neemt sterk toe bij fosforconcentraties in het poriewater van 30-50 µmol/l of hoger.

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.