

## **ROBAMCI fase 2 (2016-2017)**

**Case risicogestuurd baggeren**





## ROBAMCI fase 2 (2016-2017)

### Case risicogestuurd baggeren

Hans Korving  
Gertjan Goossens (Witteveen+Bos)  
Jeroen Mandemakers (Witteveen+Bos)  
Julius van Stokkum (BZIM)  
Nico Pals (BZIM)  
Job Udo (HKV)  
Roy Daggenvoorde (HKV)  
Onne Rösingh (Intech)



**Titel**  
ROBAMCI fase 2 (2016-2017)

**Opdrachtgever**                      **Project**                                      **Kenmerk**                                      **Pagina's**  
Waterschap Hollandse Delta 1230174-052                      1230174-052-ZWS-0001                      55

<b>Versie</b>	<b>Datum</b>	<b>Auteur</b>	<b>Paraaf</b>	<b>Review</b>	<b>Paraaf</b>	<b>Goedkeuring</b>	<b>Paraaf</b>
	Maart 2018	Hans Korving		Frank den Heijer		Gerard Blom	
	April 2018	Hans Korving		Frank den Heijer		Gerard Blom	

**Status**  
definitief



## Inhoud

<b>1 Inleiding</b>	<b>1</b>
1.1 Aanleiding	1
1.2 Doel	1
1.3 Resultaat	2
1.4 Kaders voor uitvoering	2
1.5 Inhoud rapport	3
1.6 Verantwoording	3
<b>2 Aanpak</b>	<b>5</b>
2.1 Risicogestuurd beheer	5
2.2 Beschrijving huidige strategie	5
2.3 Cyclisch of risicogestuurd baggeren	6
2.4 Baten van risicogestuurd baggeren	7
2.5 Besparingen door risicogestuurd baggeren	7
2.6 Stappenplan voor uitwerking van baggerstrategie	8
<b>3 Systeemanalyse</b>	<b>11</b>
3.1 Waterkwantiteit	11
3.2 Waterkwaliteit	12
3.2.1 Inleiding	12
3.2.2 Invloed van baggeren op de waterkwaliteit	12
3.2.3 Samenvatting analyse	13
<b>4 Risicoanalyse</b>	<b>15</b>
4.1 Risicoanalyse watersysteem	15
4.2 Functionele eisen watersysteem	15
4.3 Toetsingsparameters voor risicogestuurd beheer	15
<b>5 Informatie</b>	<b>19</b>
5.1 Gewenste gegevens	19
5.2 Beschikbare gegevens	19
5.3 Bruikbaarheid gegevens	20
5.3.1 Systeemtoestand/prestatie	20
5.3.2 Kosten	24
5.3.3 Risico's	25
<b>6 Modelberekeningen</b>	<b>27</b>
6.1 Aanpak	27
6.2 Modelopzet	27
6.2.1 Sobek model	28
6.2.2 Hydraulische belasting	29
6.2.3 Probabilistic Toolkit	30
6.2.4 Baggerstrategieën	31
6.3 Prestatie indicatoren	32
6.4 Kosten	33
<b>7 Modelresultaten</b>	<b>35</b>

7.1	Strategie 0 – Niet baggeren	35
7.2	Strategie 1 – Baggeren met vaste frequentie (1x per 6 jaar)	36
7.3	Strategie 2 – Baggeren op sliblaagdikte met variabele frequentie	37
7.4	Strategie 3 – Baggeren op waterstand met variabele frequentie	38
7.5	Conclusies	39
<b>8</b>	<b>Monitoringstrategie voor de (nabije) toekomst</b>	<b>41</b>
8.1	Repeterende vlakdekkende metingen	41
8.2	Stijghoogte metingen in combinatie met weersomstandigheden	42
8.3	Kosten metingen	42
<b>9</b>	<b>Conclusies en discussie</b>	<b>45</b>
<b>10</b>	<b>Referenties</b>	<b>49</b>
	<b>Bijlage(n)</b>	
<b>A</b>	<b>Kaarten systeemanalyse hydraulica</b>	<b>A-1</b>
<b>B</b>	<b>Systeemanalyse waterkwaliteit</b>	<b>B-1</b>
<b>C</b>	<b>FMECA watersysteem</b>	<b>C-1</b>
<b>D</b>	<b>Afwijkingen model</b>	<b>D-1</b>
<b>E</b>	<b>Informatiekwaliteit</b>	<b>E-1</b>



# 1 Inleiding

## 1.1 Aanleiding

Waterschap Hollandse Delta (WSHD) voert baggerwerkzaamheden uit met een vaste cyclus van 6 jaar. De totale kosten van deze baggercyclus zijn ongeveer 50 M€. Bij het baggeren wordt slib verwijderd zodat de watergang weer voldoet aan de afmetingen zoals vastgelegd in de legger.

Het baggeren heeft twee doelen die een directe relatie hebben met bedrijfswaarden van het waterschap:

- het in stand houden van de afvoercapaciteit van de watergangen (waterkwantiteit);
- het op orde houden van de ecologie (waterkwaliteit).

Daarnaast zijn er nog doelen voor het baggeren die een relatie hebben met functies ten bate van andere stakeholders dan het waterschap (bijvoorbeeld vaardiepte, recreatie of wateroverlast door gehinderde uitstroming vanuit de riolering).

WSHD vindt dat het onvoldoende inzicht heeft in de effecten van baggerwerkzaamheden op de waterkwantiteit en –kwaliteit. Daarom wil het waterschap door middel van een case studie in Spijkenisse onderzoeken of een cyclische benadering voor baggeren kosteneffectief is en of daarmee de optimale prestatie in relatie tot de kosten wordt gerealiseerd.

Het waterschap heeft het bestuurlijk voornemen om over 2 jaar over te gaan op risicogestuurd baggeren. De hypothese is dat hiermee besparingen (of een betere prestatie tegen dezelfde kosten) zijn te realiseren, omdat enkel nog wordt gebaggerd wanneer dit vanuit de functionele eisen die gesteld worden aan de watergangen (bijvoorbeeld afvoercapaciteit, waterkwaliteit of vaardiepte) noodzakelijk is.

Door middel van een case studie in Spijkenisse wil WSHD onderzoeken of de huidige cyclische benadering voor baggeren kosteneffectief is, of dat beter kan worden overgestapt naar een risicogestuurde aanpak.

## 1.2 Doel

Het doel van de case studie is om drie baggerstrategieën voor Spijkenisse en omgeving te vergelijken op basis van kosten, prestaties en risico's. Hiertoe wordt een referentie strategie (de huidige cyclische aanpak) vergeleken met twee alternatieve strategieën.

Op hoofdlijnen zijn de drie strategieën: (1) cyclisch baggeren met een vaste periode (dit is de huidige aanpak), (2) risicogestuurd baggeren aan de hand van inspecties en monitoring, waarbij gebaggerd wordt als een kritieke waarde wordt overschreden, en (3) een combinatie van deze strategieën.

Oorspronkelijk idee was deze drie strategieën door te rekenen en te vergelijken. Gedurende de uitvoering zijn in overleg de door te rekenen strategieën iets aangepast.

Als eerste noodzakelijke stap om te komen tot een onderbouwde risico gebaseerde baggerstrategie zijn de volgende varianten doorgerekend: de huidige aanpak, een aanpak volledig gebaseerd op criteria t.a.v. waterkwaliteit en een aanpak volledig gebaseerd op criteria t.a.v. inundatie en wateroverlast. Als referentiekader is ook de variant 'niet baggeren' doorgerekend.

Op basis van de modelresultaten is bepaald is of in alle watergangen waterkwaliteit maatgevend is voor baggeren, of dat er watergangen zijn waar de functies ten aanzien van waterkwantiteit in het gedrang komen als alleen vanuit waterkwaliteitscriteria gebaggerd wordt.

### 1.3 Resultaat

Uitwerking en vergelijking van de varianten geeft inzicht in:

- waar baggeren voor waterkwaliteit maatgevend is;
- waar baggeren voor waterkwantiteit maatgevend is;
- of optimalisatie in de baggercyclus winst oplevert.

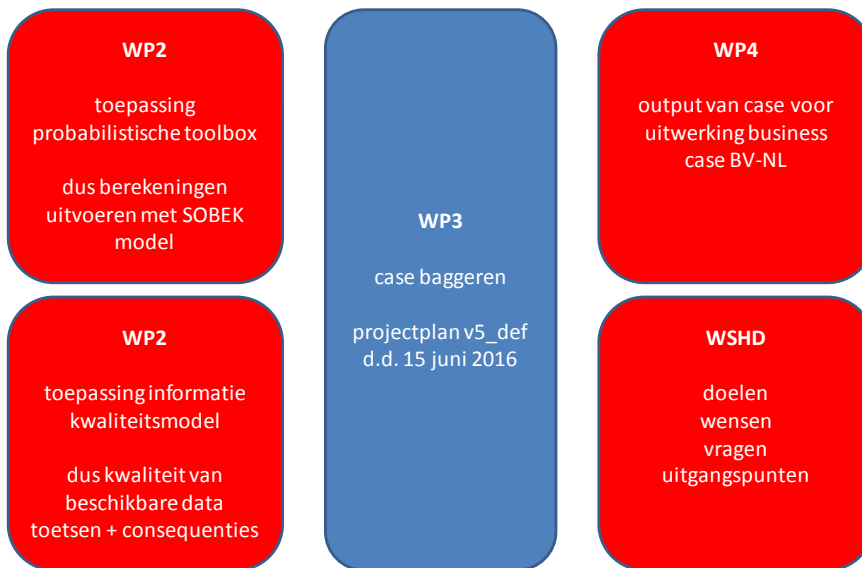
### 1.4 Kaders voor uitvoering

In afbeelding 1.1 zijn de kaders voor de uitvoering van de case baggeren geschetst. De case is onderdeel van het grotere ROBAMCI programma. Dit geeft de volgende kaders voor de invulling ervan:

- kaders vanuit WSHD:
  - doelen en wensen van WSHD;
  - vragen van WSHD;
- kaders vanuit werkpakket 2 (WP2) van ROBAMCI :
  - toepassing probabilistische toolbox (berekeningen met SOBEK model);
  - toepassing informatie kwaliteitsmodel (inclusief gevolgen kwaliteit voor besluitvorming);
- kaders vanuit werkpakket 4 (WP4) van ROBAMCI:
  - passende input voor business case voor ROBAMCI nationaal;
  - prestatiebepaling op basis van kosten en risico's.

Bij de uitwerking van de case worden op verzoek van het waterschap geen andere stakeholders betrokken. Er wordt van uitgegaan dat het waterschap zorgdraagt voor het informeren van en afstemmen met de gemeente en andere partijen (zoals provincie, landbouw en gemeente).

De focus van de case ligt 100% op baggeren. Het effect van verstopte duikers en waterplanten op de doorstroming wordt niet meegenomen. Het beeld van het waterschap is dat het belangrijk is om de vrijheidsgraden die worden meegenomen in de studie eenvoudig te houden. Dan valt het resultaat gemakkelijker uit te leggen in de organisatie. Als teveel factoren worden meegenomen is de inschatting van het waterschap dat het resultaat moeilijker te communiceren is.



Afbeelding 1.1 Kaders voor uitwerking case

## 1.5 Inhoud rapport

Hoofdstuk 2 beschrijft de aanpak van de case. Vervolgens is in hoofdstuk 3 de systeemanalyse voor zowel waterkwantiteit als waterkwaliteit uitgewerkt. In hoofdstuk 4 worden op basis van een risicoanalyse de toetsparameters voor risicogestuurd beheer afgeleid. Hoofdstuk 5 beschrijft de gewenste en de beschikbare informatie voor de case en geeft een indruk van de bruikbaarheid en onzekerheid van de gegevens. De verschillende varianten voor baggerstrategieën zijn geëvalueerd op basis van modelberekeningen. De aanpak en opzet van de modelberekeningen zijn beschreven in hoofdstuk 6. De resultaten van de berekeningen zijn samengevat in hoofdstuk 7. Hoofdstuk 8 geeft een advies voor een meetstrategie voor de nabije toekomst om de beschikbare gegevens aan te vullen. Tenslotte worden in hoofdstuk 9 de belangrijkste conclusies gepresenteerd en de aanpak en resultaten kort bediscussieerd.

## 1.6 Verantwoording

Dit eindrapport is deels gebaseerd op eerder in het kader van ROBAMCI aan het waterschap opgeleverde documenten. De relevante delen uit deze documenten zijn overgenomen in dit rapport. Waar dit het geval is, wordt dit niet expliciet vermeld in de tekst. Het gaat om de volgende documenten:

- Notitie 'projectvoorstel case baggeren versie 2.1', d.d. 25 oktober 2016.
- Notitie 'Baggeren in relatie tot (ecologische) waterkwaliteit', d.d. 28 december 2016.
- Notitie 'Uitwerken baggerstrategie', d.d. 2 maart 2017.
- Rapport 'Modelberekeningen Robamci: Case Spijkennis', augustus 2017.



## 2 Aanpak

### 2.1 Risicogestuurd beheer

De kern van risicogestuurd beheer zoals voorgestaan in het programma ROBAMCI is dat prestaties, kosten en risico's van verschillende handelingsperspectieven kwantitatief worden bepaald en vergeleken. Dat betekent dat het effect van strategieën voor baggeren moet worden bepaald in termen van de kansen voor voorkomen van bagger, gevolgen voor verschillende functies en kosten van baggeren. De gevolgen kunnen bijvoorbeeld betrekking hebben op wateroverlast, waterkwaliteit, waterbeschikbaarheid en bevaarbaarheid.

De risico's veranderen in de tijd, doordat het baggervolume in het systeem toeneemt. Door te baggeren wordt het risico verlaagd. Omdat het tijdstip en de frequentie van baggeren zeer bepalend is voor de risico's is het belangrijk om dergelijke ingrepen uit te zetten in de tijd, evenals de daarmee gepaard gaande risico's en kosten.

### 2.2 Beschrijving huidige strategie

De traditionele baggerstrategie bestaat uit het opstellen van baggerplannen met een vaste jaarcyclus. Waterschappen stellen, mede op basis van ervaring, meerjarige baggerplannen op. Uitgangspunt daarbij is dat elke watergang periodiek geheel gebaggerd wordt.

Bij WSHD wordt momenteel gebaggerd vanuit waterkwaliteitseisen. Voor de bepaling van het moment van baggeren van de watergangen is niet de kwantiteit, maar de waterkwaliteit de maatgevende factor. Er is gekozen voor een aanpak vanuit waterkwaliteit, omdat gebleken is dat bij een afname van het doorstroomprofiel zich eerder problemen voordoen ten aanzien van waterkwaliteit dan ten aanzien van waterkwantiteit. Dit heeft vooral betrekking op de dikte van de sliblaag in relatie tot de worteling van waterplanten, de opwoeling van slib door vissen of wind en de afname van de waterdiepte.

Voorheen hanteerde het waterschap een minimaal doorstroomprofiel voor het bepalen van het moment van baggeren. Dit doorstroomprofiel moest voldoen aan het minimale profiel om regenwater onder maatgevende omstandigheden te kunnen afvoeren. Bij nadere beschouwing is echter gebleken dat het doorstroomprofiel met 30% kan afnemen zonder dat dit tot afvoerproblemen leidt. Daarom is deze benadering losgelaten en wordt nu uitgegaan van de eisen die vanuit waterkwaliteit en ecologie aan het systeem gesteld worden.

In het baggerprotocol van WSHD is aangegeven dat maximaal 25% van een watergang dichtgeslibd mag zijn, met een maximum dikte van 30 cm slib. Dit criterium is afgeleid vanuit waterkwaliteit/ecologie. Of baggerwerkzaamheden uitgevoerd moeten worden, wordt bepaald aan de hand van dit criterium. Als de verwachting is dat de baggerdikte in de eerstvolgende cyclus groter zal worden dan het maximum wordt ook overgegaan tot het baggeren van die watergang. In de praktijk wordt hiervoor de ligging van de bovenzijde van de sliblaag in de watergangen gemeten. Hierbij wordt opgemerkt dat in het protocol is opgenomen dat geen controlemetingen uitgevoerd hoeven te worden in de kleinste watergangen.

In verschillende dwarsprofielen per watergang wordt de slibhoogte bepaald. Door interpolatie van slibhoogte tussen de profielen en vergelijking met het leggerprofiel wordt de hoeveelheid aanwezige bagger vastgesteld.

Gelijktijdig met het opnemen van de dwarsprofielen (of later) worden ook slibmonsters genomen om de algemene milieuhygiënische kwaliteit van het slib te bepalen. Op basis van dat onderzoek worden verwerkingslocaties en -mogelijkheden bepaald. Aan de hand van al deze gegevens worden uiteindelijk de bestekken ten behoeve van de baggerwerkzaamheden opgesteld.

Na het baggeren vindt een uitkeuring plaats waarbij gecontroleerd wordt of de werkzaamheden volgens bestek zijn uitgevoerd en de juiste hoeveelheid bagger is verwijderd. Dit is de zogenaamde eindmeting of uitpeiling waarmee ook de nulsituatie voor de volgende baggercyclus wordt vastgelegd.

## 2.3 Cyclisch of risicogestuurd baggeren

De huidige baggerstrategie is cyclisch. Elke 6-7 jaar worden de baggerwerkzaamheden in een deelgebied (bijvoorbeeld een heel eiland) tegelijk aanbesteed. Hierbij wordt meestal gebruik gemaakt van RAW bestekken. Kenmerkend voor cyclisch baggeren is dat wordt uitgegaan van een veronderstelde relatie tussen de systeemtoestand, in dit geval de slibdikte, en het al dan niet falen van de watergang of het watersysteem. Of het systeem ook echt faalt als de norm wordt overschreden, wordt in de praktijk niet direct getoetst.

Daartegenover staat risicogestuurd baggeren, waarbij op basis van functionele eisen beoordeeld wordt of baggerwerkzaamheden vereist zijn. Op basis van deze eisen wordt getoetst of het watersysteem (of de watergang) al dan niet faalt in het vervullen van zijn functie. Voor het aanbesteden van dit type baggerwerkzaamheden lijkt een UAV-GC contract het meest passend. Hierin kan worden aangegeven aan welke eisen het watersysteem gedurende een periode van meerdere jaren moet voldoen en wordt de invulling van het baggerwerk om dit te bereiken overgelaten aan de opdrachtnemer.

Elke waterloop heeft verschillende functies, zoals waterberging, wateraanvoer, waterafvoer, waterkwaliteit/ecologie of een nautische functie. Al die functies kunnen belemmerd worden door teveel (aanwas van) bagger, wat kan leiden tot falen. Dit falen geeft risico's (= kans op falen x gevolgen van falen), bijvoorbeeld inundatie vanuit de waterloop of gehinderde afvoer vanuit de riolering. Door enkel ter plaatse van de knelpunten te baggeren wordt het knelpunt en daarmee ook het risico weggenomen. Het volledig baggeren van een systeem of waterloop is vaak niet noodzakelijk.

Risico gestuurd baggeren gaat ervan uit dat alleen wordt gebaggerd wanneer de functie van de waterloop faalt ten gevolge van teveel bagger in de waterloop. Dit leidt tot meer lokaal, kleinschaliger baggerwerk enkel daar waar het knelpunt zich voordoet en enkel wanneer het systeem dreigt te falen. Daarbij kan het voorkomen dat de baggerwerkzaamheden op een andere plaats moeten worden uitgevoerd dan waar een risico optreedt. Door baggeraanwas kan het doorstroomprofiel van een waterloop sterk verminderen. Dit vormt een knelpunt, waardoor stroomopwaarts opstuwning kan optreden. Inundatie zal dan ook eerder plaatsvinden stroomopwaarts van het knelpunt dan ter plaatse van het knelpunt.

Tabel 2.1 Verschillen cyclisch en risicogestuurd beheer

	CYCLISCH	RISICOGESTUURD
toetsing	veronderstelde relatie tussen systeemtoestand en falen	beoordeling op basis van functionele eisen (en metingen/modelresultaten)
moment	baggeren met vaste cyclus	alleen baggeren als grenswaarde overschreden (functie net niet faalt)
locatie	alle waterlopen tegelijk	alleen ter plaatse van knelpunten
bestek	RAW	UAV-GC

## 2.4 Baten van risicogestuurd baggeren

### *Baten t.a.v. wateroverlast/inundatie*

De baten van risico gestuurd beheer voor wateroverlast/inundatie zouden uitgedrukt kunnen worden in geld. Het waterschap heeft echter aangegeven dat het niet de bedoeling is om meerkosten als gevolg van inundatieschade af te zetten tegen minder kosten door een lagere baggerfrequentie. Dit zou een nieuwe discussie over NBW normen kunnen aanzwengelen, wat niet de bedoeling is. Omdat geen nieuwe kostenberekeningen gemaakt zijn voor de schade als gevolg van inundatie/ wateroverlast, kunnen eventuele baten aan de kant van wateroverlast/inundatie ook niet in geld uitgedrukt worden.

Uitgangspunt is dat de NBW toetshoogten vormen de randvoorwaarden voor de optimalisatie. De toetshoogten en kritische maaiveldhoogten zijn een harde bovengrens voor de baggeroptimalisatie. De waterstanden mogen per peilgebied niet hoger komen dan deze waarden.

### *Baten t.a.v. waterkwaliteit/ecologie*

De baten van risico gestuurd beheer ten aanzien van waterkwaliteit en ecologie kunnen eigenlijk (nog) niet goed in geld uitgedrukt worden. Dat maakt het bepalen van baten van risicogestuurd baggeren op dat vlak erg lastig, zo niet onmogelijk.

Om de baten van risicogestuurd baggeren toch in beeld te kunnen brengen, zijn alle doorgerkende varianten vergeleken met een referentiesituatie waarin niet gebaggerd wordt in ruim 20 jaar. De varianten kunnen op basis van prestaties (= baten) en baggerkosten (= kosten) onderling vergeleken worden door ze allemaal af te zetten tegen de referentie. Het is dus niet zozeer een vergelijking op basis van risico's, maar op basis van systeemprestaties bij verschillende baggerstrategieën en bijbehorende investeringsniveaus.

## 2.5 Besparingen door risicogestuurd baggeren

Op basis van betrouwbare meetgegevens zal risico gestuurd baggeren een aanzienlijke besparing op termijn kunnen opleveren. Met deze strategie worden de meest kritieke knelpunten gebaggerd in plaats van het gehele watersysteem. Echter hierbij moet wel rekening worden gehouden dat verondieping door aanwas in het gehele systeem jaarlijks plaatsvindt. Dit betekent dat op langere termijn rekening moet worden gehouden met het baggeren van het gehele watersysteem.

In feite wordt met risico gestuurd baggeren de investering voor het baggeren van het gehele watersysteem vooral uitgesteld. Uitstel van investering levert uiteraard een besparing op. Hoeveel bespaard kan worden, hangt af van het watersysteem. Over het algemeen geldt dat de mogelijke besparing pas bepaald kan worden als voldoende betrouwbare meetgegevens voorhanden zijn.

Vanwege de huidige klimaatveranderingen waarbij de verwachting is dat meer water moet worden afgevoerd in kortere periodes, zal het monitoren van watersystemen in de toekomst noodzakelijk zijn om tijdig te kunnen anticiperen en periodiek onderhoud gericht te laten plaatsvinden.

## 2.6 Stappenplan voor uitwerking van baggerstrategie

Vanuit waterkwantiteit zijn het doorstroomprofiel en de af te voeren neerslaghoeveelheid (maatgevende bui) de bepalende factoren. Wanneer het doorstroomprofiel kleiner wordt door baggeraanwas, zal het waterpeil tijdens regenbuien hoger zijn dan gewenst. De mate waarin is afhankelijk van de intensiteit en duur van de bui. Bij een te gering doorstroomprofiel kan op een gegeven moment het waterpeil stijgen tot boven de toetswaarde voor wateroverlast c.q. inundatie. Doel van de baggerwerkzaamheden is het herstel van het doorstroomprofiel.

Vanuit waterkwaliteit zijn het doorzicht van het water en de bewortelbaarheid van de waterbodem maatgevend om een goede ecologische toestand conform de KRW te waarborgen. In het huidige baggerprotocol van WSHD is dit als volgt vertaald: een watergang mag maximaal 25% gevuld zijn met bagger met een maximum dikte van 30 cm ten opzichte van de onderhoudslegger. Alleen baggeren in die watergangen waar deze grenswaarde wordt overschreden is al een vorm van risicogestuurd baggeren. Voor de uitwerking van de baggerstrategie wordt nu uitgegaan van alleen de slibdikte, voor de toekomst wordt aanbevolen de strategie te baseren op een integrale afweging van de directe parameters zoals beschreven in de vorige paragraaf.

De huidige baggeraanpak bij WSHD is cyclisch en met name gebaseerd op de eisen vanuit waterkwaliteit. Uitgangspunt is dat de waterkwantiteit voldoende kan meeliften met deze baggerwerkzaamheden. Baggeren vanuit waterkwantiteitsoogpunt zal dan ook niet of nauwelijks voorkomen in het beheergebied van WSHD. Als dit het geval is dan zal een aanpak volledig op basis van waterkwaliteit en een aanpak volledig op basis van waterkwantiteit weinig overlap vertonen. Het lijkt dan niet zinvol om op basis van functionele eisen ten aanzien van kwantiteit te besluiten over baggeren.

Om te onderzoeken of bovenstaande aanname klopt zullen de volgende berekeningen uitgevoerd worden met de probabilistische toolkit (PTK) van ROBAMCI:

- basisberekening zonder baggeren als referentie:
  - geen kosten voor schade berekenen, maar alleen effectiviteit vergelijken op basis van verschil in baggerkosten ten opzichte van deze referentie;
- berekening met baggeren voor waterkwaliteit/ecologie:
  - uitgangspunt:
    - slibdikte max. 30 cm;
  - toetsingsparameter:
    - beoordeling slibdikte per watergang;
  - interpretatie modelresultaat:
    - waar is baggeren voor waterkwaliteit limiterend voor kwantiteit?
- berekening met baggeren voor waterkwantiteit/inundatie
  - uitgangspunt:
    - waterpeil niet hoger dan toetswaarde passend bij bui met bepaalde terugkeerperiode;
  - toetsingsparameters:
    - beoordeling overschrijding van waterpeil per watergang;



- bepaling knelpunt voor doorstroming per watergang;
- interpretatie modelresultaat:
  - waar is baggeren voor waterkwantiteit limiterend voor kwaliteit?

Op basis van deze berekeningen kan worden beoordeeld of waterkwaliteit daadwerkelijk maatgevend is voor alle watergangen, of dat er watergangen zijn waar de functie ten aanzien van waterkwantiteit in het gedrang komt als alleen vanuit waterkwaliteitseisen gebaggerd wordt. In de berekeningen zijn onzekerheden in jaarlijkse slibaanwas en baggerkosten meegenomen.

Als in alle watergangen waterkwaliteit maatgevend blijkt, dan heeft het geen zin om na te denken over een gecombineerde strategie op basis van waterkwaliteits- en waterkwantiteitseisen. Het is dan voldoende om voor risicogestuurd baggeren de tijdsduur tussen twee baggeringrepen en de acceptabele dikte van de sliblaag voor een goede ecologische toestand te optimaliseren. Dit vraagt om een integrale afweging ten aanzien van baggeren vanuit een waterkwaliteitsstandpunt. Dus het gezamenlijk beschouwen van de parameters vegetatie, doorzicht, slibdikte en waterdiepte. Dit geeft in de loop van de jaren steeds meer inzicht in de werking van het systeem, waardoor de grenswaarden voor slibdiktes locatie specifiek aangescherpt kunnen worden.

Als in alle watergangen waterkwantiteit maatgevend blijkt, dan is een gecombineerde strategie ook niet noodzakelijk. In dat geval moet de focus liggen op het modelmatig toetsen van de locaties met wateroverlast (waterstand) en de afvoerknelpunten (stroomsnelheid). Hiervoor moeten periodiek (bijvoorbeeld 1x per 2 jaar) berekeningen uitgevoerd worden met maatgevende buien met verschillende terugkeerperioden. Dit vraagt vooral goed inzicht in de slibdikte en de jaarlijkse aanwas op de hydraulische knelpunten.

Een gecombineerde strategie is relevant als in een deel van de watergangen waterkwaliteit maatgevend blijkt en in een ander deel waterkwantiteit. De watergangen kunnen dan als volgt gegroepeerd worden:

- ongevoelig voor overlast ten aanzien van waterkwaliteit als gebaggerd wordt volgens kwantiteitseisen;
- ongevoelig voor overlast ten aanzien van waterkwantiteit als gebaggerd wordt volgens kwaliteitseisen.

Bovenstaande is een eerste noodzakelijke stap om te komen tot een onderbouwde risicogebaseerde strategie. De gekozen strategie kan met nieuwe modelberekeningen verder geoptimaliseerd en verfijnd worden. Dat past qua tijd en inspanning niet binnen de afspraken van deze case.



### 3 Systemanalyse

#### 3.1 Waterkwantiteit

Het waterschap heeft een SOBEK model van het gebied aangeleverd. Dit model is ontwikkeld in het kader van de studie 'KRW doorstroomprofielen: Voorne-West, Putten en IJsselmonde' (Nelen & Schuurmans, 2014). In dit model zaten nog verschillende instabiliteiten. In het kader van ROBAMCI zijn de belangrijkste oorzaken van deze instabiliteiten uit het model verwijderd. Dit heeft geleid tot een aanzienlijke afname van de benodigde rekentijd en betrouwbaarder modelresultaten.

Met het aangepaste SOBEK model zijn in het kader van ROBAMCI nieuwe berekeningen gemaakt voor de situaties met een stationaire afvoer van 1,5 l/s/ha en 2,0 l/s/ha. Kaarten met resultaten van deze nieuwe berekeningen zijn opgenomen in de bijlage van dit rapport. Het gaat om debieten, waterstanden en verhangen. De resultaten worden hier kort toegelicht.

De berekeningen laten zien dat de grootste debieten optreden in de watergangen naar de gemalen 'De Leeuw van Putten' (Noordeinde, Spijkenisse), 'De Vooruitgang' (Korte Schenkeldijk, Hekelingen) en 'De Volharding' (Schuddebeursedijk, Hekelingen). Dit zijn respectievelijk de nummers 1, 2 en 3 in onderstaande figuur. Dit geldt zowel voor de situatie met 1,5 l/s/ha als voor de situatie met 2,0 l/s/ha.



Afbeelding 3.1 Gemalen en inlaten in het studiegebied

De volgende watergangen hebben in de berekeningen grote verhangen: Lange Wetering t.h.v. Ni Noordlaan, watergang langs Maaswijkweg t.h.v. Lange Groeneweg, watergang t.h.v. Rietbroekweg in Biert (allen bij 2,0 l/s/ha) en enkele duikers verspreid over het gebied.

De in het kader van ROBAMCI berekende overschrijdingen van de streefpeilen zijn in essentie niet anders dan beschreven in rapport 'KRW doorstroomprofielen: Voorne-West, Putten en IJsselmonde'. De grootste overschrijdingen van het gewenste peil treden op aan de westkant van het projectgebied: rondom Biert en tussen Biert en Geervliet.

## 3.2 Waterkwaliteit

### 3.2.1 Inleiding

In de casus 'baggeren' van het Robamci-project wordt onderzocht of er minder kan worden gebaggerd binnen de randvoorwaarden die het waterkwantiteits- en waterkwaliteitsbeheer stellen. Deze paragraaf beschouwt de potentiële effecten van baggeren op de (ecologische) waterkwaliteit in de wateren op Putten. Hiervoor is een beknopte analyse uitgevoerd naar de samenhang tussen de (ecologische) waterkwaliteit en de waterbodem in het oppervlaktewatersysteem in en rond Spijkenisse (op Putten) in het beheergebied van Waterschap Hollandse Delta.

### 3.2.2 Invloed van baggeren op de waterkwaliteit

Baggeren grijpt op verschillende manieren in op het aquatische ecosysteem en op de waterkwaliteit. De gevolgen van baggeren kunnen positief, maar ook neutraal of zelfs negatief uitpakken. De lokale condities zijn hierin grotendeels bepalend. Het is daarom niet mogelijk om algemeen geldende uitspraken te doen over het effect van baggeren op de (ecologische) waterkwaliteit. De volgende processen treden zoal op:

- verwijdering van (een deel) van de sliblaag, waarmee nutriënten, zaden en organismen uit het watersysteem worden onttrokken:
  - de verwijdering van nutriënten is gunstig voor de waterkwaliteit. De chemische samenstelling van het slib en de onderliggende waterbodem die vrijkomt na het baggeren, zijn bepalend voor het precieze effect op de waterkwaliteit. Als de samenstelling van de onderliggende waterbodem vergelijkbaar is met de samenstelling van de sliblaag verwachten we bijvoorbeeld weinig effect op de waterkwaliteit;
  - de verwijdering van (fijn) slib is gunstig voor de worteling van waterplanten, omdat na baggeren harder substraat beschikbaar komt;
  - de verwijdering van (fijn) slib kan gunstig zijn voor het doorzicht, als minder opwerveling door wind en vis optreedt;
  - de verwijdering van zaden en organismen kan nadelig zijn voor het ecosysteem, zeker wanneer in korte tijd een groot deel van het oppervlaktewatersysteem gebaggerd wordt of wanneer de baggerfrequentie hoog is.
- toename van de waterdiepte:
  - in ondiepe sloten is een toename van de waterdiepte ecologisch gewenst, omdat een minimale diepte nodig is voor een goede waterkwaliteit (erg ondiepe sloten warmen snel op en kampen eerder met zuurstofloosheid). Vaak wordt uitgegaan van een minimale waterdiepte van 60 cm;
  - in diepe sloten kan een toename van de waterdiepte juist negatief uitpakken, doordat niet meer voldoende licht bij de bodem komt voor de groei van waterplanten. Dit is afhankelijk van de helderheid van het water in relatie tot de waterdiepte. Volgens een algemene vuistregel dient het doorzicht (ofwel de Secchi-diepte) minimaal 60 procent van de waterdiepte te bedragen.

Of de gevolgen van baggeren op de waterkwaliteit positief of negatief zijn, hangt dus af van systeemspecifieke condities zoals de waterdiepte, slibdikte, chemische en fysische samenstelling van het slib en van de onderliggende waterbodem, het doorzicht en de factoren die het doorzicht beïnvloeden (zoals algen en zwevend stof).

### 3.2.3 Samenvatting analyse

In bijlage B is de complete systeem analyse opgenomen van de waterkwaliteit. De conclusies zijn in deze paragraaf beschreven.

#### *Onderzoeksvraag*

Baggeren beïnvloedt op verschillende manieren de (ecologische) waterkwaliteit. De centrale vraag van deze analyse was: wat zijn de potentiële effecten van baggeren op de (ecologische) waterkwaliteit in de wateren op Putten? En meer specifiek gaat het om de vraag: zijn er locaties aan te wijzen waar baggeren vanuit waterkwaliteitsoogpunt nodig is, maar waar dit vanuit waterkwaliteitsoogpunt onwenselijk zou zijn?

#### *Systeemanalyse*

Om deze vragen te beantwoorden is een aantal gegevens op een rij gezet. Dit betreft enerzijds gegevens over de ecologische toestand (de bedekking met ondergedoken waterplanten), en anderzijds gegevens over factoren die sturend zijn voor de ecologie (zoals het doorzicht, slibdikte en waterdiepte). Uit de beschouwing van de ecologische toestand blijkt dat er grote verschillen zijn: in sommige watergangen groeien volop ondergedoken waterplanten, maar in de meeste watergangen groeien nagenoeg geen ondergedoken waterplanten. Ook zijn er ruimtelijke verschillen in de sturende factoren. De belangrijkste voorwaarde voor de groei van ondergedoken waterplanten is dat voldoende zonlicht de bodem bereikt (dus geen troebel water door algen of zwevend stof, en ook geen dichte kroosbedekking). Uit de gegevens blijkt dat in circa tweederde deel van de watergangen het doorzicht goed genoeg is voor plantengroei, maar dat in de overige watergangen het lichtklimaat niet op orde is. Verder ligt in een deel van de watergangen veel slib, en zijn enkele watergangen zeer ondiep.

#### *Onderscheid watergangen op basis van toestand en sturende factoren*

Op basis van de analyse van de toestand en de sturende factoren kunnen drie groepen watergangen onderscheiden worden. De noodzaak en het effect van baggeren verschilt per groep:

- watergangen zonder waterplanten, goed lichtklimaat en een dikke sliblaag (ca. een derde deel van de onderzochte watergangen). Dit zijn overwegend smalle ondiepe slootjes. De sliblaag vormt hier vermoedelijk een knelpunt voor de ecologische toestand en baggeren is daarom noodzakelijk om de ecologische toestand te verbeteren. Door baggeren verbetert de fysieke structuur voor worteling, wordt organisch materiaal verwijderd en neemt de waterdiepte toe. Hierdoor verbetert de zuurstofhuishouding en de watertemperatuur, en neemt de kans op sulfidevorming af. Dat de watergangen dieper worden (van gemiddeld 45 cm huidig tot gemiddeld 65 cm na baggeren) is vooral gunstig. Een toename van de waterdiepte is wel een aandachtspunt met betrekking tot het lichtklimaat (het wordt voor licht moeilijker om de bodem te bereiken). In de huidige situatie is in deze watergangen sprake van bodemzicht; het is zeer waarschijnlijk dat het doorzicht hier na baggeren ook nog voldoet, mits het doorzicht niet verslechterd door bijvoorbeeld algenbloei (zoals in de volgende groep het geval is);
- watergangen zonder waterplanten met een slecht lichtklimaat (ca. een derde deel van de onderzochte watergangen). Dit zijn overwegend wat diepere sloten (gemiddeld 70 cm) met weinig slib. Gezien de geringe slibdikte is baggeren hier niet nodig (in ieder geval niet vanuit waterkwaliteitsoogpunt). Het slib lijkt ook niet verantwoordelijk te zijn voor de afwezigheid van waterplanten. Het slechte doorzicht wordt vermoedelijk vooral veroorzaakt door algen, en niet door opgewerveld slib. De waterbodem kan wel een bijdrage leveren aan de algenbloei, namelijk door de nalevering van fosfaat in de zomer.

Deze nalevering kan echter ook optreden vanuit de onderliggende waterbodem, afhankelijk van de precieze chemische samenstelling (de samenstelling van zowel het slib als de onderliggende bodem is thans onbekend);

- watergangen met ondergedoken waterplanten (ca. eenderde deel van de onderzochte watergangen). In deze sloten is het lichtklimaat goed en ligt weinig slib. Baggeren is nu onwenselijk vanwege de verstoring die dit veroorzaakt voor waterplanten en voor het hele ecosysteem. Vanwege slibaanwas zal hier op den duur wel weer gebaggerd moeten worden. In het ideale geval wordt niet te vaak gebaggerd (zo min mogelijk verstoring), maar wel vaak genoeg om te voorkomen dat de sliblaag te dik wordt en een belemmering gaat vormen voor plantengroei. De baggerfrequentie moet dus worden afgestemd op de mate van slibaanwas.

### *Afstemming baggerwerk op lokale condities*

Bovenstaande indeling in groepen maakt duidelijk dat baggeren afgestemd moet worden op de lokale condities. In de watergangen op Putten is baggeren vanuit waterkwaliteitsoogpunt in een deel van de gevallen wenselijk, maar in de andere watergangen is baggeren niet nodig of zelfs onwenselijk. We verwachten dat er veel winst te halen is door het baggerbeleid beter af te stemmen op de lokale condities, waarbij gelet wordt op de huidige ecologische toestand en de waterkwaliteit, de dimensies, de hydrologie, de slibaanwas (die bepaald wordt door bijvoorbeeld het bodemtype en het landgebruik) en andere factoren (zoals doorzicht) die bepalend zijn voor de ecologische waterkwaliteit. Sommige sloten zullen vaker gebaggerd moeten worden, andere sloten minder vaak (omdat er bijvoorbeeld een beperkte aanwas is, maar ook om verstoring te minimaliseren). Hierbij is een afstemming tussen de eisen vanuit de waterkwantiteit en de waterkwaliteit zeer wenselijk.

### *Nader onderzoek naar aanleiding van systeemanalyse*

Op basis van een uitgebreide bemonstering van 32 watergangen op Putten in de zomer van 2015 zijn in deze beknopte systeemanalyse naast slib bovendien andere factoren aangewezen die (mede)sturend zijn voor de (ecologische) waterkwaliteit. In een deel van de watergangen vormt het lichtklimaat een belangrijk knelpunt voor de groei en ontwikkeling van ondergedoken waterplanten. We bevelen aan om de oorzaken voor het gebrekkige doorzicht nader te onderzoeken. Betreft dit algen, dan vormt de externe nutriëntenbelasting wellicht een dominant knelpunt voor een verbetering van de ecologische toestand op Putten. Verder zijn in deze beknopte analyse chloride en sulfide benoemd als mogelijke knelpunten. Het optreden hiervan verschilt waarschijnlijk ruimtelijk, en is sterk afhankelijk van de hydrologie. Om dit beter in beeld te krijgen is een uitgebreidere systeemanalyse nodig, waarin ook de hydrologie beschouwd wordt.

## 4 Risicoanalyse

### 4.1 Risicoanalyse watersysteem

In het kader van het project en de case baggeren is een FMECA analyse (= Failure Mode, Effect and Criticality Analysis) uitgevoerd. De resultaten zijn opgenomen in bijlage C. Hierbij is gekeken naar de functies van de watergangen c.q. het watersysteem en de faalmechanismen die op kunnen treden in relatie tot bagger. De systeemanalyses zoals beschreven in het vorige hoofdstuk zijn input geweest voor de risicoanalyse.

### 4.2 Functionele eisen watersysteem

Uit de FMECA volgen de functionele eisen voor het watersysteem. De relevante functionele eisen in relatie tot baggeren zijn:

- kwantitatief waterbeheer:
  - waterafvoer;
  - wateraanvoer;
  - grondwaterbeheer;
  - rioolwaterafvoer;
- kwalitatief waterbeheer:
  - waterkwaliteit/ecologie;
  - doorspoeling;
  - rioolwaterafvoer;
- maatschappelijke functies:
  - recreatie;
  - leefbaarheid;
  - volksgezondheid;
  - landbouw;
  - wonen (woonschepen);
  - bluswater
  - scheepvaart.

Aan de hand van de resultaten zijn de toetsingsparameters voor risicogestuurd baggeren uitgewerkt. Deze zijn beschreven in de volgende paragraaf.

### 4.3 Toetsingsparameters voor risicogestuurd beheer

De meest directe manier om te bepalen of een watergang voldoet aan de functionele eisen is door metingen in het veld. Dit is echter niet altijd mogelijk op een betrouwbare manier. In dat geval zijn modelberekeningen een goed alternatief. Het is dan wel belangrijk dat het rekenmodel goed aansluit bij de werkelijkheid, dat hierin alle voor het baggeren relevante watergangen zijn opgenomen en dat het zo goed mogelijk gekalibreerd is. Kalibratie vereist wel weer dat er voldoende betrouwbare veldmetingen beschikbaar zijn, maar dit kunnen relatief korte periodes zijn.

Onderstaand zijn de kansrijkste toetsingsparameters voor waterkwantiteit (inundatie) en waterkwaliteit (ecologie) beschreven. Er wordt onderscheid gemaakt in directe en indirecte toetsingsparameters.

Of een parameter als direct of indirect wordt bestempeld is afhankelijk van de aard van de functionele eisen. Dit betekent dat een parameter die voor waterkwantiteit direct is, voor waterkwaliteit heel goed indirect zou kunnen zijn en omgekeerd (zie onderstaande tabel).

Tabel 4.1 Overzicht toetsingsparameters voor waterkwantiteit en waterkwaliteit

	waterkwantiteit direct	indirect	waterkwaliteit direct	indirect
metingen				
- waterstand t.o.v. NAP	X			
- waterdiepte			X	
- slibdikte		X	X	
- doorzicht			X	
- ecologische toestand			X	
modelberekeningen				
- hydrodynamisch model		X		X
- model voor slibvorming		X		X

Voor **waterkwantiteit** (inundatie) heeft de toetsnorm betrekking op het overschrijden van een bepaalde waterstand ten opzichte van het maaiveld ter plaatse. Dit is een (extreme) neerslagsituatie, waarbij het peil hoger zal zijn dan het streefpeil. Een watergang moet gebaggerd worden als de waterstand tijdens een maatgevend neerslagbelasting (bij voorkeur met een bepaalde terugkeerperiode) ergens in het systeem bovenstrooms van deze watergang boven de toetswaarde uitkomt. De watergang waar de waterstand boven de toetsnorm uitkomt, hoeft dus niet de watergang te zijn die gebaggerd moet worden. Het hydraulische knelpunt, groot verhang en grote stroomsnelheid als gevolg van bagger, bevindt zich naar alle waarschijnlijkheid verder benedenstrooms in het watersysteem.

Een **directe parameter** voor de toetsing van de functionele eisen ten aanzien waterkwantiteit is de waterstand in het veld te meten. Deze benadering lijkt om verschillende redenen minder kansrijk. Ten eerste wordt de waterstandsmeting tijdens neerslag mogelijk sterk beïnvloed door wind. Het aandeel van deze opwaaiing in de gemeten waterstanden is onbekend. Ten tweede is de kans aanwezig dat het event met de voor de toetsing relevante terugkeerperiode (bijvoorbeeld  $T = 10$ ) zich in een bepaald jaar niet zal voordoen. Ten derde heeft de bepaling van de z-hoogte van de sensor een onnauwkeurigheid van circa 2 cm. Dit is in kleine peilgebieden mogelijk van dezelfde orde van grootte als het maximaal optredende verhang in de watergangen.

Een **indirecte parameter** om de functionele eisen ten aanzien van de waterkwantiteit te toetsen is het uitvoeren van modelberekeningen. Zoals eerder benoemd moet dit model wel goed aansluiten bij de werkelijkheid, moeten alle voor het baggeren relevante watergangen zijn opgenomen in het model en moet het model zo goed mogelijk gekalibreerd zijn. De waterstandsberekening kan niet zonder informatie over de hoogte van de bovenzijde van de sliblaag in alle watergangen worden uitgevoerd. Deze hoogte kan gemeten worden (bij voorkeur vlakdekkend voor alle watergangen en geen dwarsprofielen), berekend worden met een slibaanwas model, of met een combinatie van beide. Voor een toelichting op het slibaanwas model wordt verwezen naar het navolgende gedeelte van deze paragraaf over waterkwaliteit.



Voor **waterkwaliteit** (ecologie) kan de toetsnorm betrekking hebben op de systeemtoestand of de voorwaarden voor deze toestand:

- geen achteruitgang van de ecologische toestand (bijvoorbeeld plantenbedekking of soorten samenstelling) conform de KRW;
- de slibdikte in de watergang als voorwaarde voor worteling van waterplanten. De verwijdering van (fijn) slib is gunstig voor de worteling van waterplanten, omdat na baggeren harder substraat beschikbaar komt. De verwijdering van (fijn) slib kan ook gunstig zijn voor het doorzicht, als daardoor minder opwerveling door wind en vis optreedt;
- de waterdiepte in de watergang als voorwaarde voor een goede waterkwaliteit. Erg ondiepe sloten warmen snel op en kampen eerder met zuurstofloosheid. Vaak wordt uitgegaan van een minimale waterdiepte van 60 cm. Toename van de waterdiepte kan echter ook negatief uitpakken, doordat niet meer voldoende licht bij de bodem komt voor de groei van waterplanten. Volgens een algemene vuistregel dient het doorzicht minimaal 60 % van de waterdiepte te bedragen.

De ecologische toestand kan met een **directe parameter** in beeld gebracht worden door middel van veldopnames (waterplantenbedekking, soortensamenstelling). Hoewel dit een goed beeld geeft van de toestand van het systeem is het de vraag of op basis hiervan bijvoorbeeld jaarlijks te beoordelen is of baggeren noodzakelijk is. Waarschijnlijk duurt het enige tijd voordat effecten ook in de ecologische toestand zichtbaar zijn. Dat maakt deze parameter voor operationele sturing in baggerplannen minder bruikbaar.

Een alternatief voor de veldopnames is de directe meting van de condities die enerzijds een goede ecologische toestand mogelijk maken en anderzijds een relatie hebben met baggeren. Dit betreft het meten van slibdiktes, waterdieptes en doorzicht. Slibdiktemeting komt overeen met hoe de baggerplanning momenteel gemaakt wordt. Het enige verschil is dat de controle van de slibdiktes vaker dan 1x per 6-7 jaar uitgevoerd kan worden. Waterdieptemeting zou hier een aanvulling op kunnen zijn. Alleen waterdieptes meten is onvoldoende. Het betrouwbaar meten van waterdieptes ten bate van de ecologische toestand is veel minder lastig dan voor waterkwantiteit, omdat het gaat om de waterdiepte gedurende periodes dat het niet regent. Het betreft daarom geen momentopname, maar veel meer tijdgemiddelde waarde die vergeleken kan worden met het streefpeil. De potentiële verstoring als gevolg van wind is in dit geval veel minder. Doorzichtmetingen geven meer inzicht in de opwoeling van slib die optreedt in een watergang.

**Indirecte parameters** voor de toetsing van de functionele eisen ten aanzien waterkwaliteit zijn voor de waterdiepte berekeningen met een hydrodynamisch model en voor de slibdikte berekeningen met een slibaanwas model. Het eerste model vereist evenals bij waterkwantiteit een model dat goed aansluit bij de werkelijkheid, waarin alle voor het baggeren relevante watergangen zijn opgenomen en dat zo goed mogelijk gekalibreerd is. Het tweede model voorspelt de slibvorming als functie van de nutriënten in het watersysteem (waterbodem en externe belasting). Dit als aanvulling op de vlakdekkende metingen van de ligging van de bovenzijde van de sliblaag in alle watergangen gedurende meerdere jaren.

Samenvattend lijkt voor waterkwantiteit een indirecte aanpak op basis van een gekalibreerd rekenmodel in combinatie met vlakdekkende slibmetingen de beste optie. Voor waterkwaliteit adviseren we juist een directe aanpak op basis van vlakdekkende slibmetingen. De slibmetingen kunnen dus voor twee doelen gebruikt worden. Daarnaast valt het aan te bevelen om een slibaanwas model op basis van de nutriëntenbelasting te ontwikkelen. Ook hierbij komen ter verificatie de slibmetingen goed van pas.



## 5 Informatie

### 5.1 Gewenste gegevens

Bij de case 'baggeren Spijkenisse' is het beheervraagstuk terug te voeren naar 'waar en wanneer moet gebaggerd worden?'. Dit vraagt informatie over:

- Systeemtoestand.
  - o Hoeveelheid bagger of baggeraanwas per jaar per watergang.
  - o Referentie of start situatie voor modelberekeningen op basis van actuele toestand.
- Kosten van maatregelen
  - o Kosten van baggeren.
  - o Kosten van metingen/monitoring van de toestand/de werking van het systeem.
- Risico's t.a.v. niet baggeren
  - o Kans van falen.
  - o (Kwantitatieve) gevolgen bij falen (wateroverlast/inundatie en waterkwaliteit/ecologie).

Omdat verschillende baggerstrategieën op basis van modelresultaten met elkaar worden vergeleken, gaan de gewenste gegevens voor een groot deel hand in hand met:

- De benodigde input in de probabilistische Toolbox voor het berekenen van prestaties, kosten en risico's.
- Het opbouwen van een SOBEK-model van het watersysteem en de benodigde inputparameters.

Voor een gedetailleerde beschrijving van de gewenste gegevens voor (1) systeemtoestand/prestatie, (2) kosten en (3) risico's wordt verwezen naar de bijlage. Hierin is eveneens een uitgebreide beschouwing van de onzekerheden in de gegevens opgenomen.

### 5.2 Beschikbare gegevens

Voor het uitvoeren van de analyse zijn door het waterschap een diversiteit aan gegevens(bronnen) beschikbaar gesteld. In onderstaande tabel volgt hiervan een overzicht:

Gegevens(bron)	Relevant voor
Documenten rondom de 'aanpak assetmanagement'	Bedrijfswaarden en (gevolgen van) risico's
GIS-kaarten	Karakterisering en indeling gebied Leggerprofielen en waterdiepten
SOBEK-model bemalingsgebied Putten <ul style="list-style-type: none"> <li>- Watergangen en kunstwerken</li> <li>- Profieleigenschappen per watergang</li> <li>- Maatgevende belastingscenario's</li> </ul>	Hydraulische werking watersysteem. Berekenen waterstanden, verhanglijnen en stroomsnelheden voor diverse configuraties (baggeraanwas).
Ideoma profielen bemalingsgebied Putten	Ligging vaste bodem (referentieprofielen). Gemeten sliblaag(dikte). Afleiden baggeraanwas per jaar per watergang.

Rapportage Verkennende Scenario's Baggeraanwas (Waterschap Hollandse Delta, 2017).	Berekende baggeraanwassnelheden (systeembrede analyse)
Rapportage KRW Doorstroomprofielen + kaartmateriaal (Nelen & Schuurmans, 2014)	Hydraulische werking watersysteem. Inzicht in waterstanden, verhanglijnen en stroomsnelheden onder normatieve omstandigheden. Normering en uitgangspunten.
Meerjarenbaggerplan (2012 – 2018) (Waterschap Hollandse Delta, 2011)	Bedrijfswaarden en risico's. Huidig baggerbeleid, uitgangspunten en ingrijpcriteria voor het uitvoeren van baggerwerkzaamheden.
Beheerplan Baggerwerken 2014-2028 (Waterschap Hollandse Delta, 2013).	Indeling en eigenschappen watersysteem. Baggeraanwas/gebaggerde hoeveelheden per jaar/per (type) watergang. Kosten en eenheidsprijzen voor baggerwerkzaamheden.
Waterbodembodemkwaliteitskaart Voorne_Putten	Bedrijfswaarden en risico's. Uitgangspunten voor uitvoeren van baggerwerkzaamheden.
Datasets met waterkwaliteitsgegevens	
Quickscan waterkwaliteit	

## 5.3 Bruikbaarheid gegevens

### 5.3.1 Systeemtoestand/prestatie

De systeemtoestand/prestatie bestaat uit de baggeraanwas per jaar per onderdeel van het watersysteem. Om voor deze case/modelstudie de baggeraanwas te bepalen is de IDEOMA-database met baggerprofielen beschikbaar gesteld. De database bevat een groot aantal profielen, onder meer opgebouwd uit peilingen van de vaste bodem en bovenkant sliblaag.

#### *IDEOMA-profielen*

De database met IDEOMA-profielen was niet goed bruikbaar voor het kwantificeren van de baggeraanwas per watergang. Belangrijke reden hiervoor is dat geen tijdreeksen per profiellocatie uit afgeleid konden worden. Dit heeft deels te maken dat voor een groot aantal watergangen nog maar één meetcampagne is uitgevoerd. Voor watergangen waar wel meerdere metingen in de tijd beschikbaar zijn, zijn de metingen vaak op verschillende locaties gedaan. Tenslotte zijn geen uitpeilingen na baggerwerkzaamheden beschikbaar, waardoor gegevens over de nul-situatie ontbreken.

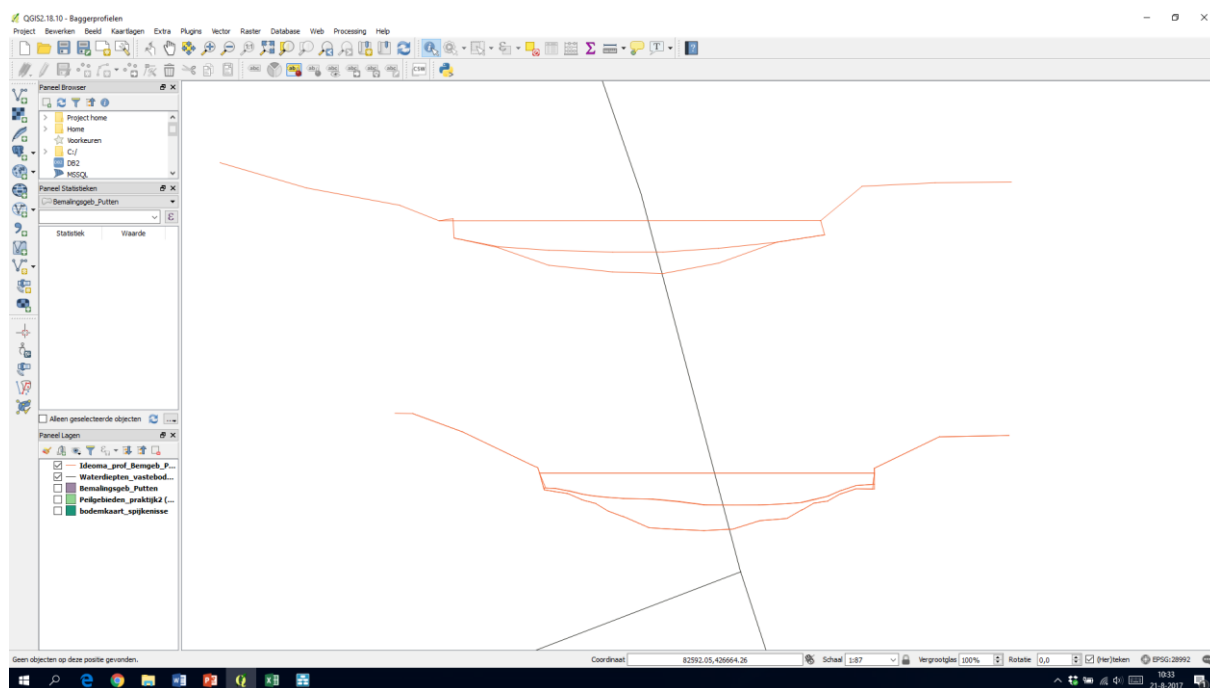
Voor bepaalde gebieden/watergangen is wel een groot aantal verschillende profielen gemeten, maar die zijn vaak onderdeel van dezelfde meetcampagne. Dit betekent dat alleen een momentopname van de bovenkant sliblaag beschikbaar is. Baggeraanwas kan pas bepaald worden als voor diezelfde profielen nog een meting beschikbaar zou zijn. Vanwege de mogelijk grote ruimtelijke variatie zelfs binnen watergangen, wordt het niet raadzaam gevonden om profielen op verschillende locaties in dezelfde watergang als 1 meting te beschouwen.

De eerste metingen stammen uit 2008. De meest recente uit 2015. Voor elk deelgebied staat baggeren een keer per zes jaar geprogrammeerd. De deelgebieden die in 2008 en 2009 op het programma stonden, zijn binnen de tijdsspanne dus al twee keer aan de beurt geweest.

Deze gebieden zijn zodoende in principe ook 2x ingemeten. Van de gebieden die in 2010, 2011, 2012 en 2013 geprogrammeerd waren, is één baggerprofiel per locatie beschikbaar.

Als binnen een gebied/watergang wel verschillende meetcampagnes zijn geweest, zijn de metingen veelal op verschillende locaties uitgevoerd. Daarmee zijn de metingen niet goed vergelijkbaar. Om toch een indicatie van aanwas te krijgen, kan er eventueel binnen een min of meer homogene strekking een vergelijking tussen verschillende meetlocaties worden gemaakt. Uit het verschil in gemiddelde sliblaagdikte op twee peilmomenten kan dan een indicatie van de baggeraanwas bepaald worden. Dit kan vanwege de mogelijke ruimtelijke variatie binnen een watergang tot onjuiste resultaten leiden.

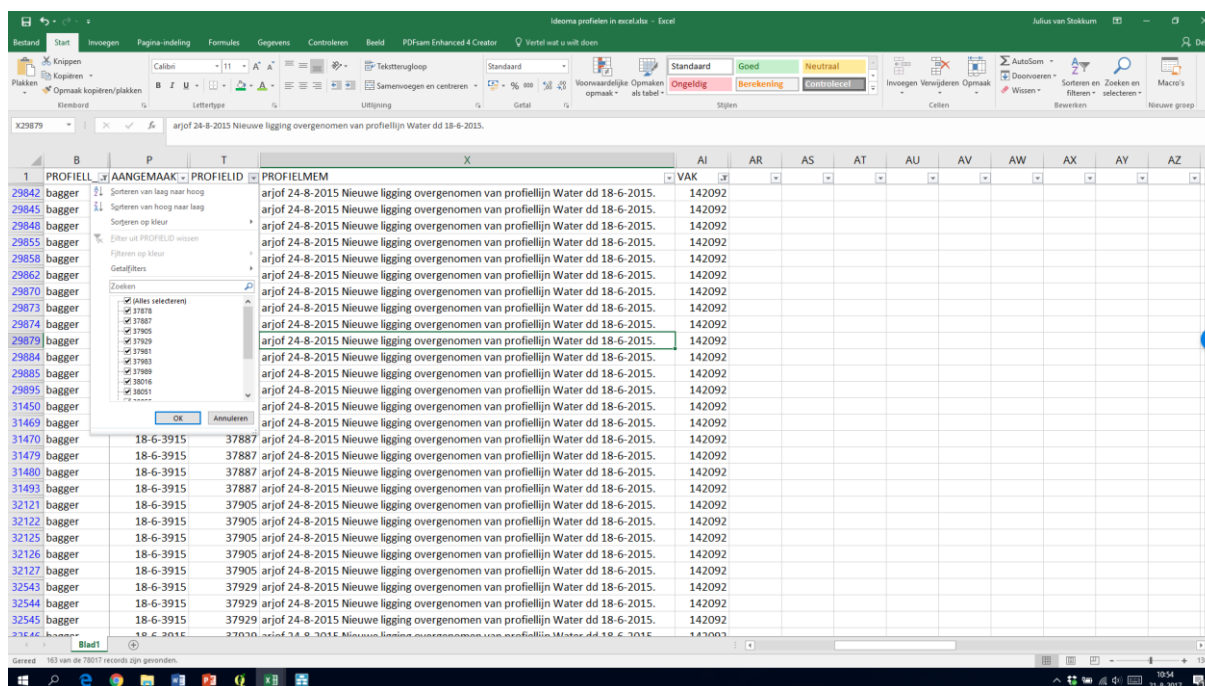
De ruwe database is echter zo opgebouwd dat verschillende meetmomenten ook verschillende vakcodes kennen. Ook als de gemeten profielen vlak bij elkaar liggen en daarom wel redelijk vergelijkbaar zouden zijn. Onderstaande dumps uit de database laten zien dat selectie op vakniveau niet tot gewenste resultaten heeft geleid.



Afbeelding 5.1 Voorbeeld verschillende vakcodes in zelfde watergang

Toelichting bij Afbeelding 5.1:

- Het bovenste profiel is gemeten op 11/5/2009 en heeft vakcode 115087;
- Het onderste profiel is gemeten op 3/9/2015 en heeft vakcode 142096.



Afbeelding 5.2 Voorbeeld profielen in vak met zelfde meetmoment

Uit afbeelding 5.2 blijkt dat bij de selectie van een unieke vakcode (142092 in dit geval) een groot aantal verschillende profielen gevonden wordt, maar deze zijn allemaal op hetzelfde moment gemeten.

Met het beschikbare format en de data bleek een verschilanalyse niet realiseerbaar binnen ROBAMCI. Daarbij komt nog de beperking dat de informatie ontbreekt om te bepalen of er na een peiling ook daadwerkelijk gebaggerd is op een locatie. Hierdoor kan niet worden vastgesteld wat van een gepeild profiel de beginsituatie is geweest. Een gering verschil tussen 2 ingemeten profielen kan worden veroorzaakt door geringe aanwas, een tussentijdse beheeractie of meetonauwkeurigheid. De herkomst van verschillen in sliblaagdikte tussen profielen is daarmee moeilijk/niet herleidbaar.

### Verkennde scenario's baggeraanwasmodel

Medio juli is door het waterschap zelf een analyse van de baggeraanwas gemaakt op basis van ingemeten profielen (Ideoma). De resultaten hiervan zijn verwoord in het rapport 'Verkennde scenario's baggeraanwasmodel' (Waterschap Hollandse Delta, 2017). Bovenstaande bezwaren m.b.t. aantal metingen, inconsistentie in meetlocaties en herleidbaarheid van baggeractiviteiten worden hierin ook herkend en beschreven.

Hoewel tijdreeksen per profiel niet beschikbaar zijn, kon wel een redelijke algemene indicatie van baggeraanwasnelheden worden verkregen. Uit de grote hoeveelheid gegevens is ook een baggeraanwas per typisch kenmerk (ondergrond, stedelijke gebied, etc.) onderscheiden. Voor het verkrijgen van indicaties voor aanwasnelheden zijn de volgende stappen gezet (Waterschap Hollandse Delta, 2017):

- Door middel van een ruimtelijk GIS-analyse zijn alle profielen gekoppeld aan de dichtstbijzijnde watergang (gemiddeld 4 profielen per watergang).
- Per watergang is de gemiddelde baggerdikte per gemeten jaar berekend
- De watergangen waarvoor twee of meer meetjaren beschikbaar zijn, zijn geselecteerd (circa 3.700 van ruim 10.000 watergangen in totaal).

- Verschillende meetjaren zijn met elkaar vergeleken, waarbij in 3 scenario's een aanname is gedaan voor de baggeractiviteit in de tussenliggende periode.
- Het scenario met de minste fouten (d.w.z. berekende baggeraanwas is negatief) is gebruikt om indicaties van baggeraanwassnelheid (per typisch kenmerk) uit af te leiden.

Op basis van de ingemeten profielen en bovenstaand uitgevoerde analyse is een gemiddelde aanwas van circa 3 à 4 cm per jaar berekend. De totale bandbreedte van berekende aanwassnelheden is wel relatief groot en ligt tussen de 0 en circa 60 cm. In hoeverre dit werkelijke spreiding is of het gevolg van de aannames in de data-analyse van WSHD (Waterschap Hollandse Delta, 2017) kan niet worden aangegeven.

Uitgesplitst naar gebiedskenmerken zijn de volgende aanwassnelheden berekend:

- De aanwas bij een zandondergrond is gemiddeld het laagst (circa 0,5 cm/jaar), de aanwas op een veenondergrond is het hoogst (circa 9 cm/jaar).
- De aanwas is in dijksloten gemiddeld het laagst (circa 3 cm/jaar), de aanwas in boezemwater is het grootst (circa 7 cm/jaar).
- De aanwas in stedelijk gebied is hoger (circa 5 cm/jaar), dan in landelijk gebied (circa 3 cm/jaar). Binnen stedelijke gebieden is er overigens wel veel variatie in aanwas.

#### *Onzekerheden in berekende baggeraanwas*

De aannames die benodigd waren voor de analyse in het rapport 'Verkennde scenario's baggeraanwasmodel' (Waterschap Hollandse Delta, 2017) hebben invloed op de onzekerheden in de resultaten. Ten eerste is ervan uitgegaan dat profielen die binnen 1 watergang vallen beschouwd kunnen worden als 1 meting. Gezien de in de praktijk voorkomende verschillen tussen slibdiktes binnen 1 watergang, zorgt dit voor onzekerheid in de berekende aanwassnelheden. Ten tweede is onbekend of een watergang na meting gebaggerd is. Dit is in de studie opgevangen door 3 scenario's te beschouwen (niet gebaggerd/wel gebaggerd/wel gebaggerd met correctie). Hiermee wordt inzicht verkregen in de invloed van deze aanname op de resultaten. Het meest aannemelijke scenario is gekozen, maar onduidelijk is in hoeverre dit aansluit bij het werkelijke baggerproces en de gemeten slibdiktes. Ten derde hoeft door onnauwkeurigheden in het baggeren de uitgangssituatie na een baggeronde niet precies gelijk te zijn aan de onderhoudslegger. Omdat uitpeilingen ontbreken is de mate van afwijking onbekend, wat zorgt voor onzekerheid in de berekende aanwassnelheden.

#### *Expertschattingen*

Omdat de database met baggerprofielen onvoldoende bruikbaar was, is teruggevallen op expertschattingen. Wel is een vergelijking gemaakt tussen de analyses van het waterschap. De geschatte aanwassnelheden (3-5 cm/jaar) zijn in lijn met de door het waterschap berekende gemiddelde snelheden (3-4 cm/jaar). Overigens waren de getallen van het waterschap pas beschikbaar nadat de modelberekeningen voor ROBAMCI al uitgevoerd waren.

In de interviews zijn de volgende baggeraanwassnelheden genoemd door verschillende geïnterviewden:

- 5 cm per jaar voor smalle sloten in stedelijk gebied
- 0,5 cm per jaar voor grote waterpartijen in landelijk gebied
- 4 cm gemiddeld per jaar
- circa 1 a 2 cm per jaar.

Aanvullend is er de expertschatting van Onne Rösingh (Intech) dat de aanwas (in algemene zin) tussen de 0 en 4 cm ligt. Een dergelijke aanwas is overigens alleen over een langere periode te bepalen, omdat de foutmarge van metingen over het algemeen groter is dan de werkelijke jaarlijkse aanwas.

Afhankelijk van de volgende kenmerken verschilt de baggeraanwas over het hele gebied:

- Er is meer aanwas in veengebieden
- Er is meer aanwas in stedelijk gebied
- Er is meer aanwas in smalle watergangen
- Er is minder aanwas in de loop van de tijd door eigen gewicht sliblaag.

Daarnaast speelt het jaarlijks beheer en onderhoud van de watergangen een grote rol in de aanwas. Als jaarlijks de watergangen worden geschoond en ontdaan van blad, dan zal de jaarlijkse aanwas aanzienlijk kleiner zijn. Vaak wordt met het jaarlijks schonen ook een dun laagje bagger meegenomen en afgevoerd.

### 5.3.2 Kosten

Idealiter is van elk systeemonderdeel (vak/watergang) bekend wat de kosten voor baggeren zijn. De kosten zijn een functie van de hoeveelheid slib op die locatie, de kwaliteit van de bagger en de totale omvang van het baggerwerk. De kosten worden lager als een groter aantal en een aaneenschakeling van vakken/watergangen in één project kan worden uitgevraagd en uitgevoerd. Om een idee te krijgen van het relatieve verschil in kosten tussen projecten met grote en kleine baggervolumes, is informatie over zowel variabele als vaste kosten benodigd.

Afgezien van gegevens over baggerkwaliteit, zijn geen gegevens over kosten beschikbaar gesteld voor gebruik in deze case. Wel is het rapport 'Beheerplan baggerwerken 2014-2018' (WSHD, mei 2013) beschikbaar. Dit document bevat globale eenheidsprijzen (zie onderstaand) en kostenramingen. Vanuit het projectteam en de interviews zijn ook enkele expertschattingen beschikbaar.

	Gemiddelde eenheidsprijs [incl. BTW]	Kosten per eenheid
Baggeren en op de kant zetten in landelijk gebied	€ 0,95	m <sup>3</sup>
Baggeren en op de kant zetten in stedelijk gebied	€ 1,50	m <sup>3</sup>
Baggeren, transport- en stortkosten landelijke baggerspecie	€ 12,50	m <sup>3</sup>
Baggeren van baggerspecie dat afgevoerd wordt uit stedelijk gebied	€ 3,50	m <sup>3</sup>
Transport- en stortkosten stedelijke baggerspecie	€ 15,75	m <sup>3</sup>
Duikers schonen binnen het betreffende schouwvak	€ 5,45	m <sup>1</sup>
Uitvoering van maaiwerk aan de watergangen binnen schouwvak	€ 0,35	m <sup>1</sup>
Jaarlijks circa 390 ton maaisel afvoeren naar composteerder	€ 40,00	ton

Afbeelding 5.3 Eenheidsprijzen baggeren (bron: Baggerbeheerplan WSHD 2014-2018 (WSHD, 2013))

De globale eenheidsprijzen zijn op zichzelf goed bruikbaar voor deze case. Zonder aanvullende gegevens is de range waarbinnen de kosten per eenheid kunnen liggen echter behoorlijk groot: tussen de €0,95 en €19,25 per kuub.



In de modelberekening wordt per profiel (maatgevend voor een vak/watergang) een bepaalde baggeraanwas per jaar toegekend. Als op basis van het ingrijpcriterium een baggeractie plaatsvindt, worden de kosten daarvan bepaald door de volgende factoren:

- Landelijk of stedelijk gebied
- Op de kant zetten of afvoeren
- Lengte van het vak/de watergang.

Idealiter bevat elk profiel dus deze kenmerken zodat elk profiel een eigen kostenplaatje heeft. Gegevens over deze kenmerken zijn echter niet expliciet beschikbaar gesteld. Er zijn wel bruikbare gegevens waarmee bovenstaande kenmerken (deels) afgeleid zouden kunnen worden.

Er zijn helaas geen gedetailleerde kostengegevens aangeleverd door het waterschap t.b.v. ROBAMCI. Vanwege het ontbreken van gedetailleerde kostengegevens is ervoor gekozen in de berekeningen uit te gaan van een beperkt onderscheid tussen watergangen. Daarbij is uitgegaan van een bovengrens voor variabele kosten per volume-eenheid en is een aanname gedaan voor de vaste kosten.

Voor de kosten van sliblaagmetingen zijn helemaal geen relevante gegevens beschikbaar. Deze kosten zijn verder dan ook niet meegenomen in de berekeningen.

### 5.3.3 Risico's

Via documenten en interviews is informatie achterhaald over bedrijfswaarden van het waterschap. De belangrijkste in relatie tot baggeren zijn waterkwantiteit/wateroverlast en waterkwaliteit. In normen, beleid en of beheerplannen is vastgelegd wat door het waterschap als toelaatbaar wordt gezien m.b.t. deze bedrijfswaarden. Voor elk profiel is een bepaald toetspeil/streefpeil beschikbaar. Voor het hele watersysteem is bovendien een richtlijn voor maximale stroomsnelheden beschikbaar. Ook is er informatie over de hoogte van (stedelijke) overstorten. Tot slot zijn er uitgangspunten (vanuit beleid) voor de maximale hoeveelheid bagger in een watergang t.b.v. de waterkwaliteit.

Voor deze case zijn verschillende beheerstrategieën doorgerekend met een hydrodynamisch model waarin veroudering (slibaanwas) is opgenomen. Hiervoor moet voor elke watergang een ingrijpcriterium gedefinieerd worden om een besluit te nemen over baggeren. Omdat geen kwantitatieve informatie over de gevolgen van overschrijding van het normpeil/streefpeil voorhanden is, kan niet goed bepaald worden hoeveel 'schade' wordt verwacht bij een bepaalde strategie.

Met betrekking tot waterkwaliteit is geen model beschikbaar, maar bestaat wel een duidelijke en bruikbare richtlijn voor het ingrijpcriterium. Het criterium is dat 30cm bagger maximaal toelaatbaar is (of maximaal 25% bagger van de waterkolom in ondiepere sloten). Er is echter geen informatie over wat in kwantitatieve zin de 'schade' is aan waterkwaliteit/ecologie, als het criterium overschreden worden.



## 6 Modelberekeningen

### 6.1 Aanpak

In deze casestudie zijn vier verschillende baggerstrategieën doorgerekend, waaronder de huidige strategie. Deze strategieën zijn met elkaar vergeleken op basis van prestatie-indicatoren en kosten.

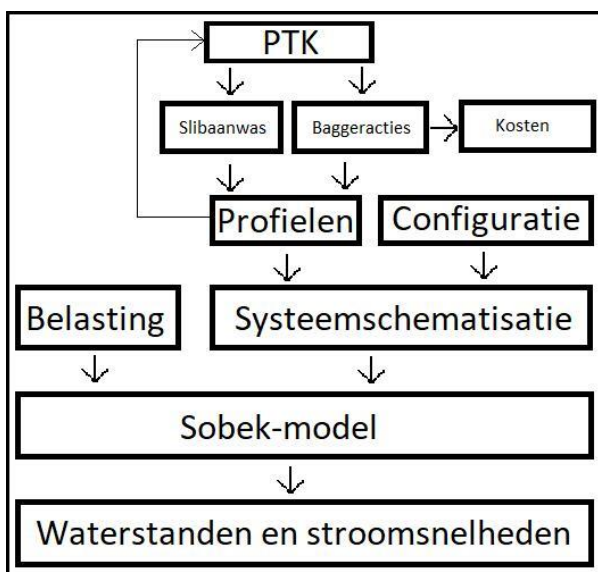
De sliblaag in een watergang kan op twee manieren problemen veroorzaken:

- De eerste zijn ecologische problemen als gevolg van een te dikke sliblaag. Vanuit ecologie en waterkwaliteit zijn doorzicht van het water en bewortelbaarheid van de waterbodem maatgevend om een goede ecologische toestand te kunnen waarborgen.
- De tweede zijn hydraulische problemen als gevolg van een te klein doorstroomprofiel. Vanuit waterkwantiteit zijn het doorstroomprofiel en de af te voeren neerslaghoeveelheid (maatgevende bui) de bepalende factoren. Wanneer het doorstroomprofiel kleiner wordt door baggeraanwas, zal het waterpeil tijdens regenbuien hoger zijn dan gewenst. De mate waarin is afhankelijk van de intensiteit en duur van de bui. Bij een te gering doorstroomprofiel kan op een gegeven moment het waterpeil stijgen tot boven de toetswaarde voor wateroverlast c.q. inundatie.

Beide typen problemen zijn vertaald naar criteria waaraan de verschillende watergangen in en rondom Spijkenisse moeten voldoen. Het presteren van alle watergangen samen leidt tot een indicator die de prestaties van een baggerstrategie samenvat. In combinatie met de uitvoeringskosten zijn de strategieën onderling te vergelijken.

### 6.2 Modelopzet

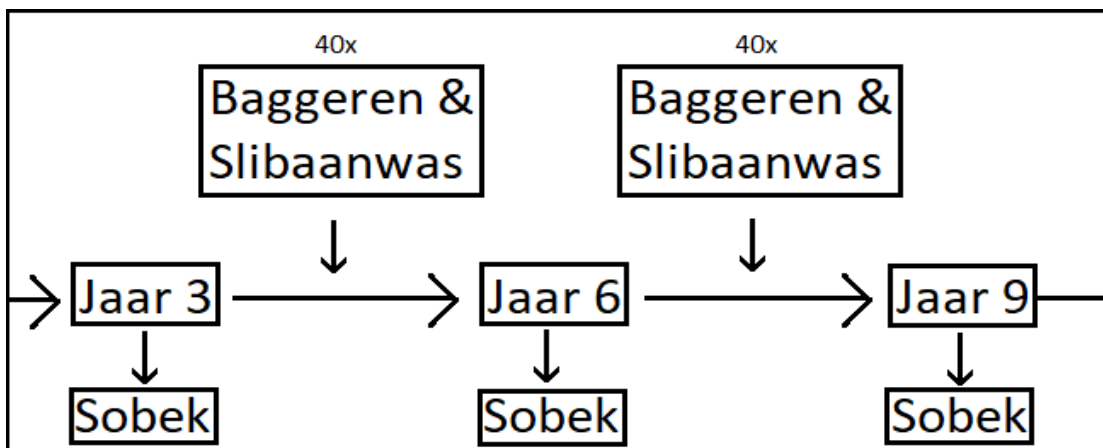
Baggeraanwas verschilt per watergang, is niet gelijk per jaar en is ook niet exact bekend. Dit betekent dat er veel variatie en onzekerheid zit in de slibaanwas. Om hiermee te kunnen rekenen is de modelopzet geschematiseerd zoals weergegeven in afbeelding 6.1. Een Sobek-model wordt gebruikt om een belasting op het watersysteem door te rekenen. De Probabalistic Toolkit (PTK) wordt gebruikt om de profielen die gebruikt worden in het Sobek-model te bepalen. De PTK berekent de slibaanwas en de baggeracties worden opgelegd door de geformuleerde strategieën in de PTK.



Afbeelding 6.1 Modelschematisatie van 1 tijdstap en 1 trekking

Om de onzekerheid in de slibaanwas mee te nemen wordt een Monte Carlo benadering toegepast. De schematisatie in afbeelding 6.1 wordt 40 maal doorgerekend met een random gekozen slibaanwas om het gedrag van het model in één tijdstap te bepalen.

De berekeningen worden met een cyclus van 3 jaar herhaald, wat leidt tot de simulatiecyclus die hieronder in afbeelding 6.2 wordt getoond. In totaal worden er 7 cycli van 3 jaar doorgerekend. Dit komt overeen met een totale simulatieduur van 21 jaar.



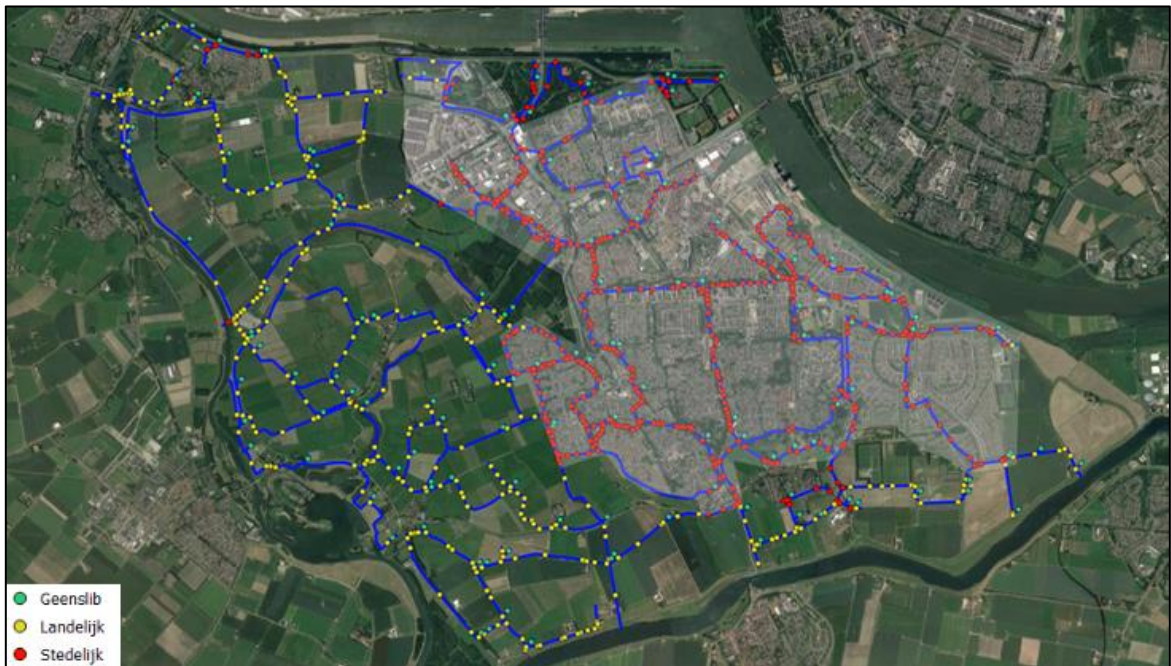
Afbeelding 6.2 Modelcyclus

### 6.2.1 Sobek model

De gebruikte Sobek versie 2.14. De model schematisatie heeft de naam: 20140321\_Putten. Deze schematisatie is gemaakt door Nelen en Schuurmans en is aangeleverd door waterschap Hollandse Delta.

Een deel van de schematisatie is te zien in afbeelding 6.3. Hierin worden alleen de belangrijke onderdelen van het model getoond. Te zien zijn de locaties van de profielen die in het model zijn ingevoerd. Alle profielen in stedelijk gebied zijn rood, die in landelijk gebied geel.

Dit onderscheid is belangrijk, omdat de slibaanwas in stedelijk en landelijk gebied verschillend is. Profielen zonder slibaanwas zijn aangegeven in groen. Het wit-gemarkeerde gebied is het gebied dat als stedelijk gebied is aangemerkt.



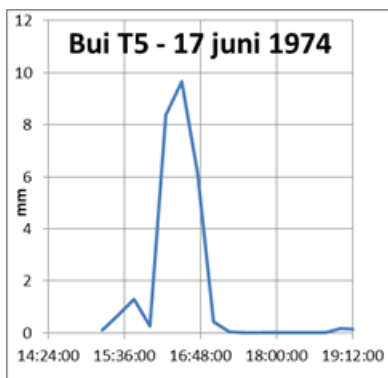
Afbeelding 6.3 Sobek model Spijkenisse

### 6.2.2 Hydraulische belasting

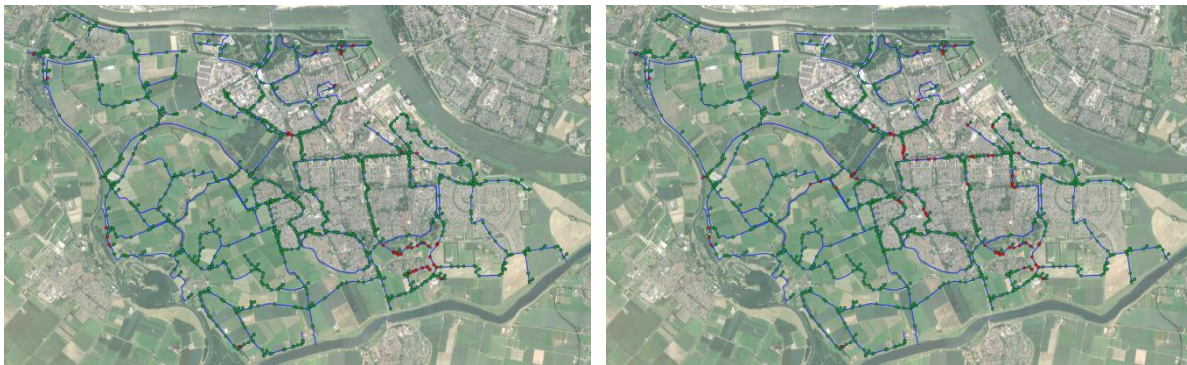
Om de invloed van aanslibbing op de hydraulica te kunnen beoordelen wordt het systeem bij iedere rekencyclus van 3 jaar getoetst met de T=5 bui (afbeelding 6.4). Deze terugkeertijd is gekozen, omdat het systeem bij een berekening zonder slibaanwas bij deze bui nauwelijks waterstandsproblemen vertoont. Dat is de bedoeling, omdat daarmee goed bekeken kan worden wat de invloed van slibaanwas is op overlast voor het hele gebied. Een iets zwaardere bui met een herhalingsstijd van 1x per 10 jaar geeft meer problemen verdeeld over het gebied.

In afbeelding 6.5 wijst iedere rood gemarkeerde locatie op waterstandsproblemen. De T=10 bui afbeelding vertoont meer rode punten. Een test met een herhalingsstijd van 1x per 2 jaar vertoont weinig verschil met de T=5 bui.

Voor het stedelijk gebied geeft dit een aardige eerste indicatie, maar het is voor het landelijk gebied een onvoldoende zware belasting voor toetsing op wateroverlast. Daar zou een T=50 of T=100 bui beter passen. Een berekening met een zwaardere bui is vanwege planning en kosten niet meer uitgevoerd.



Afbeelding 6.4 Neerslag belasting met herhalingstijd 5 jaar



Afbeelding 6.5 Waterstandsproblemen bij neerslag: links bij  $T=5$  bui, rechts bij  $T=10$  bui

### 6.2.3 Probabilistic Toolkit

De Probabilistische Toolkit (PTK, versie 1.7.42.537) roept het Sobek-model aan en kan per rekenslag de hoeveelheid bagger in de profielen laten toenemen. De afname van de doorstroomprofielen is afhankelijk van de gedefinieerde van slibaanwas. De PTK kan meerdere jaren acterelkaar doorrekenen. Dus de uitkomsten van de 1<sup>e</sup> rekenslag worden gebruikt als input voor de 2<sup>e</sup> rekenslag, waarbij de slibdikte in de profielen tussen de twee rondes toeneemt op basis van de gedefinieerde slibaanwas. Hierdoor kan het effect van slibaanwas over meerdere jaren worden beschouwd. Ook kan er worden gekozen om te baggeren tussen twee jaren, dit leidt ertoe dat het profiel wordt gereset tot het initiële profiel en dat het volgende jaar wordt gestart met dit initiële profiel plus de slibaanwas van het betreffende jaar.

Omdat de slibaanwas per jaar kan variëren en ook nog eens onzeker is, is deze parameter als stochast in het model opgenomen. De stedelijke en landelijke slibaanwas zijn beschreven met een uniforme kansverdeling. Vanwege de verschillen in aanwas zijn deze verdelingen ook verschillend.

Elk jaar wordt uit de gedefinieerde kansverdeling een waarde voor de slibaanwas voor landelijke en stedelijke watergangen getrokken. Het functioneren van het systeem wordt gedurende 21 jaar geanalyseerd, met elk jaar een andere mate van slibaanwas. Om de onzekerheid in beeld te brengen, worden de berekeningen 40 keer herhaald. Met de PTK worden dus 40 trekkingen gedaan voor de slibaanwas waarbij iedere trekking een periode van 3 jaar beslaat. Uit de trekkingen kan per jaar een gemiddelde verwachte sliblaag en waterstand worden berekend.

Met de PTK zijn per trekking 7 simulaties van 3 jaar doorgerekend met een gemiddelde slibaanwas die gelijk is aan de verwachte slibaanwas in 3 jaar tijd. In elke trekking zitten dus 7 rondes van 3 jaar. Zo is het mogelijk om de effecten van baggerstrategieën te analyseren over een langere periode. De waardes van de slibaanwas per 3 jaar zijn weergegeven in onderstaande tabel. De aanwas in stedelijk gebied is groter dan in landelijk gebied.

Tabel 8.1 Kentallen baggeraanwas per type gebied

Gebied	Min. (cm per 3 jaar)	Max. (cm per 3 jaar)	Gem. (cm per 3 jaar)
Landelijk	3	15	9
Stedelijk	9	21	15

#### 6.2.4 Baggerstrategieën

De huidige baggeraanpak bij WSHD is cyclisch (1x per 6-7 jaar baggeren indien noodzakelijk op basis van slibdikte) en met name gebaseerd op de eisen vanuit waterkwaliteit. Uitgangspunt is dat de waterkwantiteit hierop in voldoende mate kan meeliften. Baggeren n.a.v. overschrijding van waterkwantiteitseisen (inundatie) zal dan ook niet of nauwelijks voorkomen in het beheergebied van WSHD.

Bovenstaande betekent dat een aanpak volledig op basis van waterkwaliteit en een aanpak volledig op basis van waterkwantiteit weinig tot geen overlap zullen vertonen. Daarom is met behulp van de PTK onderzocht in welke watergangen de eisen t.a.v. waterkwaliteit en ecologie overheersen, in welke watergangen de eisen t.a.v. waterkwantiteit en inundatie en in welke watergangen beide van belang zijn. Dit is een eerste noodzakelijke stap om te komen tot een onderbouwde risicogebaseerde strategie. De gekozen strategie kan met nieuwe modelberekeningen verder geoptimaliseerd en verfijnd worden.

Vier baggerstrategieën zijn doorgerekend, worden en met elkaar vergeleken op basis van kosten en prestatie-eisen. Deze vier strategieën zijn:

- **Niet baggeren.** Basisberekening zonder baggeren als referentie:
  - geen kosten voor schade berekenen, maar alleen effectiviteit vergelijken op basis van verschil in baggerkosten ten opzichte van deze referentie
- **Huidige baggercyclus.** Berekening met baggeren voor waterkwaliteit/ecologie met huidige, vaste baggerinterval:
  - uitgangspunt:
    - baggercyclus 1x per 6 jaar
  - toetsingsparameter:
    - overschrijding 6 jaar periode
  - interpretatie modelresultaat:
    - waar leidt huidige aanpak tot problemen t.a.v. kwantiteit?
- **Slibdikte.** Berekening met baggeren voor waterkwaliteit/ecologie met variabel baggerinterval:
  - uitgangspunt:
    - slibdikte max. 30 cm of 25% van waterdiepte bij streefpeil
  - toetsingsparameter:
    - beoordeling slibdikte per watergang
  - interpretatie modelresultaat:
    - waar is baggeren voor waterkwaliteit limiterend voor kwantiteit?

- **Inundatie.** Berekening met baggeren voor waterkwantiteit/inundatie
  - uitgangspunt:
    - - waterpeil niet hoger dan toetswaarde passend bij bui met bepaalde terugkeerperiode;
  - toetsingsparameters:
    - beoordeling overschrijding van kritisch maaiveld per watergang in landelijk gebied
    - beoordeling overschrijding van drempelhoogte van dichtstbijzijnde overstort in stedelijk gebied
  - interpretatie modelresultaat:
    - waar is baggeren voor waterkwantiteit limiterend voor kwaliteit?

### 6.3 Prestatie indicatoren

Omdat een watersysteem zich complex gedraagt, is het belangrijk om bij het definiëren van strategieën een goed beeld te hebben van de prestatie-eisen die aan het systeem worden gesteld en wat de kritieke punten zijn voor het functioneren van het systeem.

De prestatie-eisen zijn afgeleid uit de bedrijfswaarden van het waterschap, bijvoorbeeld op het vlak van waterkwaliteit, kwantiteit en overlast voor omwonenden. Hiervoor gebruiken we de ontwerpnormen uit de studie KRW doorstroomprofielen Voorne-West, Putten, IJsselmonde' in combinatie met de toetshoogten voor overlast en schade. Deze prestatie-eisen zijn op verzoek van WSHD aangevuld met eisen ten aanzien van waterkwaliteit en ecologie.

Er bestaan ook prestatie-eisen mee voor functies van het watersysteem ten bate van andere stakeholders. Hiervan hebben wij wateroverlast vanuit riolering meegenomen in de analyse. Voor deze laatste zijn de hoogtes van de overstortdrempels in de riolering als toetshoogte gebruikt.

Vier baggerstrategieën zijn beoordeeld op hun prestaties met betrekking tot het ecologisch en hydraulisch functioneren. De twee prestatiecriteria met bijbehorende eisen zijn de volgende:

- **Sliblaagdikte.** De sliblaag mag om ecologische redenen niet te dik worden. Door WSHD wordt gehanteerd dat de maximale dikte van de sliblaag 30 centimeter of 25% van de waterdiepte bij streefpeil mag zijn. Omdat het model voor een aantal profielen onrealistisch lage waterstanden bij streefpeil berekent, is ervoor gekozen om als minimaal waterpeil 20 centimeter te hanteren.
- **Waterstand.** De waterstanden mogen niet te hoog worden met oog om wateroverlast te voorkomen. In het landelijke gebied betekent dit dat het waterpeil niet boven het (kritisch) maaiveld uit mag komen. In het stedelijk gebied mag de waterstand niet boven de drempelhoogte van de dichtstbijzijnde riooloverstort komen<sup>1</sup>. De prestatie-eis is in stedelijk gebied dus veel strenger zijn dan in landelijk gebied.

Voor elke rekentijdstap van 3 jaar wordt beoordeeld of het systeem aan de twee prestatie-eisen voldoet. Het aantal falende trekkingen ( $N_{falend}$ ) in een ronde gedeeld door het totaal aantal trekkingen ( $N_{totaal}$ ) leidt tot een kans op falen ( $P_i$ ) voor profiel  $i$ . Zo kan per profiel worden berekend wat de verwachte faalkans is.

---

<sup>1</sup> Als de oppervlaktewaterstand boven de overstortdrempel uitkomt, dan wordt de afvoer vanuit de riolering gehinderd (of stroomt er oppervlaktewater het riool in) en is de kans op wateroverlast als gevolg van overbelasting van de riolering door neerslag aanzienlijk groter.



In formulevorm is dit:

$$P_i = \frac{N_{falend}}{N_{totaal}}$$

Om naast het ruimtelijke beeld ook de prestatie van het complete watersysteem te kunnen beoordelen is een prestatie-index geformuleerd op systeemniveau. De prestatie-index is het, naar lengte, gewogen gemiddelde van de faalkans van alle profielen gedeeld door het totaal aan profielen. In formulevorm is dit:

$$PI = \frac{\sum P_i * L_i}{\sum L_i}$$

De waarde voor PI varieert tussen 0 en 1, waar 0 betekent dat alle profielen voldoen en 1 betekent dat alle profielen falen in alle trekkingen.

#### 6.4 Kosten

De baggerkosten van een strategie bestaan uit twee componenten: variabele en vaste kosten. De variabele kosten zijn afhankelijk van het gebaggerde volume. De vaste kosten hebben o.a. te maken met de omvang het baggerwerk en de voorbereidende werkzaamheden per watergang. Deze kosten bestaan daarom uit opstartkosten per baggerwerk en kosten per meter watergang. Aangezien er geen informatie beschikbaar is over de omvang van de uitgevoerde baggerwerken zijn alle vaste kosten per meter watergang bepaald.

De eenheidsprijzen voor baggerwerken zijn afgeleid uit Beheerplan Baggerwerken Waterschap Hollandse Delta 2014 – 2028 (WSHD, 2013). Er is onderscheid gemaakt naar kosten voor stedelijk en landelijk gebied. Op basis de tabellen in de figuren 6, 8, 9, 10 en 11 in het beheerplan zijn de kosten op basis van gebaggerde m<sup>3</sup> per jaar bepaald. Deze kosten zijn aanzienlijk lager dan de totale kosten zoals vermeld in tabel 16 van het beheerplan. Het verschil is met het aantal m<sup>1</sup> gebaggerde watergangen per jaar teruggerekend naar een kental voor de vaste baggerkosten. De variabele baggerkosten zijn gebaseerd op de getallen in de figuren 10 en 11 in het beheerplan. De gehanteerde kentallen zijn samengevat in tabel 6.2.

Tabel 6.2 Vaste en variabele kosten van baggeren (bron: WSHD, 2013)

	Landelijk	Stedelijk
'Vaste' kosten per m <sup>1</sup>	€ 3,-	€ 3,-
Variabele kosten per m <sup>3</sup>	€ 12,50	19,25

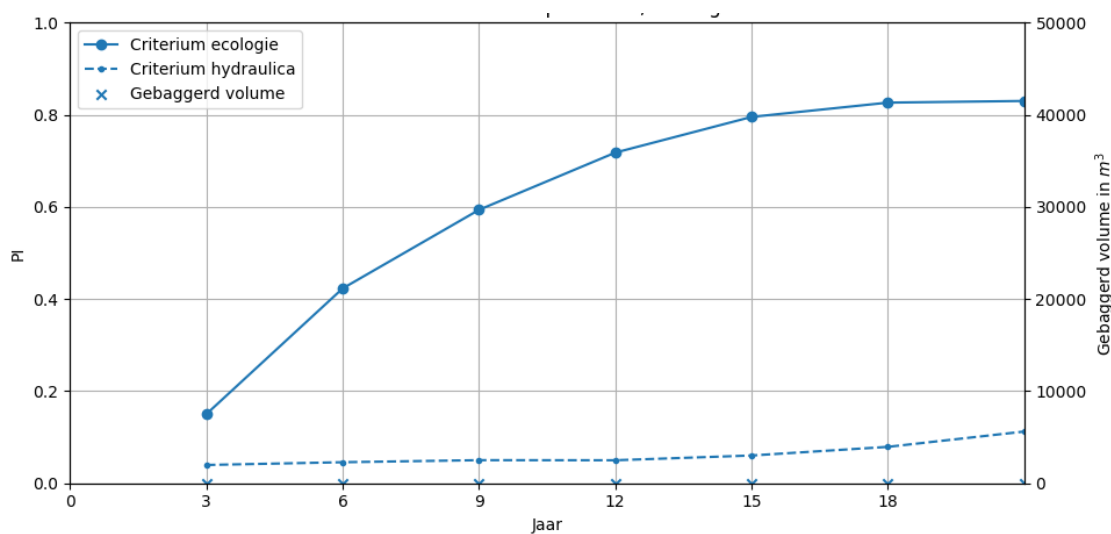


## 7 Modelresultaten

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de vier baggerstrategieën gepresenteerd. Van iedere strategie wordt eerst de prestatie-index voor beide prestatiecriteria als functie van de tijd getoond. Daarbij is ook het gebaggerde volume weergegeven. Daarna is van de ronde met de hoogste waarde van de prestatie-index (PI) het ruimtelijk beeld gegeven. Dit is de ronde waarin het watersysteem het slechtst aan de gestelde eisen voldoet. De totale kosten per strategie worden ook vermeld.

### 7.1 Strategie 0 – Niet baggeren

In strategie 0 wordt niet gebaggerd. Dit vormt het vergelijkingskader voor de te toetsen strategieën. De prestatie-index loopt zoals verwacht op in de tijd. De baggerkosten zijn uiteraard € 0,-. Wat opvalt is dat het criterium op slibdikte een veel grotere PI heeft dan het criterium op waterstand. De PI op slibdikte vlakt af in de laatste jaren. Dit komt doordat alle profielen met slibaanwas na jaar 18 boven de maximaal toelaatbare waarde zitten.



Afbeelding 7.1 Prestatie indicatoren per baggeronde, strategie 0

Afbeelding 7.2 toont de ruimtelijke spreiding van de problemen. De problemen met slib zijn zeer verspreid door het gebied, waar de waterstandsproblemen zich concentreren op een paar locaties en zich alleen in het stedelijk gebied voordoen.



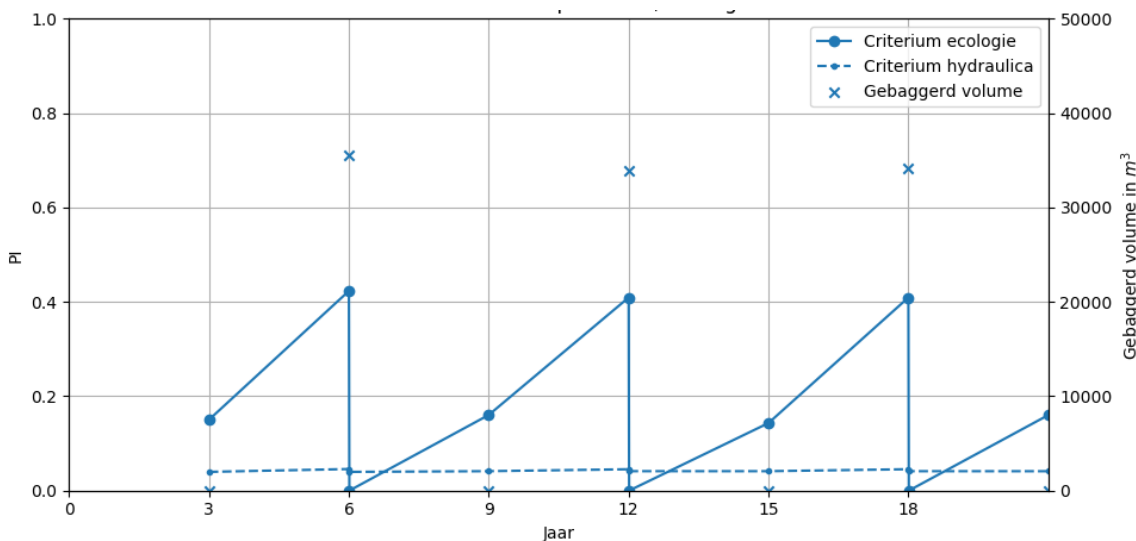
Afbeelding 7.2 Strategie 0, jaar 18: verschillen t.o.v. jaar 1 voor criteria slibdikte (links) en waterstand (rechts)

## 7.2 Strategie 1 – Baggeren met vaste frequentie (1x per 6 jaar)

In strategie 1 worden iedere 6 jaar alle profielen gebaggerd. Dit lijkt op de huidige aanpak. Alleen is in de berekeningen niet getoetst op overschrijding van de maximaal toelaatbare slibdikte voordat wordt overgegaan tot het baggeren van een profiel.

Deze strategie leidt tot de prestatie-indicatoren die getoond worden in afbeelding 7.3. De problemen met het slib blijken minder groot te zijn dan in strategie 0. De maximale PI is nu 0,35 ten opzichte van 0,82 als niet gebaggerd wordt. Toch doen zich in deze strategie ook nog problemen met te dikke sliblagen voor. Waar deze problemen optreden is te zien in afbeelding 7.4 waarin de situatie in jaar 6 juist voor het baggeren wordt getoond.

De kosten van deze strategie bedragen 3,4 miljoen Euro voor 21 jaar volgens de gehanteerde berekenmethode. De netto contante waarde (discontovoet 3%) van deze kosten is 2,4 miljoen Euro.



Afbeelding 7.3 Prestatie indicatoren per baggeronde, strategie 1



Afbeelding 9.4 Strategie 1, jaar 6: verschillen t.o.v. jaar 1 voor criteria slibdikte (links) en waterstand (rechts)

De problemen rondom de sliblaag zijn verspreid rondom het stedelijke gebied. Een aantal locaties faalt voor elke trekking, waar een ander deel van de locaties voor enkele trekkingen faalt (PI tussen 0 en 1). Dit betekent dat na 6 jaar de slibaanwas een behoorlijke invloed heeft op het al dan niet falen van een locatie.

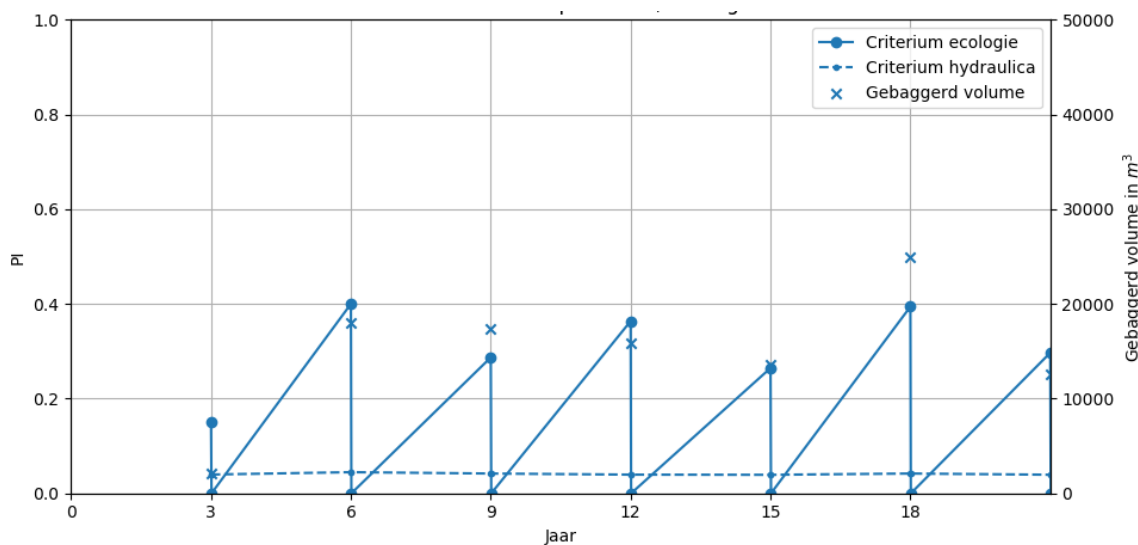
De incidentele waterstandsproblemen die optreden bij deze strategie zijn voornamelijk in het stedelijke gebied. In het landelijk gebied zijn er vrijwel geen problemen met te hoge waterstanden.

### 7.3 Strategie 2 – Baggeren op sliblaagdikte met variabele frequentie

Bij deze strategie is de keuze om te baggeren volledig afhankelijk van de sliblaagdikte van een profiel. Voor ieder profiel is een maximale dikte opgegeven (30 of 25% van de diepte bij het streefpeil). Dit heeft niet geleid tot betere prestaties op de beide criteria (zie afbeelding 7.5). Dit wordt veroorzaakt doordat de beslissing om te baggeren pas wordt genomen nadat de maximale sliblaagdikte is overschreden. Om deze methode beter toe te passen zou de beslissing om te gaan baggeren eerder moeten worden genomen. Dit vraagt om een voorspelling van de slibaanwas voor de komende periode, zodat proactief kan worden gebaggerd in plaats van reactief.

Afbeelding 7.6 toont weinig verschillen ten opzichte van afbeelding 7.4. Dit is ook te verwachten aangezien ze beide jaar 6 tonen en de PI voor beide scenario's weinig afwijken. Het verschil tussen de twee strategieën is wel zichtbaar in het gebaggerde volume. De totalen verschillen weinig, maar strategie 3 heeft de baggerwerkzaamheden verspreid over alle jaren waar de bij strategie 2 de werkzaamheden gefocust zijn in specifieke jaren.

Strategie 2 kost 3,2 miljoen Euro voor 21 jaar. Dit is iets goedkoper dan strategie 1 die 3,4 miljoen Euro kostte. Het kleine verschil zou binnen de onzekerheidsmarge van de resultaten kunnen liggen, maar dat is niet getoetst. Strategie 2 is iets goedkoper, omdat een aantal profielen later wordt gebaggerd en de vaste kosten van het baggeren dus lager uitvallen. Een aantal profielen wordt ook eerder gebaggerd, maar dit is een minder groot deel. De netto contante waarde (discontovoet 3%) van de kosten van deze strategie bedraagt 2,2 miljoen Euro.



Afbeelding 7.5 Prestatie indicatoren per baggeronde, strategie 2



Afbeelding 7.6 Strategie 2, jaar 6: verschillen t.o.v. jaar 1 voor criteria slibdikte (links) en waterstand (rechts)

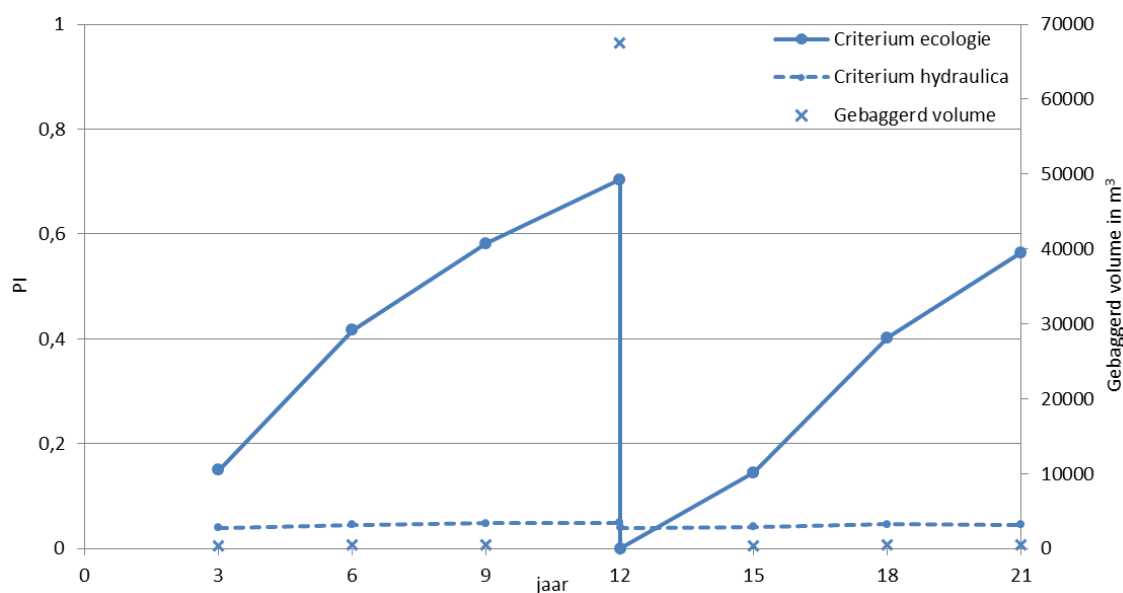
## 7.4 Strategie 3 – Baggeren op waterstand met variabele frequentie

Baggerstrategie 3 is gebaseerd op de profielen die in strategie 0 problemen gaven in de eerste 9 jaar. Alle profielen worden in jaar 12 gebaggerd, maar de profielen die eerder problemen veroorzaken worden in het desbetreffende jaar gebaggerd. Dit moet leiden tot een lagere PI voor de waterstand.

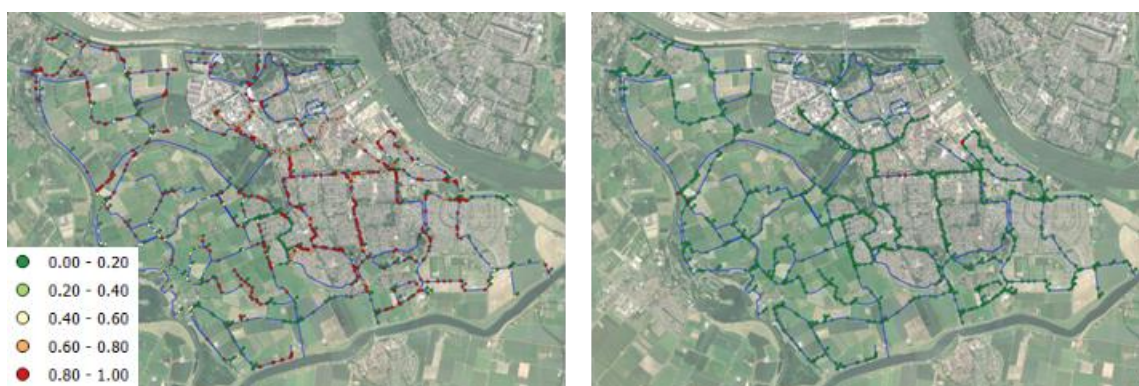
De PI waarden voor deze strategie zijn nagenoeg gelijk aan de waarden van de andere strategieën waarin wordt gebaggerd. Wederom is de ecologische prestatie index veel hoger dan de hydraulische.

Opvallend in afbeelding 7.8 is dat alsnog waterstandproblemen optreden aan de zuidkant van het stedelijk gebied. De waterstanden hier zijn in iedere simulatie boven de drempelhoogte van de dichtstbijzijnde riooloverstort. Een check op de correctheid van de gebruikte drempelhoogtes is hier op zijn plaats.

Doordat de meeste profielen maar 1 keer worden gebaggerd in deze strategie, liggen de kosten een stuk lager. Namelijk 1,6 miljoen Euro. De netto contante waarde (discontovoet 3%) van deze kosten is 1,1 miljoen Euro. Het later baggeren van verschillende locaties levert dus financieel voordeel op. Wel is de PI voor ecologie 1,5 keer hoger dan bij strategie 1 en 2.



Afbeelding 7.7 Prestatie indicatoren per baggerronde, strategie 3



Afbeelding 7.8 Strategie 3, jaar 12: verschillen t.o.v. jaar 1 voor criteria slibdikte (links) en waterstand (rechts)

## 7.5 Conclusies

### Overzicht resultaten

In tabel 7.1 zijn de rekenresultaten per strategie samengevat. Hieruit blijkt dat strategie 2 iets goedkoper is dan strategie 1 (ook in netto contante waarde). De verbetering in maximale afwijking van de gewenste prestaties is bij strategie 2 iets beter dan bij strategie 1, maar de verbetering in gemiddelde afwijking van de gewenste prestaties is juist bij strategie 1 iets beter dan bij strategie 2. Strategie 3 is veel goedkoper dan de andere twee, maar scoort veel slechter op prestaties.

Tabel 7.1 Kosten en prestaties per baggerstrategie

		Kosten (miljoen Euro)	Netto contant (miljoen Euro)	PI ecologie gem. (miljoen Euro)	PI ecologie max. (miljoen Euro)
Strategie 0	'niet baggeren'	0	0	0,62	0,83
Strategie 1	'huidig'	3,4	2,4	0,27	0,42
Strategie 2	'slibdikte/ecologie'	3,2	2,2	0,31	0,40
Strategie 3	'waterstand'	1,6	1,1	0,42	0,70

### *Op de meeste locaties is baggeren voor waterkwaliteit/ecologie leidend*

Op de meeste locaties wordt als eerste het criterium voor ecologie overschreden. Voor het landelijk gebied geldt zelfs dat voor alle locaties ecologie maatgevend is. Belangrijk aandachtspunt hierbij is wel dat de berekeningen zijn uitgevoerd voor een bui met een herhalingsdij van 5 jaar. Als wordt gerekend met een heviger bui, dan kan dit de systeemprestaties beïnvloeden en mogelijk op een aantal locaties wateroverlast maatgevend worden. Dit is echter niet getoetst vanwege tijdgebrek.

### *Op een aantal locaties in stedelijk gebied is baggeren voor waterstand/overlast leidend*

In stedelijk gebied blijkt dat op een beperkt aantal locaties wateroverlast maatgevender is dan ecologie voor besluiten over baggeren. Het is verstandig om hier goed naar te kijken, omdat dit kan samenhangen met een te krap watersysteem rondom die locaties of met een foutieve drempelhoogte. In het eerste geval voor deze locaties een aparte risicogestuurde baggeraanpak worden opgesteld. In het tweede geval moet de gehanteerde kritische grens in de PTK worden aangepast. Hiervoor moet bij de gemeente getoetst worden of de gebruikte hoogtes van de overstortdrempels kloppen.

### *Optimalisatie van de huidige strategie is mogelijk door toestaan variatie in frequentie*

Het baggeren in de derde strategie is iets goedkoper dan in de tweede strategie zonder dat de prestatie van het systeem erop achteruit ging. Dit zou binnen de onzekerheidsmarge van de resultaten kunnen liggen, maar dat is niet getoetst. Wel geeft het aan dat optimalisaties mogelijk zijn in de strategie als een baggerfrequentie groter dan 1x per 6-7 jaar wordt gekozen. Berekeningen voor verdere optimalisatie zijn in het kader van ROBAMCI niet uitgevoerd.

### *Buien met grotere herhalingsdijden toepassen om impact beter in te schatten*

Het watersysteem is doorgerekend met een bui met een herhalingsdij van 1x per 5 jaar. Bij nader inzien lijkt deze bui niet hevig genoeg om de effecten op hydraulica te toetsen. Daarom wordt aangeraden de berekeningen met de PTK te herhalen met voor het stedelijk gebied een T=10 bui en voor het landelijk gebied een T=100 bui. Dit leidt mogelijk tot aangepaste conclusies t.a.v. de maatgevendheid van ecologie of waterstand op bepaalde locaties.

### *Kosten nauwkeuriger in beeld brengen en strategieën opnieuw doorrekenen*

De kostenkennallen van het project "Baggeren onder de loep" waren nog niet beschikbaar voor ROBAMCI. Daarom is gerekend met een sterk vereenvoudigde kostenfunctie. Om de baggerstrategie verder te optimaliseren is het verstandig om de inzichten uit het genoemde project te gebruiken in nieuwe berekeningen met de PTK.



## 8 Monitoringstrategie voor de (nabije) toekomst

In hoofdstuk 5 is uitvoerig ingegaan op onzekerheden en betrouwbaarheid van de beschikbare data. Deze data bestaat onder andere uit handmatige peilgegevens. Verder is van het beheergebied een hydraulisch model samengesteld (echter onvoldoende gekalibreerd?). Het peilen van watergangen gebeurt normaliter enkel vooraf- en na afronding van een baggerwerk. Tussentijdse handmatige peilingen voor het bepalen van aanwas over de tijd zijn normaalgesproken niet beschikbaar. Daarnaast worden profielen veelal niet op de zelfde plek genomen (behalve bij in- en uitpeilingen) en bevatten peilgegevens een aanzienlijke onnauwkeurigheid. In verband hiermee zijn peilgegevens niet bruikbaar voor het bepalen van aanwas. Het is dus lastig om met traditionele peilingen knelpunten in het watersysteem te kunnen bepalen.

Voor verkrijgen van de juiste informatie voor het bepalen van de hoeveelheid aanwas en vaststellen van potentiële knelpunten zal een monitoringsprogramma moeten worden opgesteld. Monitoringstechnieken die hierbij (in combinatie) kunnen worden ingezet zijn:

- Repeterende vlakdekkende metingen van de waterbodem c.q. sliblaag (single of multibeam).
- Stijghoogtemetingen in combinatie met weersomstandigheden (met name wind en neerslag).

### 8.1 Repeterende vlakdekkende metingen

Voor het bepalen van de aanwas in een watersysteem wordt aanbevolen vlakdekkende metingen te gebruiken. Dit ondervangt het gebrek aan inzicht in ruimtelijke spreiding door het gebied heen of in een watergang zoals bij traditionele peiling per dwarsprofiel het geval is.

Door herhaling van deze metingen in de tijd wordt inzicht verkregen in de aanwas in een bepaald watersysteem. Eventuele vastgestelde ophopingen en drempels kunnen dan regulier worden gebaggerd om het falen van het gehele systeem te voorkomen.

Het nauwkeurig inwinnen van data van de waterbodem voor het verkrijgen van vlakdekkende informatie van dieptes van de waterbodem wordt uitgevoerd met multi- of single beam apparatuur. Ook voor kleinere watergangen is tegenwoordig apparatuur beschikbaar om deze data in te winnen d.m.v. op afstand bestuurbare bootjes die zijn uitgerust met een nauwkeurige GPS en met een multi of single beam echo sounder. Op onderstaand plaatje is een dergelijk op afstand bestuurbaar bootje weergegeven.



Afbeelding 8.1 Voorbeeld meetbootje voor kleine watergangen

## 8.2 Stijghoogte metingen in combinatie met weersomstandigheden

Stijghoogte metingen kunnen worden gebruikt om realtime het verhang in het watersysteem te kunnen volgen. Op basis van de metingen wordt inzicht verkregen in de weerstand in het watersysteem over de tijd. Locaties met een toenemend verhang vormen een hydraulisch knelpunt en moeten worden gebaggerd.

De posities van de sensoren kunnen worden bepaald op basis van het hydraulisch model. Deze metingen dienen te worden gecombineerd met metingen van neerslag, windrichting en snelheid, omdat anders opwaaiing niet kan worden gescheiden van toegenomen weerstand.

Met behulp van deze data kan tevens het hydraulisch model worden gekalibreerd. Hiermee kunnen strategieën en scenario's realistischer worden doorgerekend.

## 8.3 Kosten metingen

De kosten van het verrichten van extra metingen is afhankelijk van de complexiteit van het watersysteem. Dit zal dus altijd maatwerk zijn. Verhoudingsgewijs zijn de kosten van monitoring klein in vergelijking met bagger- en verwerkingskosten. Over het algemeen geldt dat intensief monitoren loont en een kostenbesparing kan opleveren. Daarbij moet goed gekeken worden naar het type water en naar de omgeving. Bijvoorbeeld zal in een buitengebied met smalle sloten monitoring niet altijd een kostenreductie opleveren (uitgaande dat alle specie direct op de oever mag worden verspreid). Wel wordt met monitoren meer inzicht verkregen op de werkelijke werking van het gehele watersysteem onder verschillende omstandigheden. Monitoring zal in dat geval niet direct leiden tot kostenreductie van het baggeren, maar wel in beter inzicht in de werking van het gehele watersysteem. Beter inzicht in de werking van het watersysteem zal mogelijk leiden tot aanpassing van het maalregime wat weer kan zorgen voor een kostenreductie in energiekosten (duurzaamheid) of aanpassing van het systeem.

Monitoring aan watersystemen zal dus waardevolle informatie opleveren wat in een breder verband gebruikt kan worden. Investeringskosten van monitoring moeten daarom niet alleen worden toegerekend aan “baggeren” maar als kosten voor “assetmanagement watersystemen” waarvan baggeren een onderdeel is.



## 9 Conclusies en discussie

### 9.1 Conclusies

#### Doel van de studie

Het doel van de case studie was oorspronkelijk om drie baggerstrategieën voor Spijkenisse en omgeving te vergelijken op basis van kosten, prestaties en risico's. Dit zijn op hoofdlijnen:

- 1 Cyclisch baggeren met een vaste periode (dit is de huidige aanpak),.
- 2 Risicogestuurd baggeren aan de hand van inspecties en monitoring, waarbij gebaggerd wordt als een kritieke waarde wordt overschreden.
- 3 Een combinatie van deze strategieën.

Gedurende de uitvoering zijn in overleg de te beschouwen strategieën aangepast. De reden is dat zowel voor wateroverlast/inundatie gebaggerd kan worden als voor waterkwaliteit/ecologie. Beide vragen een andere baggeraanpak en op voorhand is niet duidelijk waar welke benadering maatgevend is:

- Voor wateroverlast/inundatie wordt niet gebaggerd waar de overlast optreedt, maar waar het verhang benedenstrooms te groot is vanwege teveel slib in de watergang. Doel van de baggerwerkzaamheden is het herstel van het doorstroomprofiel.
- Voor waterkwaliteit/ecologie is het doel van het baggeren het verwijderen van de sliblaag die worteling van waterplanten hindert en mogelijk troebelheid veroorzaakt. Er wordt dus gebaggerd op plekken waar de sliblaag te dik is en daardoor ter plaatse de ecologie hindert.

#### Vergelijking van de baggerstrategieën

Als noodzakelijke eerste stap voor een onderbouwde risicogebaseerde baggerstrategie is onderzocht in welke watergangen baggeren voor waterkwaliteit maatgevend is en in welke watergangen baggeren voor wateroverlast/inundatie. Hiervoor zijn met de Probabilistische Toolkit (PTK) van ROBAMCI de volgende berekeningen uitgevoerd:

- (0) Basisberekening zonder baggeren als referentie.
- (1) Berekening voor baggeren met vaste frequentie (= huidige aanpak).
- (2) Berekening met baggeren voor waterkwaliteit/ecologie en variabele frequentie.
- (3) Berekening met baggeren voor waterkwantiteit/inundatie en variabele frequentie.

Op basis van deze berekeningen is geëvalueerd of waterkwaliteit maatgevend is voor alle watergangen, of dat er ook watergangen zijn waar de functie ten aanzien van waterkwantiteit in het gedrang komt als waterkwaliteit leidend is.

#### Beschrijving van de ecologische systeemtoestand

Voorafgaand aan de modelberekeningen is de ecologische systeemtoestand beoordeeld op basis van metingen en waarnemingen. Dit vormt een afspiegeling van de werkelijke situatie inclusief slibaanwas en baggeringrepen. Hieruit blijkt dat er over het gebied grote verschillen zijn. In sommige watergangen groeien volop ondergedoken waterplanten, maar in de meeste watergangen zijn er nagenoeg geen. Ook zijn er ruimtelijke verschillen in de sturende factoren voor de waterkwaliteit (lichtklimaat, slib, etc.).

Ten aanzien van baggeren is de voorlopige conclusie dat in de watergangen op Putten baggeren vanuit waterkwaliteitsoogpunt in een deel van de gevallen wenselijk is, maar in andere watergangen niet nodig lijkt of zelfs onwenselijk is. Waarschijnlijk valt winst te behalen

door het baggerbeleid beter af te stemmen op de lokale condities, zoals huidige ecologische toestand, waterkwaliteit, dimensies, hydrologie, slibaanwas en andere factoren (zoals doorzicht) die bepalend zijn voor de ecologische waterkwaliteit.

## **Resultaten van de modelberekeningen**

Op de meeste locaties wordt als eerste het criterium voor ecologie overschreden. Voor het landelijk gebied geldt zelfs dat dit voor alle locaties maatgevend is. In stedelijk gebied blijkt dat op een beperkt aantal locaties wateroverlast maatgevender is dan ecologie voor baggeren. Dit kan samenhangen met een te krap watersysteem rondom die locaties, waardoor een aparte risicogestuurde baggeraanpak moet worden opgesteld voor die systeemdelen. Het is ook mogelijk dat de drempelhoogte van de riooloverstort niet klopt. Advies is deze hoogtes goed te controleren in overleg met de gemeente Spijkenisse.

Het baggeren in de derde strategie ('baggeren voor waterkwantiteit/inundatie') was goedkoper dan in de tweede strategie ('baggeren voor waterkwaliteit/ecologie') zonder dat de prestatie van het systeem erop achteruit ging. Dit zou binnen de onzekerheidsmarge van de resultaten kunnen liggen, maar dat is niet getoetst. Wel geeft het aan dat optimalisaties mogelijk zijn in de baggerstrategie als een baggerfrequentie groter dan 1x per 6-7 jaar wordt gekozen. Hoeveel precies en in welke delen van het watersysteem moet met nieuwe berekeningen met de PTK getoetst worden. Berekeningen voor verdere optimalisatie zijn in het kader van ROBAMCI niet uitgevoerd.

## **Belangrijkste aanbevelingen uit de studie**

Naar aanleiding van de bevindingen in deze studie zijn er de volgende aandachtspunten:

- Voer een complete analyse uit van de ecologische toestand van het watersysteem en differentieer op basis daarvan de baggernoodzaak per watergang.
- Zorg voor eenduidiger bepaling van de slibdikte, bij voorkeur door een gebiedsdekkende bepaling per watergang of door de metingen in een watergang telkens in hetzelfde profiel te herhalen.
- Verbeter het inzicht in de baggeraanwas.
- Verbeter het hydraulisch model en toets daarmee de situatie voor gebeurtenissen met een grotere herhalingstijd.
- Vergelijk de resultaten van deze studie met de stationaire belastingen die WHSD gewoonlijk hanteert.
- Verbeter het inzicht in de baggerkosten.

## **9.2 Discussie**

### **Kanttekeningen bij de resultaten**

De resultaten van de case baggeren hebben een belangrijke bijdrage geleverd aan de verdere ontwikkeling van de methodiek, de overkoepelende business case en de tooling voor ROBAMCI. Bij de uitwerking van de case baggeren in het kader van ROBAMCI zijn keuzes gemaakt die van invloed zijn op de bruikbaarheid van de resultaten van de case voor WHSD:

- Er is gerekend met buien met een bepaalde herhalingstijd in plaats van stationaire belastingen zoals gebruikelijk is bij WHSD. Dit maakt de resultaten minder goed vergelijkbaar met eerdere studies van het waterschap.

- Voor de analyse van de watersysteemprestaties is een model beschikbaar. Een aantal zaken in dit model maken het minder geschikt voor de analyse: (1) Alleen de grote watergangen zijn opgenomen in het model. Kleinere watergangen zijn samengevoegd in bakjes met een bepaald bergend volume. Hierdoor kunnen kleinere watergangen niet meegenomen worden in de optimalisatie van de baggercyclus. (2) Een aantal duikers en stuwen in het model is gesloten. D.w.z. de stroomrichting staat in het model ingesteld op 'none' of de drempelhoogte ligt ver boven maaiveld. Hierdoor zijn delen van het watersysteem afgesloten van de rest en kan het regenwater vanuit die delen niet afgevoerd worden naar de gemalen. (3) Het model bij de start van de berekeningen niet stabiel. De stroomsnelheid varieert sterk in de eerste tijdstappen.
- De impact van bagger in de watergangen op de hydraulische prestaties van het systeem is beoordeeld op basis van overschrijdingen van grenswaarden van waterstanden in plaats van stroomsnelheden bij stationaire belastingen zoals gebruikelijk is bij WSHD. Hiervoor is gekozen, omdat de SOBEM berekeningen bij de start van een berekening geen stabiele stroomsnelheden opleveren. Daardoor is stroomsnelheid ongeschikt voor het automatisch bepalen van de baggerbehoefte m.b.v. de ROBAMCI tools. Het overeenkomstig de wensen van WSHD evalueren van de baggervarianten op basis van stroomsnelheid bij een afvoernorm van 1,5 en 2 l/s/ha vraagt om een verbetering van het rekenmodel waardoor de sterk variërende stroomsnelheden in de eerste tijdstappen verdwijnen.
- Vanwege het overwegend organische materiaal in het slib door de veenbodems in het gebied rondom Spijkenisse zijn de resultaten lastig vertaalbaar naar de rest van het beheergebied van WSHD. Op de andere eilanden binnen het beheergebied bevat de waterbodem voornamelijk anorganisch materiaal, omdat zand vanaf de landbouwpercelen de watergangen in waait.
- Er is gerekend met een bui met een herhalingstijd van 1x per 5 jaar. Deze bui is wel representatief in stedelijk gebied, maar niet voor inundatie in landelijk gebied. Voor landelijk gebied zouden de berekeningen opnieuw uitgevoerd moeten worden met een bui met een grotere herhalingstijd (bijv. 1x per 50 of 100 jaar). Voor stedelijk gebied kan 1x per 10 jaar onderzocht worden. Beide alternatieven zijn niet uitgewerkt binnen deze studie.
- In de studie zijn geen gedetailleerde kostengegevens gebruikt, maar indicatieve kostenschattingen. Dit was noodzakelijk, omdat door WSHD geen gegevens hiervoor zijn aangeleverd. Er waren alleen gemiddelde eenheidsprijzen per m<sup>3</sup> beschikbaar. Het is verstandig om de berekeningen te herhalen met realistischer kostengegevens. Hiervoor kunnen mogelijk de data uit het project 'Baggeren onder de loep' gebruikt worden.
- De baggeraanwas is geschat op basis van expertmeningen en niet op basis van profieldata. Hierdoor is geen differentiatie per (type) watergang mogelijk en kan alleen een globale indruk van de verschillen tussen strategieën worden verkregen. Een optimalisatie van de baggeraanpak op het niveau van een watergang of groep watergangen is nog niet goed mogelijk. Dit vraagt om voldoende betrouwbare informatie over baggeraanwas op detailniveau.
- Op verzoek van het waterschap is het aantal beschouwde vrijheidsgraden in de studie beperkt gehouden. De focus van de case ligt alleen op baggeren. De invloed van verstopte duikers en waterplanten op de doorstroming is niet meegenomen.
- Bij de uitwerking van de case zijn op verzoek van het waterschap geen andere stakeholders betrokken. In een later stadium kan het waterschap gemeente en andere partijen (zoals provincie en boeren) informeren en met hen afstemmen.





## 10 Referenties

Nelen & Schuurmans (2014). KRW Doorstroomprofielen Voorne-West, Putten, IJsselmonde, 7 augustus 2014.

Waterschap Hollandse Delta (2017). Verkennende scenario's baggeraanwasmodel. Versie 2, concept, 20 juli 2017.

Waterschap Hollandse Delta (2013). Beheerplan Baggerwerken Waterschap Hollandse Delta 2014 – 2028. Definitief, mei 2013.

Waterschap Hollandse Delta (2011). Meerjarenbaggerplan (2012 - 2018) Waterschap Hollandse Delta. Statisch deel (beleidsmatige uitgangspunten). Juli 2011.



## **A Kaarten systeemanalyse hydraulica**



## B Systeemanalyse waterkwaliteit

### B.1 Inleiding

In de casus 'baggeren' van het Robamci-project wordt onderzocht of er minder kan worden gebaggerd binnen de randvoorwaarden die het waterkwantiteits- en waterkwaliteitsbeheer stellen. Deze paragraaf beschouwt de potentiële effecten van baggeren op de (ecologische) waterkwaliteit in de wateren op Putten. Hiervoor is een beknopte analyse uitgevoerd naar de samenhang tussen de (ecologische) waterkwaliteit en de waterbodem in het oppervlaktewatersysteem in en rond Spijkenisse (op Putten) in het beheergebied van Waterschap Hollandse Delta.

### B.2 Invloed van baggeren op de waterkwaliteit

Baggeren grijpt op verschillende manieren in op het aquatische ecosysteem en op de waterkwaliteit. De gevolgen van baggeren kunnen positief, maar ook neutraal of zelfs negatief uitpakken. De lokale condities zijn hierin grotendeels bepalend. Het is daarom niet mogelijk om algemeen geldende uitspraken te doen over het effect van baggeren op de (ecologische) waterkwaliteit. De volgende processen treden zoal op:

- verwijdering van (een deel) van de sliblaag, waarmee nutriënten, zaden en organismen uit het watersysteem worden onttrokken:
  - de verwijdering van nutriënten is gunstig voor de waterkwaliteit. De chemische samenstelling van het slib en de onderliggende waterbodem die vrijkomt na het baggeren, zijn bepalend voor het precieze effect op de waterkwaliteit. Als de samenstelling van de onderliggende waterbodem vergelijkbaar is met de samenstelling van de sliblaag verwachten we bijvoorbeeld weinig effect op de waterkwaliteit;
  - de verwijdering van (fijn) slib is gunstig voor de worteling van waterplanten, omdat na baggeren harder substraat beschikbaar komt;
  - de verwijdering van (fijn) slib kan gunstig zijn voor het doorzicht, als minder opwerveling door wind en vis optreedt;
  - de verwijdering van zaden en organismen kan nadelig zijn voor het ecosysteem, zeker wanneer in korte tijd een groot deel van het oppervlaktewatersysteem gebaggerd wordt of wanneer de baggerfrequentie hoog is.
- toename van de waterdiepte:
  - in ondiepe sloten is een toename van de waterdiepte ecologisch gewenst, omdat een minimale diepte nodig is voor een goede waterkwaliteit (erg ondiepe sloten warmen snel op en kampen eerder met zuurstofloosheid). Vaak wordt uitgegaan van een minimale waterdiepte van 60 cm;
  - in diepe sloten kan een toename van de waterdiepte juist negatief uitpakken, doordat niet meer voldoende licht bij de bodem komt voor de groei van waterplanten. Dit is afhankelijk van de helderheid van het water in relatie tot de waterdiepte. Volgens een algemene vuistregel dient het doorzicht (ofwel de Secchi-diepte) minimaal 60 procent van de waterdiepte te bedragen.

Of de gevolgen van baggeren op de waterkwaliteit positief of negatief zijn, hangt dus af van systeemspecifieke condities zoals de waterdiepte, slibdikte, chemische en fysische samenstelling van het slib en van de onderliggende waterbodem, het doorzicht en de factoren die het doorzicht beïnvloeden (zoals algen en zwevend stof).

### B.3 Vraagstelling

Baggeren beïnvloedt op verschillende manieren de (ecologische) waterkwaliteit. Het effect van baggeren is afhankelijk van de systeemspecifieke condities en lokale context.

De centrale vraag van deze analyse luidt: wat zijn de potentiële effecten van baggeren op de (ecologische) waterkwaliteit in de wateren op Putten? En meer specifiek gaat het om de vraag: zijn er locaties aan te wijzen waar baggeren vanuit waterkwantiteitsoogpunt nodig is, maar waar dit vanuit waterkwaliteitsoogpunt onwenselijk zou zijn?

### B.4 Aanpak analyse

We hebben de centrale vraag beschouwd op basis van een analyse uitgaande van diverse meetgegevens van Waterschap Hollandse Delta, over de waterkwaliteit, de waterdiepte, de slibdikte en de bedekking met ondergedoken waterplanten. De volgende gegevens zijn gebruikt:

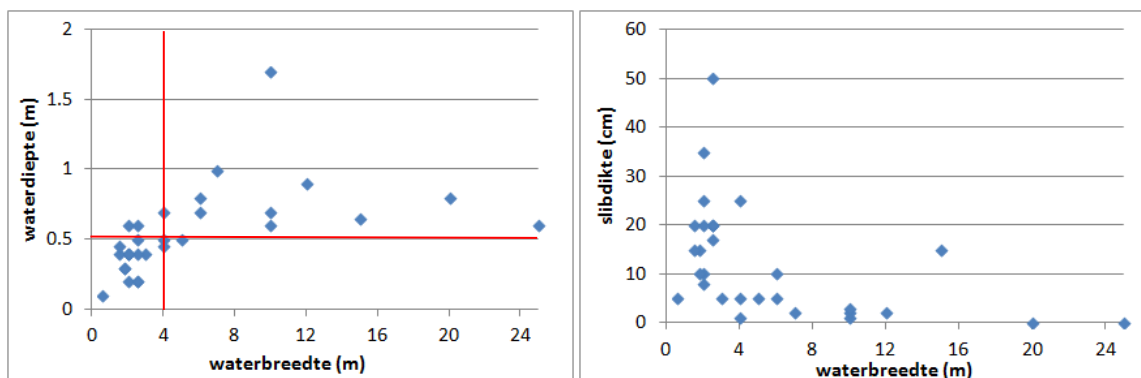
- quickscan (bronbestand: 20161024 VQS Putten). In de periode juni/juli 2015 zijn 32 watergangen bemonsterd. Hierbij zijn onder meer gegevens verzameld over de vegetatiebedekking, diepte, doorzicht en slibdikte. Deze dataset geeft de meeste informatie;
- dataset met waterkwaliteitsgegevens (bronbestand: 20161017 Putten\_chemie\_GW.xlsx) met in de periode 2007 - 2016 gegevens voor 9 meetlocaties;
- dataset met kengetallen van meetpunten van het waterschap (bronbestand: 20161017 PUTTEN\_HYBI\_1). Deze dataset bevat doorzicht en waterdiepte voor 10 meetpunten, slibdikte voor 3 meetpunten.

#### *Kenmerken watergangen: waterdiepte, waterbreedte en slibdikte*

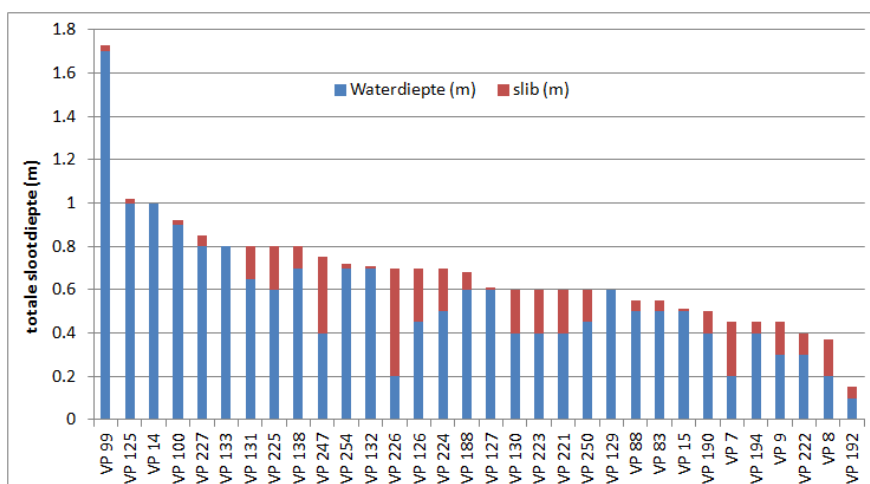
De 32 bemonsterde locaties van de quick scan (zomer 2015) betreffen overwegend lijnvormige wateren in het landelijk gebied buiten Spijkenisse. De watergangen zijn grofweg te verdelen in smalle ondiepe watergangen (< 4 m breed en < 50 cm diep) enerzijds en diepe(re) en brede(re) watergangen (> 4 m breed en > 50 cm diep) anderzijds (afbeelding B.1). In de watergangen die tot de tweede categorie (> 4 m breed) behoren, ligt vrijwel geen slib (gemiddeld < 5 cm). In de kleinere slootjes (< 4 m breed) ligt juist wel veel slib (gemiddeld 17 cm) (rechter diagram in afbeelding B.1).

De 'totale slootdiepte' is de waterdiepte die bereikt kan worden als de sliblaag volledig wordt weggebaggerd. Deze diepte staat in afbeelding B.2 weergegeven als de huidige waterdiepte plus de slibdikte. In circa twee derde deel van de sloten is een diepte van tenminste 60 cm haalbaar. In de meeste overige sloten is een diepte van circa 40 à 60 cm haalbaar.

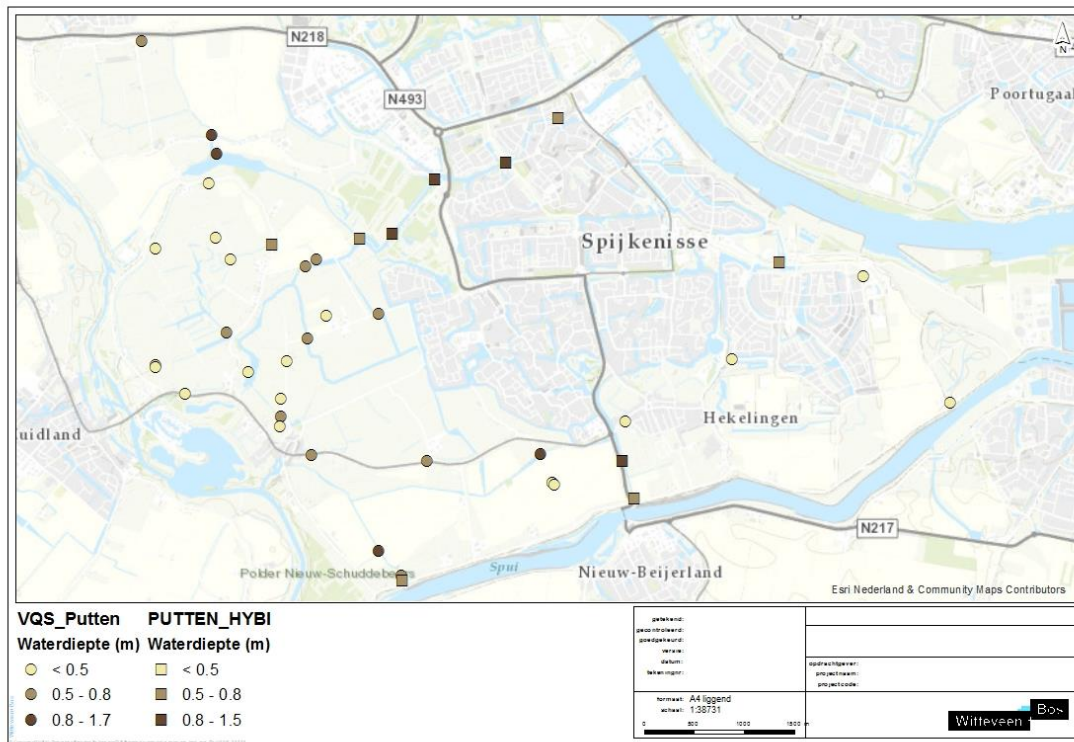
Afbeelding B.2 en B.3 tonen een kaart met de ruimtelijke ligging van de meetpunten, ingedeeld naar waterdiepte (< 50 cm, 50 à 80 cm en > 80 cm) en slibdikte (< 5 cm, 5 à 19 cm, 20 à 30 cm en > 30 cm). Hieruit blijkt dat de slibdikte in slechts enkele watergangen meer dan 20 of 30 cm is (dit is de 'bagger-interventie-diepte' ofwel BID in respectievelijk het stedelijk en landelijk gebied).



Afbeelding B.1 Spreidingsdiagrammen met de relatie tussen de waterbreedte en waterdiepte (links; twee locaties met een waterbreedte van 70 en 100 m vallen buiten dit spreidingsdiagram) en tussen de waterbreedte en de slibdikte (rechts). De rode lijnen in de linker afbeelding illustreren de tweedeling in het gebied met ondiepe smalle watergangen enerzijds en brede diepe watergangen anderzijds. Bron: quickscan zomer 2015 (n = 32).

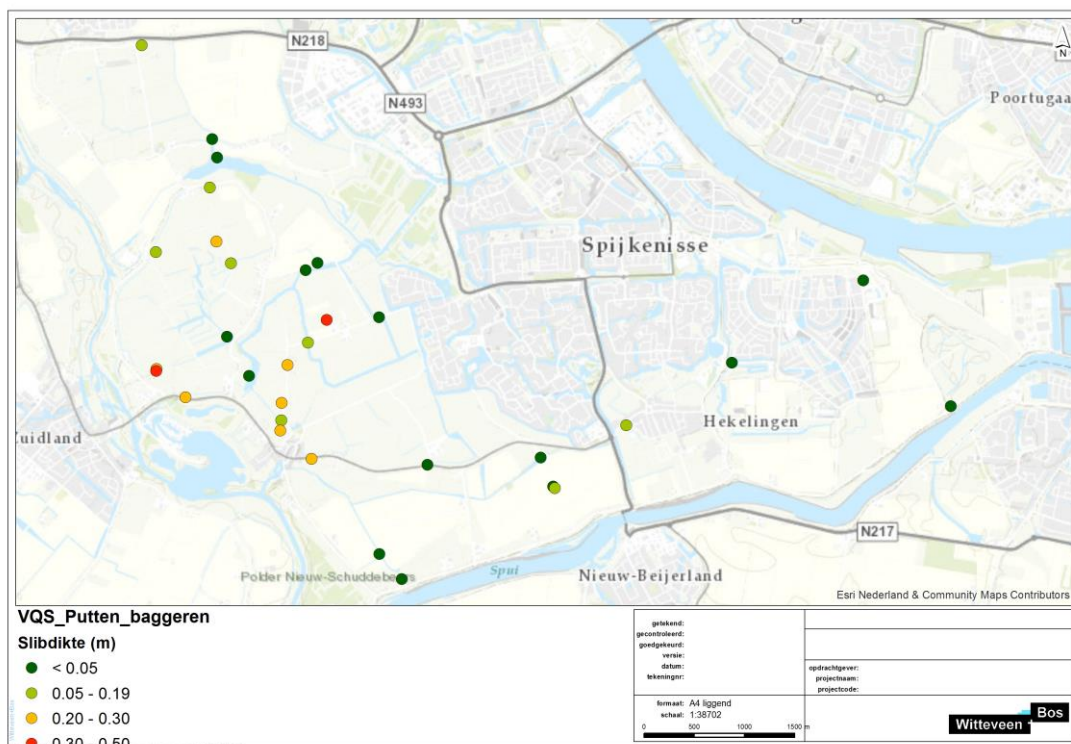


Afbeelding B.2 Waterdiepte en slibdikte in meter, gesorteerd naar de totale slootdiepte (waterdiepte en slibdikte). Bron: quickscan.



Afbeelding B.3 Gemeten waterdiepte (m) op 32 meetpunten tijdens de quickscan in 2015 (cirkels) en op 10 vaste meetpunten van het waterschap.





Afbeelding B.4 Gemeten slibdikte op 32 meetpunten tijdens de quickscan in 2015.

## B.5 Baggertoestand watersysteem

In het landelijk gebied rondom Spijkenisse loopt het baggerwerk op schema met een cyclus van 1x per 6 tot 7 jaar. Volgens opgave van het waterschap zijn deze watergangen in 2013/2014 gebaggerd. Hierbij worden in principe ook de kleinere slotjes meegenomen die buiten het hoofdwatersysteem liggen. Alle watergangen worden minimaal 1x per jaar, soms zelfs 2x per jaar geschouwd en geschoond. Dit beperkt waarschijnlijk de baggeraanwas.

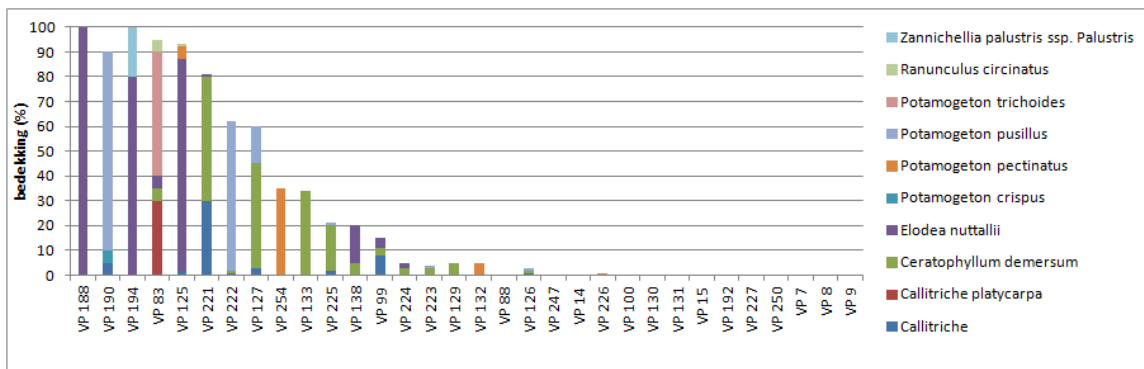
De hier gepresenteerde data laten zien dat circa anderhalf jaar na het baggeren de bredere watergangen nog (vrijwel) vrij van slib zijn, maar dat in de smallere watergangen al (of: nog steeds) wel veel slib ligt. Van de smallere watergangen weten we dus niet of de aanwezigheid van bagger het gevolg is van baggeraanwas, of dat deze watergangen in de praktijk toch niet allemaal gebaggerd zijn.

In stedelijk gebied is een baggerachterstand. Hier wordt op verzoek van de gemeente niet tot op de vaste bodem gebaggerd vanwege de kans op opbarsten van de veenbodem. De gemeente laat 30 cm bagger bovenop het veen liggen. In het landelijk gebied wordt wel gebaggerd tot op de vaste bodem.

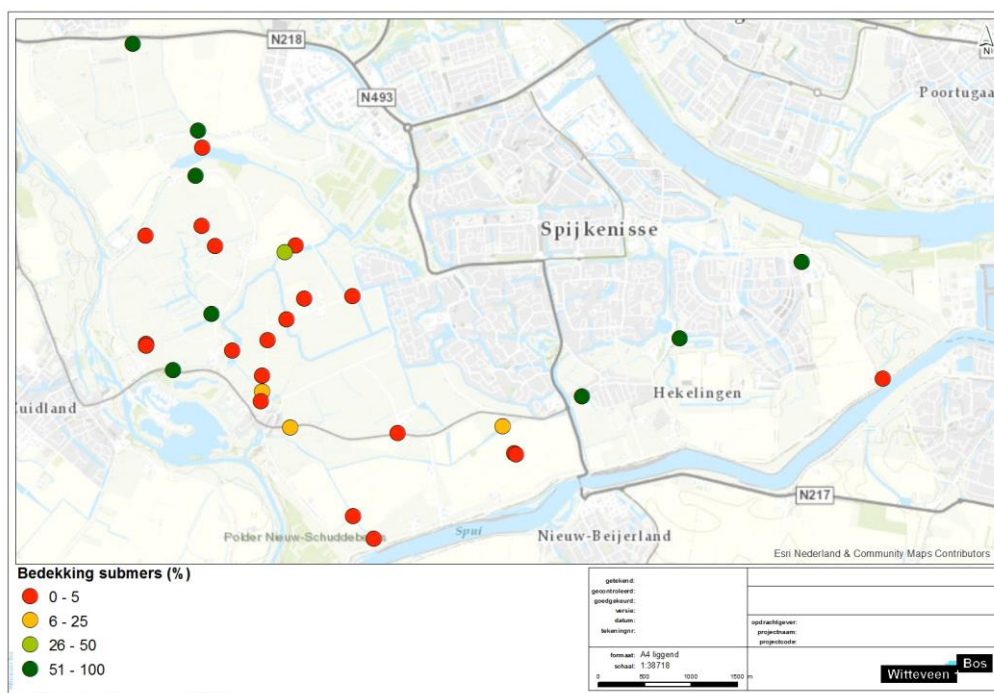
### *Ecologische toestand: ondergedoken waterplanten*

In veel watergangen groeien geen of vrijwel geen ondergedoken waterplanten (afbeelding B.5 en B.6). In enkele watergangen groeien wel waterplanten; hier is vaak sprake van een dichte bedekking (> 50 %). De meest algemeen voorkomende soorten zijn smalle waterpest, tenger fonteinkruid en grof hoornblad (afbeelding B.5).

NB: bij het uitvoeren van deze analyse is ons niets bekend over het maaibeheer. We kunnen dus niet uitsluiten dat een deel van de watergangen kort voor de bemonstering in de zomer van 2015 gemaaid is.



Afbeelding B.5 Aangetroffen soorten submerse waterplanten tijdens de quickscan in de zomer van 2015.



Afbeelding B.6 Bedekking met submerse vegetatie (%) in de zomer van 2015

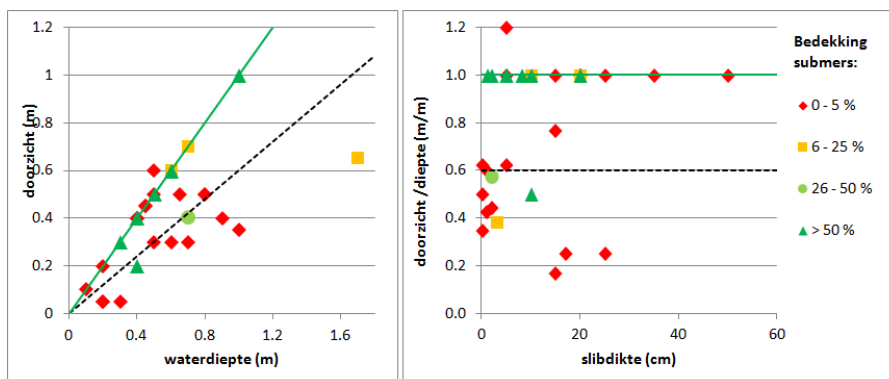
Een belangrijke vraag is of we kunnen begrijpen waarom op sommige locaties wel waterplanten groeien, en op andere locaties niet. Met andere woorden, kan de aan- en afwezigheid van waterplanten op basis van de beschikbare gegevens gerelateerd worden aan mogelijke oorzaken? Hiervoor kijken we in de eerste plaats naar de relatie tussen waterplanten en het doorzicht, slibdikte en waterdiepte.

### Relatie tussen waterplanten en doorzicht, slib en diepte

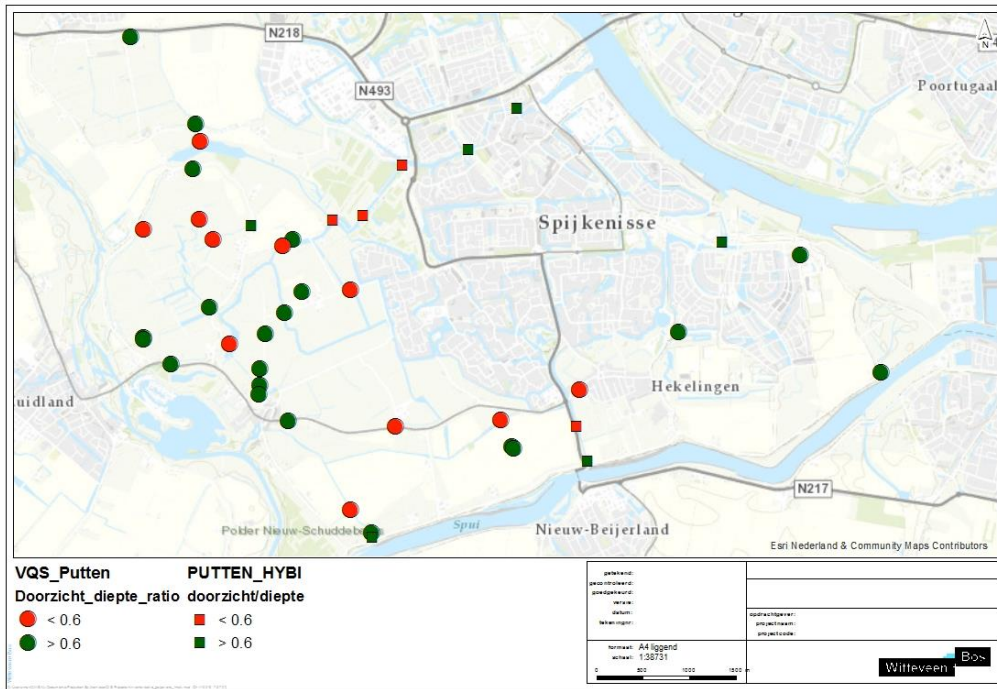
Een belangrijke voorwaarde voor de groei van waterplanten is het lichtklimaat: voor de groei en ontwikkeling van ondergedoken waterplanten moet voldoende zonlicht in het water doordringen. Volgens een algemene vuistregel dient het doorzicht (ofwel de Secchi-diepte)

minimaal 60 procent van de waterdiepte te bedragen. In circa twee derde deel van de bemonsterde watergangen voldoet het doorzicht aan deze norm (zie afbeelding B.8). Toch groeien hier lang niet overal waterplanten. De gegevens laten zien dat (afbeelding B.7):

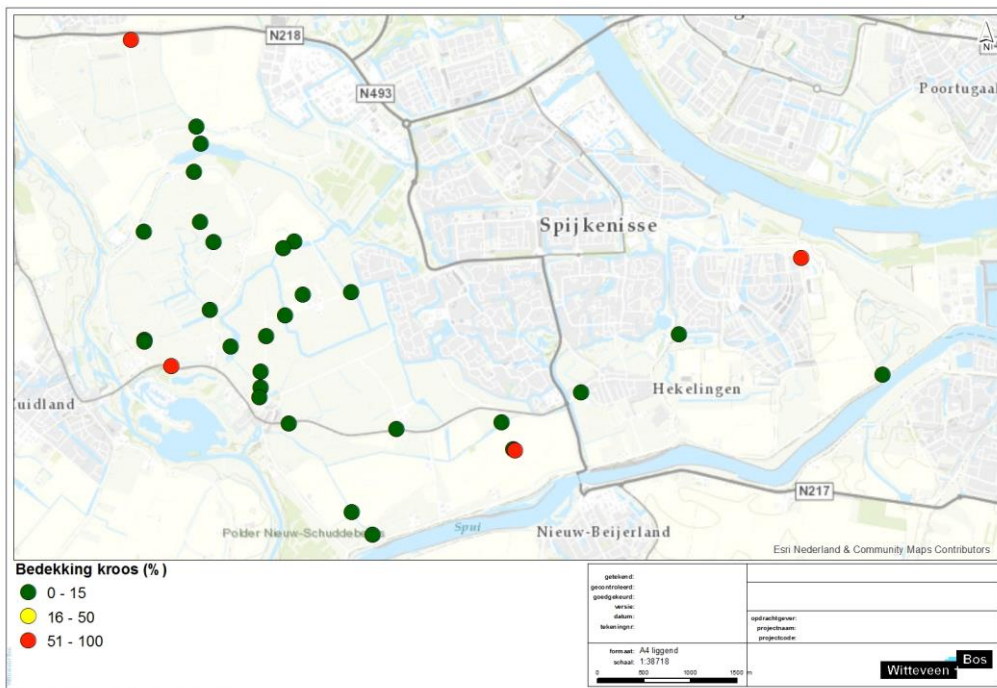
- in de watergangen waar waterplanten aanwezig zijn (>25 % bedekking; n=9), het doorzicht in vrijwel alle gevallen goed is. De slibdikte is op deze locaties beperkt (gemiddeld 7 cm) en de waterdiepte varieert tussen de 30 en 100 cm (gemiddeld ruim 50 cm);
- in de watergangen waar waterplanten afwezig zijn (<25 % bedekking, n=23):
  - ofwel het doorzicht onvoldoende is (n=11). Dit zijn de rode en gele punten op of onder de onderbroken zwarte lijn in afbeelding B.7. Deze locaties variëren sterk in diepte en slibdikte. Of:
  - het doorzicht wel voldoet (n=12; dit zijn de rode en gele punten boven de onderbroken zwarte lijn in afbeelding B.7), maar er veel slib ligt (vrijwel overal > 5 cm en gemiddeld 20 cm). Op twee na zijn deze locaties tenminste 40 cm diep (gemiddeld 50 cm);
- verder blijkt uit de data dat de kroosbedekking in de meeste watergangen zeer gering is (afbeelding B.9). In slechts vier watergangen is sprake van een dicht kroosdek (> 50% bedekking). Hier kan kroos in theorie een belemmering vormen voor de groei van ondergedoken waterplanten. Uit de metingen blijkt echter juist dat op drie van de vier locaties met veel kroos, ook veel ondergedoken waterplanten groeien.



Afbeelding B.7 Spreidingsdiagrammen met de relatie tussen de waterdiepte en het doorzicht (links) en tussen slibdikte en de doorzicht/diepte-verhouding (rechts). De groene lijn geeft aan waar sprake is van bodemzicht; de onderbroken zwarte lijn geeft aan waar de verhouding doorzicht/diepte 0,6 bedraagt. Op de punten boven de zwarte lijn voldoet het doorzicht voor plantengroei. Bron: quickscan zomer 2015 (n = 32).



Afbeelding B.8 Doorzicht/waterdiepte-verhouding op 32 meetpunten tijdens de quickscan in 2015 (cirkels) en op 10 vaste meetpunten van het waterschap.



Afbeelding B.9 Bedekking met kroos (%) in de zomer van 2015.

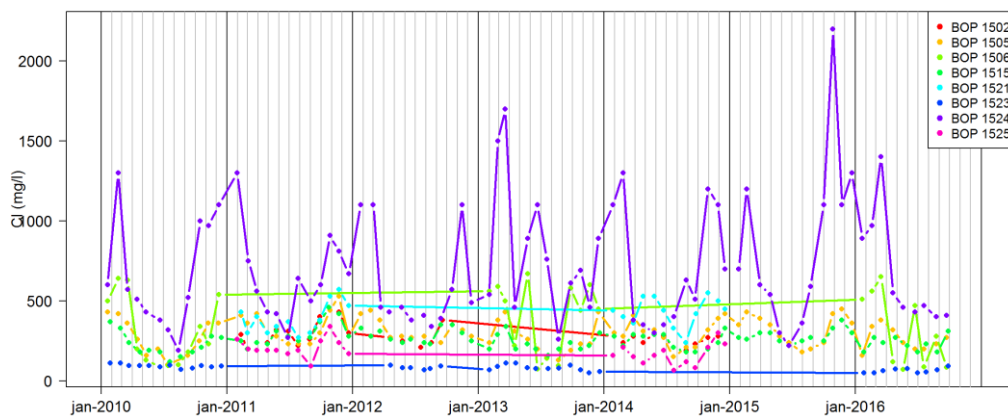


## B.6 Chemische waterkwaliteit i.r.t. waterbodem en ecologische toestand

In dit deel van de notitie wordt nader ingegaan op een aantal chemische aspecten met betrekking tot de waterbodem en de ecologische toestand: chloride, sulfaat/sulfide en fosforaflevering.

### Chloride

De meetpunten wijzen op chlorideconcentraties die kenmerkend zijn voor zoet tot zwak brak water (afbeelding B.11). De verschillen tussen de locaties zijn groot. Bij de KRW worden grenzen gehanteerd van respectievelijk 300 mg Cl/l voor de grens van zoet naar zwak brak en 3000 mg Cl/l voor de grens van zwak brak naar brak. Op de locatie BOP 1524, midden in het landelijk gebied, loopt de concentratie in het najaar van 2015 op tot 2000 mg Cl/l. In de zomer neemt de concentratie af tot onder de 500 mg Cl/l (vermoedelijk onder invloed van zoet inlaatwater).



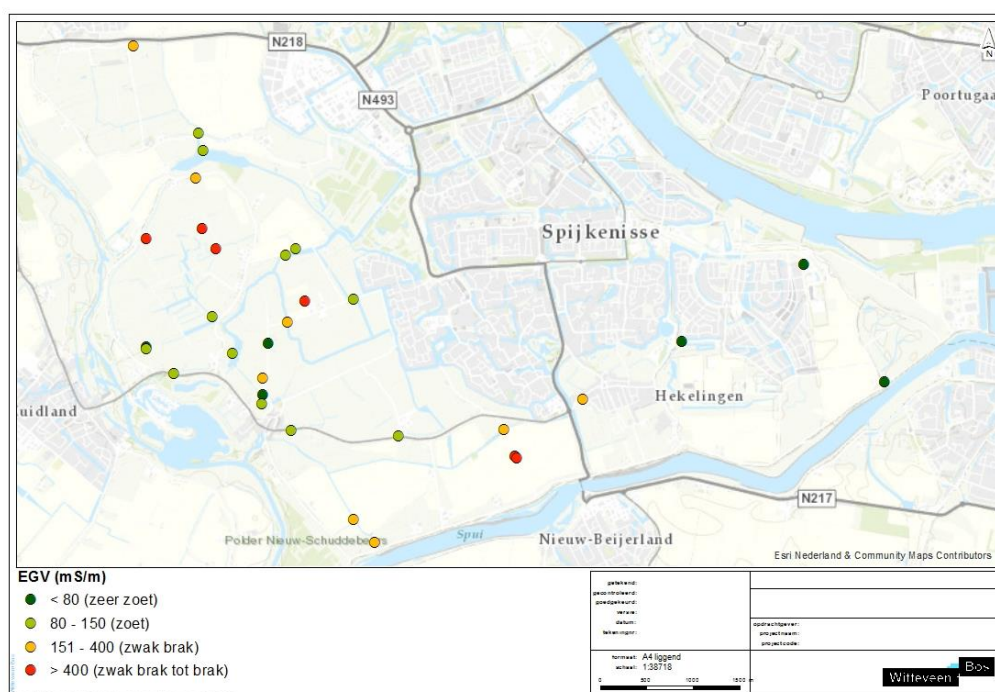
Afbeelding B.11 Gemeten chlorideconcentratie (mg/l) op diverse meetpunten van het waterschap.

De uitgevoerde quick scan geeft een ruimtelijk beeld van de geleidbaarheid van het water in de zomer van 2015 (afbeelding B.12; als grove maat kan de chlorideconcentratie bepaald worden door de EGV in mS/m te vermenigvuldigen met 1,5 à 2). Zo'n 14 van de 32 watergangen zijn zwak brak te noemen (EGV > 150 mS/m). Zes sloten hiervan hadden een EGV van boven de 400 mS/m. Deze zes watergangen zijn smal (tot 2,5 m breed) en ondiep (10 à 45 cm), hebben een dikke sliblaag (gemiddeld 20 cm) en waterplanten zijn geheel afwezig. Een voor de hand liggende oorzaak voor deze hoge EGV is een geïsoleerde ligging en hierdoor een dominante invloed van het lokale brakke grondwater.

De afwezigheid van specifieke soorten waterplanten kan naast een slecht doorzicht of dikke baggerlaag ook samenhangen met een hoge EGV (zie onderstaand kader "relatie tussen chloride en waterplanten"). De meeste soorten die op Putten zijn aangetroffen (afbeelding B.5), zijn niet erg gevoelig voor chloride.

### Relatie tussen chloride en waterplanten

Veel ondergedoken waterplanten zijn gevoelig voor chloride. Enkele soorten zijn juist aangepast aan zwak brakke condities. Er is geen eenduidige grenswaarde uit de literatuur bekend waarboven de zout-intolerante soorten verdwijnen. Bovendien geldt specifiek voor dit gebied dat de chlorideconcentraties sterk fluctueren. Op basis van literatuur kunnen we het volgende zeggen. De meest gevoelige soorten verdwijnen bij een concentratie van circa 150 mg/l.<sup>3</sup> Uit een dataset, waarin een relatie is gelegd tussen waterplanten en de waterkwaliteit blijkt dat boven circa 300 mg Cl/l nog slechts enkele soorten worden aangetroffen. Dit zijn soorten als schede- en tenerfonteinkruid, zoutwaterzannichellia, zilte waterranonkel en snavelruppia.<sup>4</sup> Een andere bron noemt dat letale effecten optreden bij chlorideconcentraties tussen de 550 en 1100 mg/l.<sup>5</sup> Uitgaande van deze normen is het aannemelijk dat de chlorideconcentraties in een deel van de watergangen in het landelijk gebied van Putten voor veel soorten ondergedoken waterplanten te hoog zijn. Enkele soorten zouden echter nog wel voor moeten kunnen komen.



Afbeelding B.12 Gemeten geleidbaarheid (EGV) van het oppervlaktewater op 32 meetpunten in juni/juli 2015.

### Sulfaat

Naast chloride kan ook sulfaat (in de vorm van sulfide) toxisch zijn voor specifieke soorten waterplanten. Verder kan sulfaat zorgen voor een versterkte nalevering van fosfaat en voor mineralisatie van het organische slib (zie kader "sulfaat"). Er zijn slechts enkele sulfaatmetingen beschikbaar. Deze metingen van het waterschap wijzen op relatief hoge sulfaatconcentraties, maar niet veel hoger dan in zoete wateren (afbeelding B.13). Lokaal kan de situatie anders zijn. Omdat de sulfaatconcentratie en de chlorideconcentratie vaak gecorreleerd zijn, verwachten we dat de sulfaatconcentraties elders in het gebied (veel) hoger

<sup>3</sup> Wiki Ecologische Waterbeoordeling (online). Brakke wateren. Geraadpleegd op 7 november 2016.

<http://www.wew.nu/bw40/item.php?id=27> Geraadpleegd op 7 november 2016.

<sup>4</sup> Lyon, de & Roelofs, 1986. Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid. Deel 2: Tabellen. Online beschikbaar: <http://library.wur.nl/WebQuery/hydrotheek/244338>

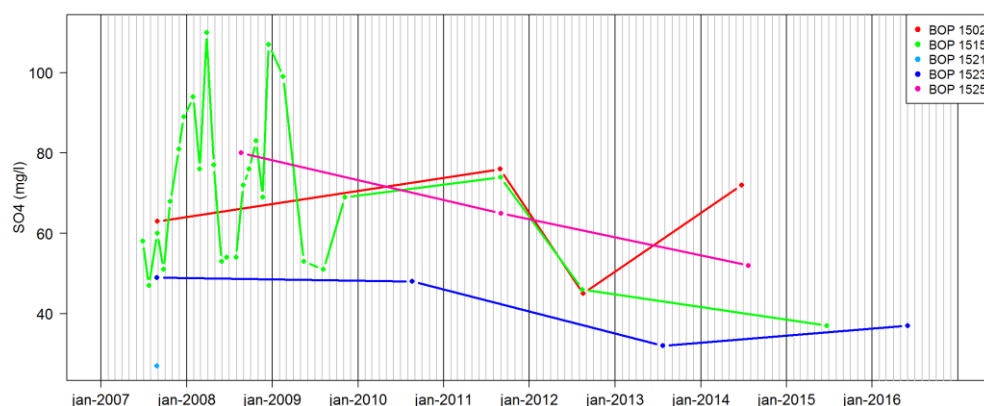
<sup>5</sup> Veraart, Verdonschot & Paulissen, 2013. Deltafact. Effecten verzilting zoete aquatische ecosystemen. Online beschikbaar:

[http://deltaproof.stowa.nl/Publicaties/deltafact/Effecten\\_verzilting\\_zoete\\_aquatische\\_ecosystemen.aspx](http://deltaproof.stowa.nl/Publicaties/deltafact/Effecten_verzilting_zoete_aquatische_ecosystemen.aspx)

zijn. De metingen op BOP1515<sup>6</sup> tonen hogere sulfaatconcentraties in de winter (80 à 100 mg/l) dan in de zomer (40 à 60 mg/l). Dit patroon kan verklaard worden door:

- een verschillende fractieverdeling van het oppervlaktewater door het jaar (in de zomer veel inlaatwater met een laag sulfaatgehalte, in de winter veel gebiedseigen water) en/of door:
- chemische reacties: onder zuurstofloze omstandigheden in de zomer (in en bij de waterbodem) wordt sulfaat omgezet in sulfide, waardoor de sulfaatconcentratie afneemt.

Het is onduidelijk welke van beide processen dominant is. Hiervoor dient de hydrologie beschouwd te worden (wat is de fractie inlaatwater in de zomer op dit punt, en wat is de sulfaatconcentratie van het inlaatwater?). Deze analyse is echter buiten deze notitie gehouden.



Afbeelding B.13 Gemeten sulfaatonconcentratie (mg/l) op enkele meetpunten van het waterschap tussen 2007 en 2016.

### Sulfaat

De hoge beschikbaarheid aan sulfaat heeft in potentie twee belangrijke effecten op het ecosysteem:

- door de omzetting van sulfaat naar sulfide kan in de waterbodem sulfidotoxiciteit ontstaan, tenzij de bodem erg rijk is aan ijzer (waardoor het sulfide gebonden blijft). Hoge sulfideconcentraties zijn toxisch voor de wortels van veel waterplanten;
- een versnelde afbraak van organisch materiaal, en daardoor minder slibopbouw. Organisch materiaal wordt afgebroken door bacteriën en bij dit proces wordt in eerste instantie zuurstof gebruikt. Sommige bacteriën gebruiken sulfaat in plaats van zuurstof. Dankzij de hoge sulfaatconcentraties kan de afbraak van organisch materiaal daardoor doorgaan, ook als er geen zuurstof meer aanwezig is. In diverse wateren met een zoute bodem en/of een mariene historie (zoals het Markiezaatsmeer) worden aanwijzingen gevonden dat dit proces optreedt.

Beide processen zijn hypothetisch; het is niet zeker dat ze optreden. Met name het eerste proces van sulfidevorming zou een verklaring kunnen vormen voor de afwezigheid van waterplanten in veel watergangen. Om dit beter vast te stellen, zijn specifieke metingen gewenst (zoals de sulfideconcentratie in het porievocht in de zomer).

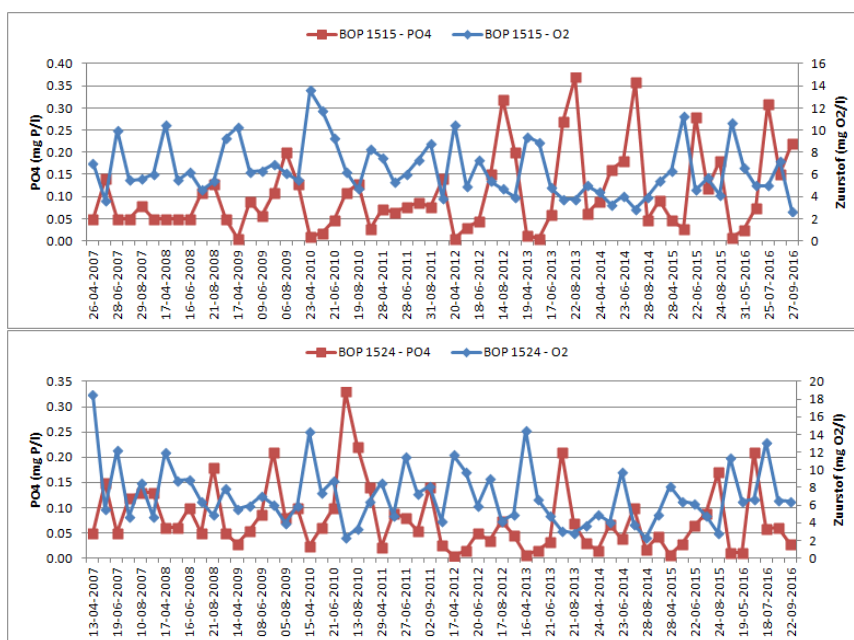
### Fosfaatnalevering uit de waterbodem

In een anaerobe waterbodem wordt fosfaat minder goed gebonden en hierdoor kan nalevering van fosfaat uit de bodem naar de waterlaag optreden. Dit gebeurt doorgaans vooral in de (na)zomer, als de watertemperatuur hoog is en er veel zuurstof wordt verbruikt. Als het water niet te snel stroomt, is dit proces in de waterkwaliteit terug te zien aan lage zuurstof- en sulfaatconcentraties en hoge fosfaatconcentraties. De nalevering van fosfaat kan leiden tot algenbloei.

<sup>6</sup> Let op dat het meetpunt BOP1515 in het stedelijk gebied ligt; de chlorideconcentraties zijn hier nog betrekkelijk gering. In het landelijk gebied zijn de chlorideconcentraties hoger, en daardoor vermoedelijk de sulfaatconcentraties ook.



De waterkwaliteitsmetingen op Putten duiden op het optreden van fosfaatnalevering. In afbeelding 3.14 staan twee grafieken met de fosfaat- en zuurstofconcentratie voor twee verschillende meetpunten (stedelijk en landelijk gebied). Op beide meetpunten is in de zomer (doorgaans juli of augustus) vaak een piek te zien in fosfaat in combinatie met een dip in de zuurstofconcentratie<sup>7</sup>.



Afbeelding B.14 Gemeten concentratie fosfaat (linkeras) en zuurstof (rechteras). Boven: meetpunt BOP 1515 in Spijkenisse. Onder: meetpunt BOP 1524 nabij Biert (landelijk gebied Putten).

## B.7 Synthese

### Onderzoeksvraag

Baggeren beïnvloedt op verschillende manieren de (ecologische) waterkwaliteit. De centrale vraag van deze analyse was: wat zijn de potentiële effecten van baggeren op de (ecologische) waterkwaliteit in de wateren op Putten? En meer specifiek gaat het om de vraag: zijn er locaties aan te wijzen waar baggeren vanuit waterkwaliteitsoogpunt nodig is, maar waar dit vanuit waterkwaliteitsoogpunt onwenselijk zou zijn?

### Systeemanalyse

Om deze vragen te beantwoorden is in dit hoofdstuk een aantal gegevens op een rij gezet. Dit betreft enerzijds gegevens over de ecologische toestand (de bedekking met ondergedoken waterplanten), en anderzijds gegevens over factoren die sturend zijn voor de ecologie (zoals het doorzicht, slibdikte en waterdiepte).

<sup>7</sup> Bij het lezen van de grafieken moet opgemerkt worden dat in de fosfaat- en zuurstofconcentraties altijd ook andere processen een rol spelen. Een hoge fosfaatconcentratie in de zomer kan in theorie bijvoorbeeld ook veroorzaakt worden door een hevige bui (met veel uitspoeling of riooloverstorting als gevolg). In andere situaties kan een hoge P-concentratie in de zomer veroorzaakt worden door inlaat van fosforrijk water. Dat is in dit gebied echter niet aan de orde; het inlaatwater bevat relatief weinig fosfaat. Ook wil een fosfaatpiek niet zeggen dat op die exacte locatie nalevering optreedt. De nalevering kan ook elders in het gebied zijn opgetreden, en vervolgens 'getransporteerd' worden naar het meetpunt.

Uit de beschouwing van de ecologische toestand blijkt dat er grote verschillen zijn: in sommige watergangen groeien volop ondergedoken waterplanten, maar in de meeste watergangen groeien nagenoeg geen ondergedoken waterplanten. Ook zijn er ruimtelijke verschillen in de sturende factoren. De belangrijkste voorwaarde voor de groei van ondergedoken waterplanten is dat voldoende zonlicht de bodem bereikt (dus geen troebel water door algen of zwevend stof, en ook geen dichte kroosbedekking). Uit de gegevens blijkt dat in circa tweederde deel van de watergangen het doorzicht goed genoeg is voor plantengroei, maar dat in de overige watergangen het lichtklimaat niet op orde is. Verder ligt in een deel van de watergangen veel slib, en zijn enkele watergangen zeer ondiep.

#### *Onderscheid watergangen op basis van toestand en sturende factoren*

Op basis van de analyse van de toestand en de sturende factoren kunnen drie groepen watergangen onderscheiden worden. De noodzaak en het effect van baggeren verschilt per groep:

- watergangen zonder waterplanten, goed lichtklimaat en een dikke sliblaag (ca. een derde deel van de onderzochte watergangen). Dit zijn overwegend smalle ondiepe slootjes. De sliblaag vormt hier vermoedelijk een knelpunt voor de ecologische toestand en baggeren is daarom noodzakelijk om de ecologische toestand te verbeteren. Door baggeren verbetert de fysieke structuur voor worteling, wordt organisch materiaal verwijderd en neemt de waterdiepte toe. Hierdoor verbetert de zuurstofhuishouding en de watertemperatuur, en neemt de kans op sulfidevorming af. Dat de watergangen dieper worden (van gemiddeld 45 cm huidig tot gemiddeld 65 cm na baggeren) is vooral gunstig. Een toename van de waterdiepte is wel een aandachtspunt met betrekking tot het lichtklimaat (het wordt voor licht moeilijker om de bodem te bereiken). In de huidige situatie is in deze watergangen sprake van bodemzicht; het is zeer waarschijnlijk dat het doorzicht hier na baggeren ook nog voldoet, mits het doorzicht niet verslechterd door bijvoorbeeld algenbloei (zoals in de volgende groep het geval is);
- watergangen zonder waterplanten met een slecht lichtklimaat (ca. een derde deel van de onderzochte watergangen). Dit zijn overwegend wat diepere sloten (gemiddeld 70 cm) met weinig slib. Gezien de geringe slibdikte is baggeren hier niet nodig (in ieder geval niet vanuit waterkwantiteitsoogpunt). Het slib lijkt ook niet verantwoordelijk te zijn voor de afwezigheid van waterplanten. Het slechte doorzicht wordt vermoedelijk vooral veroorzaakt door algen, en niet door opgewerveld slib. De waterbodem kan wel een bijdrage leveren aan de algenbloei, namelijk door de nalevering van fosfaat in de zomer. Deze nalevering kan echter ook optreden vanuit de onderliggende waterbodem, afhankelijk van de precieze chemische samenstelling (de samenstelling van zowel het slib als de onderliggende bodem is thans onbekend);
- watergangen met ondergedoken waterplanten (ca. een derde deel van de onderzochte watergangen). In deze sloten is het lichtklimaat goed en ligt weinig slib. Baggeren is nu onwenselijk vanwege de verstoring die dit veroorzaakt voor waterplanten en voor het hele ecosysteem. Vanwege slibaanwas zal hier op den duur wel weer gebaggerd moeten worden. In het ideale geval wordt niet te vaak gebaggerd (zo min mogelijk verstoring), maar wel vaak genoeg om te voorkomen dat de sliblaag te dik wordt en een belemmering gaat vormen voor plantengroei. De baggerfrequentie moet dus worden afgestemd op de mate van slibaanwas.

#### *Afstemming baggerwerk op lokale condities*

Bovenstaande indeling in groepen maakt duidelijk dat baggeren afgestemd moet worden op de lokale condities. In de watergangen op Putten is baggeren vanuit waterkwaliteitsoogpunt in een deel van de gevallen wenselijk, maar in de andere watergangen is baggeren niet nodig of zelfs onwenselijk.

We verwachten dat er veel winst te halen is door het baggerbeleid beter af te stemmen op de lokale condities, waarbij gelet wordt op de huidige ecologische toestand en de waterkwaliteit, de dimensies, de hydrologie, de slibaanwas (die bepaald wordt door bijvoorbeeld het bodemtype en het landgebruik) en andere factoren (zoals doorzicht) die bepalend zijn voor de ecologische waterkwaliteit. Sommige sloten zullen vaker gebaggerd moeten worden, andere sloten minder vaak (omdat er bijvoorbeeld een beperkte aanwas is, maar ook om verstoring te minimaliseren). Hierbij is een afstemming tussen de eisen vanuit de waterkwantiteit en de waterkwaliteit zeer wenselijk. We bevelen aan om de mogelijkheden voor verbetering van het baggerbeleid te onderzoeken.

#### *Nader onderzoek naar aanleiding van systeemanalyse*

Op basis van een uitgebreide bemonstering van 32 watergangen op Putten in de zomer van 2015 zijn in deze beknopte systeemanalyse naast slib bovendien andere factoren aangewezen die (mede)sturend zijn voor de (ecologische) waterkwaliteit. In een deel van de watergangen vormt het lichtklimaat een belangrijk knelpunt voor de groei en ontwikkeling van ondergedoken waterplanten. We bevelen aan om de oorzaken voor het gebrekkige doorzicht nader te onderzoeken. Betreft dit algen, dan vormt de externe nutriëntenbelasting wellicht een dominant knelpunt voor een verbetering van de ecologische toestand op Putten. Verder zijn in deze beknopte analyse chloride en sulfide benoemd als mogelijke knelpunten. Het optreden hiervan verschilt waarschijnlijk ruimtelijk, en is sterk afhankelijk van de hydrologie. Om dit beter in beeld te krijgen is een uitgebreidere systeemanalyse nodig, waarin ook de hydrologie beschouwd wordt.



## **C FMECA watersysteem**



## **D Afwijkingen model**

ID	type	length	Left Bed Level	Right Bed Level	Cross Section	Inlet loss Coeff	Outlet loss Coeff	Bend loss Coeff	Valve	Valve table	Valve Opening	Flow directions
21.01.DU011	Culvert	15,9	-0,5		Round 500 mm		0,7	1	No	Valve for culvert 6.10.DU008	0	None
6.10.DU013	Culvert	3	-3,4		r_6.10.DU013		0,7	1	No	Valve for culvert 6.10.DU008	0	None
6.10.DU004	Culvert	16,5	-3,66		r_6.10.DU004		0,7	1	No	Valve for culvert 6.10.DU008	0	None
26796DU	Culvert	19,2	-2,67		round 0,20m		0,6	0,8	No	Valve for culvert 6.10.DU008	0	None
7.02.DU008	Culvert	17,3	-2,9		round 800 mm		0,7	1	No	Valve for culvert 6.10.DU008	0	None
6.02.DU001	Culvert	6,5	-2,67		Round 500 mm		0,7	1	No	Valve for culvert 6.10.DU008	0	None
21.01.DU012	Culvert	36,6	-1,2		Round 500 mm		0,7	1	No	Valve for culvert 6.10.DU008	0	None
<b>ID</b>	<b>Crest level</b>	<b>Crest Width</b>	<b>Discharge Coeff</b>	<b>Lateral Contr Coeff</b>	<b>Flow directions</b>							
6.10.ST003	-2,65	1,4	1		1 None							
2386	0,7	2	1		1 None							
<b>ID</b>	<b>Crest level</b>	<b>Crest Width</b>	<b>Discharge Coeff</b>	<b>Lateral</b>	<b>Flow directions</b>	<b>Comments ROBAMCI</b>						
414	5	32	0,8		1 Both	Inlaat, hoogte kan						
inlaat 5.16	5	14	0,8		1 Both	Inlaat, hoogte kan						
5.08.DU022	2	4	1		1 Both	Hoger dan maaiveld, met controller						
2359	2	1,99	1		1 Both	Hoger dan maaiveld						
6.24.ST02	2	4	1		1 Both	Hoger dan maaiveld, met controller						
7.02.DU005	2	2,5	1		1 Both	Hoger dan maaiveld, met controller						
6.10.DU005	2	6	1		1 Both	Hoger dan maaiveld, met controller						
2355	2	2	1		1 Both	Hoger dan maaiveld						
2358	2	1,99	1		1 Both	Hoger dan maaiveld						
6.01.ST001	2	1	1		1 Both	Hoger dan maaiveld						
2386	0,7	2	1		1 None	Hoger dan maaiveld						



## E Informatiekwaliteit

### E.1 Gewenste gegevens

Bij de case 'baggeren Spijkenisse' is het beheervraagstuk terug te voeren naar 'waar en wanneer moet gebaggerd worden?'. Dit vraagt informatie over:

- Systeemtoestand.
  - o Hoeveelheid bagger of baggeraanwas per jaar per watergang.
  - o Referentie of start situatie voor modelberekeningen op basis van actuele toestand.
- Kosten van maatregelen
  - o Kosten van baggeren.
  - o Kosten van metingen/monitoring van de toestand/de werking van het systeem.
- Risico's t.a.v. niet baggeren
  - o Kans van falen.
  - o (Kwantitatieve) gevolgen bij falen.

Omdat verschillende baggerstrategieën op basis van modelresultaten met elkaar worden vergeleken, gaan de gewenste gegevens voor een groot deel hand in hand met:

- De benodigde input in de probabilistische Toolbox voor het berekenen van prestaties, kosten en risico's.
- Het opbouwen van een SOBEK-model van het watersysteem en de benodigde inputparameters.

#### *Systeemtoestand/prestatie*

Om te beginnen is inzicht vereist in de systeemtoestand. Dit is het doorstroomprofiel van de watergangen en de hoeveelheid bagger in de waterkolom. Het profiel verandert door de aanwas van bagger. De systeemtoestand is bepalend voor de prestatie van het systeem.

Voor de case gaat het primair om de baggeraanwas per tijdseenheid en de variatie hierin over het systeem. Er wordt namelijk een lange periode beschouwd waarin strategieën met elkaar worden vergeleken. De actuele toestand is daarbij minder belangrijk. Bij de start van de berekening kan worden uitgegaan van een 'schoon systeem'. Dat betekent wel dat de referentie situatie bekend moet zijn. De referentie is het leggerprofiel of de ligging van de vaste bodem. Dit is de systeemtoestand die in theorie ook weer wordt bereikt na baggeren. Deze referentie is erg belangrijk om de risico's bij wel of niet baggeren te kunnen vergelijken.

#### Gewenste gegevens:

- Opbouw van het watersysteem relevante deelgebieden, watergangen en vakken
- Het referentieprofiel per watergang of vak.
  - o Het uitgangspunt hierin vanuit het waterschap
  - o Leggerprofielen
  - o (Actuele) profielen van de vaste bodem
- Tijdsreeks van sliblaag(diktes) per watergang (of bij lange watergangen per vak)
  - o Minimaal 2 sliblaag(dikte)metingen zonder tussenliggende beheeractie zijn nodig om de aanwas per tijdseenheid te kunnen berekenen.
  - o Idealiter zijn er vlakdekkende sliblaagdiktemetingen zodat hieruit zowel het maatgevende profiel (dwarsdoorsnede met de meeste aanwas is bepalend voor de hydraulica) als het totale volume bagger bepaald kan worden.

- Om onzekerheden expliciet te kunnen beschouwen is inzicht in ruimtelijke variatie en variatie in de tijd gewenst. Idealiter zijn er daarom gegevens van alle deelgebieden, watergangen en vakken en zijn de tijdreeksen met meer dan 2 metingen per profiel vereist.

## Kosten

De te volgen strategie wordt naast de prestatie, staat en het gedrag van het systeem, ook bepaald door de kosten van een beheeractiviteit. Beheren kan bestaan uit verschillende activiteiten. Voor deze case onderscheiden we baggerwerkzaamheden en het meten/monitoren van de sliblaag(dikte).

Voor de case wordt gestuurd op risico's. Hiervoor is een prestatie criterium geformuleerd en worden de kosten over een langere tijd vergeleken. Daarbij geldt dat hoe specifieker/nauwkeuriger de kosten per beheeractie en per locatie in beeld zijn, hoe beter de verschillende strategieën qua kosten vergeleken kunnen worden.

Naast kosten voor baggerwerkzaamheden, kunnen ook meetkosten een belangrijke rol spelen. Het gaat dan ten eerste om de baggeraanwas en ten tweede om de actuele toestand. Een hoge meetdichtheid en nauwkeuriger beeld de situatie loont daarbij vooral bij 'dure bagger'. D.w.z. vervuilde bagger die niet op de kant kan worden verspreid, maar moet worden afgevoerd naar een erkende verwerker.

## Gewenste gegevens:

- Kostendatabase van baggerwerkzaamheden per deelgebied en/of watergang, bestaande uit:
  - Aan- en afvoerkosten materieel
  - Kosten(functie) voor baggeren per volume-eenheid
  - Kosten(functie) voor op de kant zetten per volume-eenheid
  - Kosten(functie) voor afvoeren/verwerken per volume-eenheid
- Indien er geen specifieke (historische) gegevens zijn van baggerkosten per gebied en/of watergang, zijn er algemenere kostenkengetallen nodig. Daarbij is het wenselijk per deelgebied/watergang over gegevens te beschikken die de kostenopbouw bepalen:
  - Type watergang en omgevingskenmerken
    - Bereikbaarheid
    - Bebouwing
    - Landgebruik
    - Ruimte op de oever
  - Samenstelling en milieuhygiënische kwaliteit van baggermateriaal
- De kosten voor het inmeten van de sliblaagdikte per watergang (of vak)
  - Hierbij kan in eerste instantie worden uitgegaan van de meetmethode die door de beheerder standaard toegepast wordt. In dit geval het per vak inmeten van een profiel met een peilstok.

NB: Voor de modelstudie wordt in beginsel uitgegaan van een situatie waarin de sliblaag 'perfect' opgemeten wordt. Elke meetmethode heeft echter een bepaalde/bepaalde kwaliteit. Het is dus realistisch om er rekening mee te houden dat een gemeten situatie mogelijk afwijkt van de werkelijkheid.

In een later stadium (een volgende studie) kan om deze reden nog een vergelijk worden gemaakt tussen verschillende meetmethoden binnen een risicogestuurde aanpak. Een vlakdekkende meetmethode is bijvoorbeeld duurder dan het peilen van een profiel, maar de informatie is dan ook van betere kwaliteit.

#### *Risico's*

Er wordt gebaggerd om ongewenste effecten op de bedrijfswaarden van het waterschap te beperken of voorkomen. Allereerst is daarom informatie over de bedrijfswaarden gewenst. Voor deze case wordt primair gekeken naar waterkwantiteit en waterkwaliteit.

M.b.t. waterkwantiteit is de vraag hoe het systeem zich gedraagt onder maatgevende omstandigheden (neerslagbelasting). Per watergang (of vak) is inzicht in waterpeil, verhang en stroomsnelheid vereist, gegeven een bepaalde configuratie van het systeem. Dit gebeurt met behulp van een hydrodynamisch model. Voor deze case zijn de doorstroomprofielen beïnvloed door baggeraanwas de variabele factor in dit systeem. In de praktijk zijn ook waterplanten een variabele en onzekere weerstandsfactor.

Om te beoordelen in hoeverre bepaalde hydraulische parameters (waterstand, verhang, stroomsnelheid) al dan niet bezwaarlijk zijn, is een bepaalde referentie nodig. Als die referentie bereikt wordt, wordt dat als 'ontoelaatbaar' voor de bedrijfswaarden gezien. Vaak praten we in dit kader over de normen. De normen worden in principe ook gebruikt als uitgangspunt voor een ingrijpcriterium. Tot slot is inzicht vereist in de schade als gevolg van overschrijding van de norm. Idealiter is de schade kwantificeerbaar naar geld. Dit maakt het mogelijk de kosten voor maatregelen en risico's per beheerstrategie vergelijkbaar.

M.b.t. waterkwaliteit is de vraag hoe de kwaliteit van bodem en waterkolom zich ontwikkelt t.g.v. baggeraanwas. De invloed van de sliblaag op de waterkwaliteit hangt af van diverse factoren, zoals doorzicht en doorwortelbaarheid van de bodem. Er is geen model beschikbaar om de invloed van baggeraanwas op de waterkwaliteit te onderzoeken. Daarom is gebruik gemaakt van een norm van het waterschap t.a.v. de maximaal toelaatbare sliblaagdikte.

#### Gewenste gegevens:

- Hydraulische werking systeem en knelpunten onder invloed van baggeraanwas
  - o Resultaten van gevalideerde modelberekeningen waarvoor de volgende gegevens benodigd zijn
    - Maatgevende belastingsituaties
    - Netwerk van watergangen voor afvoer richting gemaal
    - Geometrie van de watergangen
    - Hydraulische weerstand van bodem en oevers
    - Locatie en kenmerken van kunstwerken; duikers, stuwen, inlaten, hevels en pompstations
    - Locatie, oppervlakte en eigenschappen van afstroomgebied(en)
  - o Norm/ingrijpcriterium
    - Normpeil/toetspeil/streefpeil
    - Uitgangspunt/normering stroomsnelheden
- Ontwikkeling van waterkwaliteit in het gebied onder invloed van baggeraanwas
  - o Resultaten van modelberekeningen (niet voorhanden)
  - o Norm/ingrijpcriterium
    - Maximaal (toelaatbare) sliblaagdikte per watergang
    - Waterdiepte per watergang
- Gegevens over schade t.g.v. overschrijden van normen.

- |  |
|--|
| <ul style="list-style-type: none"><li>○ 'Kosten' van inundatie/wateroverlast</li><li>○ 'Kosten' van verminderde waterkwaliteit</li></ul> |
|--|

## E.1 Beschouwing onzekerheden

### *Onzekerheden in baggeraanwas*

#### Variatie in de tijd

De baggeraanwas in een sloot varieert in de tijd. Er zijn tal van afhankelijkheden die de baggeraanwas door de tijd heen beïnvloeden. Dit betekent dat de baggeraanwas over een bepaalde periode wel goed achteraf bepaald kan worden, maar lastig voorspeld kan worden. Hoe meer gegevens beschikbaar zijn, hoe beter de verwachting van de aanwas per jaar wordt.

#### Variatie in de ruimte

Baggeraanwas wordt beïnvloed door de omgeving en varieert daardoor sterk ruimtelijk, bijv. door aanwezigheid van bomen of een bepaalde grondsoort. Dit betekent dat de aanwas per watergang ook sterk kan verschillen. Algemene informatie over aanwas in een systeem geeft daarom waarschijnlijk geen correct beeld van de aanwas in een specifieke watergang. Dit vereist locatie specifieke gegevens. Baggeraanwas kan naar verwachting ook binnen een watergang, of zelfs binnen een profiel, nog variëren. Daarom geldt dat hoe vollediger de ruimtelijke dekking van gegevens, hoe beter de ruimtelijke variatie in beeld komt. Een vlakdekkend beeld is dus belangrijk

#### *Meetfouten*

Het peilen van de sliblaagdikte op een specifieke locatie is gevoelig voor meetfouten. Deze kunnen het gevolg zijn van de volgende foutenbronnen:

- wijze gebruik peilstok (druk/weerstand op bovenkant sliblaag) -2 cm
- afleesfout +/-2 cm peilstok
- variatie in waterstand tijdens peilwerk +/-2 cm
- foutmarge GPS +/-2 cm

Een deel hiervan zijn toevallige fouten (een grote gemiddelde juistheid, maar een lage precisie), een deel systematische fouten (een hoge precisie, maar een lage gemiddelde juistheid).

De foutmarge van eventueel meegebaggerde vaste bodem is vele male groter dan bovengenoemde foutenbronnen en afhankelijk van het type bodem (veen/klei/zand).

#### *Inter- en extrapolatiefouten*

Als de dichtheid van metingen niet passend is bij de schaal van (inherente) variaties, kunnen fouten ontstaan als gevolg interpolatie tussen meetpunten en extrapolatie van een meetpunt over een groter gebied.

- Ruimtelijk – variatie binnen een dwarsprofiel  
Bij het bepalen van de hoeveelheid slib, is het gebruikelijk in raaien, dwarsprofielen een aantal peilingen uit te voeren. De gepeilde hoeveelheden worden geïnterpoleerd waarmee een beeld van de sliblaagdikte in het profiel wordt verkregen. Bij sterke variatie binnen een profiel en een beperkt aantal meetpunten, kan de werkelijk hoeveelheid slib in een profiel afwijken van het berekende oppervlak onder de geïnterpoleerde meetpunten.

- Ruimtelijk – variatie in een watergang  
Een ingemeten dwarsprofiel wordt representatief gesteld voor een watergang (of deel hiervan), waarbij wordt uitgegaan van zekere homogeniteit. Als er binnen een watergang wel variatie is kan de maatgevende sliblaagdikte heel anders blijken dan werd aangenomen op basis van het geëxtrapoleerde dwarsprofiel. In een slecht geval wordt een dwarsprofiel ingemeten op een locatie waar toevallig weinig aanwas is. Als zich even verderop door bepaalde omstandigheden juist wel een grote berg slib bevindt, worden de risico's mogelijk onderschat.
- Variatie in de tijd  
Een te beperkte frequentie van meten kan zorgen voor niet wenselijke risico's in de tijd tussen metingen. Stel er wordt om de 5 jaar gemeten. Hieruit kan de gemiddelde aanwas per jaar worden teruggerekend. Als die gemiddelde aanwas wordt gebruikt om te voorspellen hoeveel slib er over een x aantal jaar ligt en wanneer er gebaggerd moet worden, kan er een fout ontstaan. De werkelijke aanwas in die periode kan door natuurlijke variatie sterk afwijken. Er kan veel meer of veel minder slib liggen dan is voorspeld. Omdat er onvoldoende frequent is gemeten, is een afwijking van het (langjarig) gemiddelde/van de trend niet waargenomen.

Al met al kunnen waarden op basis van peilingen sterk afwijken van de werkelijke hoeveelheid bagger. Ingeschat wordt dat door meetfouten en ruimtelijke variatie een 'gepeilde' hoeveelheid slib tot wel ongeveer 40% kan afwijken van de werkelijke hoeveelheid. Dit komt met name doordat bij een 'zachte' vaste bodem de onderkant van de sliblaag moeilijk vast te stellen is en doordat variaties van slib binnen een watergang aanzienlijk kunnen zijn. Bij een beperkt aantal dwarsprofielen worden die variaties niet adequaat opgemerkt en meegenomen. Vlakdekkende meetmethoden kunnen mogelijk een uitkomst bieden om meer inzicht in ruimtelijke variatie te krijgen.

#### *Kwaliteit van expertschattingen*

Expertschattingen zijn een waardevol als metingen ontbreken, maar kunnen sterk afwijken van de werkelijkheid. Onzekerheden in expertschattingen hebben betrekking op:

- Validiteit – In hoeverre kan een expert een valide inschatting van de variabele baggeraanwas geven?
  - De variabele 'baggeraanwas' kan niet direct waargenomen worden. Bovendien is deze variabele mogelijk niet volledig eenduidig voor verschillende experts.
- Nauwkeurigheid – In hoeverre kan een expert een nauwkeurige inschatting maken van de baggeraanwas?
  - Inschattingen zijn niet locatiespecifiek, hooguit algemeen voor een (deel)systeem.
  - Inschattingen zijn niet tijdspecifiek, hooguit een gemiddelde over een langere periode.
- Onafhankelijkheid
  - Experts laten zich mogelijk beïnvloeden door andere experts.
  - Experts baseren zich mogelijk op dezelfde bronnen waardoor bias kan ontstaan.
- Ervaring/Expertise
  - Experts hebben mogelijk niet voldoende ervaring of inhoudelijke betrokkenheid om een goede inschatting te kunnen maken.
  - Het is onbekend hoe het met deze dimensie zit bij de betrokken experts en de dimensie kan daarom niet worden gekwalificeerd.

## *Onzekerheden in kosten*

De kosten van baggermaatregelen zijn onzeker. Over het algemeen worden de precieze kosten van een baggeractie pas na afloop helemaal duidelijk. Door tal van factoren zijn deze moeilijk vooraf in te schatten. Belangrijke onzekere factoren zijn:

- De kwaliteit van de bagger
- De grote van het baggerproject (relatieve afname van vaste kosten)
- De afzetmogelijkheden van de bagger
- De marktwerking

De onzekerheden in de beschikbare kostenkengetallen zijn geïdentificeerd, worden besproken aan de hand van een aantal kwaliteitsdimensies:

- Detailniveau
  - De kengetallen zijn algemene gemiddelde kosten per volume-eenheid. Per specifieke locatie en specifiek baggerproject kunnen de daadwerkelijke kosten afwijken.
  - In de kengetallen wordt geen onderscheid gemaakt tussen variabele en vaste kosten. Afhankelijk van de relatieve hoogte van vaste kosten per project, kunnen de totale kosten o.b.v. kengetallen een over- of onderschatting van de werkelijke kosten betekenen.
- Informatiegehalte
  - Er is onvoldoende informatie over de mate waarin bagger moet worden afgevoerd. Daarom kan per watergang niet zeker worden aangegeven welk kengetal gebruikt zou moeten worden.

In deze analyse/modelstudie primair gaat over het vergelijken van strategieën en niet zozeer om het accuraat vaststellen van de range van mogelijke kosten (per strategie). Daarom is er voor gekozen onzekerheid in de kosten van baggeren niet expliciet mee te nemen in de modelberekeningen.

## *Onzekerheden in rekenmodel*

Het SOBEK-model wordt gebruikt voor het kwantificeren van de risico's. Dit model bevat gegevens, zoals de configuratie van het watersysteem en dwarsprofielen, die mogelijk afwijken van de werkelijkheid. Het model simuleert op basis van de invoergegevens de systeemwerking. Ook deze modeluitkomsten wijken mogelijk af van de werkelijkheid. Zelfs als de invoergegevens, zoals profielen, van perfecte kwaliteit zouden zijn, kan door modelfouten een afwijking t.o.v. werkelijk systeemgedrag het resultaat zijn.

De onzekerheden in het model worden beschreven aan de hand van een aantal kwaliteitsdimensies:

- Interpreteerbaarheid
  - Het is onzeker of de profielen in het model de vaste bodem representeren.
  - Het is onzeker wat de gehanteerde bodemweerstand representeert.
- Nauwkeurigheid – Hoe nauwkeurig zijn de profielen vastgesteld?
  - Er is onzekerheid over nauwkeurigheid waarmee deze bepaald zijn. De profielen zijn gebaseerd op peilingen. Peilwaarden vertonen mogelijk een significante afwijking
  - Onzekerheid m.b.t. de actualiteit van de profielen. Is hierna nog gebaggerd, is de vaste bodem gelijk gebleven?
- Detailniveau – Is het model voldoende gedetailleerd?
  - Er is beperkte detaillering in dimensies watergangen/in het aantal dwarsprofielen

- Er is onzekerheid of een profiel meetgeven is over een langere watergang door ruimtelijke variatie binnen een watergang.
- Volledigheid – in hoeverre geeft het model een volledig beeld van het systeem?
  - Voor zover bekend bevat het model alle relevante systeemonderdelen rondom het oppervlaktewater.
  - Het model blijft een sterke vereenvoudiging van de werkelijkheid. De aansluiting van de riolering is bijvoorbeeld niet meegenomen.
- Validiteit – in hoeverre zijn de modeluitkomsten in overeenstemming met metingen en/of waarnemingen? Hoe goed is de representatie van de werkelijkheid?
  - Het is onbekend hoe het model is gevalideerd.
  - Er blijken nog fouten aanwezig in het model. Dit betreft met name overstorten en duikers met stroomrichting 'none' en overstorten met drempelhoogtes ver boven maaiveld (zie bijlage C). Daarnaast treden instabiliteiten in stroomsnelheden op in de eerste tijdstappen van elke berekening.