

BTO 2020.018 | December 2020

BTO rapport

Verkenning
zuiveringseffect van
bekkens

BTO

Verkenning zuiveringseffect van bekken

BTO 2020.018 | December 2020

Opdrachtnummer

402045-035

Projectmanager

Bas Wols

Opdrachtgever

BTO - Bedrijfsonderzoek

Kwaliteitsborger(s)

Emile Cornelissen, Henk Ketelaars (Evides)

Auteurs

Dr.ir. C. Bertelkamp, dr.ir. R. Hofman-Caris, W.G. Siegers, dr.ir. A.M. Verschoor, dr.ir. M.J.M. Hootsmans, dr.ir. B. Wols

Verzonden aan

Dit rapport is verspreid onder BTO-participanten.
Een jaar na publicatie is het openbaar.

Jaar van publicatie
2020

Meer informatie

dr.ir. C. Bertelkamp
T 0627249911
E cheryl.bertelkamp@kwrwater.nl

Keywords bekken, waterkwaliteit, trends, toekomstige ontwikkelingen

Postbus 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
F +31 (0)30 60 61 165
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl



BTO 2020.018 | December 2020 © KWR

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

BTO Managementsamenvatting

Verkenning zuiveringseffect van bekkens

Auteurs dr.ir. C. Bertelkamp, dr.ir. R. Hofman-Caris, W.G. Siegers, dr.ir. A.M. Verschoor, dr.ir. M.J.M. Hootsmans, dr.ir. B. Wols

Vergelijkingen tussen de zuiveringscapaciteit van bekkensystemen bij PWN en Evides laten uiteenlopende verschillen zien. Zo worden bijvoorbeeld micro-organismen en organische microverontreinigingen bij Evides beter verwijderd dan bij PWN. De verschillen kunnen worden verklaard door variaties in ontwerpkenmerken (zoals verblijftijd) van de bekkensystemen en de ingaande waterkwaliteit. Dit rapport geeft inzicht in een aantal processen die zich in een bekken afspelen en parameters die hierop van invloed zijn. Daarnaast maakt een data-analyse langetermijn- en seizoenstrends voor een aantal parameters zichtbaar. Doordat bij PWN een aantal parameters weinig of slechts kortdurend wordt geanalyseerd, is het moeilijk om het systeem goed te begrijpen en de nulsituatie (referentie) vast te stellen. Een uitgebreidere monitoringscampagne moet voor een beter inzicht in de werking van het systeem en daarmee ook in het effect van toekomstige maatregelen op de waterkwaliteit in het bekken zorgen.



Bovenaanzicht bekkens van PWN (bron: Google maps, d.d. 01-07-2020)

Belang: meer inzicht in bekkensysteem om effect van toekomstige ontwikkelingen op waterkwaliteit te begrijpen

Bekken worden vaak gebruikt als eerste stap in de zuivering van oppervlaktewater naar drinkwater. Er vindt hier een aantal processen plaats (fysisch, chemisch en biologisch), met zowel een positieve als negatieve uitwerking op de waterkwaliteit. Daarnaast kunnen bekken ook een voorraadfunctie vervullen. Met meer inzicht in het functioneren van een bekkensysteem, kunnen effecten van toekomstige ontwikkelingen op de waterkwaliteit beter worden begrepen. Het gaat hierbij zowel om de ontwerpgrondslagen van het bekken (waarom is het bekken op die manier ontworpen?) als om de zuiveringscapaciteit ervan (welke processen spelen een belangrijke rol?, welke parameters worden verwijderd?, en welke parameters zorgen mogelijk voor problemen?).

Aanpak: interviews, literatuurstudie en data-analyse

Het onderzoek ging van start met een inventarisatie van de bekkensystemen (en bijbehorende karakteristieken), momenteel operationeel bij de Nederlandse drinkwaterbedrijven en De Watergroep. Dit gebeurde onder meer met behulp van interviews. Vervolgens is middels een literatuurstudie gekeken naar de verschillende processen die zich in de bekken afspelen en welke parameters hierop van invloed zijn. Een data-analyse van de bekken van PWN en Evides heeft daarna inzicht gegeven in de ontwikkeling over de afgelopen jaren en de seizoensinvloeden van bepaalde parameters (organische en anorganische, hydrobiologische, microbiologische en metalen) in het bekkensysteem, en ook in hoeverre de gehalten van deze parameters verlaagd kunnen worden. Door de zuiveringscapaciteit, ontwerpgrondslagen en karakteristieken van de bekken van PWN en Evides te vergelijken, is getracht meer inzicht te verkrijgen in de aspecten die bepalend zijn voor verschillen in waterkwaliteitsverbetering.

Resultaten: verschillen in zuiveringscapaciteit van bekkensysteem PWN en Evides zijn duidelijk aantoonbaar

Resultaten van de data-analyse zijn:

- voor veel parameters bestaan duidelijke langetermijn- en seizoenstrends;
- zowel bromaat als chloride in de Rijn lijken toe te nemen, hoewel chloride een wat wisselvalliger verloop laat zien;

- vergeleken met Evides heeft het water dat bij PWN de bekken ingepompt wordt hogere gehalten aan algen (waarvoor het chlorofyl-a-gehalte als maat is genomen), troebelingsgraad en gesuspendeerde stoffen. Daarentegen is bij PWN het gehalte aan nutriënten (fosfaat en nitraat) en de microbiologische belasting met *Clostridium perfringens*, *E. coli*, en enterococci over het algemeen lager dan bij Evides, terwijl de gehalten aan cryptosporidium en Giardia juist hoger zijn;
- micro-organismen (*Giardia*, *Enterococci*, *E. coli*, *Cryptosporidium* en *Clostridium perfringens*) worden veel beter verwijderd in het bekkensysteem van Evides dan in de bekken van PWN;
- de bekken van PWN laten geen verlaging van de gehalten organische microverontreinigingen zien, wat in het bekkensysteem van Evides voor veel van deze stoffen wel het geval is.

De aangetoonde variatie in zuiveringscapaciteit is waarschijnlijk te wijten aan verschillende karakteristieken van de bekkensystemen. Zo is bij Evides de verblijftijd vele malen groter dan bij PWN. Daarnaast speelt ook de kwaliteit van het ingaande water een rol.

Implementatie: aanbevelingen voor vervolgonderzoek

Elk bekken heeft zijn eigen karakteristieken, afhankelijk van het doel waarvoor het is aangelegd: voorraadfunctie, mengbekken of propstroombekken. Het moet inspelen op lokale condities zoals waterkwaliteit en waterkwantiteit. Dit resulteert in verschillende ontwerpgrondslagen en grote variaties in systeemkenmerken zoals diepte, menging, verblijftijd en oppervlak. Onderzoek naar de ontwerpuitgangspunten van de PWN-bekken kan behulpzaam zijn bij het aanpassen van het beheer of de besluitvorming over de aanleg van een ander bekken. Hierbij moet rekening worden gehouden met het feit dat bekken voor een lange periode worden aangelegd, en huidige de waterkwaliteit aanzienlijk kan afwijken van de kwaliteit ten tijde van de aanleg.

Het is zinvol na te gaan in hoeverre de PWN-bekken de waterkwaliteit verbeteren in vergelijking tot de nageschakelde zuivering. Dit helpt in de besluitvorming om een bekken mogelijk te vervangen door bijvoorbeeld een oeverfiltratiestap (DPWE-onderzoek "Toepassen van (kunstmatige) oeverfiltratie").

Ten slotte bleek uit de data-analyse dat het monitoringsprogramma van Evides enigszins afwijkt van dat van PWN. Bij PWN wordt een aantal parameters weinig of slechts kortdurend geanalyseerd. Dit maakt het moeilijk om het systeem goed te begrijpen en de nulsituatie (referentie) vast te stellen, waardoor effecten van toekomstige maatregelen zeer lastig zijn te bepalen. Een uitgebreidere monitoringscampagne – zoals het in kaart brengen van de nutriëntgehalten in

de retourstomen van het bekken, typen algen in het bekken (samenstelling en abundantie), metingen over de diepte – biedt met meer inzicht in de werking van het systeem hiervoor betere kansen.

Rapport

Dit onderzoek is beschreven in rapport *Verkenning zuiveringseffect van bekkens* (BTO-2020.018).

Jaar van publicatie 2020

Meer informatie

dr.ir. C. Bertelkamp
T 0627249911
E cheryl.bertelkamp@kwrwater.nl

Keywords bekkens, waterkwaliteit, trends, toekomstige ontwikkelingen

Postbus 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
F +31 (0)30 60 61 165
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl

BTO 2020.018 | December 2020 © KWR

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

Inhoud

Inhoud	3
Lijst met definities	5
1 Introductie	6
1.1 Aanleiding en doel	6
1.2 Leeswijzer	7
2 Achtergrond	8
2.1 Aanleg van bekkens in Nederland	8
2.2 Processen in bekkens	8
2.3 Ontwerpgrondslagen	12
3 Bekkens in Nederland en België	16
3.1 Aanleiding voor het aanleggen van bekkens	16
3.2 Bekkens in Europa	16
3.3 Bekkens in Nederland en België	16
4 Bekkensysteem PWN	31
4.1 Zuivering PWN	31
4.2 IJsselmeer	31
4.3 Karakteristieken bekkens PWN	35
4.4 Stroomschema bekkens	37
4.5 Historische ontwikkeling	37
5 Data-analyse waterkwaliteit bekkens PWN en Evides	43
5.1 Data en dataverwerking	43
5.2 Data-analyse	45
5.3 Resultaten PWN	46
5.4 Resultaten Evides	61
5.5 Verschillen tussen bekkens PWN en Evides	71
6 Toekomstige ontwikkelingen en effecten op het PWN-bekkensysteem	79
7 Conclusies en aanbevelingen	83
7.1 Conclusies	83
7.2 Aanbevelingen	84
8 Referenties	85
Bijlage I De verwijdering van organische microverontreinigingen (geneesmiddelen) in bekkens	95
Bijlage II Meest gemeten parameters	98

Bijlage III Verloop chloride en bromaat over de jaren	102
Bijlage IV Verschil in verwijdering zomer/winter	103
Bijlage V Verloop organische microverontreinigingen over de jaren/seizoen bij Evides	105

Lijst met definities

Doordat er in de literatuur verschillende terminologie wordt gebruikt met betrekking tot de verschillende typen bekkens die er bestaan, wordt hieronder een lijst gegeven met definities zoals gebruikt in dit rapport:

Analysebekken: een bekken dat ontworpen is om tijdig verontreinigingen te kunnen signaleren door middel van het frequent analyseren van het water. De verblijftijd in dit bekken is ≤ 24 uur, zodat snel duidelijk wordt of de inname van het water gestopt moet worden (bijv. in De Lange Vlieter van WML in Heel en in de Loenderveense plas van Waternet).

Doorstroombekken (= procesbekken): zoals gedefinieerd door Huisman (1968) wordt onder een doorstroombekken verstaan een bekken waarvan het waterpeil aan geen enkele variatie onderhevig is, wat inhoudt dat de toevoer van water naar het bekken gelijk is aan de afvoer (bijv. Loenderveense plas van van Waternet).

Spaarbekken (= voorraadbekken): een bekken dat wordt gebruikt om een voorraad water aan te leggen voor periodes waarin geen water kan worden ingenomen, het waterpeil in dit bekken mag dus variëren en de toevoer van water naar het bekken is niet altijd gelijk aan de afvoer (bijvoorbeeld het bekken De Gijster van Evides).

N.B. In beide laatste categorieën kan propstroming worden toegepast, door middel van strekdammen of meerdere bekkens in serie te schakelen (ten behoeve van een optimale verblijftijd voor afbraakprocessen), of er kan van volledige menging in één bekken worden uitgegaan (ten behoeve van piekafvlakking).

1 Introductie

1.1 Aanleiding en doel

Een waterbekken (ook wel waterreservoir of waterberging) is een plek waar water (tijdelijk) wordt opgeslagen.

Bekken vervullen meerdere functies in de zuivering van oppervlaktewater naar drinkwater. Zo kan een bekken enerzijds voor een waterkwaliteitsverbetering zorgen door (i) natuurlijke zuivering door bijvoorbeeld sedimentatie van deeltjes, verdamping van vluchtige stoffen, fotolyse en biologische afbraak van stoffen, (ii) chemische waterbehandeling (zoals ontharding) en (iii) ook door het afvlakken van pieken (stofconcentratie, temperatuur). Anderzijds kunnen bekkens ook een voorraadfunctie hebben. Dit betekent dat het waterbedrijf selectief oppervlaktewater kan innemen, bijvoorbeeld als de waterkwaliteit van de bron als gevolg van een calamiteit verslechterd is, of als door een hoge afvoer het water te veel slibdeeltjes bevat. De drinkwaterzuivering kan zolang de voorraad strekt drinkwater blijven leveren, zonder nieuw water in te nemen. Afhankelijk van het doel waarvoor ze ontworpen zijn, zal er meer of minder focus liggen op één of meerdere functies.

Doordat er veel (verschillende) processen in bekkens plaatsvinden, zijn ze van invloed op de waterkwaliteit van het water dat de zuivering in gaat. Ontwikkelingen binnen en buiten de drinkwatersector kunnen een effect hebben op de waterkwaliteit in de bron en in het bekken. Hierbij valt te denken aan bijvoorbeeld hergebruik van reststromen uit de drinkwaterzuivering die mogelijk in de toekomst niet meer worden geloosd op het bekken, het plaatsen van zonnepanelen, warmte-koude-opslag in de nabijheid van een bekken, landbouw en gebruik van gewasbeschermingsmiddelen, klimaatverandering en/of geavanceerde zuivering van effluentstromen van rioolwaterzuiveringen en industrie, wat kan resulteren in lagere concentraties van bijv. organische microverontreinigingen in de bron.

Het doel van dit onderzoek is meer inzicht te verkrijgen in de werking van de bekkens van PWN en de interne en externe parameters die van invloed zijn op de waterkwaliteit, zodat er effectief ingespeeld kan worden op toekomstige ontwikkelingen in de bekkens om de waterkwaliteit hoog te houden.

Het bedrijfsonderzoek dat in dit rapport beschreven wordt, richt zich voornamelijk op de bekkens van PWN. Evides doet al vele tientallen jaren onderzoek naar de processen die zich in de Biesboschbekken en andere Evides-bekken afspelen en welke parameters hierop van invloed zijn. Hierover zijn diverse artikelen gepubliceerd, zowel nationaal als internationaal. Een overzicht daarvan is in dit rapport opgenomen.

De data-analyse die is gemaakt van de PWN-bekken is vergeleken met eenzelfde data-analyse van de bekkens van Evides, om deze beter in perspectief te kunnen plaatsen.

1.2 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 beschrijft de achtergrondinformatie: hier worden beknopt de processen beschreven die zich afspelen in de bekkens en welke parameters hierop van invloed zijn. Hoofdstuk 3 geeft een overzicht van de belangrijkste bekkens (en hun karakteristieken) die operationeel zijn bij de Nederlandse drinkwaterbedrijven en De Watergroep. Hoofdstuk 4 gaat in op de bekkens van PWN en het onderzoek wat hiernaar gedaan is in het verleden. Hoofdstuk 5 presenteert en bediscussieert de data-analyse die is gedaan voor het bekkensysteem van zowel PWN als Evides. Hoofdstuk 6 beschrijft mogelijke toekomstige ontwikkelingen en het verwachte effect hiervan op de waterkwaliteit in de bekkens. Conclusies en aanbevelingen zijn ten slotte samengevat in hoofdstuk 7.

2 Achtergrond

2.1 Aanleg van bekkens in Nederland

De eerste bekkens die in Nederland werden aangelegd (in de jaren '60 van de vorige eeuw) waren vooral ondiepe spaarbekkens met een diepte 4-6 m: de Waterleidingplas, de Grote Rug (bij Dordrecht), de Berenplaat (Rotterdam), en drie spaarbekkens in de Braakman (Zeeland) met een grotere diepte (10 m). Het belangrijkste doel hiervan was om een voorraad water te kunnen aanleggen, voor het geval dat de inname van water gestopt moest worden vanwege een te slechte waterkwaliteit (Knoppert, Rook et al., 1970; Knoppert en Vreedenburg, 1979). Zo had men in die periode te kampen met een "zoutinvasie" vanuit zee (Knoppert, 1974). Later (1976) werd ook nog het gedeeltelijk ondiepe Andelse Maasbekken bij Brakel in gebruik genomen voor de drinkwatervoorziening van Den Haag, maar in die periode (jaren '70 van de vorige eeuw) was de aandacht eigenlijk al verschoven naar de aanleg van diepere bekkens (> 15 m): De Gijster, Honderd en Dertig en Petrusplaat in de Biesbosch met als tweede belangrijke doel het verbeteren van de rivierkwaliteit (Oskam 1980). Vanwege de langere verblijftijd in deze diepere bekkens verbeterde met name de microbiologische waterkwaliteit aanzienlijk. Vanaf het begin is rekening gehouden met het optreden van thermische stratificatie in de zomer, die kan leiden tot anaërobie of meer algengroei. De stratificatie kan worden tegengegaan door de bekkens te mengen, door op de bodem lucht in te blazen.

Hoewel de bekkens kunstmatig aangelegde meren zijn, kunnen ze ondertussen vaak toch wel beschouwd worden als "natuur" (Volz, 1995). Dit is een punt dat kan worden meegenomen in discussies over toekomstige plannen met betrekking tot bijvoorbeeld multifunctioneel gebruik van de bekkens.

2.2 Processen in bekkens

In een bekken speelt een groot aantal processen een rol, die zowel een positieve als een negatieve bijdrage kunnen leveren aan de waterkwaliteit. Tabel 2-1 geeft een overzicht van de verschillende processen zoals beschreven in eerdere studies van Oskam (1979), Huisman en Martijn (1968 a), Oskam (1982), Witteveen en Bos (1996) en Wagenvoort en Schaaf (2006). De processen zijn onderverdeeld in de categorieën biologische, fysische en chemische processen. Hieronder worden de verschillende processen beknopt beschreven, voor een uitgebreidere uitleg wordt verwezen naar Oskam (1979) en Wagenvoort en Schaaf (2006).

Tabel 2-1 Processen die een rol spelen in bekkens (interne processen) (Oskam (1979), Huisman en Martijn (1968 a), Witteveen en Bos (1996) en Wagenvoort en Schaaf (2006))

Categorie	Proces
Fysische processen	Gasuitwisseling met de atmosfeer
	Verdamping vluchtige verbindingen
	Egalisatie/afvlakking door menging
	Adsorptie van bijv. zware metalen aan zwevende stof
	Bezinking zwevende stof c.q. zware metalen
	Filteren van fytoplankton door mosselen
Biologische processen	Biodegradatie van organische verbindingen
	Nitrificatie
	Afsterving, sedimentatie en graas van (pathogene) micro-organismen
	Biogene ontharding
Chemische processen	Oxidatieve processen
	Hydrolyse
	Fotolyse

Fysische processen

Tijdens het verblijf in een bekken zullen vluchtige stoffen, indien aanwezig, kunnen verdampen. Omgekeerd zullen gassen ook kunnen oplossen in het water. In het ideale geval is het water verzadigd met zuurstof. Door algen en waterplanten neemt de zuurstofconcentratie in het water toe, en kan het oververzadigd raken. Dit treedt doorgaans beperkt op omdat er ook gasdesorptie optreedt.

In een bekken is altijd sprake van verblijftijdspreiding, en daarmee samenhangende spreiding in het effect van “zelfreinigende” processen (Tabel 2-1). Kortsluitstromen kunnen grote invloed hebben op de processen. Bij permanente doorstroming van een bekken wordt vaak volledige menging over de diepte nagestreefd. Thermische stratificatie wordt bij volledige menging voorkomen, en de watermassa heeft dan overal dezelfde temperatuur. Er treedt afvlakking op, niet alleen van temperatuur, maar ook van de concentraties verontreinigingen en zouten. Die zijn daardoor vrij constant, maar dit betekent niet dat ongewenste stoffen dus ook verwijderd worden. Afname van de concentratie kan immers ook ontstaan door menging met water dat minder van die componenten bevat.

Stratificatie verslechtert de waterkwaliteit door bijvoorbeeld de ontwikkeling van algen te bevorderen. Door menging van de waterkolom wordt dat voorkomen. Dit komt doordat door circulatie algen een deel van de tijd in diepere, donkere waterlagen verblijven, waar geen fotosynthese kan plaatsvinden en de algen moeten interen op hun reservestoffen. De algengroei wordt hierdoor beperkt. Door menging kan de verhouding tussen verschillende soorten algen worden beïnvloed. Zo leidt een effectieve menging tot een groter aandeel in kleinere soorten. Ook de groei van drijfslagvormende cyanobacteriën kan worden beperkt door menging. Deze bacteriën vertonen verticale migratie door het bezit van gasvacuoles, die ervoor zorgen dat door de gewichts toe- en afname door de productie van suikers tijdens de fotosynthese de algen migreren. In de diepte komen hogere concentraties nutriënten voor, waardoor ze er meer op kunnen nemen, die ze in de bovenste waterlagen met behulp van zonlicht in

celmateriaal omzetten. Menging verstoort dit proces indien de neerwaartse mengingsnelheid hoger is dan de stijgsnelheid van de cyanobacteriën. PWN en Evides maken gebruik van luchtinjectie (op de bodem van het bekken) om stratificatie van het water in de bekkens te voorkomen.

Aangezien chloride niet wordt opgenomen of afgebroken tijdens verblijf in het bekken, wordt het vaak gebruikt om de efficiëntie van de menging, de verblijftijd en de afvlakking van piekconcentraties te bepalen. Het is belangrijk om te bepalen of de menging goed functioneert, want het anaeroob worden van de bodem leidt direct tot het vrijkomen van fosfaat, het belangrijkste nutriënt voor algen, uit de bodem. Bovendien is er dan voldoende zuurstof aanwezig voor de bodemfauna en vissen.

Als er weinig stikstof aanwezig is in het water bevordert dat de groei van cyanobacteriën die N_2 uit de lucht kunnen benutten als stikstofbron.

Ook de verblijftijd in de bekkens kan een belangrijke rol spelen. Bij relatief lange verblijftijden (meer dan zes maanden) kunnen bepaalde ongewenste algensoorten zoals *Oscillatoria* dominant worden. Om dit te voorkomen wordt wel een intermitterend destratificatiebeleid toegepast, waarbij de kunstmatige menging tijdelijk wordt gestopt, om bezinking van bijvoorbeeld diatomeeën te bevorderen, en de ontwikkeling van klein snelgroeiend plankton te bevoordelen (Wagenvoort en Schaaf 2006).

Bezinking van zwevend materiaal hangt af van het turbulentieniveau, het gehalte aan gesuspendeerde stoffen in het water en het dichtheidsverschil tussen deeltjes en water. Verder spelen ook de vorm en grootte van de deeltjes een belangrijke rol. Slib en klei zijn vaak in het water aanwezig als het in het bekken wordt ingelaten, maar tijdens het verblijf in de bekkens wordt ook zwevende materie gevormd (plankton en uitgevlokte organische en anorganische verbindingen). Aangezien bepaalde microverontreinigingen, zoals metalen en PAK's, aan deeltjes kunnen hechten (adsorptie), neemt door sedimentatie het gehalte aan deze stoffen in het water ook significant af (Wagenvoort en Schaaf, 2006).

Mosselen zoals de Quaggamossel (*Dreissena rostriformis bugensis*) en de Driehoeksmossel (*Dreissena polymorpha*) zijn in staat zwevende deeltjes en fytoplankton uit het water te filteren waardoor de zichtdiepte verbetert (Verschoor, 2019; Lucassen et al., 2018; Verstijnen et al., 2019). De mosselen kunnen echter ook een nadelig effect hebben op de waterkwaliteit. Zo kunnen mosselpopulaties afsterven in het geval van verstoringen in voedselaanbod, temperatuur, pH, calciumwaardes en/of het droogvallen van de oever. Dit kan lokaal resulteren in anaerobe condities in het bekken waardoor sommige nutriënten (fosfaat) weer vrijkomen uit de sliblaag op de bodem (ook wel nalevering genoemd).

Biologische processen

De belangrijkste microbiologische processen die in bekkens optreden zijn de aerobe afbraak van organische verbindingen door heterotrofe bacteriën, de verbetering van de hygiënische waterkwaliteit (het afsterven van bacteriën, protozoa en virussen die in het ingenomen water aanwezig zijn), oxidatie van ammonium tot nitraat door nitrificerende bacteriën, nitraat reductie en denitrificatie (en daardoor een verlaging van het nitraatgehalte) (Oskam, 1983). Voor al deze processen, met uitzondering van denitrificatie, is een goede zuurstofhuishouding noodzakelijk. Daarnaast kan de

temperatuur een belangrijke rol spelen. Andere belangrijke parameters bij biologische processen zijn de pH en het daaraan gerelateerde evenwicht tussen CO_2 en HCO_3^- .

In aanwezigheid van zuurstof kunnen organische stoffen (bijvoorbeeld natuurlijk organisch materiaal maar ook microverontreinigingen) afgebroken worden door bacteriën en schimmels. Indien de stoffen worden afgebroken tot CO_2 , NH_3 , NO_3^- en PO_4^{3-} spreekt men van "mineralisatie". Daarnaast kunnen ook (specifieke) organische microverontreinigingen als benzo-a-pyren worden afgebroken tijdens bekkenverblijf, voornamelijk door fotolyse, maar ook door biodegradatie. Deze verwijdering in de bekkens kan echter beperkt zijn, zoals gerapporteerd door Bonvin et al. (2018). Dit is sterk afhankelijk van de omstandigheden, want het onderzoek van Bonvin et al. had betrekking op een grote puntlozing in Vidy Bay, die niet vergelijkbaar is met de situatie in Nederlandse bekkens, waarin in bepaalde gevallen organische microverontreinigingen wel worden afgebroken. Een uitgebreider literatuuroverzicht betreffende de afbraak van organische microverontreinigingen in bekkens wordt gepresenteerd in Bijlage I.

Veel dierlijke organismen scheiden ammonium uit. Dit ammonium kan door nitrificerende bacteriën onder aerobe omstandigheden worden geoxideerd tot nitriet. Andere nitrificerende bacteriën kunnen vervolgens het nitriet weer omzetten in nitraat. Nitraat kan uit het water verdwijnen door denitrificatie en door opname door algen en waterplanten. Denitrificatie wordt veroorzaakt door anaerobe bacteriën, die nitraat weer reduceren via nitriet, NO en N_2O tot N_2 , wat als gas uit het water ontwijkt. Er zijn echter ook cyanobacteriën die N_2 uit de lucht kunnen metaboliseren.

Biologische activiteit in de spaarbekken leidt tot lagere CO_2 - en HCO_3^- -concentraties (Wagenvoort en Schaaf, 2006) doordat planten/algen CO_2 opnemen, en daarmee het evenwicht in het water tussen CO_2 en HCO_3^- verandert. Onthardingsprocessen, die ook in bekkens kunnen worden uitgevoerd (Dits, 1995) zijn uiteraard ook van grote invloed op deze concentraties omdat hierbij carbonaat uit het water wordt verwijderd, en daardoor de pH en het evenwicht $\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$ ook veranderen.

Uit onderzoek is gebleken dat het water in de Rijn en Maas vaak hoge concentraties bacteriën, protozoa en virussen bevat (Ketelaars, Volz et al., 1994; Ketelaars, Medema et al., 1995; Volz, Ketelaars et al., 2002; de Hoogh, Wagenvoort et al., 2006; Westrell, Teunis et al., 2006). Ook in de bekkens komen deze microorganismen in variërende concentraties voor (Ketelaars, Kuijpers et al., 1992; Ketelaars en van Breemen, 1993; Ketelaars, Wagenvoort et al., 1995). In principe kunnen de concentraties tijdens het verblijf in de bekkens afnemen, zeker naarmate de verblijftijden langer zijn (Ketelaars, Medema et al., 1995). Hoewel fecale bacteriën afsterven met toenemende verblijftijden, is dit niet voldoende om desinfectie van drinkwater overbodig te maken (Oskam, 1983; van Breemen, Ketelaars et al., 1998). Door bekkens in serie te schakelen, zoals het geval is bij de Biesbosch-bekken, wordt de waterkwaliteit sterk verbeterd (Oskam, 1995). Overigens leidt het verblijf van het water in een bekken niet automatisch tot een afname in de concentratie microorganismen, omdat ook herbesmetting, bijvoorbeeld door vogels op het bekken, mogelijk is (Oskam, 1983).

De dichtheid aan parasitaire protozoa kan in bekkens sterk afnemen door inactivatie in de tijd en door de temperatuur (bij temperaturen boven 4 °C), door sedimentatie en aggregatie, door graas, en door inactivatie door UV in de bovenste waterlaag (Wagenvoort en Schaaf, 2006). Het gaat in het laatste geval vooral om UV-B-straling (280-320 nm). UV-C-straling heeft een te geringe doordringdiepte, en komt ook minder

voor, en UV-A kan (oö)cysten nauwelijks inactiveren (Wagenvoort en Schaaf, 2006). Tijdens het verblijf van het water in een bekken kan echter ook herbesmetting met protozoa optreden door bijvoorbeeld vogels en zoogdieren (Medema, 1999).

Biogene ontharding wordt gefaciliteerd door fytoplankton dat calciumcarbonaat kan vormen met behulp van fotosynthetische activiteit (Siegers en Prest, 2019; Witteveen en Bos, 1991).

Chemische processen

Door de aanwezigheid van zuurstof in het water kan oxidatie optreden. Hierdoor wordt bijvoorbeeld Fe(II) omgezet in Fe(III) of Mn (II) in Mn (IV). In combinatie met fosfaat levert dit slecht oplosbare verbindingen op, waardoor zowel het gehalte ijzer als de fosfaatconcentratie verlaagd worden. Als het zuurstofgehalte bij de bodem echter te laag wordt, kan de omgekeerde reactie (reductie) plaatsvinden, waarbij ijzer en fosfaat weer in het water vrijkomen (Oskam, 1979; Wagenvoort en Schaaf, 2006). Door het inlaten van fosfaatrijk water vanuit België in één van de drie bekkens van de Braakman ontstond daar een fosfaatrijke sliblaag (Lucassen, Castelijns et al., 2008). Vanaf 1993 werd er sulfaatrijkwater ingelaten. Uit onderzoek bleek dat er hierdoor geen vrij ijzer meer voorkwam in de bodem, maar alleen nog ijzersulfiden, die geen fosfaat kunnen vasthouden. Vooral in de zomer, als de bodem deels zuurstofloos is, komt er daardoor vanuit de bodem fosfaat vrij in het water.

Straling heeft ook invloed op de aanwezigheid van humuszuren en PAK's, doordat fotolyse kan optreden. Een ander afbraakmechanisme is hydrolyse van organische esters en polyfosfaten (Oskam, 1979). Deze laatste stoffen zijn meestal van antropogene oorsprong.

Biologie in de bekkens

Voor een goed beheer van de bekkens is het noodzakelijk om de ecologische processen te monitoren door de verschillende onderdelen van het voedselweb te volgen in de tijd. Hiermee hangt ook samen het onderzoek naar het voorkomen van bijvoorbeeld bepaalde vissen (Jůza, Zemanová et al. 2016, Jůza, Blabolil et al. 2018; Kubecka, Seda et al. 1998), naar bestaande voedselwebben (Ketelaars, Klikng et al., 1998; Verstijnen, Lucassen et al., 2019). Hierbij worden regelmatig ook nieuwe, invasieve soorten ontdekt, zoals hoge concentraties aasgarnalen (Ketelaars, Lembregts-van de Clundert et al., 1999), en grote variaties in aantallen en soorten organismen (Ketelaars, Kuijpers et al., 1992).

2.3 Ontwerpgrondslagen

Deze paragraaf gaat kort in op enkele studies naar welke ontwerpgrondslagen (o.a. type rivier, systeemconfiguratie) van belang zijn bij het vormgeven van een bekken.

Allereerst is het type rivier waarmee het bekken wordt gevoed van belang. De Rijn is een gemengde rivier (voeding bestaat uit smelt- en regenwater), maar hoewel die grote fluctuaties kent in debiet (tussen 17.500 en 620 m³/s), komt het minimum debiet eigenlijk nooit onder een kritische grens (Martijn, 1967), al kan dat met de huidige klimaatontwikkelingen veranderen. Bij de Maas konden afvoerschommelingen er wel voor zorgen dat het debiet onder een kritische grens uitkwam. Deze kritische grens was

25 m³/s, maar is verlaten, omdat de Rijn-Maasmonding bij gesloten Haringvlietsluizen altijd voldoende water bevat om Maaswater te kunnen onttrekken. Het beschikbaar hebben van een voorraad water is wel van belang met het oog op variaties in de rivierwaterkwaliteit. Als er voldoende water op voorraad is, kan de inname gestopt worden als het ingenomen water niet aan de kwaliteitseisen voldoet. Uiteraard hangt dit vaak ook samen met het debiet in de Maas of Rijn, want bij een laag debiet is de kans op hogere concentraties verontreinigingen natuurlijk groter.

Bij voorraadbekken die gevoed worden met water uit de rivier de Maas speelt het debiet een heel belangrijke rol. Zoals beschreven door Martijn (1967) wordt deze rivier gekenmerkt door veel grotere variaties in de afvoer, met veel lagere minima dan in de Rijn. Bij lage afvoer zijn de concentraties van bijvoorbeeld verontreinigingen of microorganismen in het water, zoals hierboven al opgemerkt, hoger. Hierdoor zal het soms ongewenst of zelfs onmogelijk zijn water te onttrekken aan deze rivier. Een bekken dat gevoed wordt met Maaswater zal dus voornamelijk een voorraadbekken moeten zijn om over voldoende water te kunnen beschikken in tijden dat de waterkwaliteit onvoldoende is om het water in te kunnen nemen.

Door klimaatverandering zal de afvoer van zowel de Rijn als de Maas in de toekomst wellicht nog meer gaan variëren in zowel kwantiteit als kwaliteit. Dit zou kunnen resulteren in meer innamestops.

Een doorstroombekken of procesbekken is een bekken waarbij de aanvoer van water uit de rivier gelijk is aan het debiet dat wordt onttrokken voor zuivering. Het waterniveau van het bekken zal hierbij zo weinig mogelijk variëren (bijv. Loenderveense plas van Waternet, en het Berenplaatbekken van Evides) (Huisman en Martijn, 1968a). Dit in tegenstelling tot een voorraadbekken waarbij het waterniveau varieert en het inkomende debiet per definitie niet gelijk is aan het uitgaande debiet. Hofker (1970) rapporteerde een minimale verblijftijd van 21 dagen in een spaarbekken (voorraadbekken) voor een optimale zelfreiniging, maar dit hangt uiteraard af van de omstandigheden, zoals de ruwwaterkwaliteit en het type bekken.

Zoals beschreven door Huisman en Martijn (1968a) kunnen de beoogde functies van een doorstroombekken tegenstrijdige ontwerpgrondslagen tot gevolg hebben. Verschillende ontwerpen hebben verschillende gevolgen voor de waterkwaliteit, bijvoorbeeld afvlakking van pieken. Indien het doel is om water van een zo goed mogelijke microbiologische kwaliteit te verkrijgen en daarnaast ook zwevende stof te verwijderen, is een bekken met zo min mogelijk kortsluitstromingen (dus liefst nauwelijks verblijftijdspreiding) wenselijk. Een ideaal doorstroombekken met propstroming zou dan het meest geschikt zijn. Is het doel daarentegen om bijv. afvlakking van het zoutgehalte te bewerkstelligen, dan is een goede menging vereist (en daarmee dus ook een verblijftijdspreiding). Met andere woorden: voor de eerste functie is een in-serie geschakeld doorstroombekkensysteem gunstiger, terwijl voor de tweede functie één groot mengbekken de voorkeur geniet.

Bij de aanleg van de bekkens speelde de zeer slechte kwaliteit van het Rijnwater (door de aanwezigheid van organische en microbiologische verontreinigingen én de heel hoge zoutgehaltes bij lage afvoer) een belangrijke rol. Het afvlakken van het zoutgehalte was vanaf de jaren '60 een belangrijk doel, omdat in die tijd de chloridenorm van 150 mg/L steeds frequenter werd overschreden, zowel in het IJsselmeerwater (inname PWN) als in De Lek (inname Waternet) (Huisman en Martijn 1968a; Vredenburg en van Zanten, 1991).

In een tweede onderzoek van Huisman en Martijn (1968b) werd geconcludeerd dat voor afvlakking van het zoutgehalte in doorstroombekkens beter gebruik gemaakt kon worden van vijf parallel geschakelde doorstroombekkens (met ieder een inhoud van 10% van de jaarcapaciteit) dan van één groot bekken (met een inhoud van 50% van de jaarcapaciteit). Daarnaast diende ook gebruik gemaakt te worden van versnelde doorspoeling van de bekkens (het doorspoelen van de bekkens met rivierwater met een lagere zoutconcentratie dan aanwezig in het bekken).

Een daaropvolgend onderzoek van Martijn (1968) toonde aan dat met spaarbekkens (variërend waterpeil) in sommige gevallen nog betere resultaten te verkrijgen zijn met betrekking tot het afvlakken van het zoutgehalte dan voor doorstroombekkens (constant waterpeil), en dat daarbij zelfs een kleinere capaciteit benodigd is. Dit alles geldt natuurlijk alleen voor de randvoorwaarden en scenario's doorgerekend in deze studie.

Uit bovengenoemde studies komt duidelijk naar voren dat zoiets als "een ideaal bekken" niet bestaat. Elk bekken wordt ontworpen voor de specifieke lokale omstandigheden en te bereiken doelen.

De afgelopen jaren is de aandacht in het bekkenbeheer steeds nadrukkelijker komen te liggen bij het beheer gericht op het beïnvloeden van biologische processen in de bekkens (tegengaan algengroei, microbiologische verbeteringen) en het stoppen van de inname in het geval van calamiteiten (zoals bijvoorbeeld de pyrazool-crisis in 2015 (Bertelkamp et al., 2016)).

In het kader van dergelijke beheersmaatregelen is het limiteren van de algengroei en eventuele andere populaties in het algemeen bepalend. Dit kan in feite op twee manieren: men kan de benodigde groeifactoren wegnemen of grazers inzetten (bijv. driehoeksmosselen of zoöplankton (Oskam, 1979)). Algen groeien doordat ze nutriënten en licht nodig hebben. Door een van deze parameters op één of andere manier te limiteren zal de algengroei beperkt blijven. Zoals beschreven door Hofker (1970) kunnen algen een probleem vormen in de zuivering zelf doordat ze de microzeven of snelfilters verstoppen, maar ze kunnen ook stoffen afscheiden die het coagulatieproces bemoeilijken. Daarnaast kunnen algen (cyano)toxines en geurstoffen (geosmine, 2-methylisoborneol) uitscheiden die het drinkwater een gronderige smaak/reuk geven als ze niet in nageschakelde processen verwijderd worden (Hofker, 1970). In bekkens met onvoldoende menging zal een bepaalde hoeveelheid water relatief veel licht ontvangen, waardoor algengroei bevorderd wordt. Door menging wordt in feite lichtlimitatie toegepast, en kan bijvoorbeeld de hoeveelheid blauwalgen (*Microcystis*) in een bekken worden beperkt (Oskam, 1982; Visser, Ketelaars et al., 1995). Een andere mogelijkheid om de algen in het bekken te beheersen is het uitzetten van grazers (mosselen) (Oskam, 1977). Mosselen kunnen fytoplankton (algen) uit het water filteren, maar ze kunnen ook nadelige effecten hebben op de waterkwaliteit bij massale afsterving zoals eerder beschreven (Verschoor, 2019; Lucassen et al., 2018; Verstijnen et al., 2019).

Een probleem dat direct gerelateerd lijkt aan de aanwezigheid van cyanobacteriën is de vorming van geosmine, wat geur- en smaakproblemen geeft (Ketelaars en Ebbeng, 1994). Het gehalte aan geosmine bleek in de eerste twee bekkens van de Biesbosch af te nemen vanwege adsorptie en neerslag, en biodegradatie. In het derde bekken bleek echter weer geosmine gevormd te worden (van Breemen, Dits et al., 1992). Hoewel Oskam (1983) concludeerde dat geosmine waarschijnlijk toch niet geproduceerd werd

door cyanobacteriën (maar dat zowel de aanwezigheid van cyanobacteriën als van geosmine door iets anders veroorzaakt werd), stelden van Breemen, Dits et al. (1992) en Ketelaars (1994) vast dat benthische cyanobacteriën verantwoordelijk zijn voor de vorming van geosmine. Lichtlimitatie lijkt voor deze bacteriën onvoldoende te werken (van Breemen en Ketelaars, 1995). Het toevoegen van kopersulfaat is op zich wel effectief tegen de groei van algen, maar heeft ook nadelen voor andere organismen. Bovendien leidt het tot ophoping van koper in de bodem, wat ook onwenselijk is (van Breemen, Ketelaars et al., 1991; Ketelaars, 1994). Het omwoelen van de bodem lijkt in de praktijk het beste te werken om algengroei tegen te gaan (Van Breemen, Dits et al., 1992; Van Breemen en Ketelaars, 1995).

3 Bekkens in Nederland en België

3.1 Aanleiding voor het aanleggen van bekkens

Het gebruik van bekkens is uit noodzaak geboren, omdat in de jaren vijftig werd geschat dat de drinkwatervraag in 2000 dusdanig zou toenemen dat hieraan niet meer kon worden voldaan indien er alleen gebruik gemaakt zou worden van grondwater (Hofker, 1970). Een toename in het gebruik van oppervlaktewater als bron voor drinkwater was daarmee onvermijdelijk.

De Maas en de Rijn konden beide fungeren als bron, maar de Rijn werd gekenmerkt door een slechtere waterkwaliteit en de Maas door een jaarlijks terugkerende lage afvoer (Hofker, 1970). Voor beide rivieren was het gebruik van één of meerdere bekkens om variaties in rivierwaterkwaliteit en afvoer op te vangen onontbeerlijk.

3.2 Bekkens in Europa

Bekken kunnen niet alleen dienen om een verslechterde waterkwaliteit en/of lage afvoer het hoofd te kunnen bieden, maar ook om de kwaliteit van het water door verblijf in een bekken te verbeteren. Dit speelde niet alleen in Nederland, maar ook in andere landen in Europa. Ook in bijvoorbeeld Frankrijk, België en Engeland worden bekkens gebruikt als eerste stap in de drinkwaterzuivering. In 1980 werd bij drinkwaterproductielocatie Méry-sur-Oise nabij Parijs een spaarbekken met een capaciteit van 400.000 m³ in gebruik genomen (Vreedenburgh, 1985). In België heeft Water-link (voormalig Antwerpse Waterwerken) twee reservoirs in bedrijf namelijk: Broechem (4,5 Mm³) en Eekhoven (2 Mm³) (Vreedenburgh, 1985; Wikipedia, 2020). Ook Thames Water maakt voor de productie van drinkwater gebruik van dertig bekkens (Vreedenburgh, 1985; Thames Water, 2020; Duncan, 1999).

3.3 Bekkens in Nederland en België

In deze paragraaf worden de bekkens (beknopt) beschreven zoals deze momenteel operationeel zijn bij de Nederlandse drinkwaterbedrijven en De Watergroep. Voor een overzicht van al deze bekkens en bijbehorende kenmerken, zie Tabel 3-1. De bekkens van PWN worden uitgebreid beschreven in hoofdstuk 4 en worden daarom hier niet verder behandeld.

De Afgedamde Maas (Dunea) en Oranjekom (Waternet) vallen niet onder de categorie bekkens zoals besproken in dit rapport. De Afgedamde Maas is geen afgesloten bekken waarin de inname (tijdelijk) beperkt kan worden, alleen het defosfateringsproces kan hier worden beheerst. De (beperkte) voorraadfunctie wordt vervuld door de duinen bij de drinkwaterproductie van Dunea. Oranjekom is een verzamelkom van waaruit het water direct naar de snelfilters op Leiduin wordt gepompt. Het betreft hier dus geen inname uit een rivier die tijdelijk stopgezet kan worden en er wordt ook geen voorraadfunctie mee bewerkstelligd. De voorraadfunctie wordt net zoals bij Dunea vervuld door het duingebied.

Tabel 3-1 Overzicht van bekken bij de Nederlandse drinkwaterbedrijven en De Watergroep (België) met belangrijkste karakteristieken

Bedrijf	Bekken	Voedend(e) rivier/meer	Type bekken	Aangelegd	Verblijftijd	Voorzuivering	Afmetingen	Kenmerken
PWN	WPJ	IJsselmeer	Procesbekken	1980	28 - 39 dagen	-	52,5 ha, $d_{gem} = 12$ m, $d_{max} = 21$ m	Beluchting
PWN	PSA	IJsselmeer	Procesbekken	1967	30 - 43 dagen	-	45 ha, $d_{gem} = 11$ m, $d_{max} = 21$ m	Ontharding, beluchting
Evides	De Gijster	Maas	Voorraadbekken	1979	11 weken	-	305 ha ($d_{gem} = 13$ m, $d_{max} = 27$ m)	Beluchting
Evides	Honderd en Dertig	Maas	Procesbekken	1973	9 weken	-	210 ha ($d_{gem} = 15$ m, $d_{max} = 27$ m)	Beluchting
Evides	Petrusplaat	Maas	Procesbekken	1973	3 weken	-	100 ha ($d_{gem} = 13$ m, $d_{max} = 15$ m)	Beluchting en ontharding
Evides	Braakman Spaarbekken 1	Petrusplaat	Voorraad-/procesbekken	1964	2 maanden	Passage Biesboschbekkens, coagulatie sinds 2017	28 ha, $d_{gem} = 10,5$ m, $d_{max} = 11,2$ m	Beluchting
Evides	Berenplaat	Petrusplaat en/of Oude Maas (aftakking Rijn)	Procesbekken	1966	3 weken ⁴	Passage Biesboschbekkens	137 ha, $d_{gem} = 6$ m, $d_{max} = 6,5$ m	
Evides	Grote Rug	Maas	Noodspaarbekken ⁵	1969	nvt	Biesbosch	60 ha, $d_{gem} = 5$ m	
Waterbedrijf Groningen	De Punt	Drentsche Aa	Procesbekken	1997	48 -58 dagen	-	13,1 ha ($d_{max} = 19$ m)	Beluchting (luchtinjectie op twee punten)
WML	De Lange Vlieter	Lateraalkanaal (Maaswater) en grondwater	Analysebekken (kleine bekken), voorraadbekken	2002	Gem. 1,5 - 2 jaar	Flocculatie (Fe_2Cl_3) en bezinking in analysebekken	125 ha ($d_{gem} = 20$ m, $d_{max} = 35$ m)	Recent coagulatie/flocculatie toegepast in analysebekken, beluchting
Waternet	Waterleidingplas	Kwel Bethunepolder+ ARK	Voorraadbekken	1957	3 maanden	Coagulatie, sedimentatie	123 ha ($d_{gem} = 5$ m, $d_{max} = 17$ m)	Cascadebeluchting voor instroom (na coag/sed)
De Watergroep	Blankaart, Diksmuide	De IJzer (75%), Blankaart gebied (25%)	Voorraadbekken	1973	75 dagen ¹	-	60 ha ($d_{max} = 5$ m)	Luchtcompressor tegen dichtvriezen

De Watergroep	Spaarbekken Kluizen I	Burggravenstroom/Brakeleik en	Vorraadbekken	1974	107 dagen ²	-	50 ha (d _{max} = 11,5 m)	Bekken I en II kunnen in serie en/of parallel geschakeld worden
De Watergroep	Spaarbekken Kluizen II	Burggravenstroom/Brakeleik en	Vorraadbekken	1996	75 dagen ³	Optionele fosfaatverwijdering	45 ha (d _{max} = 11 m)	Fosfaatverwijdering ingebouwd

¹ Verbliftijd = volume bekken / nominale capaciteit zuivering = 3.000.000 [m³] / 40.000 [m³/d] = 75 dagen

² Verbliftijd = volume bekken / nominale capaciteit zuivering = 6.400.000 [m³] / 60.000 [m³/d] = 107 dagen

³ Verbliftijd = volume bekken / nominale capaciteit zuivering = 4.500.000 [m³] / 60.000 [m³/d] = 75 dagen

⁴ Half november tot en met februari wordt aan de zuivering een deelstroom van het lokale bekken toegevoegd. Deze verversing is nodig om het bekken in geval van nood in te kunnen zetten. Het niet verversen van een bekken kan er toe leiden, dat het water minder goed gecoaguleerd kan worden. Ook verdwijnt nitraat uit het systeem waardoor de relatieve verhouding fosfaat en de kans op cyanobacteriën toeneemt.

⁵ Dit bekken wordt alleen gebruikt in geval van nood. Daarom is er eigenlijk ook geen sprake van een "verbliftijd" in dit bekken.

3.3.1 De Punt, Waterbedrijf Groningen

Waterbedrijf Groningen neemt op productielocatie De Punt water in uit de Drentse Aa. Dit water wordt in het mengbekken verzameld waarna het de volgende zuiveringsprocessen doorloopt: coagulatie/sedimentatie, dubbellaagsfiltratie (antraciet/zand), actiefkoolfiltratie, twee in serie geschakelde UV-reactoren (20 mJ/cm²), langzaam zandfilters en een cascade-beluchting. Vervolgens wordt het reinwater verzameld in een reinwaterreservoir en gedistribueerd naar de klanten (Heeroma et al., 2013), zie Figuur 3-1.

Zoals beschreven door M.J. Smit (1995) gebruikte drinkwaterproductielocatie De Punt van Waterbedrijf Groningen voorheen grondwater (2/3) en oppervlaktewater (1/3) als bron voor de productie van drinkwater. Waterbedrijf Groningen wilde het aandeel oppervlaktewater uitbreiden naar 50%, om zo de hoeveelheid te winnen grondwater te kunnen beperken.

De Drentse Aa, die gebruikt wordt als oppervlaktewaterbron, wordt gekenmerkt door een variabele kwaliteit en kwantiteit. De afvoer is niet constant over het jaar wat inname bemoeilijkt. Daarnaast kent de Drentse Aa schommelingen in temperatuur, maar ook in concentraties van bijv. bestrijdingsmiddelen. Temperatuurschommelingen kunnen resulteren in een verminderde biologische werking van de langzame zandfilters wanneer de temperatuur te laag wordt. Om deze kwalitatieve (variaties in temperatuur en concentraties bestrijdingsmiddelen) en kwantitatieve (afvoer) variaties op te kunnen vangen, en dus optimaler gebruik te kunnen maken van de oppervlaktewaterbron, is besloten een mengbekken aan te leggen (1996). Het bekken wordt gezien als een doorstroombekken (=procesbekken), er komt in principe per tijdseenheid evenveel water in het bekken als eruit gaat. Het bekken heeft dus geen voorraadfunctie zoals een spaarbekken. Dit is ook niet nodig, omdat in het geval van calamiteiten overgeschakeld kan worden op grondwater als drinkwaterbron (Smit, 1995).

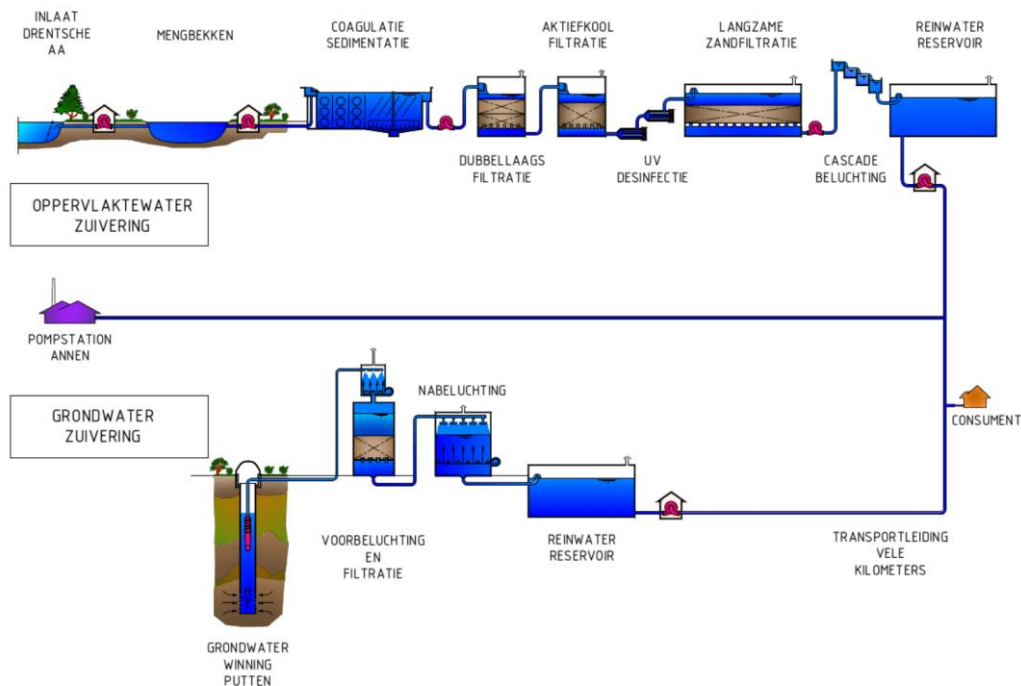
De locatie van het bekken wordt weergegeven in Figuur 3-2. Het bekken heeft een oppervlak van 13,1 hectare en een maximale diepte van 19 meter (Bruins, 2019). De inhoud van het bekken is met behulp van CFD-modellering geschat op 1,04.10⁶ m³ (Rehman en Audenaert, 2019). Uitgaande van een debiet variërend tussen de 750 m³/h en 900 m³/h, betekent dit een verblijftijd van ongeveer 48 – 58 dagen (Bruins, 2019).

Zoals Smit (1995) beschrijft kan het bekken een belangrijke functie vervullen in het verbeteren van de waterkwaliteit (natuurlijke zelfreiniging en afvlakking) en biedt het meer tijd te reageren op vervuilingen die aangetoond zijn in het water. Desalniettemin zal er ook rekening gehouden moeten worden met mogelijke vervuiling van het water ten gevolge van omliggende wegen en een verslechtering in kwaliteit door algengroei (Smit, 1995).

Er zijn diverse methoden onderzocht om problemen met algengroei aan te pakken. Uit een modelstudie van Otte en van der Velde (1995) naar de effecten van verschillende algenreducerende maatregelen in het bekken kwam naar voren dat het coaguleren van het water voordat het water het bekken wordt ingelaten weinig tot geen effect heeft. Er wordt namelijk niet genoeg fosfor verwijderd om limiterende condities te bewerkstelligen voor de cyanobacteriën. Het beter mengen van het water in het bekken of het verkorten van de verblijftijd bleek efficiënter te zijn, waarbij deze laatste het meest effectief leek voor alle soorten algen. Het beter mengen van het water resulteert in minder cyanobacteriën en groenalgen, omdat de verticale stroming in feite leidt tot

lichtlimitatie. Dit lijkt op het ogenblik voldoende te zijn om problemen met algen te voorkomen (Bruins, 2019). Menging kan echter ook leiden tot meer problemen met diatomeeën (aangezien sedimentatie wordt tegengewerkt). Bovendien blijken diatomeeën beter te groeien bij een lagere watertemperatuur. Sommige types diatomeeën (bijv. *Aulacoseira*) kunnen zorgen voor weerstandstoename van de dubbellaagsfilters. Hoewel er momenteel geen problemen zijn met betrekking tot de diatomeeën, zou er in de toekomst overwogen kunnen worden om fijnmazige microzeven toe te passen in de zuivering (Bruins, 2019). Op dit moment zorgen twee beluchters op de bodem voor menging in het bekken, zie Figuur 3-3. De beluchting wordt aangezet indien het verschil in temperatuur tussen verschillende waterlagen in het bekken groter is dan 2°C of op advies van WLN (Rehman en Audenaert, 2019). Wanneer de watertemperatuur lager wordt dan 10°C, wordt de beluchting uitgezet. Het water uit de Drentse Aa wordt niet voorgezuiverd alvorens het water het bekken in wordt gelaten.

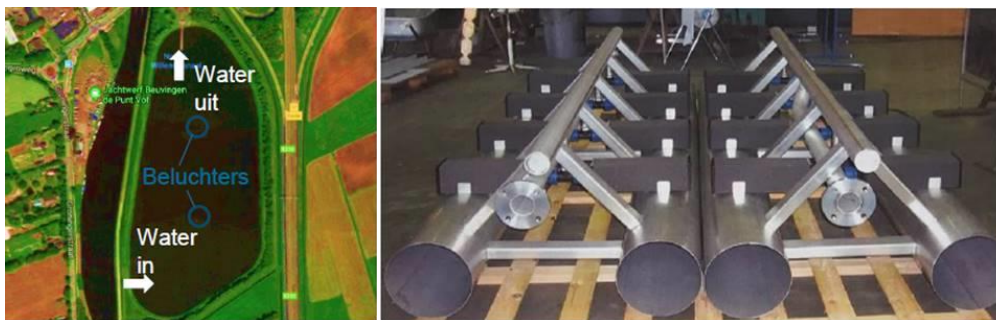
In een onderzoek van Heeroma et al. (2013) is onderzocht of het mogelijk was om de terugspoelstromen uit het zuiveringsproces intern te hergebruiken. Dit bleek mogelijk en sinds 2009 worden de volgende spoelwaterstromen verzameld in een bezink- en indikkingsstap: (1) de slibontwatering (bovenwater) van de lamellenseparatoren (coagulatieslib), (2) inloop- en spoelwater van de snelfilters, (3) inloop- en spoelwater van de actieve-koolfilters en (4) inloop- en spoelwater van de grondwaterfilters. Vanuit hier wordt het bovenwater teruggevoerd naar het bekken. Het fosfaatgehalte van dit bovenwater wordt niet vermeld in de studie, maar kan mogelijk algengroei stimuleren.



Figuur 3-1 Zuiveringsprocessen op locatie De Punt (Waterbedrijf Groningen).



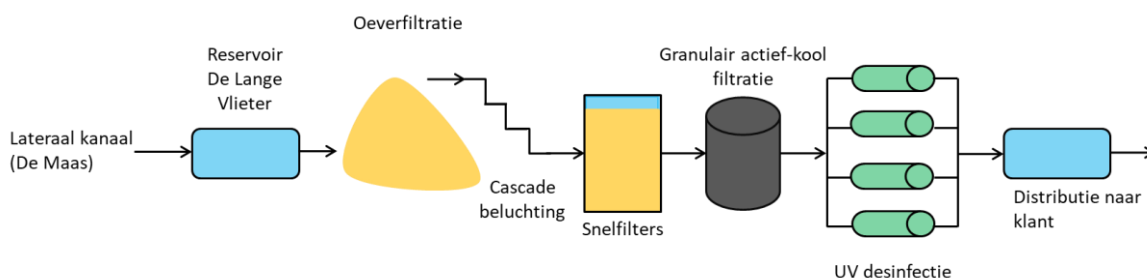
Figuur 3-2 Locatie van mengbekken De Punt, Waterbedrijf Groningen (Bron: maps.google.nl)



Figuur 3-3 Locatie beluchters (links) en beluchters (rechts) in mengbekken De Punt (Waterbedrijf Groningen) (Bron: Rehman en Audenaert, 2019)

3.3.2 De Lange Vlieter, WML

Het spaarbekken De Lange Vlieter is onderdeel van drinkwaterproductielocatie Heel (Waterleiding Maatschappij Limburg). In Heel wordt Maaswater uit het Lateraalkanaal (Linne-Buggenum) ingenomen en vervolgens verzameld in het bekken De Lange Vlieter. Het bekkenwater wordt via oeverfiltratie gewonnen, waarbij ook grondwater meekomt. Het water doorloopt de volgende zuiveringsprocessen: bodempassage (oeverfiltratie), cascadebeluchting, snelfiltratie (zand), actieve koolfiltratie en UV-desinfectie (Hofman-Caris et al., 2016). Zie Figuur 3-4.



Figuur 3-4 Zuiveringsprocessen op drinkwaterproductielocatie Heel (WML)

Het spaarbekken De Lange Vlieter is in 2002 in gebruik genomen, beslaat een oppervlak van 125 ha (inhoud $23,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$) en wordt gekenmerkt door een maximale diepte van 35 m (gemiddelde diepte van 20 m) (van Arendonk en van Megen, 1997; van Diepenbeek, 2019).

Het spaarbekken bestaat uit een hoofdbekken en een analysebekken. Het analysebekken heeft een volume van $0,7 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ en een verblijftijd van 2 weken. Hier vindt actieve bezinking en verwijdering van fosfaat plaats (FeCl_3 dosering, flocculatie en bezinking) (van Diepenbeek en Wagenvoort, 2020). Het water uit het Lateraalkanaal wordt voorgezuiverd in het analysebekken met behulp van flocculatie (FeCl_3) en bezinking om het gehalte zwevende stof en fosfaat te reduceren. Indien er een verontreiniging voorbij komt in het Maaswater kan WML de inname van Maaswater uit het Lateraalkanaal stopzetten en nog enkele weken putten uit het spaarbekken (Verdel et al., 2017). Mocht het spaarbekken tot het minimumniveau geraken, kan er nog worden overgeschakeld op de diepe grondwaterwinning bij Heel en/of kan de productie op nabijgelegen stations verhoogd worden (Verdel et al., 2017). Voor de situatieschets, zie Figuur 3-5 (van Ledden et al. 2006). Figuur 3-6 laat een luchtfoto zien van het spaarbekken De Lange Vlieter.

De verblijftijd van het water in het bekken bedraagt ongeveer 1,0 – 2,0 jaar (van Arendonk en van Megen, 1997; Wagenvoort et al., 2003; van Diepenbeek, 2019). Er wordt in het voorjaar/de zomer/het najaar op zes punten lucht geïnjecteerd in het bekken om stratificatie te voorkomen (Wagenvoort et al., 2003; van Diepenbeek, 2019).

Het spaarbekken had oorspronkelijk vier functies zoals beschreven door van Arendonk en van Megen (1997):

- (1) Een analysefunctie zodat er tijdig gereageerd kan worden op geanalyseerde verontreinigingen in het analysebekken
- (2) Beperkte voorraadfunctie
- (3) Procesfunctie (bijv. natuurlijk zelfreiniging)
- (4) Afvlakking waterkwaliteit



Figuur 3-5 Situatieschets bekken De Lange Vlieter (Bron: van Ledden et al., 2006)



Figuur 3-6 Locatie van bekken De Lange Vlieter, WML (Bron: maps.google.nl)

Benoist, Brinkman et al. (1997) hebben het model BEKWAAM (Bekken Water Analyse Model) toegepast om de ontwikkeling van algenbiomassa in het bekken in Heel te voorspellen. Het model werd gebruikt voor berekeningen van de algendynamiek, nutriëntenlimitering en temperatuur. Het water in De Lange Vlieter bestond voordat het in gebruik werd genomen voor de drinkwatervoorziening alleen uit kwelwater dat werd gekenmerkt door een laag nutriënten gehalte. Hierdoor was algengroei beperkt (Wagenvoort et al., 2003). Het water dat wordt ingenomen uit het Lateraalkanaal is rijker aan nutriënten, waardoor de verwachting was dat de algengroei in de toekomst niet meer gelimiteerd zou worden door de lage fosfaatconcentraties (Wagenvoort et al., 2003). Dit is uiteindelijk ook gebeurd. In 2009 vestigde de Quaggamossel (exoot) zich

in het spaarbekken en zorgde voor een versterking van ongewenste processen (Wagenvoort, 2020).

De Quaggamosse (*Dreissena rostriformis bugensis*) draagt bij aan het verbeteren van de waterkwaliteit door het filteren van dood organisch materiaal (detritus) en algen, maar scheidt ook een slijmerige substantie uit waarvan wordt verondersteld dat deze resulteert in verstopping van de oever (Verdel et al., 2017). Daarnaast hechten deze mosselen zich ook aan het kunststofscherp tussen het analysebekken en het hoofdbekken, wat hierdoor beschadigt.

Een andere uitdaging is het voorkomen van stratificatie door middel van beluchting. Dit kost relatief veel energie, maar is in de huidige situatie goed te beheersen (van Diepenbeek, 2019).

3.3.3 Waterleidingplas, Waternet

Figuur 3-7 laat een foto zien van de ligging van de Loenderveense plas en Waterleidingplas van Waternet. De Waterleidingplas is in gebruik genomen in 1957. Van 1932 tot 1956 bestond er al een waterinlaat (duiker) voor aanvoer van water uit de Loosdrechtse Plassen; Bethunepolderwater werd in die tijd op de Loosdrechtse Plassen uitgeslagen. In de jaren '50 werd de waterkwaliteit van de Loosdrechtse Plassen te slecht om in te nemen. Toen is het Waterleidingkanaal aangelegd waarmee Bethunewater langs de Loosdrechtse Plassen rechtstreeks naar de Waterleidingplas kan worden getransporteerd (via een defosfateringsinstallatie).

De oppervlakte bedraagt 122,57 ha en de diepte is gemiddeld 5 m (7,72 m bij het achterste gedeelte). De maximale diepte bedraagt 17 m (13,81 m bij het achterste gedeelte). De gemiddelde verblijftijd is circa drie maanden (Scholte (2019) en Smits, (2019)). De maximale duur van een aaneengesloten innamestop bedraagt drie dagen, het bekkenniveau bedraagt -1,10 tot -1,30 m NAP (maximaal -1,00 tot 1,40 m NAP). Het bekken wordt gevoed met kwelwater uit de Bethunepolder, netto neerslag in de Bethunepolder en netto neerslag op de Waterleidingplas zelf. Een alternatieve bron is Amsterdam-Rijnkanaal water. Algen groei vindt niet plaats vanwege de fosfaatverwijdering voor de inname in de waterleidingplas (Scholte (2019) en Smits, 2019)). Daar vindt namelijk defosfatering plaats tot onder de grens die limiterend is voor algen groei.

Het water wordt behandeld met coagulatie/sedimentatie en cascadebeluchting voordat het wordt ingenomen in de Waterleidingplas (Scholte (2019) en Smits (2019)). Voorheen kon de diepte waarop werd ingenomen, na passage van de waterleidingplas, variëren. Hierdoor kon binnen een bepaalde bandbreedte de temperatuur van het ingenomen water worden beïnvloed. Dit systeem is helaas stuk en repareren blijkt tamelijk kostbaar. Er zijn momenteel (2019) plannen om een tweede bekken te realiseren voor het creëren van extra voorraad. Mocht dit tweede bekken er komen, dan zal er ook direct gekeken worden naar een alternatief voor het in hoogte verstelbare innamesysteem.



Figuur 3-7 Locatie van de Loenderveense plas en Waterleidingplas van Waternet (bron: maps.google.com)

3.3.4 De Blankaart Diksmuide (De Watergroep)

In Figuur 3-8 is een foto weergegeven van het bekken De Blankaart. Het bekken wordt gekenmerkt door zijn achthoekige vorm, heeft een volume van 3.10^6 m^3 (oppervlakte is 60 ha) en is maximaal 5 m diep. Het bekken wordt voornamelijk gevoed door water uit de IJzer en deels met water uit het Blankaart-gebied zelf. Er vindt geen voorzuivering plaats, en er wordt alleen grof materiaal uit het water verwijderd door middel van zeven. Bij een innamestop kan De Watergroep nog 60 dagen aaneengesloten overbruggen (Keupers et al., 2020).



Figuur 3-8 Foto van bekken De Blankaart (Bron: De Watergroep)

Na een verblijftijd van ongeveer 75 dagen in het bekken ondergaat het water de volgende zuiveringsprocessen: biologische oxidatie, vlokvorming/vlokverwijdering, chloordosering, snelfiltratie, granulair actiefkoolfiltratie en desinfectie met chloor (Verdickt, 2012; Hornstra, 2017).

Algenbloei, met name van cyanobacteriën, kan een probleem vormen in het bekken De Blankaart. Hier is in de afgelopen jaren veel onderzoek naar gedaan. In één van deze onderzoeken is gedurende twee jaar gekeken naar ultrasone bestrijding van cyanobacteriën. Het effect hiervan was echter moeilijk vast te stellen in verband met zowel technische defecten (de installaties bleken niet robuust genoeg te zijn voor toepassing op het bekken) als het ontbreken van een referentiekader (Verdickt, 2019). Wel leek er een klein positief effect op algenbloei op te treden. Daarnaast is er in 2019 onderzoek gedaan naar fosfaatverwijdering met behulp van Phoslock (lanthaanhoudende bentonietklei) in het bekken (dit onderzoek loopt nog), maar ook naar defosfatering in de inlaat van het bekken. Dit laatste is op laboratoriumschaal onderzocht met behulp van FeCl_3 doseringen en een studie naar vlokverwijderingstechnieken (Verdickt, 2019).

Naast deze preventieve maatregelen, zijn er ook curatieve maatregelen onderzocht zoals het doseren van kopersulfaat en waterstofperoxide (H_2O_2). Het doseren van kopersulfaat is vanwege de toxiciteit niet wenselijk en wordt daarom ook nu niet verder meer onderzocht. Sinds 2018 heeft De Watergroep de mogelijkheid om in het geval van cyanobacteriegroei waterstofperoxide te doseren. Voor groenalgen is dit niet effectief; prokaryoten missen een enzym waardoor ze niet bestand zijn tegen waterstofperoxide. Groenalgen zijn echter eukaryoten, en die hebben dat enzym wel. Het doseren van H_2O_2 is tot op heden nog niet nodig geweest (Verdickt, 2019).

Er worden geen grote functieveranderingen voorzien voor het bekken De Blankaart. Er is wel een renovatie van het bekken gepland, maar deze is voornamelijk gericht op het herstellen (van onderdelen) van het bekken zodat het bekken de komende 40 jaar weer vooruit kan, naast een mogelijke capaciteitsuitbreiding.

3.3.5 Kluizen (De Watergroep)

In Figuur 3-9 is een foto van het bekken van Kluizen weergegeven met in Figuur 3-10 een schematisch overzicht van de bekkens en aanvoerende kanalen. De productielocatie Kluizen is voorzien van twee spaarbekkens, Kluizen I en Kluizen II.

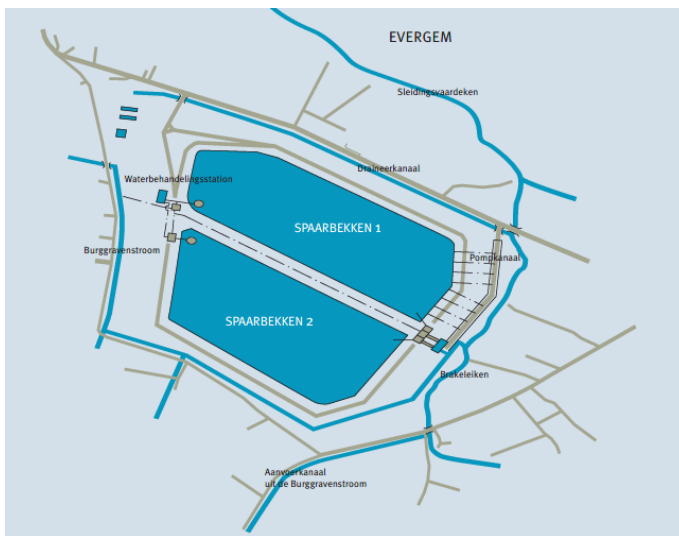
Kluizen I is in 1974 in gebruik genomen en heeft een volume van $6,4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (oppervlakte = 50 ha, diepte = 11,5 m). Kluizen II is aangelegd in 1996 en heeft een volume van $4,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (oppervlak = 50 ha, diepte = 11 m). Indien de inname gestopt moet worden, kunnen er 250 dagen aaneengesloten overbrugd worden (Keupers et al., 2020).

De spaarbekkens worden gevuld in de periode van begin oktober tot eind april met water uit de Burggravenstroom en de Brakeleiken (De Watergroep, 2018). In deze periode is het debiet in de kanalen groot genoeg en van voldoende kwaliteit (De Watergroep, 2018). Voor het bekken Kluizen II wordt ijzerchloridedosering toegepast voor fosfaatverwijdering in het toevoerkanaal (voor limitatie algengroei). Een tweede FeCl_3 -dosering vindt plaats in het omleidingskanaal (Vlaamse Maatschappij voor Watervoorziening, 2009).

De bekkens kunnen zowel in-serie (bijv. bij slechtere ingaande waterkwaliteit of indien onderhoud nodig is) als parallel bedreven worden (indien er vanuit verschillende kanalen onttrokken gewenst te worden) (De Watergroep, 2018).



Figuur 3-9 Bekkens op productielocatie Kluzen (Bron: De Watergroep, 2018)



Figuur 3-10 Locatie spaarbekkens Kluzen en aanvoerende kanalen (Bron: Vlaamse Maatschappij voor Watervoorziening, 2009)

Na behandeling van het water in de bekkens doorloopt het water nog de volgende zuiveringsprocessen: opvang/opslag in watervangtoren, pH-correctie (zwavelzuur), microzeven, vlokvorming-bezinking (aluminiumchloride), pH-correctie (natriumhydroxide), hydro-antracietfilters, zandfilters, ozonisatie, actieve-koolfiltratie, waarna het reinwater in een reservoir wordt opgeslagen (De Watergroep, 2018). Vanuit het reinwaterreservoir wordt het water naar de klant gedistribueerd.

Er wordt geen verandering in gebruik van de spaarbekkens voorzien. Wel staan er renovatiewerkzaamheden op het programma, maar die zijn voornamelijk gericht op het herstellen van de stabiliteit van de middendijk.

3.3.6 Biesboschbekkens, Evides

In

Figuur 3-11 en Figuur 3-12 is een schematisch overzicht en foto weergegeven van de ligging van de Biesboschbekkens. De oorspronkelijke doelen van het aanleggen van de Biesboschbekkens waren (Knoppert et al. (1970); Knoppert (1973 en 1974); Oskam (1979 en 1980); Royal HaskoningDHV (2013)):

1. Het overbruggen van perioden met onvoldoende wateraanvoer;
2. Afvlakking van het chloridegehalte van Maas- of Rijnwater;
3. Bacteriologische zelfreiniging;
4. Overbruggen van perioden waarin kwaliteit niet zodanig is dat ingenomen kan worden;
5. Selectieve inname door optimaal gebruik te maken van voorraadvorming.

Begin jaren '70 is het Waterwinningbedrijf Brabantse Biesbosch begonnen met het bouwen van de Biesboschbekkens. In die tijd was de waterkwaliteit van de Rijn zeer slecht waardoor de Maas de voorkeur genoot als bron voor de bekkens. Het voeden van de bekkens met Rijnwater is destijds wel in de planvorming meegenomen, maar dit is nooit gerealiseerd. Zoals eerder genoemd is de Maas een regenwaterrivier die gekenmerkt wordt door grote variaties in de afvoer/kwaliteit. Om deze variaties op te kunnen vangen, en daarmee de drinkwatervraag te allen tijde veilig te stellen, was het implementeren van één of meerdere voorraad/procesbekkens noodzakelijk.

Initieel omvatte het plan voor de Biesboschbekkens vier bekkens, namelijk De Gijster, Honderd en Dertig, Petrusplaat en Zuiderklip, zie

Figuur 3-11 (Knoppert, 1973). De Zuiderklip is echter nooit gerealiseerd.

De Gijster en Zuiderklip zijn ontworpen als voorraadbekken, wat een selectieve inname mogelijk maakt. Indien de inlaat van het bekkensysteem door bijvoorbeeld een calamiteit gesloten dient te worden, kunnen de bekkens nog ongeveer 10 tot 12 weken in de watervraag van de productielocaties voorzien. In het slechtste geval (bij een langere periode van lage rivierafvoer of langdurige verontreiniging in de rivier) zouden deze bekkens nagenoeg leeg staan.

Sozcó (1980) heeft onderzocht of een selectieve inname noodzakelijk was met betrekking tot (i) ammoniumgehalten van het ingaande Maaswater en (ii) het water dat de bekkens verlaat. Het ammoniumgehalte in de Maas is in de winter hoger ten gevolge van een verminderde biologische activiteit. Deze verminderde activiteit is ook in het bekkensysteem waar te nemen. Hierdoor kan water met een verhoogde ammoniumconcentratie de drinkwaterzuivering inkomen. De drinkwaterzuivering is niet in staat om ammoniumgehalten $>0,2$ mg/L te verwerken. Indien de gehalten in het uitgaande water van de bekkens hoger zijn, wordt een breekpuntchloring noodzakelijk. Dit is onwenselijk omdat hierbij trihalomethanen gevormd kunnen worden. Sozcó (1980) concludeerde op basis van de uitgevoerde studie dat een selectief innamebeleid met betrekking op het ammoniumgehalte noodzakelijk was om onder de maximale waarde van $0,2$ mg/L in het uitgaande water van de bekkens te blijven.

Zoals beschreven door Knoppert (1973) werd het waardevol geacht om ook gebruik te maken van de kwaliteitsverbetering die bekkens tot gevolg kunnen hebben. Daarom zijn Honderd en Dertig en Petrusplaat ingericht als procesbekkens. Zo werd niet alleen in een voorraadfunctie voorzien, maar kon ook effectief gebruik worden gemaakt van de zelfreinigende werking van de bekkens (Knoppert, 1973). Beide procesbekkens zijn zo ingericht dat enige variatie in het waterpeil nog mogelijk is, maar alleen in uitzonderlijke situaties toegepast zal worden.

Momenteel bestaan de Biesboschbekkens uit drie in-serie geschakelde bekkens te weten (1) De Gijster, (2) Honderd en Dertig en (3) Petrusplaat. De bekkens hebben respectievelijk een oppervlak van 305 ha, 210 ha en 100 ha (Wagenvoort en Schaaf,

2006). De gemiddelde diepte is circa 14 m (Wagenvoort en Schaaf, 2006). Het totale volume van de bekkens bedraagt 86.10^6 m^3 en de gemiddelde verblijftijd bedraagt 5 maanden (Wagenvoort en Schaaf, 2006). Jaarlijks wordt ca 180 Mm^3 water geproduceerd.

Alle drie de bekkens zijn voorzien van luchtinjectie-eenheden en in het bekken Petrusplaat vindt ook ontharding plaats (Dits, 1995). Tot begin jaren '90 werd natronloog gedoseerd. Daarna is overgestapt op ontharding met gebluste kalk (calciumhydroxide). Per uur wordt 10-15 ton gebluste kalk droog gedoseerd in een mengkamer bij de inlaat van het bekken. De reden voor het stoppen met natronloog was het verhogen van de natriumconcentratie met gemiddeld 18 mg/l, hetgeen destijds ongunstig was voor de klanten die het water gebruikten in de substraatteelt in kassen. In het voorjaar tot aan de zomer kan biogene ontharding plaatsvinden en is er minder gebluste kalk nodig; bij lagere watertemperaturen kan er echter meer kalk nodig zijn om de gewenste diepte van de ontharding te bereiken (Wagenvoort en Schaaf, 2006).

Vóór transport naar de productielocaties vanuit de Petrusplaat wordt zwavelzuur gedoseerd tot een $\text{pH} < 9,2$. Tevens wordt chloorbleekloog gedoseerd (circa 0,5 mg/l als mossellarven aanwezig zijn) ter voorkoming van de aangroei van mosselen in de leidingen. Ongelimeerde aangroei van mosselen in leidingen en pompstations kan verstoppingen en verslechtering van de waterkwaliteit door onder andere afsterving veroorzaken (Wagenvoort en Schaaf, 2006). De opslag van Maaswater in de drie Biesboschbekkens is de eerste stap in de zuivering van rivierwater naar drinkwater. Hierna wordt het water naar diverse productielocaties in Zuid-West Nederland gedistribueerd.

Het bekken Berenplaat van Evides is een vrij ondiep (circa 6 m) propstroom/doorstroom bekken, dat wordt gebruikt in geval van nood. 's Zomers is het bekken moeilijk te beheren vanwege het aanwezige phytoplankton. 's Winters wordt het bekken tweemaal doorstroomd, om stikstofarmoede te voorkomen.

Het bekken de Grote Rug van Evides (van der Vlucht en Zoetewordt alleen gebruikt als noodvoorraadbekken, en is om die reden verder niet besproken in dit rapport. Hier is in het verleden (tussen 1975 en 1978) wel onderzoek gedaan naar fosfaatverwijdering door dosering van ijzer(II)sulfaat (van der Vlucht en Aldenberg 1982). Metalen als lood en zink adsorberen over het algemeen goed aan slib, en zijn daardoor via coagulatie/sedimentatie effectief te verwijderen. De pH en de sedimentatiesnelheid van de vlok bepalen de effectiviteit van de metaalverwijdering. Voor koper en nikkel werkt dit principe minder goed. Aluminium kan zich aan zwevende stof binden, en kan daardoor ook zonder coagulatie deels worden verwijderd. Polycyclische aromaten worden eveneens verwijderd door adsorptie aan slib, maar sommige bestrijdingsmiddelen (in die periode atrazine en diuron) werden vrijwel niet afgebroken c.q. verwijderd. Een nadeel van het toevoegen van chemicaliën als Fe(III) en NaOH is wel dat onbemande bedrijfsvoering niet mogelijk is. Een voordeel van het toevoegen van NaOH is echter dat in het drinkwaterproces minder ontharding hoeft te worden toegepast (Kools en Schouten 2003).

Voor uitgebreide informatie met betrekking tot het bekkensysteem van Evides wordt verwezen naar Knoppert (1973, 1974), Oskam (1979, 1980), en Wagenvoort en Schaaf (2006). In 2013 heeft van der Toorn (2013) modelberekeningen uitgevoerd omde innamestrategie voor het nieuwe pompstation aan de Bergsche Maas te bepalen.



Figuur 3-11 Overzicht van de vier bekkens zoals origineel in het ontwerp uitgewerkt (Knoppert, 1973).



Figuur 3-12 Biesboschbekkens (De Gijster, Honderd en Dertig en Petrusplaat), die geëxploiteerd worden door Evides.

4 Bekkensysteem PWN

4.1 Zuivering PWN

Figuur 4-1 toont een schema van de zuiveringen van PWN. Water uit het IJsselmeer wordt ingenomen in twee bekkens: Waterwinstation Prinses Juliana (WPJ) en pompstation Andijk (PSA). Figuur 4-2 laat een luchtfoto zien van de twee bekkens.

Het water dat wordt ingenomen uit het PSA-bekken ondergaat een behandeling bestaande uit twee parallel uitgevoerde voorzuiveringen: 1) conventioneel (microzeven, coagulatie/vlokvorming en zandfiltratie) en 2) modern (trommelzeven, ionenwisseling en microfiltratie). Vervolgens vindt voor beide stromen dezelfde nazuivering plaats met UV/H₂O₂, actieve koolfilters en reinwatermicrozeven. Ten slotte wordt er chloordioxide gedoseerd waarna het water in de reinwaterkelders terecht komt en richting de klanten gedistribueerd kan worden.

Het water uit het WPJ bekken wordt behandeld met trommelzeven, coagulatie/vlokvorming, lamellenseparatoren, snelfilters en actieve koolfilters, waarna het terecht komt in kelders. Dit voorgezuiverde water wordt, tezamen met voorgezuiverd water van WCB (Waterwinstation Cornelis Biemond, WRK I + II) richting Heemskerk getransporteerd. Op productiebedrijf Heemskerk vindt nazuivering plaats met twee parallel uitgevoerde zuiveringen (PSHK: membraaninstallatie (UF/RO) en PSHV: UV/peroxide-installatie). Tevens wordt er WRK-water naar Tata Steel en Crown van Gelder getransporteerd.

Het op productiebedrijf Heemskerk met ultrafiltratie (UF) en omgekeerde osmose (RO) behandelde water wordt vervolgens naar de reinwaterkelders van drinkwaterproductielocatie Bergen (PSB) en drinkwaterproductielocatie Wim Mensink (PSM) getransporteerd. Het met geavanceerde oxidatie (UV/H₂O₂) en actieve koolfiltratie behandelde water wordt geïnfiltereerd in de duinen en na duinpassage nagezuiverd op PSB en PSM.

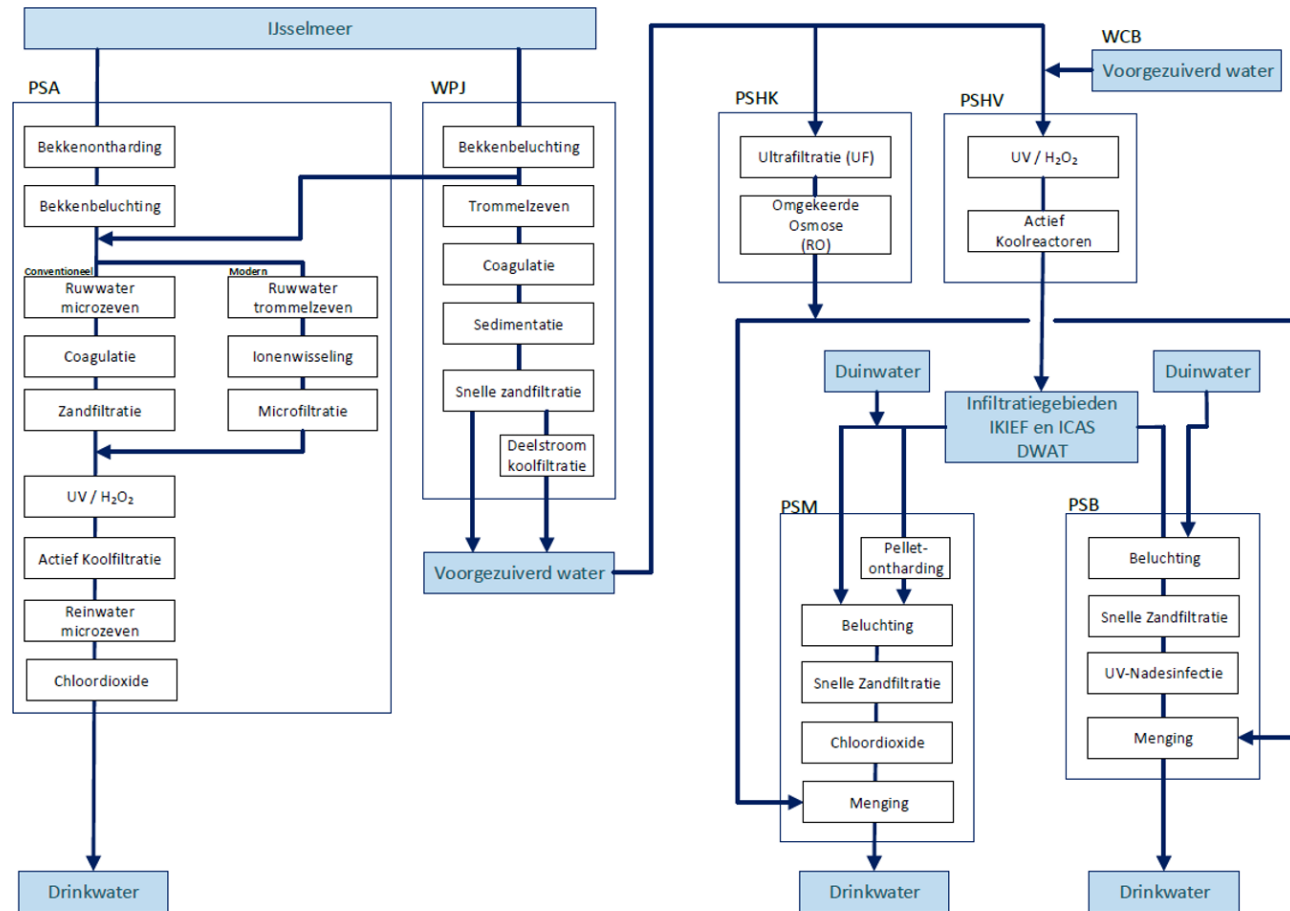
Na een verblijftijd van minimaal 21 dagen in de duinen wordt het water verder behandeld op PSB en PSM. Op PSB bestaat de nabehandeling uit beluchting, snelfiltratie en UV-desinfectie. Op PSM bestaat de nabehandeling uit pelletontharding, beluchting, snelfiltratie en desinfectie met chloorbleekloog. In pompstation Andijk wordt chloordioxide als na-desinfectie toegepast. Voor de reinwaterkelders wordt het met UF/RO behandelde water gemengd met het andere water. Vanuit de reinwaterkelders wordt het water naar de klanten gedistribueerd.

4.2 IJsselmeer

Het IJsselmeer vormt de belangrijkste bron voor drinkwaterproductie bij PWN en voedt het bekkensysteem. Het IJsselmeer wordt begrensd door de Houtribdijk, Noord-Holland, de Afsluitdijk, Friesland en Flevoland (Rijkswaterstaat, 2018) (Figuur 4-3). Het IJsselmeer heeft een oppervlakte van 1100 km² en een gemiddelde diepte van -3,00 tot -3,50 NAP (Rijkswaterstaat, 2018). Het staat in verbinding met de Waddenzee door middel van twee sluizencomplexen, namelijk de Stevinsluizen bij Den Oever en de Lorentzsluizen bij Kornwerderzand (beide gesitueerd in de Afsluitdijk). In de Houtribdijk zijn ook drie sluizencomplexen gesitueerd waardoor het IJsselmeer in

verbinding staat met het Markermeer. Het gaat hier om de Krabbersgatsluizen, Naviduct Krabbersgat, en de Houtribsluizen. Daarnaast bevinden zich nog enkele spuisluizen in de dijk om het waterpeil in de beide meren te kunnen regelen (<https://nl.wikipedia.org/wiki/Houtribdijk>).

Het grootste deel van het water naar het IJsselmeer wordt aangevoerd door de rivier de IJssel (Brocades Zaalberg, 1985). Dit is een aftakking van de Rijn.



Figuur 4-1: Zuivering PWN (Bron: PWN)



- | | |
|---|---|
| 1. Innamepunt IJsselmeer WPJ | 7. Innamepunt IJsselmeer PSA |
| 2. Inbrengen IJsselmeer in bekken WPJ | 8. NaOH dosering t.b.v. bekkenontharding (ca. 1,1 mmol/l) |
| 3. Mengen en "bezinken" | 9. Mengen en "bezinken" |
| 4. Verdiepte inlaat WPJ | 10. Verdiepte Inlaat PSA |
| 5. Innamepunt WPJ | 11. Menging bekken PSA met bekken WPJ tot hardheid 1,4 mmol/l |
| 6. Duiker met open schuif tussen bekken WPJ & PSA | 12. Innamepunt PSA I |
| | 13. Innamepunt PSA III |

DW WT 2016 022

Figuur 4-2: Luchtfoto van bekken PSA (links) en WPJ (rechts) van PWN (Bron: PWN en Google maps)



Figuur 4-3: Het IJsselmeer (Bron: <https://nl.wikipedia.org/wiki/IJsselmeer>). De rode cirkel geeft de locatie Andijk aan.

4.3 Karakteristieken bekken PWN

Beide bekken PSA en WPJ zijn gesitueerd nabij Andijk (zie Figuur 4-3). PWN heeft in 1967 het PSA-bekken in gebruik genomen als voorraadbekken (diepte = 5 m), maar dit bekken is begin jaren '90 uitgediept tot 21 meter. In het geval van een calamiteit op het IJsselmeer (bijvoorbeeld een gezonken schip, neergestort vliegtuig, te hoge zoutconcentraties of werken aan het IJsselmeer) kan de inname gestopt worden. De voorraadcapaciteit van met name het WPJ bekken is erg klein, omdat de inname slechts voor een paar dagen gestopt kan worden. Bij PSA is dit probleem iets kleiner, omdat de productie hier lager is dan bij WPJ, en omdat water vanuit het WPJ bekken naar het PSA bekken wordt getrokken. Het debiet uit het PSA bekken is 2.000 – 3.000 m³/uur, uit het WPJ bekken tot 10.000 m³/uur. Het PSA-bekken is naast een voorraad- ook een procesbekken.

De Watertransportmaatschappij Rijn-Kennemerland (WRK) zuivert oa. IJsselmeerwater voor en levert dit aan PWN en de industrie. Het waterwinstation Prinses Juliana (WRK-III) levert water voor infiltratie in de duinen en kan worden gebruikt voor verdere zuivering tot drinkwater bij PWN. Het WPJ-bekken is dertien jaar later in gebruik genomen dan het PSA-bekken, in 1980 (Burger et al., 2012). Er is bewust voor gekozen het WPJ-bekken niet als voorraadbekken uit te voeren. Rekening houdend met de productiecapaciteit van WRK-III zou de capaciteit van het bekken ook veel groter moeten zijn (Werkgroep "Optimalisatie waterkwaliteit WRK-III, 1988). Wanneer de inlaat van het bekken nu gesloten wordt, kan/kunnen daarmee slechts één tot enkele dagen overbrugd worden (Werkgroep "Optimalisatie waterkwaliteit WRK-III, 1988).

Het WPJ-bekken is ontworpen om de volgende functies te vervullen (Werkgroep "Optimalisatie waterkwaliteit WRK-III, 1988):

- Het verlagen van het zwevende stof gehalte door middel van bezinking;
- Afvlakking van de waterkwaliteit;
- Beheersing van de algengroei;
- Analysebekken, er is enige tijd beschikbaar tussen het inlaten van IJsselmeerwater en inlaten van dit water in de zuivering, waardoor eventuele verontreinigingen vroegtijdig gemeten kunnen worden.

De genoemde functies vereisen tegenstrijdige ontwerpgrondslagen voor het bekken. Voor het egaliseren van de waterkwaliteit is een procesbekken (mengbekken) vereist, terwijl voor een analysebekken een bekken met zo min mogelijk kortsluitstromingen gewenst is (propstroom). Uiteindelijk is gekozen voor een mengbekken om afvlakking van de waterkwaliteit prioriteit te geven. Daarnaast is het volume van het bekken wel dusdanig groot dat hoge innameconcentraties worden afgevlakt in een tijdspanne die voldoende is om nog te kunnen reageren voordat de mogelijke verontreiniging de zuivering bereikt. De functie van analysebekken komt daarmee ook nog tot zijn recht.

Hoewel de gemiddelde verblijftijd van het water in het WPJ-bekken enkele weken is, ontstaan er bij noordoostenwind ook voorkeursstromingen zoals gerapporteerd in (Werkgroep "Optimalisatie waterkwaliteit WRK-III, 1988). Dit kan problemen in de zuivering geven als het ingelaten water van slechtere kwaliteit is (bijv. veel algen, die drijven/stromen dan naar één kant van het bekken).

Het volume van het PSA-bekken bedraagt $3,8 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (verblijftijd 30 – 43 dagen) en dat van WPJ bedraagt $5,0 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (verblijftijd 28 – 39 dagen). In 2017 is er $53,6 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ ingenomen uit het WPJ-bekken en $23,6 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ uit het PSA-bekken (van Duist, 2018). De maximale productiecapaciteit van WPJ is $9.000 \text{ m}^3/\text{h}$ en voor PSA is dit $4.000 \text{ m}^3/\text{h}$. Indien er geen water ingenomen kan worden in de bekkens, kan de drinkwaterproductie nog circa drie dagen gevoed worden bij maximale productie. Hierna wordt het waterniveau te laag voor de pompen, en wordt de druk vanuit het IJsselmeer voor de dijken van de bekkens te hoog (van der Neut, 2018).

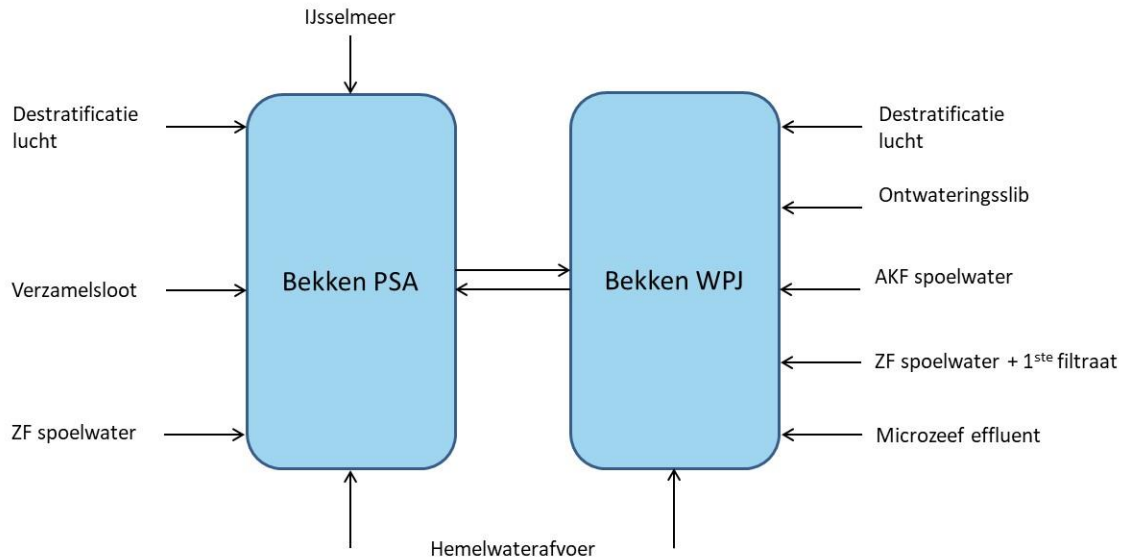
Beide bekkens zijn voorzien van een luchtbellenscherm (niet operationeel in de winter) om zo thermische stratificatie te voorkomen. Alleen het PSA-bekken is, in verband met plannen voor actief biologisch beheer, uitgerust met een viswering. Het waterpeil in het bekken mag maximaal 1 m dalen in verband met de stabiliteit van de dijken en de aanzuiging voor de microzeven (Boogaard en Schoenmaker, 2019).

In het PSA-bekken wordt het water ook onthard door eenmaal per dag NaOH te doseren tot een waarde van 1,1 mmol/L totale hardheid, waarbij CaCO_3 -slib ontstaat dat bezinkt in het bekken. De neerslag die ontstaat tijdens het onthardingsproces en zich op de bodem verzamelt (enkele cm per jaar) wordt één keer per vijf jaar weggebaggerd (Bogaard en Schoenmaker, 2019). De bekkens zijn verbonden met elkaar door middel van een schuif. Het waterpeil in het WPJ-bekken is altijd hoger dan dat van PSA, waardoor het water altijd van WPJ naar het PSA-bekken stroomt. Door het regelen van deze schuif wordt de hardheid van het water in het WPJ-bekken op 1,4 mmol/L gehouden. De schuif tussen WPJ en PSA staat in de reguliere situatie altijd open en de stand is afhankelijk van productie en gemeten hardheid (Van der Neut, 2018).

Een overzicht van de bij PWN toegepaste zuiveringsprocessen is weergegeven in Figuur 4-1, een luchtfoto van de bekkens en hun omgeving in Figuur 4-2.

4.4 Stroomschema bekkens

In Figuur 4-4 zijn de in- en uitgaande stromen van beide bekkens PSA en WPJ schematisch weergegeven.



Figuur 4-4: Schematische weergave van in- en uitstromen WPJ en PSA bekkens (ZF = Zandfiltratie, SIX = Suspended Ion eXchange, AKF = Actieve Koolfiltratie).

Momenteel worden de concentraties nutriënten (N en P) in de retourstromen niet geanalyseerd. Dit betekent dat het niet mogelijk is om na te gaan wat de verhouding is tussen de fosfaatvrucht in de retourstromen, die vanuit het IJsselmeer en vanuit de bodem.

4.5 Historische ontwikkeling

In de jaren '60 van de vorige eeuw is men begonnen met de aanleg van de bekkens van PWN (Martijn 1967, Putto 1967, Huisman en Martijn 1968, Huisman en Martijn 1968, Martijn 1968). Aandachtspunten waren toen het effect van doorstroombekkens op de waterkwaliteit en problemen door te hoge chloridegehalten in het aangevoerde water. Wat bedrijfsvoering betreft speelden vooral de doorstroomfase, peilverlaging en peilverhoging een belangrijke rol. Er werd verwacht dat de aanleg van een spaarbekken meer nadelen zou hebben dan de aanleg van een doorstroombekken, zoals beïnvloeding van de grondwaterstand in de omgeving, en een grotere taludlengte die tegen golfslag beschermd diende te worden. Vanaf de jaren '70 verschenen er studies van verschillende aspecten van deze bekkens (Bakker-Weenink 1979). Vlasblom (1973) constateerde dat het spaarbekken zich in feite gedroeg als een mengbekken met een gemiddelde verblijftijd van ongeveer 38 dagen. Eind jaren '80 is het bekken van PWN verdiept (de Weijze 1988). Het effect hiervan op de stromingssituatie in het spaarbekken is berekend door Iwaco (1987). Het bekken van de WRK had tot doel variaties in de watersamenstelling af te vlakken, het gehalte zwevende stof te verlagen door voorbezinking, te fungeren als analysebekken, en de mogelijkheid te creëren om de vorming van algen te beheersen. Om de problemen met algen (en met flinterijs) aan te pakken, werd voorgesteld de in- of uitlaat van het bekken te wijzigen (WRK-III 1988).

Vanaf de ingebruikname van de bekkens zijn er diverse maatregelen getroffen om de waterkwaliteit in de bekkens te verbeteren. In deze paragraaf worden de verschillende

onderzoeken die in dit kader zijn uitgevoerd en de voorgestelde maatregelen kort samengevat.

4.5.1 Hydraulische maatregelen

In 1971 is een studie uitgevoerd naar het aanleggen van een gemaal voor het PSA-bekken. Doel van het gemaal was om het water van het bekken in korte tijd te kunnen verversen (Filius, 1971), maar dit gemaal is er nooit gekomen (Boogaard, 2019). Twee jaar later werd vastgesteld dat het spaarbekken van Andijk (PSA) zich gedroeg als een mengbekken (Vlasblom, 1973). Dit had als nadeel dat als een ongewenste stof in het bekken kwam, deze binnen 2,5 uur bij het inlaatkanaal kon zijn. Uit de verkregen rapporten van PWN is niet duidelijk geworden of hier maatregelen voor getroffen zijn.

Ter voorbereiding op de uitbreiding van de zuivering van pompstation Andijk heeft rond 1990 een renovatie plaatsgevonden. Hierbij is het PSA-bekken uitgediept, zijn werken aangelegd voor destratificatie en ontharding en zijn de inlaat vanuit het IJsselmeer en de inlaat voor de zuivering aangepast (Demarteau et al., 1990). Initieel was het bekken 6 m diep, maar dit is uitgediept tot een gemiddelde diepte van 11 meter met een maximum van 21 meter. Dit uitdiepen werd vooral gedaan om de problemen met algen te ondervangen door lichtlimitatie (Wuijts et al., 1993).

4.5.2 Bodemkwaliteit

Uit een onderzoek uit 1987 is gebleken dat het bodemmateriaal van het WRK-bekken veel ijzer (5,5 – 177 g/kg) en calcium (29 – 46 g/kg) bevat. Opmerkelijk is dat fosfaat in dit bodemmateriaal niet is gemeten, aangezien de nalevering van fosfaat uit het bodemmateriaal een belangrijke bijdrage kan leveren aan de algengroei (PWN, 1987). De belangrijkste oorzaak van nalevering van fosfaat in het bekken is echter het optreden van stratificatie, waarbij de bodem anaeroob wordt en het fosfaat gebonden aan Fe^{3+} in oplossing zal gaan door de omzetting van Fe^{3+} in Fe^{2+} . Bij goede menging zal er ook in de bodem voldoende zuurstof aanwezig zijn, om nalevering van fosfaat uit de bodem te voorkomen.

4.5.3 Maatregelen tegen problemen veroorzaakt door biologische processen

Hoewel de afvlakking van de waterkwaliteit en de voorbezinking in het WPJ-bekken (WRK-III-bekken) over het algemeen goed leken te werken, ontstonden er begin jaren '80 wel problemen met sterke algengroei (blauwwieren) in de zomer periodes (Werkgroep "Optimalisatie waterkwaliteit WRK-III", 1988). Overigens bleek uit onderzoek wel dat algen en zoöplankton voor >99% verwijderd werden door het hele drinkwaterzuiveringsproces (Zwaagstra 1974, Zwaagstra 1976, Zwaagstra 1981, Vrakking en Grimbergen 1982). Meulenbergh en Kreileman (1999) lieten zien dat in het bekken van WP Prinses Juliana weliswaar lage gehalten microcystines voorkwamen, maar ook dat die voor 65% in het totale drinkwaterproces werden verwijderd.

Doorgaans wordt algengroei beperkt door het water goed te mengen, maar blauwwieren kunnen een groot drijvend vermogen ontwikkelen, waardoor zich soms als "drijfvlagen" manifesteren (Werkgroep "Optimalisatie waterkwaliteit WRK-III", 1988). Als cyanobacteriesoorten met een hoog drijfvermogen door de wind bijeengedreven worden, kan laag op laag gestatpeld worden. Hierdoor kunnen de cyanobacteriën, nadat ze in de bovenlaag weer voldoende suikers hebben aangemaakt door fotosynthese, toch niet meer zinken. Bij (noord-)oostenwind drijven de algen dan richting de inlaat van de WRK-III. In het bekken kunnen de blauwalgen zich door hun drijfvermogen grotendeels onttrekken aan menging over de volledige diepte van het bekken (met andere woorden, de mengselheid is dan te laag), waardoor onvoldoende lichtlimitatie optreedt. Normaal gesproken zouden cyanobacteriën met een hoog suikergehalte in de diepere delen van het bekken suikers omzetten en groeien, waardoor ze weer zouden stijgen, maar dit proces wordt dan verstoord. Bovendien zal

diezelfde windrichting er ook voor zorgen dat deze drijvende algen naar de uitlaat van het bekken worden gevoerd. De zuivering wordt hierdoor tijdelijk belast met hogere concentraties algen. Dit resulteert in verstopping van de trommelzeven (verminderde productiecapaciteit) en daarnaast zijn er meer chemicaliën (ijzer en kalk) nodig (Werkgroep "Optimalisatie waterkwaliteit WRK-III, 1988).

Aangezien PWN in 1989 de capaciteit van de WRK-III wilde uitbreiden was het noodzakelijk een oplossing te vinden voor het reduceren/beheersen van deze sterke algengroei in met name de zomerperiodes (Werkgroep "Optimalisatie waterkwaliteit WRK-III, 1988).

In het rapport "Het analysebekken van de WRK-III" werden drie oplossingen onderzocht voor het algenprobleem:

- Verplaatsen van de inlaat van het analysebekken
- Het plaatsen van een strekdam bij de inlaat van het bekken
- Het verdiepen van de uitlaat van het bekken

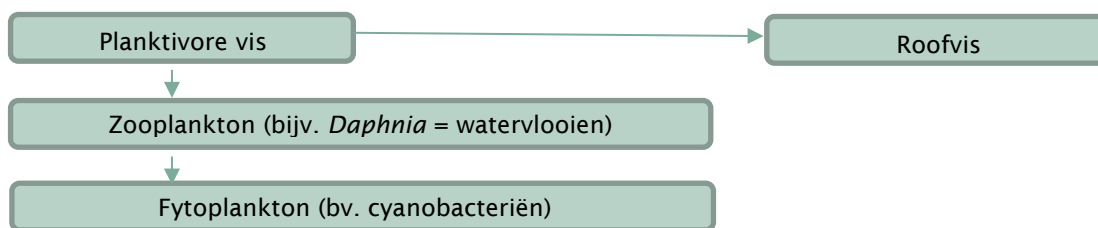
De laatstgenoemde oplossing leek het meest veelbelovend (ook voor de flinterijtsproblematiek) en is begin jaren '90 geïmplementeerd. De inlaat is niet verplaatst, en er zijn ook nooit stromingswanden geplaatst.

Het uitdiepen van het WRK-III-bekken begin jaren '90 had een positief effect op de algenproblematiek, maar zoals beschreven door Hoogenboezem (1993) was dit geen garantie voor het volledig uitblijven van algengroei in bepaalde periodes van het jaar. Hoogenboezem stelde drie mogelijke combinaties van biologische beheersmaatregelen voor om algengroei verder te reduceren: (1) een totaalpakket bestaande uit het uitdunnen van het visbestand, het uitzetten van snoek en rietvoorn in het bekken, het verlagen van het fosfaatgehalte van het ingaande water (van 0,2 mg P/L naar 0,06 mg totaal P/L) en het voorkómen van intrek van (planktivore) vis uit het IJsselmeer in het bekken, (2) alleen een combinatie van het uitdunnen van het visbestand met uitzetten snoek/rietvoorn en het plaatsen van een viswering en (3) alleen een programma voor intensieve bevissing zonder viswering.

Om algengroei tegen te gaan kan worden gekeken naar de condities die algen nodig hebben voor hun groei: licht, fosfaat, stikstof en silicium (Blaauboer, 1998). Begin jaren '90 is gestart met het doseren van ferrosulfaat (6 mg/L Fe voor het verlagen van de fosfaatconcentratie) en het beluchten van het WRK-bekken om zo de algengroei te reduceren. Vanaf 1996 is de ijzerdosering teruggeschroefd naar 4 mg/L en werd deze alleen in de maanden juni, juli en augustus toegepast. Blaauboer en Wuijts (1999) rapporteerden dat PWN in 1998 is gestopt met de ijzerdosering in het WRK-bekken. Eerder onderzoek van Wuijts et al. (1997) toonde aan dat de fosfaatconcentraties in het IJsselmeer en het bekken dermate laag waren dat deze al als groeibepkend voor algen konden worden gezien. Aangezien de fosfaatconcentraties in het IJsselmeer al laag waren, kwam het nut van de ijzerdosering ter discussie te staan.

In 1997 is er een werkgroep "Biologische beheersmaatregelen" opgericht met het doel biologische beheersmaatregelen te inventariseren waarmee de waterkwaliteit in het bekken verder verbeterd kon worden (algenbiomassa gereduceerd).

Algen hebben licht en nutriënten nodig om te groeien. Door in te grijpen op één of allebei deze aspecten, kan algengroei worden beheerst. Een andere mogelijkheid is om in te grijpen in de voedselketen waar algen deel van uitmaken. Een schematisch overzicht van het voedselweb is weergegeven in Figuur 4-5.



Figuur 4-5 Voedselweb waar algen deel van uitmaken

Zooplankton (bijv. watervlooien zoals *Daphnia*) voedt zich met fytoplankton (algen). Zooplankton wordt op zijn beurt weer gegeten door planktivore vis. Indien er relatief weinig roofvis en veel planktivore vis aanwezig is, betekent dit dat er ook veel zooplankton wordt gegeten. Dit zooplankton kan dan niet meer op de algen grazen met als gevolg een toename van algen in het bekken. In theorie zou dit evenwicht te herstellen zijn door planktivore vis uit het bekken af te vangen en hiervoor roofvis terug te zetten. Tubbing et al. (1998) gaven aan dat het bevestigen van mosselen ook gunstig zou kunnen zijn. Zowel het toepassen van mosselen als het wegvangen van witvis en uitzetten van roofvissen functioneert alleen als er ook voldoende aandacht wordt gegeven aan het creëren van een goede fosfaat- en stikstofbalans.

Tubbing et al. (1998) rapporteerden dat cyanobacteriën het dominante fytoplanktontype waren in het WRK-bekken, maar ook diatomeeën, groenalgen, oogflagellaten, en pantseralgen zijn in substantiële aantallen aanwezig. Het zooplankton bestaat voornamelijk uit relatief kleinere kreeftachtigen zoals watervlooien, roeipootkreeftjes en hun nauplii (larven) en wimper- en raderdiertjes.

In het WRK-bekken is lichtlimitatie bevorderd door de inlaat van het WRK-bekken te verplaatsen, waardoor het water “gedwongen” werd via het diepere deel van het bekken naar de uitlaat te bewegen. Sinds juli 1992 stond de beluchting van het WRK-bekken continu aan (Tubbing et al., 1998). Inmiddels wordt de beluchting echter in de winter weer uitgezet. Tubbing et al. (1998) laten zien dat het effect van beluchting per type algen nog sterk kan verschillen. Zo resulteert beluchting van het water over het algemeen in een betere menging en minder algengroei (cyanobacteriën en groenalgen) vanwege lichtlimitatie. Dit in tegenstelling tot bijvoorbeeld diatomeeën (kiezelwieren) waar beluchting juist kan resulteren in een toename. Deze diatomeeën vertonen een sterke correlatie met het silicaatgehalte. Diatomeeën hebben silicaat nodig voor de opbouw van hun uitwendig kiezelskelet, waardoor er sprake is van een inverse relatie van kiezelwieren en het silicaatgehalte van het water.

De concentratie aan nutriënten speelt ook een belangrijke rol bij algengroei. Tubbing et al. (1998) rapporteerden een streefwaarde van 0,5 mg/L ammonium in het bekken voor PWN (nitraat wordt in dit rapport niet genoemd). Om de groei van fytoplankton te beperken wordt een criterium gehandhaafd van < 10 µg/L orthofosfaat gedurende het hele jaar. Nalevering van fosfaat uit bodemslib/materiaal als gevolg van anaerobe omstandigheden in de bodem kan hierbij een belangrijke rol spelen. Tot op heden is voor beide bekkens onbekend hoeveel fosfaat binnenkomt met het IJsselmeerwater en wat er vrijkomt uit de bekkenbodem.

In de jaren '90 is er door Witteveen en Bos en de werkgroep onderzoek verricht naar het visbestand in het WRK-bekken. Hieruit bleek dat er met name veel planktivore vis aanwezig was in het WRK-bekken (Blaauboer en Hoogenboezem, 2004).

Daarnaast is er in de jaren '97 - '99 onderzoek gedaan naar de intrek van vis uit het IJsselmeer. Dit aandeel bleek vrij groot, honderden tot duizenden stuks baars en spiering werden per dag binnengelaten (Blaauboer en Hoogenboezem, 2004; Klinge, 1993). In 2000 is onderzocht of het aantal vissen dat het bekken inkomt gereduceerd kon worden met stroboscooplampen. Blaauboer en Hoogenboezem (2004) rapporteerden dat het effect van de stroboscooplampen verschilde per soort vis: het aandeel instromende aal werd gereduceerd met 69%, terwijl spiering juist sterk werd aangetrokken tot de lampen (een toename van 20x). Voor de overige vissoorten was geen significante reactie waar te nemen.

Uit een notitie van Wuijts (1997) bleek dat er grote hoeveelheden spiering (tot wel 10.000 stuks per dag) het bekken inkwamen en dat het zoöplankton voornamelijk bestond uit relatief kleine soorten, omdat de plantivore spiering selectief graast op de grotere soorten. Hoewel alle grazers fytoplankton opnemen, grazen de grotere grazers in absolute zin meer fytoplankton, en kunnen ze ook grotere soorten eten, waardoor grotere grazers (bijv. *Daphnia*) een groter effect hebben op de fytoplanktonreductie. Door afwezigheid van deze grote soorten werd het fytoplankton echter onvoldoende begraaasd. Genoemde oplossingen waren: (1) het wegvangen van witvis, (2) het aanplanten van riet om piscivore vis, zoals snoek, te bevoordelen, (3) stimulatie van zoetwatermosselen en (4) het plaatsen van een viswering.

Blaauboer en Wuijts (1999) zijn in 1998 gestart met (1) uitdunningsvisserij, (2) het beperken van de instroom van vis uit het IJsselmeer en (3) het aanplanten van riet als schuil-/vluchtplaats voor zoöplankton en roofvis. De uitdunningsvisserij resulteerde in een 45% afname van witvis. Door het plaatsen van een zeeg bij de inlaat werd geprobeerd de intrek van vis te kwantificeren. Dit bleek in de praktijk lastig uitvoerbaar door het dichtslibben van het net met algen waardoor er minder vis inzwom. Wel werd geconcludeerd dat vanaf eind juli meer intrek van 0+ vissen (de jongste categorie vissen) plaatsvond. Het effect van het aanplanten van riet kon nog niet worden vastgesteld. Aanbevolen werd: (1) de diversiteit van de piscivoren te vergroten, (2) volwassen snoeken uit te zetten in het bekken, (3) extra schuil- en paaiplaatsen aan te leggen met behulp van bundels takken in plaats van aanplanten riet en (4) het plaatsen van een viswering om de intrek van vis te beperken.

Niet alleen de volwassen plantivore vissen, maar juist ook het visbroed (jonge visjes) gebruiken zoöplankton als voedselbron en kunnen daardoor groei van fytoplankton stimuleren (Claassen en Clewits, 1995). Blaauboer en Hoogenboezem (2004) concludeerden dat visbroed voornamelijk met het IJsselmeerwater mee het bekken in komt en minder uit het bekken zelf. Selectieve inname bleek niet succesvol te zijn om de hoeveelheid visbroed te verminderen, aangezien er relatief veel jonge blankvoorn aanwezig was in het bekken. Dit werd mogelijk veroorzaakt door een ophoping van visbroed voor de inlaat, die vervolgens bij het openen met het IJsselmeerwater in het bekken terechtkwam (Blaauboer en Hoogenboezem, 2004). Zij deden de volgende aanbevelingen: (1) handhaven van verdiepte inlaat, (2) handhaven en optimaliseren beluchting, (3) verminderen van de instroom van vissen uit het IJsselmeer (door plaatsen van een viswering en voorkómen van de intrek van visbroed door middel van selectieve inname), (3) werken aan de gewenste visstand om zo het zoöplankton en fytoplankton te reguleren, (4) intensivering van karakterisatie zoöplankton in het bekken, (5) het aanleggen van een aparte spoelvijver om te voorkomen dat de troebelheid in het bekken toeneemt ten gevolge van het lozen van spoelwater en (6) meer inzicht in samenstelling en abundantie van het fytoplankton.

In 2008 werd door Hoogenboezem nogmaals voorgesteld de bekkens actief te bevissen omdat er naar verwachting 150 kg vis per ha aanwezig is terwijl de gewenste waarde 25 kg/ha bedraagt voor een effectief actief biologisch beheer (ABB) (Hoogenboezem,

2008). Of deze bevissing van de bekkens daadwerkelijk is uitgevoerd, valt uit de verkregen rapporten van PWN niet op te maken.

In 2018 heeft PWN-T samen met KWR een onderzoek uitgevoerd naar de dynamiek van fytoplankton in het WPJ bekken (Siegers en Prest, 2019). Metingen zijn uitgevoerd door HWL, en voor de belangrijkste data is gekeken of die gebruikt kunnen worden in een naar de effecten van het plaatsen van zonnepanelen op het bekken. Tevens is een aquariumopstelling gemaakt om de effecten van verduistering op de waterkwaliteit te onderzoeken.

Ondanks alle maatregelen die zijn en worden genomen om in de bekkens van PWN algengroei tegen te gaan, is dit toch nog steeds het belangrijkste probleem waarmee PWN in de bekkens te kampen heeft. Dit komt vooral doordat algen de (nageschakelde) zuivering negatief kunnen beïnvloeden. Hierbij moet gedacht worden aan het hogere verbruik van chemicaliën, verstoppen van de zeven, en de productie van toxines.

5 Data-analyse waterkwaliteit bekkens PWN en Evides

5.1 Data en dataverwerking

PWN heeft meetdata van de bekkens aangeleverd over de periode 2004-2018. Dit gaat om 222.626 individuele metingen van een groot aantal (1.400) waterkwaliteitsparameters op diverse meetlocaties in en rond het bekken. De meetlocaties staan aangegeven in Figuur 5-1:

- IJM-PWN (ingand water in het bekken van het IJsselmeer);
- PPJ-TK (uitgaand water uit bekken WPJ gemeten voor het toevoerkanaal);
- PPJ-SBx (in het midden van bekken WPJ over drie hoogtes, $x=1, 2, 3$);
- PAN-TK1 (uitgaand water uit het bekken PSA, gemeten voor het toevoerkanaal);
- PAN-PO-INF (influent voor pompstation Andijk, aan het einde van het toevoerkanaal, hierin vindt bijmenging plaats van water uit het bekken WPJ).



Figuur 5-1: Bekkens WPJ en PSA met daarin aangegeven de monsterpunten.

Evides heeft meetgegevens over de periode 2008-2018 aangeleverd. Dit gaat om 299.046 individuele metingen van 1.689 waterkwaliteitsparameters. Evides heeft gegevens van de volgende twee meetlocaties aangeleverd:

- Keizersveer: meetlocatie aan de Maas, 10 km bovenstrooms van de inlaat van het bekkensysteem (De Gijster, Honderd en Dertig en Petrusplaat).
- Afgeleverd water, PPT: meetlocatie op het einde van het bekkensysteem.

Dataverwerking

De volgende handelingen zijn uitgevoerd om de data op te schonen. Tabel 5-1 geeft een overzicht met de consequenties voor het aantal datapunten:

- Parameters met status 'Cancelled' eruit (alleen van toepassing bij PWN).
- Corrigeren voor hoofdlettergevoeligheden in parameternamen. In sommige gevallen zijn de eenheden ook niet consistent, dit is ook gecontroleerd. Voor sommige parameters is de naamgeving bij Evides en PWN verschillend. De naamgeving in de Evides-data is hierop zo goed mogelijk aangepast.
- Parameters waarvan de eenheden niet bekend zijn, zijn eruit gefilterd. Tevens zijn niet altijd de eenheden hetzelfde voor dezelfde parameters. Hiervoor zijn de meetwaarden geüniformeerd naar eenzelfde eenheid.
- Sommige parameters komen voor in twee groepen (bijv. arseen in ANORG en METALEN), dit is aangepast, zodat elke parameter maar in een enkele groep voorkomt.
- Outliers eruit, met een criterium van $> 5 \cdot \text{std-dev}$
- Parameters met weinig variatie (standaarddeviatie kleiner dan 0,05) eruit filteren
- Dubbele meetpunten zijn verwijderd, bijvoorbeeld 'calcium (mg/L)' en 'calcium'. En parameters waarvan gedurende een hele korte periode gemeten is (paar maanden). Er zijn eveneens een aantal parameters verwijderd, omdat deze er dubbel inzaten of niet relevant zijn¹. Voor Evides-data is dit gedaan aan de hand van keywords. Als een naam een bepaald keyword bevat is deze verwijderd (bijvoorbeeld 'onbevestigd').
- Normaliseren van de data, verplaatsen met gemiddelde en schalen met standaarddeviatie.
- Mogelijkheid om alleen de parameters te selecteren waarvan de waarden op andere meetlocaties significant verschillen t.o.v. het IJM (volgens t-test).

¹ Voor PWN zijn dat: 'calcium (ug/l)', 'zink (mg/L)', 'boor (ug/l)', 'sulfaat (ug/l)', 'kalium (ug/l)', 'calcium (ug/l)', 'magnesium (ug/l)', 'natrium (ug/l)', 'koper (mg/l)', 'mangaan (ug/l)', 'ijzer (ug/l)', 'zink (mg/l)', 'Tijdstip monsterneming', 'gefiltreerd volume', 'gefiltreerd volume 30 um net', 'rapportnummer', 'nitriet', 'nitraat', 'totaal fosfaat', 'ammonium', 'standaarddeviatie totaal', 'standaarddeviatie NOX', 'standaarddeviatie P1 7', 'AOC-P1 7-kolf 1', 'AOC-P1 7-kolf2', 'AOC-NOX-kolf1', 'AOC-NOX-kolf2', 'naupliuslarven (levend)', 'bemonsterd volume cryptosporidia', 'berekend volume cryptosporidia', 'ecoli-dp', 'bacillariophyceae-v', 'chlorophyceae-v', 'chlorophyceae-v', 'chrysophyceae-v', 'cladocera (levend)', 'cryptophyceae-v', 'cyanophyceae-v', 'cyclopoida (levend)', 'copepoda (levend)', 'dinophyceae-v', 'dreissena-larven (levend)', 'fytoplankton, diversen-v', 'fytoplankton, totaal-v', 'rotifera (levend)', 'zuurgraad berekend actuele temp', 'verzadigingsindex berekend'.
Voor Evides zijn dat: 'hoge rg', 'hplc-screening', 'meterstand', 'onbevestigd', 'veldmeting', 'magnesium na filtratie', 'calcium na filtratie'.

Tabel 5-1: Overzicht met databewerkingsstappen en consequenties voor het aantal datapunten.

Bewerking	Totaal aantal datapunten PWN	Totaal aantal datapunten Evides
Begin met alle meetpunten	222.626	299.046
Na verwijdering parameters waarvan een deel van de naamgeving bepaalde keywords bezit (alleen Evides)	222.626	243.425
Na verwijdering parameters met status 'Cancelled'	221.929	243.425
Na filteren punten zonder eenheid	213.363	243.425
Na filteren punten zonder waarde	213.363	242.125
Na corrigeren hoofdlettergevoeligheden en controle eenheid	212.611	237.167
Na verwijderen outliers	156.529	228.793
Na verwijderen parameters met weinig variatie	140.471	177.577
Na verwijderen 'dubbele' meetpunten (alleen PWN)	128.090	177.577
Na selectie parameters die tenminste op 3 locaties worden gemeten (alleen PWN)	96.074	n.v.t
Na selectie parameters die alleen significant verschillen t.o.v. IJM (alleen PWN)	75.269	n.v.t

Na de dataverwerking zijn er bij PWN in totaal 459 en bij Evides 925 verschillende parameters overgebleven. De 50 meest gemeten parameters staan in Bijlage I, waarin aangegeven staat hoeveel datapunten er van elk van deze parameters zijn per meetlocatie. Voor PWN zijn op meetlocatie IJM-PWN de meeste datapunten beschikbaar.

5.2 Data-analyse

Voor de data-analyse zijn verschillende visualisatietechnieken gebruikt om de grote hoeveelheid gegevens overzichtelijker te maken:

- Boxplots om verschillen tussen parameters te bekijken (zie Figuur 5-3 en Figuur 5-4):
 - Verschil tussen zomer/winter per parameter en meetlocatie
 - Verschil tussen eerste 7 jaar en laatste 7 jaar per parameter en meetlocatie
- Boxplots om afname of toename in het bekken te bekijken (Figuur 5-2 en Figuur 8-3):
 - Verschil ten opzichte van IJsselmeer is berekend voor drie locaties in de twee bekkens.
- Correlatie tussen parameters (Figuur 5-5 t/m Figuur 5-7 in paragraaf 5.3.6):
 - Correlatiematrix binnen de groep. Hierin wordt met een kleur de correlatie aangegeven tussen alle parameters binnen de groep (Figuur 5-5).
 - Correlatiematrix met alle parameters, visualisatie is echter lastig als het veel parameters zijn. Hiervoor is gebruik gemaakt van netwerkgrafieken (Figuur 5-6). Hierin worden de parameters geclusterd en worden vervolgens verbindingen gelegd tussen parameters die een sterke onderlinge correlatie hebben.
- Correlatie tussen meetlocaties (Figuur 5-7 in paragraaf 5.3.6): hier wordt de correlatiematrix weergegeven tussen de verschillende meetlocaties.
- De gemiddelde waarden van de parameters in het IJsselmeer (IJM-PWN) zijn weergegeven in Tabel 5-1.

5.3 Resultaten PWN

De afname (of toename) van de gehalten van de diverse parameters in beide bekkens ten opzichte van het IJsselmeer is weergegeven in Figuur 5-2 (en in de Bijlage IV voor zomer/winter). Hier zijn alleen de parameters in de bekkens getekend die significant verschillen ten opzichte van het IJsselmeer. De trends over de jaren en seizoensinvloeden per parameter en monsterlocatie zijn in respectievelijk Fig 5-3 en Fig 5-4 weergegeven. Alleen die parameters zijn weergegeven waarin significante verschillen over de jaren of over de seizoenen waargenomen werden. In Bijlage III staan eveneens grafieken van een aantal individuele parameters over de jaren. De resultaten worden hieronder kort besproken per parametergroep.

5.3.1 ANORGANISCHE COMPONENTEN

De resultaten van de data-analyses zijn weergegeven in figuur 5-2 en 5-3. Hierin zijn alleen data weergegeven die significant waren. Dat betekent dat parameters met een lage waarde, maar ook een lage standaarddeviatie, toch zijn opgenomen in deze grafieken.

- In Figuur 5-2 is te zien dat ontharding in het PSA-bekken leidt tot een afname van het calciumgehalte (te zien op meetpunt PAN-TK en PPJ-TK; meetpunten direct na het bekken) en een toename van de natriumconcentratie. De gehalten CO_2 en HCO_3^- nemen af en het gehalte CO_3^{2-} neemt toe, waardoor de pH toeneemt tot 9,2. Deze trend keert om door bijmenging van water uit het WPJ-bekken, dat niet onthard wordt (te zien op meetpunt PPJ-TK). In de bekkens neemt de troebelingsgraad, en dus ook het gehalte aan gesuspendeerde stoffen, af. Organisch koolstof lijkt ook iets af te nemen. Tevens blijkt het stikstofgehalte (Kjehldal en organisch gebonden) af te nemen, hoewel het ammoniumgehalte wel hoger lijkt te worden (ongeveer 50-60%, zie Figuur 5-13). Dit is mogelijk als ammonium slechts een klein deel vormt van het totaal, en bovendien is er sprake van een geringe verlaging van Kj-stikstof. De daling van het stikstofgehalte kan worden veroorzaakt door opname door algen, bacteriën en waterplanten. De zuurstofverzadigingsindex is in het bekken duidelijk hoger dan in het IJsselmeer, wat verklaard kan worden uit de menging die in de bekkens plaatsvindt. Dit heeft zeker effect op de groei van het aantal en type organismen in het bekken.
- Over de jaren (Figuur 5-3) nemen de gehalten van bromaat in het IJsselmeer sterk toe, net zoals de doorzichtdiepte. Deze laatste kan worden verklaard door de afname in "fytoplankton diverseren" ("fytoplankton totaal" gaf weinig verschil te zien, en staat daarom niet in de grafiek). Koolstof, stikstof en sulfaat nemen af over de jaren. Hoewel de waarden absoluut gezien klein zijn, is ook de standaarddeviatie laag, waardoor deze waarden toch uit de analyse tevoorschijn komen. Het chloridegehalte lijkt de laatste jaren weer iets toe te nemen (zie Bijlage III), maar over de beschouwde periode vertoont het chloridegehalte veel fluctuaties. In het verleden is het chloridegehalte sterk afgenomen, wat samenhangt met het Rijnzoutverdrag en een aanpassing van het bemalingsregime van Flevoland. Het Rijnzoutverdrag had tot doel zoutlozingen op het afwateringsgebied van de Rijn te beperken. Voor het IJsselmeergebied zijn toen de twee belangrijkste bronnen van zout aangepakt. De zoutlozingen van de kalimijnen in de Elzas op de Rijn zijn sinds 1993 verminderd. Deze leidden vooral tijdens lage afvoer van de Rijn tot hoge chloridegehalten. Daarnaast is de lozing van zout kwelwater uit de Wieringermeer op het IJsselmeer sinds 1997 vrijwel gestopt (die vindt nu plaats op de Waddenzee). Ook omstandigheden als droogte hebben invloed op het zoutgehalte van de Rijn en dus het IJsselmeer, en daarmee op dat van de bekkens. Zo bleek het

zoutgehalte in de Rijn in de zomer van 2018 sterk toe te nemen door de langdurige droogte.

- Seizoensinvloeden zijn duidelijk waarneembaar. Zo wordt het totaal aantal anionen en kationen in de zomer en het najaar lager, maar neemt het chloridegehalte in het najaar toe (met name voor monsterpunt IJsselmeer). Dit heeft zijn weerslag op de elektrische geleidbaarheid van het water. De zuurstofverzadiging is in de zomer en het najaar lager in het IJsselmeer, wat het gevolg is van de lagere oplosbaarheid van zuurstof bij hogere temperatuur (zie ook paragraaf 5.3.6), en mogelijk wijst op een hoger zuurstofverbruik. Het gehalte opgelost organisch koolstof heeft waarschijnlijk te maken met onder andere de vorming van humuszuren door planten, wat verklaart waarom de UV-extinctie en de kleurintensiteit over het jaar variëren. Zoals verwacht is de temperatuur duidelijk hoger in de zomer dan in de winter, zowel in het IJsselmeer als in het water dat de bekkens verlaat.

5.3.2 HYDROBIOLOGISCHE PARAMETERS

- De concentraties van de meeste hydrobiologische parameters nemen af in beide bekkens (Figuur 5-2), deze afname is sterker in het PSA-bekken. Dit kan mogelijk verklaard worden door de langere verblijftijd in het PSA-bekken (30 – 43 dagen) ten opzichte van het WPJ bekken (28 – 39 dagen) (zie hoofdstuk 2).
- Figuur 5-3 laat zien dat een aantal hydrobiologische parameters (fytoplankton diversiteit, naupliuslarven, Rotifera, Cryptophyceae pigment, Cyanophyceae pigment en faeofytine) in de laatste 7 jaar duidelijk minder aanwezig waren dan in de 7 jaar daarvoor, zowel in het IJsselmeer als na het doorstromen van de bekkens.
- Het voorkomen en de dichtheden van veel organismen laten een seizoensafhankelijkheid zien (Figuur 5-4), vooral in de zomermaanden is een toename te zien (gelijkwaardig voor IJsselmeer en uitgaande water bekkens). Ook laten de dichtheden van een aantal organismen een piek in maart zien. Opmerkelijk is dat de hoeveelheid borstelwormen in de bekkens in de zomer lager is dan in de winter, maar dat voor het water dat de zuivering ingaat de concentratie juist hoger is in de zomer dan in de winter. Of dit te maken heeft met iets wat in het inlaatkanaal plaatsvindt is lastig te zeggen, omdat hier gekeken is naar het verschil tussen zomer en winter. Wel zijn de aantallen gemiddeld laag (zie tabel 5.1).

5.3.3 METALEN

De opvallendste verschijnselen voor metalen zijn:

- Vanwege ontharding neemt calcium af en natrium toe in het PSA bekken. In het WPJ-bekken blijven deze concentraties gelijk. Daarnaast nemen de gehalten cadmium, chroom, koper, lood, en zink af in het PSA bekken (Figuur 5-2). Deze metalen vormen waarschijnlijk een neerslag met het loog, of adsorberen op de gevormde deeltjes, en slaan daarmee vervolgens neer. Deze afname is in het andere bekken minder duidelijk zichtbaar.
- Trends over de jaren zijn een afname van seleen en antimoon (vanaf 2012) voor IJsselmeer water, en daarnaast een afname van aluminium, en een lichte toename van zink en kobalt (Figuur 5-3). Waarschijnlijk heeft dit te maken met de concentraties in de toevoerstromen, maar het is niet duidelijk waardoor dit veroorzaakt wordt. Vanaf 2012 is het kobaltgehalte (vooral in het PSA bekken) in het water toegenomen. Dit heeft mogelijk te maken met het “opknappen” van het PSA bekken waarbij de “wanden” van het bekken zijn bekleed met basaltstenen. Basaltstenen kunnen kobalt bevatten (Carr en Turekian, 1961). Dit is vooral zichtbaar in het gecombineerde water bij meetpunt PAN-PO-INFL. Omdat cobalt vaak in combinatie met magnesium voorkomt in basalt zou ook een toename in het magnesiumgehalte verwacht kunnen worden, maar dit is

hier niet duidelijk zichtbaar vanwege de hogere achtergrondconcentratie van magnesium.

- De volgende metalen laten een seizoensinvloed zien in het IJsselmeer (Figuur 5-4): vanadium en mangaan (hoger in de (na)zomer), en calcium (lager in de (na)zomer).

5.3.4 MICROBIOLOGISCHE PARAMETERS

- *E. coli*, intestinale enterococci en *Campylobacter* nemen toe in het bekken PSA ten opzichte van het IJsselmeer (Figuur 5-2). Al deze organismen komen voor in uitwerpselen van bijvoorbeeld vogels. Dit gebeurt vooral in het najaar, en ook wel aan het eind van de zomer of in de winter. Deze toename is veel minder sterk zichtbaar in bekken WPJ.
- Analyses zijn uitgevoerd met data over de laatste zeven jaar, en vergeleken met de periode van zeven jaar daarvoor. Een vergelijking van deze twee periodes laat zien dat de dichtheden van een aantal microbiologische parameters lager lijken te zijn geworden (Figuur 5-3): *E. coli*, *Clostridium perfringens*, clostridia-sporen en intestinale enterococci. Aangezien er in die periode niets significant is veranderd in de beluchting of de vogelpopulatie, zou het misschien ook te maken kunnen hebben met eventuele veranderingen in analysemethoden. *Giardia* en *Cryptosporidium* zijn afkomstig uit RWZI-effluent of afspoeling van landbouwhuisdierenmest, en kunnen op die manier in het ruwwater terecht zijn gekomen (Medema et al., 2000). In het IJsselmeer vertonen beide een piek in het voorjaar. Dit lijkt dan eerder te maken te hebben met de aanwezigheid van bijvoorbeeld dierlijke uitwerpselen (verspreiding door de aanwezigheid van vogels rondom de bekkens) dan met RWZI-effluent, omdat daardoor een constante belasting verwacht zou worden, zonder grote seizoensvariatie.
- *Campylobacter*, *Aeromonas* en koloniegetal laten een seizoensinvloed zien (Figuur 5-4). Hogere dichtheden van *Aeromonas* en het koloniegetal bij 22 °C zijn het gevolg van verhoogde groei bij hogere temperaturen. Een lagere dichtheid van *Campylobacter* in de zomer ten opzichte van de winter kan het effect zijn van de bron (bijv. veel of bepaalde soorten vogels in de winter). Dit kan ook het gevolg zijn van kortere overleving in warmer water in de zomer.

5.3.5 ORGANISCHE COMPONENTEN

- Afbraak van organische microverontreinigingen (OMVs) in het bekken komt niet of nauwelijks voor. Dit is in overeenstemming met data uit de literatuur (zie Bijlage I).
- Dat het TOC-gehalte de afgelopen jaren afneemt is opmerkelijk, omdat in veel landen juist een toename is geconstateerd in NOM-gehalte (Freeman, Evans et al. 2001, Eikebrokk, Vogt et al. 2004, Worrall, Harriman et al. 2004, Evans, Monteith et al. 2005, Goslan, Gurses et al. 2006, Monteith, Stoddard et al. 2007). Er is gesuggereerd dat dit zou samenhangen met klimaatverandering, de afname van “zure regen”, en hydrologische factoren. De concentraties lijken de laatste jaren wel te stabiliseren (niet verder toe te nemen), en dat komt wel overeen met een meer algemene internationale trend.
- Voor de OMVs is er duidelijk een aantal trends zichtbaar over de tijd vanwege veranderingen in gebruik. Een afname in concentraties over de tijd is zichtbaar voor bijvoorbeeld (Figuur 5-3): carbamazepine, atrazine, simazine, carbendazim, diuron, bentazon, mecoprop, 1,4-dimethylbenzeen, diglyme, triglyme. Voor een aantal van deze stoffen is er in de afgelopen jaren een verbod gekomen op het gebruik hiervan (bijv. atrazine, simazine). Dit verklaart waarom het gebruik van deze stoffen is afgenomen, maar waarom ook de concentraties van de andere middelen afnemen is niet direct duidelijk. Mogelijk heeft het te maken met een spaarzamer c.q. efficiënter gebruik van deze

stoffen. De concentraties van de volgende stoffen nemen toe: 2-aminoacetophenon, metolachloor, lidocaine, sotalol, fenofibraat, terbutylazin. Terbutylazin wordt gezien als de vervanger van atrazine als herbicide wat de toename in het gebruik van deze stof kan verklaren (Verhiest en Fyto, 2010). Waarom de concentraties van de andere stoffen in het IJsselmeer toenemen is onbekend.

- Seizoensinvloeden (Figuur 5-4): tribroommethaan en trihalomethanen laten een toename in de zomermaanden zien. Diclofenac, sotalol, metoprolol, atenolol, isoproturon, chloortoluron, metazochloor en fluorantheen laten allemaal een toename van de concentratie zien in de wintermaanden. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat deze stoffen minder goed worden verwijderd in de afvalwaterzuivering in de wintermaanden en resulteren in hogere concentraties in het RWZI-effluent en dus het ontvangende oppervlaktewater (Vieno et al., 2005).

In de figuren 5-3 en 5-4 is sprake van “hydromonsters”. Dit betrof de volgende metingen:

Voor figuur 5-3:

Fytoplankton:

- Fytoplankton, diversen

Zoöplankton:

- Naupliuslarven
- Rotifera

Chlorofyl:

- Cryptophyceae pigment
- Cyanophyceae pigment
- Faeofytine

Voor figuur 5-4:

Zoöplankton:

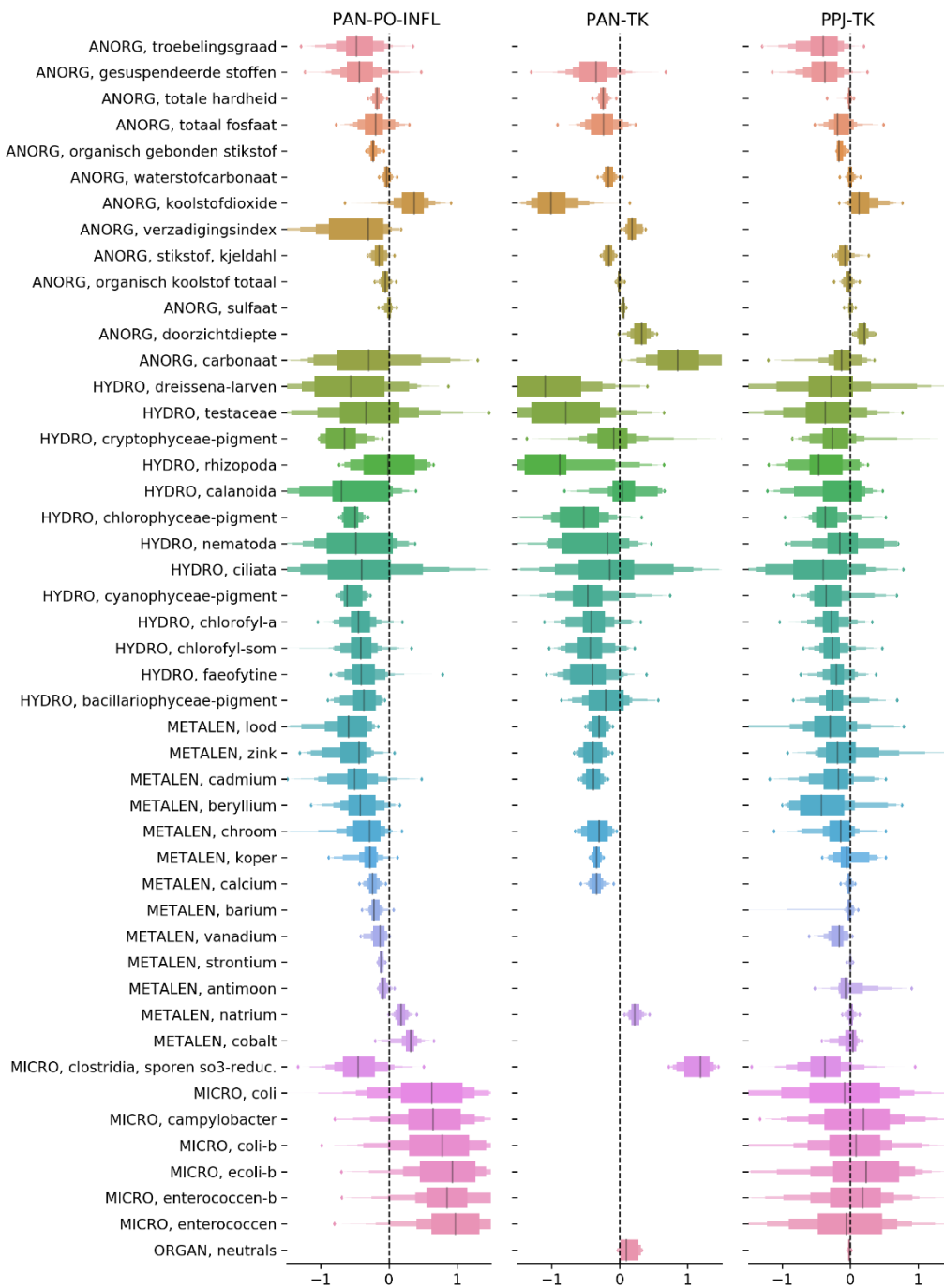
- Ciliata
- Dierlijke organismen totaal
- Oligochaeta (borstelwormen)
- Turbellaria (platwormen)
- Rotifera
- Calanoïda
- Cyclopoida
- Naupliuslarven
- Cladocera

Chlorofyl:

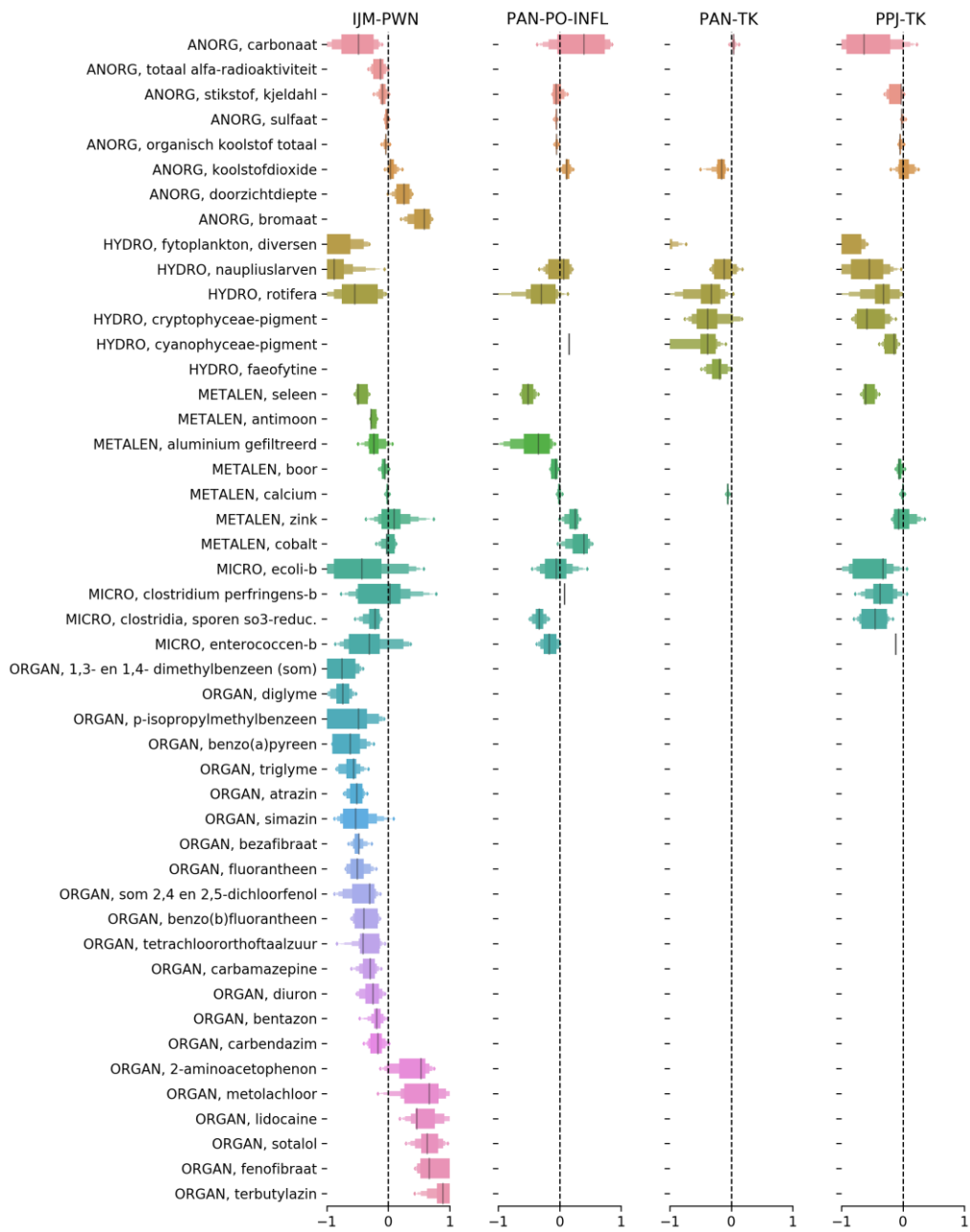
- Chlorofyl-a
- Chlorofyl som
- Cryptophyceae pigment
- Cyanophyceae pigment
- Faeofytine

Driehoeksmossel:

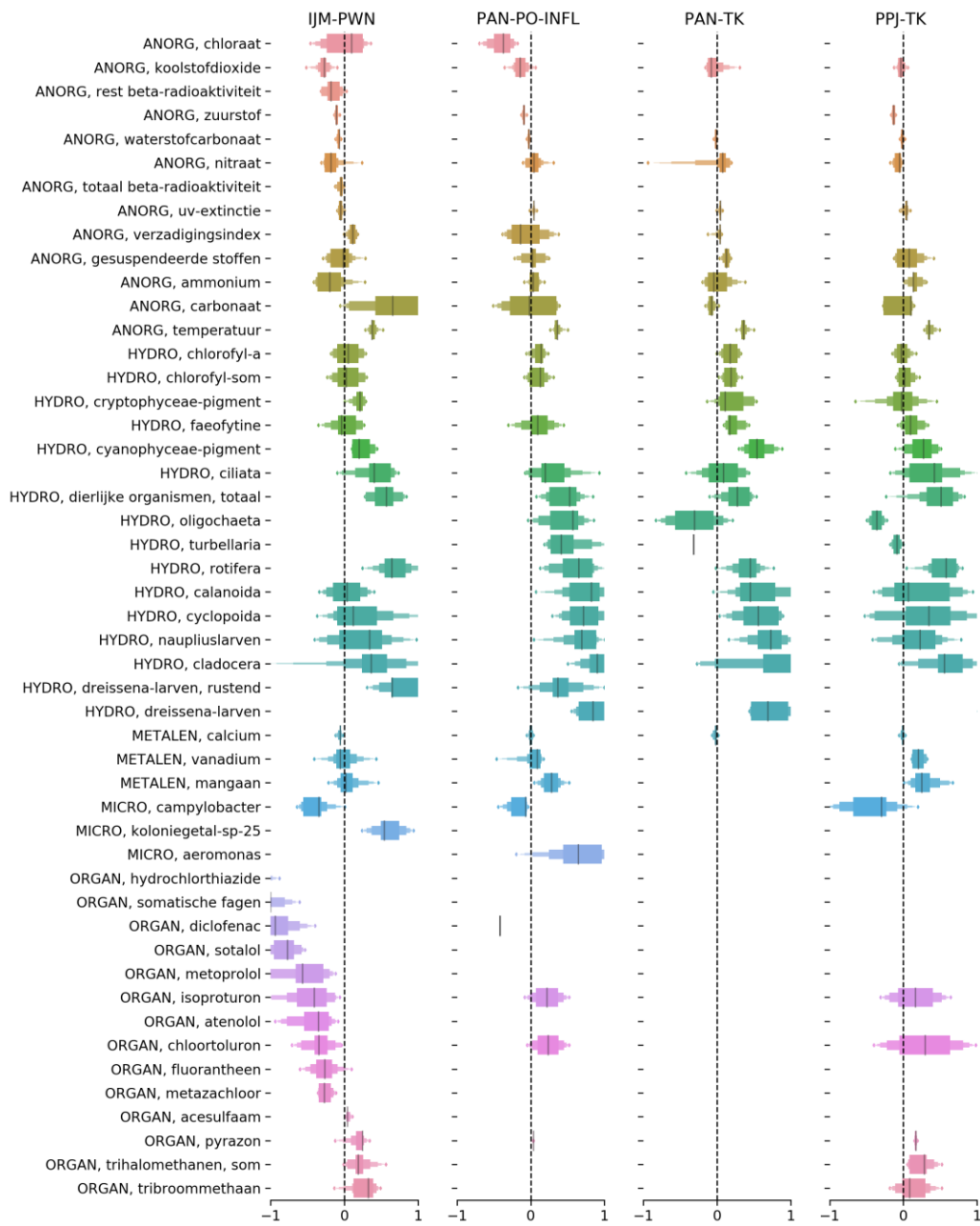
- Dreissena-larven, rustend
- Dreissena larven



Figuur 5-2: Afname/toename t.o.v. waarden in het IJsselmeer in log-units (genormalizeerde waarden) voor de bekken van PWN, een waarde van -1 betekent 90% afname t.o.v. IJsselmeer. PAN-PO-INF (influent voor pompstation Andijk, aan het einde van het toevoerkanaal, hierin vindt bijmenging plaats van water uit het bekken WPJ), PAN-TK (uitgaand water uit het bekken PSA, gemeten voor het toevoerkanaal), PPJ-TK (uitgaand water uit bekken WPJ gemeten voor het toevoerkanaal)



Figuur 5-3: Afname/toename over de tijd (laatste 7 jaar ten opzichte van 7 jaar daarvoor) in log-units voor de bekken van PWN, een waarde van -1 betekent dat de waarde over de periode 2011-2017 10x lager is dan over de periode 2004-2010. Een waarde van +1 betekent dat de waarde 10x hoger is over de periode 2011-2017. IJM-PWN (ingaaend water in het WPJ-bekken bij het IJsselmeer), PAN-PO-INF (influent voor pompstation Andijk, aan het einde van het toevoerkanaal, hierin vindt bijmenging plaats van water uit het bekken WPJ), PAN-TK (uitgaand water uit het bekken PSA, gemeten voor het toevoerkanaal), PPJ-TK (uitgaand water uit bekken WPJ gemeten voor het toevoerkanaal)



Figuur 5-4: Afname/toename over het seizoen in log-units (t.o.v. de winterperiode – de maanden okt, nov, dec, jan, feb, mrt) voor de bekken van PWN, een waarde van -1 betekent dat de waarde in de zomer 10x lager is dan in de winter, een waarde van +1 betekent dat de waarde 10x hoger is in de zomer dan in de winter. IJM-PWN (ingand water in het WPJ-bekken bij het IJsselmeer), PAN-PO-INF (influent voor pompstation Andijk, aan het einde van het toevoer kanaal, hierin vindt bijmenging plaats van water uit het bekken WPJ), PAN-TK (uitgaand water uit het bekken PSA, gemeten voor het toevoer kanaal), PPJ-TK (uitgaand water uit bekken WPJ gemeten voor het toevoer kanaal).

Tabel 5-1 Overzicht van de gemiddelde waarde van de gemeten parameters in het IJsselmeer water (IJM-PWN)

Naam	Groep	Eenheid	Gemiddelde	# metingen
ammonium	ANORG	mg/l nh4	0.07	164
anionactieve detergenten	ANORG	mg/l	0.01	72
anionen	ANORG	meq/l	7.01	67
bromaat	ANORG	µg/l	0.20	66
bromide	ANORG	µg/l	230.32	70
carbonaat	ANORG	mg/l	1.66	168
chloraat	ANORG	µg/l	2.73	69
chloride	ANORG	mg/l	106.25	168
choline esterase remmers	ANORG	µg/l	0.10	10
cyanide	ANORG	µg/l	0.46	75
doorzichtdiepte	ANORG	cm	72.90	80
fluoride	ANORG	mg/l	0.12	165
geleidingsvermogen	ANORG	ms/m	64.34	168
geleidingsvermogen-afleeswaarde	ANORG	ms/m	61.37	111
gesuspendeerde stoffen	ANORG	mg/l	22.20	161
kationen	ANORG	meq/l	7.01	67
kleurintensiteit	ANORG	mg/l pt	14.24	165
koolstofdioxide	ANORG	mg/l	1.41	168
nitraat	ANORG	mg/l n	1.46	165
olie	ANORG	mg/l	0.01	57
organisch gebonden stikstof	ANORG	mg/l n	1.05	163
organisch koolstof	ANORG	mg/l	6.00	167
organisch koolstof totaal	ANORG	mg/l	6.83	166
orthofosfaat	ANORG	mg/l p	0.02	163
rest beta-radioactiviteit	ANORG	bq/l	0.03	164
silicaat	ANORG	mg/l sio2	2.90	165
stikstof, kjeldahl	ANORG	mg/l n	1.10	167
sulfaat	ANORG	mg/l	64.69	163
temperatuur	ANORG	°c	11.68	168
thiofanoxsulfoxide	ANORG	µg/l	0.00	54
totaal alfa-radioactiviteit	ANORG	bq/l	0.03	165
totaal beta-radioactiviteit	ANORG	bq/l	0.20	165
totaal fosfaat	ANORG	mg/l p	0.06	164
totale hardheid	ANORG	mmol/l	2.13	168
trichloorazijnzuur	ANORG	µg/l	0.04	155
tritium	ANORG	bq/l	2.66	164
troebelingsgraad	ANORG	fte	14.84	166
uv-extinctie	ANORG	ext/m	13.33	144
verzadigingsindex	ANORG	ph	0.62	142
waterstofcarbonaat	ANORG	mg/l	149.08	168
zuurgraad	ANORG	ph	8.36	168
zuurstof	ANORG	mg/l	10.08	164
zuurstofverzadiging	ANORG	%	90.97	160
bacillariophyceae-pigment	HYDRO	µg/l	5.89	78
calanoida	HYDRO	n/l	0.45	164
chlorofyl-a	HYDRO	µg/l	48.04	79
chlorofyl-som	HYDRO	µg/l	68.93	79
chlorophyceae-pigment	HYDRO	µg/l	9.43	78

ciliata	HYDRO	n/l	327.95	151
ciliophora	HYDRO	n/l	40.00	9
cladocera	HYDRO	n/l	27.27	162
copepoda	HYDRO	n/l	19.23	13
cryptophyceae-pigment	HYDRO	µg/l	1.82	78
cyanophyceae-pigment	HYDRO	µg/l	12.07	79
cyclopoida	HYDRO	n/l	3.60	162
dierlijke organismen, diversen	HYDRO	n/l	0.14	163
dierlijke organismen, totaal	HYDRO	n/l	684.70	162
dreissena-larven	HYDRO	n/l	11.25	163
dreissena-larven, dood	HYDRO	n/l	0.29	39
dreissena-larven, lege schalen	HYDRO	n/l	0.25	39
dreissena-larven, levend	HYDRO	n/l	1.18	40
dreissena-larven, rustend	HYDRO	n/l	4.94	39
euglenophyceae	HYDRO	n/ml	4.58	162
faeofytine	HYDRO	µg/l	20.04	78
fytoplankton, diversen	HYDRO	n/ml	866.42	162
fytoplankton, excl. u-algen	HYDRO	n/ml	14,158.62	21
gastrotricha	HYDRO	n/l	0.03	163
gymnameobia	HYDRO	n/l	0.90	113
harpacticoida	HYDRO	n/l	0.15	163
hydrachnellae	HYDRO	n/l	0.01	163
hydrachnellae-larven	HYDRO	n/l	0.01	162
naupliuslarven	HYDRO	n/l	10.47	164
nematoda	HYDRO	n/l	1.07	159
oligochaeta	HYDRO	n/l	0.11	164
ostracoda	HYDRO	n/l	0.05	161
rhizopoda	HYDRO	n/l	7.25	48
rotifera	HYDRO	n/l	273.64	164
suctoria	HYDRO	n/l	0.91	49
tardigrada	HYDRO	n/l	0.01	162
testaceae	HYDRO	n/l	15.20	162
turbellaria	HYDRO	n/l	0.08	163
u-algen	HYDRO	n/ml	2,131.02	21
xanthophyceae	HYDRO	n/ml	4.85	164
aluminium	METALEN	µg/l	37.68	27
aluminium gefiltreerd	METALEN	µg/l	4.49	137
anthraceen	METALEN	µg/l	0.00	24
antimoon	METALEN	µg/l	0.24	45
arsen	METALEN	µg/l	1.35	161
barium	METALEN	µg/l	58.51	67
beryllium	METALEN	µg/l	0.01	66
boor	METALEN	mg/l	0.05	162
cadmium	METALEN	µg/l	0.03	161
calcium	METALEN	mg/l	65.00	168
chromium	METALEN	µg/l	1.02	161
cobalt	METALEN	µg/l	0.30	55
ijzer	METALEN	mg/l	0.46	164
kalium	METALEN	mg/l	6.26	165
koper	METALEN	µg/l	2.29	68
kwik	METALEN	µg/l	0.01	111
lood	METALEN	µg/l	0.91	160

magnesium	METALEN	mg/l	12.23	168
mangaan	METALEN	mg/l	0.06	165
natrium	METALEN	mg/l	58.75	166
nikkel	METALEN	µg/l	2.17	162
pyreen	METALEN	µg/l	0.00	77
seleen	METALEN	µg/l	0.67	65
strontium	METALEN	µg/l	390.52	55
tin	METALEN	µg/l	0.02	54
vanadium	METALEN	µg/l	1.32	55
zilver	METALEN	µg/l	0.00	44
zink	METALEN	µg/l	7.29	98
acetylsulfamethoxazole	MICRO	ng/l	0.71	19
campylobacter	MICRO	kve/l	49.49	78
clostridia, sporen so3-reduc.	MICRO	kve/100 ml	264.07	163
clostridium perfringens	MICRO	kve/100 ml	15.78	97
clostridium perfringens-b	MICRO	kve/100 ml	9.19	45
coli	MICRO	kve/100 ml	39.40	164
coli-b	MICRO	kve/100 ml	21.02	101
cryptosporidium, dode cellen	MICRO	n/l	0.15	5
cryptosporidium, totaal	MICRO	n/l	0.15	5
ecoli-b	MICRO	kve/100 ml	13.01	101
enterococcen	MICRO	kve/100 ml	11.75	164
enterococcen-b	MICRO	kve/100 ml	10.53	129
giardia, dode cellen	MICRO	n/l	0.25	5
giardia, levende cellen	MICRO	n/l	0.01	5
giardia, totaal	MICRO	n/l	0.26	5
koloniegetal-gp-22	MICRO	kve/ml	660.67	61
koloniegetal-sp-25	MICRO	kve/ml	1,241.07	60

5.3.6 Correlaties

In Figuur 5-5 en Figuur 5-6 zijn correlaties tussen parameters weergegeven. Een sterkere correlatie geeft een grotere “taartpunt” en daarbij zijn positief gecorreleerde parameters blauw gekleurd en negatief gecorreleerde parameters rood gekleurd. De sterkte van de correlatie wordt weergegeven door een cijfer tussen -1 en 1, waarbij 0 geen correlatie betekent en -1 of 1 de sterkste correlatie (negatief of positief) betekent. Figuur 5-5 laat een matrix zien waar sterk correlerende parameters zijn samengevoegd. Figuur 5-6 laat een netwerkgrafiek zien, waar parameters geclusterd zijn en correlaties zijn weergegeven tussen alle parameters met een hoge correlatie (>0.8, <-0.8). In de laatste plot is het gemakkelijker een groot aantal parameters weer te geven, al zijn voor de leesbaarheid de parameters van organische microverontreinigingen eruit gefilterd.

Sterke correlaties zijn zichtbaar tussen de parameters gerelateerd aan hardheid ((waterstof)carbonaat, calcium, natrium, totale hardheid, CO₂, zuurgraad); tussen anionen, kationen, geleidingsvermogen, chloride en bromide; tussen temperatuur en zuurstof; tussen kleur en UV-extinctie.

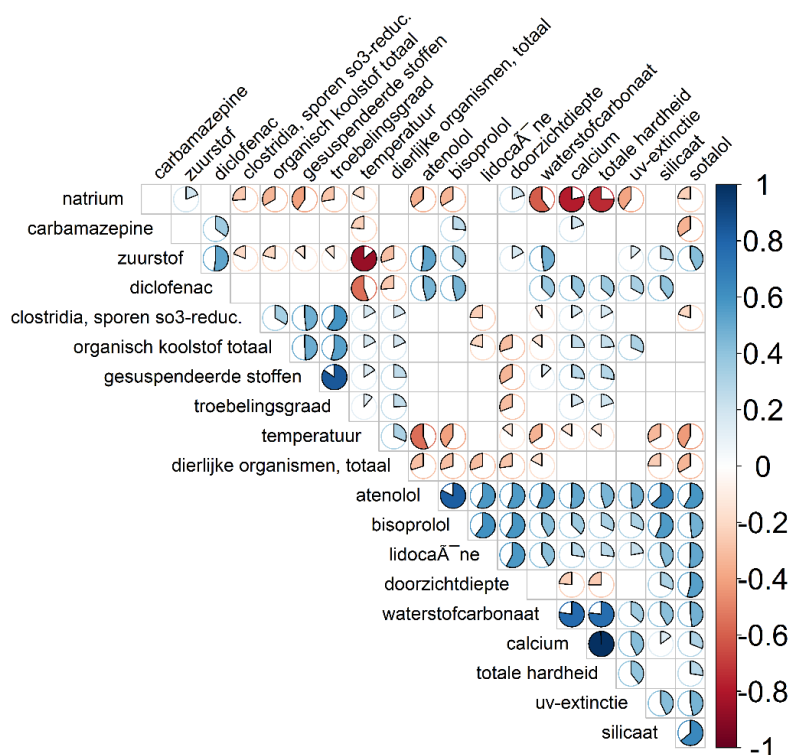
De sterke correlaties die zijn gevonden tussen hardheidsparameters liggen voor de hand: door natronloog toe te voegen slaat calciumcarbonaat neer. Dit heeft uiteraard gevolgen voor de pH, en daarmee ook voor het evenwicht in het water tussen CO₃²⁻, CO₂

en HCO_3^- . Uiteraard betekent een verschuiving in de ionenconcentraties ook een verandering in elektrisch geleidingsvermogen.

Bromide en chloride komen beide voor in zeewater, en de aanwezigheid van de één is dan ook vaak gerelateerd aan die van de ander. Dat beide ionen een sterke correlatie vertonen is in dat opzicht dus ook te verwachten, zeker ook omdat men in het IJsselmeer te maken heeft met brakke kwel en het inlaten van water in het IJsselmeer in verband met het peilbeheer.

De oplosbaarheid van zuurstof is sterk afhankelijk van de temperatuur (warmer water kan minder zuurstof opnemen). Hier wordt dus ook direct een negatieve correlatie verwacht, zoals uit de gegevens ook blijkt.

De kleur van water wordt veroorzaakt door NOM, dat bepaalde straling kan opnemen. Vaak betreft het hier aromatische verbindingen, die in de regel ook in staat zijn bepaalde UV-straling te absorberen. Het ligt dan ook in de lijn der verwachting dat er een sterke correlatie wordt waargenomen tussen kleur en UV-extinctie.

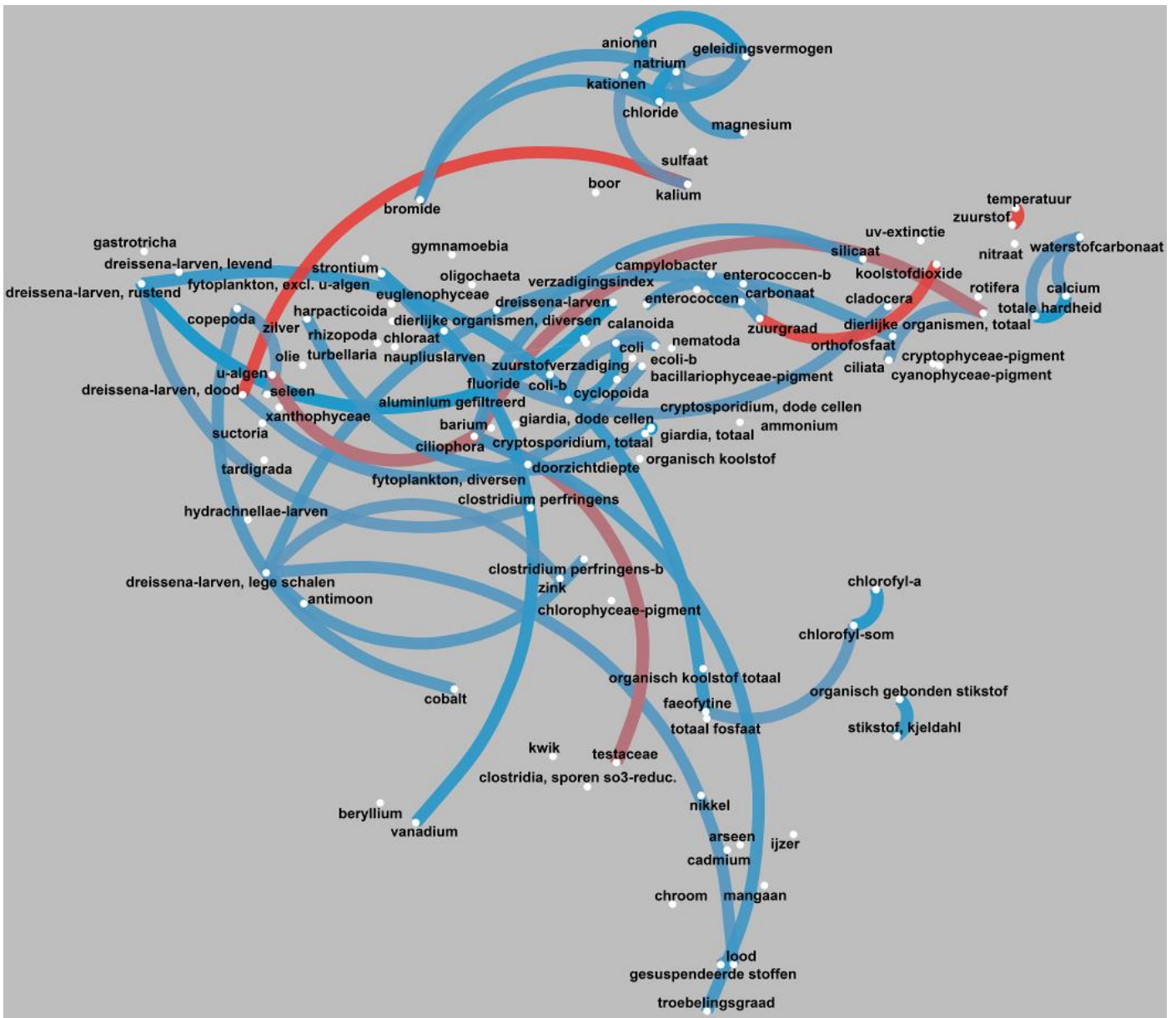


Figuur 5-5: Correlatiematrix voor 20 sterk gecorreleerde parameters bij PWN, gegevens van alle meetlocaties zijn gebruikt.

Een aantal clusters zijn zichtbaar: troebeling en metalen (onderin Figuur 5-6); stikstof, fosfaat, chlorofyl (rechtsonder Figuur 5-6); hardheidsparameters (rechts Figuur 5-6); geleidbaarheid, anionen, etc. (bovenin Figuur 5-6); hydrobiologische parameters en micro-organismen (links en midden Figuur 5-6).

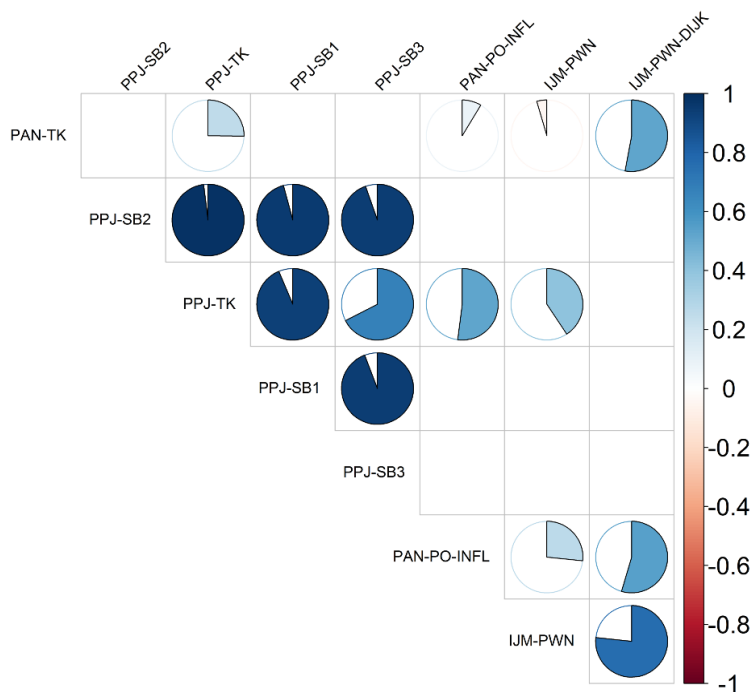
Minder voor de hand liggende correlaties tussen verschillende clusters zijn ook zichtbaar, zoals tussen een aantal metalen en hydrobiologische parameters (bijv. kobalt en Copepoda, kalium en *Dreissena*-larven (dood), lood en *Dreissena*-larven), of tussen clostridia-sporen en troebelingsgraad, of een negatieve correlatie tussen temperatuur en een aantal organische microverontreinigingen (diclofenac, atenol). De aanwezigheid van Dopepoda nam toe basaltblokken in het bekken werden aangebracht.

Er komen verbanden voor tussen de aanwezigheid van bepaalde organismen en troebelingsgraad. Zo kunnen sommige organismen zich juist aan deeltjes hechten, of kunnen organismen als algen zelf troebelingsgraad kunnen veroorzaken. Bij het toepassen van UV-straling voor desinfectie moet rekening worden gehouden met dit effect, want daardoor kan niet alle UV-straling de micro-organismen bereiken, en neemt de effectiviteit van de desinfectie af. De negatieve correlatie tussen bepaalde microverontreinigingen als diclofenac en atenol en temperatuur zou misschien ook gerelateerd kunnen zijn aan het lagere zuurstofgehalte bij hogere temperaturen.



Figuur 5-6: Netwerkgrafiek, parameters zijn geclusterd en de verbindingen geven de correlaties weer tussen de parameters (blauw = positieve correlatie, rood = negatieve correlatie), weergegeven voor de parameters gemeten in het IJsselmeer.

De correlaties tussen de meetlocaties zijn weergegeven in Figuur 5-7. De drie locaties over de diepte in bekken PPJ correleren sterk onderling en met de andere meetlocatie in het toevoerkanaal van PPJ. De drie locaties over de hoogte bevatten wel een beperkte hoeveelheid gegevens, maar het feit dat ze correleren, ligt in de lijn der verwachting aangezien het bekken gemengd wordt. Daarnaast correleert meetpunt IJM sterk met het andere meetpunt op het IJsselmeer (IJM-PWN-DIJK). Het meetpunt IJM correleert gedeeltelijk met het bekken PPJ en nauwelijks met het bekken PSA. Dit laatste komt door de ontharding die plaatsvindt in het bekken PSA. Verder is opvallend dat de correlatie tussen de twee meetpunten rond het bekken PSA zwak is. Hiertussen zit het toevoerkanaal naar de zuivering, waarin ook water bijgemengd wordt van het PPJ bekken.



Figuur 5-7: Correlatiematrix voor de meetlocaties. PPJ-SBx (in het midden van bekken WPJ over drie dieptes, x=6 m, 18 m, oppervlakte), PPJ-TK (uitgaand water uit bekken WPJ gemeten voor het toevoerkanaal), PAN-PO-INF (influent voor pompstation Andijk, aan het einde van het toevoerkanaal, hierin vindt bijmenging plaats van water uit het bekken WPJ), IJM-PWN (ingaaand water in het PPJ bekken van het IJsselmeer), IJM-PWN-DIJK (ingaaand water in het PSA bekken van het IJsselmeer)

5.4 Resultaten Evides

De afname (of toename) van de gehalten/dichtheden van de verschillende parameters na bekkenverblijf ten opzichte van de Maas bij Keizersveer is weergegeven in Figuur 5-8: Afname/toename t.o.v. waarden bij Keizersveer in log-units (genormaliseerde waarden) voor het bekkensysteem van Evides. Een waarde van -1 betekent 90% afname t.o.v. Keizersveer. Hier zijn ook alleen de parameters gegeven die significant verschillen ten opzichte van Keizersveer. De gemiddelde absolute waarden van de parameters zijn weergegeven in Tabel 5-2.

De trends over de jaren en seizoensinvloeden per parameter en monsterlocatie zijn weergegeven in Figuur 5-9 en Figuur 5-10. Omdat bij Evides een groot aantal verschillende organische parameters worden gemeten, zijn deze waarden niet opgenomen in deze grafieken, maar als aparte grafieken in Bijlage V opgenomen. Hierin zijn de parameters weergegeven waarin significante verschillen waargenomen worden over de jaren of over de seizoenen. De resultaten worden hieronder kort besproken per parametergroep.

Correlaties tussen de sterkst correlerende parameters zijn beschreven in 5.4.7.

5.4.1 ANORGANISCHE COMPONENTEN

- Bekkenverblijf leidt tot een afname voor troebeling, gesuspendeerde stoffen, ammonium, fosfaat, ortho-fosfaat en kleur (Figuur 5-8). Een verandering van het koolzuurevenwicht is zichtbaar door toename van de pH (toevoegen van gebluste kalk²).
- De meeste parameters veranderen weinig over de jaren (Figuur 5-9). Net zoals in het IJsselmeer is er een toename van bromaat en carbonaat zichtbaar in de Maas.
- Belangrijkste seizoenseffecten (Figuur 5-10) zijn zichtbaar voor gesuspendeerde stoffen, fosfaat, ortho-fosfaat, zuurstof en silicaat, wat allemaal heel voorspelbaar is.

5.4.2 HYDROBIOLOGISCHE PARAMETERS

- Er lijkt weinig verandering te zijn over de jaren (Figuur 5-9) wat betreft hydrobiologische parameters; wel neemt geosmine na bekkenverblijf af en 2-methylisoborneol neemt juist toe in de tijd.
- De hydrobiologische parameters, zoals geosmine, feofytine, chlorofyl en cyanobacteriën zijn vooral na het bekken hoger in de zomer als gevolg van groei (Figuur 5-10).

5.4.3 METALEN

- Er is een afname van ijzer, mangaan, cadmium, zink, lood, chroom, barium, nikkel en calcium zichtbaar na bekkenverblijf (Figuur 5-8). Deze metalen kunnen adsorberen aan zwevende stof en/of complexen vormen, waarna ze neerslaan.
- Een aantal metalen (antimoon, lood, cadmium, arseen, chroom) laat een afname zien in de bron bij vergelijking van de periode van de laatste zes jaar met die van de periode van zes jaar ervoor (Figuur 5-9). Deze afname is minder

² Er wordt sinds de jaren '90 geen natronloog meer gedoseerd maar gebluste kalk (calciumhydroxide). Per uur wordt 10-15 ton gebluste kalk droog gedoseerd in een mengkamer bij de inlaat van het bekken. De reden voor het stoppen met natronloog was het verhogen van de natriumconcentratie met gemiddeld 18 mg/l. In het voorjaar tot aan de zomer vindt mogelijk biogene ontharding plaats en is er minder gebluste kalk nodig, in het najaar kan er echter meer kalk nodig zijn om de gewenste ontharding te bereiken (Wagenvoort en Schaaf, 2006).

goed zichtbaar na bekkenverblijf. Het metaal kwik lijkt een toename te laten zien, zowel in de bron als na het bekken, maar dit wordt veroorzaakt door een aanpassing van de rapportagegrens van 0,03 naar 0,06 µg/L.

- Een aantal metalen (lood, ijzer, chroom, zink) laat een duidelijk seizoenseffect zien in de bron (Figuur 5-10), met hogere waardes in de winter. Een verklaring hiervoor is niet te geven.

5.4.4 MICROBIOLOGISCHE PARAMETERS

- Micro-organismen worden tussen de log-1 en log-2 verwijderd in het bekkensysteem (Figuur 5-8). In de winter is de verwijdering hoger dan in de zomer; in de winter zijn de concentraties in de bron ook hoger.
- Bij vergelijking van de twee periodes (laatste zes jaar met zes jaar ervoor nemen *Clostridium perfringens* en enterococci af na het bekkenverblijf (Figuur 5-9), *Clostridium perfringens* neemt meer dan 1 log af). De afname van deze micro-organismen lijkt toegenomen te zijn, omdat de concentraties in de bron weinig veranderd zijn.
- De dichtheden van een aantal micro-organismen (enterococci, *E. coli* en *Clostridium*) zijn in de zomer in de bron bijna een factor 10 lager dan in de winter (Figuur 5-10). Een mogelijke oorzaak is afdoding in de zomer als gevolg van zonlicht en bezinking. Na het bekkenverblijf is deze trend alleen zichtbaar voor *Clostridium*, terwijl de dichtheden van andere microbiologische parameters (*E. coli*, *Aeromonas*, koloniegetal) juist hoger zijn in de zomer.³

³ Persoonlijke communicatie met Patrick Smeets (KWR) d.d. 02-09-2020: Er zijn veel factoren die deze parameters beïnvloeden:

- Verschil tussen fecale indicatoren (Bacteriën van de coligroep, *E. coli*, enterococci, Clostridia, hoewel sommige bacteriën van de coligroep en enterococci soorten ook in milieu kunnen groeien) en groeiparameters (koloniegetal, *Aeromonas* hoewel beide ook beïnvloed kunnen worden door fecale verontreiniging).
- Afvalwater: belangrijk(st)e verontreinigingsbron van de rivieren. Inactivatie tijdens zuivering verloopt beter bij hogere temperaturen van het afvalwater in de zomer, dus de 'load' fecale indicatoren (*E. coli*, enterococci, Clostridia) is dan lager in de zomer.
- Afspoeling van landbouw en riooloverstorten kunnen bij regenval hoge pieken van fecale indicatororganismen veroorzaken. Dit treedt meer op in de zomer dan in de winter.
- Vogels en andere dieren rond water: deels afhankelijk van seizoen, met name vogels op bekkens kunnen tot hoge concentraties fecale indicatoren leiden.
- Verdunning in de zomer is kleiner door minder water in de rivier. Echter verontreiniging en afsterving variëren met logeenheden, verdunning met percentage, en daarom wordt voor microbiologie minder effect verwacht.
- Afsterving in de rivier sneller in de zomer dan in de winter door hogere temperatuur en meer zonlicht
- Selectieve inname in het bekken: bij overschrijding van chemische normen/alarm biomonitoring wordt de inname uit de bron gestaakt. Dat is met name in de zomer als er minder verdunning is. Dat kan een directe relatie hebben met indicatororganismenconcentratie (minder verdunning) en de invoer van 'vers' verontreinigd water stopt, waarna de afsterving zorgt voor een lagere concentratie. Ook het stromingspatroon verandert.
- Verschillende organismen hebben verschillende afstervingsnelheid: *E. coli* > enterococci >> clostridia. Sommige organismen kunnen ook in het milieu groeien (soorten enterococci, bacteriën van de coligroep, *aeromonas*).

5.4.5 NOM PARAMETERS

Van de periode 2008-2013 zijn minder gegevens beschikbaar dan van de eerdere periode, maar toch nog ruim 83. Deze zijn dan ook meegenomen in de data-analyse.

- De verschillende NOM-fracties zijn stabiel over de jaren (Figuur 5-9).
- In de zomer zijn de NOM-concentraties en vooral het aandeel biopolymeren en anorganisch colloïdaal materiaal hoger (Figuur 5-10). Biopolymeren zijn in de levende natuur voorkomende of uit afgestorven organismen ontstane stoffen waarvan de moleculen uit lange ketens bestaan van een beperkt aantal bouwstenen. Voorbeelden zijn eiwitten en cellulose. Door meer algengroei en gras in de zomer, zijn deze gehalten in de zomer en herfst hoger.

5.4.6 ORGANISCHE COMPONENTEN

- Een aantal organische microverontreinigingen neemt af over de jaren en een aantal neemt toe (Bijlage V), dit heeft te maken de toe- en afname van het gebruik of de lozingen over de jaren.
- Een groot aantal organische stoffen neemt af tijdens bekkenverblijf. Daarnaast neemt een aantal stoffen juist toe tijdens bekkenpassage (Figuur 5-8): trihalomethanen (net zoals bij PWN, door transportchloring voor aangroebestrijding, en GenX (HFPO-da) door tijdelijke lozingen in het Maasstroomgebied.

-
- Verschillende organismen kunnen in verschillende mate voorkomen in afvalwateren en in poep van dieren, wat ook nog met seizoenen kan variëren. Hier is niet echt een eenduidig beeld van.
 - In de AMVD is beschreven dat met name in de winter vogels voor hoge concentraties *Campylobacter* (maar ook fecale indicatororganismen) kunnen zorgen omdat ze het open water van de bekkens opzoeken. Ook kan bij dooi verzamelde poep op het ijs in een keer in het water komen
 - In de AMVD (Analyse Microbiologische Veiligheid Drinkwater) zijn geen gegevens van de bron opgenomen, daar zou ik achteraan moeten gaan. Ik heb ook niet gecheckt of jullie bevindingen na de bekkens overeen komen met mijn gegevens.

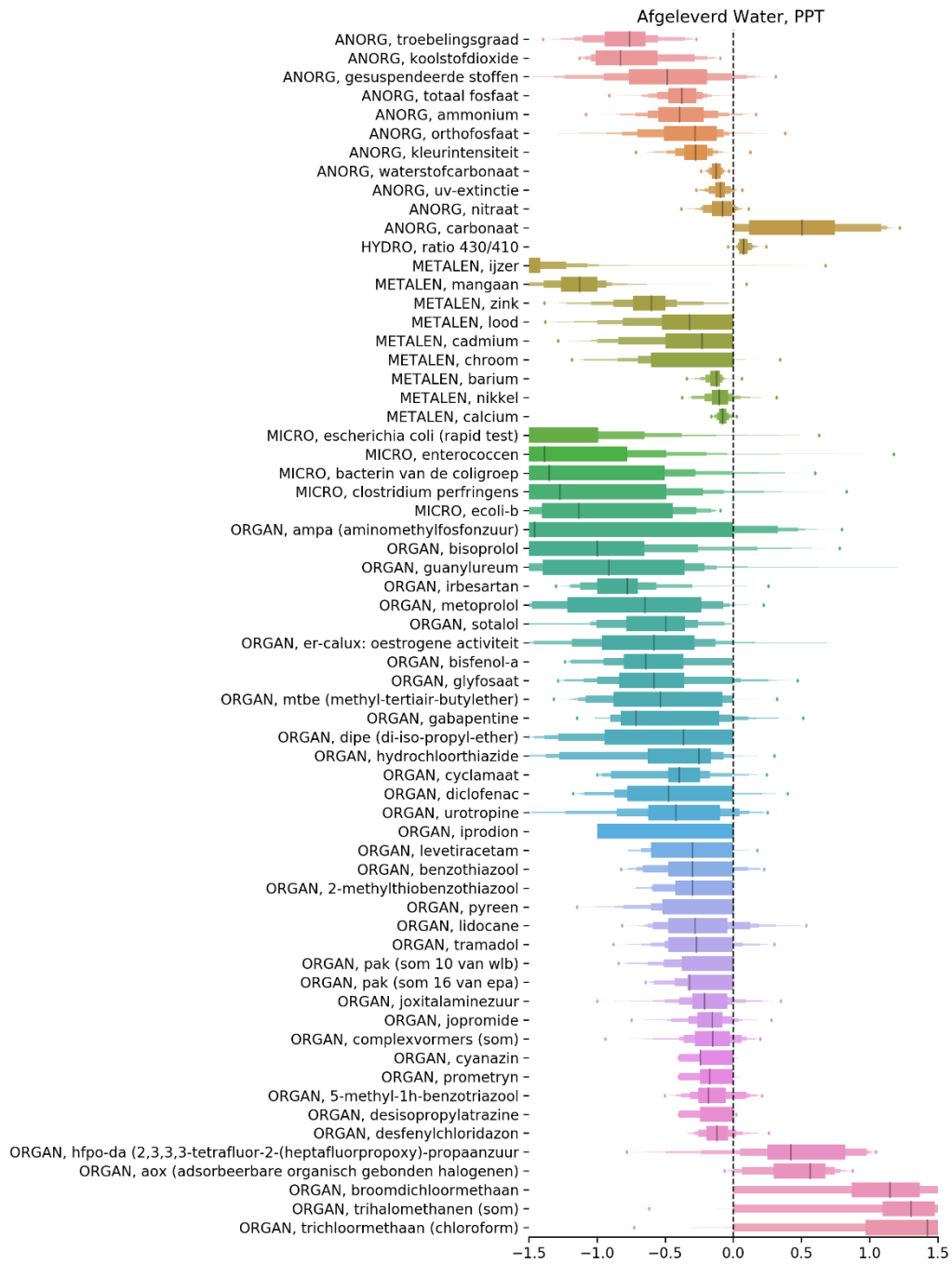
Dat fecale indicatoren lager zijn in de zomer is dus te verwachten. Ze sterven sneller af (ze zijn niet gemaakt om in het milieu te overleven). Dit zou je ook verwachten na het bekken. Bovendien moet je erop letten of het gehalte indicatororganismen niet onder de detectiegrens zit.

Vogels kunnen in de zomer nieuwe *E. coli* en enterococci in de bekkens brengen, maar eigenlijk verwacht je in de winter meer. Wellicht hebben vogels minder Clostridia in hun poep dan in afvalwater zit (wat een verklaring zou kunnen geven voor verschil)

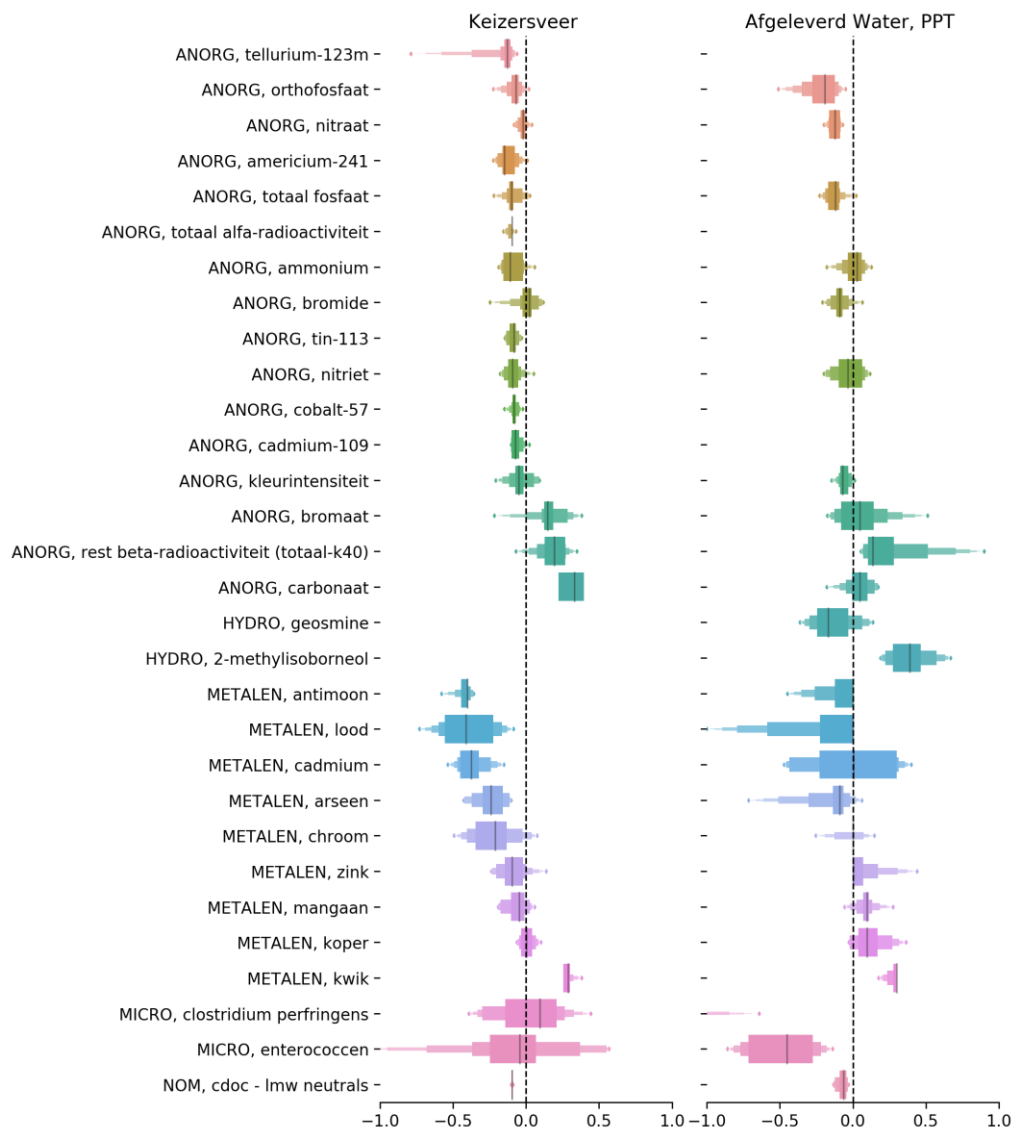
Dat *Aeromonas* en koloniegetal hoger zijn na het bekken in de zomer kan dus door groei komen (meer biologische activiteit in het water bij hogere temperatuur).

Bedenk dat dit voor micro-organismen een open systeem is met herbesmetting en allerlei processen van afsterving en groei. Beetje anders dan chemicaliën die wel in de bron komen, maar daarna niet meer.

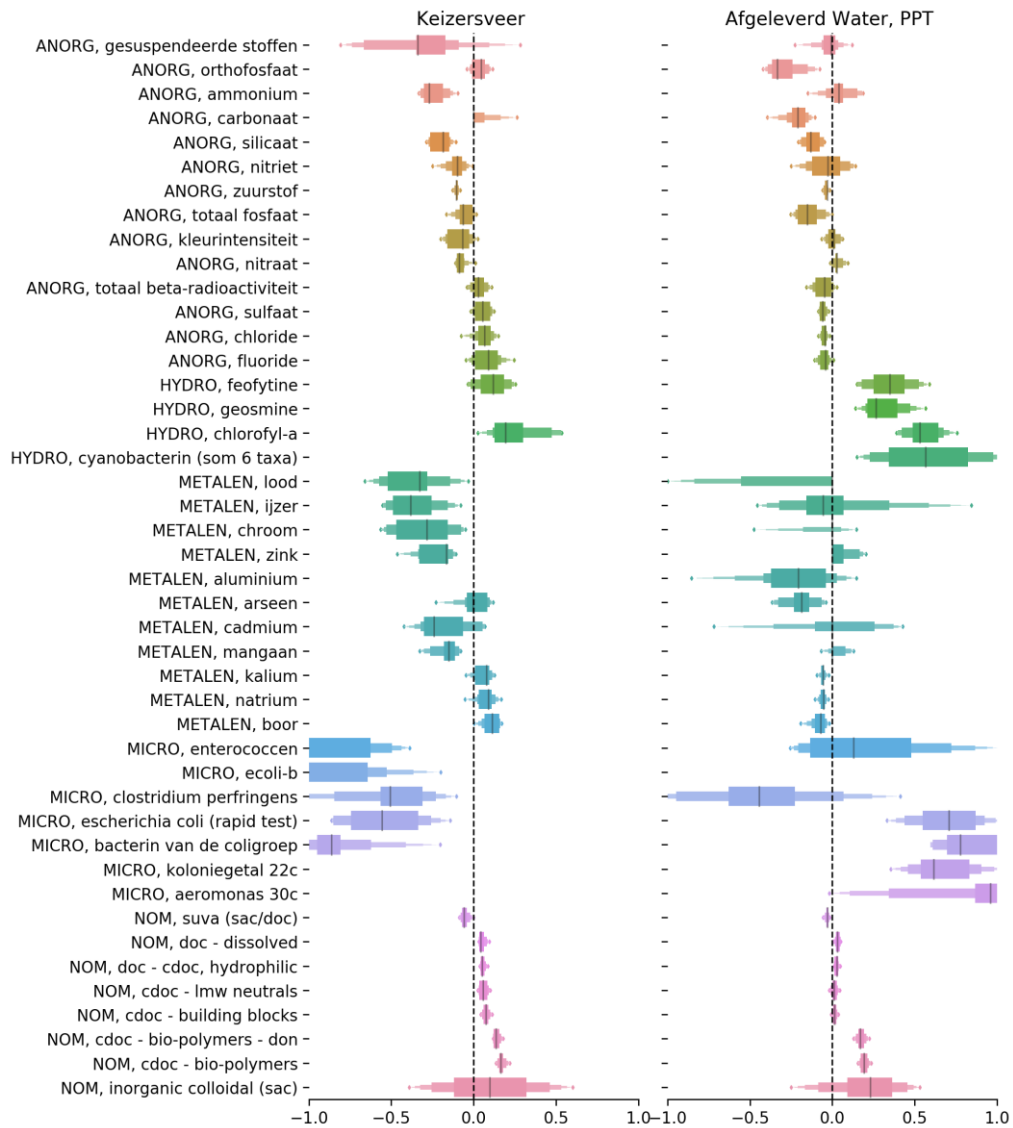
Kortom, er werken krachten beide kanten op, en wat we vinden is blijkbaar de resultante daarvan.



Figuur 5-8: Afname/toename t.o.v. waarden bij Keizersveer in log-units (genormalizeerde waarden) voor het bekkenstelsel van Evides. Een waarde van -1 betekent 90% afname t.o.v. Keizersveer. Afgeleverd Water, PPT: meetlocatie na passage van het bekkenstelsel.



Figuur 5-9: Afname (negatief) of toename (positief) over de tijd (laatste 6 jaar ten opzichte van 6 jaar daarvoor) in log-units voor de bekkenstelsel van Evides en de Maas bij Keizersveer. Een waarde van -1 betekent dat de waarde over de periode 2014-2019 10x lager is dan over de periode 2008-2013. Een waarde van +1 betekent dat de waarde 10x hoger is over de periode 2014-2019 dan in de periode 2008-2013. Keizersveer: meetlocatie 10 km bovenstrooms van de inlaat van het bekkenstelsel. Afgeleverd Water, PPT: meetlocatie na bekkenverblijf.



Figuur 5-10: Afname/toename over het seizoen in log-units (t.o.v. de winterperiode – de maanden okt, nov, dec, jan, feb, mrt) voor de bekken van Evides en de Maas bij Keizersveer. Een waarde van -1 betekent dat de waarde in de zomer 10x lager is dan in de winter, een waarde van +1 betekent dat de waarde in de zomer 10x hoger is dan in de winter. Keizersveer: meetlocatie 10 km bovenstrooms van de inlaat van het bekkenstelsel. Afgeleverd Water, PPT: meetlocatie na passage van het bekkenstelsel.

Tabel 5-2 Overzicht van de absolute waarden van de parameters bij het meetpunt aan de Maas bij Keizersveer (gemiddelde waarden).

Parameters	groep	Eenheid	Gemiddelde waarde	# metingen
ammonium	ANORG	mg/l nh4	0.06	135
bromaat	ANORG	ug/l bro3	0.09	116
bromide	ANORG	mg/l br	0.08	133
carbonaat	ANORG	mg/l co3	5.15	133
chloraat	ANORG	ug/l clo3	25.00	10
chloride	ANORG	mg/l cl	45.08	135
czv (chemisch zuurstofverbruik) na filtratie over 0,45 um	ANORG	mg/l o2	12.09	46
fluoride	ANORG	mg/l f	0.23	133
geleidingsvermogen bij 20c (labmeting)	ANORG	ms/m	42.46	135
gesuspendeerde stoffen	ANORG	mg/l	2.02	135
kleurintensiteit	ANORG	mg/l pt	8.34	135
koolstofdioxide	ANORG	mg/l co2	0.74	7
nitraat	ANORG	mg/l no3	11.23	135
nitriet	ANORG	mg/l no2	0.08	135
organisch gebonden stikstof	ANORG	mg/l n	0.51	135
organisch koolstof	ANORG	mg/l c	3.85	133
organisch koolstof totaal	ANORG	mg/l c	3.93	135
orthofosfaat	ANORG	mg/l po4	0.13	135
rest beta-radioactiviteit (totaal-k40)	ANORG	bq/l	0.02	46
silicaat	ANORG	mg/l si	2.36	135
silicaat (niet ionogeen)	ANORG	mg/l si	0.04	135
stikstof, kjeldahl	ANORG	mg/l n	0.56	135
sulfaat	ANORG	mg/l so4	50.51	133
totaal beschikbaar chloor	ANORG	mg/l cl2	0.21	102
totaal beta-radioactiviteit	ANORG	bq/l	0.18	46
totaal cyanide	ANORG	ug/l cn	0.61	45
totaal fosfaat	ANORG	ug/l p	56.95	134
totale hardheid	ANORG	mmol/l	1.53	135
tritium	ANORG	bq/l	8.01	13
troebelingsgraad	ANORG	fte	0.81	134
uv-extinctie	ANORG	1/m	9.49	135
waterstofcarbonaat	ANORG	mg/l hco3	124.53	135
zuurgraad	ANORG	ph	8.69	134
zuurstof	ANORG	mg/l o2	10.71	134
2-methylisoborneol	HYDRO	ng/l	2.34	124
blauwalgen - totaal	HYDRO	mm3/l	0.18	33
chlorofyl-a	HYDRO	ug/l	2.54	135
cryptophyceae- totaal	HYDRO	mm3/l	0.00	33
cyanobacterin (som 6 taxa)	HYDRO	mm3/l	0.00	72
diatomeen - totaal	HYDRO	mm3/l	0.36	33
dreissena-larven	HYDRO	n	65.42	45
faeofytine	HYDRO	ug/l	1.45	135
geosmine	HYDRO	ng/l	2.46	124
goudwieren - totaal	HYDRO	mm3/l	0.00	33
groenalgen- totaal	HYDRO	mm3/l	0.02	33
overigen - totaal	HYDRO	mm3/l	0.00	33

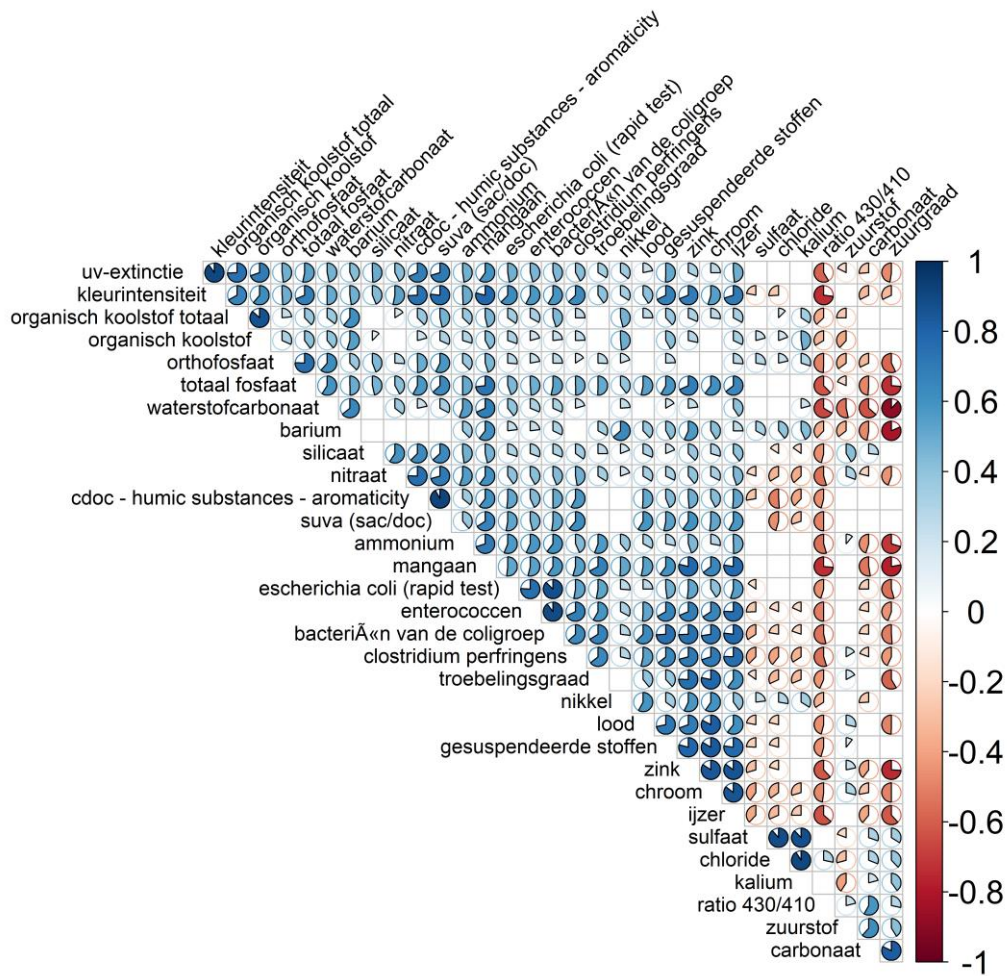
pantserwieren - totaal	HYDRO	mm3/l	0.01	33
phacotus	HYDRO	mm3/l	0.00	63
pseudopedinella	HYDRO	mm3/l	0.00	63
ratio 430/410	HYDRO	-	1.18	133
skeletonema (draad)	HYDRO	mm3/l	0.00	63
volvocales (coenobium)	HYDRO	mm3/l	0.00	63
aluminium	METALEN	ug/l al	8.59	93
antimoon	METALEN	ug/l sb	0.61	45
arsen	METALEN	ug/l as	1.14	42
barium	METALEN	ug/l ba	21.86	45
boor	METALEN	ug/l b	47.00	45
cadmium	METALEN	ug/l cd	0.06	47
calcium	METALEN	mg/l ca	49.16	133
chroom	METALEN	ug/l cr	0.55	49
ijzer	METALEN	mg/l fe	0.01	134
kalium	METALEN	mg/l k	6.23	132
koper	METALEN	ug/l cu	2.69	45
kwik	METALEN	ug/l hg	0.02	45
lood	METALEN	ug/l pb	0.80	45
magnesium	METALEN	mg/l mg	7.25	102
mangaan	METALEN	mg/l mn	0.00	134
molybdeen	METALEN	ug/l mo	1.65	13
natrium	METALEN	mg/l na	31.48	132
nikkel	METALEN	ug/l ni	2.91	45
vanadium	METALEN	ug/l v	1.06	13
zink	METALEN	ug/l zn	3.10	45
aeromonas 30c	MICRO	kve/100 ml	2,309.57	135
bacterin van de coligroep	MICRO	kve/100 ml	6.00	127
campylobacter	MICRO	mwa/l	5.74	8
clostridium perfringens	MICRO	kve/100 ml	13.03	135
cryptosporidium aantal	MICRO	n	1.71	9
cryptosporidium, totaal	MICRO	n/l	0.00	9
ecoli-b	MICRO	kve/100 ml	1.41	82
enterococcen	MICRO	kve/100 ml	0.39	131
enterovirussen	MICRO	pve/l	0.00	8
enterovirussen aantal	MICRO	pvd	0.13	8
escherichia coli (rapid test)	MICRO	kve/100 ml	2.02	108
f-specifieke rna-fagen	MICRO	pve/l	0.84	9
giardia aantal	MICRO	n	1.69	8
giardia, totaal	MICRO	n/l	0.00	8
intestinale enterococcen	MICRO	kve/100 ml	0.01	39
koloniegetal 22c	MICRO	kve/ml	105.26	135
reovirussen	MICRO	pve/l	0.01	8
reovirussen aantal	MICRO	pvd	6.53	8
somatische colifagen	MICRO	pve/l	90.54	10
somatische colifagen aantal	MICRO	pvd	93.79	8
sporen van sulfietreducerende clostridia	MICRO	kve/100 ml	0.88	134
cdoc - bio-polymers	NOM	ug/l c	259.67	83
cdoc - bio-polymers - don	NOM	ug/l n	29.12	83
cdoc - bio-polymers - proteïns	NOM	%	35.66	83
cdoc - building blocks	NOM	ug/l c	654.38	83

cdoc - humic substances - aromaticity	NOM	l/(mg*m)	3.31	83
cdoc - humic substances - don	NOM	ug/l n	93.10	82
cdoc - humic substances - mol-weight	NOM	g/mol	623.73	83
cdoc - humic substances - n/c	NOM	ug/ug	0.04	82
cdoc - humic substances (hs)	NOM	ug/l c	2,236.36	83
cdoc - lmw acids	NOM	ug/l c	23.44	83
cdoc - lmw neutrals	NOM	ug/l c	507.94	83
doc - cdoc, hydrophilic	NOM	ug/l c	3,686.44	83
doc - dissolved	NOM	ug/l c	3,938.71	83

5.4.7 Correlaties

De correlaties tussen parameters onderling zijn weergegeven in Figuur 5-11⁴. Een sterkere correlatie geeft een grotere “taartpunt” en daarbij zijn positief gecorreleerde parameters blauw gekleurd en negatief gecorreleerde parameters rood gekleurd. De sterkte van de correlatie wordt weergegeven door een cijfer tussen -1 en 1, waarbij 0 geen correlatie betekent en -1 of 1 de sterkste correlatie (negatief of positief) betekent. De te verwachten correlaties zijn hier zichtbaar, zoals bijvoorbeeld tussen UV-extinctie en kleur, en waterstofcarbonaat en pH. Ook de micro-organismen (*E. coli*, enterococci, *Clostridium*) zijn onderling sterk gecorreleerd. Sommige metalen (chromium, ijzer, zink, lood) zijn onderling sterk gecorreleerd en correleren ook met gesuspendeerde stoffen, zuurgraad, kleur en totaal fosfaat. Andere gesuggereerde correlaties zijn: barium en pH, fosfaat en mangaan, ammonium en mangaan, SUVA en mangaan, gesuspendeerde stoffen en micro-organismen (enterococci, *Clostridium*, bacteriën van de coligroep). Het is niet bekend wat een verklaring voor deze correlaties zou kunnen zijn.

⁴ Hierin zijn de organische microverontreinigingen niet meegenomen, omdat anders alleen correlaties tussen organische microverontreinigingen zichtbaar zijn.



Figuur 5-11 Correlatiematrix voor 30 sterk gecorreleerde parameters bij Evides, gegevens van beide meetlocaties zijn gebruikt (organische microverontreinigingen zijn niet meegenomen).

5.5 Verschillen tussen bekkens PWN en Evides

5.5.1 Geanalyseerde parameters bij Evides en bij PWN

In Tabel 5-3 is een overzicht gegeven van de verschillende parameters die gemeten worden bij Evides en PWN. Hoewel er grotendeels dezelfde parameters worden gemeten, zijn er toch ook verschillen tussen beide drinkwaterbedrijven. Evides laat in totaal 116 parameters analyseren, PWN 128, en 57 parameters hiervan komen exact overeen (het is natuurlijk mogelijk dat sommige parameters net iets anders benoemd zijn, en in feite dus ook overeenkomen). Ondanks dat zijn er geen echt sterk in het oog springende verschillen tussen de analyses van Evides en PWN op te merken.

Tabel 5-3: overzicht van bij Evides en PWN gemeten parameters, en het aantal data voor elke parameter in deze studie

Parameters	Aantal data bij Evides	Aantal data bij PWN
2-methylisoborneol	124	
acetylsulfamethoxazole		19
aeromonas 30c	135	
aluminium	93	27
aluminium gefiltreerd		137
ammonium	135	164
anionactieve detergenten		72
anionen		67
anthraceen		24
antimoon	45	45
arseen	42	161
bacillariophyceae-pigment		78
bacteriën van de coligroep	127	
barium	45	67
blauwalgen - totaal	33	
beryllium		66
boor	45	162
bromaat	116	66
bromide	133	70
cadmium	47	161
calanoida		164
calcium	133	168
campylobacter	8	78
carbonaat	133	168
cdoc - bio-polymers	83	
cdoc - bio-polymers - don	83	
cdoc - bio-polymers - proteïns	83	
cdoc - building blocks	83	
cdoc - humic substances - aromaticity	83	
cdoc - humic substances - don	82	
cdoc - humic substances - mol-weight	83	
cdoc - humic substances - n/c	82	

cdoc - humic substances (hs)	83	
cdoc - lmw acids	83	
cdoc - lmw neutrals	83	
chloraat	10	69
chloride	135	168
chlorofyl-a	135	79
chlorofyl-som		79
chlorophyceae-pigment		78
choline esterase remmers		10
chroom	49	161
ciliata		151
ciliophora		9
cladocera		162
clostridia, sporen so3-reduc.		163
clostridium perfringens	135	97
clostridium perfringens-b		45
cobalt		55
coli		164
coli-b		101
copepoda		13
cryptophyceae- totaal	33	
cryptophyceae-pigment		78
cryptosporidium aantal	9	
cryptosporidium, dode cellen		5
cryptosporidium, totaal	9	5
cyanobacterin (som 6 taxa)	72	
cyanide		75
cyanophyceae-pigment		79
cyclopoida		162
czv (chemisch zuurstofverbruik) na filtratie over 0,45 um	46	
diatomeen - totaal	33	
dierlijke organismen, diversen		163
dierlijke organismen, totaal		162
doc - cdoc, hydrophilic	83	
doc - dissolved	83	
doorzichtdiepte		80
dreissena-larven	45	163
dreissena-larven, dood		39
dreissena-larven, lege schalen		39
dreissena-larven, levend		40
dreissena-larven, rustend		39
ecoli-b	82	101
enterococcen	131	164
enterococcen-b		129

enterovirussen	8	
enterovirussen aantal	8	
escherichia coli (rapid test)	108	
euglenophyceae		162
faeofytine	135	78
fluoride	133	165
f-specifieke rna-fagen	9	
fytoplankton, diversen		162
fytoplankton, excl. u-algen		21
gastrotricha		163
geleidingsvermogen bij 20c (labmeting)	135	168
geleidingsvermogen- afleeswaarde		111
geosmine	124	
gesuspendeerde stoffen	135	161
giardia aantal	8	
giardia, dode cellen		5
giardia, levende cellen		5
giardia, totaal	8	5
goudwieren - totaal	33	
groenalgen- totaal	33	
gymnamoebia		113
harpacticoida		163
hydrachnellae		163
hydrachnellae-larven		162
ijzer	134	164
intestinale enterococcen	39	
kalium	132	165
kationen		67
kleurintensiteit	135	165
koloniegetal 22c	135	
koloniegetal-gp-22		61
koloniegetal-sp-25		60
koolstofdioxide	7	168
koper	45	68
kwik	45	111
lood	45	160
magnesium	102	168
mangaan	134	165
molybdeen	13	
natrium	132	166
naupliuslarven		164
nematoda		159
nikkel	45	162
nitraat	135	165
nitriet	135	
olie		57
oligochaeta		164
organisch gebonden stikstof	135	163
organisch koolstof	133	167

organisch koolstof totaal	135	166
orthofosfaat	135	163
ostracoda		161
overigen - totaal	33	
pantserwieren - totaal	33	
phacotus	63	
pyreen		77
pseudopedinella	63	
ratio 430/410	133	
reovirussen	8	
reovirussen aantal	8	
rest beta-radioactiviteit (totaal-k40)	46	164
rhizopoda		48
rotifera		164
seleen		65
silicaat	135	165
silicaat (niet ionogeen)	135	
skeletonema (draad)	63	
somatische colifagen	10	
somatische colifagen aantal	8	
sporen van sulfietreducerende clostridia	134	
stikstof, kjeldahl	135	167
strontium		55
suctoria		49
sulfaat	133	163
tardigrada		162
temperatuur		168
testaceae		162
thiofanoxsulfoxide		54
tin		54
totaal alfa-radioactiviteit		165
totaal beschikbaar chloor	102	
totaal beta-radioactiviteit	46	165
totaal cyanide	45	
totaal fosfaat	134	164
totale hardheid	135	168
trichloorazijnzuur		155
tritium	13	164
troebelingsgraad	134	166
turbellaria		163
u-algen		21
uv-extinctie	135	144
vanadium	13	55
verzadigingsindex		142
volvocales (coenobium)	63	
waterstofcarbonaat	135	168
xanthophyceae		164
zilver		44

zink	45	98
zuurgraad	134	168
zuurstof	134	164
zuurstofverzadiging		160

5.5.2 Verschil in ruwwaterconcentraties

De gemiddelde concentraties van diverse parameters in het ruwwater over de jaren (PWN 2004-2018, Evides 2008 - 2018) is weergegeven in Figuur 5-12.

Het water dat bij PWN de bekkens igepompt wordt, kenmerkt zich door hogere gehalten chloride, chlorofyl-a, faeofytine, en strontium. Daarnaast is het ingaande water van PWN nutriëntarmer (minder fosfaat en nitraat) ten opzichte van de situatie bij Evides. Verder is de troebelingsgraad en het gehalte gesuspendeerde stoffen hoger voor PWN dan voor Evides. Daarentegen is de microbiologische belasting (*Clostridium perfringens*, *E. coli* en Enterococci) die het bekkensysteem inkomt bij PWN over het algemeen lager dan bij Evides. De dichtheden van *Cryptosporidium* en *Giardia* zijn daarentegen bij PWN hoger.

parameter	group	Keizersveer	IJM-PWN	unit
ammonium	ANORG		0.14	0.07 mg/l nh4
bromaat	ANORG		0.07	0.20 ug/l bro3
bromide	ANORG		0.09	0.23 mg/l br
chloraat	ANORG		23.98	2.73 ug/l clo3
chloride	ANORG		44.63	106.25 mg/l cl
fluoride	ANORG		0.22	0.12 mg/l f
gesuspendeerde stof	ANORG		8.92	22.20 mg/l
koolstofdioxide	ANORG		4.85	1.41 mg/l co2
nitraat	ANORG		13.93	6.45 mg/l no3
orthofosfaat	ANORG		0.08	0.02 mg/l p
totaal fosfaat	ANORG		0.14	0.06 mg/l p
tritium	ANORG		8.94	2.66 bq/l
troebelingsgraad	ANORG		5.59	14.84 fte
chlorofyl-a	HYDRO		1.84	48.04 ug/l
faeofytine	HYDRO	1.95	20.04	ug/l
antimoon	METALEN		0.88	0.24 ug/l sb
beryllium	METALEN		0.39	0.01 ug/l be
cadmium	METALEN		0.13	0.03 ug/l cd
kwik	METALEN		0.02	0.01 ug/l hg
lood	METALEN		1.95	0.91 ug/l pb
nikkel	METALEN		3.67	2.17 ug/l ni
pyreen	METALEN		0.01	0.00 ug/l
strontium	METALEN		180.47	390.52 ug/l sr
zink	METALEN		12.63	7.29 ug/l zn
clostridium perfringe	MICRO		109.48	15.78 kve/100 ml
cryptosporidium	MICRO		0.03	0.15 n/l
ecoli-b	MICRO		192.05	13.01 kve/100 ml
enterococcon	MICRO		47.60	11.75 kve/100 ml
giardia	MICRO		0.10	0.26 n/l

Figuur 5-12: Gemiddelde ruwwaterconcentraties van verschillende parameters gemeten in de Maas bij Keizersveer (inname Evides) en het IJsselmeer (inname PWN). PWN: 2004-2018, Evides: 2008 - 2018.

5.5.3 Verschil in zuiveringseffect bekkens

De procentuele verlaging van de gehalten van de verschillende parameters is weergegeven in Figuur 5-13. Hier zijn de parameters weergegeven waarvoor er een verschil waarneembaar is tussen de bekkens van PWN en Evides.

In deze vergelijking valt een aantal aspecten op:

De afname in het nitraatgehalte, die bij beide bedrijven te zien is, kan worden verklaard door denitrificatie en de opname van nitraat door algen.

Bij Evides treedt in het bekkensysteem nitrificatie op, waardoor het ammoniumgehalte afneemt, maar bij PWN blijkt dit niet het geval te zijn, en neemt het ammoniumgehalte zelfs toe. Dit wijst op de aanwezigheid c.q. afwezigheid van bepaalde (micro-)organismen of dit is het gevolg van de uitscheiding van ammonium door dierlijke organismen.

De ingaande concentraties chlorofyl en feofytine zijn veel hoger bij PWN, dus er komen vanuit het IJsselmeer veel meer algen het bekken in bij PWN dan bij Evides. Dit is logisch omdat fytoplankton groeit in stilstaande wateren, zoals het IJsselmeer. Mede als gevolg van menging door beluchting nemen in het bekken van PWN de

concentraties chlorofyl en feofytine af, terwijl deze na bekkenverblijf bij Evides gelijkblijven of toenemen ten opzichte van de Maas.

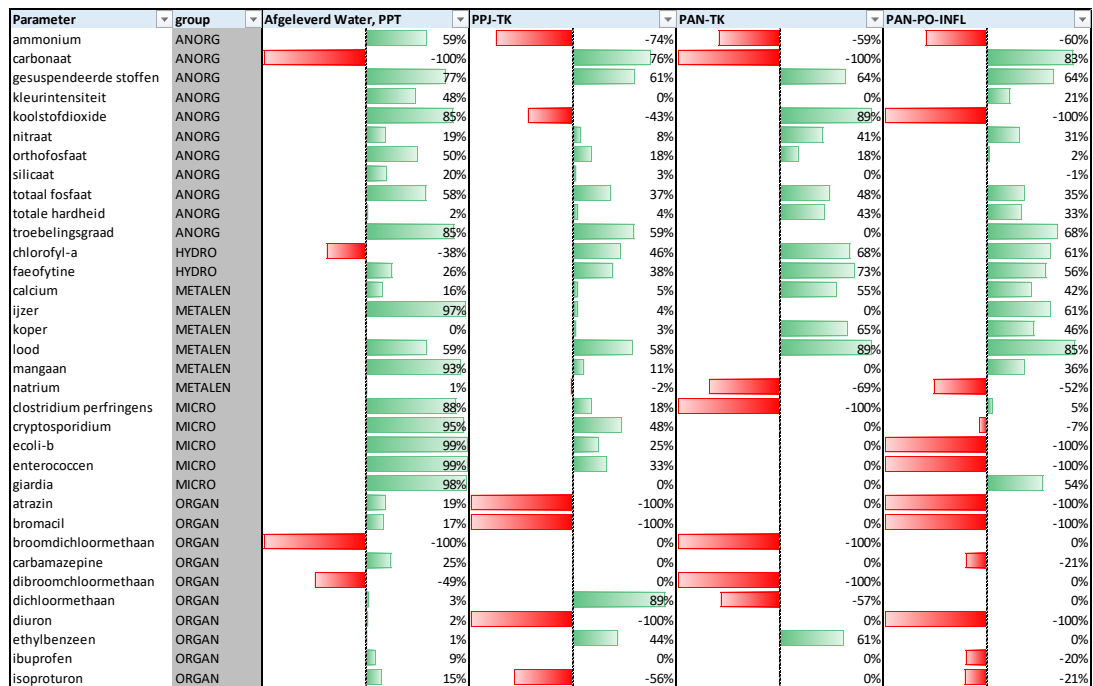
Over het algemeen wordt een groot aantal organische microverontreinigingen verwijderd in het bekkensysteem van Evides (Figuur 5-8), dit is niet het geval bij PWN. Mogelijk wordt dit veroorzaakt door de veel grotere verblijftijd van het bekkensysteem van Evides (23 weken) ten opzichte van het PWNsysteem (4 – 6 weken). Figuur 5-13 laat zien dat bij Evides de concentraties van atrazine, bromacil, diuron, isoproturon en ibuprofen in het water iets afnemen door het bekkenverblijf. Dit heeft ook te maken met het feit dat stoffen als atrazine en diuron inmiddels niet meer gebruikt mogen worden in Nederland. Bij PWN blijven deze concentraties echter gelijk of nemen toe. Hierbij dient opgemerkt te worden dat de concentraties organische microverontreinigingen over het algemeen laag zijn en dicht bij de detectiegrens liggen, hierdoor kan een toename van 100% een vertekend beeld geven.

Bij Evides wordt ijzer geoxideerd, en slaat het waarschijnlijk neer samen met het fosfaat. Dit hangt waarschijnlijk samen met de tegelijkertijd gesignaleerde afname van troebeling van het water. Bij PWN nemen het ijzer- en fosfaatgehalte ook wel af, maar minder dan bij Evides. Hetzelfde geldt voor mangaan, dat sterk afneemt in het bekken van Evides en nauwelijks bij PWN (terwijl de ruwwater concentraties bijna hetzelfde zijn). Het is op dit moment niet duidelijk wat de verklaring is voor dit verschil. Een mogelijke verklaring is het verschil in verblijftijd.

Vanwege de ontharding neemt in het bekken van Andijk (PAN) het natriumgehalte toe en de hardheid af, terwijl die in het bekkensysteem van Evides gelijk blijft. Ook de concentraties van lood en koper nemen veel sterker af in het bekken van PWN dan in het bekkensysteem van Evides.

Een ander duidelijk verschil bij vergelijking van het effect van het verblijf in de bekkens bij Evides en PWN is dat de concentraties *Cryptosporidium*, *Giardia* en bacteriën van de coligroep bij Evides voor minstens 99% afnemen door sterfte, graas, sedimentatie en UV, terwijl ze gelijk blijven bij PWN, of, afhankelijk welk bekken, zelfs kunnen toenemen. De verblijftijd is in het bekkensysteem van Evides vele malen groter, zodat er veel meer tijd is voor bovengenoemde exponentiële afbraakprocessen (Huisman en Martijn, 1968a en b; Knoppert en Oskam, 1970; Knoppert 1973 en 1974; Oskam 1977, 1979, 1980, 1982, 1983 en 1995). Ook kan de structuur van het voedselweb anders zijn waardoor graas minder voorkomt, of zijn de omstandigheden voor de desbetreffende micro-organismen gunstiger, waardoor relatief minder sterfte optreedt. Daarnaast is het gehalte zwevende stof gemiddeld hoger in de PWN-bekken. Zo kunnen micro-organismen zich hechten aan zwevende stof, en op die manier ontkomen aan de effecten van bijvoorbeeld UV-straling in zonlicht (UV-A). Ook de aanwezigheid van vogels en zoogdieren zou voor deze toename verantwoordelijk kunnen zijn, aangezien ammoniak vrijkomt uit hun uitwerpselen (Medema, 1999).

Voor sommige parameters is het effect van bekkenverblijf vergelijkbaar in beide gevallen. Dit geldt bijvoorbeeld voor de afname in gesuspendeerde stoffen en afname in loodgehalte. Dat laatste wordt bij Evides verklaard door adsorptie en sedimentatie, en diezelfde verklaring zal ook van toepassing zijn voor de bekkens van PWN. In alle gevallen blijft de zuurstofverzadiging vrijwel gelijk, wat ook te verwachten is bij bekkens met luchtinjectie.



Figuur 5-13: Verwijderingspercentages door bekkenverblijf. Negatief [rood] = toename ten opzichte van de bron; -100% is meer dan 100%-toename. Positief [groen] is afname ten opzichte van de bron. Eerste kolom is het water na bekkenverblijf bij Evides; de laatste drie kolommen zijn de drie meetpunten na de bekken van PWN.

5.5.4 Andere verschillen/overeenkomsten

Opvallend is dat de concentratie bromaat zowel in de bron van Evides als PWN toeneemt (zie ook Bijlage III). Soltermann et al. (2016) hebben een extreme situatie gemodelleerd waarin elke afvalwaterzuivering in Zwitserland waar ozon als vierde stap is geïmplementeerd 10 µg/L bromaat produceert. Dit zou betekenen dat de bromaat concentratie in grote rivieren <0,4 µg/L omhoog zou gaan en enkele µg/L voor riviertjes waarop het aandeel geloosd afvalwater aanzienlijk groter is.

Aangezien nog niet alle afvalwaterzuiveringen in Zwitserland en Duitsland O₃ als vierde stap operationeel hebben en het water ook nog verdund wordt in het IJsselmeer is de verwachting dat de toename in bromaatconcentratie bij PWN niet het gevolg is van alleen de implementatie van ozon bij bovenstroomse afvalwaterzuiveringen. Echter, om deze hypothese te onderzoeken dienen de verschillende WWTPs langs de toevoerende rivier(en) in kaart te worden gebracht alsook hun debieten en te lozen bromide, bromaat, thrihalomethanen, chloride-, en chloraatconcentraties. Op basis hiervan kan een massabalans opgezet worden.

6 Toekomstige ontwikkelingen en effecten op het PWN-bekkensysteem

Dit hoofdstuk beschrijft toekomstige ontwikkelingen die mogelijk een effect kunnen hebben op het functioneren van het bekkensysteem van PWN. De volgende mogelijke ontwikkelingen worden besproken:

- Plaatsen van zonnepanelen op het bekkensysteem. Dit speelt niet op dit moment, maar wel in de toekomst.
- Warmte-koude-opslag zal in de toekomst meer en meer worden toegepast, maar op dit moment is nog niet te zeggen wanneer dat van invloed zou kunnen worden.
- Klimaatverandering zal zeker plaatsvinden, maar wanneer de effecten echt een rol gaan spelen is nu niet te voorspellen.
- Toekomstige ontwikkelingen in het IJsselmeer.
- Hergebruik PWN-retourstromen.
- Een extra voorbekken eventueel in combinatie met een andere systeemconfiguratie. Ook dit is iets wat mogelijk op de langere termijn gerealiseerd zou kunnen worden.
- Bekken vervangen door oeverfiltratie; dit zal zeker niet op korte termijn plaatsvinden.
- Verregaande zuivering afvalwaterzuiveringsinstallaties.

Het plaatsen van zonnepanelen op meren, plassen en/of bekkens is niet nieuw en is in Nederland al toegepast op de Sekdoornse plas (een zandwinplas) in Zwolle⁵. Ook internationaal zijn een aantal voorbeelden te noemen, zoals het O'MEGA 1 project in Frankrijk in 2019 waar zonnepanelen zijn geïnstalleerd op een meer (voormalig steengroeve)⁶, zonnepanelen die op een afvalwaterzuiveringsvijver zijn geplaatst voor het Kelseyville County Waterworks in Amerika in 2018⁷, of zonnepanelen die op een drinkwater reservoir nabij Londen zijn geplaatst in opdracht van Thames Water in 2016⁸. Op de Evides-productielocatie Kralingen zijn in 2020 met de zon meedraaiende zonnepanelen op het plaatselijke bekken geplaatst⁹. Het plaatsen van de zonnepanelen op een drinkwaterreservoir kan effect hebben op de waterkwaliteit en het ecologisch functioneren van het systeem, omdat er minder licht op het water zal vallen, verdamping zal afnemen en (een deel van) de wind wordt weggenomen wat een negatief effect kan hebben op de menging. Er moet bij het ontwerp rekening worden gehouden met het feit dat voorkomen moet worden dat er een extra plek gecreëerd wordt voor vogels om op te zitten. Er zijn al extra microhabitats gemaakt waar lokale

⁵ (<https://www.groenleven.nl/zonneparken/drijvend-zonnepark-zwolle-sekdoornse-plas>)

⁶ (<https://www.euractiv.com/section/energy/news/europes-largest-floating-solar-plant-opens-in-france/>)

⁷ (<https://www.globenewswire.com/news-release/2018/09/18/1572423/0/en/Ciel-Terre-Delivers-First-California-Public-Floating-Solar-System-for-Lake-County-Special-Districts-Kelseyville-County-Waterworks-Dist-3.html>)

⁸ (<https://www.theguardian.com/environment/2016/feb/29/worlds-biggest-floating-solar-farm-power-up-outside-london>)

⁹ <https://www.evides.nl/over-evides/de-organisatie/duurzaam-ondernemen/eerste-zonnepanelen-op-water-in-rotterdam-spaarbekken>

aangroei kan plaatsvinden. De zonnepanelen geven warmte af, maar de warmte die het water bereikt door direct zonlicht is minder. Belangrijk voordeel van het plaatsen van zonnepanelen is het verhoogde rendement, enerzijds voor een optimale draaiing naar de zon en anderzijds door de verkoeling van de panelen door het water. Wat de effecten zijn van het plaatsen van zonnepanelen op bekkens is in de huidige wetenschappelijke literatuur nog weinig beschreven en lijkt ook niet onderzocht te worden in de hierboven genoemde projecten. PWN is recentelijk zelf onderzoek gestart op dit gebied met behulp van aquariumproeven (Siegers en Prest, 2019).

Warmte-koude-opslagsystemen in woonwijken nabij bekkens voor drinkwaterproductie zouden ook een effect kunnen hebben op de waterkwaliteit in het bekken. Dit lijkt voor de bekkens van PWN minder van belang omdat deze enerzijds worden begrensd door het IJsselmeer en anderzijds door het terrein van de drinkwaterzuivering van PWN zelf.



Figuur 6-1: Zonnepanelen op water, O'MEGA1 project in de Rhône vallei in zuid Frankrijk¹⁰ en bij Evides waterbedrijf in Rotterdam¹¹.

Klimaatverandering kan resulteren in grotere variaties van de rivierafvoer. Dit betekent bij lagere afvoeren, mogelijk hogere concentraties organische microverontreinigingen, NOM en andere parameters (bijv. chloride) (Sjerps et al., 2017). Ook kan er meer gesuspendeerd materiaal in de rivier aanwezig zijn indien er na een relatief droge periode ineens een grotere afvoer van rivierwater komt. Sediment zal dan opwervelen en dit kan resulteren in een verhoogde troebelheid. Bij PWN zal dit laatste effect minder belangrijk zijn, omdat het IJsselmeer erg groot is. Vanwege het peilbeheer in het IJsselmeer is de afgelopen droge zomers verzuimd brak water weg te pompen, wat tot een hogere zoutconcentratie leidde. Deze scenario's zijn echter niet nieuw en kwamen

¹⁰ (<https://www.euractiv.com/section/energy/news/europes-largest-floating-solar-plant-opens-in-france/>)

¹¹ <https://www.trouw.nl/duurzaamheid-natuur/een-nederlandse-primeur-zonnepanelen-die-drijven-en-draaien~bcb3fd59/?referrer=https%3A%2F%2Fwww.google.com%2F>

vroeger ook wel voor, maar dit kan door klimaatverandering wel frequenter gaan gebeuren. Door het selectief innemen van water (wat bij PWN hooguit gedurende een paar dagen mogelijk is) kunnen deze problemen deels worden opgelost, maar in het geval van de verhoogde zoutconcentratie werd dit ook veroorzaakt door zeewater dat via de sluizen in het IJsselmeer terecht kwam. Normaal gesproken wordt de zoutwaterbel bij de bodem teruggepompt naar de Waddenzee, maar dat heeft RWS in 2018 verzuimd. Indien de periode van te hoge zoutconcentraties te lang aanhoudt, biedt selectieve inname geen soelaas meer. Aangezien zout niet wordt verwijderd uit het bekken, maar alleen wordt verdund en hierdoor hoge concentraties worden afgevlakt, zal het moeilijk zijn om met behulp van het bekken de zoutconcentraties te reduceren. Er zal dus bijgemengd moeten worden met een andere bron, of de nageschakelde zuivering dient te worden uitgebreid om de te hoge zoutconcentraties te reduceren.

Naast het zouter worden van het IJsselmeer (wat vooral sinds 2017 zichtbaar is) zou ook het winterpeil hoger kunnen worden ten gevolge van klimaatverandering (door de zeespiegelstijging neemt de mogelijkheid om te spuien af) (Rijkswaterstaat WVL, 2019). Door deze verhoging in het winterpeil zullen de dijken van de bekkens verstevigd moeten worden. Tevens kan het aanpassen van de natuurwaarden in dit gebied ook van invloed zijn op de bedrijfsvoering van de bekkens. Indien er meer natuur gecreëerd wordt nabij de bekkens, zal bijvoorbeeld het aantal vogels en mogelijke herbesmetting ook toenemen.

Het effect van de retourstromen op de kwaliteit van het water in het bekken kan niet worden vastgesteld, omdat er geen nutriëntconcentraties (N en P) worden gemeten in de retourstromen. Het is nu onbekend wat de verhouding is in fosfaatvrucht tussen het IJsselmeer, de bodem en de retourstromen. Indien retourstromen in de toekomst kunnen worden hergebruikt (in plaats van lozing op het bekken) zou dit mogelijk de fosfaatvrucht (en gesuspendeerde stof) op het bekken kunnen verlichten. Van de andere kant blijken de fosfaatconcentraties al vrij laag te zijn, en mogelijk zelfs limiterend (Verschoor, 2019). Andere parameters in de retourstromen, zoals gesuspendeerde stoffen of ammonium, nitraat, organisch koolstof, kunnen mogelijk problematischer zijn.

Door het plaatsen van een extra voorbekken zou meer berging kunnen worden gecreëerd, zodat in het geval van een innamestop langere periodes kunnen worden overbrugd. Daarnaast wordt ook de zuiveringscapaciteit van het totale bekken vergroot. Mogelijk kan een andere systeemconfiguratie (bijv. het in-serie schakelen van de bekkens) ook nog in een kwaliteitsverbetering resulteren (afhankelijk van het beoogde doel).

Een andere mogelijke toekomstige ontwikkeling is vervanging van het bekkensysteem door oeverfiltratie. Oeverfiltratie kan een afvlakking in temperatuur, chloride en organische microverontreinigingen bewerkstelligen. Ook zouden de problemen met algen hierdoor deels ondervangen kunnen worden. In het DPWE-onderzoek "Toepassen van (kunstmatige) oeverfiltratie" wordt met behulp van een bureaustudie onderzocht of het mogelijk is om onder andere op locatie Andijk oeverfiltratie toe te passen.

In Duitsland en Zwitserland wordt momenteel al een vierde stap geïmplementeerd in de RWZI's om de concentratie organische microverontreinigingen te reduceren voordat er op het oppervlaktewater geloosd wordt. Deze vierde stap bestaat vaak uit een ozonproces gevolgd door actieve-koolfiltratie. Een nadeel van deze techniek is dat er

bromaat gevormd kan worden uit bromide tijdens het ozonisatieproces. Het implementeren van deze vierde stap zal dus enerzijds resulteren in lagere concentraties OMVs in de oppervlaktewateren (althans ten gevolge van lozing van RWZI effluent), maar ook in een verhoging van de bromaatconcentratie. Soltermann et al. (2016) hebben een extreme situatie gemodelleerd voor de situatie in Zwitserland. Er werd aangenomen dat elke afvalwaterzuivering waar ozon als vierde stap wordt geïmplementeerd 10 µg/L bromaat produceert. Dit zou betekenen dat de bromaatconcentratie in grote rivieren <0,4 µg/L omhoog zou gaan en enkele µg/L voor riviertjes waarop het aandeel geloosd afvalwater aanzienlijk groter is. Er kan geen uitspraak worden gedaan over hoe representatief deze resultaten voor de Nederlandse situatie zijn. PWN zelf doet onderzoek naar technologieën om afvalwater verder te zuiveren van microverontreinigingen, om de belasting van het IJsselmeer te beperken. Een voorbeeld hiervan is het onderzoek naar de combinatie van keramische membranen en ozonatie, in het kader van het GeOzond project.

7 Conclusies en aanbevelingen

7.1 Conclusies

Hoewel er sinds de aanleg van de PWN-bekken verschillende aanpassingen zijn doorgevoerd om de waterkwaliteit te verbeteren (bijv. verdiepen bekken, implementatie van beluchting in het bekken en fosfaatverwijdering), blijft de (periodieke) algenbloei toch het belangrijkste probleem in deze bekkens. Met name doordat algen de (nageschakelde) zuivering negatief kunnen beïnvloeden. Hierbij moet gedacht worden aan het hogere verbruik van chemicaliën, verstopping van de zeven, en de productie van toxines.

Algenbloei kan beperkt worden door limitatie van licht en nutriënten, maar ook door in te grijpen in de voedselketen (actief biologische beheer). De laatste 30 jaar is er veel aandacht geweest voor deze beheermaatregelen en hun effecten. Om dit soort biologische beheersmaatregelen toe te kunnen passen is een vergaand inzicht nodig in de visstand van het bekken, maar ook de samenstelling en abundantie van het zoö- en fytoplankton. Dit alles ontbreekt.

Het overzicht van de diverse bekkens die operationeel zijn bij de Nederlandse drinkwaterbedrijven en De Watergroep, laat grote verschillen zien in karakteristieken. Zo varieert het bekkenoppervlak van 13 tot 305 ha en de verblijftijd van 21 dagen tot 2 jaar. Dit is ook weer afhankelijk van het doel waarmee deze ontworpen zijn. Wat deze variaties voor de zuiveringscapaciteit van de bekkens betekenen en het halen van de beoogde doelen zoals vastgelegd in de ontwerpgrondslagen is op basis van de huidig beschikbare data (Evides en PWN) niet statistisch significant vast te stellen.

Wel kan uit de data-analyse van het bekkensysteem van PWN en Evides kunnen de volgende belangrijkste bevindingen worden geconcludeerd:

- Het monitoringsprogramma van Evides (1.689 parameters) is omvangrijker dan van PWN (1.400 parameters).
- Voor veel parameters zijn er duidelijk lange termijntrends en seizoenstrends;
- Broomaat lijkt toe te nemen in de Rijn; chloride lijkt ook toe te nemen in de Rijn, maar laat een wat wisselvalliger verloop zien
- Het water dat bij PWN de bekkens in wordt gepompt wordt gekenmerkt door hogere gehalten algen (chlorofyl-a), troebelingsgraad en gehalte gesuspendeerde stoffen ten opzichte van Evides. Daarentegen is het gehalte nutriënten (fosfaat en nitraat) en de microbiologische belasting (*Clostridium perfringens*, *E. coli*, en enterococci) die het bekkensysteem inkomt bij PWN over het algemeen lager dan bij Evides.
- Micro-organismen (*Giardia*, Enterococci, *E. coli*, *Cryptosporidium* en *Clostridium perfringens*) worden veel beter verwijderd in het bekkensysteem van Evides dan in de bekkens van PWN, en de gehalten daar zijn dus ook hoger;
- Organische microverontreinigingen laten geen verwijdering zien in de bekkens van PWN, maar worden wel voor een groot deel verwijderd in het bekkensysteem van Evides.

De oorzaak van deze verschillen in zuiveringscapaciteit is te verklaren door de verschillen in karakteristieken van het systeem. Zo is de verblijftijd van het bekkensysteem van Evides vele malen groter dan die van PWN, en zijn de drie bekkens van Evides in serie geschakeld, wat de afbraakprocessen sterk bevordert. Daarnaast speelt ook de kwaliteit van het ingaande water een rol.

7.2 Aanbevelingen

De bekkens besproken in hoofdstuk 3 zijn ontworpen met bepaalde ideeën en onderbouwingen gebaseerd op algemene ontwerpgrondslagen. Systeemkenmerken van de bekkens zoals verblijftijd, diepte, menging en oppervlak laten grote variaties zien. Het zou zeer interessant zijn om in vervolgonderzoek te kijken in hoeverre deze ontwerpgrondslagen daadwerkelijk worden vervuld. Een data-analyse zoals in dit rapport gedaan voor PWN en Evides zou ook gedaan kunnen worden voor alle andere bekkens die operationeel zijn in Nederland en bij De Watergroep. Door de data-analyses en systeemkenmerken in combinatie met ontwerpgrondslagen van diverse bekkens te vergelijken, kan een uitspraak gedaan worden over in hoeverre de ontwerpgrondslagen vervuld worden. Tegelijkertijd geeft zo een analyse ook meer inzicht in de werking van het systeem en waar het systeem eventueel nog geoptimaliseerd kan worden.

Vanuit zuiveringsperspectief zou het interessant zijn om te kijken in hoeverre het bekken bijdraagt aan de zuivering van bepaalde (groepen) parameters ten opzichte van de nageschakelde zuivering. Dit biedt inzicht in de zuiveringscapaciteit van het bekken en kan helpen bij de besluitvorming over het mogelijk vervangen van het bekken door bijvoorbeeld een oeverfiltratie stap (DPWE-onderzoek "Toepassen van (kunstmatige) oeverfiltratie").

Tevens zou het nuttig zijn de concentraties nutriënten (N en P) en gesuspendeerde stoffen (en wellicht ook organisch koolstof) te meten in de retourstromen (bijv. het spoelwater) naar het bekken en te vergelijken met de concentraties in het ingaande water en het slib. Op deze manier kan gekeken worden in hoeverre de retourstromen bijdragen aan deze parameters ten opzichte van het IJsselmeer en nalevering uit het slib.

Ten slotte bleek uit de data-analyse dat er wel verschillen zijn tussen het monitoringsprogramma van Evides en dat van PWN, maar dat zijn geen wezenlijke verschillen wat betreft parameters. De frequentie van het onderzoek bij PWN is beduidend lager dan bij Evides. Het is daarom moeilijk het systeem goed te begrijpen en de 0-situatie (referentie) eenduidig vast te stellen. Dit heeft tot gevolg dat het effect van bepaalde toekomstige maatregelen zeer lastig te bepalen is. Een uitgebreidere monitoringscampagne zal zorgen voor beter inzicht in de werking van het systeem. Daarbij moet gedacht worden aan bijvoorbeeld het in kaart brengen van de nutriëntgehalten in de retourstromen van het bekken, de typen algen in het bekken, en metingen over de diepte. Daarnaast kan dit mogelijk bijdragen aan een verbetering van bestaande modellen zoals PC Lake, DELWAQ en Delft-3D.

8 Referenties

Aristizabal-Ciro, C., A. M. Botero-Coy, F. J. López en G. A. Peñuela (2017). "Monitoring pharmaceuticals and personal care products in reservoir water used for drinking water supply." *Environmental Science and Pollution Research* 24(8): 7335-7347.

Bakker-Weenink, S. (1979). Visueel-ruimtelijke aspecten van de aanleg van een spaarbekken in het IJsselmeergebied. Lelystad, Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders.

Benoist, A. P., A. G. Brinkman, P. M. J. A. Diepenbeek en J. M. J. Waals (1997). BEKWAAM, een simulatiemodel voor bekkenwaterkwaliteit. *H₂O*. 30: 290-294.

Benotti, M. J. en B. J. Brownawell (2009). "Microbial degradation of pharmaceuticals in estuarine and coastal seawater." *Environmental Pollution* 157(3): 994-1002.

Bertelkamp, Ch., Hijnen, W., Siegers, W., Hofman-Caris, R., van der Leer, R. (2016), Verwijdering van pyrazool in drinkwaterzuiveringsprocessen. *H₂O online*, sept. 2016

Blaauboer, C. W. (1998). Toepassingsmogelijkheden van bioregulatie bij het WRK-III-bekken.

Blaauboer, C. W. en W. Hoogenboezem (2004). Helderheid over het bekken, Het Waterlaboratorium.

Blaauboer, C. W. en S. Wuijts (1999). Biologische beheersmaatregelen in het WRK bekken en de ontwikkeling van de waterkwaliteit in 1998. Andijk, NV Watertransportmaatschappij Rijn-Kennemerland

Bogaard, J.H. (2019). Procestecnoloog PWN, persoonlijke communicatie, 21 maart 2019.

Bonvin, F., A. M. Razmi, N. Chèvre en T. Kohn (2018). Occurrence, fate and ecotoxicological relevance of micropollutants in Vidy Bay. *Micropollutants in large lakes; from potential pollution to risk assessments*. N. Chèvre, A. Barry, F. Bonvin et al. Lausanne, Switzerland, EPFL Press: 173-211.

Brocades Zaalberg, R.W. (1985) Het ecosysteem van het IJsselmeer, opbouw en bedreigingen. Stichting Natuur en Milieu, Utrecht

Breukelaar, A. W., E. H. R. R. Lammers, J. G. P. Klein Breteler en L. Tátrai (1993). Effect van bodemomwoelende vis op de waterkwaliteit. *H₂O*. 26: 502-507.

Bruins, J. (2019) Innovatietechnoloog WLN, persoonlijke communicatie, 6 juni 2019.

Buerge, I. J., H. R. Buser, T. Poiger en M. D. Müller (2006). "Occurrence and fate of the cytostatic drugs cyclophosphamide and ifosfamide in wastewater and surface waters." *Environmental Science and Technology* 40(23): 7242-7250.

Buerge, I. J., T. Poiger, M. D. Müller en H. R. Buser (2003). "Caffeine, an anthropogenic marker for wastewater contamination of surface waters." *Environmental Science and Technology* 37(4): 691-700.

Buerge, I. J., T. Poiger, M. D. Müller en H. R. Buser (2006). "Combined sewer overflows to surface waters detected by the anthropogenic marker caffeine." *Environmental Science and Technology* 40(13): 4096-4102.

Buerge, I. J., T. Poiger, M. D. Müller en H. R. Buser (2006). "Influence of pH on the stereoselective degradation of the fungicides epoxiconazole and cyproconazole in soils." *Environmental Science and Technology* 40(17): 5443-5450.

Burger, T., Bellert, B., Hin, J. (2012). Gebiedsdossier waterwinning Andijk, Rijkswaterstaat, Ministerie van Infrastructuur en Milieu.

Buser, H. R., T. Poiger en M. D. Muller (1999). "Occurrence and environmental behavior of the chiral pharmaceutical drug ibuprofen in surface waters and in wastewater." *Environmental Science and Technology* 33(15): 2529-2535.

Carr, M. H. en K. K. Turekian (1961). "The geochemistry of cobalt." *Geochimica et Cosmochimica Acta* 23(1): 9-60.

Chèvre, N., Barry, A., Bonvin, F. et al. (2018). Micropollutants in large lakes; from potential pollution to risk assessments. Collection Environmental Engineering, Lausanne, Switzerland, EPFL Press: 173-211.

Claassen, T.H.L., Clewits, M.R.A. (1995) Actief Biologisch Beheer in de Sondelerleien: een meer met korte verblijftijd. H2O 26, 805-808

De Falco, N., F. Boano en S. Arnon (2016). Biodegradation of labile dissolved organic carbon under losing and gaining streamflow conditions simulated in a laboratory flume. *Limnology and Oceanography* 61(5): 1839-1852.

Demarteau, J.M.W., Vlietstra, S., Molenaar, T.C.M., Werkhoven, J.J.G., van Drie, H.J. (1990). IRA 448 Vlekkenplan pompstation Andijk. Intern rapport PWN.

De Hoogh, C. J., A. J. Wagenvoort, F. Jonker, J. A. Van Leerdam en A. C. Hogenboom (2006). "HPLC-DAD and Q-TOF MS techniques identify cause of Daphnia biomonitor alarms in the River Meuse." *Environmental Science and Technology* 40(8): 2678-2685.

De Watergroep (2018) Waterproductiecentrum Kluizen Van oppervlaktewater tot drinkwater. November 2018, Drukkerij Hendrix.

de Weijze, M. (1988). Verdiepen van het spaarbekken bij het drinkwaterproductiestation te Andijk. Andijk.

Dits, J. S. (1995). Raw-water softening in the Biesbosch reservoirs. *Aqua* 44(Suppl.1): 92-96.

Duncan, A. (1990). A review: limnological management and biomanipulation in the London reservoir. *Hydrobiologia* 200/201: 541 - 548.

- Eikebrokk, B., R. D. Vogt en H. Liltved (2004). NOM increase in Northern European source waters: Discussion of possible causes and impacts on coagulation/contact filtration processes. *Water Science and Technology: Water Supply*. 4: 47-54.
- Evans, C. D., D. T. Monteith en D. M. Cooper (2005). Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution* 137(1): 55-71.
- Filius W.D. (1971). DHV rapport, Verversing bekken Andijk. Archief PWN, volg nr 241382.
- Freeman, C., C. D. Evans, D. T. Monteith, B. Reynolds en N. Fenner (2001). Export of organic carbon from peat soils. *Nature* 412(6849): 785.
- Goslan, E. H., F. Gurses, J. Banks en S. A. Parsons (2006). An investigation into reservoir NOM reduction by UV photolysis and advanced oxidation processes. *Chemosphere* 65(7): 1113-1119.
- Heeroma, A., Wubbels, G., Melessen, C. (2013) Spoelwater als verantwoorde duurzame basis voor drinkwater. *H₂O-Online* 18 dec. 2013
- Helm, P. A., E. T. Howell, H. Li, T. L. Metcalfe, K. M. Chomicki en C. D. Metcalfe (2012). Influence of nearshore dynamics on the distribution of organic wastewater-associated chemicals in Lake Ontario determined using passive samplers.. *Journal of Great Lakes Research* 38(SUPPL.4): 105-115.
- Hosper, S. H., M. L. Meijer en E. Jagtman (1987). Actief biologisch beheer, nieuwe mogelijkheden bij het herstel van meren en plassen. *H₂O*. 20: 274-279.
- Huisman, L., Martijn, Th.H. (1968a) Kwaliteitsverbetering in doorstroombekkens Grondslagen Basisplannen 3. *H₂O* (1), nummer 3, pp. 64 - 71.
- Huisman, L., Martijn, Th. G. (1968b). Kwaliteitsverbetering in doorstroombekkens (slot*) Grondslagen Basisplannen 3. *H₂O* (1), nummer 4, pp. 86 - 93.
- Hofker T.J. (1970). Open buffering. *H₂O* (3) nr 17 pp 284-274.
- Hoogenboezem, W. (1993). Bekken Andijk (concept). HWL, archief PWN.
- Hoogenboezem, W. (2008). Memo: Advies m.b.t. bevissing van de bekkens te Andijk. 7 Maart 2008. Archief PWN.
- Iwaco (1987). Geohydrologisch onderzoek spaarbekken Andijk. Nr 1622, Rotterdam, Iwaco Adviesbureau voor water en milieu; archief PWN.
- Jůza, T., J. Zemanová, M. Tušer, Z. Sajdlová, R. Baran, M. Vašek, D. Ricard, P. Blabolil, A. J. Wagenvoort, H. A. M. Ketelaars en J. Kubečka (2016). Pelagic occurrence and diet of invasive round goby *Neogobius melanostomus* (Actinopterygii, Gobiidae) juveniles in deep well-mixed European reservoirs. *Hydrobiologia* 768(1): 197-209.
- Jůza, T., P. Blabolil, R. Baran, D. Bartoň, M. Čech, V. Drašík, J. Frouzová, M. Holubová, H. A. M. Ketelaars, L. Kočvara, J. Kubečka, M. Muška, M. Prchalová, M. Říha, Z. Sajdlová, M. Šmejkal, M. Tušer, M. Vašek, L. Vejřík, I. Vejříková, A. J. Wagenvoort, J. Žák en J. Peterka

- (2018). Collapse of the native ruffe (*Gymnocephalus cernua*) population in the Biesbosch lakes (the Netherlands) owing to round goby (*Neogobius melanostomus*) invasion. *Biological Invasions* 20(6): 1523-1535.
- Ketelaars, H. A. M., A. M. J. P. Kuijpers en L. W. C. A. Van Breemen (1992). "Temporal and spatial distribution of chironomid larvae and oligochaetes in two Dutch storage reservoirs." *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 26(2-4): 361-369.
- Ketelaars, H. A. M. en L. W. C. A. Van Breemen (1993). The invasion of the predatory cladoceran *Bythotrephes longimanus* Leydig and its influence on the plankton communities in the Biesbosch reservoirs. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 1168-1175.
- Ketelaars, H. A. M. (1994). Ursachen von Geruchs- und Geschmacksproblemen in der Trinkwasserversorgung und ihre Lösung: Eine Übersicht. *Die Biologie der Trinkwasserversorgung aus Talsperren*. ATT Information. De Lier, Academic Book Centre: 133-153.
- Ketelaars, H. A. M. en J. H. Ebbeng (1994). Ursachen und Bekämpfung der Geruchs- und Geschmacksprobleme beim Speicherbeckenverband Brabantse Biesbosch. *ATT Information*, Academic Book Centre, De Lier: 155-169.
- Ketelaars, H. A. M., J. Volz en W. F. B. Julich (1994). Biological and ecotoxicological monitoring of the rivers Rhine and Meuse by the drinking water industry. *Water Science and Technology* 29(3): 249-251.
- Ketelaars, H. A. M. en A. J. Wagenvoort (1995). Control of *Dreissena* biofouling by the Water Storage Corporation Brabantse Biesbosch. *Aqua* 44(Suppl.1): 97-101.
- Ketelaars, H. A. M., A. J. Wagenvoort, R. F. Herbst, P. A. W. van der Salm en G. A. J. de Jonge-Pinkster (1995). Life history characteristics and distribution of *Bythotrephes longimanus* Leydig (Crustacea, Onychopoda) in the Biesbosch reservoirs. *Hydrobiologia* 307(1-3): 239-251.
- Ketelaars, H. A. M., G. Medema, L. W. C. A. Van Breemen, D. Van Der Kooij, P. J. Nobel en P. Nuhn (1995). Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in the River Meuse and removal in the Biesbosch reservoirs. *Aqua* 44(Suppl. 1): 108-111.
- Ketelaars, H. A. M., M. Klinge, A. J. Wagenvoort, J. Kampen en S. M. A. Vernooij (1998). Estimate of the amount of 0+ fish pumped into a storage reservoir and indications of the ecological consequences. *International Review of Hydrobiology* 83(SPEC. ISS.): 549-558.
- Ketelaars, H. A. M., F. E. Lambregts-van De Clundert, C. J. Carpentier, A. J. Wagenvoort en W. Hoogenboezem (1999). Ecological effects of the mass occurrence of the Ponto-Caspian invader, *Hemimysis anomala* G.O. Sars, 1907 (Crustacea: Mysidacea), in a freshwater storage reservoir in the Netherlands, with notes on its autecology and new records. *Hydrobiologia* 394: 233-248.
- Keupers, I., Vanysacker, L., Verdickt, L. (2020) Spaarbekkens De Blankaart en Kluizen. Presentatie mini – symposium bekkens bij KWR Watercycle Research Institute op 21 januari 2020, Nieuwegein.
- Klinge, M. (1993). Indicatieve opname van de visstand in twee bekkens bij Andijk. Deventer, Witteveen en Bos.

Knoppert, P. L., J. J. Rook, T. Hofker en G. Oskam (1970). Reservoir management techniques for quality water at Rotterdam. *Journal / American Water Works Association* 62(6): 335-339.

Knoppert, P.L. (1973). Het spaarbekkenproject "Brabantse Biesbosch", *H₂O* (6), nr. 2, 31-43

Knoppert, P. L. (1974). Spaarbekkensi in de Brabantse Biesbosch. Noord-Brabant, Waterwinningbedrijf Brabantse Biesbosch.

Knoppert, P. L. en E. G. H. Vreedenburgh (1979). Kenmerken van oppervlaktewaterwinning. *H₂O, KNW*. 13: 330-342.

Kools, R. J. E. en P. H. Schouten (2003). Advies chemicalien waterwinstation Prinses Juliana. Rotterdam, Witteveen en Bos.

Kubecka, J., J. Seda, A. Dunca, J. Matena, H. A. M. Ketelaars en P. Visser (1998). "Composition and biomass of the fish stocks in various European reservoirs and ecological consequences." *International Review of Hydrobiology* 83: 559-568.

Löffler, D., J. Römbke, M. Meller en T. A. Ternes (2005). Environmental fate of pharmaceuticals in water/sediment systems. *Environmental Science and Technology* 39(14): 5209-5218.

Lucassen, E., H. Castelijns, A. Wagenvoort en A. Smolders (2008). Oorzaken en oplossing interne eutrofiëring in spaarbekken De Braakman. *H₂O, KNW*: 33-36.

Lucassen, E., Smolders, A., Wagenvoort, A., Castelijns, H., Ketelaars, H. (2018); Quaggamosselen verlagen de ecologische stabiliteit in de Biesboschbekkens; *H₂O* online, 22 jan. 2018

Majewsky, M., C. B. G. Cavalcanti, C. P. Cavalcanti, H. Horn, F. H. Frimmel en G. Abbt-Braun (2014). Estimating the trend of micropollutants in lakes as decision-making support in IWRM: a case study in Lake Paranoá, Brazil. *Environmental Earth Sciences* 72(12): 4891-4900.

Martijn, Th. G. (1967) Afvoercharacteristieken van de Maas in verband met voorraadvorming. Grondslagen basisplannen 2. *Water* 51, 22, 409 en 23, 423

Martijn, Th. G. (1968c) Kwaliteitsverbetering in spaarbekken Grondslagen Basisplannen 5. *H₂O* (1), nummers 21 en 25, pp. 2 - 16.

Martijn, Th. G. (1968) Kwaliteitsverbetering in spaarbekken Grondslagen Basisplannen 5. Overdruk uit *H₂O*, eerste jaargang, nummers 21 en 25.

Medema, G.J. (1999) *Cryptosporidium* and *Giardia*: new challenges to the water industry. Proefschrift Universiteit Utrecht.

Medema, G., H. Ketelaars, W. Hoogenboezem en J. Schijven (2000). *Cryptosporidium* en *Giardia*: het probleem, de oorzaken en de beheersing. *H₂O*. Den Haag, KNW Waternetwerk. 23: 31-34.

- Meijer, M. L., A. J. P. Raat en R. W. Doef (1988). Actief biologisch beheer als herstel maatregel voor de Bleiswijkse Zoom: eerste resultaten. *H₂O*. 21: 344-348.
- Meulenberg, E. P. en M. Kreileman (1999). Het voorkmoen van microcystines in IJsselmeerwater en in het bekken van het waterwinstation Prinses Juliana en de verwijdering ervan tijdens het zuiveringsproces. Nijmegen, ELTI Support.
- Monteith, D. T., J. L. Stoddard, C. D. Evans, H. A. De Wit, M. Forsius, T. Høgåsen, A. Wilander, B. L. Skjelkvåle, D. S. Jeffries, J. Vuorenmaa, B. Keller, J. Kopécek en J. Vesely (2007). Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 450(7169): 537-540.
- Oskam, G. (1977). Light and zooplankton as algae regulating factors in eutrophic Biesbosch reservoirs. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 20: 1612-1618.
- Oskam, G. (1979) Berging van oppervlaktewater in open bekkens. Voordracht gehouden tijdens de 31^e Vakantie cursus in Drinkwatervoorziening 'Drinkwater in breder verband', die op 11 en 12 januari 1979 te Delft werd gehouden.
- Oskam, G. (1980). Berging van oppervlaktewater in open bekkens. *H₂O, KNW*. 13: 189-197.
- Oskam, G. (1982). Quality aspects of the Biesbosch Reservoirs. *Aqua* 6: 449-504.
- Oskam, G. (1983). Microbiologische processen in spaarbekken. *H₂O, KNW*. 16: 150-155.
- Oskam, G. (1995). Main principles of water-quality improvement in reservoirs. *Aqua* 44(Suppl.1): 23-29.
- Otte, A.J., van der Velde, R.T. (1995) Modelstudie naar de effecten van algenreducerende maatregelen in mengbekken 'De Punt'. *H₂O* (28), nr. 24, pp. 726 - 730.
- Palsma, A. J. en M. A. Meerkerk (1998). Waterkwaliteitsverandering tijdens passage van bekkens; inventarisatie van kennis(behoefte). Nieuwegein, VEWIN/KIWA Onderzoek en advies.
- Putto, G. W. (1967). Kwaliteitseisen voor drinkwater uit oppervlaktewater; Grondslagen Basisplannen 4.
- PWN, 1987. Analyses bodemonsters van 13 augustus 1987 en december 1987. Uit archief van PWN.
- Rehman, U., Audenaert, W. (2019) Geavanceerde CFD modellering van mengbekken PS De Punt. AM Team Advanced Modeeling for process optimisation. In opdracht van WLN en Waterbedrijf Groningen (projectnummer k.18.u1769).
- Rijkswaterstaat WVL (2019) Beleidsaanbevelingen voor het langetermijn peilbeheer in het IJsselmeergebied. Eindrapport Integrale Studie Waterveiligheid en Peilbeheer IJsselmeergebied.

- Royal Haskoning-DHV (2013) Innamestrategie Spaarbekken Brabantse Biesbosch Kwaliteitsverbetering door selectieve inname Deelrapport 1 Grondslagen ontwerp, BC2792-101-100, WT-DW20130084, versie 1.0
- Scheffens, M. (1988). Actief biologisch beheer; dweilen met de kraan open? Een minimodel. *H₂O*. 21.
- Schoenmaker, J.J.N. (2019) Asset Engineer, persoonlijke communities, 21 maart 2019.
- Scholte, P. (2019) Senior onderzoeker watertechnologie Waternet, persoonlijke communicatie 16 december 2019.
- Siegers, W.G., Prest, E. (2019) Onderzoek naar de fytoplankton dynamiek in de bekkens van PWN. KWR 2019.057
- Sjerps, R.M.A., ter Laak, T.L., Zwolsman, G.J.J.G. (2017) Projected impact of climate change and chemical emissions on the water quality of the European rivers Rhine and Meuse: A drinking water perspective. *Science of the Total Environment*, vol. 601-602, pp. 1682 – 1694.
- Smit, M.J. (1995) Oppervlaktewaterbedrijf 'De Punt'. Voordracht uit de 47^e Vakantiecursus in Drinkwatervoorziening 'Bouwen voor de 21^e eeuw' gehouden op 6 januari 1995 aan de TU Delft.
- Smits, F. (2019) Hydroloog Waternet, persoonlijke communicatie 16 december 2019.
- Soczó, E.R. (1980) Selectieve inname van water in de Biesbosch-bekken op grond van het ammoniumgehalte, *H₂O* (13), nr. 26
- Styszko, K. (2016). Sorption of emerging organic micropollutants onto fine sediments in a water supply dam reservoir, Poland. *Journal of Soils and Sediments* 16(2): 677-686.
- SW0004307, archief PWN. Interim rapport: Drinkwater uit het IJsselmeer. Ir. M. Klasema, 1970.
- SW0004907, archief PWN. Waterstaatkundige werken en waterkwaliteit in het IJsselmeer gebied. Band 1 Hoofdnota en samenvatting. Notanr 286. 1976
- Thames Water (2020) <https://www.thameswater.co.uk/sitecore/content/The-Water-Cycle/Accessible/The-water-treatment-process> geraadpleegd op 14 januari 2020
- Tixier, C., H. P. Singer, S. Oellers en S. R. Müller (2003). "Occurrence and fate of carbamazepine, clofibric acid, diclofenac, ibuprofen, ketoprofen, and naproxen in surface waters." *Environmental Science and Technology* 37(6): 1061-1068.
- Tubbing, G.M.J., Groeneveld, M.W., Blaauboer, C.W. (1998) Eutrofiëringbestrijding in het bekken van het Waterwinstation "Prinses Juliana" te Andijk. N.V. Watertransportmaatschappij Rijn-Kennemerland WRK.
- Van Arendonk, C.J.W.M., van Megen, J.G.W. (1997). Waterproductiebedrijf Heel. De projectorganisatie, *H₂O* (30), nr. 17

- Van Breemen, L. W. C. A., H. A. M. Ketelaars, P. Visser en J. H. Ebbeng (1991). A new method to control growth of geosmin producing benthic cyanobacteria. Verh. Internat. Verein. Limnol., Stuttgart. 24: 2168-2173.
- Van Breemen, L. W. C. A., J. S. Dits en H. A. M. Ketelaars (1992). Production and reduction of geosmin and 2-methylisoborneol during storage of river water in deep reservoirs. Water Science and Technology 25(2): 233-240.
- Van Breemen, L. W. C. A. en H. A. M. Ketelaars (1995). The influence of artificial mixing and other factors on algal biomass in the Biesbosch reservoirs. Aqua 44(Suppl. 1): 65-71.
- Van Breemen, L. W. C. A., H. A. M. Ketelaars, W. Hoogenboezem en G. Medema (1998). Storage reservoirs - A first barrier for pathogenic micro-organisms in the Netherlands. Water Science and Technology 37(2): 253-260.
- Van der Burg L. (1971), Het spaarbekkenrapport. H₂O (4), 1971, nr 26
- Van der Neut, R. (2018) Drinkwatertechnoloog PWN, persoonlijke communicatie 3 december 2018
- Van der Toorn, A. (2013). Innamestrategie Spaarbekken Brabantse Biesbosch; Deelrapport 1 Grondslagen ontwerp, Royal Haskoning DHV.
- Van der Vlugt, J.C., Zoeteman, C.J., Piet, G.J., Schippers, J.C., van der Burg, L. (1973), Plankton en reukstoffen in het spaarbekken "De Grote Rug" in 1971; H₂O, 6 (17), 439 - 444
- Van der Vlugt, J. C. en T. Aldenberg (1982). Optreden en beperking van algengroei. H₂O
- Van Diepenbeek, P.M.J.A. (2019), specialist hydrologie WML, persoonlijke communicatie, 5 juni 2019
- Van Diepenbeek, P.M.J.A., Wagenvoort, A. (2020) Spaarbekken "De Lange Vlieter" 20 jaar ervaring. Presentatie mini - symposium bekkens bij KWR Watercycle Research Institute op 21 januari 2020, Nieuwegein.
- Van Duist, H. (2018), beleidsonderzoeker PWN, persoonlijke communicatie, 10 oktober 2018.
- Van Ledden, M., van der Laan, T., Juhász-Holterman, M., Kessels, W. (2006). Geen aanslibbing meer in spaarbekken de Lange Vlieter, H₂O, 17.
- Verdel, J.D., Stroet, R., Moonen, H., van Diepenbeek, P., Engels, P. (2017) Quaggamossel belemmert kunstmatige infiltratie bij WML. Water Matters, pp. 24 - 27
- Verdickt, L. Process Engineer, De Watergroep. Persoonlijke communicatie, 6 juni 2019.
- Verhiest, G., Fyto, S. (2010) Onkruidbestrijding in mais. Landbouw en Techniek 9, pp. 4-7.
- Verschoor, A. (2019); Effecten van invasieve schelpdieren op drinkwaterproductie en - distributie. BTO 2019.046 Verkennend Onderzoek - Trend alert; KWR Watercycle Research Institute.

- Verstijnen, Y. J. M., E. C. H. E. T. Lucassen, M. van der Gaag, A. J. Wagenvoort, H. Castelijn, H. A. M. Ketelaars, G. van der Velde en A. J. P. Smolders (2019). Trophic relationships in Dutch reservoirs recently invaded by ponto-caspian species: Insights from fish trends and stable isotope analysis. *Aquatic Invasions* 14(2): 280-298.
- Verstijnen, Y., Lucassen, E., Smolders, F., Wagenvoort, A., Ketelaars, H. (2019); De invloed van de invasieve Quaggamossel en Zwartbekgrondel op het voedselweb in de Biesboschspaarbekkens; H₂O online, 12 dec. 2019
- Vieno, N.M., Tuhkanen, T., Kronberg, L. (2005) Seasonal Variation in the Occurrence of Pharmaceuticals in Effluents from a Sewage Treatment Plant and in the Recipient Water. *Environ. Sci. Technol.*, 39, pp. 8220 - 8226.
- Visser, P. M., H. A. M. Ketelaars en L. R. Mur (1995). Reduced growth of the cyanobacterium *Microcystis* in an artificially mixed lake and reservoir. *Water Science and Technology* 32(4): 53-54.
- Visser, P. M., H. A. M. Ketelaars, L. W. C. A. Van Breemen en L. R. Mur (1996). "Diurnal buoyancy changes of *Microcystis* in an artificially mixed storage reservoir." *Hydrobiologia* 331(1-3): 131-141.
- Vlasblom, W.J. (1973) IR 006 Rapport Spaarbekken Andijk, Meng- of verdringingsbekken? Intern rapport PWN.
- Volz, J. (1995). Reservoirs and nature - a contradiction? *Aqua* 44(Suppl. 1): 30-34.
- Volz, J., H. Ketelaars en A. Wagenvoort (2002). 50 jaar Maaswaterkwaliteit - een overzicht. H₂O, KNW: 21-26.
- Vrakking, R. P. C. en M. G. J. Grimbergen (1982). Hydrobiologisch onderzoek pompstation Andijk 1981. Andijk, P.W.N.
- Vreedenburgh, E.G.H. (1985) Spaarbekkens nu en in de toekomst. Voordracht uit de 37^e vakantiecursus in drinkwatervoorziening 'Bedrijfsmatige aspecten van winning en zuivering, gehouden op 10 en 11 januari 1985 aan de TH Delft
- Vreedenburgh, E.G.H., van Zanten, Y.A. (1991) De gevolgen van de te zoute Rijn. Voordracht uit de 43^e vakantiecursus in drinkwatervoorziening "Technische maatregelen voor kwaliteitszorg voor grondstof en eindproduct" gehouden op 10 en 11 januari 1991 aan de TU Delft.
- Wagenvoort, A., Ketelaars, H., van Diepenbeek, P., Engels, P. (2003) Limnologie van het nu nog heldere spaarbekken De Lange Vlieter. H₂O, 13, pp. 26 - 29
- Wagenvoort, A. en B. Schaaf (2006). Referentiekader productieregio Petrusplaat. Goes, AqWa Ecologisch Advies, Evides Waterbedrijf N.V.
- Wagenvoort, A. (2020) persoonlijke communicatie, AqWa Ecologisch Advies.
- Werkgroep "Optimalisatie waterkwaliteit WRK-III", Het aanpassen van de WRK-III, voor de Directie van de N.V. Watertransportmaatschappij Rijn-Kennemerland, December 1988.
- Wessel, A. (2019) Procestecnoloog Evides, persoonlijke communicatie, 18 april 2019.

Westrell, T., P. Teunis, H. van den Berg, W. Lodder, H. Ketelaars, T. A. Stenström en A. M. de Roda Husman (2006). "Short- and long-term variations of norovirus concentrations in the Meuse river during a 2-year study period." *Water Research* 40(14): 2613-2620.

Wikipedia (2020) https://nl.wikipedia.org/wiki/Antwerpse_Waterwerken geraadpleegd op 14 januari 2020.

Witteveen en Bos (1996): Definitiestudie Andijk, notitie biogene ontharding. Eigendom PWN.

Worrall, F., R. Harriman, C. D. Evans, C. D. Watts, J. Adamson, C. Neal, E. Tipping, T. Burt, I. Grieve, D. Monteith, P. S. Naden, T. Nisbet, B. Reynolds en P. Stevens (2004). "Trends in dissolved organic carbon in UK rivers and lakes." *Biogeochemistry* 70(3): 369-402.

WRK-III, W. o. w. (1988). Het analysebekken van de WRK-III; aanpassen bedrijfsinlaat WRK-III, Waterwinstation Prinses Juliana.

Wuijts, S. (1997) Notitie: Toepassingsmogelijkheden van Bioregulatie bij het WRK-III-bekken. Een nadere uitwerking van maatregelen van fysisch/biologische aard om een verbetering van de ingenomen waterkwaliteit te bewerkstelligen.

Wuijts S., G. Bolier, B. van der Veer, Y.A. van Zanten (1993). Algendynamica in een ondiep en een diep gemengd innamebekken voor de drinkwaterbereiding. Concept Artikel H₂O.

Wuijts S., G. Bolier, B. van der Veer, Y.A. van Zanten (1995). Dynamica van algen en nutriënten in een diep en een ondiep spaarbekken voor de bereiding van drinkwater. H₂O (28) 1995, nr 7.

Zwaagstra, J. (1974). Proeven met betrekking tot algenbestrijding in slibkanalen. Andijk 1973. Andijk, P.W.N.

Zwaagstra, J. (1976). Hydrobiologisch onderzoek Andijk 1975. Andijk, P.W.N.

Zwaagstra, J. (1981). Hydrobiologisch onderzoek in 1980, P.W.N.

Bijlage I De verwijdering van organische microverontreinigingen (geneesmiddelen) in bekkens

Bekken zijn oorspronkelijk vaak niet ontworpen voor het verwijderen van organische microverontreinigingen (OMVs), maar voor sommige OMVs resulteert passage van een bekken wel degelijk in een afname van de concentratie. Naast de mogelijkheid om OMVs te verwijderen in het bekken, bestaat ook de mogelijkheid om selectief in te nemen in periodes met lagere OMV-gehalten, maar dit is afhankelijk van het type bekken dat is toegepast.

Aristizabal-Ciro et al. (2017) hebben onderzoek gedaan in twee reservoirs: la Fe en Rio Grande. Beide reservoirs worden voor drinkwater gebruikt. De auteurs hebben vooral gekeken naar ibuprofen, diclofenac, carbamazepine en clofibrinezuur. Coagulatie/flocculatie bleek ineffectief om dergelijke verbindingen te verwijderen. Alleen methylparabeen en ibuprofen complexeren waarschijnlijk met humuszuren, wat bij het optreden van stratificatie leidt tot concentratieverschillen over de diepte. Majewsky, Cavalcanti et al. (2014) bestudeerden de vracht OMVs in meren als functie van de populatie. Zij constateerden dat acesulfaam, sucralose, carbamazepine, iopromide en iohexal slecht biodegradeerbaar zijn, en nauwelijks adsorberen op natuurlijk sediment. Dit laatste is voor carbamazepine in overeenstemming met de resultaten van Aristizabal-Ciro, Botero-Coy et al. (2017). Ook fotolyse bleek geen effect te hebben op de concentraties van deze verbindingen. Dit wordt bevestigd door het onderzoek van Tixier et al. (2003) en Löffler et al. (2005). Het metabooliet 10,11-dihydroxycarbamazepine werd tot een bepaalde concentratie afgebroken in oppervlaktewater, maar daarna stakte de biodegradatie. Het was in dit onderzoek niet duidelijk of dit veroorzaakt werd doordat er een bepaalde minimumconcentratie nodig is om afbraak te verkrijgen, of dat de benodigde micro-organismen niet genoeg voedingsstoffen ter beschikking hadden.

Om het effect van adsorptie aan sediment te kunnen vaststellen heeft Styszko (2016) adsorptie-isothermen gemeten van OMVs. Afgezien van de eigenschappen van de OMVs spelen hierbij ook de eigenschappen van het sediment een belangrijke rol. Alle OMVs hadden de hoogste affiniteit met sediment met het hoogste gehalte organisch koolstof en klei. Dit was afkomstig uit het diepste deel van het reservoir, dicht bij de waterinlaat in dit onderzoek. De fractie OMVs die wordt geadsorbeerd neemt af met toenemend gehalte poriewater. Toch trad significante adsorptie eigenlijk alleen op bij triclosan, en bleven de andere OMVs in dit onderzoek voornamelijk in oplossing.

Helm et al. (2012) bestudeerden de concentraties van OMVs met behulp van passieve samplers. Met behulp van het nitraatgehalte en de geleidbaarheid werden stromingen in kaart gebracht. Hierbij bleek dat stromingen ervoor zorgen dat componenten uit RWZI-effluent in een bekken worden verspreid. De auteurs hebben gekeken naar gemfibrozil, cafeïne, musks, triclosan, citalopram, venlafaxine, O-desmethylvenlafaxine, ibuprofen, gemfibrozil, carbamazepine en trimethoprim.

Ibuprofen en cafeïne kunnen biologisch goed worden afgebroken, wat gebeurt in een RWZI, maar ook in een bekken. Volgens Buerge et al. (2003) kan cafeïne worden gebruikt als indicator voor de aanwezigheid van RWZI-effluent. Hoewel deze stof voor 81-99,9% wordt afgebroken in een RWZI, komt de stof in dermate hoge concentraties voor in afvalwater, dat ze toch als indicator in oppervlaktewater kan worden gebruikt.

Voor sommige stoffen speelt biodegradatie een belangrijke rol. De Falco et al. (2016) namen natriumbenzoaat als modelstof voor dit type afbraak. De stroming over de biofilm die hiervoor verantwoordelijk is speelt hierbij een belangrijke rol. Labiel DOC is in dit onderzoek gedefinieerd als DOC dat in minder dan twee weken kan worden afgebroken. Een biofilm op een oppervlak bleek meer verwijdering te geven dan een homogeen verdeelde biofilm. Biodegradatie van 19 geneesmiddelen in oppervlaktewater werd bestudeerd door Benotti en Brownawell (2009). De onderzochte verbindingen lieten bij een deeltjesconcentratie van 1 mg/ml geen significante adsorptie zien. De snelheid van biodegradatie was meestal vergelijkbaar met wat in een RWZI wordt gemeten, al leken geneesmiddelen over het algemeen slechter te worden afgebroken dan andere OMVs. Waarschijnlijk heeft dit te maken met het feit dat geneesmiddelen alleen effectief kunnen zijn als ze redelijk stabiel zijn in het (menselijk) lichaam. Een overzicht van de halfwaardetijden is gegeven in Tabel 8-1.

Tabel 8-1: halfwaardetijden van OMV's in oppervlaktewater (Benotti en Brownawell 2009)

Component	Halfwaardetijd (dagen)	opmerking	Ref.
Nicotine	0,68- 9,7		(Benotti en Brownawell 2009)
Acetaminofen	1,2 - 11		(Benotti en Brownawell 2009)
Fluoxetine	5,9 - 9,8		(Benotti en Brownawell 2009)
Diltazem	5,5 - 36		(Benotti en Brownawell 2009)
Nifedipine	5,7 - 6,3, >100	Afhankelijk van monster	(Benotti en Brownawell 2009)
Caffeïne	3,5 - 13, >100	Afhankelijk van monster	(Benotti en Brownawell 2009)
Ketoprofen	10-40		(Benotti en Brownawell 2009)
Warfarin	10-40		(Benotti en Brownawell 2009)
Codeïne	10-40		(Benotti en Brownawell 2009)
Paraxanthine	10-40		(Benotti en Brownawell 2009)
Hydrocodon	10-40		(Benotti en Brownawell 2009)
Cimetidine	10-40		(Benotti en Brownawell 2009)
Ranitidine	10-40		(Benotti en Brownawell 2009)
Salbutamol	>40		(Benotti en Brownawell 2009)
Antipyrine	>40		(Benotti en Brownawell 2009)
Cotinine	>40		(Benotti en Brownawell 2009)
Sulfamethoxazol	>40		(Benotti en Brownawell 2009)
Carbamazepine	>40		(Benotti en Brownawell 2009)
trimethoprim	>40		(Benotti en Brownawell 2009)
ibuprofen	32		(Tixier, Singer et al. 2003)
Ibuprofen	10	In water met sediment	(Löffler, Römbke et al. 2005)
Carbamazepine	63		(Tixier, Singer et al. 2003)
Carbamazepine	47	In water met sediment	(Löffler, Römbke et al. 2005)

Ibuprofen	7	1 enantiomeer in licht	(Buser, Poiger et al. 1999)
Caffeïne	120	biodegradatie	(Buerge, Poiger et al. 2003, Buerge, Buser et al. 2006, Buerge, Poiger et al. 2006)
Caffeïne	3,5 - >100	biodegradatie	(Benotti en Brownawell 2009)
Caffeïne	13	fotolyse	(Buerge, Poiger et al. 2003, Buerge, Buser et al. 2006)
Cyproconazol	5-223		(Buerge, Poiger et al. 2006)
Epxiconazol	78-184	bij lage pH	(Buerge, Poiger et al. 2006)
Cyclofosfamide	80	in donker	(Buerge, Buser et al. 2006)
Cyclofosfamide	400-800	< 10°C	(Buerge, Buser et al. 2006)
Ifosfamide	10-20 jaar	< 10°C	(Buerge, Buser et al. 2006)
Ivermetctin	15		(Löffler, Römbke et al. 2005)
Oxazepam	54		(Löffler, Römbke et al. 2005)

In de literatuur (Buerge et al. 2006) en (Buser et al. 1999) wordt ook gewezen op het belang van enantiomeren in de afbraak van OMVs. Ook de pH speelt hierin een rol. Zo blijkt in alkalische en lichtzure milieus de afbraak van epoxiconazol duidelijk enantiospecifiek te zijn, terwijl dat bij lagere pH niet het geval is. Ook het type bodem blijkt een rol te spelen, zeker bij de afbraak van de vier stereoisomeren van cyproconazol. Bij cyproconazol zijn stereoselectieve mechanismen bij de afbraak van epimeren afhankelijk van de pH, maar enantiospecifieke mechanismen juist niet. Micro-organismen en enzymen spelen hierbij een rol. Ook bij de afbraak van Ibuprofen blijken enantiomeren een belangrijke rol te spelen. Het S-enantiomeer komt in water het meeste voor als gevolg van het menselijk metabolisme, maar juist dit enantiomeer wordt het snelste afgebroken in oppervlaktewater.

Fotolyse blijkt een belangrijk mechanisme te zijn voor de afbraak van diclofenac in oppervlaktewater, maar clofibrinezuur wordt nauwelijks afgebroken. Cyclofosfamide en ifosfamide worden niet verwijderd via verdamping, adsorptie en directe fotolyse. In het donker vindt wel afbraak plaats, maar traag, waarbij de temperatuur ook nog een belangrijke rol speelt. Ketoprofen en naproxen blijken via biodegradatie en fotolyse te kunnen worden afgebroken in oppervlaktewater (Tixier et al. 2003).

Bij ivermectine en oxazepam speelt het sediment een belangrijke rol in de afbraak. Ivermetctine is matig afbreekbaar, waardoor er waarschijnlijk ophoping plaatsvindt in het sediment (Löffler et al. 2005). Oxazepam wordt door het menselijk metabolisme snel gevormd uit diazepam, maar in het milieu vindt deze omzetting nauwelijks plaats. Oxazepam kan slecht geadsorbeerd worden op sediment en wordt slecht afgebroken. Iopromide is matig resistent en wordt in minstens vier transformatieproducten omgezet in oppervlaktewater.

Bijlage II Meest gemeten parameters

Tabel 8-2: Meest gemeten parameters bij PWN. Aantal meetwaarden per meetlocatie en parameter.

Parameter		IJM-PWN	IJM-PWN-DIJK	PAN-PO-INFL	PAN-TK	PPJ-SB1	PPJ-SB2	PPJ-SB3	PPJ-TK	Totaal
temperatuur		63812	232	26941	23810	18	15	249	25394	
zuurgraad	ANORG	717		757	729	4	3	4	706	2920
calcium	METALEN	718		754	731				653	2856
magnesium	METALEN	719		724	733				621	2797
totale hardheid	ANORG	714		724	731				619	2788
geleidingsvermogen	ANORG	673		726	734				621	2754
waterstofcarbonaat	ANORG	762	30	721	731				185	2429
carbonaat	ANORG	715		722	735				179	2351
uv-extinctie	ANORG	716		722	729				179	2346
koolstofdioxide	ANORG	159		763	690				720	2332
zuurgraad berekend actuele temp	ANORG	711		696	724				173	2304
gesuspendeerde stoffen	ANORG	529		535	541				528	2133
zuurstof	ANORG	177		435	608				441	1661
coli	MICRO	186		647		10	9	9	712	1573
cyanophyceae-pigment	HYDRO	239	17	734	5				525	1520
chlorophyceae-pigment	HYDRO	155		18	594				727	1494
cryptophyceae-pigment	HYDRO	154		18	591				726	1489
bacillariophyceae-pigment	HYDRO	154		18	590				726	1488
	HYDRO	153		18	589				726	1486

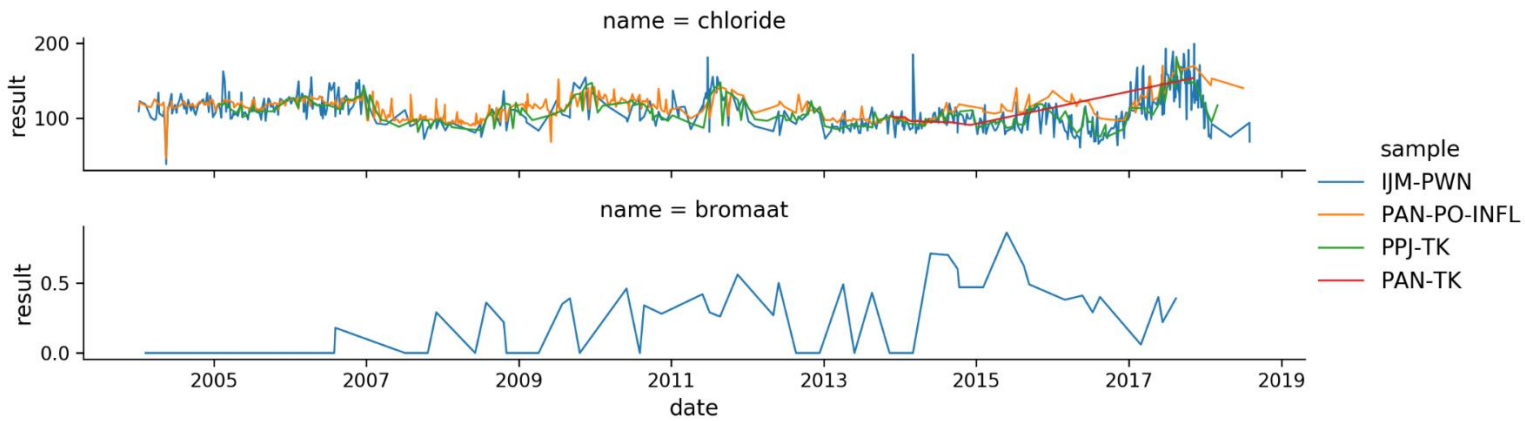
zuurstofverzadiging	ANORG	177		605		4	3	4	688	1481
clostridia, sporen so3-reduc.	MICRO	190		733	3				521	1447
verzadigingsindex	ANORG	589		93	725					1407
natrium	METALEN	248		342	737				55	1382
calcium (ug/l)	MICRO	340		346	345				342	1373
magnesium (ug/l)	METALEN	340		346	345				342	1373
enterococcen	MICRO	239	18	715					368	1340
ammonium	ANORG	182		778	159				172	1291
chloride	ANORG	569		485	7				177	1238
dreissena-larven	HYDRO	301		295	354			6	246	1202
verzadigingsindex berekend	ANORG	527		93	539					1159
enterococcen-b	MICRO	172	14	686					239	1111
troebelingsgraad	ANORG	281		184					612	1077
clostridium perfringens	MICRO	117		382	2				521	1022
rotifera	HYDRO	178		168	353			6	244	949
dierlijke organismen, diversen	HYDRO	177		168	354			6	244	949
testaceae	HYDRO	176		167	354			6	245	948
dierlijke organismen, totaal	HYDRO	176		168	354			6	244	948
ostracoda	HYDRO	175		168	354			6	244	947
hydrachnellae	HYDRO	177		168	352			6	244	947
oligochaeta	HYDRO	178		165	353			6	245	947
cladocera	HYDRO	176		168	352			6	244	946
chironomidae	HYDRO	178		166	351			6	244	945
turbellaria	HYDRO	176		168	353			6	241	944
hydrachnellae-larven	HYDRO	176		167	350			6	243	942
calanoida	HYDRO	178		168	347			6	242	941
cyclopoida	HYDRO	176		168	348			5	244	941
gastrotricha	HYDRO	176		168	349			6	242	941
tardigrada	HYDRO	176		165	349			6	243	939

Tabel 8-3: Meest gemeten parameters bij Evides. Aantal meetwaarden per meetlocatie en parameter.

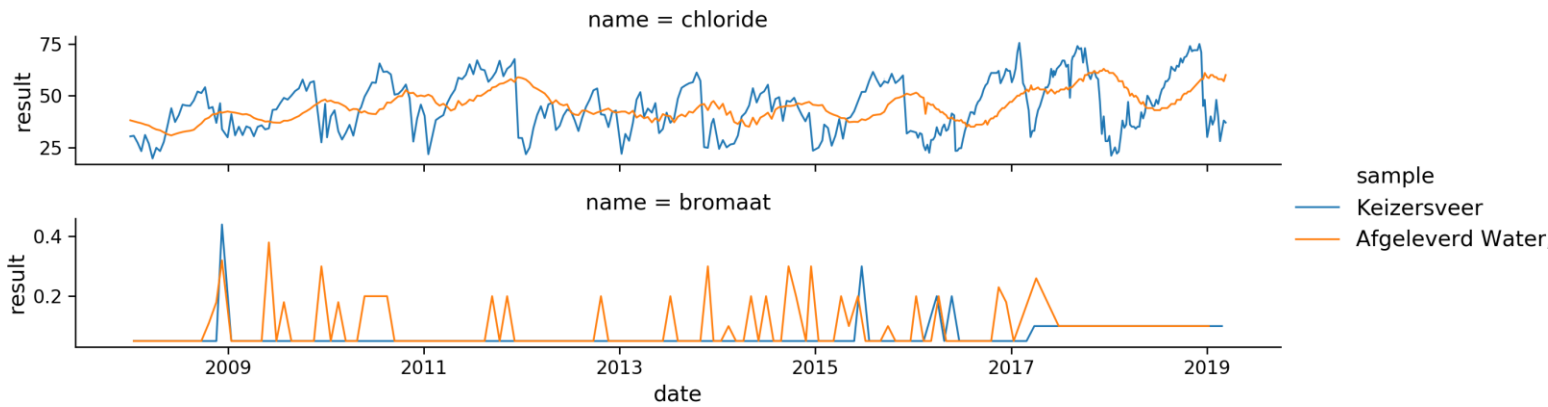
Parameter		Afgeleverd Water, PPT	Keizersveer	Totaal
		70761	107515	178276
zuurgraad	ANORG	1818	29	1847
ammonium	ANORG	644	1162	1806
totale hardheid	ANORG	1755	9	1764
feofytine	HYDRO	1189	328	1517
ratio 430/410	HYDRO	1169	313	1482
chlorofyl-a	HYDRO	1148	334	1482
silicaat	ANORG	879	304	1183
zuurstof	ANORG	578	575	1153
organisch koolstof totaal	ANORG	590	288	878
nitraat	ANORG	422	438	860
orthofosfaat	ANORG	424	426	850
chloride	ANORG	393	432	825
clostridium perfringens	MICRO	585	185	770
geleidingsvermogen bij 20°C (labmeting)	ANORG	151	610	761
nitriet	ANORG	384	376	760
enterococci	MICRO	553	185	738
waterstofcarbonaat	ANORG	582	146	728
gesuspendeerde stoffen	ANORG	585	120	705
troebelingsgraad	ANORG	581	70	651
organisch koolstof	ANORG	381	260	641
simazine	ORGAN	343	276	619
propazine	ORGAN	342	276	618
atrazin	ORGAN	343	275	618
desethylatrazine	ORGAN	341	276	617
carbonaat	ANORG	535	80	615
terbutylazin	ORGAN	343	270	613
totaal fosfaat	ANORG	303	303	606
ijzer	METALEN	312	286	598
escherichia coli (rapid test)	MICRO	470	126	596
aeromonas 30°C	MICRO	586		586
Bromacil	ORGAN	310	275	585
Mangaan	METALEN	292	290	582
koloniegetal 22°C	MICRO	582		582
silicaat (niet ionogeen)	ANORG	570		570
aox (adsorbeerbare organisch gebonden halogenen)	ORGAN	286	238	524
deet (n,n-diethyl-meta-toluamide)	ORGAN	249	241	490
hexachloorbutadien	ORGAN	259	227	486
calcium	METALEN	289	146	435
sulfaat	ANORG	287	146	433
totaal beschikbaar chloor	ANORG	433		433
ampa (aminomethylfosfonzuur)	ORGAN	145	283	428
pyrazofos	ORGAN	258	170	428
glyfosaat	ORGAN	145	282	427

azinfos-methyl	ORGAN	257	170	427
n-butylbenzeen	ORGAN	112	313	425
parathion-methyl	ORGAN	256	169	425
1-methyl-4-isopropylbenzeen	ORGAN	112	313	425

Bijlage III Verloop chloride en bromaat over de jaren

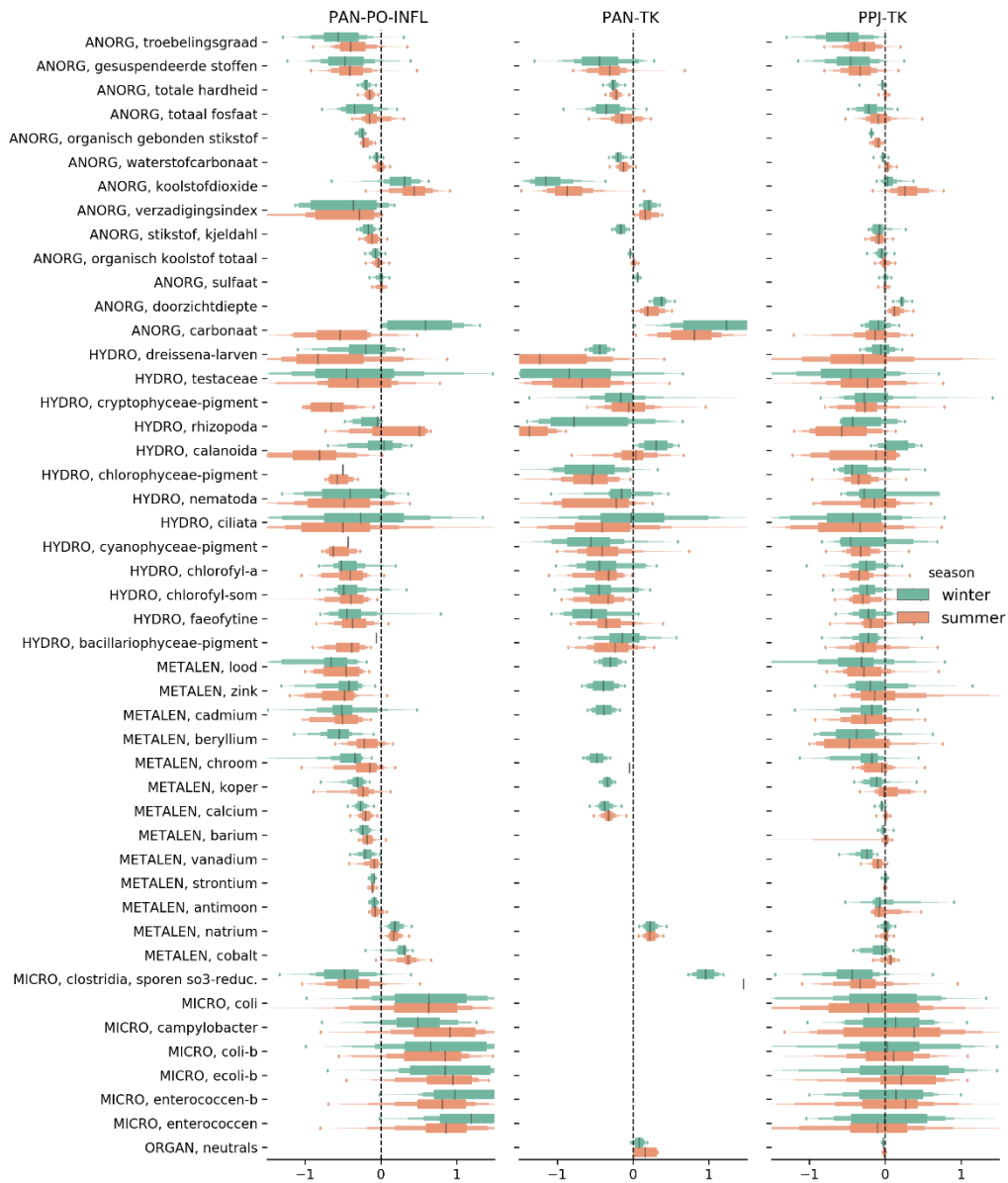


Figuur 8-1 Chlorideconcentraties (mg/L) en bromaatconcentraties (µg/L) over de jaren voor het bekkensysteem van PWN.

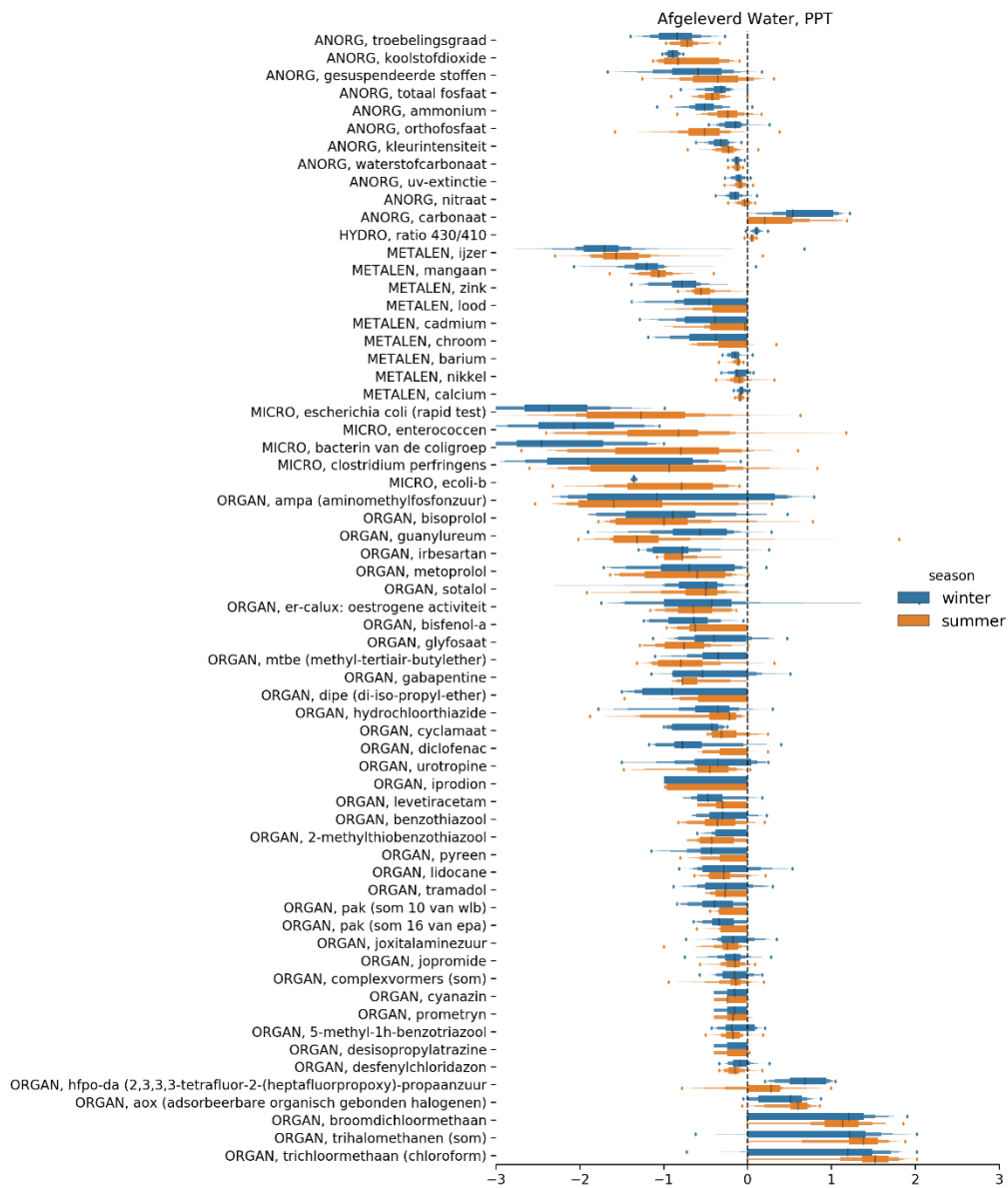


Figuur 8-2 Chlorideconcentraties (mg/L) en bromaatconcentraties (µg/L) over de jaren voor het bekkensysteem van Evides.

Bijlage IV Verschil in verwijdering zomer/winter

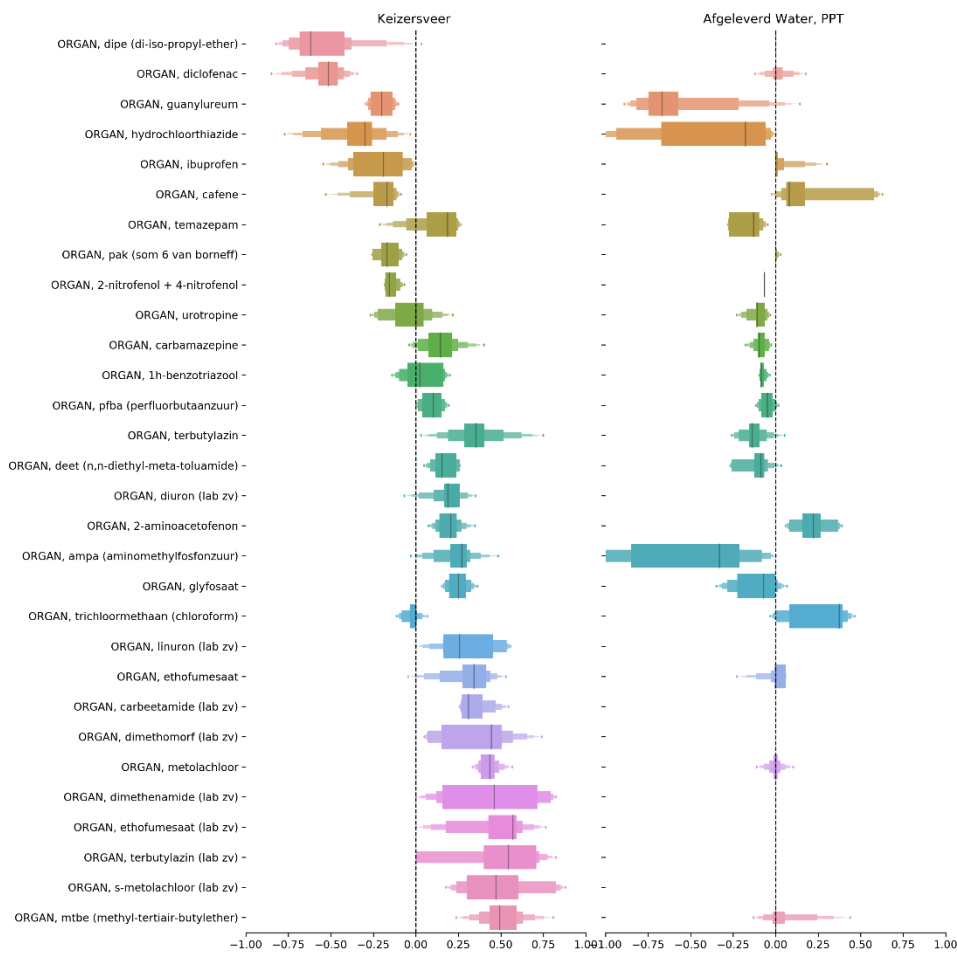


Figuur 8-3: Afname/toename t.o.v. waarden in IJsselmeer in log-units, dus -1 betekent 90% afname t.o.v. IJsselmeer met verschillen tussen seizoen (genormalizeerde waarden)

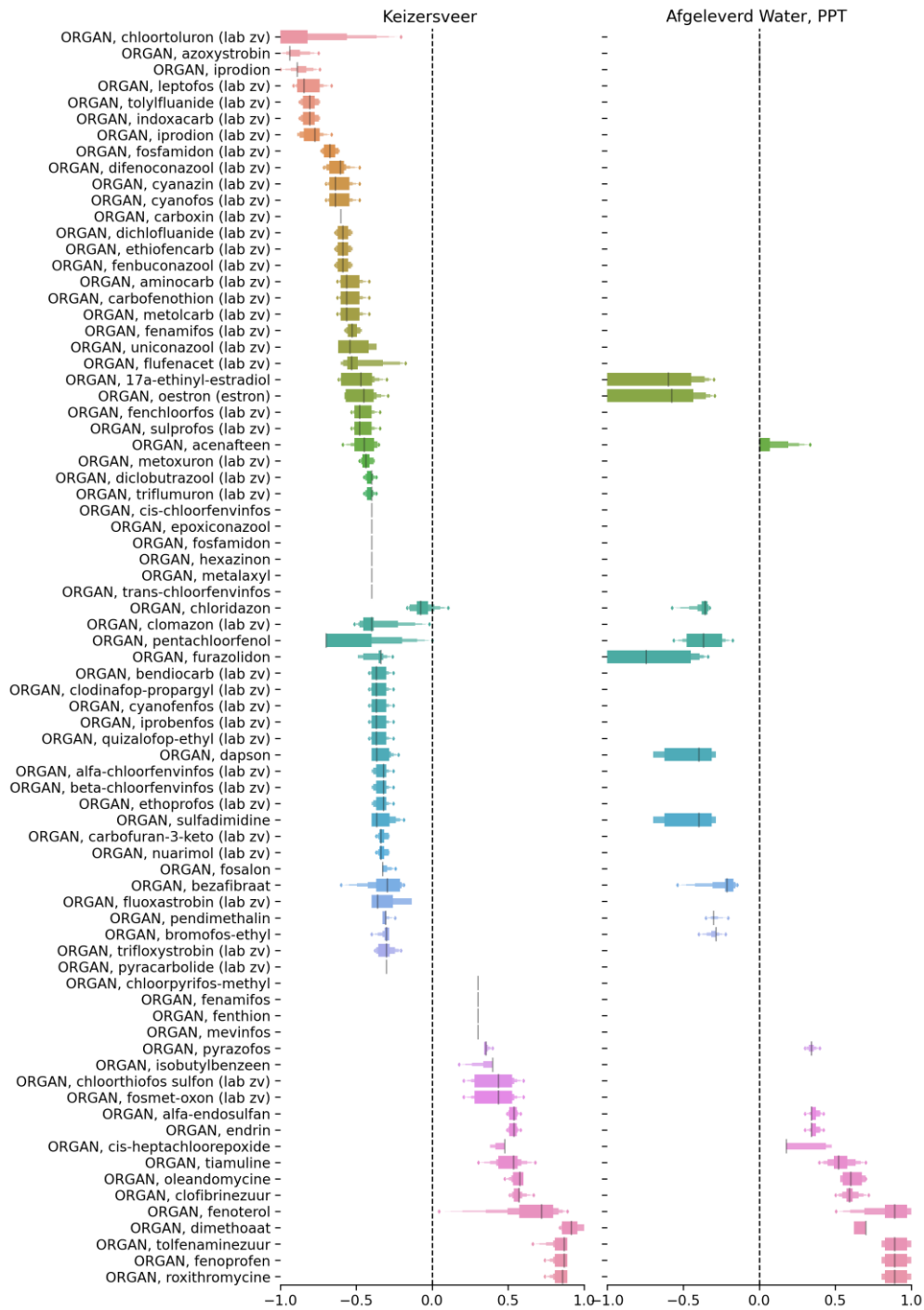


Figuur 8-4: Afname/toename t.o.v. waarden in bekken Evides in log-units, dus -1 betekent 90% afname t.o.v. Keizersveer met verschillen tussen seizoen (genormalizeerde waarden)

Bijlage V Verloop organische microverontreinigingen over de jaren/seizoenen bij Evides



Figuur V-1 Afname/toename over het seizoenen in log-units (t.o.v. de winterperiode – de maanden okt, nov, dec, jan, feb, mrt) voor de bekken van Evides, een waarde van -1 betekent dat de waarde in de zomer 10x lager is dan in de winter, een waarde van +1 betekent dat de waarde 10x hoger is in de zomer dan in de winter.



Figuur V-2 Afname (negatief) of toename (positief) over de tijd (laatste 6 jaar ten opzichte van 6 jaar daarvoor) in log-units voor de bekkens van Evides, een waarde van -1 betekent dat de waarde over de periode 2014-2019 10x lager is dan over de periode 2008-2013. Een waarde van +1 betekent dat de waarde 10x hoger is over de periode 2014-2019. N.B. sommige verschillen over de jaren zijn mogelijk ook te verklaren door veranderingen in analysegrenzen