

Riooloverstorten en macrofauna

Een data-analyse voor gemengde stelsels





Riooloverstorten en macrofauna

Een data-analyse voor gemengde stelsels

Datum:	1 december 2015
Opdrachtgever:	Waterschap Hollandse Delta
Contactpersonen opdrachtgever:	Mevr. M. Geurts-van Well Dhr. F. Kuipers
Projectnummer:	76
Auteur(s):	Dr. J.F. Postma ing. C.M. Keijzers
Status:	Eindrapport

Ecofide
Singel 105
1381 AT Weesp
Telefoon: 0294 450282
KvK: 32134487
info@ecofide.nl
www.ecofide.nl



Inhoudsopgave



Samenvatting	1
1 Inleiding	3
2 Materiaal en methoden	5
2.1 Lokatie selectie	5
2.2 Gebruikte gegevens	8
2.3 Analyse van macrofaunagemeenschappen en stuurfactoren	11
3 Resultaten	15
3.1 Multivariate analyses	15
3.2 Macrofauna en fosfaat, ammonium en zuurstof	18
3.3 Macrofauna en waterplanten/sulfaat	20
3.4 Effecten van riooloverstorten	23
3.5 Effecten van bergbezinkbassins	29
4 Conclusie en discussie.....	33
4.1 Conclusies huidige data-analyse	33
4.2 Discussie.....	34
4.3 Eindconclusies	35
5 Referenties	37

Samenvatting



Eventuele problemen met een riooloverstort worden in onderling overleg tussen waterbeheerder en gemeente besproken. Bij de afweging van eventuele maatregelen spelen de effecten op het ontvangend systeem een belangrijke rol. Als de effecten groot zijn, er tijdelijke zuurstoftekorten optreden en er vissterfte optreedt, zal daar weinig discussie over zijn. Anders is het bij riooloverstorten die geen acute, zichtbare effecten veroorzaken. Ook in die gevallen kunnen er echter negatieve effecten op de waterkwaliteit en ecologie optreden. Waterschap Hollandse Delta wil daarom graag inzicht in de mate waarin riooloverstorten uit gemengde stelsels een bedreiging vormen voor de waterkwaliteitsdoelen. Bij het beantwoorden van deze vraag is gebruik gemaakt van de al beschikbare gegevens uit de routinematige monitoring van fysisch-chemische parameters, macrofyten en macrofauna rond riooloverstorten uit gemengde stelsels.

De data-analyse leidt tot de conclusie dat riooloverstorten uit gemengde stelsels tot een significante verslechtering van de waterkwaliteit en ecologie leidt op een afstand van 50-100m. Eventuele effecten op grotere afstand zijn niet onderzocht maar ook niet uit te sluiten.

Deze verslechtering blijkt uit significant hogere fosfaat- en ammonium-concentraties, lagere minimale zuurstof concentraties, een lagere bedekking door waterplanten en een afname van de diversiteit van de macrofauna op lokaties nabij een riooloverstort uit een gemengd stelsel. Deze afname van het aantal soorten macrofauna is gecorreleerd aan de omvang van de overstort, waarbij een hogere belasting tot een sterkere afname van het aantal soorten leidt. Deze verbanden zijn niet slechts correlatief maar ook causaal, aangezien de aanleg van bergbezinkbassins tot een significante verbetering van de waterkwaliteit (daling van de fosfaat- en ammonium-concentraties; stijging van de minimale zuurstof concentraties) en de ecologie (hogere bedekking van waterplanten) leidt. Alleen de macrofauna leek nog niet op deze maatregel te reageren. Dit kan echter een kwestie van tijd zijn, aangezien meerjarige meetreeksen aangeven dat de maximale reductie van fosfaat en ammonium pas na 10 jaar bereikt wordt. Dit heeft waarschijnlijk te maken met een na-ijl effect vanuit de (opgeladen) waterbodem, waardoor ook het maximale effect op de waterplantenvegetatie pas na verloop van jaren zal optreden. De macrofauna, die weer reageert op een toegenomen diversiteit aan waterplanten (meer habitats), sluit deze rij aan effecten. Wel moet worden opgemerkt dat deze effecten van bergbezinkbassins op slechts een beperkt aantal lokaties kon worden onderzocht omdat er uitsluitend is gewerkt met lokaties waar ook de macrofauna is gemonitord. Daarom wordt aanbevolen om deze conclusie te verifiëren door de data-analyse uit te breiden met de monitoringsresultaten van bergbezinkbassins, waarbij alleen de fysisch-chemische parameters (zoals fosfaat, ammonium en zuurstof) zijn onderzocht.

Deze bevindingen onderbouwen het gebruik van macrofauna-inventarisaties als onderdeel in de besluitvorming over eventueel problematische overstorten en het al dan niet nemen van maatregelen. Het belangrijkste voordeel is dat de macrofauna een integraal beeld oplevert van de effecten van een riooloverstort. Naast de besproken factoren als fosfaat, ammonium en zuurstof betreft dit ook eventueel toxische effecten van geloosde microverontreinigingen als zink, Pak's of stoffen als medicijnresten. Ook de variatie in de omvang en frequentie van lozingen, de omvang en kwaliteit van het ontvangende systeem alsmede allerlei interacties met factoren zoals temperatuur (afbraak van organische stof of juist opname van nutriënten door organismen), doorspoeling of kwel vormen een integraal onderdeel van het uiteindelijke netto effect op de macrofauna. Tegelijkertijd moet men bij een dergelijke toepassing ook voorzichtig zijn. Aantonen dat een bepaalde factor een effect heeft op de macrofauna, wil ten slotte niet zeggen dat als de macrofauna niet aan haar doelen voldoet het automatisch aan die ene factor ligt. Men zal deze parameter (overigens net zoals alle andere parameters) dan ook altijd als onderdeel van het geheel moeten blijven zien.

1 Inleiding



Aanleiding

In 2010 is het Besluit lozingen buiten inrichtingen vastgesteld. Hierdoor kwamen onder meer de vergunningen voor riooloverstorten te vervallen. Binnen de kaders van dit nieuwe besluit worden eventuele problemen met een riooloverstort in onderling overleg tussen waterbeheerder en gemeente opgelost. Dit vermindert de regeldruk. Conform de gedachtenlijn van de Waterwet wordt een riooloverstort niet langer als een op zichzelf staande bron beoordeeld, maar moeten eventuele nadelige effecten in samenhang met andere bronnen en verstoringen integraal beoordeeld worden. In feite komt het er op neer dat voor iedere riooloverstort moet worden nagegaan of deze een bedreiging vormt voor de aan het oppervlaktewater (bijv. een KRW-waterlichaam) gestelde doelen. Is dit het geval dan moet vervolgens worden nagegaan of een eventuele maatregel kosteneffectief is. Afweging vindt plaats ten opzichte van alle andere mogelijke maatregelen (binnen en buiten de afvalwaterketen), die genomen kunnen worden om het oppervlaktewater aan haar doelen te laten voldoen.

In dit proces zijn twee stappen te onderscheiden. De huidige studie richt zich op de eerste stap: vaststellen of een riooloverstort uit een gemengd stelsels tot een aantoonbaar effect op de waterkwaliteit en aquatische ecologie kan leiden. Als dat het geval is, kan men nadenken over de volgende stap. Dan gaat het niet om een beschrijvende analyse maar om een voorspelling: welke parameters zou men moeten meten en met welke criteria zou men deze moeten beoordelen om op een voldoende betrouwbare wijze een riooloverstort als "problematisch" te bestempelen. Aspecten als de variatie binnen de parameters (tussen lokaties en seizoenen maar ook meetvariatie), het relatieve belang van de bron ten opzichte van andere bronnen en het verder concretiseren en vaststellen van de ecologische doelen voor stadswateren spelen hierbij een rol.

Doelstelling

Om deze besluitvorming te ondersteunen wil waterschap Hollandse Delta als eerste stap graag inzicht in de mate waarin riooloverstorten uit gemengde stelsels een bedreiging vormen voor de waterkwaliteitsdoelen. Om deze vraag te beantwoorden is in het huidige project vooral gekeken naar eventuele effecten op de macrofaunagemeenschap.

Probleemanalyse en aanpak

Bovenstaande vraag "veroorzaken riooloverstorten negatieve effecten" is heel snel gesteld. Het beantwoorden van de vraag is echter een stuk ingewikkelder. Men kan zich richten op meer fysisch/chemische effecten (bijv. zuurstofgebrek, microverontreinigingen) maar ook op ecologische effecten op plant en dier. Men moet rekening houden met het type water (omvang, volume, debieten) en zal moeten differentiëren tussen stromende en niet-stromende wateren. Ook de overstort zelf maakt uit (denk aan frequentie en volume van een overstort) alsmede de doelstellingen voor het ontvangend oppervlaktewater.

In het STOWA rapport "Knelpuntenbeoordelingsmethode waterkwaliteitsspoor overstorten" (STOWA, 2010) is een eenvoudige, in heel Nederland toepasbare methode beschreven om de effecten van riooloverstorten op de waterkwaliteit te beoordelen. Het oordeel wordt hierbij vooral gebaseerd op verwachte effecten in de zuurstofhuishouding en slibaanwas als drijvende parameters. Ook worden in dit rapport enkele onderzoeken naar de ecologische gevolgen van riooloverstorten beschreven. Tegelijkertijd werd ook geconcludeerd dat gedetailleerde meetgegevens, waarmee een eenduidige relatie gelegd kan worden tussen een overstort en de gevolgen voor de aquatische ecologie, ontbraken. Ondertussen is er ook aanvullend ecologisch onderzoek naar de effecten van riooloverstorten uitgevoerd. Zo heeft Waterschap Peel en Maasvallei in 2011 een rapport gepubliceerd over het "Effect van riooloverstorten en RWZI-effluent op de macrofaunalevensgemeenschap" (Van

Mil, 2011) en is er voor waterschap Zeeuwse Eilanden gekeken naar de effecten van riooloverstorten op kiezelwieren en macrofauna in Tholen (Van Dam et al., 2010). Sommige van deze studies laten negatieve effecten zien, maar de resultaten zijn niet altijd even eenduidig. In het onderzoek van waterschap Peel en Maasvallei (Van Mil, 2011) werd bijvoorbeeld geconstateerd dat macrofaunasoorten, die indicierend zijn voor een lage organische belasting, benedenstrooms van de overstort afnamen, terwijl soorten die indicierend zijn voor een hoge organische belasting juist toenemen. In het onderzoek op Tholen bleek echter dat het verzoetende effect van de riooloverstort op het ontvangende brakke oppervlaktewater veel groter was dan eventuele negatieve effecten van een hogere organische belasting en/of nutriënten.

In de praktijk blijkt dat zowel fysisch/chemisch als ecologisch onderzoek naar de effecten van riooloverstorten vaak wordt bemoeilijkt door allerlei complicerende factoren. Dit kwam ook naar voren in een praktijkonderzoek dat door waterschap Hollandse Delta werd uitgevoerd. Zo is het kwantificeren van frequentie en (zeker) omvang moeilijk, doordat de overstort in de tijd moeilijk is te voorspellen. Daarnaast wordt een directe vergelijking tussen een meetpunt boven- en benedenstrooms van de overstort (zeker voor de ecologie) vaak bemoeilijkt door verschillen in factoren als watertype, inrichting of het ontbreken van een eenduidige stromingsrichting. Tegelijkertijd zijn er ondertussen voldoende studies uitgevoerd om aan te mogen nemen dat effecten van een riooloverstort op de aquatische ecologie niet zijn uit te sluiten. Een onderschrijding van het minimum gehalte aan zuurstof zal bijv. altijd negatieve effecten op sommige dieren hebben. Hier is de vraag dus meer hoe groot dit effect is en hoe ver zo'n effect in tijd en ruimte merkbaar is. Deze vraag is te beantwoorden middels praktijk onderzoek. Gezien bovenstaande problemen zou zo'n praktijk onderzoek echter vrij omvangrijk moeten zijn, allerlei extra controles in moeten bouwen en dan nog het risico lopen dat conclusies niet eenduidig zijn omdat bijv. een meer triviale factor als het zoutgehalte (zie voorbeeld in Tholen) een meer belangrijke stuurvariabele blijkt te zijn.

Voor het huidige project is daarom besloten om te beginnen met een data-analyse van de al beschikbare gegevens uit de routinematige monitoring van fysisch-chemische en macrofauna parameters rond riooloverstorten uit gemengde stelsels. Uit een dergelijke data-analyse kan blijken dat er geen effect is vast te stellen. In dat geval kan geconcludeerd worden dat eventuele effecten in ieder geval geen dominante invloed hebben op een afstand van >xxx meter van de riooloverstort. De vraag naar eventuele effecten op kortere afstanden zou dan eventueel alsnog met praktijkonderzoek beantwoord moeten worden, maar de vraag is of dit wel nodig is. Uit een dergelijke data-analyse kan ook blijken dat er wel effecten zijn aan te tonen. In dat geval kan men met de bestaande gegevens al een uitspraak doen over de omvang van een effect in tijd en ruimte.

De primaire vraag richtte zich op eventuele effecten op de aquatische ecologie met de macrofauna als belangrijkste representant. Ter ondersteuning zijn ook meerdere fysisch/chemische parameters in de analyse betrokken zoals nutriënten en zuurstofgehalten, aangezien verwacht mag worden dat ook deze parameters een effect van riooloverstorten uit gemengde stelsels kunnen laten zien. Ditzelfde geldt voor milieuverontreinigingen als zink, Pak's maar ook hormonen of allerlei geneesmiddelen. Verhoogde concentraties bij de lozing van ongezuiverd rioolwater zijn aangetoond of te verwachten en zouden een direct toxisch effect op de macrofauna kunnen veroorzaken. De recent door de Stowa ontwikkelde sleutelfactor Toxiciteit (ESF8; Stowa, 2015) zou hierin een rol kunnen spelen. Helaas zijn deze milieuverontreinigingen onvoldoende frequent geanalyseerd en spelen ze in de huidige data-analyse geen rol.

Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt een overzicht gegeven van de beschikbare gegevens, de wijze waarop de lokaties zijn geselecteerd en de uitgevoerde analyses. De resultaten van deze analyses zijn opgenomen in hoofdstuk 3, waarna de belangrijkste conclusies zijn samengevat in hoofdstuk 4.

2 Materiaal en methoden



In §2.1 is beschreven op welke manier de lokaties zijn geselecteerd, die in de data-analyse zijn betrokken. Een overzicht van de gebruikte gegevens en de uitgevoerde bewerkingen is opgenomen in §2.2, waarna in §2.3 is beschreven hoe de macrofaunagemeenschappen zijn geclassificeerd en hoe de verdere analyses zijn uitgevoerd.

2.1 Lokatie selectie

De lokatie selectie is grotendeels uitgevoerd door waterschap Hollandse Delta en gestart met de volledige lijst macrofauna lokaties in het stedelijk gebied. Vervolgens is als criterium gesteld dat een lokatie alleen wordt opgenomen als:

** de gemiddelde chloride-concentratie onder de 200 mg/l en de maximale concentratie <300 mg Cl/l ligt*

Door het hanteren van dit criterium worden de brakke wateren op bijv. Goerree-Overflakkee van deelname uitgesloten. Hierdoor neemt de variatie in de levensgemeenschappen op referentie lokaties af, waardoor een eventueel effect van riooloverstorten eenvoudiger is aan te tonen. Dit wil overigens niet zeggen dat riooloverstorten in een brak milieu geen effect zouden kunnen veroorzaken. In die omstandigheden wordt zo'n eventueel effect echter ook beïnvloed door een verzoetend effect van rioolwater op het ontvangend oppervlaktewater (zie het onderzoek op Tholen, Van Dam et al., 2010). De gebruikte chloride-criteria zijn gebaseerd op eerder onderzoek aan de macrofaunagemeenschappen in kleine wateren in het beheergebied van waterschap Hollandse Delta (Ecofide, 2011a).

** er voor belaste lokaties betrouwbare overstort gegevens (frequentie en omvang) beschikbaar zijn*

Om het mogelijke effect van een riooloverstort te kunnen beoordelen zijn "belaste lokaties" gedefinieerd als lokaties, die op minder dan 100m van een riooloverstort uit een gemengd stelsel zijn gelegen. Later is dit criterium aangescherpt door, met name, te zoeken naar lokaties die op <50m van een riooloverstort liggen. Voor referentie lokaties is als eis gesteld dat deze ten minste 500m van een riooloverstort uit een gemengd stelsel verwijderd moeten zijn. Als aanvullende eis is ook gekeken naar de mogelijkheid om referentie lokaties alleen op te nemen als ze ten minste 500m van iedere riooloverstort en hemelwaterafvoer verwijderd zijn. Dit criterium was in de praktijk echter niet toepasbaar, doordat het GIS-systeem met de hemelwaterafvoeren en riooloverstorten uit gescheiden stelsels niet dekkend is. Ook referentielokaties kunnen daarom door hemelwaterafvoeren belast zijn. Deze selectie is in GIS uitgevoerd.

De lijst met belaste lokaties is opgenomen in tabel 2.1, waarbij tevens de codes van de bijbehorende riooloverstorten zijn aangegeven. Er zijn 17 lokaties op een afstand <50m en nog eens 10 lokaties op een afstand tussen de 50-100m geselecteerd. Aanvullend zijn twee lokaties opgenomen die weliswaar op een grotere afstand liggen (270 & 313m) maar die gezien hun hoge frequentie of jaarvolume toch als belast kunnen worden aangemerkt. Ook is voor iedere lokatie aangegeven hoeveel macrofauna inventarisaties er in de loop der jaren zijn uitgevoerd (voor twee lokaties zijn zowel voor- als najaar monsters beschikbaar; dit zijn er te weinig om in de analyse bewust rekening mee te houden; zie tabel 2.3). Ten slotte is voor iedere lokatie nagegaan of de riooloverstort recent is voorzien van een bergbezinkbassin (BBB). Een analyse van de situatie vóór en na de aanleg van een BBB kan meer inzicht in de causaliteit van eventuele effecten geven. De ligging van de lokaties is opgenomen in figuur 2.1.

Tabel 2.1 Overzicht van de geselecteerde lokaties in de nabijheid van een riooloverstort uit een gemengd stelsel. Voor iedere lokatie is ook de code van de bijbehorende riooloverstort opgenomen.

Mafa-locatie	Aantal overstorten <500m	Codes	Parameters van overstort met kleinste afstand				Aantal MaFa-monsters
			Afstand (m)	Freq. per jaar	Jaarvolume (m ³)	Aanleg BBB	
Macrofauna lokaties <50m van overstort							
DWOP1004	1	DODO-10067P	1	3,6	1161		4
DWOP0707	1	DODO-10036P	1	4	4776		7
BOP1577	1	NWSP-02003P	1	2,7	280		1
HOP0201	1	OBOB-01008P	1	5	10310	2005	8
HOP0211	1	OBOB-04002P	1	?	281		10
BOP1555	2	NWSP-04030P/00094P	11	4,5	650		1
YOP1202	1	ROHV-21066P	12	3,2	2103		6
BOP1529	1	NWGE-01088P	17	4	2120	2001	7
YOP0808	1	ZDZD-08071P	27	2,6	841		1
YOP0741	1	RORO-23043P	27	15	5197		3
BOP1515	4	NWSP-38001P ¹	30	21,9	446		14
BOP1542	2	NWSP-02010P/02169P	31	4,5	1680		3
YOP0659	1	RIRI-08027P	33	?	1816		1
YOP0750	1	RORO-25045P	35	4	6434		1
YOP0807	1	ZDZD-04035P	43	2	732		1
YOP0707	1	RORO-24037P	48	2,4	12000		5
DWOP1405	3	DODO-35139P ²	50	2,1	110		3
Macrofauna lokaties 50 - 100m van overstort							
YOP0907	1	RIRI-06014P	55	?	6031	2004	7
BOP1317	3	NWZL-01218P ³	57	6	780	2001	1
BOP1552	1	NWSP-09133P	58	3,4	370		1
YOP1101	1	AWRH-11079P	66	1	71		6
BOP1422	1	NWAB-01066P	72	4	598	2001	1
BOP1544	1	SPSP-04034P	80	4,5	534		3
YOP0634	1	RIRI-00298P	82	?	3756		1
DWOP0107	2	DODO-07017P/07020P	90	3,3	9052		7
BOP1901	1	NWSP-09167P	95	4,9	1660	2000	8
YOP0816	3	ZDZD-04012P ⁴	100	5,3	2294		1
Macrofauna lokaties 100 - 500m van overstort							
DWOP1006	2	DODO-07017P/07020P	270	2	9052	2005	2
YOP0708	1	RORO-23043P	313	15	5197		7

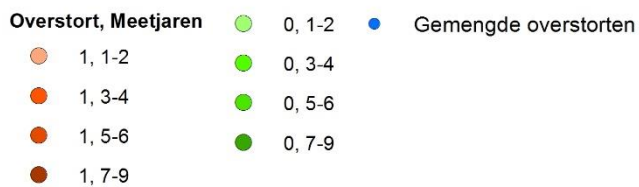
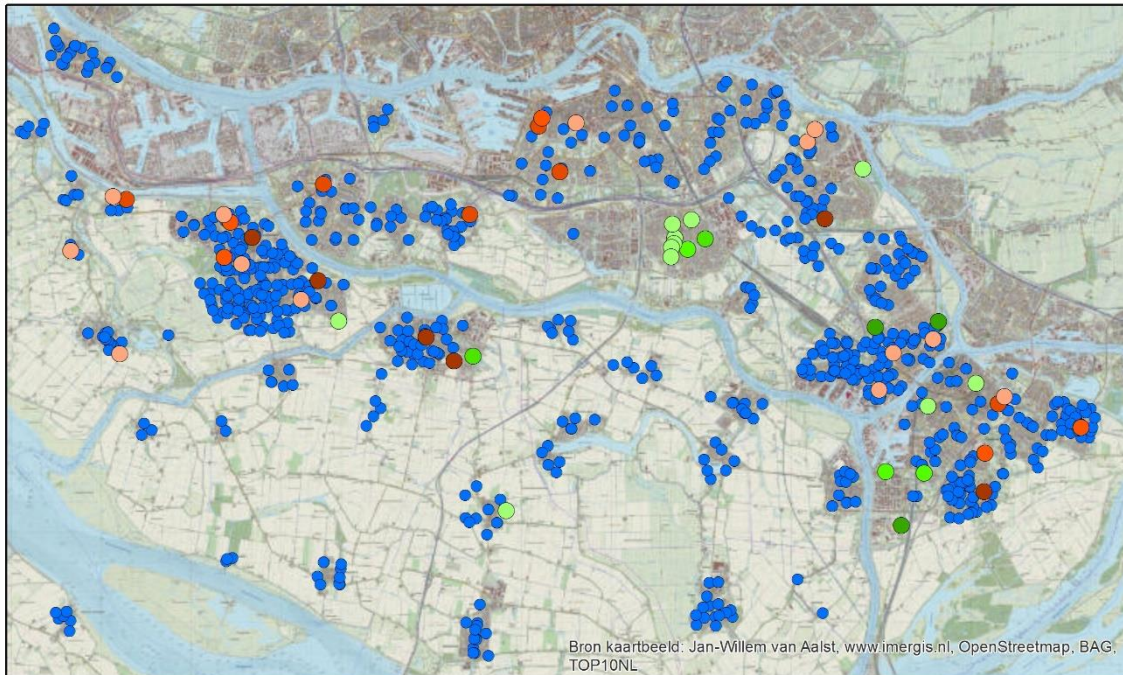
¹ NWSP-38001P; NWSP-01015P; NWSP-02170P en NWSP-01164P

² DODO-35139P; DODO-22006P en DODO-22005P

³ NWZL-01218P; NWZL-01239P en NWZL-01164P

⁴ ZDZD-04012P; ZDZD-70980P en ZDZD-04010P

Naast de aanwezigheid van riooloverstorten wordt de macrofaunagemeenschap in het stedelijk gebied door tal van andere factoren beïnvloed. Uit eerdere studies in het beheergebied van waterschap Hollandse Delta is bekend dat het zoutgehalte hierbij een belangrijke rol speelt (deze is daarom als uitsluitingscriterium meegenomen). Daarnaast moet men naast fysisch/chemische parameters als nutriënten en zuurstof ook denken aan factoren als breedte & diepte, oeverbeschoeiing, beschaduwing etc. Voor het onderzoek is het van belang dat de variatie in deze lokatie factoren binnen de belaste en referentie lokaties vergelijkbaar is. Deze informatie is in tabel 2.2 samengevat en toont aan dat dit in voldoende mate is verzekerd. Al met al kan de data-analyse worden uitgevoerd met de gegevens van 29 belaste en 19 referentie lokaties. Op 7 van 29 belaste lokaties is tijdens de onderzochte periode een BBB aangelegd, waardoor er mogelijk macrofauna gegevens zijn van vóór en na de aanleg die meer inzicht in de eventuele causaliteit van de effecten kunnen geven.



Figuur 2.1 Ligging van de geselecteerde lokaties met onderscheid in belaste (rood gekleurd, 1) en referentie (groen gekleurd, 0) lokaties. De intensiteit van de kleur illustreert het beschikbare aantal macrofauna monsters.

Tabel 2.2 Overzicht van enkele systeemkenmerken van de belaste en referentie lokaties

Breedte (m)	Landgebruik	Lokatie	Aantal Mafamonsters	Oever 1	Oever 2	Opmerkingen	
Overstort lokaties							
≤5	industrie	BOP1529	7	akker	wegberm		
	woonwijk (rand)	BOP1544	3	gras+boom	Park		
6-9	industrie	DWOP0107	7	gras	spoorberm		
		BOP1542	3	gras	gras+boom		
	park	YOP0659	1	gras+boom	gras		
		YOP0634	1	gras+boom	gras		
		BOP1577	1	gras+boom	gras+boom		
		DWOP1405	3	gras	tuin		
		YOP0807	1	gras	wegberm		
		DWOP0707	7	gras+boom	gras+boom		
		YOP0816	1	gras+boom	wegberm		
		YOP0808	1	wegberm	gras		
		YOP1202	6	wegberm	gras		
		YOP0707	5	wegberm	gras+boom		
		HOP0201	8	wegberm	wegberm		
		woonwijk (rand)	BOP1555	1	gras	Park	
BOP1317	1		gras	tuin			
BOP1422	1		gras	tuin			
HOP0211	10		tuin	akker			
10-15	industrie	YOP1101	6	gras+boom	gras+boom		
		YOP0750	1	gras	gras		
	park/onbebouwd	YOP0741	3	gras+boom	gras+boom		
		BOP1515	14	wegberm	wegberm		
		BOP1552	1	gras	tuin		
15-40	woonwijk (rand)	YOP0907	7	wegberm	tuin		
		DWOP1006	2	gras+boom	gras		
	park/onbebouwd	BOP1901	8	wegberm	gras		
		DWOP1004	4	gras	wegberm		
		YOP0708	7	gras+boom	gras+boom		
Referentie lokaties							
≤5	woonwijk	YOP0233	5	gras	tuin	gescheiden stelsel of VGS	
	woonwijk (rand)	BOP1561	2	tuin	gras	VGS	
6-9	industrie	YOP0132	8	gras	wegberm	gescheiden stelsel	
		DWOP0703	8	gras	gras	drukriool	
	woonwijk	YOP0232	5	gras	gras	gescheiden stelsel of VGS	
		YOP0252	1	gras	gras	gescheiden stelsel of VGS	
		YOP0269	1	gras+boom	gras	gescheiden stelsel of VGS	
		YOP0806	7	gras	gras+boom	rand van gemengd stelsel	
		YOP0253	1	gras+boom	gras+boom	gescheiden stelsel of VGS	
		DWOP0710	5	gras+boom	gras+boom	gescheiden stelsel	
		YOP0620	1	gras	gras	VGS	
		park	DWOP1009	2	gras+boom	gras+boom	
HOP0226	1		gras+boom	gras	VGS		
10-15	woonwijk	HOP0227	14	gras	gras	VGS	
		YOP0248	1	gras+boom	gras+boom	gescheiden stelsel of VGS	
	YOP1001	1	gras+boom	gras+boom	gescheiden stelsel of VGS		
	DWOP1011	2	wegberm	wegberm	in gemengd gebied, hoofdwatergang		
	15-40	park/onbebouwd	DWOP1017	4	gras	gras+boom	grens van gescheiden en VGS
			YOP0251	1	wegberm	tuin	gescheiden stelsel of VGS

2.2 Gebruikte gegevens

Om inzicht te krijgen in de macrofaunagemeenschappen in de stadswateren van het waterschap Hollandse Delta is geanalyseerd welke factoren een sturende invloed hebben. Hiertoe is er een koppeling gemaakt tussen macrofaunagegevens, waterplanten inventarisaties, waterkwaliteitsgegevens en enkele lokatie-kenmerken (zoals breedte, diepte). De benodigde gegevens zijn door waterschap Hollandse Delta in de vorm van Excel-tabellen aangeleverd.

De data-analyse is uitgevoerd met de gegevens van 29 belaste en 19 referentie lokaties. In totaal waren er 185 macrofaunamonsters beschikbaar. Hiervan zijn er 63 afkomstig van referentie lokaties en 122 van lokaties nabij een riooloverstort. Het aantal beschikbare macrofaunamonsters verschilt per lokatie (tabel 2.3). Voor sommige lokaties beginnen de datareeksen vanaf ±1990 en lopen ze door tot in 2014. Andere lokaties zijn over een kortere periode bemonsterd. In vrijwel alle gevallen konden deze gegevens van de macrofauna inventarisaties gekoppeld worden aan fysisch/chemische gegevens uit hetzelfde jaar. Uitzonderingen zijn hieronder toegelicht.

Lokatie	1988	1991	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Overstort lokaties																							
BOP 1317																		x					
BOP 1422																			x				
BOP 1515														x	x	x	x	x	x	x	x		
BOP 1529				x			x			x		x					x			x			x
BOP 1542							x			x							x						
BOP 1544							x			x							x						
BOP 1552																	x						
BOP 1555																	x						
BOP 1577																							x
BOP 1901														x	x	x	x	x	x	x	x	x	
DWOP0107	x											x			x	x	x				x		x
DWOP0707												x			x	x	x	x	x				x
DWOP1004															x		x				x		x
DWOP1006												x				x							
DWOP1405																	x	x					x
HOP 0201														x	x	x	x	x	x	x	x		
HOP 0211		x	x			x			x			x			x	x	x				x		x
YOP 0634																x							
YOP 0659																							x
YOP 0707																x	x		x	x			x
YOP 0708																x		x	x	x	x		x
YOP 0741																		x	x				x
YOP 0750																							x
YOP 0807																							x
YOP 0808																							x
YOP 0816																		x					
YOP 0907					x				x			x			x	x			x				x
YOP 1101															x	x	x	x	x				x
YOP 1202															x	x	x	x	x	x			x
Referentie lokaties																							
BOP 1561																			x				x
DWOP0703														x	x	x	x	x	x	x	x		
DWOP0710															x	x	x				x		x
DWOP1009													x			x							
DWOP1011														x		x							
DWOP1017														x		x		x					x
HOP 0226																		x					
HOP 0227																	x	x	x	x	x	x	x
YOP 0132														x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
YOP 0232	x															x	x						x
YOP 0233															x	x							x
YOP 0248																							x
YOP 0251																							x
YOP 0252																							x
YOP 0253																							x
YOP 0269																							x
YOP 0620																							x
YOP 0806							x								x	x							x
YOP 1001																							x

X: in dit jaar is er zowel een voor- als najaarsmonster

Tabel 2.3

Overzicht van de jaren waarin op de verschillende lokaties macrofauna monsters zijn genomen.

Lokatie informatie (incl. aanwezigheid van riooloverstort)

Van alle 49 lokaties is een karakterisering opgenomen met het watertype (sloot, vijver), breedte, diepte en type oever (beschoeid, niet-beschoeid). In de meeste gevallen konden deze gegevens door het waterschap worden aangeleverd. Waar nodig is deze alsnog achterhaald dan wel ingeschat, bijv. door gebruik te maken van Google (landgebruik, breedte) en Gis-informatie over de watersystemen (verschil tussen bodemhoogte en waterpeil levert waterdiepte). Voor sommige parameters bleef de datadichtheid echter te laag. Deze zijn daarom niet in de analyse meegenomen. Dit betreft parameters als kwelindicatie, mate van isolatie, oeverbegroeiing, stroming en taludhoek.

De invloed van een riooloverstort is in eerste instantie met drie verschillende parameters vastgelegd, namelijk het aantal riooloverstorten binnen 100m (meestal is dat er 1 maar soms ook 2-4), het berekende totale jaarvolume en de frequentie waarmee de riooloverstort werkt. Daarnaast is de aanwezigheid van een bergbezinkbassin (BBB) geregistreerd. Het is van belang om te realiseren dat de nauwkeurigheid, waarmee de overstortfrequentie en het jaarvolume zijn vastgesteld, tussen lokaties kan variëren (bijv. omdat in het ene gemeentelijke rioleringsplan deze aspecten anders zijn uitgewerkt dan in de andere). Verder mag verwacht worden dat het effect van een bepaald jaarvolume aan riooloverstort zal afhangen van de dimensies van het ontvangende watersysteem. Voor de uiteindelijke analyses is daarom één gemeenschappelijke parameter "riooloverstort" gemaakt, waarbij het totale jaarvolume is gedeeld door "breedte * diepte". De overstort frequentie is hierin niet meegenomen.

Voor een aantal lokaties was het jaarvolume zowel vóór als na de aanleg van een BBB bekend. Voor andere lokaties is dit geschat door er conservatief vanuit te gaan dat de aanleg van een BBB het jaarvolume zal halveren.

Overigens is ook dit een aanname die per lokatie kan verschillen. Het is ook mogelijk dat de aanleg van een BBB geen invloed op de betreffende riooloverstort heeft maar er juist voor zorgt dat een riooloverstort verderop in het systeem minder frequent zal gaan overstorten of andersom, dat meerdere overstorten naar een BBB worden geleid en de belasting bij een BBB juist toeneemt. De werkelijke situatie is voor de huidige data-analyse niet uitgezocht.

Fysisch/chemische parameters

Van de volgende parameters zijn gegevens aangeleverd:

- Geleidbaarheid, Cl⁻,
- Macro-ionen als Ca, HCO₃⁻, Fe, K, Mg, Na, SO₄
- N_{tot}, NH₄⁺ (en berekende NH₃) N-Kj, NO₂⁻, NO₃⁻
- P_{tot}, PO₄³⁻,
- BZV, O₂, Doc/Toc, Chl-a, doorzicht, pH, temp, zwevende stof
- metalen, Pak's en gewasbeschermingsmiddelen

Een eerste datacontrole was gericht op eenheden, uitschieters, datadichtheid en onderlinge correlaties. Afhankelijk van de analyse zijn verdere bewerkingen uitgevoerd. Voor 4 van de 185 monsters waren geen fysisch/chemische gegevens aanwezig in het jaar dat er een macrofauna bemonstering was uitgevoerd. Dit betrof de jaren 2006, 2008 en 2009 van YOP0708 en 2006 voor YOP0634. Voor YOP0708 zijn deze waarden geëxtrapoleerd op basis van de resultaten uit de eerste twee daarop volgende jaren (2010-2011), terwijl voor YOP0634 de gegevens uit 2003-2004 zijn gebruikt. Voor de lokatie DWOP1009 (2004; 2007) waren in het geheel geen fysisch/chemische parameters beschikbaar. In dat geval is voor de Canoco-analyse gebruik gemaakt van de gemiddelde waarde over alle lokaties. In de praktijk betekent dit dat deze twee macrofaunamonsters voor deze parameters 'passief' meelopen en niet aan de verklaarbaarheid bijdragen. Voor deze lokatie was echter wel bekend of er riooloverstorten in de nabijheid aanwezig waren en was ook de meer algemene lokatie informatie (bijv. breedte, diepte) beschikbaar. Het werd daarom toch zinvol geacht om ook DWOP1009 in de analyse mee te nemen.

Verder bleken een aantal parameters op slechts een beperkt aantal lokaties te zijn geanalyseerd. De datadichtheid was in die gevallen <10%, waardoor deze parameters niet in de verdere analyses zijn betrokken. Dit gold voor alle milieuverontreinigingen (zoals metalen, PAK's, PCB's, gewasbeschermingsmiddelen etc) maar ook voor enkele macro-ionen (K, Mg, Na, Fe) en TOC / DOC.

Voor de Canoco-analyses heeft de fysisch/chemische en lokatie informatie nog een extra bewerking ondergaan. Zo is informatie over het water- en oevertype omgezet in een getalswaarde (0 of 1). Ook is er een correlatiematrix opgesteld en zijn er bij parameters met een hoge onderlinge correlatie één of enkele van de analyse uitgesloten (zoals P_{tot} en PO₄³⁻). Tenslotte is de variatiecoëfficiënt van de verschillende parameters zo goed mogelijk geüniformeerd. De meeste parameters zijn daartoe logaritmisches getransformeerd (met uitzondering van de pH en de niet-kwantitatieve parameters als watertype en oevertype). Uiteindelijk zijn de volgende parameters in de Canoco-analyses meegegeven: Riooloverstort, breedte, diepte, doorzicht, pH, chlorofyl, minimale zuurstof conc, BZV₅, NO₃, NH₄, PO₄, Ca, sulfaat, slibdikte, bedekkingsgraden van drijfblad, emerse, submers en kroos, beschaduwing (bomen) en oever- en watertype.

Voor de nutriënten is gekozen voor een wintergemiddelde, maar de analyses zijn ook met een zomergemiddelde en jaargemiddelde uitgevoerd met ongeveer dezelfde resultaten. De verklaarbaarheid met het wintergemiddelde was echter net iets hoger. Dit komt wellicht doordat de frequentie waarmee riooloverstorten werken ook niet evenredig over het jaar is verdeeld.

Ecologische gegevens

De gebruikte macrofauna gegevens zijn allen handnet monsters van 10 meter lengte. Er is daarom geen verdere standaardisatie op de opgegeven aantallen uitgevoerd. Verder zijn de gebruikte macrofauna codes gecontroleerd en waar nodig gestandaardiseerd op de thans gebruikte TWN-codes¹. Een eventueel aangebracht onderscheid tussen larvale stadia, poppen en adulte dieren is verwijderd door de aantallen te sommeren. Ook zijn ondersoorten gegroepeerd op het niveau van de soort en zijn de verschillende aggregaten geüniformeerd (er zijn bijv. 3 codes voor *Cricotopus sylvestris* gr.). Verder zijn terrestrische soorten (zoals de bladmineerder

¹ TWN staat voor Taxa Waterbeheer Nederland en betreft de standaardlijst voor de naamgeving en codes bij ecologische analyses (waaronder de macrofauna) in het Nederlandse waterbeheer.

Tanysphyrus lemnae of de wants *Stenopelmus rufinasus*) uit de analyse verwijderd.

Vervolgens is gekeken naar het aantal waarnemingen per taxa. Voor taxa met een laag aantal waarnemingen is bekeken of verdere standaardisatie nuttig is. Zo zijn er vrij veel situaties, waar

i) de meeste individuen tot op de soort zijn gedetermineerd,

ii) een enkele tot op geslacht, terwijl

iii) er in alle handnet monsters gezamenlijk slechts één soort van dat geslacht blijkt te zijn gevonden (bijv. 8 monsters met *Einfeldia pagana* en twee waarnemingen met *Einfeldia*). Twinspan- en Canoco-analyses zijn ongevoelig voor dergelijke individuele waarnemingen. Het samenvoegen van beide taxa tot een groep "*Einfeldia*" doet aan het onderscheidend vermogen weinig af, terwijl in dat geval die twee losse waarnemingen weer wel meetellen. Hetzelfde geldt voor zeldzame soorten, terwijl er voldoende waarnemingen op het Genus-niveau in de dataset zitten. Deze standaardisatie resulteert uiteindelijk in een bestand met ruim 486 verschillende taxa. Tenslotte is een controle uitgevoerd op het aantal waarnemingen per soort. Soorten die in ≤ 4 monsters (van de 185) zijn aangetroffen, zijn niet meegenomen in de Twinspan- en Canoco-analyses. Een uitgevoerde controle toonde aan dat dit geen invloed heeft gehad op de resultaten van de clustering. Overigens wil dit niet zeggen dat deze zeldzame soorten niet indicatief voor bepaalde situaties kunnen zijn (bijv. heel schoon of juist sterk verontreinigd). Het schaalniveau van de huidige data-analyse maakt echter dat deze soorten weinig invloed hebben en ook een meer op de soort gerichte analyse zou met minder dan vier waarnemingen geen eenduidige conclusies toelaten.

Daarnaast zijn ook gegevens van waterplant-inventarisaties aangeleverd. Dit betreft eventueel aanwezige flab en kroos maar ook de bedekkingsgraden van draadalgen, drijvende, emerse en submerse waterplanten. Het aantal macrofauna soorten is over het algemeen hoger als er een meer diverse gemeenschap aan submerse, drijvende en emerse waterplanten aanwezig is (de habitat diversiteit is dan toegenomen). Tegelijkertijd zijn waterplanten en macrofauna ook deels afhankelijk van dezelfde stuurfactoren. Deze getrapte afhankelijkheid geeft een complicatie in de statistische analyses, omdat parameters niet onderling onafhankelijk zijn en omdat de meetfout in de bedekkingspercentages veel groter is dan die in de waterkwaliteitsparameters. Ter controle zijn daarom aanvullende analyses uitgevoerd, waarbij de waterplanten als covariabelen zijn meegenomen en/of uit de analyse zijn verwijderd.

2.3 Analyse van macrofaunagemeenschappen en stuurfactoren

Toelichting op de gebruikte multivariate technieken

De data-analyse is gericht op de vraag of riooloverstorten uit gemengde stelsels een aantoonbaar effect op de macrofaunagemeenschap hebben. Bij een dergelijke data-analyse wordt gebruik gemaakt van multivariate technieken, die zich op hetzij een *classificatie* van de monsters richten (Twinspan), hetzij op een *ordinatie* van de monsters (Canoco). Beide technieken worden hieronder kort toegelicht om het interpreteren van de resultaten te vereenvoudigen. De tekst is gebaseerd op de uitgebreidere beschrijving in Van Katwijk en Ter Braak (2008).

Twinspan (Classificatie)

Met behulp van classificatie worden monsterpunten in groepen ingedeeld. Bij classificatie wordt gestreefd naar een zo groot mogelijke overeenkomst tussen de monsterpunten binnen een groep, en tegelijkertijd ook naar een zo groot mogelijk verschil tussen de groepen onderling. Gelijkenis en verschil worden vastgesteld aan de hand van de soortensamenstelling. Een Twinspan-analyse is gebaseerd op het feit dat een groep monsterpunten kan worden gekenmerkt door differentiërende soorten. Hierbij speelt niet alleen de aan- en afwezigheid van een soort een rol, maar ook verschillen in de dichtheden.

Het doel van de Twinspan-analyse is om de opvallende kenmerken van de gegevens naar voren te halen. Dit wordt gedaan door gelijkende soorten en gelijkende monsters bijeen te plaatsen. Gelijkenis van soorten heeft betrekking op de mate waarin ze in dezelfde monsters voorkomen. Gelijkenis van monsters wordt gebaseerd op de soortensamenstelling. De resultaten van een Twinspan-analyse worden weergegeven in een tabel, waarbij soorten die weinig overeenkomen met de overige soorten op een afwijkende positie worden geplaatst. De wijze waarop de monsterpunten in groepen worden ingedeeld kan worden afgelezen in de nullen en enen die onderaan in de tabel zijn geplaatst. In hoofdstuk 3 wordt daarom ook gesproken over een groep '0' versus een groep '1' uit de twinspan-analyse. Of bijvoorbeeld 1 splitsingsniveau verder, over de groep '0-1' versus de groep '0-0'.

In onderstaande illustratie is een versimpelde Twinspan-analyse opgenomen. Zowel het aantal monsters als het aantal soorten is sterk gereduceerd en laat vooral zien dat de aanwezigheid van soorten over groepen varieert en hoe die voor een classificatie in groepen kan worden gebruikt. De getallen in de tabel zijn een maat voor de dichtheid van de betreffende soort in het betreffende monster. Sommige soorten (oranje) komen alleen voor in monsters uit groep 1, anderen (groen) juist alleen in monsters behorend tot groep 0. Verder zijn er ook soorten die in beide groepen voorkomen (groen en oranje) maar een voorkeur voor één van beide groepen hebben (in dit geval de groep 0).

Theoretische illustratie als voorbeeld van mogelijke uitkomsten; Niet gebaseerd op huidige analyse

Taxon-code	Code van het monsterpunt												
	1114	1117	829	846	142	152	45	46	143	830	48	49	
POPYANTI							3	3					*000
MINESCHO								1	2	1			*000
FORELIU							2	3					*000
ENOC	2	1	2	1	1	2						1	*111
THERTESS			1			3							*111
HYHYOVAT	1	3		2									*111
ANSUVOTE	2	3	3	2	3	3			3		1		*110
PHYSFONT	1			3	3	3			3	2			*110
CEAT	3	1	3	3		2				1			*110
ISCHELEG			3	3		3				3			*110
	*00	*00	*010	*010	*011	*011	*100	*100	*101	*101	*11	*11	
knip 1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	
knip 2	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	
knip 3			0	0	1	1	0	0	1	1			

Canoco (Ordinatie)

Waar classificatie met Twinspan leidt tot een indeling in één dimensie (0 versus 1), zijn ordinatie technieken, zoals Canoco, gericht op het interpreteren van de ecologische variatie in meerdere dimensies. Hierbij worden de dimensies (assen) berekend die de grootste variatie in soortensamenstelling beschrijven. Deze assen in de ordinatie kunnen beschouwd worden als een soort hypothetische milieuvariabelen, die zodanig zijn berekend dat de soorten optimaal passen in het statistisch model dat de soortabundanties langs gradiënten beschrijft. Het is een middel om gelijktijdig meerdere soorten te bestuderen en om de relaties tussen de soorten en het milieu op te sporen.

Het resultaat van een ordinatie is een rangschikking van soorten, monsterpunten en milieuvariabelen, zodanig dat gelijkende eenheden bijeen liggen en niet-gelijkende eenheden ver uit elkaar. De dimensies worden gedefinieerd door de ordinatieassen. Bij een visuele weergave van de resultaten wordt een twee dimensionele figuur geconstrueerd met daarin de ligging van de monsterpunten en/of de ligging van de soorten. De ligging op de eerste as (horizontale as) geeft hierbij de grootste variatie weer; De ligging op de tweede (en derde, vierde etc) as verklaart steeds iets minder van de resterende variatie.

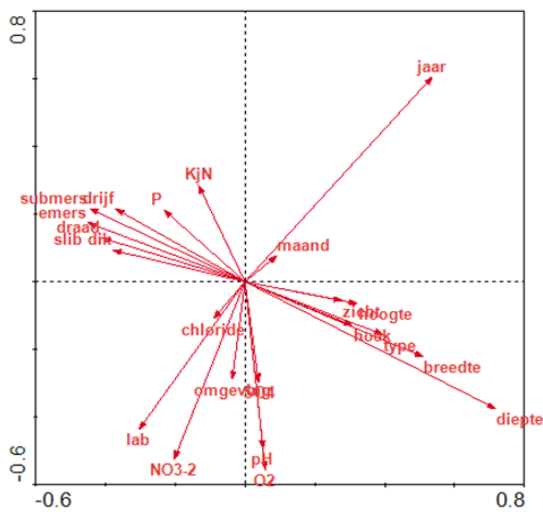
De invloed van de milieuvariabelen wordt weergegeven als pijlen. Hoe langer de pijl, hoe groter de invloed van deze variabele op de variatie in de soortensamenstelling van de monsters. Als de pijlen van meerdere milieuvariabelen in elkaarsrichting liggen, versterken ze elkaars effect (of zijn ze teveel aan elkaar gecorreleerd). Door een figuur te maken waarin zowel de soorten of monsterpunten als de pijlen van de milieuvariabelen zijn weergegeven wordt geïllustreerd welke soorten en/of monsters in sterke mate met deze milieuvariabele overeenkomen.

Ter illustratie van hoe een Canoco-analyse zijn resultaten kan weergeven, is hieronder een illustratie opgenomen. Deze illustratie is **niet** afkomstig uit het huidige project en daarmee zuiver bedoeld als toelichting op hoe een Canoco-analyse werkt.

Uit deze illustratie komt een sterke clustering van milieuvariabelen in vier groepen naar voren, wat meestal duidt op correlaties (die overigens het liefst voorkómen worden). Gekeken vanuit de eerste (horizontale) as, die de meeste variatie verklaart, is de lengte van de pijl 'diepte' in dit voorbeeld het grootst. De diepte van het monsterpunt is in deze theoretische exercitie daarmee een van de milieuvariabelen die sterk bijdraagt aan het

verklaren van de aanwezige variatie in soortensamenstelling. Verder zijn er meerdere andere milieuvariabelen die dezelfde richting op wijzen, namelijk breedte, hoogte en hoek van de oever, doorzicht en watertype. Dit zijn variabelen, waarvoor een correlatie met de diepte van het water logisch is. Tegelijkertijd is er ook een groep variabelen die precies tegengesteld aan deze inrichting-variabelen zijn. Dit zijn vooral variabelen voor de bedekking van de waterplanten, alsmede totaal P en Kj-N. Doordat deze pijlen exact tegengesteld zijn aan de groep variabelen rondom de diepte, werken al deze variabelen waarschijnlijk op eenzelfde manier door op de soortensamenstelling. Alleen is de richting van het effect anders: hoe groter de diepte, hoe lager de bedekkingsgraad van waterplanten.

**Theoretische illustratie als voorbeeld van mogelijke uitkomsten
Niet gebaseerd op huidige analyse**



Tenslotte staat de pijl voor de variabele 'jaar' loodrecht op de richting van de hiervoor genoemde variabelen. Dit betekent dat de invloed van 'jaar' en 'diepte' nauwelijks aan elkaar is gecorreleerd. Het meetjaar verklaart daarmee een stuk variatie in de soortensamenstelling, die niet door breedte en daaraan gecorreleerde parameters verklaard kan worden. De milieuvariabelen recht tegenover het 'jaar' indiceren parameters, die waarschijnlijk aan het effect van het jaar zijn gekoppeld. Voor een parameter als nitraat/nitriet duidt dit op dalende trends. Voor een parameter als "het uitvoerende laboratorium" is dit een illustratie van het feit, dat de uitvoerende laboratoria over de jaren zijn gewijzigd. Dit laatste illustreert dat deze techniek op correlaties is gebaseerd en geen uitspraken doet over causale relaties.

3 Resultaten



In dit hoofdstuk worden de resultaten van de uitgevoerde data-analyse gepresenteerd. Allereerst gaat §3.1 in op de uitgevoerde multivariate analyses met Twinspan en Canoco. De hierin aangetroffen, correlatieve verbanden worden vervolgens verder bestudeerd door in te gaan op het verband tussen macrofauna en nutriënten (§3.2), macrofauna en waterplanten (§3.3), effecten van riooloverstorten (§3.4) en effecten van de aanleg van bergbezinkbassins (§3.5).

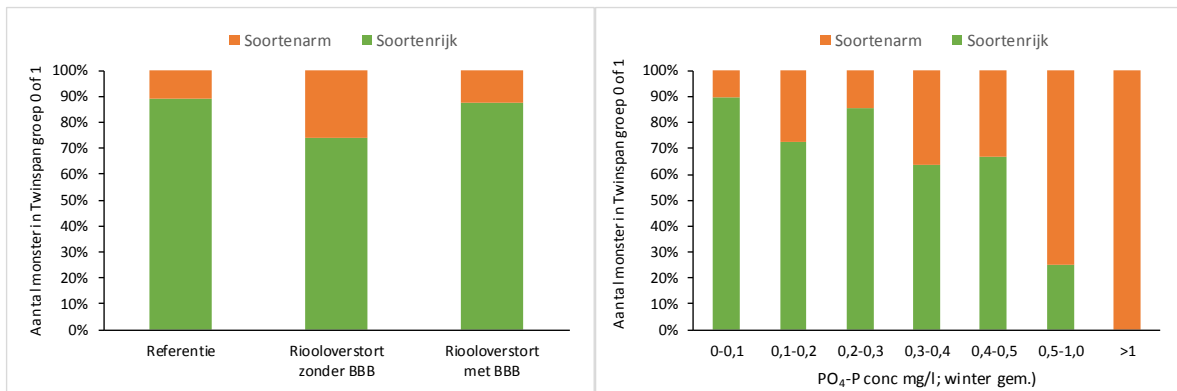
3.1 Multivariate analyses

Twinspan

De Twinspan-analyse verdeelt de 185 macrofauna monsters in een soortenrijke en soortenarme groep. De soortenrijke groep bestaat uit 151 monsters. In deze monsters komen gemiddeld genomen zo'n 72 verschillende macrofaunasoorten voor, terwijl monsters in de soortenarme-groep (n=34) er gemiddeld 43 bevatten. Er zijn meerdere macrofaunagroepen die aan dit verschil bijdragen. Zo is het aantal soorten waterkevers, haften, slakken, watermijten, libellen en kokerjuffers in monsters uit de soortenrijke groep telkens minimaal een factor twee hoger dan in monsters uit de soortenarme groep. Dit verschil in diversiteit is gecorreleerd aan de aanwezigheid van waterplanten. Op lokaties met een soortenrijke macrofauna is namelijk ook de gemiddelde bedekking van submerse, emerse en drijfblad vegetatie een factor 2-3 hoger. Daarnaast is deze indeling van de macrofauna ook gecorreleerd aan fysisch chemische parameters. Zo zijn de gemiddelde fosfaat en ammonium concentraties bij de soortenarme groep hoger en zijn de minimale zuurstofconcentraties juist lager.

Noot. De macrofauna-gegevens zijn binnen deze data-analyse niet getoetst aan bestaande EBEO-doelen noch aan de mogelijke doelen conform de KRW-systematiek (de KRW-doelen voor overig water moeten nog worden opgesteld en vastgelegd). Daarmee is het niet mogelijk om formeel te beoordelen wanneer een macrofaunagemeenschap aan de doelen voldoet. Tegelijkertijd kan wel meer kwalitatief worden aangegeven dat een stadswater waarin 72 verschillende macrofaunasoorten aanwezig zijn, als heel redelijk gezien kan worden. Als er daarentegen 43 macrofaunasoorten worden aangetroffen dan is dat meestal een indicatie van enigerlei vorm van verstoring.

In figuur 3.1 is deze indeling van de macrofaunagemeenschappen in soortenrijk en soortenarm vergeleken met de aanwezigheid van riooloverstorten en de gemiddelde fosfaat-concentraties. Deze figuur illustreert dat de macrofaunagemeenschap op lokaties nabij een riooloverstort meer dan twee keer zo vaak in de categorie soortenarm vallen dan op referentielokaties (26 versus 11%). Als de riooloverstort echter ook van een bergbezinkbassin (BBB) is voorzien, is dit aandeel soortenarme macrofaunagemeenschappen lager en komt met 12% goed overeen met het aandeel op referentielokaties. Deze resultaten duiden daarmee op een negatief effect van riooloverstorten. Daarnaast is eenzelfde vergelijking met de fosfaat-concentratie gemaakt (rechter deel van figuur 3.1), waaruit blijkt dat hoge fosfaat-concentraties aan een minder soortenrijke macrofaunagemeenschap zijn gecorreleerd.



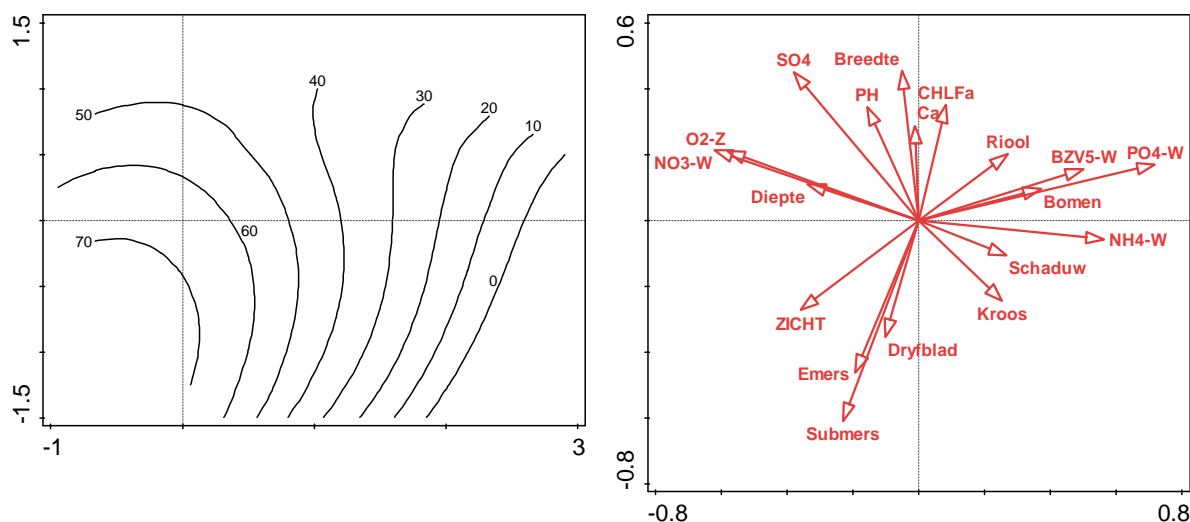
Figuur 3.1 Resultaten van de uitgevoerde Twinspan-analyse met 185 macrofauna-monsters uit stadswateren, geïllustreerd aan de hand van de aanwezigheid van riolovertorsten (met of zonder BBB; linker figuur) en de gemiddelde fosfaat-concentraties (PO₄-P; mg/l; wintergemiddeld²; rechterfiguur).

CANOCO

Om meer inzicht te krijgen in dit mogelijke effect van riolovertorsten en fosfaat-concentraties is een multivariate analyse met Canoco uitgevoerd. Met de 20 meegenomen factoren kon in totaal 19,5% van de aanwezige variatie in macrofaunagemeenschappen worden verklaard. Dit percentage lijkt laag maar ligt binnen de verwachting op basis van vergelijkbare studies. In een eerdere studie naar de macrofaunagemeenschappen in alle kleine wateren uit het beheergebied van waterschap Hollandse Delta kon bijvoorbeeld 25,7% van de variatie worden verklaard (Ecofide, 2011a). In dat geval was het zoutgehalte echter de belangrijkste verklarende factor, die (mede daarom) in de huidige studie juist is uitgesloten door alleen zoete lokaties te selecteren. Tegelijkertijd geeft dit percentage ook aan, dat macrofaunastudies (zeker als deze op een niet-gerepliceerde monsternamen is gebaseerd) worden gekenmerkt door een hoog percentage niet-verklaarde variantie. Naast het niet meenemen van alle mogelijk relevante factoren, speelt meetvariatie hierin een belangrijke rol. Zo is bekend dat men met een standaard macrofaunamonster (5m handnet) vaak niet meer dan de helft van het totaal aantal aanwezige macrofauna soorten vindt. Ondanks het feit dat een standaard macrofaunamonster bij WSHD uit 10m bestaat, betekent dit dat men dergelijke standaardmonsters goed kan gebruiken om ze te vergelijken met een maatlat (relatieve soortenrijkdom) maar dat men voor effectstudies liever over meer volledige inventarisaties zou beschikken. Verder worden, naast deze meetvariatie in de macrofaunagemeenschap, ook de verklarende factoren door een meer of minder grote meetvariatie gekenmerkt.

De resultaten van de Canoco-analyse zijn geïllustreerd in figuur 3.2. De pijl "riool" is naar rechts georiënteerd, terwijl de soortenrijkste macrofauna monsters juist in het linkerdeel zijn gelegen. Dit duidt op een negatieve correlatie tussen de factor riolovertorst (jaarvolume ten opzichte van omvang van het ontvangende watersysteem: jaarvolume / {breedte*diepte}) en de soortenrijkdom van de macrofauna; hetgeen in overeenstemming is met bovenstaande Twinspan-analyse. Tegelijkertijd illustreert figuur 3.2 ook dat de negatieve correlatie met de macrofaunadiversiteit voor fosfaat, ammonium en BZV₅ sterker is, aangezien de pijlen van deze factoren langer zijn dan die voor "riool". In een voorwaartse selectie van de belangrijkste verklarende factoren wordt fosfaat dan ook als eerste, meest belangrijke factor geselecteerd. Daarna volgen sulfata, de bedekking met emerse en submerse planten en de zuurstofconcentraties. Dit is logisch omdat de eerste twee van deze factoren qua ordinatie dwars op de pijl van fosfaat liggen (zie figuur 3.2) en daarmee variatie verklaren die nog niet goed door fosfaat werd verklaard. Dit is anders dan bij ammonium, O₂ en BZV₅, die (sterk) aan fosfaat zijn gecorreleerd en in een voorwaartse selectie pas later worden geselecteerd. Daarnaast kan ook de meetvariatie van de parameters een rol spelen. Deze zal bij parameters als fosfaat kleiner zijn dan bij parameters als zuurstof en BZV (zie hieronder).

² Voor fosfaat is gekozen voor een wintergemiddelde, maar de analyses zijn ook met een zomergemiddelde en jaargemiddelde uitgevoerd met ongeveer dezelfde resultaten. De verklaarbaarheid met het wintergemiddelde was echter net iets hoger. Dit komt wellicht doordat de frequentie waarmee riolovertorsten werken ook niet evenredig over het jaar is verdeeld.



Figuur 3.2 Resultaten van de uitgevoerde Canoco-analyse met 185 macrofauna-monsters uit stadswateren. Dit zijn zowel de referentielokaties als de lokaties in de nabijheid van een riooloverstort. Links is met lijnen het totaal aantal soorten weergegeven, om zo de ligging van soortenrijke en soortenarme lokaties te illustreren. De ligging van de individuele lokaties is hierin niet opgenomen vanwege het overzicht. Rechts zijn de verschillende factoren opgenomen.

De Canoco-analyse correleert het verschil in de macrofaunagemeenschappen (linker deel van figuur 3.2) daarmee aan zowel PO_4 en NH_4 als aan riooloverstorten, O_2 , BZV, SO_4 en de aanwezigheid van waterplanten (rechter deel van figuur 3.2). Statistisch zijn deze correlaties lastig doordat deze factoren ook onderling correleren. Zo is een verband tussen riooloverstorten en hogere fosfaat-, ammonium- en BZV-concentraties resp. lagere zuurstofconcentraties gevoelsmatig logisch; is bekend dat ammonium en sulfaat een negatieve invloed op waterplanten kunnen hebben (Bureau Daslook, 2014; Smolders et al., 1996) en is ook het verband tussen waterplanten en macrofauna geregeld aangetoond (zie bijv. Ecofide, 2011b; 2013).

Tegelijkertijd spelen ook andere effecten een mogelijke rol. Zo valt in figuur 3.2 op dat ook de factor "bomen" respectievelijk "schaduw" aan de effecten van PO_4 en NH_4 zijn gecorreleerd. Meer bomen langs het water kunnen tot een hogere bladval leiden en daarmee ook een bron voor eutrofiering vormen. Dit illustreert dat effecten van riooloverstorten niet de enige stressfactor zijn en dat dergelijke effecten altijd in samenhang met de andere factoren beoordeeld moeten worden.

Daarnaast verschilt de betrouwbaarheid waarmee de verschillende factoren zijn bepaald. In de materiaal en methoden is beschreven dat zowel het jaarvolume als de frequentie van een riooloverstort moeilijk accuraat zijn vast te stellen. De gebruikte waarden kennen daarmee een hogere onzekerheid. Iets vergelijkbaars geldt voor de waterplanten en zuurstofconcentraties (maar ook macrofauna, zie boven). Bedekkingspercentages zijn bij een inventarisatie redelijk accuraat in te schatten maar tegelijkertijd kunnen deze percentages door het seizoen sterk variëren, terwijl zuurstofconcentraties zelfs binnen een dag sterk variëren. Ook dit levert een bron van variatie, die in de Canoco analyse een rol speelt. Fosfaat- en ammonium-concentraties zijn daarentegen vrijwel altijd maandelijks geanalyseerd en leveren daarmee een minder variabele schatting van de werkelijke situatie. Deze lagere variatie maakt het aantonen van eenduidige relaties eenvoudiger. Tegelijkertijd illustreert dit dat Canoco-analyses wel zicht geven op mogelijke verbanden maar dat de werkelijke situatie complex kan zijn met meerdere factoren, die elkaar ook weer onderling kunnen beïnvloeden. Vanwege deze onderlinge verbanden zijn hieronder eerst enkele univariate relaties in meer detail beschreven.

Conclusie

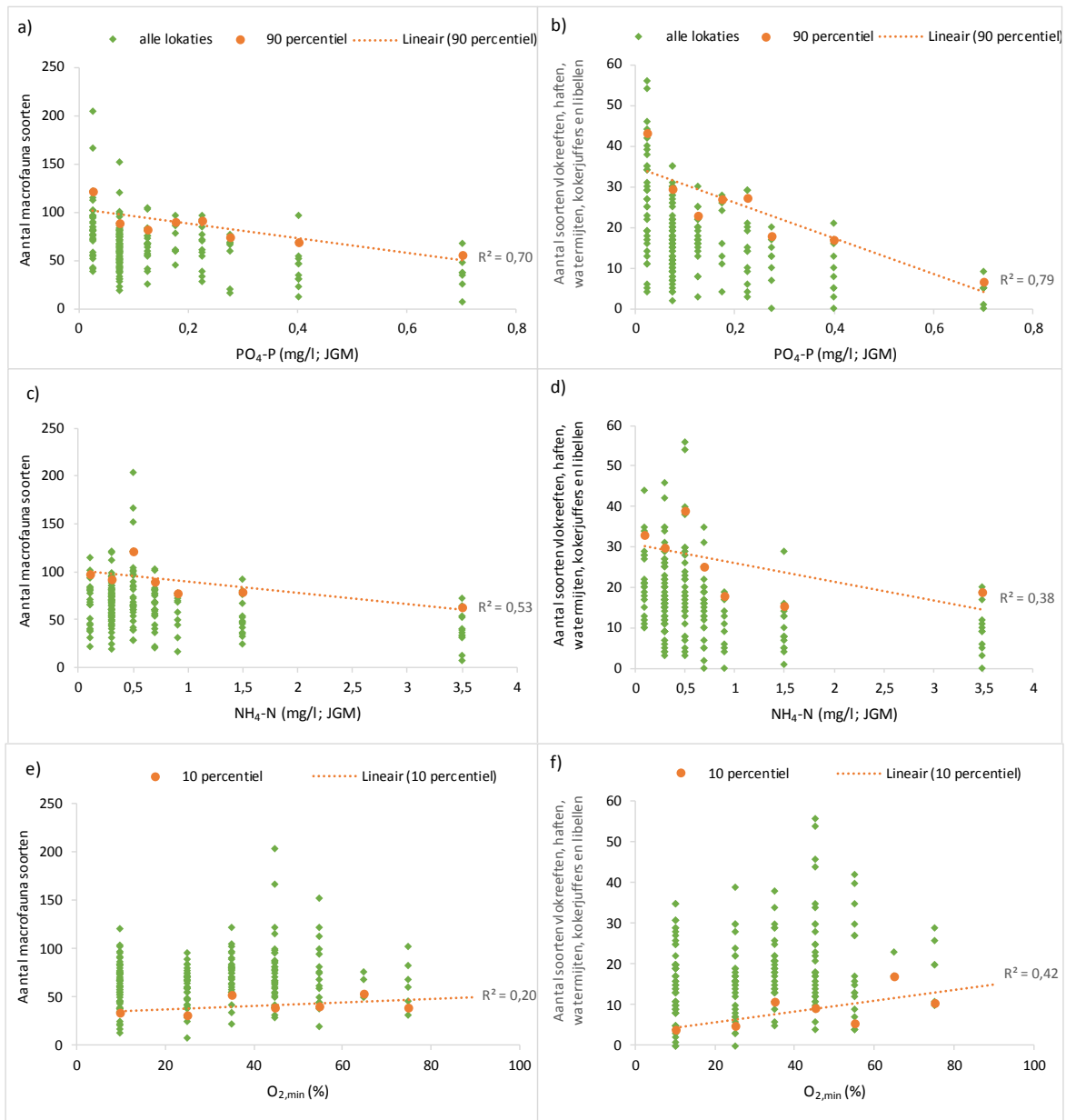
De macrofaunagemeenschap in het stedelijk gebied van waterschap Hollandse Delta vertoont grote verschillen in het aantal aanwezige soorten (variërend van zo'n 30 tot 90 taxa). De soortenrijkdom vertoont een negatieve correlatie met fosfaat- en ammonium-concentraties alsmede met de aanwezigheid van riooloverstorten en de BZV₅. De aanwezigheid van waterplanten (emerse, submerse en/of drijfblad) en hogere zuurstofconcentraties vertonen juist een positieve correlatie met het aantal macrofauna soorten.

3.2 Macrofauna en fosfaat, ammonium en zuurstof

Uit de Canoco-analyse bleek dat de fosfaat-, ammonium- en zuurstof-concentraties duidelijke correlaties met de macrofaunadiversiteit lieten zien, terwijl tegelijkertijd een causale relatie tussen deze parameters en riooloverstorten verwacht kan worden. Om deze verbanden te illustreren zijn in figuur 3.3 scatterplots opgenomen.

Deze figuren vragen enige uitleg. De Canoco-analyse laat zien dat er logischerwijs meerdere factoren zijn die de macrofaunadiversiteit beïnvloeden. Fosfaat is daarbij een hele significante maar niet de enigste. Theoretisch zou zo'n scatterplot, waarin een univariate analyse met de macrofaunadiversiteit wordt geïllustreerd, in drie gedeelten kunnen worden opgesplitst: bij lage fosfaat (dan wel ammonium) concentraties, wordt de diversiteit vooral door andere factoren gestuurd; bij gemiddelde concentraties speelt fosfaat samen met andere factoren een rol (waarbij het effect van fosfaat overigens niet zozeer een direct maar eerder een indirect via bijv. de waterplanten zal zijn), terwijl de invloed van fosfaat bij hogere concentraties domineert. De informatie in zo'n scatterplot zit daarmee niet zozeer in de ligging van alle lokaties (groene symbolen), maar juist in de delen van het figuur waar géén datapunten aanwezig zijn. Om dit duidelijk te maken zijn de fosfaat (en ammonium en zuurstofconcentraties) concentraties in een aantal klassen opgedeeld, waarna per klasse de 90-percentiel waarde van het aantal macrofauna soorten is vastgesteld (oranje symbolen; voor de minimale zuurstofconcentratie is de 10-percentiel waarde gekozen omdat voor deze parameter een positief verband wordt verwacht). Een regressie op deze 90-percentiel waarde geeft vervolgens inzicht in het effect van de nutriënt- en zuurstofparameters op de macrofauna. Ten slotte is bekend dat de gevoeligheid voor verhoogde nutriënt- resp. verlaagde zuurstofconcentraties binnen de macrofauna sterk kan verschillen. Dit geldt voor soorten, maar ook voor groepen als oligochaeten (weinig gevoelig) en kokerjuffers (gevoelig). Het effect van deze parameters zal daarom vooral bij de gevoeligste groepen tot uiting komen. In de rechter delen van figuur 3.3 zijn de verbanden daarom niet op basis van alle macrofauna-taxa geïllustreerd maar juist voor alleen het aantal soorten binnen "gevoelige" groepen. Het onderscheid 'gevoelig' en 'niet-gevoelig' is gemaakt op basis van de correlaties met de fosfaatconcentraties. De vijf groepen met de sterkste correlatie zijn vervolgens gesommeerd. Dit waren de vlokreeften (*Amphipoda*), haften (*Ephemeroptera*), watermijten (*Hydrachnidia*), kokerjuffers (*Trichoptera*) en libellen (*Odonata*).

De resultaten tonen, zoals verwacht, aan dat hoge fosfaat-concentraties met een lage macrofaunadiversiteit correleren. Bij een jaargemiddelde concentratie van zo'n 0,4 mg PO₄-P/l is het aantal gevoelige soorten met 50% afgenomen en bij concentratie >0,6 komen ze nog nauwelijks voor. Voor ammonium en zuurstof zijn de verbanden minder sterk, maar ook in deze gevallen is sprake van een negatieve (ammonium) respectievelijk positieve (minimale zuurstof) correlatie met de macrofaunadiversiteit (met name voor de gevoelige soorten). Deze verbanden berusten op correlaties: zo zou het effect van ammonium ook beïnvloed kunnen zijn door een lichte correlatie tussen de jaargemiddelde ammonium- en fosfaatconcentraties ($R^2=0,13$). Tegelijkertijd zijn er in de literatuur ook voldoende argumenten te vinden om bij deze verbanden een zekere causaliteit, via directe óf indirecte relaties, te veronderstellen.



Figuur 3.3 Scatterplots om de verbanden tussen de macrofaunadiversiteit en fosfaat ($\text{PO}_4\text{-P}$; JGM; bovenste twee figuren), ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$; JGM; middelste twee figuren) en de minimale zuurstofconcentraties te illustreren (%; onderste twee figuren). De concentraties zijn gegroepeerd in 7 of 8 klassen, waarbij voor iedere klasse ook de 90 (fosfaat, ammonium) of 10 percentiel (zuurstofconcentratie) van het aantal macrofauna soorten is berekend (oranje symbolen). Met deze percentiel-waarden is vervolgens een lineaire regressie uitgevoerd.

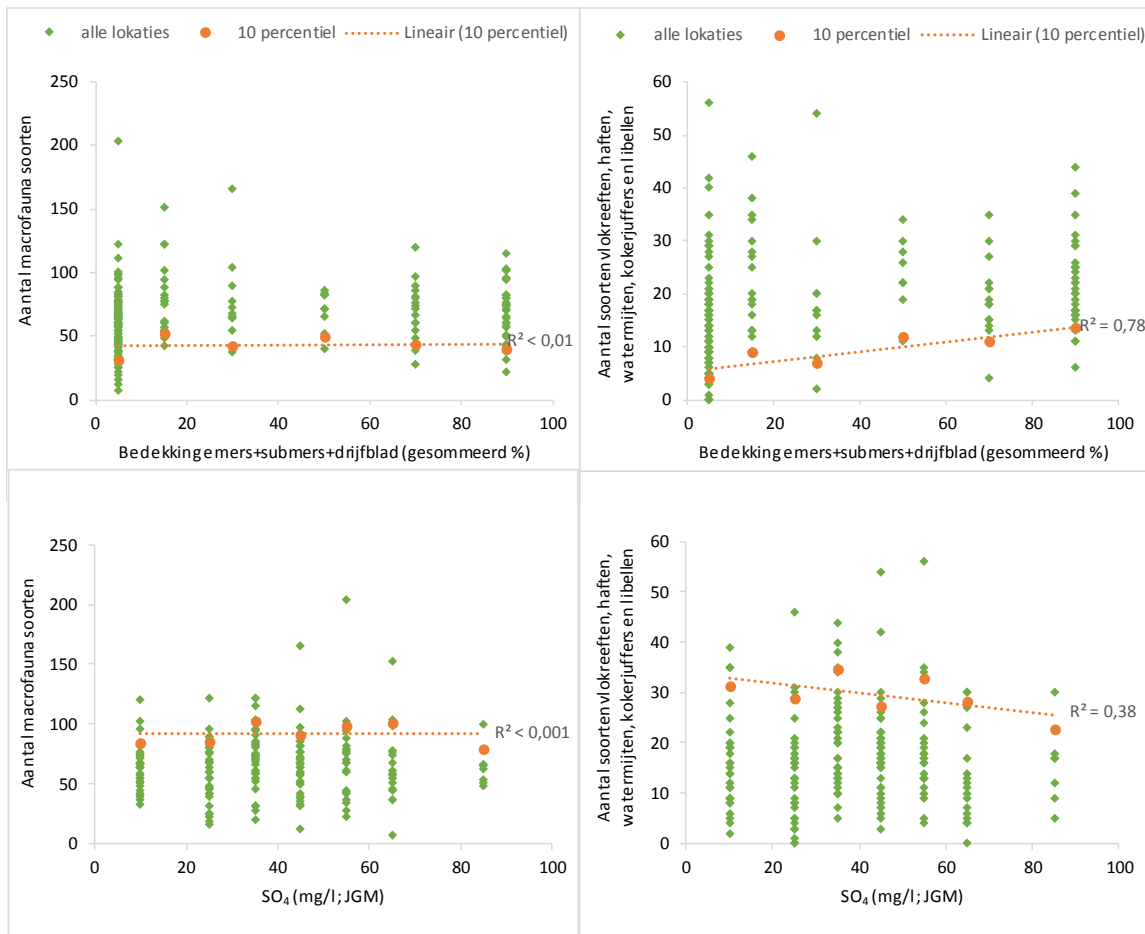
Conclusie

De macrofaunagemeenschap in het stedelijk gebied van waterschap Hollandse Delta vertoont een duidelijk verband met de fosfaat-concentraties: bij een jaargemiddelde concentratie van zo'n 0,4 mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$ is het aantal gevoelige soorten met 50% afgenomen en bij concentratie $>0,6$ komen ze nog nauwelijks voor (gevoelige soorten=vlokreeften, haften, watermijten, kokerjuffers en libellen). Ook verhoogde ammonium-concentraties en lagere minimale zuurstof concentraties lijken een negatief effect te hebben, maar deze verbanden zijn minder sterk.

3.3 Macrofauna en waterplanten/sulfaat

Waar de eerste as van de Canoco-analyse vooral de verbanden tussen de macrofauna en de fosfaat-, ammonium- en zuurstof-concentraties indiceerde (zie §3.2), wees de tweede as op verbanden tussen de macrofauna en de bedekking door waterplanten (positief verband) dan wel sulfaat (negatief verband).

Een hogere bedekking van waterplanten is vaak gecorreleerd met een rijkere of meer diverse macrofaunagemeenschap (zie bijv. Ecofide, 2011b; 2013). Ook in de huidige dataset van stadswateren in het beheergebied van waterschap Hollandse Delta komt dit verband naar voren. In figuur 3.4 zijn de relaties met zowel het totaal aantal macrofauna soorten als het aantal macrofaunasoorten binnen de vlokreeften, haften, watermijten, kokerjuffers en libellen geïllustreerd. Omdat er nu naar een positief verband wordt gekeken is er niet van de 90-percentiel maar juist van de 10-percentiel waarde gebruik gemaakt. Uit de resultaten blijkt dat de bedekking door waterplanten (soms van de emerse, submerse en drijfblad vegetatie) niet tot een stijging van het totaal aantal macrofauna soorten leidt, maar dat er wel een positief verband is met het voorkomen van soorten uit de meer gevoelige groepen. De R^2 van de regressie op de 10-percentiel waarde is met een waarde van 0,78 even hoog als de R^2 voor het effect van fosfaat (figuur 3.3). De sterkte van het effect verschilt echter wel. Waar het aantal gevoelige macrofaunasoorten over de range aan fosfaat-concentraties meer dan halveert, is het effect van de waterplanten beperkt tot een stijging met zo'n 10 soorten. Dit is ook de reden dat de waterplanten in de Canoco-analyse op de tweede as staan: ze dragen wel bij aan de verklaarbaarheid maar hun bijdrage is minder sterk in vergelijking met de factoren op de eerste as.



Figuur 3.4 Scatterplots om de verbanden tussen de bedekking door waterplanten (soms van de bedekking van emers, submers en drijfblad; bovenste twee figuren) resp. sulfaat (SO_4 ; mg/l; onderste twee figuren) met de macrofaunadiversiteit te illustreren. De concentraties zijn gegroepeerd in 6 of 7 klassen, waarbij voor iedere klasse ook de 90- resp. 10-percentiel van het aantal macrofauna soorten is berekend (oranje symbolen). Met deze percentiel-waarden is een lineaire regressie uitgevoerd.

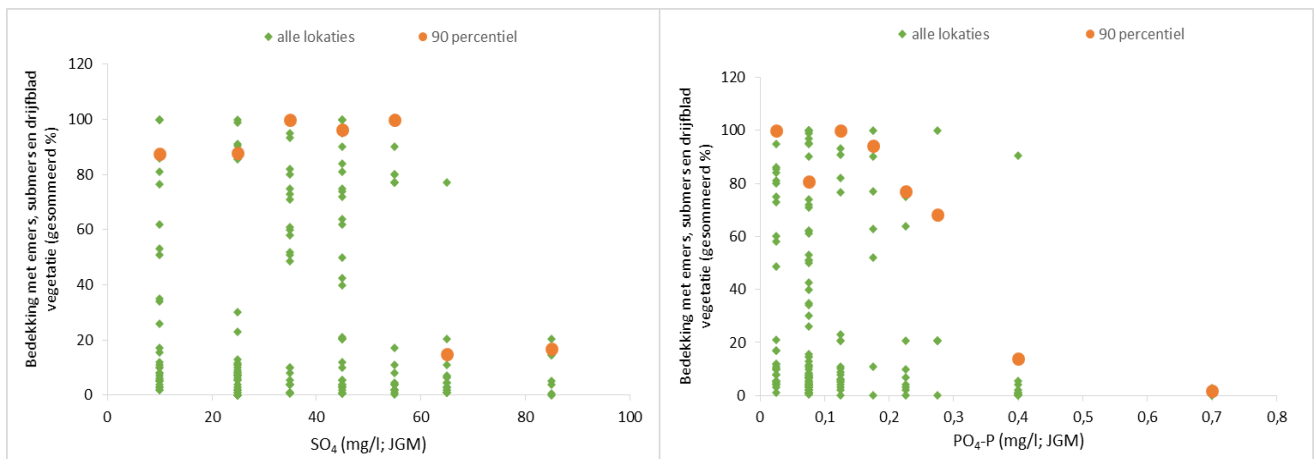
Daarnaast liet de Canoco-analyse ook een verband met sulfaat zien. In de voorwaartse selectie van stuurfactoren werd sulfaat zelfs als tweede parameter toegevoegd. De richting is hierbij tegengesteld aan de bedekking van de waterplanten (naar boven resp. beneden in figuur 3.2). In figuur 3.4 zijn daarom ook de relaties tussen het aantal macrofauna soorten en sulfaat geïllustreerd (onderste twee figuren). Deze geven een resultaat dat vrij vergelijkbaar is met dat van de waterplanten: het totaal aantal macrofauna soorten vertoont geen relatie, maar er is wel sprake van een redelijke correlatie ($R^2=0,38$) met het aantal soorten binnen enkele gevoelige groepen (vlokreeften, haften, watermijten, kokerjuffers en libellen). Ook in dit geval is de sterkte van het effect echter kleiner dan bij fosfaat: over de range aan sulfaat-concentraties zoals die in deze stadswateren zijn vastgesteld neemt het aantal gevoelige soorten met circa 10 af (dit is ca. 30% ten opzichte van lokaties met een lage sulfaat-concentratie).

Relaties tussen sulfaat en waterplanten

Alhoewel sulfaat geen onderdeel uitmaakt van de fysisch-chemische parameters, die binnen de KRW-systematiek worden bepaald, kunnen hoge sulfaat-concentraties weldegelijk tot problemen leiden. Het RIVM heeft in 2008 een literatuuronderzoek naar de risico's van sulfaat uitgevoerd en stelde een grenswaarde voor ecologische risico's van 100 mg/l voor (Brand et al., 2008). Deze waarde was uitsluitend gebaseerd op de directe risico's. Sulfaat kan echter ook indirecte risico's veroorzaken; enerzijds door de vorming van het toxische sulfide bij de afbraak van organische stof en anderzijds door het stimuleren van interne eutrofiëring. Als illustratie hiervan concluderen Lamers et al. (2006) dat in laagveenplassen sulfaat-concentraties boven 19 mg/l een verhoogde kans op fosfaatmobilisatie geven. Ook toxische effecten, door de vorming van sulfide in anaerobe omstandigheden, kunnen in deze concentratie range optreden (zie Bureau Daslook, 2013 voor enkele referenties). Door Vermaat et al (2012) is voor het laagveengebied een drempelwaarde afgeleid van 30-50 mg SO_4/l . Boven die waarde trad er een sterke verslechtering van de waterkwaliteit op en verdwenen bijzondere soorten waterplanten. In de studie van Bureau Daslook, die zich richtte op de relaties tussen waterplanten en waterkwaliteit in de Achterhoek, Gelderse Vallei en op de Veluwe, werden echter geen eenduidige effecten van verhoogde sulfaat-concentraties geconstateerd (range: 20-80 mg/l).

Voor de huidige dataset is in figuur 3.5 het verband tussen de sulfaat-concentraties en de bedekking door waterplanten geïllustreerd. Tot aan concentraties rond de 60 mg/l lijkt er geen sprake van een negatief effect op de bedekkingsgraden. In de 24 lokatie-jaar combinaties met een sulfaat-concentratie >60 mg/l was de gesommeerde bedekking door emerse, submerse en drijfblad vegetatie echter altijd <20% (met één uitzondering van 77%). Alhoewel deze relaties tussen sulfaat en waterplanten een aparte studie vergen, indiceren deze resultaten dat de hierboven beschreven correlatie tussen sulfaat en macrofauna in feite ook een indirect effect via de bedekking van waterplanten zou kunnen zijn. Tegelijkertijd moet hierbij worden opgemerkt dat ook hogere fosfaat-concentraties een nadelig effect op de bedekking van emerse, submerse en drijfblad vegetatie hebben (zie figuur 3.5; rechterdeel).

Noot. Voor de relaties met sulfaat moet men zich realiseren, dat het aantal analyses beperkt is. Weliswaar zijn er voor vrijwel alle lokatie-jaar combinaties sulfaat gegevens, maar in vrijwel alle gevallen betrof dit slechts één meting per jaar.



Figuur 3.5 Scatterplots om het verband tussen sulfaat (SO_4 ; mg/l; linker figuur) en fosfaat ($\text{PO}_4\text{-P}$; mg/l; JGM rechter figuur) met de bedekking door waterplanten (som van de bedekking van emers, submers en drijfblad) te illustreren. De sulfaat- en fosfaat-concentraties zijn gegroepeerd in 7 of 8 klassen, waarbij voor iedere klasse ook de 90-percentiel van de bedekkingsgraad is berekend (oranje symbolen).

Bovenstaande verbanden geven inzicht in univariate verbanden en daarmee mogelijke oorzaak-effect relaties. Het is goed om daarbij telkens te realiseren dat de werkelijkheid complexer is, bijvoorbeeld omdat de effecten van een riooloverstort elkaar kunnen versterken. Zo kan een riooloverstort, naast hogere nutriënt-concentraties, ook tot lagere zuurstof concentraties leiden. Deze lagere zuurstofconcentraties beïnvloeden allerlei milieuchemische processen. Zo wordt sulfaat in een zuurstofarme waterbodembodem door micro-organismen omgezet in sulfide, dat zich vervolgens aan ijzer bindt. Hierdoor is er minder ijzer beschikbaar om fosfaat te binden en zal er fosfaatmobilisatie vanuit de waterbodembodem optreden, die zo de directe lozing van fosfaat uit de riooloverstort kan versterken. Iets vergelijkbaars geldt voor de stikstofkringloop, aangezien ammonium onder anaerobe omstandigheden niet langer in nitraat wordt omgezet en zo de lozing van ammonium vanuit een riooloverstort wederom versterkt.

Samenvattend lijken fosfaat, ammonium, zuurstof en sulfaat via zowel directe als indirecte effecten de diversiteit van de macrofauna te beïnvloeden. Zo correleerden zowel verhoogde fosfaat- als sulfaat-concentraties met een lagere bedekking door waterplanten en is ook van ammonium bekend (Bureau Daslook, 2013 en referenties daarin) dat er een negatief effect op waterplanten kan optreden (al vanaf $0,3 \text{ mg NH}_4 / \text{l}$). In de huidige studie kon een dergelijk effect weliswaar niet op de bedekking door waterplanten worden aangetoond, maar eventuele effecten op de soortensamenstelling van de waterplanten zijn niet verder onderzocht. De effecten van fosfaat en sulfaat op de bedekking van waterplanten zijn zichtbaar vanaf een concentratie van circa $0,25 \text{ mg PO}_4\text{-P/l}$ (JGM) respectievelijk $60 \text{ mg SO}_4/\text{l}$. De soortenrijkdom van de gevoelige macrofauna soorten vertoont echter ook bij fosfaat-concentraties $<0,25 \text{ mg/l}$ al een dalende trend (figuur 3.3). Ook bij ammonium lijkt er een licht negatief effect op de macrofauna op te treden bij concentraties waar nog geen effect op de bedekking van de waterplanten zichtbaar was. Ten slotte leiden ook lagere zuurstofconcentraties tot een minder diverse macrofauna.

Conclusie

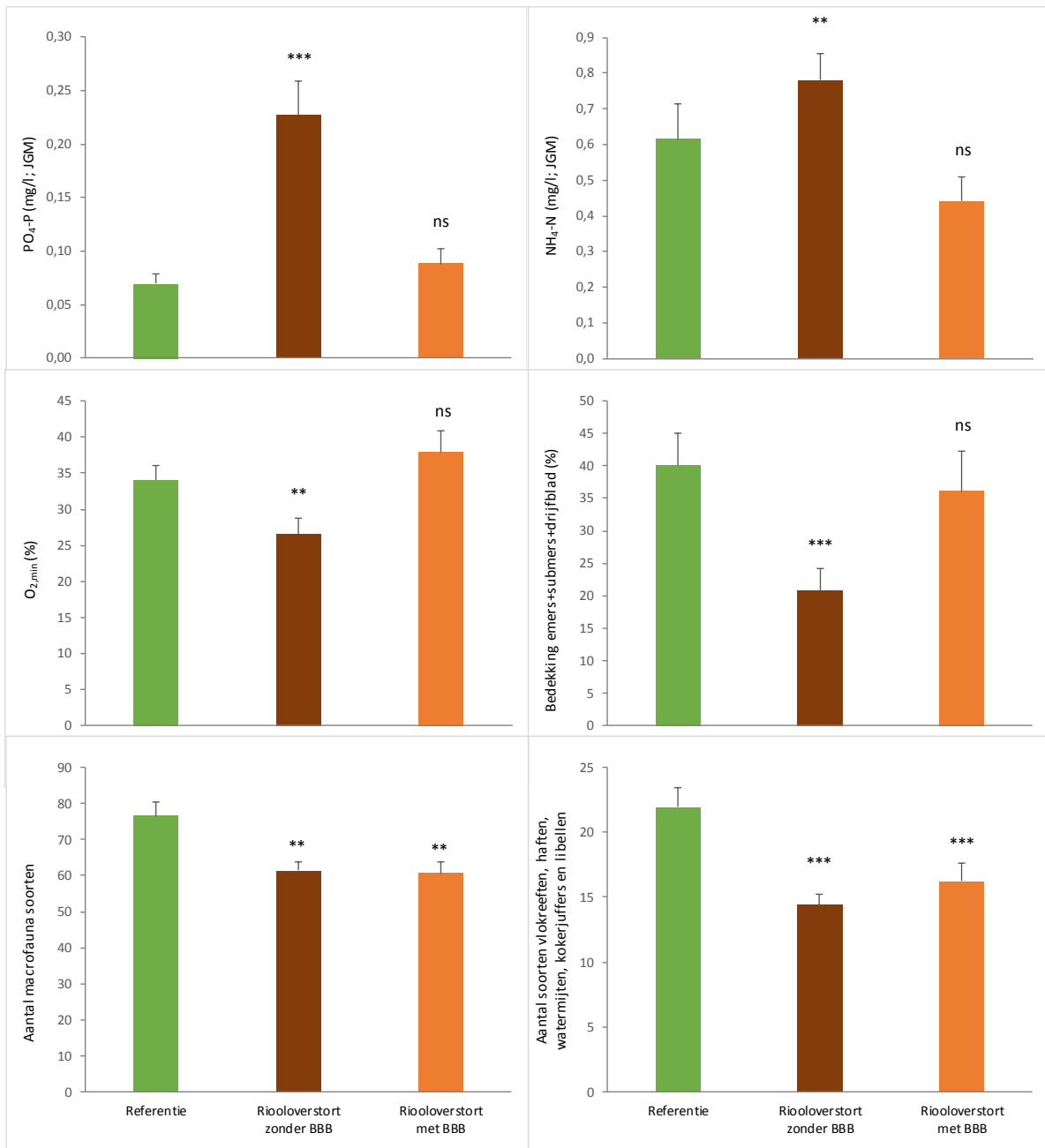
Bij een hogere bedekking door waterplanten (som van emers, submers en drijfblad) en/of hogere minimale zuurstofconcentraties is ook het aantal gevoelige macrofauna soorten hoger (gevoelige soorten=vlokreeften, haften, watermijten, kokerjuffers en libellen). Over de hele range van 0 – 100% bedekking door waterplanten neemt het aantal gevoelige macrofaunasoorten met gemiddeld 10 soorten toe (ten opzichte van een mediane waarde van 16 soorten). Er is echter geen zichtbaar effect op het totaal aantal macrofauna soorten. Sulfaat vertoont een licht negatieve correlatie met het aantal gevoelige macrofaunasoorten (wederom niet met het totaal aantal soorten). Dit effect kan deels een indirect effect zijn, aangezien de bedekking door waterplanten bij sulfaat-concentraties boven de 60 mg/l opvallend laag is (90 percentiel <20% t.o.v. een bedekking >80% bij lagere sulfaat-concentraties). De negatieve effecten van verhoogde fosfaat-, sulfaat- en ammonium-resp. verlaagde zuurstofconcentraties lijken daarmee via zowel directe als indirecte effecten de macrofaunagemeenschap te beïnvloeden.

3.4 Effecten van riooloverstorten

In bovenstaande paragrafen is op een meer beschrijvende manier inzicht gegeven in de factoren die de macrofaunagemeenschap in de stadswateren uit het beheergebied van waterschap Hollandse Delta beïnvloeden. Hieruit bleek dat zowel hogere fosfaat en ammonium concentraties als lagere zuurstof en waterplantenbedekking correleren met een afnemende diversiteit van de macrofauna en dat deze parameters ook onderling aan elkaar zijn gecorreleerd. De volgende stap in de analyse is nagaan in hoeverre de riooloverstorten uit gemengde stelsels een significante invloed op een van deze factoren hebben. Hiertoe zijn niet-parametrische testen (Kruskal-wallis; Mann-Whitney) uitgevoerd, waarvan de resultaten in figuur 3.6 zijn geïllustreerd.

Fosfaat en ammonium

De bovenste twee figuren van figuur 3.6 op de volgende pagina laten zien dat zowel de jaargemiddelde fosfaat- als ammonium-concentraties op lokaties in de nabijheid van een riooloverstort significant hoger zijn dan op de referentielokaties. Als die riooloverstorten vervolgens worden uitgerust met een BBB dan verdwijnt dat verschil en is er niet langer sprake van een significant hogere concentratie.



Figuur 3.6 Verschil tussen referentielokaties, lokaties in de nabijheid van een riooloverstort en lokaties waarbij de riooloverstort is voorzien van een bergbezinkbassin (BBB). De verschillen zijn geïllustreerd voor fosfaat en ammonium (bovenste twee figuren), minimale zuurstofconcentraties en de bedekking door waterplanten (middelste twee figuren) en totaal aantal macrofauna soorten en aantal gevoelige macrofauna soorten (onderste twee figuren). Van elke parameter zijn de gemiddelden en de standaardfouten opgenomen. De sterretjes geven aan wanneer er sprake is van een significant verschil met de referentie (ns=niet significant; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$).

Vervolgens kan worden bekeken of dit concentratieverschil overeenkomt met de verwachtingen. Hiertoe is het noodzakelijk om aannames te doen over de vuilvracht uit riooloverstorten. Hier zijn meerdere opties voor. Zo geeft Stowa (2009) een defaultwaarde voor de P_{totaal} concentraties in een lozing uit een gemengd stelsel van 3,1 mg/l. Deze waarde wordt ook genoemd in het rapport "Oppervlaktewater, wat zijn relevante emissies?" (Stichting Rioned, 2009), waarbij aanvullend voor stikstof een gemiddelde concentratie van 12,5 mg/l is gegeven (min-max: 10-15). Verder heeft Kuipers (2013) gekeken naar de effecten van ongerioleerde panden op de

oppervlaktewaterkwaliteit in Middelharnis. Als schatting voor de nutriënt-concentraties in overstortwater, maakt hij gebruik van de influent-concentraties bij de RWZI tijdens de grootste RWA-afvoer van 2013. Deze waarden bedroegen 15 mg/l voor N_{totaal} en 2,3 mg/l voor P_{totaal} . Vervolgens is bekeken welk aandeel ammonium resp. fosfaat in de totaal N en P concentraties hebben. Met de huidige dataset kon dit voor 412 jaargemiddelden (afkomstig van 49 lokaties) worden berekend. Ammonium blijkt in deze stadswateren gemiddeld 23,8% (10 en 90 percentiel=9,2 en 45,5%) van N_{totaal} uit te maken en voor fosfaat ligt dit percentage op 49,5% (10 en 90 percentiel=27,3 en 71,3%). Voor de lozingen uit riooloverstorten binnen een gemengd stelsel is daarom uitgegaan van een ammonium-concentratie van $0,25 * 15 = 3,75$ mg N/l en van een fosfaat-concentratie van $0,50 * 2,3 = 1,15$ mg P/l. De effecten zijn nu voor iedere riooloverstort in te schatten. Als voorbeeld is gekeken naar BOP 1901 en BOP 1529, omdat er op deze lokaties langere meetreeksen aanwezig zijn en er een bergbezinkbassin is aangelegd. Het verschil tussen beide lokaties betreft met name de omvang van het ontvangend systeem.

Lokatie BOP 1901	Fosfaat	Ammonium	Opmerkingen
Vracht vanuit riooloverstort NWSP-09167P			
Concentratie in overstort water (mg/l)	1,15	3,75	Geschat; zie tekst
Berekend jaarvolume (m ³ /jaar)			
Vóór aanleg BBB	3320	3320	Geschat; aannahme is dat BBB een factor 2 lagere emissie geeft
Na aanleg BBB	1660	1660	
Jaarvracht vanuit overstort (kg/jaar)			
Vóór aanleg BBB	3,8	12,5	
Na aanleg BBB	1,9	6,3	
Verdunning op meetpunt BOP1901			
Afstand tot riooloverstort (m)	95	95	
Breedte en diepte (m)	40 * 1	40 * 1	
Volume (m ³)	3800	3800	
Jaarlijkse verversing	17	17	Aannahme, 1* per 3 weken ververst
Netto verdunning			
Vóór aanleg BBB	38,9	38,9	
Na aanleg BBB	19,5	19,5	
Geschatte concentratie op meetpunt (mg/l)			
Vóór aanleg BBB	0,06	0,19	
Na aanleg BBB	0,03	0,10	
Werkelijke concentratie op meetpunt (mg/l; JGM)			
5 jaar vóór aanleg BBB	0,064	0,58	
5 jaar na aanleg BBB	0,053	0,35	
2011-2014	0,027	0,31	

Alhoewel dergelijke schattingen allerlei onzekerheden kennen, illustreren ze dat een riooloverstort een significante bijdrage kan leveren op de lokale waterkwaliteit. Hierbij kan bovenstaande berekening voor BOP 1901 als een voorzichtige schatting worden gezien omdat deze lokatie breed is (40m), de afstand tot het meetpunt groot is (95m) en het effect van de BBB op slechts een factor 2 lagere uitstoot is gezet. De berekening voor BOP 1529 is juist een worst-case, waarbij het jaarvolume vanuit de riooloverstort groter is dan de geschatte jaarlijkse verversing. De hogere fosfaat- en ammonium-concentraties, zoals die zijn aangetroffen bij lokaties in de nabijheid van een riooloverstort zijn daarmee niet onlogisch.

De vrachtberekeningen laten echter ook zien dat de onzekerheden soms groot zijn. Zo liggen de berekende fosfaat- en ammonium-concentraties op lokatie BOP 1529 beduidend hoger dan de gemeten, jaargemiddelde waarden. Naast de al genoemde onzekerheden in de parameterschattingen komt dit ook doordat riooloverstorten een discontinue belasting vormen, waarbij met name piekconcentraties optreden. Enerzijds kunnen deze piekconcentraties tijdens de monitoring eenvoudig gemist zijn. Anderzijds verdunnen piekconcentraties zich relatief snel, omdat dan het hele volume aan extra regenwater snel wordt afgevoerd. Dergelijke piekconcentraties kunnen echter wel zorgen voor een oplading van het sediment, door zowel de opgeloste maar zeker ook de vaste fase.

Lokatie BOP 1529	Fosfaat	Ammonium	Opmerkingen
Vracht vanuit riooloverstort NWGE-01088P			
Concentratie in overstort water (mg/l)	1,15	3,75	Geschat; zie tekst
Berekend jaarvolume (m ³ /jaar)			
Vóór aanleg BBB	4240	4240	Geschat; aannahme is dat BBB een factor 2 lagere emissie geeft
Na aanleg BBB	2120	2120	
Jaarvracht vanuit overstort (kg/jaar)			
Vóór aanleg BBB	4,9	16	
Na aanleg BBB	2,4	8	
Verdunning op meetpunt BOP 1529			
Afstand tot riooloverstort (m)	17	17	
Breedte en diepte (m)	4 * 0,5	4 * 0,5	
Volume (m ³)	34	34	
Jaarlijkse verversing	17	17	Aanname, 1* per 3 weken ververst
Netto verdunning			
Vóór aanleg BBB	0,14	0,14	
Na aanleg BBB	0,27	0,27	
Geschatte concentratie op meetpunt (mg/l)			
Vóór aanleg BBB	1,0	3,3	
Na aanleg BBB	0,9	2,9	
Werkelijke concentratie op meetpunt (mg/l; JGM)			
5 jaar vóór aanleg BBB	0,21	0,59	
5 jaar na aanleg BBB	0,14	0,30	
2011-2014	0,18	0,29	

Zuurstof en waterplanten

De middelste twee deelfiguren uit figuur 3.6 laten zien dat in de nabijheid van een riooloverstort zowel de minimale zuurstof-concentraties als de bedekking door waterplanten (som van emers, submers en drijfblad) significant lager zijn dan op de controle lokaties. Na de aanleg van een BBB nemen beiden toe en verschillen ze niet langer van de referentielokaties.

Met bovenstaande vrachtberekeningen kan meer inzicht in het effect op de bedekking van waterplanten worden gegeven. Hierbij wordt aangesloten bij de kritische fosfaatbelasting zoals die in onderzoek aan meren wordt gehanteerd (zie bijv. nieuwe versie van PCLake van Planbureau voor de Leefomgeving). Alhoewel stadswateren zich heel anders gedragen dan meren is het aardig om vast te stellen dat de kritische fosfaatbelasting in meren (van helder naar troebel) tussen de 1 en 10 mg/m²/dag ligt (<http://www.pbl.nl/dossiers/water/modellen/InleidingKritischeFosfaatbelastingOndiepeMeren>). De variatie hierin hangt af van parameters als de strijklengte, diepte en verblijftijd. Hoe kleiner deze waarden, hoe hoger de kritische fosfaatbelasting. Dus voor de kleinschalige, ondiepe stadswateren met een korte verblijftijd zal men eerder hoger dan lager uitkomen. Bovenstaande schema's geven een jaarlijkse vracht van 1,9 – 2,4 kgP/jaar. Omgerekend naar mg/m²/dag komt dit overeen met een fosfaatbelasting van 1 (BOP 1901) tot 100 (BOP 1527). Tegen deze vergelijking zijn allerlei inhoudelijke bezwaren in te brengen (zoals het feit dat een stadswater geen meer is). Tegelijkertijd illustreren deze waarden dat het ook niet vreemd is om te veronderstellen dat de bedekking door waterplanten in deze stadswateren een negatief effect van fosfaat ondervindt, zoals in figuur 3.5 geïllustreerd. Daarnaast illustreren deze berekeningen dat de verhouding tussen omvang van de overstort en het ontvangend systeem van groot belang is.

Macrofauna

In de onderste twee deelfiguren uit figuur 3.6 wordt ten slotte geïllustreerd dat zowel het totaal aantal macrofauna soorten (links) als het gesommeerd aantal soorten vlokreeften, haften, watermijten, kokerjuffers en libellen (rechts) op lokaties in de nabijheid van een riooloverstort significant lager is (gedaald met 15 resp. 7 soorten). Op de lokaties na aanleg van een BBB is nog geen sprake van een significante verbetering: het aantal macrofauna soorten is nog steeds lager dan op de referentie lokaties. Het aantal gevoelige soorten ligt weliswaar 12% hoger dan op lokaties zonder BBB, maar dit verschil is nog te klein om al over een significante verbetering te indiceren (*Noot*. Dit kan een effect van de tijd zijn; zie §3.5).

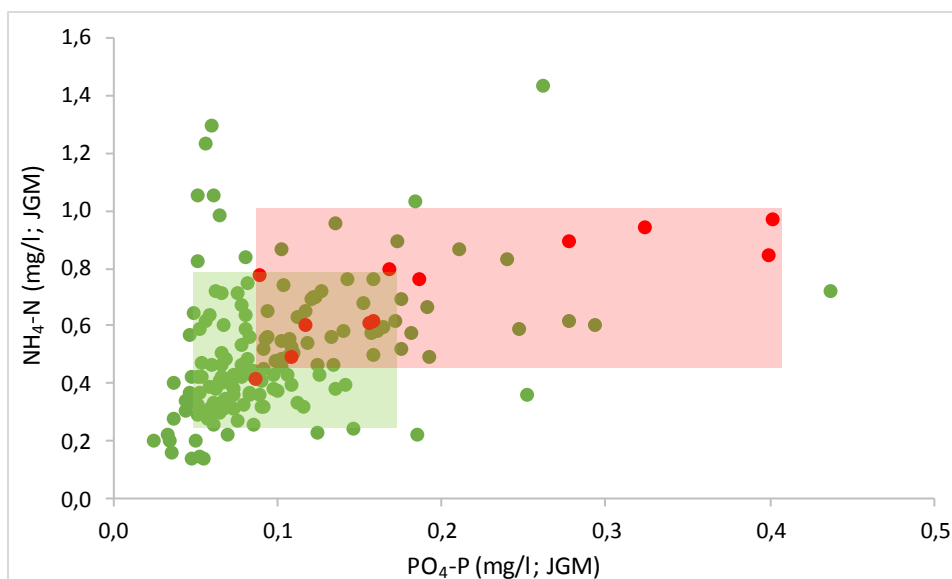
Dit mogelijke effect op de macrofauna kan ook op een andere manier worden ingeschat. Zo laat de figuur 3.6 zien dat in de nabijheid van een riooloverstort de gemiddelde fosfaat- en ammonium-concentraties zo'n 0,15 mgP/l respectievelijk 0,17 mgN/l hoger zijn dan op de referentielokaties. Waarden die op ordegruote redelijk met bovenstaande, geschatte vrachtberekeningen overeen komen.

Met de lineaire regressies op de 90-percentielwaarden van het aantal macrofaunasoorten (figuur 3.3) kan vervolgens worden ingeschat wat zo'n toename voor effect op de macrofauna kan hebben.

Voor fosfaat leidt een dergelijke concentratie toename tot een daling van het totaal aantal macrofauna soorten en aantal soorten vlokreeften, haften, watermijten, kokerjuffers en libellen met zo'n 11 resp. 7 stuks.

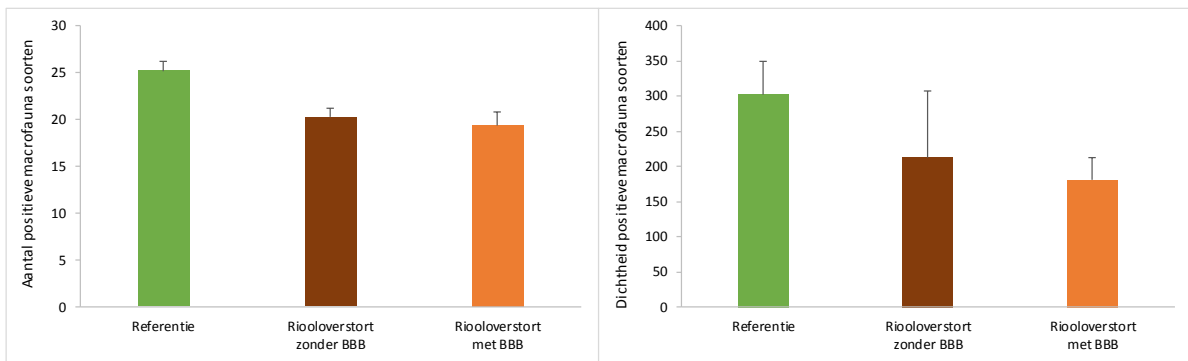
Voor ammonium komt een vergelijkbare berekening op 2 resp. 1 soort. Dit betekent dat dit geschatte verlies aan diversiteit goed overeenkomt met de werkelijkheid.

Vervolgens is gekeken naar de mogelijke effecten op de KRW-maatlatten. Hiertoe is gebruik gemaakt van de positieve en negatieve taxa van de watertypen M1 en M3 (die onderling grotendeels overeenkomen). Aan meerdere van de huidige lokaties is geen KRW-watertype toegekend, maar in het merendeel van de gevallen zullen de watertypen M1 en M3 toepasbaar zijn. Voor iedere positieve of negatieve macrofaunasoort is gekeken naar haar preferente voorkomen gelet op fosfaat- en ammonium-concentraties. Om deze waarden te berekenen zijn voor alle monsters, waarin de betreffende soort is aangetroffen, de jaargemiddelde fosfaat resp. ammonium-concentraties gewogen gemiddeld. Als weegfactor is het aantal individuen van die soort in dat monster gebruikt. Een macrofauna monster met relatief veel individuen van de betreffende macrofaunasoort heeft daarmee een verhoudingsgewijs grotere invloed op de uiteindelijke fosfaat-concentratie dan een macrofaunamonster waar slechts één individu van deze soort is aangetroffen. Deze berekeningen zijn voor alle positieve en negatieve soorten uit de maatlatten van M1 en M3 uitgevoerd. De resultaten zijn opgenomen in figuur 3.7 en illustreren dat (zoals verwacht) de positieve soorten bij duidelijk lagere fosfaat- en ammonium-concentraties hun preferente voorkomen kennen.



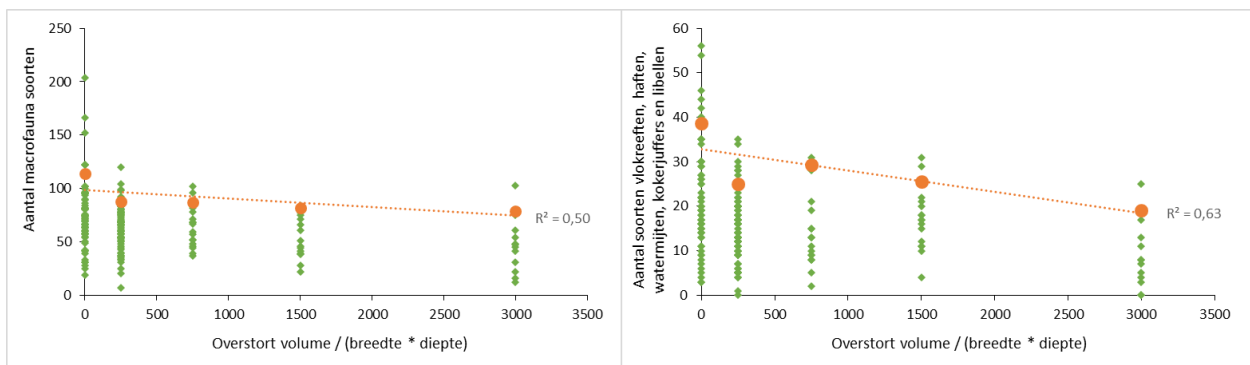
Figuur 3.7 Preferente vóórkomen van de positieve (●) en negatieve (●) macrofaunasoorten in de stadswateren uit het beheergebied van waterschap Hollandse Delta. Iedere stip betreft één soort. De groene en rode doorzichtige vlakken geven de 10 en 90 percentiel waarden voor fosfaat (PO₄-P; mg/l; JGM) en ammonium (NH₄-N; mg/l; JGM) over alle positieve respectievelijk negatieve macrofaunasoorten (gebaseerd op de maatlatten voor M1 en M3).

Op basis hiervan mag verwacht worden dat de hogere fosfaat- en ammonium-concentraties bij een riooloverstort ook een afname van het aantal positieve en een toename van het aantal negatieve taxa kan betekenen. In de praktijk blijkt dit effect ook aantoonbaar voor de positieve taxa (figuur 3.8), terwijl de negatieve taxa geen effect lieten zien. Dit laatste komt wellicht omdat er slechts 13 taxa als negatief zijn aangemerkt ten opzichte van vele tientallen positieve taxa.



Figuur 3.8 Gemiddeld aantal positieve macrofauna taxa (links) en hun mediane gesommeerde dichtheid (ind./monster; rechter figuur). De balken geven de bijbehorende standaardfouten.

Ten slotte is gekeken naar het effect van de omvang van de riooloverstort. Zoals hierboven bij de waterplanten al toegelicht speelt naast de omvang van de riooloverstort (m^3 /jaar) ook de omvang van het ontvangend systeem een rol. In figuur 3.9 is als maat voor het relatieve belang daarom gekeken naar het "overstort volume / (breedte * diepte van ontvangend systeem)". Aangezien de onzekerheid van het jaarlijkse overstortvolume relatief groot is, zijn de gegevens in vijf categorieën opgedeeld: referentie lokaties respectievelijk riooloverstorten met een volume/(breedte*diepte) verhouding tussen de 0-500, 500-1000, 1000-2000 en >2000 . De aantallen macrofaunasoorten laten zoals gebruikelijk een grote variatie zien. Net zoals bij eerdere figuren is het effect van de relatieve omvang van de riooloverstort daarom geïllustreerd door de 90-percentiel waarden van iedere groep te berekenen. De resultaten laten zien dat het effect van een riooloverstort op de macrofauna inderdaad een verband houdt met de omvang van het ontvangend systeem. Met name voor de meer gevoelige macrofauna groepen (vlokreeften, haften, watermijten, kokerjuffers en libellen) hangt het effect van een riooloverstort duidelijk af van de relatieve omvang.



Figuur 3.9 Effect van de omvang van de riooloverstort op de diversiteit van de macrofauna (linker figuur: totaal aantal soorten; rechter figuur: gesommeerd aantal soorten vlokreeften, haften, watermijten, kokerjuffers en libellen). De omvang van de riooloverstort is uitgedrukt als jaarvolume (m^3) / (breedte * diepte, $m*m$) van het ontvangend systeem.

Conclusie

Op lokaties nabij een riooloverstort uit een gemengd stelsel zijn de fosfaat- en ammonium-concentraties significant hoger dan op de referentielokaties. Deze toename is niet onlogisch vanuit vrachtberekeningen. Daarnaast kennen deze lokaties een significant lagere minimale zuurstofconcentratie alsmede een lagere bedekking door waterplanten en een eveneens significant lager aantal macrofauna soorten, wederom ten opzichte van de referentie lokaties. Omdat zowel de dichtheid als het aantal positieve macrofauna soorten bij een riooloverstort lager is, zal dit ook effect hebben op de KRW-maatlatten. Deze afname van het aantal macrofauna soorten is gecorreleerd aan de omvang van de riooloverstort t.o.v. de omvang van het ontvangend systeem (een hogere belasting leidt tot een sterkere afname van het aantal soorten).

De aanleg van een bergbezinkbassin lijkt een goede maatregel, aangezien de fosfaat-, ammonium- en zuurstofconcentraties na de aanleg van een BBB niet langer significant zijn verhoogd resp. verlaagd en ook de bedekking door waterplanten hoger ligt. Alleen de macrofauna liet op deze lokaties nog geen verbetering zien. *Noot.* Methodisch zuiverder conclusies zijn te trekken bij bestudering van tijdreeksen, zie daarom ook de conclusies in § 3.5.

3.5 Effecten van bergbezinkbassins

De gegevens uit figuur 3.6 zijn berekend door alle 185 monsters in te delen in "referentie", "riooloverstort zonder BBB" en "riooloverstort met BBB". De lokaties zijn binnen de selectiecriteria (zoals een maximaal chloride-gehalte) ad random geselecteerd. Daarmee zouden deze gegevens een representatief beeld moeten geven. Tegelijkertijd zijn er echter ook enkele bedenkingen te uiten. De belangrijkste zijn dat het aantal waarnemingen per lokatie verschilt en dat sommige lokaties door relatief hoge fosfaat- en ammonium-concentraties worden gekenmerkt. Als in zo'n situatie de waarnemingen niet homogeen over de groepen zijn verdeeld zouden de gegevens een niet representatief beeld kunnen opleveren. Om een tweetal voorbeelden te noemen.

i) Referentie lokatie DWOP 1017

De jaargemiddelde ammonium-concentratie op de referentielokaties bedraagt 0,61 mg NH₄-N/l en ligt daarmee hoger dan de ammonium-concentratie in de lokaties met een BBB. De referentielokatie DWOP1017 kent echter een opvallend hoge ammonium-concentratie en is vier keer in de dataset aanwezig (2003, 2007, 2009 en 2012 met resp. 4,5; 2,7; 1,7 en 4,1 mg N/l). Zonder deze lokatie zou het gemiddelde van alle referentielokaties 0,44 mg/l bedragen.

ii) Lokatie in de nabijheid van een riooloverstort; YOP 1202

Deze lokatie kent een opvallend hoge fosfaat-concentratie en komt zes keer in de dataset voor (2006, 2008, 2009, 2010, 2011, 2014 met resp. 1,38; 1,52; 1,38; 0,88; 1,19 en 0,97 mg/l respectievelijk). Zonder deze lokatie zou de gemiddelde fosfaat-concentraties van alle lokaties in de nabijheid van een riooloverstort van 0,23 naar 0,15 mg P/l dalen (maar nog steeds significant hoger zijn dan bij referentie lokaties).

Om dit mogelijke storende effect te voorkomen zou men de analyse moeten beperken tot lokaties die zowel vóór als na de aanleg van een BBB bemonsterd zijn. Van de zeven lokaties met een BBB blijkt dit voor de macrofauna op slechts twee lokaties mogelijk, namelijk BOP 1529 en YOP 0907. In beide gevallen zijn er uit zeven jaren macrofaunagegevens aanwezig zijn. Helaas is op beide lokaties het inzicht in de bedekkingsgraden van de macrofyten vóór de aanleg van de BBB evengoed beperkt (YOP 0907) of zelfs afwezig (BOP 1529). Voor andere, in potentie bruikbare lokaties zoals BOP 1901 en HOP 0201, blijken macrofauna inventarisaties alleen na de aanleg van het BBB te zijn uitgevoerd. De aanwezige gegevens zijn hieronder samengevat.

Jaren	BOP 1529		YOP 0907		BOP 1901		HOP 0201	
	Waterplant	Macrofauna	Waterplant	Macrofauna	Waterplant	Macrofauna	Waterplant	Macrofauna
1995		19						
1996				31				
1997								
1998		11						
1999								
2000				29				
2001		4						
2002								
2003			7	17				
2004	100	16						
2005					3	23	7	10
2006			51	30	1	17	80	11
2007			16	28	1	20	30	12
2008	63	11			2	13	80	17
2009					6	11	95	21
2010			35	2		25	62	18
2011	64	15			17	34	95	20
2012					81	17	50	22
2013			100	31				
2014	8	18						

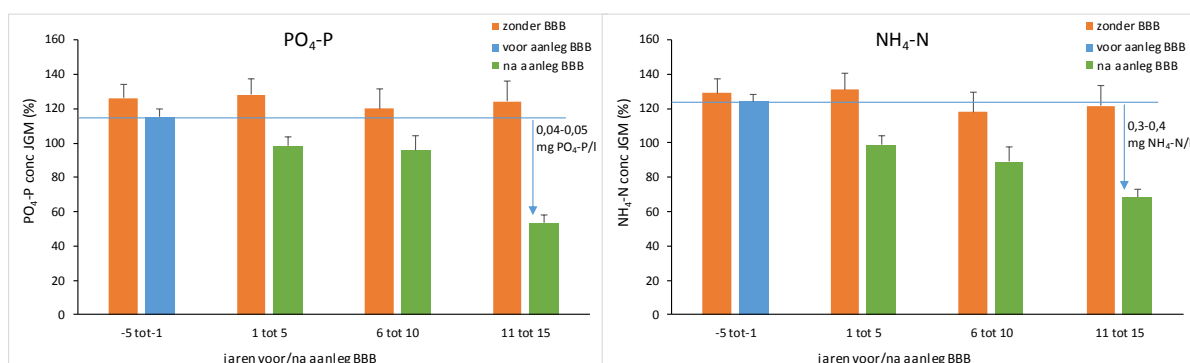
Waterplant: Gesommeerde bedeking met emers, submers en drijfblad vegetatie

Macrofauna: Het gesommeerd aantal vlokreeften, haften, watermijten, kokerjuffers en libellen

Groene balk is het jaar waarin de BBB is aangelegd

Deze ecologische gegevens zijn daarmee onvoldoende gedetailleerd om gedegen uitspraken te ondersteunen. Desondanks is het aardig om vast te stellen dat voor drie van de vier lokaties (YOP 0907; BOP 1901; HOP 0201) de bedekking van de waterplanten vóór de aanleg van de BBB opvallend lager was (YOP 0907 en HOP 0201; telkens maar 1 waarneming) of er een stijgende trend is waar te nemen in de jaren na de aanleg (BOP 1901). Voor de macrofauna zou men alleen voor HOP 0201 een lichte verbetering kunnen constateren, waarbij het aantal gevoelige macrofauna soorten in de loop der jaren is verdubbeld.

Deze beperking van een te kort aan meetreeksen geldt echter vooral voor de ecologische inventarisaties van waterplanten en macrofauna. Voor fysisch chemische analyses zijn voor meer lokaties lange meetreeksen beschikbaar en kan het effect van de aanleg van een BBB beter worden beoordeeld. Deze analyse is uitgevoerd op de meetpunten DWOP 1006 (7 jaar), DWOP 0107 (14 jaar), YOP 0907 (14 jaar), BOP 1529 (11 jaar), BOP 1901 (27 jaar) en HOP 0201 (28 jaar). Dit aantal is weliswaar hoger dan voor ecologische gegevens maar kent even goed beperkingen met name omdat de jaargemiddelde fosfaat- en ammonium-concentraties op deze lokaties in de jaren vóór aanleg van een BBB verschillend zijn ($PO_4\text{-P}$: 0,06 – 0,26 mg/l; $NH_4\text{-N}$: 0,2 – 1,1 mg/l). Daarom zijn alle jaargemiddelde concentraties omgerekend als percentage ten opzichte van het jaar waarin het BBB is aangelegd. De resultaten zijn opgenomen in figuur 3.10. Als controle zijn de berekeningen ook uitgevoerd met de gegevens van lokaties waar geen BBB is aangelegd. De $t=0$ is in dit geval gebaseerd op het gemiddelde aanleg jaar van de BBB's. De meeste BBB's zijn tussen 2000 en 2005 aangelegd. De lokaties zonder BBB zijn daarom uitgerekend ten opzichte van 2003. Op deze manier wordt gecontroleerd of men eventueel dalende concentraties niet onterecht aan het effect van de BBB's zou toewijzen. Ook het autonoom beleid leidt namelijk tot dalende nutriënt-concentraties).



Figuur 3.10 Fosfaat- en ammonium-concentraties voor en na de aanleg van een bergbezinkbassin en vergeleken ten opzichte van lokaties waar geen BBB is aangelegd. Voor iedere lokatie zijn de jaargemiddelde fosfaat- en ammonium-concentraties uitgedrukt in percentages ten opzichte van het jaar waarin de BBB is aangelegd (zie tekst voor nadere uitleg).

De resultaten illustreren dat de aanleg van een BBB tot lagere fosfaat- en ammonium-concentraties leidt. Waar de fosfaat- en ammonium-concentraties in de lokaties zonder een BBB gedurende de gehele periode constant blijven (oranje balken in figuur 3.4), vertonen de concentraties na de aanleg van een BBB (groene balken) een duidelijke afname. Deze afname is al zichtbaar in de eerste vijf jaar na de aanleg maar neemt in de jaren daarna verder toe. Dit komt waarschijnlijk door een na-ijl effect vanuit het sediment. Voor fosfaat is bekend dat nalevering vanuit sediment nog jaren een rol kan spelen, terwijl voor ammonium de geleidelijke afbraak van organisch stof kan meespelen.

In figuur 3.10 is ook aangegeven wat deze afname in absolute concentraties betekent. Dit zijn meer indicatieve waarden, omdat de concentraties tussen de lokaties verschillen. Globaal genomen kwam de afname van fosfaat en ammonium echter overeen met een daling van zo'n 0,04-0,05 mg PO₄-P/l respectievelijk 0,3-0,4 mg NH₄-N/l.

Deze constatering, dat het tot meer dan 10 jaar kan duren voordat het maximale effect van een BBB lijkt te zijn bereikt, heeft ook gevolgen voor het al dan niet kunnen aantonen van ecologische effecten. Uit het overzicht van de vier lokaties met ecologische gegevens na de aanleg van een BBB (zie hierboven) blijkt namelijk dat het aantal ecologische gegevens 11-15 jaar na de aanleg van een BBB beperkt is. Het is daarmee wellicht eerder hoopgevend dat 3 van de 4 lokaties een verbetering in de bedekking van waterplanten te zien geven dan dat het tegenvalt dat slecht één van de vier een toename in het aantal macrofaunasoorten laat zien.

Conclusie

Uit meerjarige tijdreeksen op een zestal lokaties blijkt dat de aanleg van een bergbezinkbassin tot significant lagere fosfaat- en ammonium-concentraties leidt. Globaal genomen leidde de aanleg van een bergbezinkbassin tot een daling van zo'n 0,04-0,05 mg PO₄-P/l, respectievelijk 0,3-0,4 mg NH₄-N/l. Direct na de aanleg (eerste 5 a 10 jaar) is deze afname minder groot, waarschijnlijk door een na-ijl effect vanuit het sediment.

De waarde van deze conclusie kan versterkt worden door de analyse op meer lokaties uit te voeren. Dit is mogelijk aangezien de relatie met simultaan verzamelde ecologische gegevens niet langer noodzakelijk is. Iedere lokatie met een BBB én een lange fysisch-chemische meetreeks kan hierin worden opgenomen.

De meer beperkte meetreeksen met ecologische gegevens lijken deze verbetering te ondersteunen. Met name waterplanten lijken te reageren, met een hogere bedekkingsgraad als gevolg (op 3 van de 4 lokaties). Een eventuele verbetering in de macrofauna leek op 1 van de 4 lokaties op te treden, maar een verdere verbetering in de toekomst is niet uit te sluiten aangezien er weinig inventarisaties meer dan 10 jaar na de aanleg van een BBB zijn uitgevoerd.

4 Conclusie en discussie



4.1 Conclusies huidige data-analyse

De data-analyse leidt tot de conclusie dat riooloverstorten uit gemengde stelsels tot een significante verslechtering van de waterkwaliteit en ecologie leiden op een afstand tot ten minste 100m. Hiervoor zijn de volgende argumenten te geven.

- op lokaties nabij een riooloverstort uit een gemengd stelsel zijn de fosfaat- en ammonium-concentraties significant hoger dan op de referentielokaties (verhoging met resp. 0,16 mgP/l en 0,17 mgN/l). Daarnaast zijn de minimale zuurstofconcentraties significant lager dan op referentielokaties (26 versus 34%).
- deze toename van nutriënten komt op ordegröte overeen met hetgeen via vrachtberekeningen is in te schatten
- lokaties nabij een riooloverstort worden verder gekenmerkt door een lagere bedekking met waterplanten, waarbij de gesommeerde bedekking met emerse, submerse en drijfblad vegetatie 19% lager ligt (40 vs. 21%). Ook het aantal macrofaunasoorten nabij een riooloverstort is lager (gemiddeld 76 op referentielokaties versus 61 bij een riooloverstort). Dit komt onder meer door een lager aantal positieve taxa (op basis van de KRW-maatlatten voor M1 en M3)
- de afname van het aantal macrofaunasoorten is gecorreleerd aan de omvang van de riooloverstort. Een hogere belasting leidt tot een sterkere afname van het aantal soorten. De belasting dient hierbij als relatieve maat gezien te worden. Het gaat om het jaarlijkse overstortvolume ten opzichte van de omvang van het ontvangend systeem.
- deze verbanden zijn niet slechts correlatief maar ook causaal, aangezien de aanleg van bergbezinkbassins tot een significante verbetering van de waterkwaliteit (daling van de fosfaat- en ammonium-concentraties; stijging van de minimale zuurstofconcentratie) en de ecologie (hogere bedekking van waterplanten) leidt. Alleen de macrofauna lijkt nog niet op deze maatregel te reageren. Dit kan echter een kwestie van tijd zijn, aangezien meerjarige meetreeksen aangeven dat de maximale reductie van fosfaat en ammonium pas na 10 jaar bereikt wordt. Dit heeft waarschijnlijk te maken met een na-ijl effect vanuit de (opgeladen) waterbodem.³ Macrofauna-inventarisaties die meer dan 10 jaar na de aanleg zijn uitgevoerd zijn echter (nog) schaars.
- Het aangetroffen verlies van macrofaunasoorten komt goed overeen met hetgeen is te voorspellen op basis van de geconstateerde concentratietoename van fosfaat én de correlatie tussen de soortenrijkdom en de fosfaat-concentraties.

De causaliteit in deze relaties is gebaseerd op de meetreeksen van vóór en na de aanleg van een BBB. Deze waren voor slechts zes lokaties beschikbaar. De waarde van de conclusie over causaliteit kan daarom verbeterd worden door de analyse naar het effect van een BBB uit te breiden. Door deze analyse uitsluitend te richten op fysisch-chemische parameters kan het aantal beschikbare meetreeksen waarschijnlijk worden uitgebreid, omdat de aanwezigheid van een macrofauna locatie in de nabijheid niet langer noodzakelijk is. Ook zou in dat geval het verwachtte effect van de BBB in meer detail beschouwd kunnen worden (niet iedere BBB leidt tot een even grote verlaging van het overstortvolume op de betreffende locatie).

³ Als deze veronderstelling bewezen kan worden middels enkele totaal-P metingen in de toplaag van de waterbodem, zou men als advies kunnen meegeven dat men bij de aanleg van een BBB ("dichtdraaien van de kraan") het simultaan uitvoeren van een baggeringreep kan overwegen om zo het effect eerder tot uiting te laten komen.

4.2 Discussie

In meerdere onderzoeksrapporten en modelstudies wordt ingegaan op de mogelijke effecten van riooloverstorten. Deze zijn deels gericht op het beheergebied van waterschap Hollandse Delta. Zo heeft Kuipers (2013, 2014) gekeken naar het effect van riooloverstorten en ongerioleerde panden in gebieden op Goeree-Overflakkee (2013) en de Hoekse Waard (2014). Voor Goeree-Overflakkee concludeerde Kuipers dat de nutriëntconcentraties in het oppervlaktewater met name door de kwaliteit van het inlaatwater worden bepaald. Voor de huidige data-analyse is deze studie echter minder representatief. Het oppervlaktewater op Goeree-Overflakkee wordt namelijk extra doorgespoeld met water uit het Haringvliet om zo de chloride concentratie voor de landbouw voldoende laag te houden. In de huidige data-analyse zijn brakke lokaties juist niet meegenomen. De extra doorspoeling (verdunding) om de zoutlast te beperken speelt dan ook geen rol in de huidige studie, waardoor verwacht mag worden dat de mogelijke invloed van riooloverstorten duidelijker uit de analyse naar voren kan komen. Dit wordt deels ondersteund door de analyse die Kuipers (2014) in de Hoekse Waard heeft uitgevoerd. Voor drie deelgebieden heeft hij de mogelijke invloed van ongerioleerde panden op het ontvangende oppervlaktewater geanalyseerd. Kuipers concludeerde dat de invloed van deze bronnen op het niveau van waterlichamen te verwaarlozen was, doordat de omvang van de bron onvoldoende groot is. De ongerioleerde panden veroorzaakten echter wel een merkbare verslechtering van de lokale waterkwaliteit, met overschrijdingen van de kwaliteitsdoelstellingen voor onder andere stikstof, ammonium, fosfaat en zink en een verslechtering van de zuurstofhuishouding als gevolg.

Ook in het rapport "Waterkwaliteitsresultaten ISA" (Maandag, 2013) wordt door waterschap Hollandse Delta aandacht besteed aan de vraag of riooloverstorten een merkbare invloed op de waterkwaliteit en ecologie in het ontvangende watersysteem hebben. Het beantwoorden van die vraag bleek echter lastig. Dit had met meerdere oorzaken te maken, waaronder de invloed van kwel, neerslag, doorspoeling en temperatuur. In de kernen Klaaswaal, Goudswaard en Mijnsheerenland werden na de uitgevoerde maatregelen weliswaar lagere concentraties stikstof en fosfaat vastgesteld, maar doordat er telkens meerdere maatregelen tegelijkertijd zijn uitgevoerd kon niet worden vastgesteld wat het aandeel van iedere individuele maatregel was. In deze tussenrapportage kon dan ook geen antwoord gegeven worden op de vraag of aanpassingen in de riolering tot een verbetering van de waterkwaliteit leiden.

Op Tholen is in 2010 (Van Dam et al., 2010) onderzoek gedaan aan de effecten van riooloverstorten. De onderzoekers concludeerden dat de overstorten vooral een verzoetende invloed op het ontvangende oppervlaktewater hadden. Nabij de riooloverstorten werden weliswaar iets verhoogde nutriëntconcentraties aangetroffen (totaal N en P), maar de effecten hiervan op de ecologie waren gering. Dit kwam enerzijds door de al genoemde invloed op het zoutgehalte (en fluctuaties daarin) en anderzijds doordat het ontvangende oppervlaktewater zelf ook als voedselrijk was te karakteriseren. Wel werden significant hogere zinkconcentraties vastgesteld, die mogelijk tot een nadelig effect konden leiden.

Verder hebben ook waterschap Roer en Overmaas alsmede Peel en Maasvallei (Van Mil, 2011) praktijkonderzoek naar de effecten van riooloverstorten uitgevoerd. Zij komen beiden tot de conclusie dat de macrofaunagemeenschappen tussen boven- en benedenstrooms gelegen lokaties verschillen. De mate waarin kan per plek verschillen. Soms gaat het om verschillen in absolute aantallen individuen of aantal soorten, terwijl het in andere gevallen ook kan gaan om een verandering in de gemeenschap. Zo werd de macrofaunagemeenschap benedenstrooms gekenmerkt door soorten die indicatief zijn voor een hogere saprobie graad of een hogere organische belasting.

4.3 Eindconclusies

Uit zowel de huidige data-analyse als enkele onderzoeksrapporten blijkt dat riooloverstorten uit gemengde stelsels tot een verslechtering van de waterkwaliteit en ecologie in het ontvangende watersysteem leiden. Dit effect komt tot uiting in verhoogde nutriënt-concentraties (fosfaat en ammonium), verslechtering van de zuurstofhuishouding, verminderde bedekking met waterplanten en een minder diverse of anderszins veranderde macrofaunagemeenschap. De effecten zijn in ieder geval tot op een afstand van 50-100m merkbaar en komen overeen met hetgeen uit vrachtberekeningen is in te schatten (voor P en N). Effecten op een grotere afstand zijn niet uit te sluiten, maar konden in de huidige analyse niet worden onderzocht aangezien er bij opzet van de analyse alleen beïnvloede lokaties op een afstand tot 100m zijn geselecteerd.

Verder zijn er in de literatuur (bijv. Kuipers, 2014) ook effecten op de concentraties van allerlei milieuverontreinigingen als zink, Pak's maar ook hormonen en geneesmiddelen aangetoond dan wel te verwachten, met mogelijk toxische effecten op de macrofauna als gevolg. In de huidige data-analyse konden deze effecten niet worden beoordeeld, omdat deze parameters te onregelmatig en/of niet voor alle lokaties zijn vastgesteld. De gebruikte macrofauna-gegevens zijn echter de resultante van zowel de effecten van de hier besproken factoren (zoals fosfaat, ammonium, zuurstof en waterplanten) als van de niet besproken toxicanten. Daarnaast geeft de macrofauna een tijdsgeïntegreerd beeld. Variatie in de omvang en frequentie van lozingen (die soms moeilijk zijn vast te stellen) alsmede allerlei interacties met factoren zoals temperatuur (afbraak van organische stof of juist opname van nutriënten door organismen), doorspoeling of kwel zijn een integraal onderdeel van het uiteindelijke netto effect op de macrofauna. Met het inventariseren van macrofauna op mogelijke probleemlocaties verkrijgt men aldus een meer integraal beeld wat, in aanvulling op andere analyses en risicoschattingen, kan helpen bij de besluitvorming over eventuele maatregelen. Een dergelijk gebruik van macrofauna-inventarisaties wordt ondersteund, aangezien er in de huidige data-analyse ook daadwerkelijk verbanden tussen de riooloverstorten uit gemengde stelsel en de macrofauna zijn aangetroffen. Tegelijkertijd moet men bij een dergelijke toepassing ook voorzichtig zijn. Aantonen dat een bepaalde factor een effect heeft op de macrofauna, wil ten slotte niet zeggen dat als de macrofauna niet aan haar doelen voldoet het automatisch aan die ene factor ligt.

Daarmee kan worden aanbevolen om macrofauna inventarisaties in de besluitvorming over probleemlocaties op te nemen (met name wanneer de doelen voor overig water conform de KRW-methode verder zijn uitgewerkt en geïmplementeerd), maar zal men deze parameter (overigens net zoals alle andere parameters) ook altijd als onderdeel van het geheel moeten zien. Ook de kwaliteit en omvang van het ontvangend systeem speelt ten slotte een rol bij de totstandkoming van effecten. Bij een oordeel over de vraag of een riooloverstort "problematisch" is (en dus het afwegen van een eventuele maatregel) zal men de kennis uit deze data-analyse (Ja, er zijn effecten) daarom moeten combineren met een analyse van andere bronnen en vrachten aan P en N. De gevonden relaties tussen fosfaat/ammonium met de soortenrijkdom van de macrofauna kunnen daarbij dienen als een inschatting van het verwachte rendement op ecologische doelen. Ook de schaal van de studie heeft daarbij invloed. De huidige data-analyse richtte zich op lokale effecten (<100m). Eenzelfde vracht zal op het schaalniveau van een waterlichaam echter al snel aan invloed verliezen.

5 Referenties



- Brand, E., A.J. Baars, E.M.J. Verbruggen & J.P.A. Grijzen (2008). Afleiding van milieurisicogrenzen voor sulfaat in oppervlaktewater, grondwater, bodem en waterbodem. RIVM Briefrapport 711701069/2008.
- Bureau Daslook (2014). Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit in de Achterhoek, Gelderse Vallei en op de Veluwe. In opdracht van: Waterschap Rijn en IJssel en Waterschap Vallei en Veluwe.
- Ecofide (2011a). Macrofauna in kleine wateren. Een nadere analyse voor Hollandse Delta. Projectnummer 22. In opdracht van waterschap Hollandse Delta.
- Ecofide (2011b). Stuurfactoren en trends voor de macrofauna in Delfland. Projectnummer 34. In opdracht van: Hoogheemraadschap van Delfland.
- Ecofide (2013). Stuurfactoren voor de macrofauna in De Stichtse Rijnlanden. Projectnummer 57. In opdracht van: Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden.
- Kuipers, F (2013). Onderzoek mogelijkheden aanpak riooloverstorten en ongerioleerde panden in het bemalingsgebied van het waterlichaam afwatering Het Oudeland van Middelharnis. Waterschap Hollandse Delta.
- Kuipers, F (2014). Onderzoek opheffen ongerioleerde panden in de Hoeksche Waard. Een KRW onderzoek. Waterschap Hollandse Delta.
- Lamers L.P.M., J. Geurts, Bontes B., et al. (2006). Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eindrapportage 2003-2006. Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede. Rapportnr: 2006/057-O
- Maandag, H. (2013). Waterkwaliteitsresultaten ISA. Eindrapportage 2013. Waterschap Hollandse Delta.
- Smolders, A.J.P., C. den Hartog, C.B.L. van Gestel & J.G.M. Roelofs (1996). The effects of ammonium on growth, accumulation of free amino acids and nutritional status of young phosphorous deficient *Stratiotes aloides* plants. *Aquatic Botany* 46: 247-253.
- Stichting Rioned (2009). Oppervlaktewater, wat zijn relevante emissies?
- Stowa (2009). EMOS, Emissiemodel voor systeemkeuze. Stowa rapport 2009.W06.
- Stowa (2010). Knelpuntenbeoordelingsmethode waterkwaliteitsspoor overstorten. Naar een algemeen geldende en overal toepasbare methode voor prioriteitstelling voor de aanpak van riooloverstorten. Stowa rapport 2010-17.
- Stowa (2015). Handreiking systeemanalyse met behulp van Ecologische Sleutelfactoren. Toxiciteit (ESF8). In press.
- Van Dam, H., D. Tempelman en A. Mertens (2010). Ecoscans riooloverstorten Tholen. Invloed op chemie, kiezelwieren en macrofauna. Opgesteld door Water en Natuur & Grontmij.
- Van Katwijk, M.M. en C.J.F. ter Braak (2008). Handleiding voor het gebruik van multivariate analysetechnieken in de ecologie. *Ecoscience*, Univ. Nijmegen. Online publicatie op www.ecoscience.nl.
- Van Mil, J. (2011). Effect riooloverstorten en RWZI-effluent op de macrofaunalevensgemeenschap in het beheersgebied van Waterschap Peel en Maasvallei. Waterschap Peel en Maasvallei.
- Vermaat, J. E., J. Harmsen, F.A. Hellmann, H.G. van der Geest, J.J.M. de Klein, S. Kosten, A.J.P. Smolders, J.T.A. Verhoeven, R.G. Mes & M. Ouboter (2012). Sulfaatbronnen in het Hollandse veenlandschap. *Landschap* 30(1), 5-13.

