



Vlaanderen
is wetenschap

Knijtenoverlast in Gentbrugge: ecologische kennisopbouw en doeltreffendheid van maatregelen

Gunther Van Ryckegem, Frank Van de Meutter, Bart Vandevoorde, Joost Vanoverbeke,
Merlijn Jocqué, Wim Mertens & Erika Van den Bergh

**INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK**

Auteurs:

Gunther Van Ryckegem, Frank Van de Meutter, Bart Vandevoorde, Joost Vanoverbeke, Merlijn Jocku, Wim Mertens & Erika Van den Bergh
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Reviewers:

Annelies Boerema (DVW/IMDC)

Het INBO is het onafhankelijk onderzoeksinstituut van de Vlaamse overheid dat via toegepast wetenschappelijk onderzoek, data- en kennisontsluiting het biodiversiteitsbeleid en -beheer onderbouwt en evalueert.

Vestiging:

Herman Teirlinckgebouw
INBO Brussel
Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

gunther.vanryckegem@inbo.be

Wijze van citeren:

Van Ryckegem G., Van de Meutter F., Vandevoorde B., Vanoverbeke J. Jocku M., Mertens W. & Van den Bergh E. (2021). Knijtenoverlast in Gentbrugge: ecologische kennisopbouw en doeltreffendheid van maatregelen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2021 (25). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.36325020

D/2021/3241/204

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2021 (25)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Foto cover:

Regenboog te Gentbrugge (foto Maarten Vanoverbeke)

Dit onderzoek werd uitgevoerd:

in opdracht van Stad Gent en De Vlaamse Waterweg nv



KNIJTENOVERLAST IN GENTBRUGGE :
ECOLOGISCHE KENNISOPBOUW EN
DOELTREFFENDHEID VAN MAATREGELEN

Gunther Van Ryckegem, Frank Van de Meutter, Bart Vandevoorde, Joost Vanoverbeke, Merlijn Jocqué, Wim Mertens & Erika Van den Bergh

doi.org/10.21436/inbor.36325020

Dankwoord/Voorwoord

In de eerste plaats willen we het team veldmedewerkers van het INBO bedanken voor het titanenwerk bij het bemonsteren van de Scheldemeander, de vegetatiekartering, het plaatsen van peilbuizen, analyses in het labo en de grote inzet en bereidheid om zeer lange dagen te werken om de *'quick scan'* telkens op korte termijn gerealiseerd te krijgen. Olja Bezdenjesnj, Joram De Beukelaer, Dimitri Buerms, Jan Soors, Nico De Regge en Frederik Van Lierop – merci! Dank ook aan Amber Mertens voor hulp bij het GISwerk. Een speciaal woord van dank ook aan Ruben Elsen, die ons veel te vroeg en onverwacht ontvallen is, maar die met zijn tomeloze energie geweldig aan dit project heeft bijgedragen zowel bij het plannen als bij het veldwerk.



Samenvatting

Bloedzuigende mugjes - knijsjes of knijten – veroorzaken overlast voor de omwonenden van de Scheldemeander te Gentbrugge. In opdracht van De Vlaamse Waterweg en stad Gent startte het INBO onderzoek op om de doeltreffendheid van enkele milderende testingen te evalueren en om ecologisch inrichtingsadvies, gericht op het indijken van plagen en overlast, beter te onderbouwen. Het studiegebied situeert zich in Gentbrugge van het stuwcomplex tot de uitwateringsconstructie van de Rietgracht in de Zeeschelde.

Het CULIMON onderzoek (Sohier et al, 2010) besloot dat schorren geen geschikt habitat zijn voor knijtenlarven. Verbeterde drainage bevordert schorvorming en dit was de insteek van de milderende ingrepen: sliksdrainage verbeteren om schorvorming te versnellen. Naast onderzoek naar de ontwikkeling van knijtenlarven in relatie tot een aantal omgevingsvariabelen en de respons van de larven op de testingen onderzoeken we ook schorvormingsmechanismen en de (grond)waterdynamiek in het studiegebied. De mogelijkheid om in te grijpen in de drijvende poppenfase werd eveneens kort onderzocht. De nieuw verworven inzichten, resultaten van de CULIMON-projecten en bevindingen uit de vakliteratuur samen leidden tot voorstellen om in verschillende fasen van de levenscyclus in te grijpen, met als doel overlast voor de omwonenden te beperken.

Sturing van schorontwikkeling

We gebruiken gebiedsdekkende vegetatiekaarten om de schorontwikkeling in de Scheldemeander sinds 2009 nader te bekijken in relatie tot sturende factoren. Het schor breidde snel uit, en als deze trend zich lineair verderzet zou er in 2031-2035 maximale schorbedekking (~85%) zijn in het gebied. Schor kan ongeveer een meter per jaar aangroeien ten koste van slik door laterale uitgroei van vooral riet. Op kansrijke momenten (zogenaamde ‘window of opportunity’) kan het schor ook uitbreiden door kieming. Een kansrijk moment is een langere overspoelingsvrije periode wanneer er kiemkrachtige zaden op het slik aanwezig zijn. In mei 2010 waren er bijna een maand lang geen hoge hoogwaters. We besluiten dat het schor toen uitbreidde door kieming van wilgen en andere pionierende plantensoorten op een kansrijk moment. Wellicht hield de uitbreiding minder verband dan aanvankelijk gedacht met het pompen van bovendebiet, de maatregel die toen toegepast werd om drainage van het slik te bevorderen door geulvorming.

Waterdynamiek

Met behulp van peilbuizen en dataloggers werden in juni 2020 het veranderend getij langs het studiegebied en de grondwaterdynamiek dwars op de geul onderzocht. In stroomopwaartse richting zorgt het oplopend verhang van de bodem voor toenemende getijasymmetrie. Hoogwaterstanden tussen de E17 en de sluis stijgen tot Destelbergen en dalen dan weer. Met deze verbeterde beschrijving van het getij kunnen we op elke plaats in het studiegebied de overspoelingsduur beter bepalen. Analyse van grondwaterstanden leert dat de geul geen meetbare drainerende invloed heeft op de slikken. Deze zijn tot vlak bij de geul bijna continu waterverzadigd tot aan de oppervlakte, onafhankelijk van het moment in de getijcyclus. In de schorren daalt het grondwater vrij snel tot een bepaald niveau na overspoeling. De daling van het grondwater die dan volgt is het resultaat van evapotranspiratie omdat deze enkel optreedt overdag in de zomer.

Ontwikkeling van knijtenlarven

De densiteit van knijtenlarven in het slik wordt het beste verklaard door overspoelingsduur. De densiteit is hoog bij lage overspoelingsduur (10-20%) en daalt naarmate de overspoelingsduur toeneemt. Ook in de schorrand komen vaak hoge aantallen knijtenlarven voor. In het schor zelf



zijn de aantallen tot acht keer lager. Dit is een belangrijke nuance bij de vaststellingen van Sohier et al. (2010) die stelden dat er geen knijten voorkomen in het schor. De schorrand is een vrij gunstige knijtenhabitat die aanleunt bij het slik. De effectief vrij ongunstige ecotoop voor knijten beperkt zich dus tot het schor zonder de schorrand. Er was geen significant verband tussen schorvegetatietypes en het aantal knijtenlarven in het voorliggend slik. In het schor zelf neemt het aantal larven toe met het vochtgehalte van de bodem: lage schorren hebben hogere aantallen knijtenlarven dan hoge schorren.

Verspreiding van poppenfase

Na het larvenstadium verpopt de knijt. De poppen drijven op het water en spoelen aan in de schorren. Er is geen efficiënte methode om poppen af te vangen of te verdelgen omdat er geen duidelijk tijdstip of locatie met hoge poppenconcentraties gevonden werd. Gravitair bovendebiet bij laagwater kan vermoedelijk weinig poppen uitspoelen. Een mogelijk interessantere manier om poppen uit te spoelen is bovendebiet toelaten vanaf hoogwaterkentering.

Gravitair bovendebiet als maatregel

Door een beperkt gravitair bovendebiet toe te voeren vergrootte de wateroppervlakte en kromp de slikoppervlakte met 50-25% tussen Gentbrugge sluis en RWZI Destelbergen. Het verdwenen slik bevatte echter weinig knijtenlarven omdat het een hoge overspoelingsduur had. Het effect van bovendebiet op de knijtenpopulatie is dus niet evenredig tot de oppervlakteafname. Na het stopzetten van het bovendebiet herstelde het slik zich bovendien vrijwel onmiddellijk door waterstandsaling en sedimentatie van de geul.

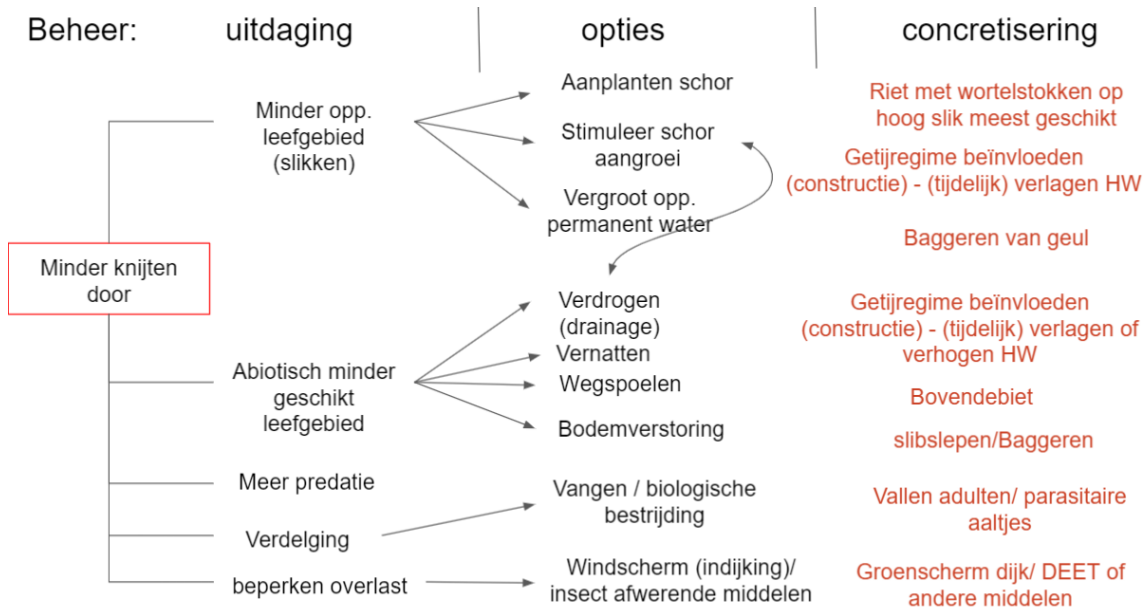
Doeltreffendheid van testmaatregelen

Het voorkomen van knijtenlarven in zones met en zonder ingrepen zou vergeleken worden in een experimenteel design. Als ingreep zouden (drainage-)geultjes aangebracht worden op de slikken. Dit bleek echter onuitvoerbaar doordat het slik te slap was en onvoldoende bereikbaar vanop de oever. Tenslotte waren er twee 'ingreepzones'. Eén waar het slik geroerd werd en één waar het hoog slik op het smalle schor (oever) werd getrokken en de slikbodem eveneens verstoord werd. Het verstoorde slik spoelde weg, de overspoelingsduur verhoogde en het aantal knijtenlarven en wormen in het slik was laag. Deze effecten stroken met de resultaten van het onderzoek naar de sturende variabelen. Door de beperkte replicatie en de conditionele afhankelijkheid van de uitgevoerde ingrepen kunnen verder geen onderbouwde uitspraken gedaan worden over de ingreepexperimenten.



Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

De aanbevelingen zijn gebaseerd op de verkregen inzichten aangevuld met expertkennis en worden gepresenteerd volgens een algemeen toepasbaar schema van beheeropties bij het vaststellen van knijtenoverlast (Figuur 1-1).



Figuur 1-1. Schema van mogelijke beheeropties en concretisering in het verminderen van de knijtenoverlast. Met mogelijke concretisering voor de Scheldemeander te Gent (in rood).

De toepasbaarheid van deze opties is gebiedspecifiek en contextafhankelijk. De wenselijkheid ervan wordt best afgewogen met inbegrip van langetermijntontwikkelingen, natuurwaarden en kosten. Specifiek voor de Scheldemeander is het belangrijk om deze opties steeds te kaderen in de geplande inrichting van de meander als GGG, het eindbeeld dat momenteel op de tekentafel ligt na de bouw van de constructie te Heusden. Op het moment van schrijven zijn de technische details van deze inrichting nog in ontwikkeling. Dit rapport is hiertoe een puzzelstuk.

Als concretisering van Figuur 1-1 worden mogelijke opties voor de Scheldemeander tussen Dampoort sluis en de Rietgracht besproken en afgewogen in Tabel 1-1. Het effect op knijten wordt op korte en lange termijn beschouwd. Effecten op het ecosysteem worden toegelicht met mogelijke aandachtspunten voor een GGG-scenario. Maatregelen moeten maximaal bijdragen aan het GGG-ecosysteemfunctioneren met daarbij een minimale kans op knijtenoverlast.

1. **Schoruitbreiding:** Er zijn beduidend minder knijtenlarven in de schorren dan in de slikken en de aantallen nemen verder af naarmate de schorren droger zijn.
 - **Natuurlijke schoruitbreiding** in de Scheldemeander **verloopt zeer snel**. De nieuwe schorren nemen de meest productieve knijtenhabitats in en jaar na jaar slinkt de oppervlakte leefgebied van de knijtenlarven. Onder autonome ontwikkeling aan deze snelheid zou het schor zo goed als dichtgegroeid (85%) zijn in 2031-2035.
 - Op grotere slikplaten kan overwogen worden om de hoge re slikken (bv. 3-4 meter uit de schorrand) te **bepoten met wortelkluiten en rietscheuten**, weliswaar in lijn met de



toekomstvisie: daar waar in een GGG-scenario schorontwikkeling gewenst is. Al ontwikkelde vegetatie zal dan evolueren in relatie tot de nieuwe getijcondities en alvast minder geschikt knijthabitat zijn. Op langere termijn is dit één van de meer duurzame opties.

- In de nabije toekomst kan men tijdens het bouwen van de constructie in Heusden nadenken over manieren om de hoogwaterstanden te reduceren om lokaal de schorvorming te stimuleren en om een kansrijk moment te creëren voor schoruitbreiding. Deze maatregel moet grondig afgewogen worden tegenover het toekomstbeeld van het GGG.

2. Baggeren:

- **Baggeren van de geul** heeft weinig impact, daar zijn weinig knijtenlarven aanwezig, de geul heeft geen drainerende werking op de slikken en schorren en zal dus ook niet de schorontwikkeling bespoedigen.
- **Slikken verlagen** verhoogt de overspoelingsduur waardoor ze tijdelijk minder geschikt zijn voor knijten larven (zie 5.4 & 7.3). Hogere slikken baggeren, slikslepen of omwoelen als het slik daarna erodeert is op korte termijn doeltreffend. Op langere termijn moet dit telkens herhaald worden omdat slik in de huidige situatie door de zeer hoge sedimentatiesnelheid opnieuw ophoogt tot gunstig knijtenhabitat met lagere overspoelingsduur. Baggerwerken zijn telkens een sterke verstoring van ecosysteemfuncties en natuurwaarden. Bovendien is er telkens risico op vrijstelling van toxische stoffen en wordt het volledige voedselweb van primaire productie over bodemdieren (zie 7.2.2), vis en vogels lokaal vernietigd. Daarnaast is er ook een terugval van de natuurlijke schoruitbreiding te verwachten in de zones waar de hogere slikken gebaggerd worden. Het baggerprofiel zal bepalen of het habitat in een GGG-scenario tot geschikt knijtenhabitat zal ontwikkelen. Daarom is het raadzaam om een baggerprofiel rond het gemiddeld toekomstige GGG-hoogwaterpeil af te werken. Lager afgewerkte baggerprofielen gaan op termijn evolueren tot potentieel gunstig knijtenhabitat. Hoe dieper het profiel, hoe langer dit zal duren. Hogere baggerprofielen zullen resulteren in te droge uitgangssituaties waarbij natuurlijke successie en estuariene ecosysteemfuncties niet kunnen doorgaan.

3. Bovendebiet toelaten verkort de verblijftijd van het water in de Scheldemeander waardoor de waterkwaliteit beter blijft, vooral in de zomer, en is ook gunstig voor de sedimenthuishouding. Herstel van een natuurlijk(er) bovendebiet via het sluiscomplex van Gentbrugge is een investering die een milderend effect zal hebben op de knijtenoverlast en die op dezelfde manier verder zal renderen in een GGG-scenario.

- **Gravitair bovendebiet bij laag water** via de kokers schuurt de afwateringsgeul uit, verhoogt de laagwaterstand en voert de knijtenlarven en –poppen die in de geul terecht komen versneld af. Het milderend effect op overlast is relatief gering omdat er weinig larven en poppen in de geul terechtkomen bij laagwater. Het zijn vooral de slikken met hoge overspoelingsduur, en dus weinig geschikt als knijtenhabitat, die in oppervlakte verminderen. De uitgeschuurde geul heeft geen drainerende werking op slikken en schorren en bevordert dus ook niet de schorvorming. Een mogelijk effect, dat hier niet onderzocht werd, is verhoogde predatie van knijtenlarven door vissen omdat deze door de verhoogde laagwaterstand relatief langer zover stroomopwaarts kunnen vertoeven (zie punt 6).
- **Bovendebiet bij hoogwaterkentering** door pompen, een kantelstuw of door de sluis schuiven open te zetten om maximaal te ‘flushen’ op de hogere slikken zal minder verontreinigde waterbodem vanuit de Gentse binnenwaters de Zeeschelde op sturen omdat water uit de toplaat wordt gebruikt. Deze maatregel werd hier niet getest maar



heeft mogelijk meer effect op knijtenoverlast. Korte events met hogere stroomsnelheden bij hoogwater kunnen misschien aanwezige poppen afvoeren en ook de ontwikkeling van larven beperken omdat de hogere slikken door de toegenomen dynamiek minder geschikt larven habitat worden. Hoge zomerdebieten zijn moeilijker te realiseren door de relatief beperkte waterbeschikbaarheid maar na zomerstormen zijn ze te overwegen. In de winter kan deze maatregel de aanvangspopulatie voor het komende seizoen verkleinen. Hoeveel bovendebiet is er nodig? Een empirische benadering is zo veel mogelijk zonder daarbij schorranderosie te veroorzaken.

4. **Slikken beschaduwen** door wilgen in de schorrand te plaatsen lijkt niet aangewezen. Op basis van de resultaten van deze studie zijn er indicaties dat het aantal knijtenlarven hoger is op beschaduwde slikken (Figuur 12-19) en slikken met wilgen in de schorrand. Mogelijk kunnen wilgen in het schor als groenscherm het uitzwermen van vliegende knijten naar woongebieden indijken (zie punt 5).
5. Doeltreffendheid van **groenschermen** werd niet nader onderzocht in deze studie. Op de dijk is de ruimte om een groenscherm aan te brengen ook eerder beperkt. We vonden geen specifieke studieresultaten over de effectiviteit van bomen of struiken als barrière tegen uitzwerpende knijten of andere plaaginsecten. De redenering achter deze maatregel is parallel met groenschermen als fijnstoffilters. Daarbij worden adulte knijten, als zwakke vliegers, vergeleken met stofdeeltjes. De effectiviteit van groenschermen is echter complex en afhankelijk van heel wat factoren (breedte, bladerdichtheid, hoogte, windsnelheid etc.) (bv. Letter & Jäger, 2019). Bovendien gedragen vliegende knijten zich anders dan passieve stofdeeltjes. Ze kunnen zich herhaaldelijk actief lanceren en toch nog het groenscherm passeren. De doeltreffendheid van deze maatregel moet dus in een proefopzet getest worden vooraleer deze grootschaliger toe te passen. Het eventuele effect is ook maar te verwachten na het uitgroeien van de aanplant. Deze maatregel is dus wellicht niet effectief op korte termijn.
6. **Predatiedruk verhogen** op de knijtenlarven. Dit werd niet onderzocht in deze studie. Voor aquatische predatoren kan de predatiedruk verhoogd worden door de foerageertijd op de slikken te verhogen met langere overspoelingsduren. Het getijregime is moeilijk te beïnvloeden maar bovendebiet kan hierbij helpen. Een continue waterhoudende geul bij laagwater kan ertoe bijdragen dat vissen zich langer hoger stroomopwaarts ophouden. Predatie vanuit de lucht kan gestimuleerd worden door bijvoorbeeld nest- en kraamkamermogelijkheden te voorzien voor huis- en gierzwaluw en vleermuizen. Deze maatregelen zullen overlast niet verhinderen maar zijn puzzelstukjes die kunnen helpen.
7. **Lokaal** in tuinen kan men de **overlast beperken** door te werken met **vallen** voor adulten en/of door te experimenteren met **insectafwerende middelen** b.v. DEET. Zie hierover meer in Vanslebrouck & Dekoninck (2020).
8. **Biologische bestrijding** van knijten is momenteel niet gekend, er werd wel een parasitair aaltje gevonden in knijtenlarven. Verder onderzoek loopt om deze piste te verkennen (Vanslebrouck & Dekoninck, 2020).



Samengevat om de knijtenoverlast aan te pakken:

Populatie indijken:

- Stimuleer maximaal de huidige schorvorming (eventueel met aanplant riet)
- Realiseer bovendebiet (vanaf kentering hoogwater en eventueel nog gravitair bij laagwater)
- Baggeren is effectief op korte termijn maar wordt afgeraden als duurzame beheeroptie. Risico om cyclisch opnieuw overlast te hebben.
- Als baggeren noodzakelijk is om andere redenen (bv. evacuatie overstorten, Gents regenwater en of afwatering RWZI) dan moet het baggerprofiel afgestemd worden met toekomstige waterpeilen anders riskeert men een nieuwe knijtenproblematiek in een GGG-scenario.
- Planten van wilgen in de slik/schorrand wordt afgeraden omdat er indicaties zijn dat de larven beter gedijen in de schaduw

Uitzwermende individuen afweren:

- Voer maximaal beleid om vliegende predatoren te faciliteren (bv. gierzwaluwen, zwaluwen en vleermuizen)
- Een groenscherm kan milderer, maar is waarschijnlijk geen wondermiddel om vliegende insecten af te wenden. Het vergt ook enige tijd om naar maximale efficiëntie te groeien
- Tuinvallen
- Insectafwerende middelen (bv. DEET)



Tabel 1-1. Afwegingskader voor beheeropties met potentieel effect op het voorkomen van knijtenlarven. Hierbij worden de beheeropties gescoord met het verwachtte directe effect (b.v. volgende zomer), op langere termijn (b.v. binnen 5-10 jaar), wat de effecten zijn op het ecosysteemfunctioneren, hoe de maatregel scoort ten opzichte van een toekomstig GGG scenario (voorlopige inschatting) en de verwachtte financiële kost. 0 = geen ; 0+ geen tot beperkt (matig); +positief effect verwacht; ++ sterk positief; - negatief effect verwacht, -- sterk negatief, ---zeer sterk negatief. De kost is ingeschat in schaal van 0 tot +++ zeer duur

Beheeroptie knijtenlarven	verminderen knijft direct	verminderen knijft lange termijn	effect ecosysteem	in relatie tot GGG scenario (nog in ontwikkeling)	kost	Opmerking
Autonome evolutie vegetatieontwikkeling	0+	++	neutraal - slikoppervlakte neemt af waardoor functie als rijke voedselgronden voor vogels en vis vermindert	+ veronderstelt verschorring als doelstelling minstens in stroomopwaarts deel	0	
Autonome evolutie vegetatieontwikkeling + aanplant met rietkluiten	0++	++	neutraal - beperkte impact, slikoppervlakte neemt sneller af waardoor functie als rijke voedselgronden voor vogels en vis sneller vermindert	+ veronderstelt verschorring als doelstelling minstens in stroomopwaarts deel	+	
Baggeren	++	--	negatief (autonome vegetatieontwikkeling - set back; vrijkomen toxische stoffen; tijdelijke vernietiging ecosysteem) - op termijn wel opnieuw meer slikken : positief voor vogels en vis weer veel wormen en larven als voedsel	te onderzoeken welk profiel kan werken om geen overlast te geven in toekomstig GGG. Kan sterk negatief uitpakken voor ontwikkeling GGG	+++	veel hangt af van slibkwaliteit, baggermethode en profiel

Baggeren hoog slik	++	--	negatief (autonome vegetatieontwikkeling - set back; vrijkomen toxische stoffen; tijdelijke vernietiging ecosysteem) - op termijn wel opnieuw meer slikken : positief voor vogels en vis weer veel wormen en larven als voedsel	te onderzoeken welk profiel kan werken om geen overlast te geven in toekomstig GGG. Kan sterk negatief uitpakken voor ontwikkeling GGG	++	veel hangt af van slibkwaliteit, baggermethode en profiel
Bovendebiet gravitair (bij laagwater)	0+ (laag slik afname)	0+	positief + blijvende geul voor toelaten aquatische predatoren; een bovendebiet is gewenst om natuurlijk evenwicht te herstellen in een (getijden) rivierecosysteem	+ afwateringsgeul onderhouden	0	Effect en kost afhankelijk van hoeveelheid debiet en moment
Bovendebiet na kentering hoogwater	+?	+?	positief + (potentieel lagere sedimentatiesnelheid, meer stromingsdifferentiatie, hogere stroomsnelheid hoog slik, uitspoelen poppen); iets lagere laterale schoruitbreiding verwacht; een bovendebiet is gewenst om natuurlijk evenwicht te herstellen in een (getijden) rivierecosysteem	+ doorstroming GGG, lagere sedimentatiesnelheden, positief waterkwaliteit	0+	Effect en kost afhankelijk van hoeveelheid debiet en moment

Bovendebiet maximaal herstellen	+	++	positief ++ (potentieel overspoelingsduur hoger, lagere sedimentatiesnelheid, meer stromingsdifferentiatie, hogere stroomsnelheid hoog slik, uitspoelen poppen, blijvende geul voor toelaten aquatische predatoren); iets lagere laterale schoruitbreiding verwacht	+ doorstroming GGG, lagere sedimentatiesnelheden, positief waterkwaliteit, geulonderhoud afwatering meest stroomopwaarts deel	++ structureel aanpakken door functionele regelbare constructie	Effect en kost afhankelijk van hoeveelheid debiet en moment. Vereist afstemming waterverdeling rond Gent
Wilgen in de schorrand	-	?	bepaalde impact, natuurlijke schorsuccesie verstoort, slikoppervlakte neemt sneller af waardoor functie als rijke voedselgronden voor vogels en vis sneller vermindert	+ veronderstelt verschorring als doelstelling minstens in stroomopwaarts deel	0+	maar mogelijk wel functioneel voor vliegende knijten?

Beheeropties overlast reductie vliegende adulten	verminderen knijt direct	verminderen knijt lange termijn	effect natuurlijk ecosysteem	GGG scenario (nog in ontwikkeling)	kost	Opmerking
Vliegende predatoren faciliteren	0+	0+	positief - extra biodiversiteit		0+	
Groenscherm	0	0+	positief - buffer tav verstoring vanop de dijk		0+	geen zicht op water - recreant
Tuinvallen	0+	0+	nvt		0+	
Insectafwerende middelen	0+	0+	nvt		0+	

It is also recommended to also invest in nuisance-reducing measures (not studied):

- Implement maximum policy to facilitate flying predators (eg swifts, swallows and bats)
- A green screen can mitigate but is probably not a panacea to avert flying insects (and it also takes years to reach maximum efficiency)
- Fight against the adult - flying Culicoides at people's homes by garden traps
- Use insect repellents (eg. DEET)



Inhoudstafel

Dankwoord/Voorwoord.....	2
Samenvatting.....	3
Aanbevelingen voor beheer en/of beleid	5
English abstract.....	12
1 Context en doelstelling.....	17
1.1 Opbouw rapport – leeswijzer toelichting.....	18
2 Inleiding.....	19
2.1 Knijten.....	19
2.2 Studiegebied	21
2.2.1 Situering.....	21
2.2.2 Getij	22
2.2.3 Waterkwaliteit.....	24
2.2.4 Klimatologische omstandigheden.....	24
2.3 Ingrepen - 2020	26
2.3.1 Bovendebiet	26
2.3.2 Pilot ingrepen.....	26
3 Ontwikkeling van schorvegetaties	29
3.1 Methodiek	29
3.2 Slik wordt schor.....	29
3.3 Hoe verloopt de uitbreiding?.....	31
3.4 Conclusie vegetatie ontwikkelingen	36
4 (Grond)water dynamiek in de slikken en schorren.....	37
4.1 Netwerk meetpunten	37
4.2 Metingen en methodiek.....	38
4.3 Bespreking.....	38
4.3.1 Peilbuizen in de geul.....	38
4.3.1.1 Overspoelingsduur	41
4.3.2 Raaien – typevoorbeeld raai 4.....	42
4.3.2.1 Dynamiek van het (grond)water	43
4.3.2.2 Gedetailleerde tijdreeks.....	45
4.3.2.3 Grondwaterprofiel.....	46
4.4 Conclusie grondwaterdynamiek.....	48
5 Onderzoek naar de sturende variabelen in het voorkomen van knijtenlarven	50
5.1 Netwerk meetpunten	50
5.2 Meetvariabelen en methodiek	54

////////////////////////////////////

5.2.1	Knijtenlarven stalen.....	54
5.2.2	Bodemkarakteristieken: granulometrie, organische stof, bulk densiteit, watergehalte en microfytobenthos.....	54
5.2.3	Statistische analyse knijtenlarven.....	55
5.2.3.1	Verkennde analyse.....	55
5.2.3.2	Regressieanalyse van het aantal waargenomen knijtenlarven	55
5.2.3.2.1	Algemene analyse over verschillende maanden	55
5.2.3.2.2	Analyses voor organisch materiaal en chlorofyl a voor de maand augustus 56	
5.3	Bespreking.....	56
5.3.1	Verkennde analyse	56
5.3.2	Resultaten voor regressieanalyse over de verschillende maanden.....	64
5.3.2.1	Analyse over de verschillende ecotopen heen	64
5.3.2.2	Analyse per ecotoop	66
5.3.3	Resultaten voor de analyse met organisch materiaal en chlorofyl a in de maand augustus	70
5.4	Conclusie sturende variabelen knijtenlarven	71
6	Poppenfase.....	72
6.1	Inleiding.....	72
6.2	Staalname.....	72
6.3	Bespreking.....	72
6.4	Conclusie poppenfase.....	72
7	Effecten van ingrepen	74
7.1	Bovendebiet.....	74
7.1.1	Effect van bovendebiet op habitatoppervlakte voor de knijtenlarve	74
7.1.2	Effect van bovendebiet op habitatkwaliteit.....	75
7.1.2.1	Waterstanden en stroomsnelheden.....	75
7.1.2.2	Verblijftijd.....	76
7.1.2.3	Drainage – vochtgehalte – bulkdensiteit van de slikbodem	76
7.1.3	Effect van bovendebiet op de morfologie en sedimenthuishouding.....	77
7.2	Pilots	79
7.2.1	Effecten op habitatkwaliteit.....	79
7.2.2	Effecten van ingrepen op het voorkomen van knijtenlarven.....	81
7.2.2.1	Resultaten.....	81
7.3	Conclusie effecten van ingrepen.....	83
8	Discussie.....	84
9	Suggesties voor Verder onderzoek.....	89

////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////////

10	Lijst van figuren en tabellen	90
	Lijst van figuren.....	90
	Lijst van tabellen	94
11	Referenties	95
12	Bijlage.....	98
12.1	Dynamiek van het (grond)water	98
12.1.1	Raai 1	98
12.1.1.1	Bespreking resultaten.....	99
12.1.2	Raai 6	102
12.1.2.1	Bespreking resultaten.....	103
12.2	Onderzoek naar de sturende variabelen in het voorkomen van knijtenlarven –bijlage figuren107	



1 CONTEXT EN DOELSTELLING

Van het sluiscomplex te Gentbrugge - Dampoort tot 2 km stroomafwaarts veroorzaakt een plaaginsect, een knijsje of knijt *Culicoides riethi* (*Colicoides*, *Ceratopononidae*) overlast. Deze soort komt van nature voor in de natte slikken van de Schelde maar ontwikkelt zich massaal in het studiegebied. Om de overlast te beperken werkten de betrokken administraties (De Vlaamse Waterweg, Stad Gent, Agentschap voor Natuur en Bos en het INBO) maatregelen uit waarvan aangenomen wordt dat ze overlast door knijten kunnen indijken.

Concreet werden volgende ingrepen voorgesteld in december-januari 2020:

1. Bovendebiet opnieuw gravitair instellen.
2. Pilots met graafwerken uitvoeren: de geul lokaal verruimen en dwarsgeultjes aanleggen op het slik.
3. Groenscherm aanplanten waar mogelijk.

Het bovendebiet en de pilots hebben als primaire doelstelling de afwateringsgeul te verruimen en betere drainage van het slib te initiëren, zodat het minder geschikt wordt als leefgebied voor de knijtenlarven. Groenschermen vormen barrières in het landschap die moet verhinderen dat adulte, vliegende mugjes naar de woongebieden kunnen uitzwermen. Deze maatregel werd niet uitgevoerd en ook niet onderzocht in deze studie.

In opdracht van De Vlaamse Waterweg en van stad Gent voerde INBO onderzoek uit om de deze maatregelen te evalueren en om ecologisch inrichtingsadvies voor een toekomstvisie beter te kunnen onderbouwen. Dit onderzoek richt zich op het larvale stadium en de omgevingskenmerken die de ontwikkeling van knijtenlarven in het slik sturen. Het uitzwermgedrag van adulte, vliegende mugjes werd hier niet bestudeerd.

Dit onderzoek moet een beter zicht geven in

- de vegetatieontwikkeling in het studiegebied
- de (grond)water dynamiek in de slikken en schorren
- welke abiotische variabelen of succesfactoren de ontwikkeling van knijtenlarven sturen
- mogelijk verband tussen het type vegetatie op het aanpalende schor en de aanwezigheid van knijtenlarven in het slik
- het effect van het bovendebiet en de pilots op de sturende variabelen en op de ontwikkeling van knijtenlarven

De nieuwe inzichten, de resultaten van het CULIMON project (Sohier et al., 2010; Vanslebrouck & Dekoninck, 2020) en bevindingen uit de vakliteratuur samen moeten leiden tot voorstellen voor maatregelen om de knijtenoverlast in de komende jaren te verminderen.



1.1 OPBOUW RAPPORT – LEESWIJZER TOELICHTING

Na een algemene inleiding over knijten, het studiegebied en de uitgevoerde ingrepen in hoofdstuk 2 wordt de ontwikkeling van de schorvegetaties besproken (hoofdstuk 3) met aansluitend de bespreking van de meetcampagne naar de (grond)water dynamiek in de slikken en schorren van de Scheldemeander (hoofdstuk 4). In hoofdstuk 5 onderzoeken we de sturende variabelen in het voorkomen van de knijtenlarven in de Scheldemeander. In hoofdstuk 6 wordt een verkennende staalname en bevindingen toegelicht met betrekking tot de drijvende poppenfase. In hoofdstuk 7 worden in detail de waargenomen effecten van de ingrepen besproken. De conclusies van de verschillende hoofdstukken worden bediscussieerd in hoofdstuk 8. In hoofdstuk 9 worden enkele kennisleemtes geformuleerd waarrond bijkomend onderzoek nuttig is om gerichter advies te kunnen geven.



predator met micro-invertebraten³. Er is weinig specifieke kennis over de rol van knijten in het ecosysteem (Sohier et al., 2010). In het studiegebied kan vermoed worden dat de larve- en popstadia als voedsel voor vissen en slobberende eenden dienen⁴. De vliegende imago's vormen een prooi voor insectivore vogels bv. zwaluwen, vleermuizen en spinnen.

2.2 STUDIEGEBIED

2.2.1 **Situering**



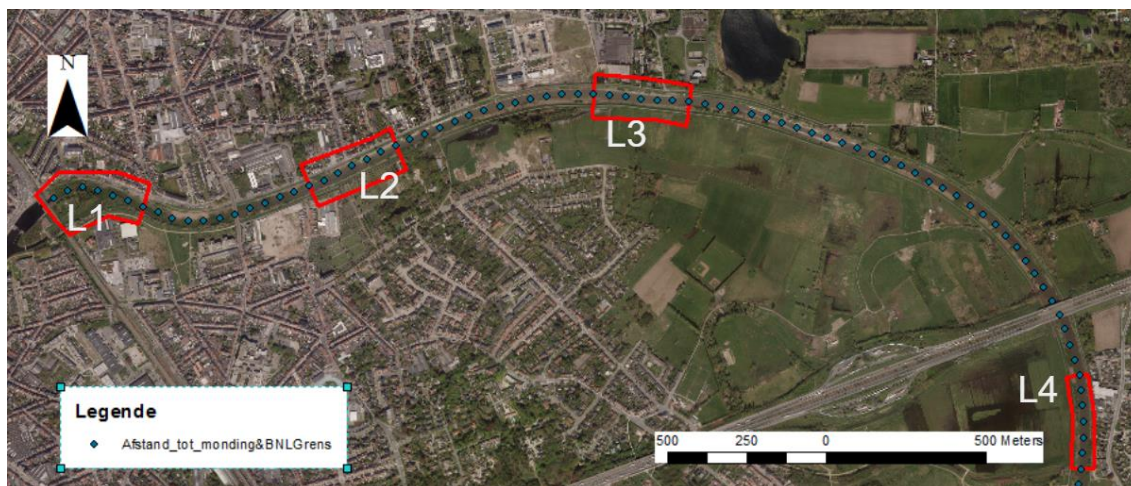
Figuur 2-2. Situering van het studiegebied tussen het stuwcomplex te Gentbrugge en de uitwateringsconstructie van de Rietgracht in de Zeeschelde te Gentbrugge.

Het volledige studiegebied is 4 km lang en situeert zich van het stuwcomplex te Gentbrugge tot de uitwateringsconstructie van de Rietgracht in de Zeeschelde te Gentbrugge (Figuur 2-3).

Binnen dit ruimere studiegebied werden 4 monitoring locaties (L1-L4) afgebakend van elk 300m lengte (Figuur 2-3). Locaties L1-L3 situeren zich binnen de zone met overlast (0-2 km afstand tot stuwcomplex). Locatie 4 bevindt zich stroomafwaarts.

³ Microscopisch kleine algen die leven op de slikbodem.

⁴ Ook garnalen zijn potentiële predatoren maar deze komen zelden voor tussen Heusden en Gentbrugge (mededeling Bart Bonte april 2021 –vrijwilligersmeetnet vis INBO)

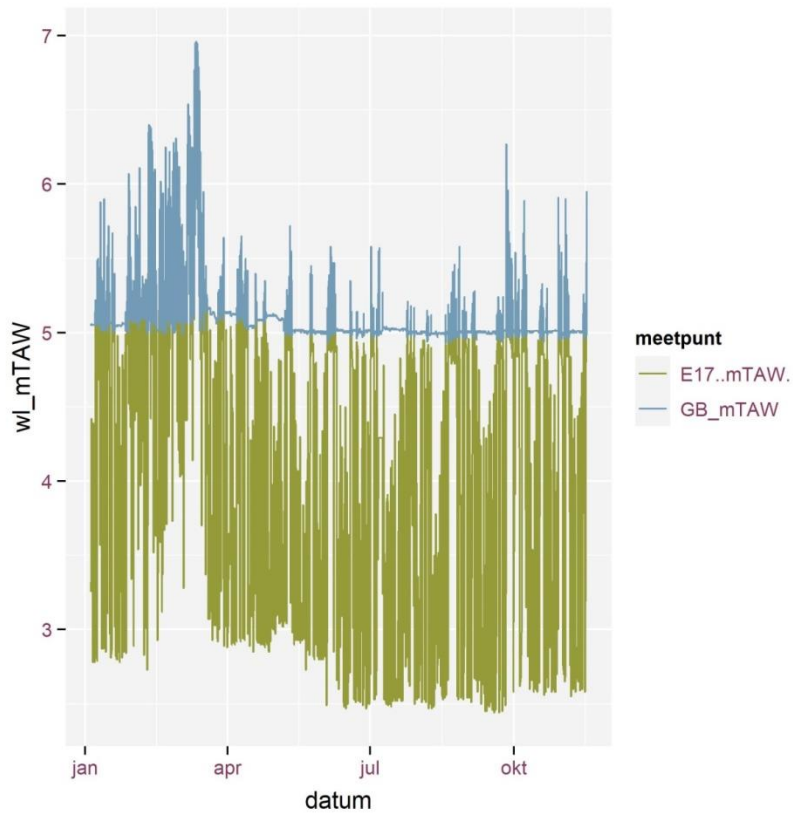


Figuur 2-3. Situering van de verschillende onderzoekslocaties langs het studiegebied

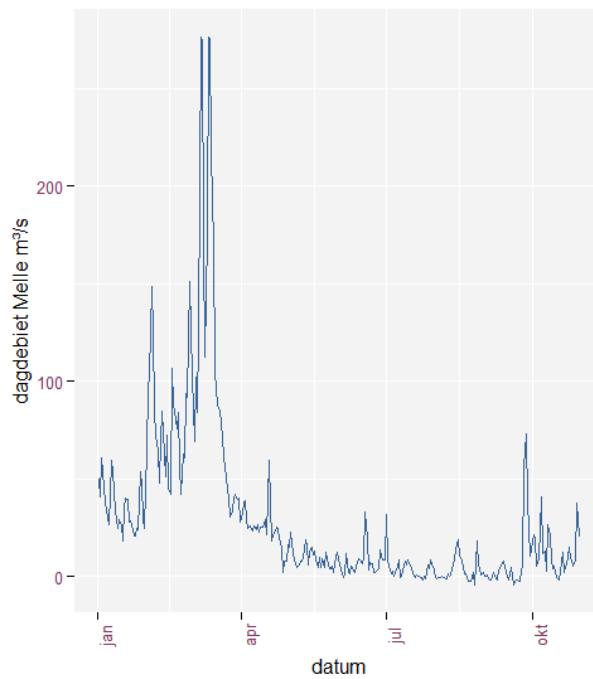
2.2.2 Getij

De getijkarakteristieken van de Zeeschelde tussen de E17 en Gentbrugge kunnen afgeleid worden uit de getijmeters te Gentbrugge GB (waterinfo.be – station zes58a) en Destelbergen – E17 (waterinfo.be – station zes57n) (Figuur 2-4). Door de algemene aanslibbing van de rivierbedding in het stroomopwaartse deel te Gentbrugge kunnen de laagwaterstanden en effecten van bovendebiet niet betrouwbaar bepaald worden. De laagste laagwaterstanden in Figuur 2-4 komen overeen met het maaiveld van het schor en situeren zich rond 5m TAW. Hoogwaters dringen niet bij elk getij door tot meetbare hoogte. De realiteit is dat het getij niet voluit kan doordringen maar slechts onder bepaalde omstandigheden van bv. springtij of was (Figuur 2-4). Sinds 2014 is er ook een getijmeter ter hoogte van de E17 in Destelbergen (deze data is niet gevalideerd door waterinfo.be). Deze tijmeter kan wel waterstanden van de volledige getijcyclus opmeten. Ook hier is er geen heel duidelijke springtij-doodtij cyclus. De verhoogde hoogwaters worden sterk bepaald door neerslagperiodes met verhoogde debieten te Melle (Figuur 2-5). Voor een volledig beeld van de getijkarakteristieken zijn ook metingen van volledige getijcycli nodig in de geul tussen Gentbrugge en de E17. Zie 4.3.1.





Figuur 2-4. Gemeten waterstanden van januari tot november 2020 tijposten te Gentbrugge – stuwcomplex en te Destelbergen E17 (data waterinfo.be).



Figuur 2-5. Gemiddeld dagdebiet te Melle van januari tot november 2020 (data waterinfo.be).



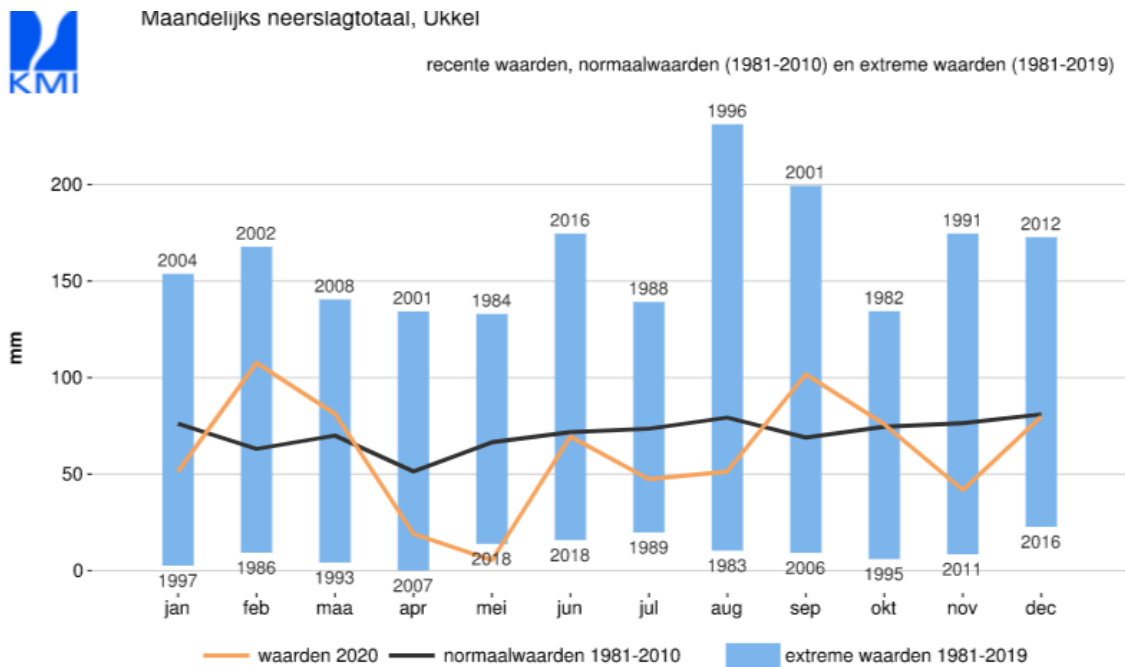
2.2.3 Waterkwaliteit

Er konden geen recente waterkwaliteitsmetingen teruggevonden worden in het kader van opvolging van VMM of OMES van de Zeeschelde tussen Gentbrugge en E17.

Sinds 2007-2008 verbeterde de toestand van de waterkwaliteit aanzienlijk. Bij een meetcampagne door UA in 2009-2010 werden geen zuurstofproblemen vastgesteld. Wel is er bij begin van de vloed, in de zogenaamde vloedgolf (“mascaret”), een fase met zeer lage zuurstofconcentraties vastgesteld. Dit komt doordat deze vloedgolf een grote hoeveelheid organische drab meeneemt (“zwarte water”). In deze fase wordt ook omzetting van nitraat naar ammonium vastgesteld. Dit fenomeen kwam voor tijdens de warme zomermaanden (Sohier et al. 2010).

2.2.4 Klimatologische omstandigheden

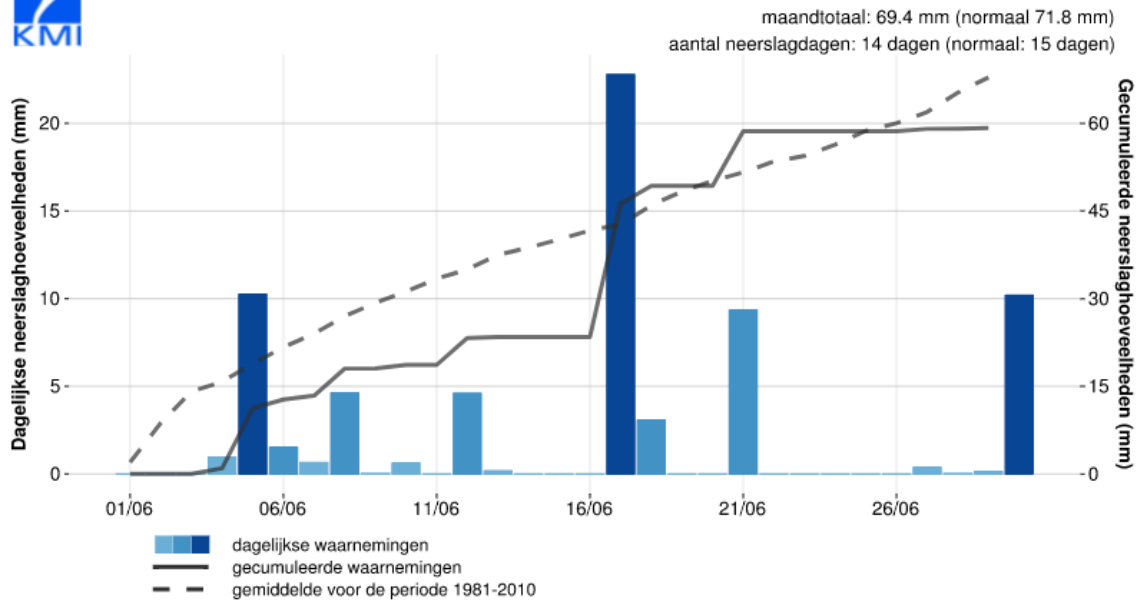
Het jaarverloop van neerslag te Ukkel voor 2020 en in detail voor de maand juni 2020 worden weergegeven in Figuur 2-6 en Figuur 2-7.



Figuur 2-6. Maandelijks neerslag in 2020 te Ukkel (data KMI).



Dagelijkse neerslaghoeveelheid, Ukkel, juni 2020



Figuur 2-7. Neerslag dagelijks in de maand juni 2020 te Ukkel (data KMI).



2.3 INGREPEN - 2020

2.3.1 Bovendebiet

De dichtgeslibde terugslagkleppen werden vrijgemaakt en open gezet zodat water van de Gentse binnenstad richting Schelde kon vloeien. Deze maatregel werd doorlopend toegepast van eind december 2019 tot 2 juni 2020. Door de aanhoudende droogte was dit vanaf juni niet meer mogelijk. Gravitair afwateren is mogelijk bij waterstanden lager dan circa 4,5 m TAW, bij hogere waterstanden sluiten de kleppen. Er zijn geen debietmetingen uitgevoerd. Op basis van terreinobservaties op 15 mei werd het debiet bij laagwater op 1,8 m³/s ingeschat.⁵ Door het sterk asymmetrisch getij (zie Figuur 4-3 peilbuisdata) is de waterstand gedurende ongeveer 16u per etmaal lager dan 4,5 m TAW. Ruw geschat is het totaal dagdebiet 100 000 m³.

Deze maatregel werd eerder toegepast in 2009-2010. Er ontwikkelde zich toen een 'nieuwe' geul en vervolgens was er schorontwikkeling ter hoogte van de Jan Delvinlaan. De knijtenoverlast verminderde op deze locatie. Er werd causaliteit vermoed tussen het bovendebiet, de 'nieuwe' geul en de schorvorming door het verbeteren van de drainage van het slib. Deze drainage capaciteit wordt onderzocht in hoofdstuk 4.

2.3.2 Pilot ingrepen

De testingrepen waren gepland ter hoogte van de locaties 2 en 3 (zie Figuur 2-3) op 4 maart 2020. Het was de bedoeling om met een verrijk-graafmachine de hoofdgeul een halve meter te verdiepen en op de slikken dwarsgeultjes aan te leggen. De specie zou uitgespreid worden op het slik, altemerend zones met en zonder specie. Het effect van deze ingreep op larven van knijten zou opgevolgd worden. De maatregel kon praktisch niet uitgevoerd worden volgens plan. Het slib was te vochtig en in de slappe specie hielden dwarsgeulen geen stand. Bovendien waren zichtbaarheid en bereikbaarheid te beperkt voor de detailuitvoering. Tenslotte werden twee alternatieven uitgevoerd.

Op locatie 2 werd het slik verstoord door over een lengte van 70m te roeren (Figuur 2-8 en Figuur 2-9). De schorrand werd er niet beschadigd.

⁵ De ebstroomsnelheid bij kentering laagwater werd geschat op 0,75 m/s ter hoogte van Gentbrugge – locatie 1, een gemiddelde waterdiepte van 0,40m en breedte van watervoerende geul van 6 m.



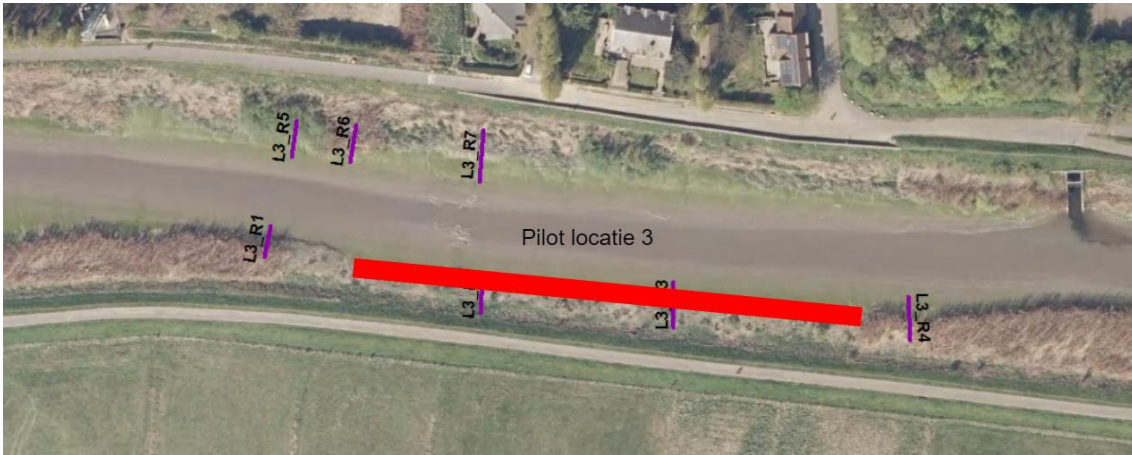
Figuur 2-8. Situering van de ingreep ter hoogte van locatie 2.



Figuur 2-9. Beeld van de uitgevoerde werkzaamheden met verreik-kraan ter hoogte van locatie 2 (foto Erwin Dieleman DVW – 4 maart 2020).

Op locatie 3 werd het slik over een lengte van 120 m ‘omhoog’ getrokken tegen de oever (Figuur 2-10). Schorontwikkeling ter hoogte van deze locatie was beperkt tot dijkvegetatie en ruigte. Vegetatiepollen aan de waterzijde van de schorrand werden willekeurig rivierwaarts verplaatst. Het resultaat was een geaccidenteerde slik-schor overgang. Doordat de schorrand beschadigd werd lag de uiteindelijke slik-schor overgang hoger in het tijvenster dan in de voorgaande en de omliggende zones.





Figuur 2-10. Situering van de ingreep ter hoogte van locatie 3.



Figuur 2-11. Beeld van de uitgevoerde werkzaamheden 5 maart 2020 ter hoogte van locatie 3 (foto Wilfried Van Vaerenbergh).



3 ONTWIKKELING VAN SCHORVEGETATIES

3.1 METHODIEK

De schorontwikkeling is gedocumenteerd aan de hand van vegetatiekaarten van de jaren 2003, 2012, 2013 en 2019. Deze kaarten werden steeds volgens dezelfde of een slechts licht aangepaste methodiek (Van Ryckegem et al. 2018) gemaakt waardoor ze één-op-één vergelijkbaar zijn. Dit laat toe om de schorevoluties te achterhalen. De absolute oppervlaktes per vegetatietype en het aandeel in het geheel doorheen de tijd kunnen berekend worden.

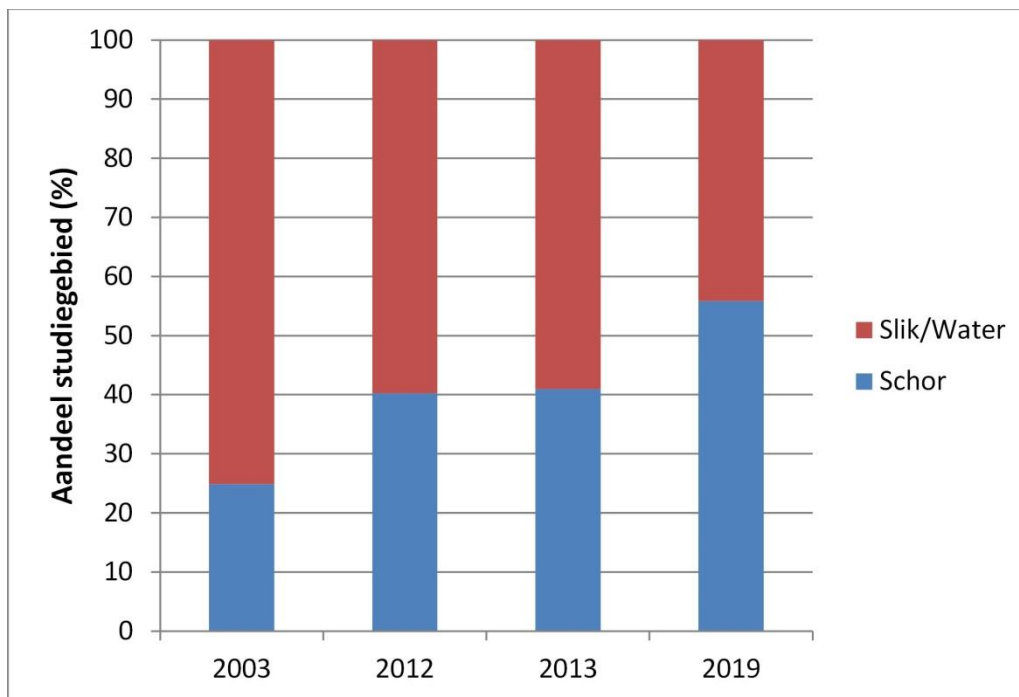
3.2 SLIK WORDT SCHOR

Het estuariene deel van het studiegebied (Figuur 2-2) heeft een oppervlakte van 22.36 hectare. Naast schor bestaat het estuariene habitat uit slik en water. Met behulp van de vegetatiekaarten is het schoraandeel in het volledige studiegebied berekend voor de 4 verschillende jaren (Tabel 3-1 en Figuur 3-1). Schoruitbreiding gaat steeds ten koste van slik. De oppervlakte van de laagwatergeul neemt anno 2019 gemiddeld ongeveer 15% in tussen het stuwcomplex en de Rietgracht. Dat aandeel is lager nabij het stuwcomplex en neemt toe richting Rietgracht (zie ook 7.1.1). De maximale schoruitbreiding (tot 85%) tot tegen de laagwatergeul zou ongeveer 12 jaar duren aan de uitbreidingssnelheid die vastgesteld werd over de periode 2013-2019 (2.46% per jaar) en ongeveer 16 jaar aan de gemiddelde uitbreidingssnelheid over de periode 2003-2019 (1.9% per jaar). Dit is een ruwe benadering die uitgaat van lineaire uitbreiding.

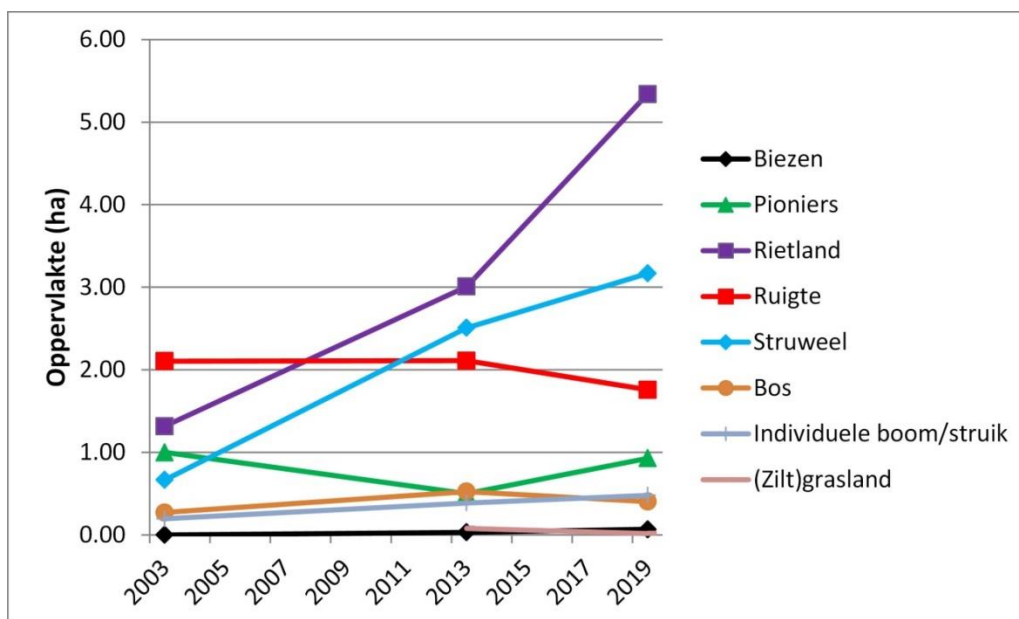
Tabel 3-1. Aandeel (%) van het studiegebied door schor of slik/water ingenomen, berekend op basis van de vegetatiekaarten van de respectievelijke jaren.

	2003	2012	2013	2019
Schor	24.9	40.2	41.0	55.8
Slik/Water	75.1	59.8	59.0	44.2





Figuur 3-1. Aandeel (%) van het studiegebied dat door schor of slik/water wordt ingenomen, berekend op basis van de vegetatiekaarten van de respectievelijke jaren. Oppervlakte studiegebied is 22.36 ha.



Figuur 3-2. Totale oppervlaktes (ha) van de verschillende formaties binnen het studiegebied in 2003, 2013 en 2019.

De uitbreiding van het schor is voornamelijk toe te schrijven aan de toename van rietland en van struweel (Figuur 3-2). Tussen 2003 en 2013 was deze voor beide vergelijkbaar: rietland nam toe met 1.7 ha en struweel met 1.8 ha. Tussen 2013 en 2019 verschilde de snelheid waarmee beide formaties uitbreidden. Rietland breidde uit met 2.3 ha, struweel met slechts



0.7 ha. De aspectbepalende soorten in de struwelen zijn schietwilg (*Salix alba*), een boomvormende wilgensoort, en *Salix x mollissima*, een struikvormende wilgenhybride.

De ruigtes, met grote brandnetel (*Urtica dioica*) en duizendknoop (*Fallopia* sp.) als belangrijkste dominante soorten, komen enkel voor op de hogere delen van de schorren. De totale oppervlakte ruigte is vrij constant tot licht dalend doorheen de tijd. De daling is te wijten aan natuurlijke successie waarbij het ene vegetatietype overgaat in een ander. Delen van de ruigtes zijn bijvoorbeeld overgroeid door struweel of door overhangende bomen en struiken. De invasieve duizendknoop (*Fallopia* sp.) kende een sterke toename tussen 2013 en 2019.

Het aandeel pioniers daalt tussen 2003 en 2013. Vooral pioniersvegetaties met waterpeper (*Polygonum hydropiper*) of ridderzuring (*Rumex obtusifolius*) als dominante plantensoort zijn in deze periode achteruit gegaan. Door natuurlijke successie zijn ze overgroeid door rietland en in mindere mate door struweel en pioniers van rietgras (*Phalaris arundinacea*). De geringe toename aan pioniers tussen 2013 en 2019 is bijna uitsluitend toe te schrijven aan de uitbreiding van rietgras ten koste van slik.

De overige formaties komen in geringere oppervlaktes voor. De trage maar gestage stijging van het oppervlakte individuele bomen/struiken is te verklaren door het verder uitgroeien van deze individuen.

3.3 HOE VERLOOPT DE UITBREIDING?

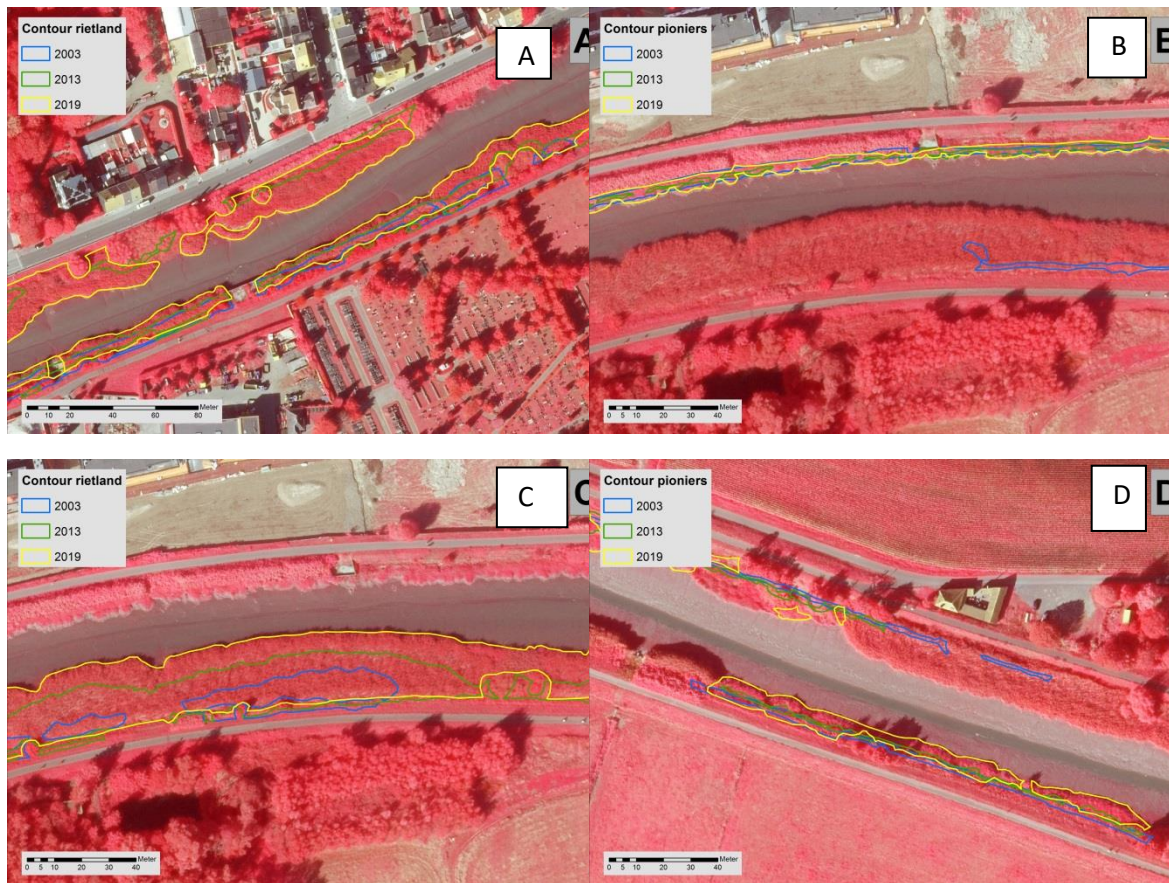
De uitbreiding van het schor ten koste van het slik gebeurt op twee manieren. Ofwel door laterale uitgroei van klonale plantensoorten ofwel door kieming op kansrijke momenten.

Voor de rietlanden kennen een opvallend laterale uitbreiding. Ter hoogte van de slik-schorrand kruipen wortelstokken van riet het kale slik binnen. In eerste instantie is de stengeldensiteit laag maar gaandeweg neemt deze toe. Abiotisch is dit kale slik een suboptimale of zelfs ongeschikte standplaats voor riet wegens te nat, anoxisch en waarschijnlijk te hoge gehalten aan toxische stoffen zoals sulfiden. Toch slaagt riet erin deze ongeschikte standplaatsen te koloniseren via een strategie genaamd klonale of fysiologische integratie. Riet is een klonale plant. Via wortelstokken vormen ze een netwerk waarmee de stengels met elkaar in verbinding staan. Zo staan de rietstengels die het ongunstige slik hebben gekoloniseerd via hun wortelstokken in contact met rietstengels op gunstige standplaatsen. Via dit netwerk van wortelstokken worden essentiële (voedings)stoffen getransloceerd van de gunstige naar de ongunstige standplaats (Amsberry *et al.*, 2000; Mueller *et al.*, 2021).

Vergelijking van de verschillende vegetatiekaarten toont deze laterale klonale uitbreiding van riet ten koste van slik (Figuur 3-3). De snelheid waarmee dit gebeurt verschilt van locatie tot locatie maar is ongeveer 1 meter/jaar.

Ook andere soorten zoals rietgras (*Phalaris arundinacea*) breiden lateraal uit door vegetatieve vermeerdering middels wortelstokken, zij het minder succesvol dan riet. Vergelijking van de vegetatiekaarten toont dat de uitbreiding van rietgras eerder beperkt is met uitzondering van enkele zones waar het rietgras wel enkele meters wist uit te breiden. Op sommige plaatsen is rietgras zelfs overgroeid door riet (Figuur 3-3). Rietgras heeft voor de zuurstofvoorziening in tegenstelling tot riet geen grote centrale holte in de wortelstokken maar kleinere luchtholtes in de wanden van deze wortelstokken (Weeda *et al.*, 1994). Waarschijnlijk houdt de minder succesvolle uitbreiding in de anoxische bodem hiermee verband.





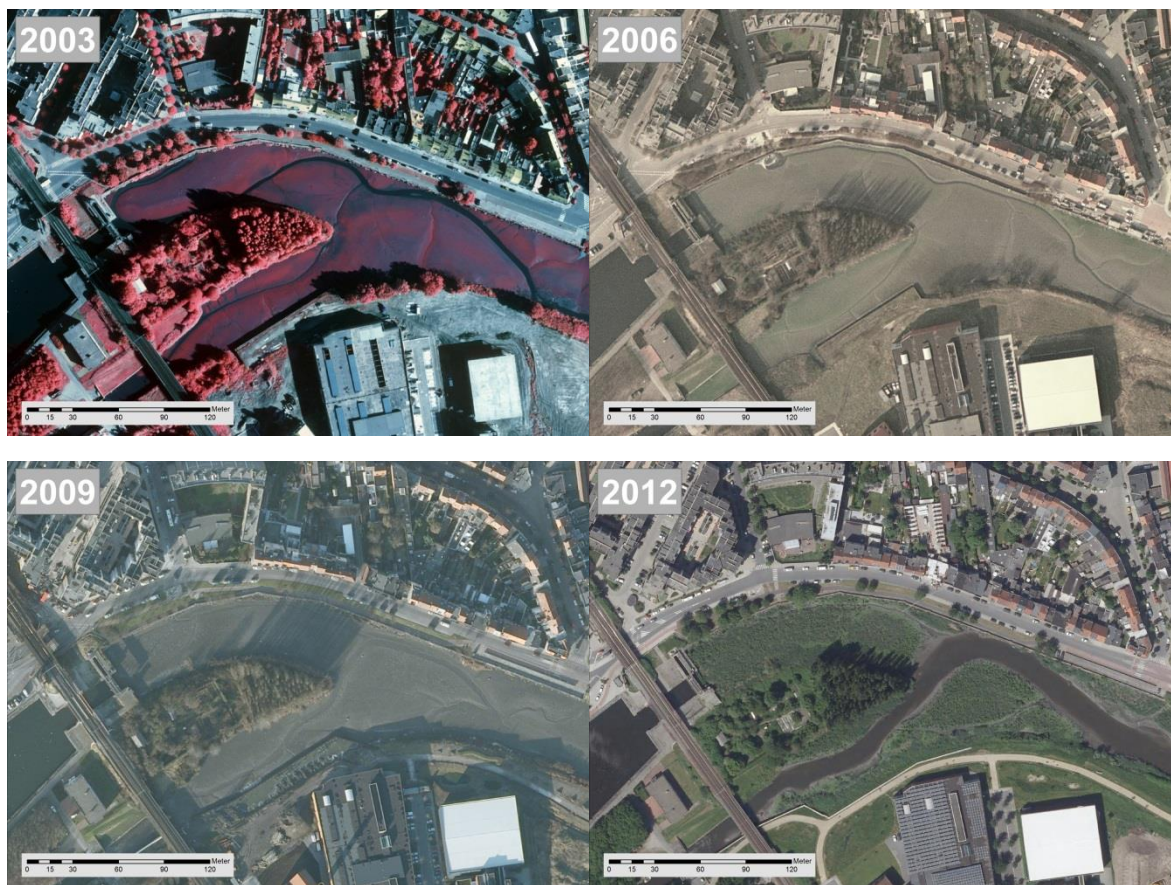
Figuur 3-3. De verschillende vegetatiekaarten (2003, 2013, 2019) tonen de laterale uitbreiding van riet (*Phragmites australis*) ter hoogte van kerkhof Gentbrugge en begin Gentbrugse Meersen (A, C). De laterale uitbreiding door pioniers als rietgras (*Phalaris arundinacea*) is minder uitgesproken of soms zelfs ontbrekend (B, D).

De tweede manier van schoruitbreiding ten koste van kaal slik gebeurt door kieming op een kansrijk moment, ook wel een ‘window of opportunity’ (WoO) genoemd. Tijdens zo’n kansrijk moment kunnen op korte tijd grootschalige veranderingen plaatsvinden. De omstandigheden moeten gedurende een voldoende lange periode gunstig zijn zodat planten kunnen kiemen én zich kunnen vestigen (Balke *et al.*, 2011; 2014).

De schorontwikkeling in het meest stroomopwaartse deel van het studiegebied tussen Gentbruggebrug en de sluis nabij Dampoort heeft zich voorgedaan tijdens zo’n kansrijk moment. Het kale slik bereikte er door sedimentatie een bepaalde hoogte waardoor het door lagere hoogwaterstanden een zekere periode niet overstroomde. Deze periode samen met een moment dat er voldoende zaden aanwezig waren die konden kiemen en zich vestigen. Op korte tijd werd het kaal slik er ingenomen door schor. Ondertussen is het geëvolueerd naar een opgaand struweel van vooral schietwilg (*Salix alba*).

Dit kansrijk moment of WoO heeft zich naar alle waarschijnlijkheid voorgedaan in mei en/of juni want er zijn veel wilgen tot kieming gekomen. De meeste wilgen stellen hun zaden vrij in deze periode maar hun zaden zijn slechts een of twee weken kiemkrachtig. Schietwilg (*Salix alba*) is bijvoorbeeld tot maximaal drie weken kiemkrachtig (González *et al.*, 2016). Vandaar dat het kansrijk moment in mei/juni moet geweest zijn. Mocht het later of vroeger vallen, zouden er geen of veel minder wilgen in staan.





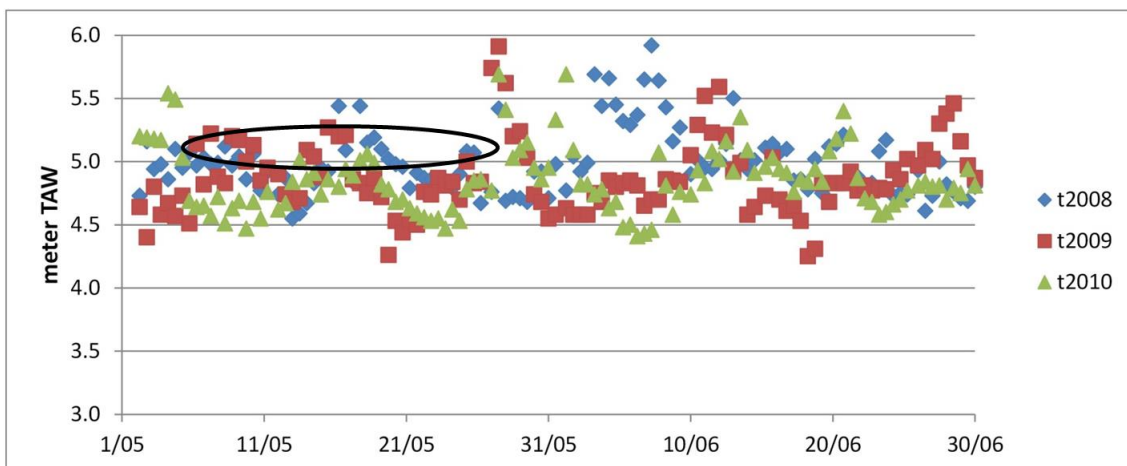
Figuur 3-4. Tijdsreeks van luchtfoto's van de zone tegen de sluis van Dampoort (2003 en 2012 zijn gemaakt in zomer; 2006 en 2009 in het voorjaar). Op de foto's van 2003, 2006 en 2009 zijn kale slijkplaten herkenbaar die op de luchtfoto van 2012 duidelijk begroeid zijn.



Figuur 3-5. De linkse foto dateert van 07/07/2009, de rechtse foto is genomen op 02/09/2009. Op beide foto's zijn de kale slijkplaten herkenbaar waarop geen vegetatie-ontwikkeling te zien is (foto's Waterbouwkundig Laboratorium).



Figuur 3-6. Eind augustus 2010 heeft zich op de slikplaat nabij de sluis bij Dampoort een weelderige vegetatie ontwikkeld van verschillende wilgensoorten (*Salix* spp.) met ertussen grote kattenstaart (*Lythrum salicaria*) en grote lisdodde (*Typha latifolia*) (foto 30/08/2010).



Figuur 3-7. Hoogwaters aan tijpost Melle tussen 1/5 en 30/6 voor de jaren 2008, 2009 en 2010. De ellips toont het meest kansrijke moment of Windows of Opportunity aan in 2010.



3.4 CONCLUSIE VEGETATIE ONTWIKKELINGEN

In 2003 bestond driekwart van het studiegebied uit kaal slik en water en nam het schor slechts 25%. Het aandeel schor nam sterk toe met de tijd, in 2013 bereikte het 41% en in 2019 zelfs 56%. Dat is gemiddeld 1.9% jaarlijkse omzetting van slik naar schor in de periode 2003-2019. De snelheid waarmee het schor uitbreidde, nam toe na 2013 want tussen 2013 en 2019 werd jaarlijks gemiddeld 2.46% van het slik ingenomen. Op basis van deze uitbreidingssnelheden kan verwacht worden dat, bij verdere lineaire uitbreiding van de vegetaties, de maximale schorbedekking (~85%) in het studiegebied zal bereikt worden na 12-16 jaar of in 2031-2035.

De schoruitbreiding is voornamelijk toe te schrijven aan de toename van rietland en van struweel. Tussen 2003 en 2013 was de toename voor beiden vergelijkbaar. Tussen 2013 en 2019 echter breidde rietland sterker uit dan struweel.

Uitbreiding van schor ten koste van slik kan op twee manieren gebeuren: door laterale uitgroei van klonale plantensoorten of door kieming op kansrijke momenten.

Voor de rietlanden kennen een opvallende laterale uitbreiding van ongeveer 1 meter/jaar. Riet is zelfs in staat ongeschikte standplaatsen te koloniseren omdat via hun wortelstokken (voedings)stoffen kunnen transloceren van gunstige standplaatsen naar ongunstige (i.e. clonale integratie). Ook andere soorten, zoals rietgras, passen deze strategie toe maar zijn minder efficiënt.

Schoruitbreiding door kieming gebeurt op een kansrijk moment of 'window of opportunity' (WoO). Tijdens zo'n kansrijk moment kunnen op korte tijd grootschalige veranderingen plaatsvinden. De omstandigheden moeten dan gedurende een voldoende lange periode gunstig zijn zodat planten kunnen kiemen én zich kunnen vestigen.

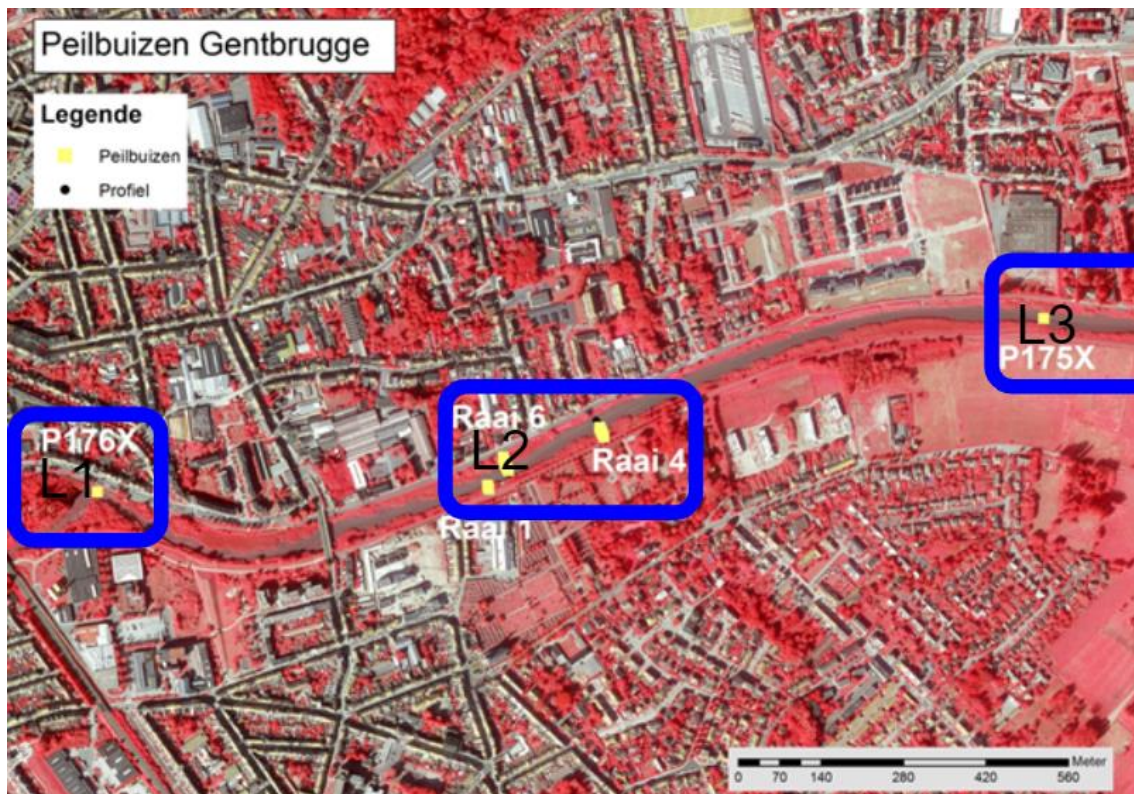
De schorontwikkeling tussen Gentbruggebrug en de sluis nabij Dampoort werd vermoedelijk door zo'n kansrijk moment getriggerd. Het kale slik was door sedimentatie voldoende hoog geworden en overstroomde niet wanneer er in mei 2010 gedurende langere tijd geen hogere hoogwaters waren. In die periode waren er voldoende kiemkrachtige zaden aanwezig die voldoende tijd kregen om te kiemen én zich te vestigen. Het kale slik werd op korte tijd ingenomen door schor. Eerder werd deze ontwikkeling toegeschreven aan de gelijktijdige toevoer van bovenafvoer en het ontstaan van een drainerende geul. Ondertussen evolueerde het schor naar een opgaand struweel van vooral schietwilg (*Salix alba*).



4 (GROND)WATER DYNAMIEK IN DE SLIKKEN EN SCHORREN

Een eerdere studie naar knijten in Gentbrugge concludeerde dat knijtenlarven niet voorkomen in het schor. Schorontwikkeling versnellen ten koste van slik is dus een doeltreffende en natuurvriendelijke maatregel om knijten te bestrijden (Sohier et al. 2010). Verbeterde drainage van slikken bevordert doorgaans schorvorming. De initiële intentie van de pilot ingrepen was om via een verruimde hoofdgeul en dwarsgeultjes op het slik de drainage plaatselijk te verbeteren en zo schorvorming te versnellen. Dit bleek niet mogelijk, maar om patronen van vochtgehalte in het slik als sturende variabele van knijten larven en schorvorming te begrijpen moeten we een beeld krijgen van drainagepatronen. Bovendien bestond er geen goed beeld van het snel veranderende getijpatroon aan de punt van de tijarm. Daarom werd de (grond)waterdynamiek in het studiegebied nader bestudeerd. Enerzijds werd getracht om het getijpatroon beter te beschrijven aan de hand van een beperkte meetreeks overheen de bestudeerde sectie van de tijarm en anderzijds werden lokale waterdynamieken beschreven in de dwarsrichting van schor naar geul.

4.1 NETWERK MEETPUNTEN



Figuur 4-1. Situering van de peilbuizen P176 en P175 in de geul en de raaien L2_R1, L2_R4 en L2_R6 te locatie 2 waarlangs peil buizen zijn geplaatst.

4.2 METINGEN EN METHODIEK

De grondwater- en oppervlaktewaterpeilen worden gemonitord aan de hand van piëzometers. Dit zijn PVC-buizen die voorzien zijn van een filter en in het slik worden geplaatst. Deze filter bevindt zich in de top van de freatische grondwaterlaag. Voor deze studie werden volledig geperforeerde buizen gebruikt. In elk van deze piëzometers werd een datalogger geplaatst die om de 5 minuten een drukmeting verricht.

Twee piëzometers werden centraal in de afwateringsgeul geplaatst te Gentbrugge (P176 – locatie 1) en te Destelbergen (P175 – locatie 3). De overige piëzometers werden in 3 dwarsraaien geïnstalleerd op locatie 2 (Figuur 4-1). De raaien van de piëzometers verlopen parallel met de raaien waar ook knijtenlarven onderzocht worden (Locatie 2 Raai 1, 4 en 6). Op de respectievelijke raaien werden 3, 5 en 6 piëzometers geïnstalleerd met een onderlinge afstand van ongeveer 5 m. De raaien werden in december 2020 verlengd met twee extra piëzometers per raai tot in de geul en de bestaande peilbuizen werden toen uitgekuist en slibvrij gemaakt voor de tweede meetreeks. De startdatum van deze metingen is ingesteld op 03/06/2020 – 18u00. Er werd gemeten tot 09/07/2020. Er was een tweede meetreeks op de uitgebreide raaien gedurende een korte periode van 14-15/12/2020 tot 17/12/2020.

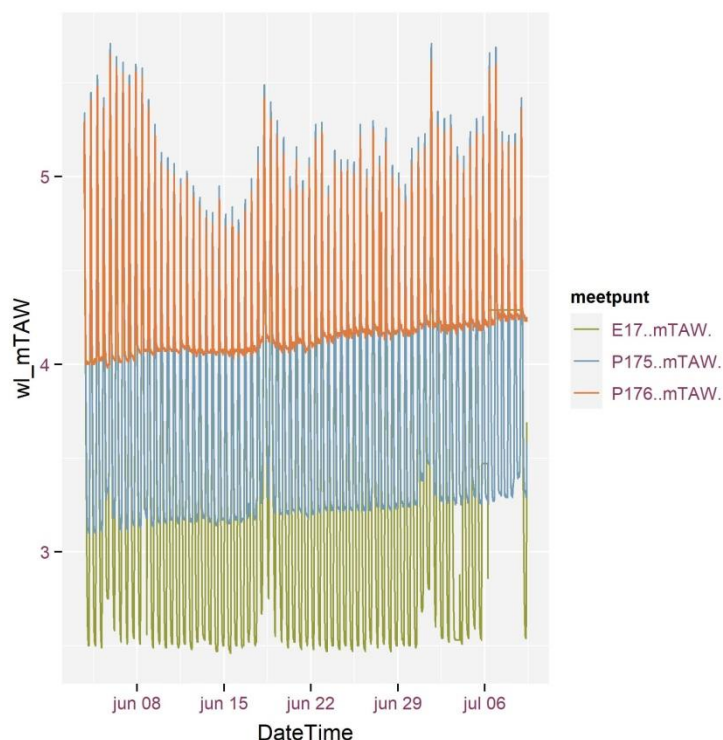
Ter hoogte van de 3 raaien zijn op 01/07/2020 hoogtemetingen uitgevoerd van het maaiveld met een RTK-GPS, wat toelaat om van de verschillende raaien hoogteprofielen op te stellen.

4.3 BESPREKING

4.3.1 Peilbuizen in de geul

Bij het uitlezen van de data op 09/07/2020, na ruim een maand meten, is vastgesteld dat de loggers in het slib bengelden. De metingen zijn dus onbetrouwbaar voor de laagwaterstanden. De stijging van deze laagwaterstanden zoals te zien in Figuur 4-2 is wellicht te wijten aan het slibpakket van 17-20 cm dat zich in de peilbuizen opbouwt. De mate van stijgen is gelijk voor beide piëzometers. Deze opbouw kan te wijten zijn aan het dichtslibben van de poriën van de piëzometer of doordat er effectief aanslibbing in de geul optreedt na het stopzetten van het bovendebiet. We kunnen niet onderscheiden of en in welke mate beide fenomenen spelen. Ter hoogte van de E17 is geen stijging in de laagwaterstanden te zien en in 7.1.3 wordt wel aangetoond dat de geulmorfologie snel reageert op bovendebiet.





Figuur 4-2. Gemeten waterstanden in peilbuis P176 te Gentbrugge, peilbuis P 175 te Destelbergen en de tijpost te E17 – Destelbergen.

Als we veronderstellen dat de peilbuizen nog niet vol zaten met slib bij het begin van de metingen, kunnen we de eerste metingen gebruiken om het verschil met de tijpost te Destelbergen te bepalen. Hiervoor zijn de metingen gebruikt van het laagwater in de namiddag van 04/06/2020, dit valt samen met een springtij. Deze bespreking is dus gebaseerd op slechts enkele getijcycli (zie ook 2.2.2).

Laagwater:

De meting van de laagwaters toont het sterke verhang tussen de meetpunten. Dit wordt veroorzaakt door de oplopende geul tussen E17 en Gentbrugge.

LW-waterstand op 4/6/20 3:00				
Locatie	afstand tot sluis (m)	LW (m TAW)	verhang (m)	verhang (m/km)
P176	200	4.01		
P176 tot P 175			0.91	0.54
P175	1900	3.1		
P175 tot E17			0.6	0.38
E17	3500	2.5		
P176 tot E17			1.51	0.46

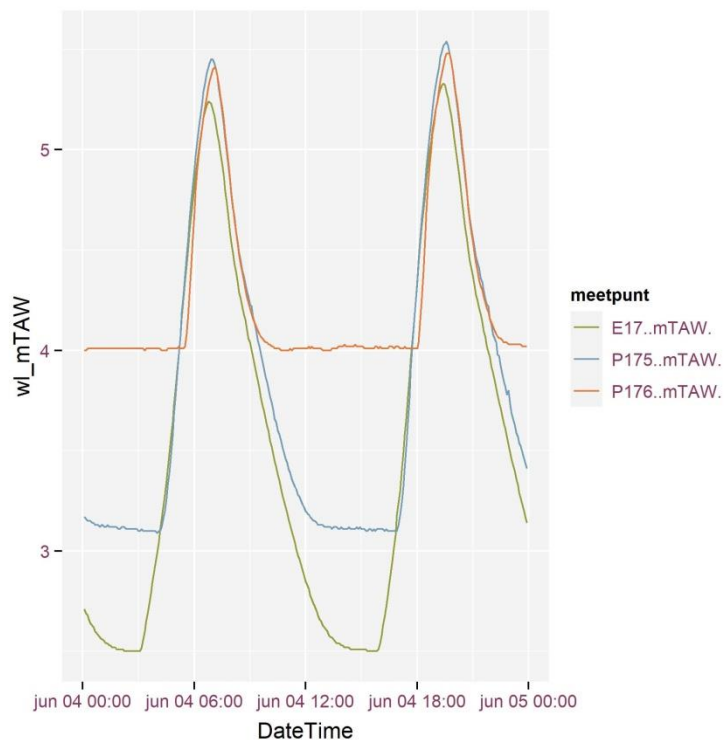
De geul loopt sterker op in het meest stroomopwaartse deel. Het lineaire verval tussen Gentbrugge en E17 is 0,46 m per kilometer. Dit verval zorgt er ook voor dat de duur van het laagwater sterk toeneemt van E17 naar Gentbrugge.



Hoogwater

Aan de tijpost E17 wordt het eerst hoogwater met telkens 5 à 10 minuten verschil te Destelbergen en Gentbrugge. Ter hoogte van P175 - Destelbergen komt het hoogwater ongeveer 20 cm hoger om opnieuw 5 à 10 cm te dalen richting het sluisencomplex.

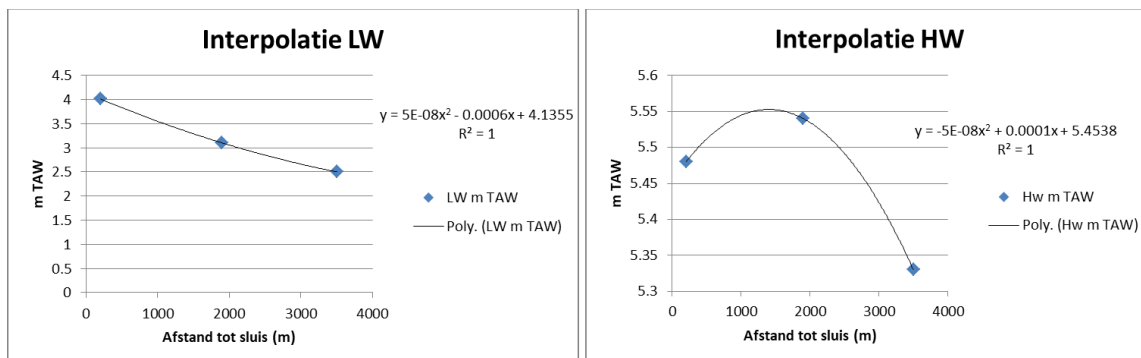
HW-waterstand op 4/6/20 19:30				
Locatie	afstand tot sluis	HW m TAW	delta (m)	delta m/ km
P176	200	5.48		
P176 tot P 175			-0.06	-0.04
P175	1900	5.54		
P175 tot E17			0.21	0.13
E17	3500	5.33		
P176 tot E17			0.15	0.05



Figuur 4-3. Detail van de getijkromme op 4-5 juni 2020 in peilbuis P176 te Gentbrugge, peilbuis P 175 te Destelbergen en de tijpost te E17 – Destelbergen.

De waterstanden werden geïnterpoleerd. Ze geven een vrij betrouwbare waarde van het waterniveau in de geul ter hoogte van de raaien tijdens de gekozen momentopnamen in de sectie grondwaterprofielen (4.3.2.3) ter hoogte van locatie 2 (Figuur 4-4).





Figuur 4-4. Interpolatie van de laag- en hoogwaterstanden begin juni 2020 gebaseerd op de tijmeting in peilbuis P176 te Gentbrugge, peilbuis P 175 te Destelbergen en de tijpost te E17 – Destelbergen.

4.3.1.1 Overspoelingsduur

De overspoelingsduur voor de vier locaties werd berekend op basis van de getijmetingen (frequentie 5 min data) aan de meetpost Destelbergen E17, de peilbuizen in de geul: ZSCP175X (Destelbergen opwaarts) en ZSCP176X (Gentbrugge sluis) en de interpolatie tussen ZSCP175X en ZSCP176X. Dit gebeurde voor de periode van 03/06/2020 tot 09/07/2020.

Voor elke locatie werden frequentiedistributies opgesteld van de gemeten waterhoogtes per 10 cm.

Op basis van deze curves werd de overspoeling berekend door interpolatie voor de gemeten hoogtes van de staalname punten benthos (knijtenlarven).

De overspoelingspercentage-curves (Figuur 4-5) lopen parallel, maar buigen sneller af naarmate je stroomopwaarts gaat, omdat de geul er hoger ligt. Dit toont de langere laagwaterperiode stroomopwaarts, gedurende relatief lange tijd is daar enkel de kleine geul overspoeld. Het overspoelingspercentage is maar voor een kleine zone van het intertidaal meer dan 25%. Het getij dempt door het oplopend bodempeil en wordt sterker asymmetrisch met een langere eb fase en een kortere snelle vloed. Je zou dus kunnen verwachten dat de geul, hoewel ze minder diep gelegen is wel een langere tijd heeft om drainerend te werken op de slikken.

Deze overspoelingsduurcurves zijn representatief voor het veldseizoen in juni 2020 zonder grote neerslagevents en dus met weinig bovendebiet. Bij verhoogde bovendebieten worden de overspoelingsduren in de Scheldemeander gevoelig hoger en kan deze overspoeling ook langer aanhouden (bv. periode februari 2020).





Figuur 4-5. Berekende overspoelingsduurpercentages voor de verschillende locaties.

4.3.2 Raaien – typevoorbeeld raai 4

Na controle, validatie en een verkennende analyse blijken de metingen van raai 4 het meest betrouwbaar. Alle metingen van de 3 raaien tonen ook gelijkaardige resultaten (zie bijlage 12.1). We beperken ons tot het bespreken van de raai 4 als typevoorbeeld van de hydrologische kenmerken langsheen een dwarsraai van schor naar geul te Gentbrugge – Destelbergen.

Peilbuizen	Metingen
P181, P182, P183, P188, P189, P196, P197	Metingen van 15/06/2020 tot 09/07/2020 voor P181, P182 en P183 en voor P188 en P189 van 15/06/2020 tot 16/07/2020. P196, P197 meting van 15/12/2020 tot 17/12/2020





Figuur 4-6. Situering van raai 4 met de locatie van de piëzometers.

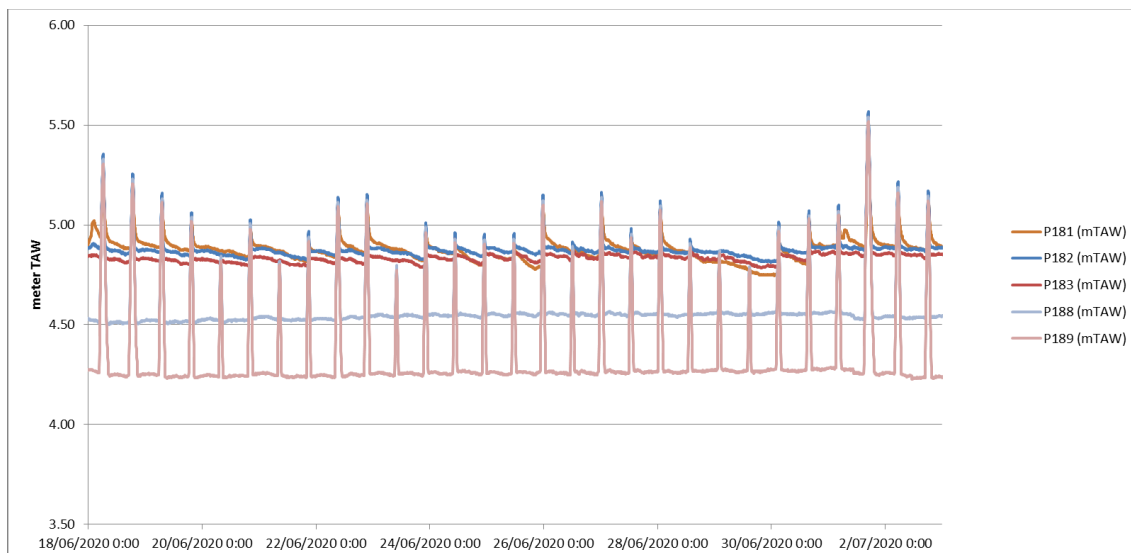
4.3.2.1 Dynamiek van het (grond)water

De hoogwaterstanden volgen geen duidelijke doortij-springtjicyclus (Figuur 4-7). Als de waterstanden boven 5.15 meter TAW reiken, dan is het volledige slik en schor overstroomd. 5.15 meter TAW is de maaiveldhoogte van P181 die het dichtst tegen de dijk staat (Figuur 4-6, Figuur 4-7).

Algemeen is er een hydraulische gradiënt van de hogere delen van het schor, waar de hoogste waterstanden worden gemeten, naar de lagere schordelen en het slik waar de laagste waterstanden worden gemeten ($P181 > P182 > P183 > P188 > P189$ (Figuur 4-7)). Na een overstroming zakt het water op de slikken weg tot een bepaald niveau en blijft vervolgens vrij constant (zie P188 en P189). Op de schorren daarentegen blijft het grondwater geleidelijk wegzakken, enerzijds door drainage maar anderzijds ook door evapotranspiratie. De vegetatie verdampt water en dit waterverlies wordt niet gecompenseerd waardoor het grondwaterpeil verder zakt. Pas bij de volgende overstroming wordt het grondwater opnieuw aangevuld (zie ook Figuur 4-8).

Als het schor en dan vooral de hogere delen tegen de dijk, niet overstroomt, zoals rond 30/06/2020, wijzigt zelfs de hydraulische gradiënt daar er een hoger peil is gemeten in P182 dan in P181, met andere woorden dan stroomt er ondergronds water van het laag schor (P182) naar het hoger schor (P181) in de richting van de dijk (Figuur 4-7, Figuur 4-8).



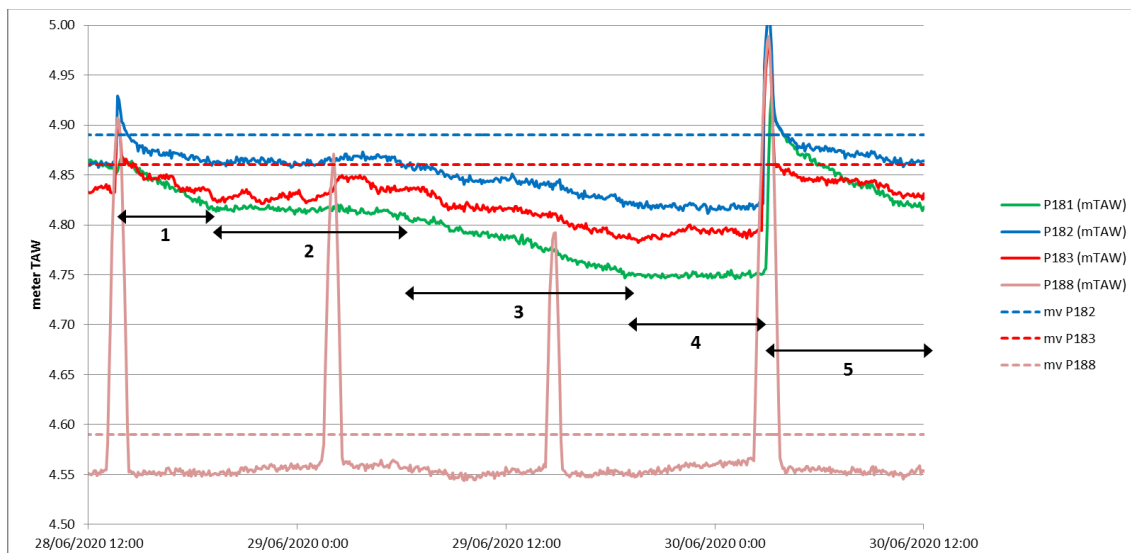


Figuur 4-7. Tijdreeks van raai 4 tussen 18/06/2020 en 03/07/2020. P181 tot P183 liggen op het schor, P188 en P189 op het slik.

De impact van evapotranspiratie op de grondwaterpeilen in het schor wordt geïllustreerd in de tijdreeks in Figuur 4-8, die van een periode is met lage hoogwaters. In het verloop van de waterpeilen op het schor (P181, P182, P183) en het slik (P188) tussen 28/06/2020 12:00 en 30/06/2020 12:00 kunnen verschillende patronen worden herkend (zie nummering in Figuur 4-8):

1. 28/06/2020 14:00 tot 19:00: tijdens het hoogwater, dat reikt tot 4.92 meter TAW, wordt het schor ter hoogte van P182 en P183 overstroomd. P181 overstroomt niet maar er is wel een stijging in het grondwaterpeil door ondergrondse toestroom van grondwater. Na kentering van het tij daalt de waterstand. In eerste instantie stroomt het water bovengronds af. De snelheid waarmee het grondwater daalt, vertraagt sterk eenmaal het maaiveldniveau is bereikt en blijft dalen tot wanneer een 'knikpunt' is bereikt. Daarna volgt een geleidelijke daling van het grondwaterpeil op het schor (P181, P182 en P183). Op het slik (P188) wijzigt het waterpeil niet.
2. 28/06/2020 19:00 tot 29/06/2020 6:00: tijdens de nacht verandert het waterpeil niet op het schor (P181, P182) maar blijft constant. De uitzondering is P183 die op het laag schor gelegen is en beïnvloed wordt door het hoogwater.
3. 29/06/2020 6:00 tot 19:00: bij het aanbreken van de dag begint het grondwaterpeil op het schor (P181, P182, P183) opnieuw te dalen en dit tot circa 19:00, een gevolg van evapotranspiratie. De overstrooming beïnvloedt het peil op het slik (P188) maar voor en na deze overstrooming is het waterpeil op het slik vrij constant.
4. 29/06/2020 19:00 tot 30/06/2020 2:30: tijdens de nacht veranderen de grondwaterpeilen op het schor niet (P181, P182) maar blijven opnieuw constant (met uitzondering van een onverklaarbare lichte stijging in P183) en dit tot de vroege ochtend van 30/06 wanneer bij hoogwater de schorren overstroomd.
5. 30/06/2020 2:30 en later: de overstrooming heeft het grondwater in het schor aangevuld en de cyclus zoals besproken vanaf 1) start opnieuw.

////////////////////////////////////



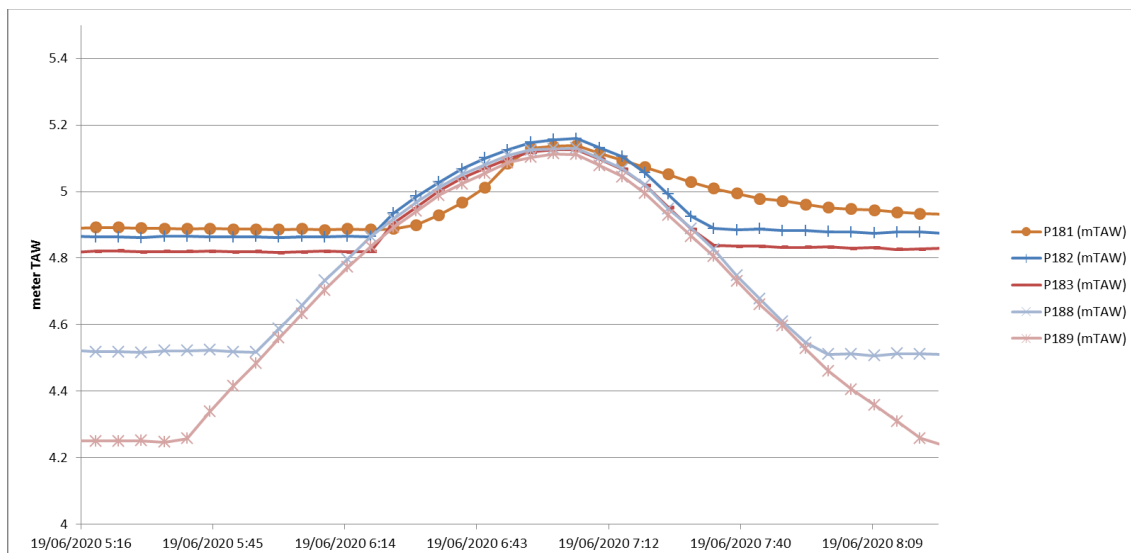
Figuur 4-8. Detail van een tijdreeks van (grond)waterpeilen op het schor (P181, P182, P183) en het slik (P188) tussen 28/06/2020 12:00 tot 30/06/2020 12:00 waarin een dag-nachtcyclus te herkennen is. Overdag (1, 3) daalt het grondwater door evapotranspiratie, 's nachts (2, 4) blijft het gelijk door ontbreken van evapotranspiratie (mv: niveau maaiveld van de resp. peilbuizen, mv P181 is 5.15 m TAW en is niet afgebeeld).

De dynamiek in het grondwater is eerste instantie bepaald door drainage. Een overstroming vult het grondwater in het schor aan maar daarna daalt het vrij snel tot een bepaald niveau dat waarschijnlijk overeenkomt met een evenwicht tussen de doorlatendheid van de bodem en waterdrukverschillen (wet van Darcy)⁷. De daling van het grondwater dat volgt is het resultaat van evapotranspiratie. Dit wordt aangetoond in Figuur 4-8 waar een duidelijke daling van het grondwater optreedt overdag terwijl het niveau 's nachts hetzelfde blijft.

4.3.2.2 Gedetailleerde tijdreeks

Het grondwatervniveau in de slikken blijft constant op een bepaald niveau (nabij maaiveld) en begint pas te stijgen wanneer bij opkomend water het getijdenwater het slik overspoelt (Figuur 4-9). Dit wordt geïllustreerd aan de hand van P189 waar een stijging wordt gemeten, maar in P188 dat hoger op het slik gelegen is, wijzigt het watervniveau pas wanneer er overspoeling met getijdenwater plaatsvindt (P188 = P189). Een gelijkaardig patroon is herkenbaar in de grondwaterstand op de lagere delen van de schorren (P183, P182). P181, bovenaan op het schor gelegen, wijkt hiervan af. Op een bepaald moment, ruim vooraan P181 overstroomt, stijgt toch het grondwatervniveau in deze peilbuis (Figuur 4-9). Dit komt omdat het watervniveau op het slik en op de rest van het schor (lagere delen) hoger is komen te staan in vergelijking met P181 en grondwater ondergronds stroomt in de richting van P181. Het toestromen van het grondwater zorgt voor een verhoging van het grondwatervniveau.

⁷ Dit is een verder te onderzoeken hypothese.



Figuur 4-9. Detail van de waterstanden tijdens opkomend water in de ochtend van 19/06/2020. P181 tot P183 liggen op het schor, P188 en P189 op het slik.

4.3.2.3 Grondwaterprofiel

Op het hoogtepfiel van raai 4 is een smal hoger deel te herkennen dat vervolgens afloopt naar een vrij vlak plateau, waarop zich vegetatie (riet) heeft ontwikkeld. Ter hoogte van de overgang schor-slik begint het geleidelijk af te hellen tot het de afwateringsgeul bereikt. Dit afhellend deel komt overeen met het slik (Figuur 4-10).

Het grondwaterprofiel volgt dit hoogtepfiel sterk, zeker op de slikken. Daar loopt het grondwater gelijk of net onder de maaiveldoppervlakte en dit op de verschillende momentopnamen. Op het schor helt het grondwateroppervlak heel licht af naar de geul toe, zoals op momentopname 19/06/2020 wanneer de schorren geregeld overspoelen bij hoogwater. Wanneer dit niet het geval is en de hogere schorren minder of niet overstroomd worden zoals op 25/06/2020 en 29/06/2020, dan zakt het grondwater er dieper weg door evapotranspiratie (zie boven). Op de hogere schorren zijn dan zelfs lagere peilen gemeten dan op de belendende lagere schorren (P181 versus P182, P183 in Figuur 4-10). Dit kan ook het gevolg zijn van drainage in binnendijkse richting onder de dijk door. Het feit dat dit niet 's nachts optreedt wijst er toch op dat evapotranspiratie de dominante factor is. De grondwatertafel binnendijks wordt nochtans in de zomer vermoedelijk ook gevoed door de Zeeschelde ter hoogte van locatie 2 (interpretatie op basis van peilmetingen Esher, 2020).

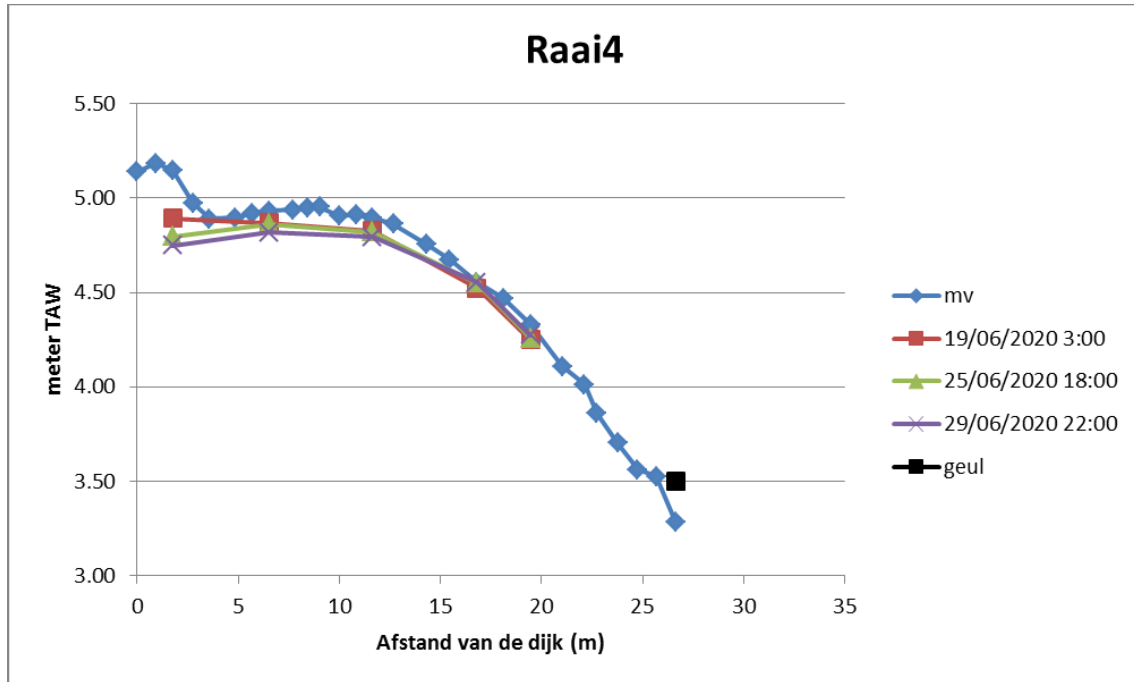
We beschikken niet over betrouwbare momentopnamen van de oppervlaktewaterstand in de geul ter hoogte van de raai. De enige betrouwbare metingen van de oppervlaktewaterstanden (P175, P176) dateren van in het begin van de meetcampagne en van de tijpost nabij de E17. Zoals onder 4.3.1 beschreven is toch een geïnterpoleerde oppervlaktewaterstand berekend. Door de gehanteerde criteria bij het selecteren van de momentopnamen kunnen we deze geïnterpoleerde oppervlaktewaterstand bij laagwater met voldoende betrouwbaarheid gebruiken in Figuur 4-10. Dit wordt bevestigd door aanvullende metingen in de winter (Figuur 4-11).

In de winter helt het grondwateroppervlak op het schor heel licht af naar de geul toe. Het grondwater zakt er niet weg door het wegvallen van evapotranspiratie. Ook al is er enkel gemeten tijdens een periode dat de schorren bij ieder hoogwater overspoelden. Toch

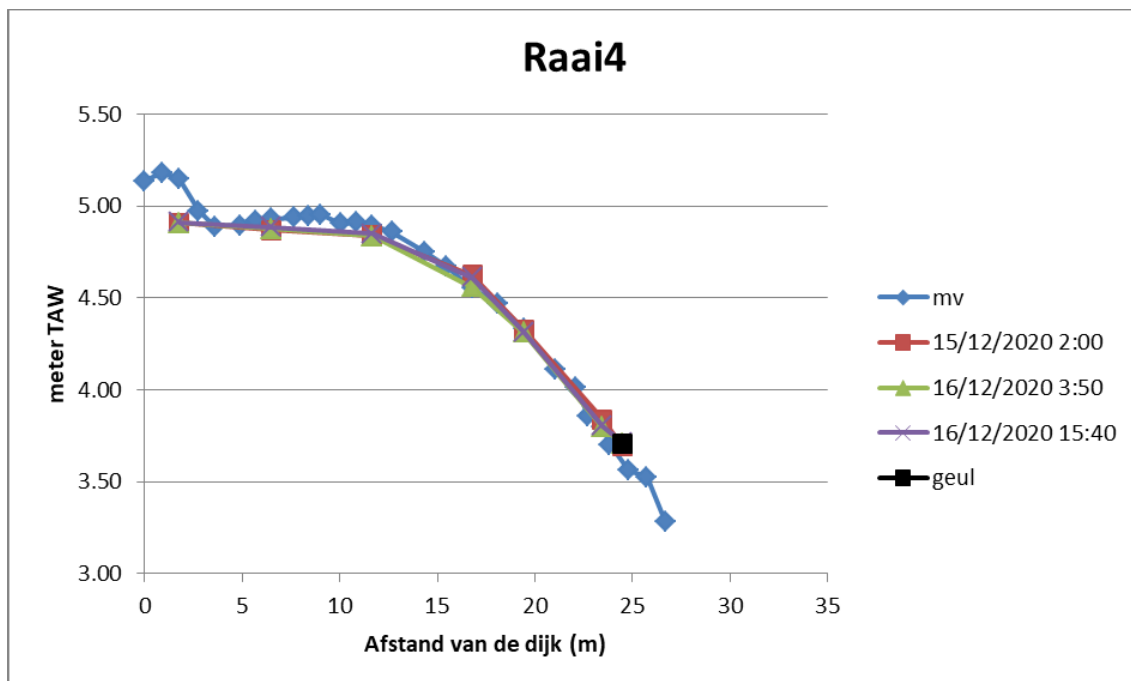


vermoeden we dat ook in periodes dat de schorren niet overspoelen, het grondwater niet zal wegzakken.

Hieruit blijkt dat de oppervlaktewaterstand in de geul aansluit op de grondwaterstand in de slikken waar het gelijkloopt met het hoogteprofiel. Uit het grondwaterprofiel kan geen drainerende impact van de geul op de slikken en schorren worden afgeleid, ook niet dicht bij de geul.



Figuur 4-10. Grondwaterprofiel van raai 4 in de zomer, waarop naast de hoogte van het maaiveld (mv) ook het grondwaterniveau als momentopnamen (19/06/2020, 25/06/2020, 29/06/2020) zijn gegeven. De geïnterpoleerde oppervlaktewaterstand bij laagwater (geul) is ook weergegeven. Van links naar rechts zijn de metingen van de volgende peilbuizen gegeven: P181, P182, P183 (schor), P188 en P189 (slik).



Figuur 4-11. Grondwaterprofiel van raai 4 in de winter, waarop naast de hoogte van het maaiveld (mv) ook het grondwater niveau als momentopnamen (15/12/2020, 16/12/2020) zijn gegeven. De geïnterpoleerde oppervlaktewaterstand bij laagwater (geul) is ook weergegeven. Van links naar rechts zijn de metingen van de volgende peilbuizen gegeven: P 181, P182, P183 (schor), P188, P189, P196 (slik) en P197 (geul).

4.4 CONCLUSIE GRONDWATERDYNAMIEK

Methodologisch is het niet vanzelfsprekend om grondwatermetingen te verrichten in slibrijke en slappe bodems. Het volslibben van de peilbuizen vergt intensief onderhoud waardoor slechts gedurende korte periodes aaneensluitend betrouwbare metingen kunnen verkregen worden.

De tijdreeksen en de tijgegevens samen stellen ons in staat om getijparameters en overspoelingsduren in het studiegebied beter te berekenen

Uit de gedetailleerde tijdreeksen en de grondwaterprofielen kan het volgende worden geconcludeerd:

- Op de bredere schorren met een plateau bevindt het grondwater zich nabij het maaiveld en helt het grondwaterprofiel licht af naar de slikken en de geul. Op de hellende slikken bevindt het grondwater zich tot tegen het maaiveld. Op basis van de hydraulisch gradiënt kan een grondwaterstroming van het schor naar slikken en de geul worden vermoed maar er kan geen drainerende impact van de geul op de slikken en de schorren worden afgeleid.
- De slikken zijn bijna constant waterverzadigd tot tegen de slikoppervlakte, onafhankelijk van het moment in de getijcyclus. De uitzondering vormen topografische verhevenheden op de slikken. Het grondwaterpeil staat constant op min of meer hetzelfde niveau. Het wijzigt pas als er overspoeling is door het stijgend getijdenwater. Na hoogwater daalt het opnieuw tot het eerdere vast niveau.

•Op de schorren en zeker op de hogere schorren tegen de dijk zakt het grondwater, zij het beperkt, weg ten gevolge evapotranspiratie. Bij opkomend water wordt het grondwater aangevuld door toestromend grondwater en door overstroming met getijdenwater. Algemeen wordt de dynamiek van het grondwater op de schorren in eerste instantie bepaald door drainage. Een overstroming vult het grondwater in het schor aan maar daarna daalt het vrij snel tot een bepaald niveau dat waarschijnlijk overeenkomt met een evenwicht tussen de doorlatendheid van de bodem en waterdrukverschillen. De daling van het grondwater die volgt is het resultaat van evapotranspiratie omdat deze enkel optreedt overdag in de zomer terwijl het niveau's nachts en s' winters hetzelfde blijft.



5 ONDERZOEK NAAR DE STURENDE VARIABELEN IN HET VOORKOMEN VAN KNIJTENLARVEN

5.1 NETWERK MEETPUNTEN



Figuur 5-1. Situering van de locaties (L1 – L4) met staalname raaien voor knijtenlarven en abiotische variabelen.

De staalnamepunten om de knijtenlarven te bemonsteren werden gelegd op 23 raaien. Het aantal raaien per locatie varieert en is afhankelijk van de bereikbaarheid van de staalname locatie en het type schorvegetatie. Per locatie werd gestreefd naar een vertegenwoordiging van de 3 dominante vegetatietypes (riet, wilg en rietgras) (zie Tabel 5-1). Op locatie 1 was er geen rietgras aanwezig en is het slik zeer moeilijk te bereiken – het aantal raaien is op deze locatie beperkt tot drie. Per raai werden vier hoogtes bemonsterd. Deze punten werden als volgt uitgezet: een punt in het schor op 3,5 m van de slik/schorrand, een punt in het schor op 0,5 m van de slik/schorrand, een punt in het slik op 0,5 m van de schorrand en een punt in het slik 3 m uit de schorrand. Deze referentiepunten worden als volgt samengevat in ecotoopklassen: een schorpunt, een schorrandpunt en twee slikpunten.

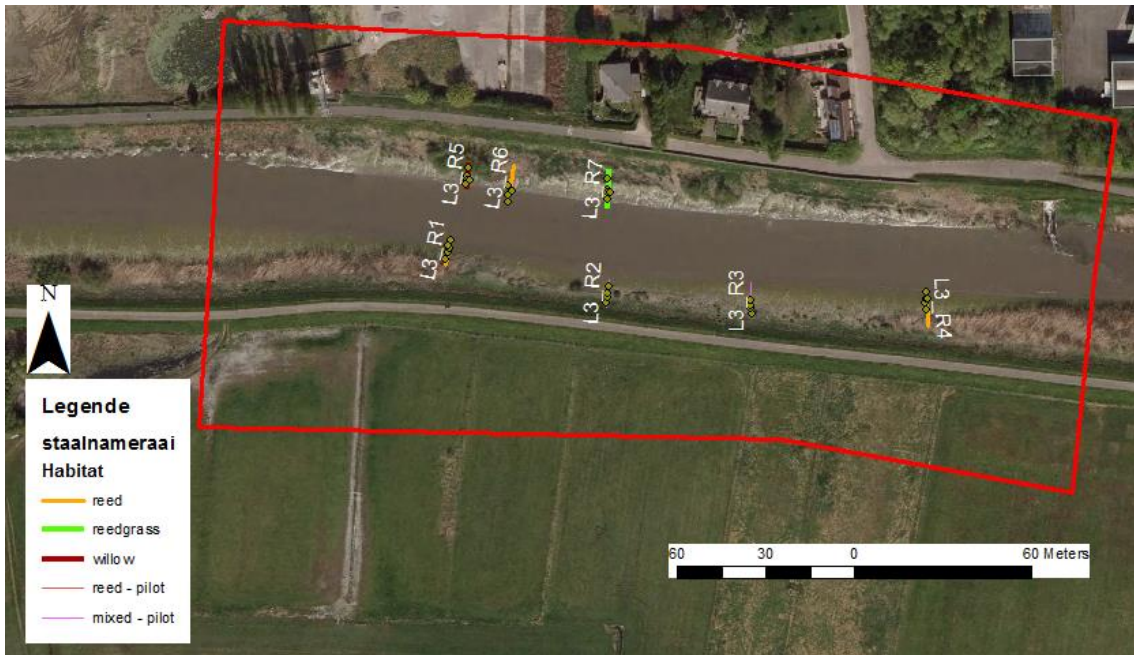




Figuur 5-2. Situering van de staalnameraaien ter hoogte van locatie 1.



Figuur 5-3. Situering van de staalnameraaien ter hoogte van locatie 2.



Figuur 5-4. Situering van de staalnameraaien ter hoogte van locatie 3.



Figuur 5-5. Situering van de staalnameraaien ter hoogte van locatie 4.

Tabel 5-1. Overzicht van het aantal staalnamepunten per locatie, per vegetatietype en per raai. Per raai werden op 4 referentiepunten (afstand tot schorrand) stalen genomen. Per staalnamepunt werden voor het bepalen van de knijtenlarven 3 replica's genomen.

	riet	rietgras	wilg	pilot_mix	pilot_riet	Aantal staalnamepunten per locatie
Locatie L1	4		6			10
Raai L1R1			2			
L1R2	4					
L1R3			4			
Locatie L2	12	4	4		8	28
L2R1	4					
L2R2					4	
L2R3					4	
L2R4	4					
L2R5			4			
L2R6	4					
L2R7		4				
Locatie L3	12	4	4	8		28
L3R1	4					
L3R2				4		
L3R3				4		
L3R4	4					
L3R5			4			
L3R6	4					
L3R7		4				
Locatie L4	8	8	8			24
L4R1			4			
L4R2	4					
L4R3		4				
L4R4		4				
L4R5	4					
L4R6			4			
Aantal stalen per vegetatietype	36	16	22	8	8	90



5.2.3.2.2 Analyses voor organisch materiaal en chlorofyl a voor de maand augustus

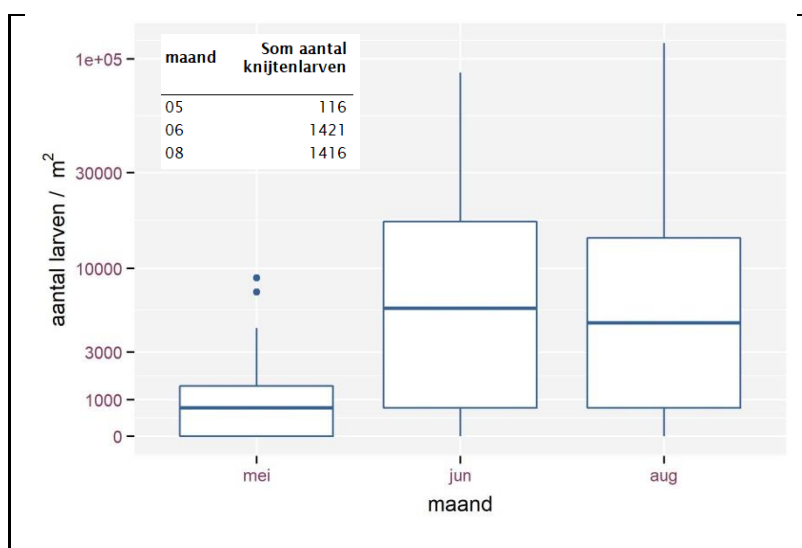
Aangezien er voor organisch materiaal (OM) en chlorofyl a (als maat voor microfytobenthos) enkel voor de maand augustus voldoende gegevens van beide variabelen werden bekomen, wordt het effect van deze omgevingsvariabelen op het aantal knijtenlarven apart bestudeerd, enkel rekening houdend met de tellingen uit augustus.

De opzet van de analyses is identiek aan de hierboven beschreven methodiek met eerst een algemene analyse voor de drie ecotopen samen en daarnaast aparte analyses per ecotoop. Enkel wordt in dit geval de factor maand niet opgenomen in de analyse, omdat het maar één maand (augustus) betreft.

5.3 BESPREKING

5.3.1 Verkennende analyse

In mei zijn er duidelijk minder larven aanwezig dan in juni en augustus (Figuur 5-6). Mogelijk is het aantal larven dat overblijft na de winter kleiner dan tijdens de zomer en herfst. Een andere mogelijkheid is dat veel larven al verpopt en uitgeslopen waren, aangezien er in de voorafgaande weken al knijtenoverlast was vastgesteld. Omdat er algemeen weinig larven waren in de stalen van mei werd deze maand niet verder meegenomen in de analyses. De hierna volgende resultaten en bespreking zijn enkel van toepassing op de maanden juni en augustus. In de loop van de zomer nam het aantal knijtenlarven toe in locatie 1 zowel in het slik als in het schor (bijlage Figuur 12-10).

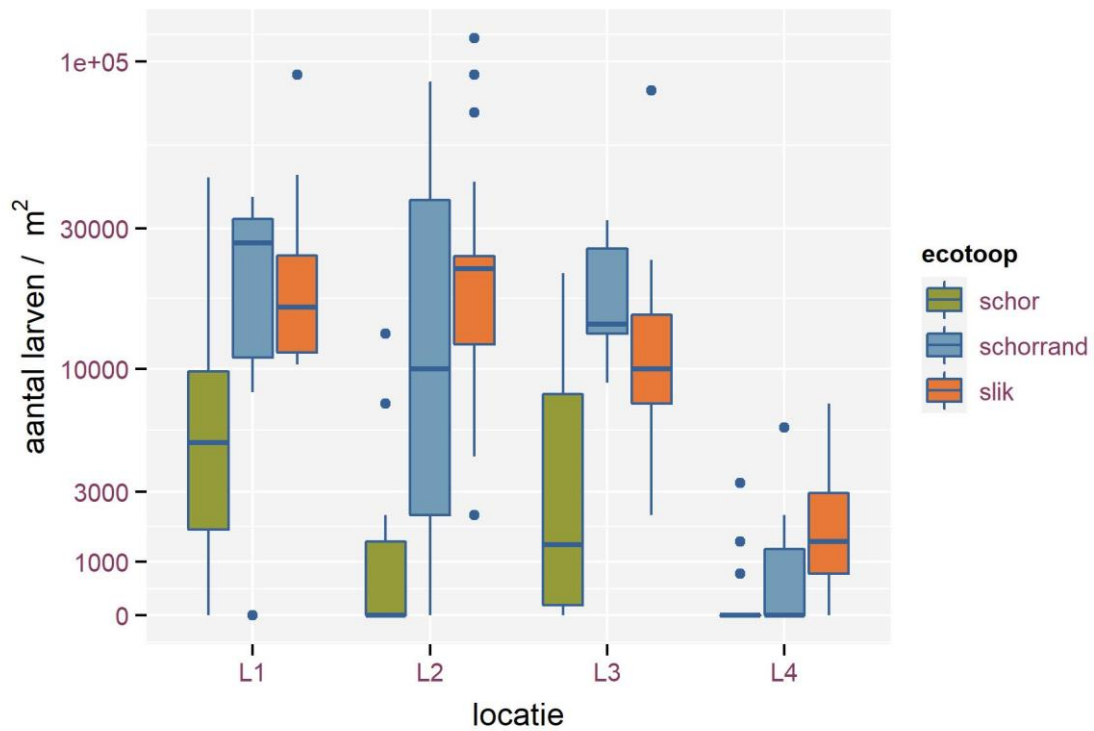


Figuur 5-6. Totaal aantal larven gevonden per maand (tabel inzet) en een boxplot van het aantal larven per staal (omgerekend⁸ naar m²) in de verschillende bemonsterde maanden.

Op elke raai werden er stalen genomen in het schor, de schorrand en op het slik. Een eerste verkenning van het effect van ecotoop (Figuur 5-7) suggereert dat er minder knijtenlarven gevonden worden in het schor dan in de schorrand en het slik. Toch zijn de aantallen nog

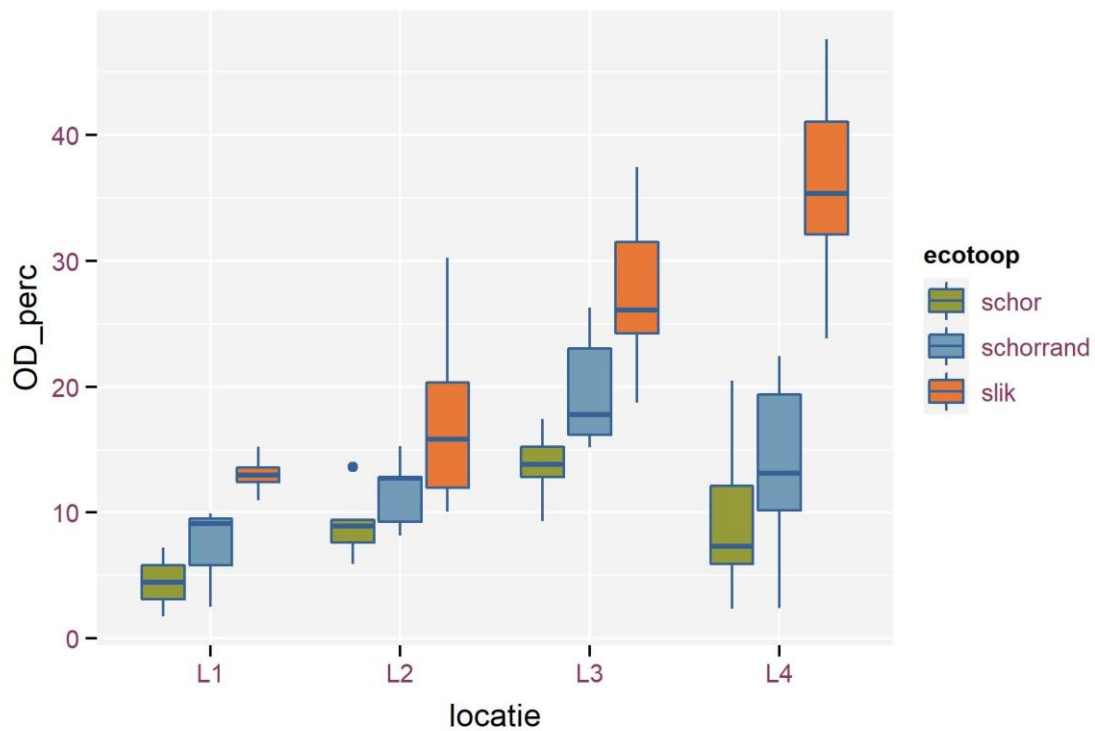
⁸ Omgerekend betekent het vinden van 1 larve in een staal een dichtheid van 629 larven per m²

aanzienlijk, vooral in de schorrand, wat het beeld dat Sohier et al. (2010) schetsten - namelijk dat er geen knijtenlarven in het schor zitten - toch enigszins nuanceert. Ecotoopgrenzen worden in principe bepaald door overspoelingsduur, maar binnen de onderzochte sectie van de tijarm zien we dat dit verband tussen ecotoop en overstroomingsduur verschilt per locatie (Figuur 5-8). De dataverkenning (Figuur 5-9) suggereert dat zowel ecotoop als overspoelingsduur een effect hebben. Een effect van overspoelingsduur lijkt wel vooral aanwezig te zijn in het slik, maar met een duidelijke invloed van locatie.

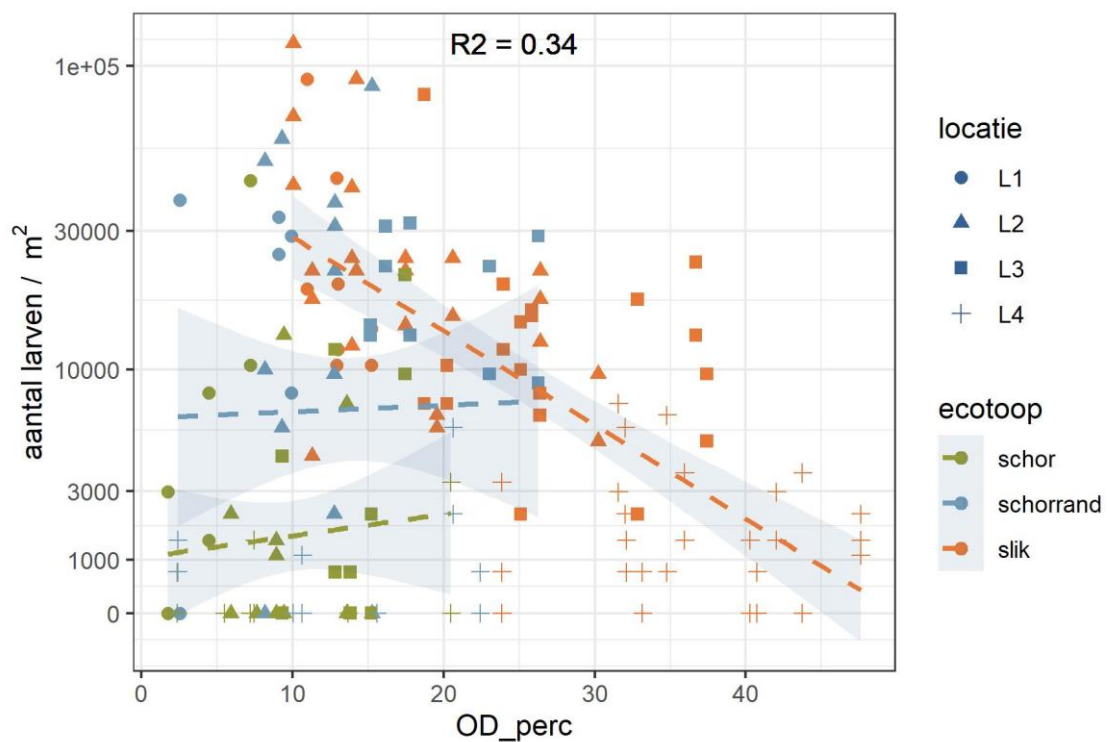


Figuur 5-7. aantal larven per staal (omgezet naar m²) binnen de verschillende ecotopen en locaties.

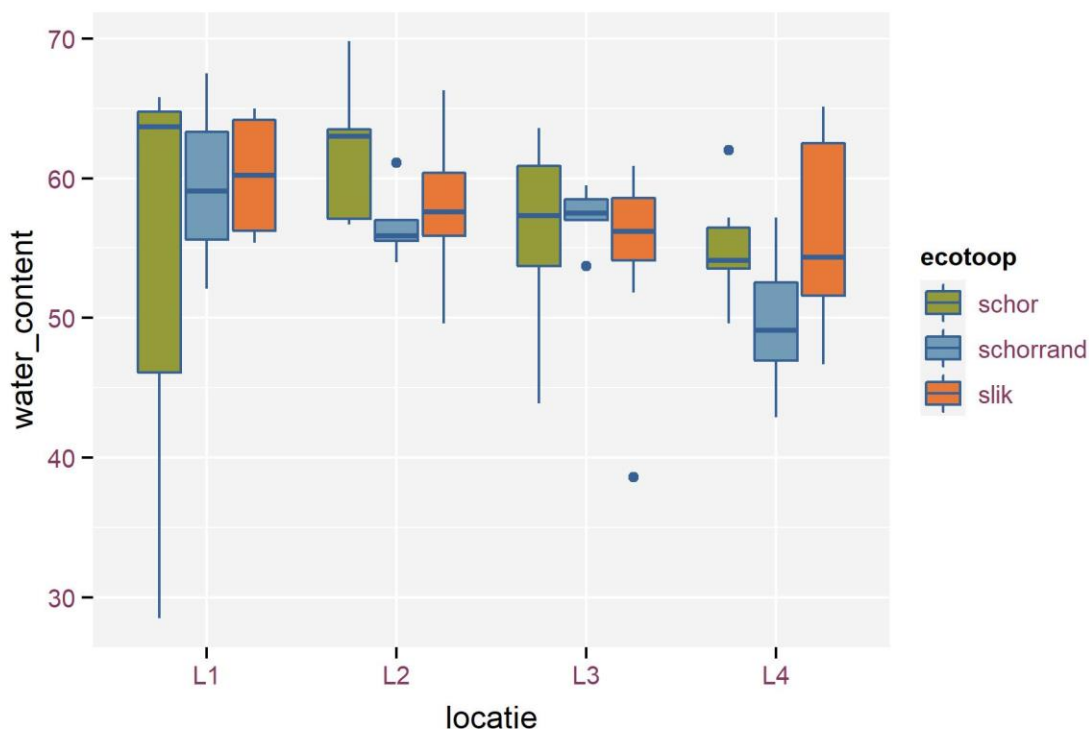




Figuur 5-8. Overspoelingsduur (%) per locatie en ecotoop.



Figuur 5-9. Aantal larven in functie van ecotoop en overspoelingsduur. Verkennende grafiek zonder rekening te houden met de afhankelijkheidsstructuur binnen de data (maand, locatie, raai, raai punt).



Figuur 5-10. Watergehalte (%) per locatie per ecotoop.

Generalized variance inflation factors (GVIF, Tabel 5-2) en paarsgewijze correlaties (Figuur 5-11) suggereren relatief sterke correlaties tussen overspoelingsduur en mediane korrelgrootte (D50) enerzijds en tussen bulk dichtheid en watergehalte anderzijds. Er is een positieve correlatie tussen overspoelingsduur en D50: met een toenemende overspoelingsduur (van schor naar slik) neemt de D50 toe. Er is een negatieve correlatie tussen bodemdichtheid (bulk_dens) en watergehalte: met toenemende bodemdichtheid neemt het watergehalte af in de bodem. Voor verdere analyse moeten we een keuze maken tussen de gecorreleerde variabelen. Omdat overspoelingsduur en mogelijk watergehalte de twee variabelen zijn waarop we met het beheer meer kunnen sturen werden korrelgrootte en bodemdichtheid (Figuur 12-12, Figuur 12-13) niet verder meegenomen in de analyses. Zoals reeds vermeld is overspoelingsduur sterk afhankelijk van de combinatie van ecotoop en locatie (Figuur 5-8, Tabel 5-2). Zoals aangehaald in 5.2.3.2 wordt daarom in eerste instantie een analyse uitgevoerd zonder overspoelingsduur maar inclusief ecotoop. Vervolgens wordt het effect van overspoelingsduur binnen elk ecotoop getest aan de hand van afzonderlijke analyses per ecotoop.

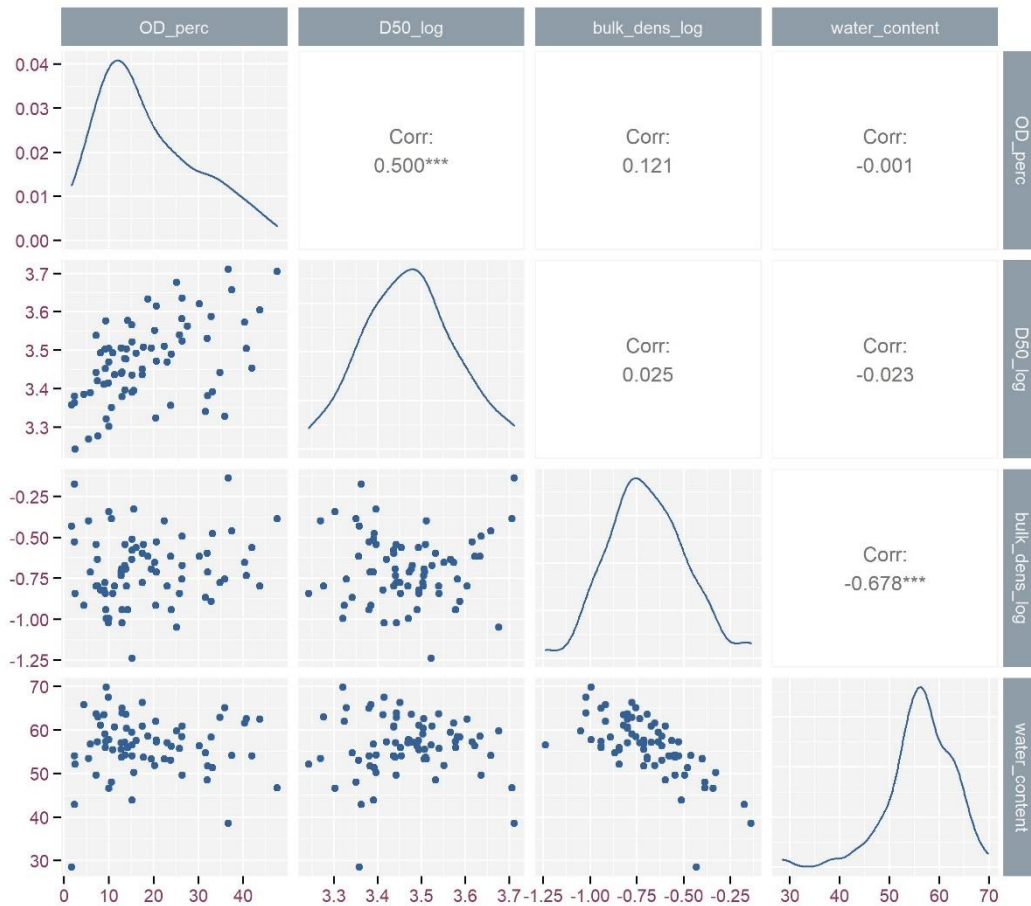


Tabel 5-2. GVIF waarden **A)** voor de combinatie van alle potentiële variabelen, **B)** voor de geselecteerde variabelen voor verdere analyse. Vergelijking gebeurt aan de hand van $GVIF_{adj} = GVIF^{1/Df}$.

A	GVIF	Df	GVIF _{adj}
Maand	1	1	1
Locatie	3.39139	3	1.502424
ecotoop	2.674472	2	1.635381
vegetatie	1.352218	2	1.162849
OD_perc	3.707931	1	3.707931
D50_log	2.133509	1	2.133509
bulk_dens_log	2.935746	1	2.935746
water_gehalte	2.147531	1	2.147531

B	GVIF	Df	GVIF _{adj}
Maand	1	1	1
Locatie	2.098482	3	1.280271
Ecotoop	2.338405	2	1.529185
Vegetatie	1.233187	2	1.11049
OD_perc	3.200845	1	3.200845
water_gehalte	1.110159	1	1.110159

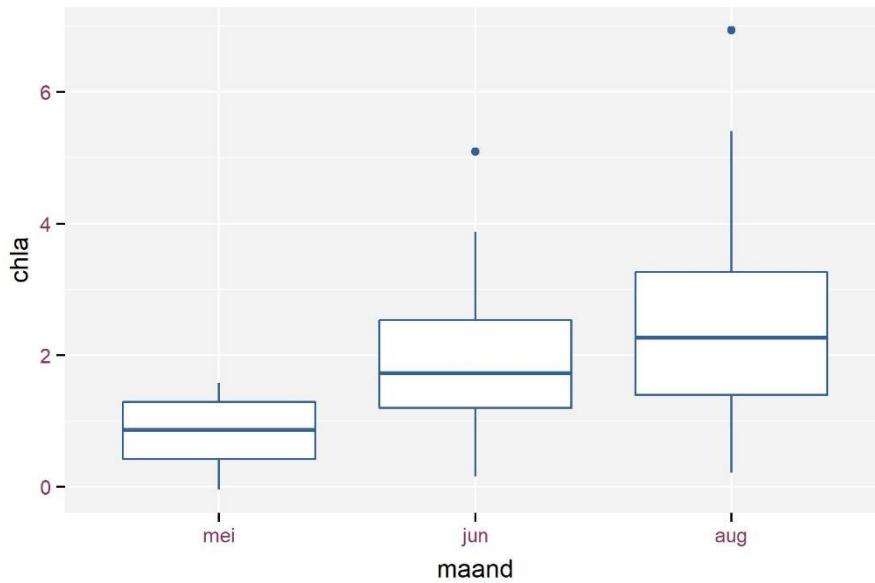




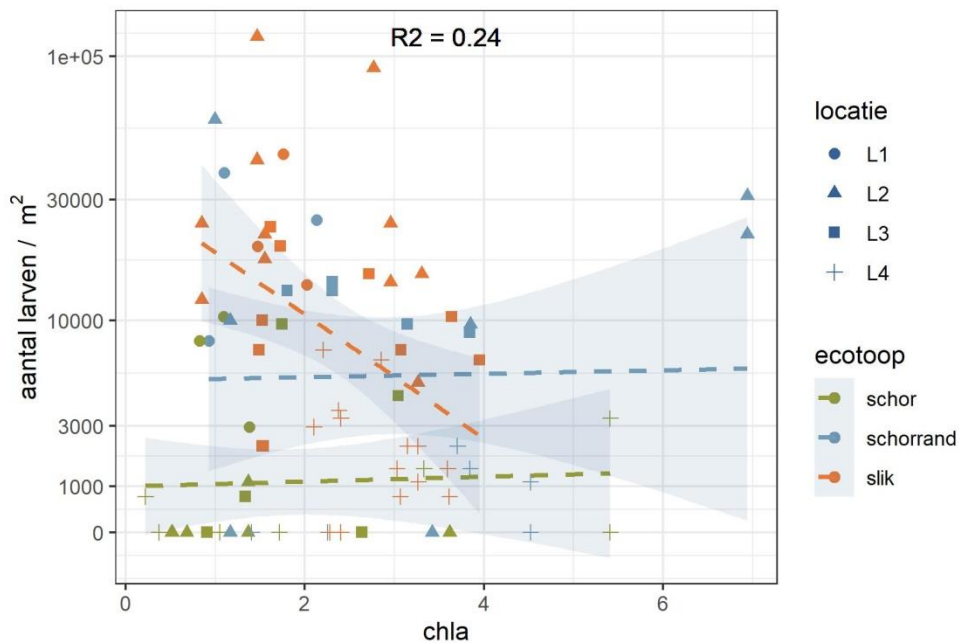
Figuur 5-11. Paarsgewijze correlaties tussen de omgevingsvariabelen. Densiteitsplot van de variabelen is weergegeven op de diagonaal.

De verkennende analyse van chlorofyl a concentraties toont de toenemende concentratie van bodemalgen van mei tot augustus (Figuur 5-12). Er is geen verband tussen de metingen van mei en augustus van de bodemalgen (figuur niet getoond) en er is geen duidelijke relatie tussen de bodemalgen aanwezig in het sediment van de schor- en schorrand. Een negatief verband lijkt aanwezig in het ecotoop 'slik'. Het aantal larven neemt af naarmate de biomassa bodemalgen toeneemt (Figuur 5-13). De laagste chlorofyl a concentraties vinden we in het schor, de hoogste concentraties op het slik (Figuur 12-15).





Figuur 5-12. Concentratie chlorofyl a (mg/g) in het sediment per maand.

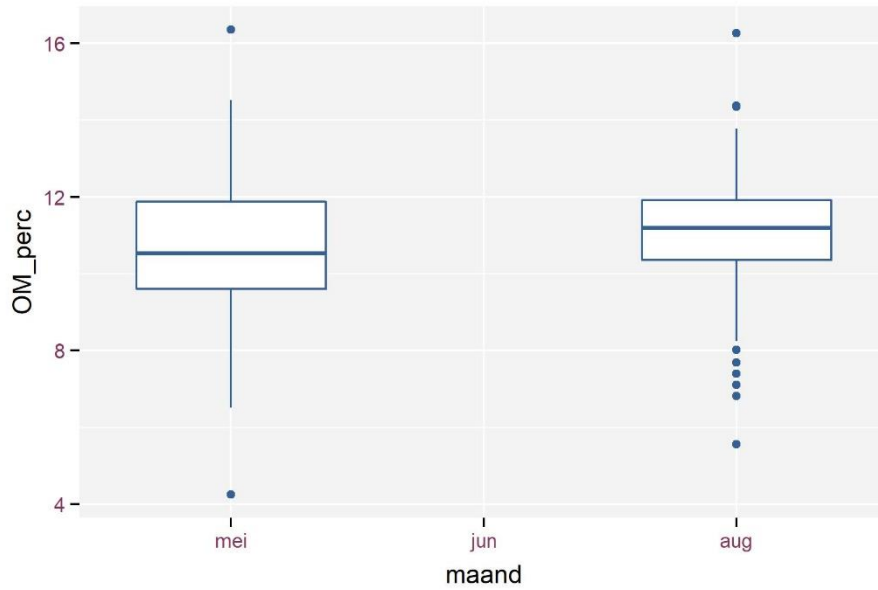


Figuur 5-13. Aantal larven in functie van ecotoop en chlorofyl a concentratie in het sediment (data juni, augustus). Verkennende grafiek zonder rekening te houden met de afhankelijkheidsstructuur binnen de data (maand, locatie, raai, raai punt).

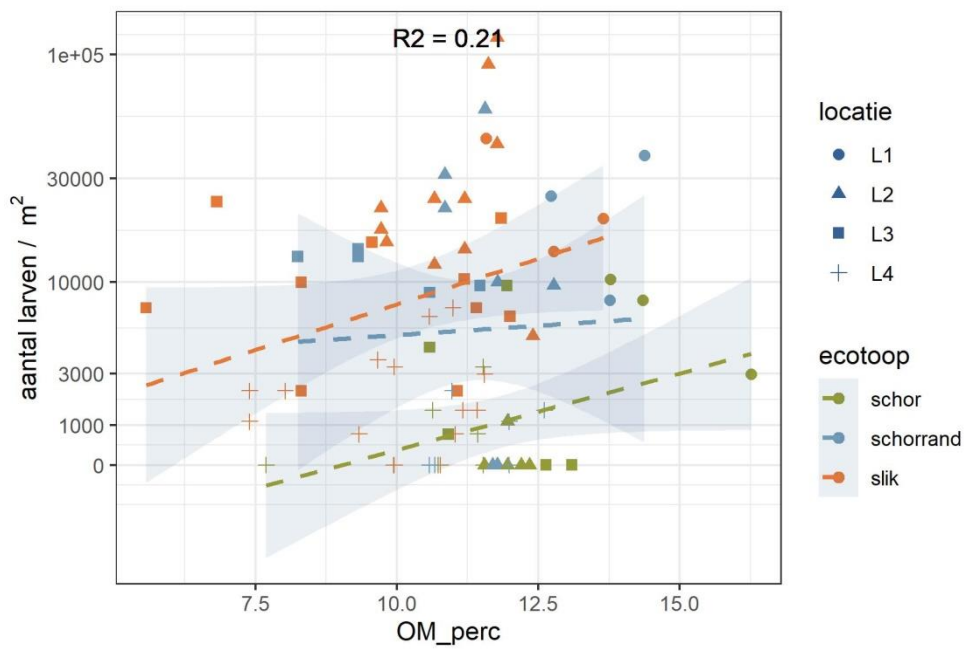
De verkennende analyse van het percentage organisch materiaal toont gelijkaardige hoeveelheden in mei en augustus (Figuur 5-14). Deze waarden zijn ook sterk gecorreleerd tussen beide maanden (figuur niet getoond). Algemeen toont de verkennende figuur een positief verband tussen de hoeveelheid organisch materiaal aanwezig en het aantal knijtenlarven gevonden (Figuur 5-15). De hoeveelheid organisch materiaal is het hoogst in



locatie 1 en neemt af richting locatie 4. In het schor zijn per locatie doorgaans de hoogste concentraties terug te vinden, op het slik de laagste (Figuur 5-15, Figuur 12-16).



Figuur 5-14. Percentage organisch materiaal per maand (juni = geen data).



Figuur 5-15. Aantal larven in functie van ecotoop en organisch materiaal (%) (data augustus).
Verkennde grafiek zonder rekening te houden met de afhankelijkheidsstructuur binnen de data (maand, locatie, raai, raai punt).



5.3.2 Resultaten voor regressieanalyse over de verschillende maanden

5.3.2.1 Analyse over de verschillende ecotopen heen

Voor de analyse over de verschillende ecotopen heen ziet het maximale model van waaruit wordt afgebouwd er als volgt uit:

$$\text{Aantal larven} \sim \text{maand} + \text{ecotoop} * (\text{vegetatie} + \text{watergehalte}) + (1|\text{locatie}) + (1|\text{raai}) + (1|\text{raai_punt})$$

Hierbij is er een geneste structuur van de groeperingsvariabelen waarbij raai_punt genest is in raai, dat op zijn beurt genest is in locatie.

In het afgebouwde model blijven naast de groeperingsvariabelen enkel ecotoop, vegetatietype en hun interactie over (Tabel 5-3). Deze effecten blijven overeind (en worden zelfs versterkt) wanneer de analyse wordt uitgevoerd zonder locatie L4 (Tabel 5-4). Er is inderdaad een sterk significant effect van ecotoop op het aantal larven, waarbij er in het schor beduidend minder larven gevonden worden (≈ 3000 larven per m^2 , zonder rekening te houden met locatie L4) dan in de schorrand en het slik (≈ 20000 larven per m^2 , Figuur 5-16). Het interactie effect tussen ecotoop en vegetatie is echter minder gemakkelijk te interpreteren, in elk van de ecotopen worden meer larven waargenomen voor een verschillend type vegetatie (Figuur 5-16).

Uit een vergelijking van de analyse met en zonder locatie L4 (Tabel 5-3 en Tabel 5-4), blijkt ook het belang van deze locatie in het bepalen van de resultaten. Wanneer locatie L4 uit de analyse wordt verwijderd daalt verklaarde variatie door locatie van 1.5 (= zelfde grootteorde als de belangrijkste parameters uit het fixed deel van de modelvergelijking) tot nagenoeg nul. Met andere woorden, er zitten beduidend minder knijtenlarven in locatie L4, maar dit verschil met de andere locaties kan niet worden toegeschreven aan de in de analyse opgenomen omgevingsvariabelen (maar zie analyse per ecotoop). Het interactie effect tussen ecotoop en vegetatie is meer uitgesproken zonder L4. Er is een duidelijker verschil tussen de ecotopen per vegetatietype (Figuur 5-16). Latere analyses (zie verder) kunnen de ecotoop-eigen verschillen tussen vegetatietypes niet altijd reproduceren, wat suggereert dat de effecten niet heel sterk zijn en we er beter niet teveel gewicht aan geven.

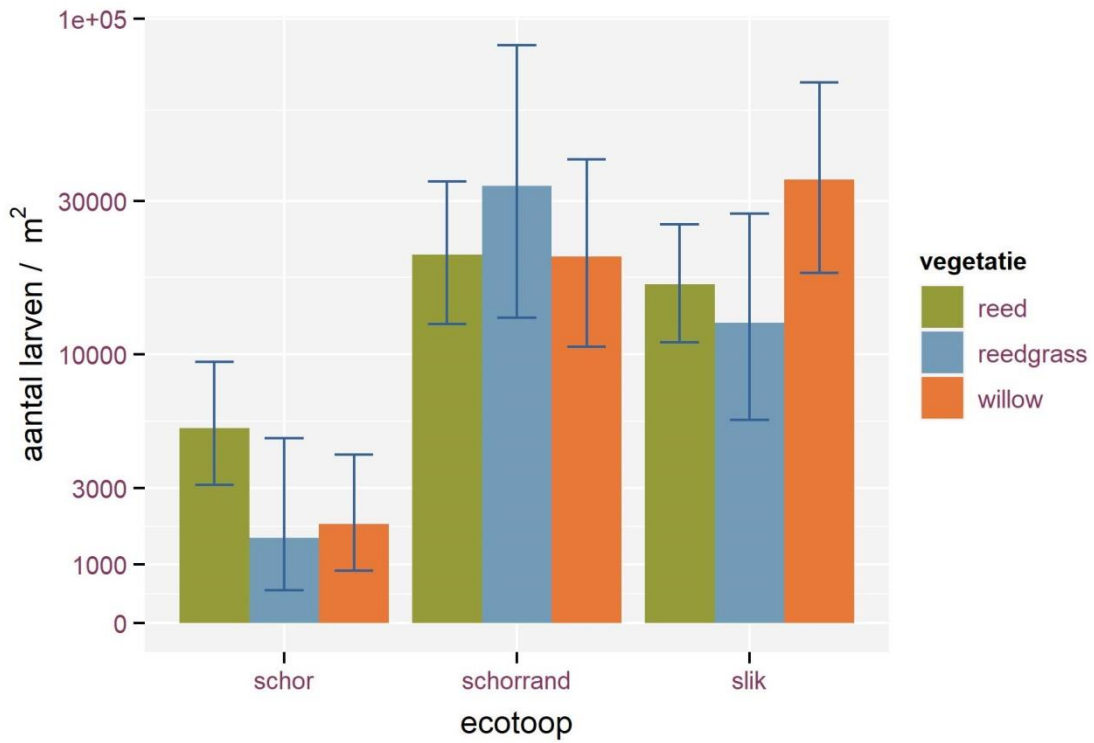
Tabel 5-3. Anova tabel voor het afgebouwde model inclusief locatie L4.

Fixed variabelen	Df	LRT	Pr(>Chi)	
Maand	1	1.296	0.25496	
Ecotoop	2	46.941	6.41E-11	***
Vegetatie	2	1.206	0.54713	
ecotoop:vegetatie	4	9.881	0.04248	*
Random variabelen	Variance	Std.Dev.		
locatie	1.5097	1.2287		
raai	0.2199	0.4689		
raai_punt	0.171	0.4136		



Tabel 5-4. Anova tabel voor het afgebouwde model exclusief locatie L4.

	Df	LRT		Pr(>Chi)
Maand	1	3.846	0.049855	*
Ecotoop	2	38.636	4.08E-09	***
Vegetatie	2	0.493	0.781703	
ecotoop:vegetatie	4	13.72	0.008244	**
Random variabelen	Variance	Std.Dev.		
locatie	5.79E-09	0.0000761		
raai	0.159	0.398729		
raai_punt	0.139	0.3730399		



Figuur 5-16. Effect van ecotoop en vegetatie op het aantal knijtenlarven (resultaten zonder rekening te houden met locatie L4).



5.3.2.2 Analyse per ecotoop

Voor elk van de ecotopen afzonderlijk werd vertrokken van een maximaal model met de volgende componenten in het *fixed* deel:

Slik:

$$larve \sim maand + vegetatie * OD_perc$$

Schor:

$$larve \sim maand + vegetatie * watergehalte$$

Schorrand:

$$larve \sim maand + vegetatie * OD_perc$$

Merk op dat voor het slik en de schorrand overspoelingsduur werd meegenomen in de analyses, terwijl dit voor het schor werd vervangen door watergehalte. Wegens wisselende patronen van multicollineariteit is het moeilijk om in deze analyses overspoelingsduur en watergehalte consistent samen te bestuderen. Bovendien is de spreiding van watergehalte in het slik en de schorrand vrij beperkt (zie bijlage Figuur 12-17). Watergehalte in het schor is mogelijk relevanter als sturende factor voor knijtenlarven omdat watergehalte er meer variatie vertoont dan in het slik (zie 4.4), terwijl overspoelingsduur meer relevant is voor de schorrand en het slik, waar het watergehalte vrij constant is.

Voor slik zijn de random componenten identiek aan de algemene analyse uit paragraaf 5.3.2.1. Voor schor en schorrand moet raai_punt echter niet in rekening worden gebracht aangezien er per raai maar één punt in het schor of de schorrand ligt.

Belangrijk is ook dat zowel voor het slik als voor de schorrand er nog steeds een sterke mate van collineariteit is tussen overspoelingsduur en locatie (zie Figuur 5-8, Tabel 5-5), zodat het effect van deze twee factoren niet 100% van elkaar te onderscheiden is.

Tabel 5-5. GVIF waarden voor de geselecteerde variabelen in de analyses per ecotoop. Vergelijking gebeurt aan de hand van $GVIF_{adj} = GVIF^{1/Df}$.

Slik							
Met L4	GVIF	Df	GVIF _{adj}	Zonder L4	GVIF	Df	GVIF _{adj}
Locatie	3.836292	3	1.565443		2.13898	2	1.462525
Vegetatie	1.218898	2	1.104037		1.162387	2	1.07814
OD_perc	3.436793	1	3.436793		2.127639	1	2.127639

////////////////////////////////////

Schor							
Met L4	GVI_F	Df	GVI_F_{adj}	Zonder L4	GVI_F	Df	GVI_F_{adj}
Locatie	1.352481	3	1.105886		1.377894	2	1.173837
Vegetatie	1.518952	2	1.232458		1.75169	2	1.323514
watergehalte	1.459382	1	1.459382		1.622213	1	1.622213
Schorrand							
Met L4	GVI_F	Df	GVI_F_{adj}	Zonder L4	GVI_F	Df	GVI_F_{adj}
Locatie	2.024995	3	1.265148		3.498983	2	1.870557
vegetatie	1.474146	2	1.214144		1.257723	2	1.121482
OD_perc	2.139512	1	2.139512		3.115122	1	3.115122

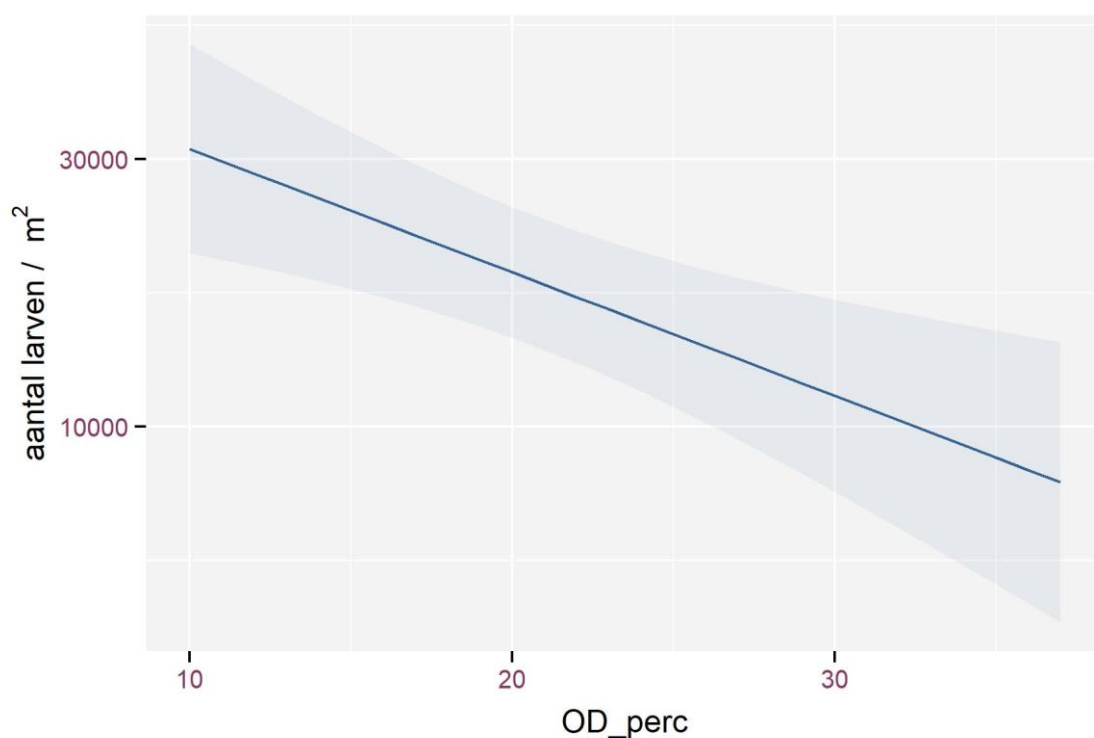
Slik

Het optimale model voor slik wordt weergegeven in Tabel 5-6. Zowel met als zonder locatie L4 is er een significant effect van overspoelingsduur op het aantal knijtenlarven, waarbij er meer knijten voorkomen bij een lagere overspoelingsduur. Dit geeft aan dat er meer knijten voorkomen hoger op het slik. Het is opvallend dat dit effect toch duidelijk naar voren komt, hoewel we maar een klein deel van de slikgradiënt (0.5 en 3.5 meter van de schorrand) bestudeerd hebben. Zoals reeds vermeld zijn de overspoelingsduren op het slik echter duidelijk verschillend tussen de locaties (zie Figuur 5-8) en wordt hier dus ook deels een locatie-effect waargenomen (zie Figuur 5-9). Het effect van droogvalduur op het aantal knijtenlarven blijft echter behouden wanneer locatie L4 (de locatie die het sterkst de collineariteit met overspoelingsduur beïnvloedt) niet wordt meegenomen in de analyse (Tabel 5-6B, Figuur 5-17). Wanneer we geen rekening houden met locatie L4 (waar er systematisch weinig knijtenlarven worden aangetroffen), dan vinden we dat het aantal larven afneemt van 30000 per m² bij 10% overspoelingsduur naar minder dan 10000 per m² bij 35% overspoelingsduur.

Tabel 5-6. Anova tabel voor het afgebouwde model van de analyse in het slik.

Met L4	Df	LRT	Pr(>Chi)	
maand	1	1.4705	0.22527	
OD_perc	1	8.3721	0.00381	**

Zonder L4	Df	LRT	Pr(>Chi)	
maand	1	0.3475	0.555527	
OD_perc	1	8.125	0.004366	**



Figuur 5-17. Effect van overspoelingsduur op het aantal knijtenlarven in het slik. (Modelvoorspelling resultaten zonder rekening te houden met locatie L4).

Schor

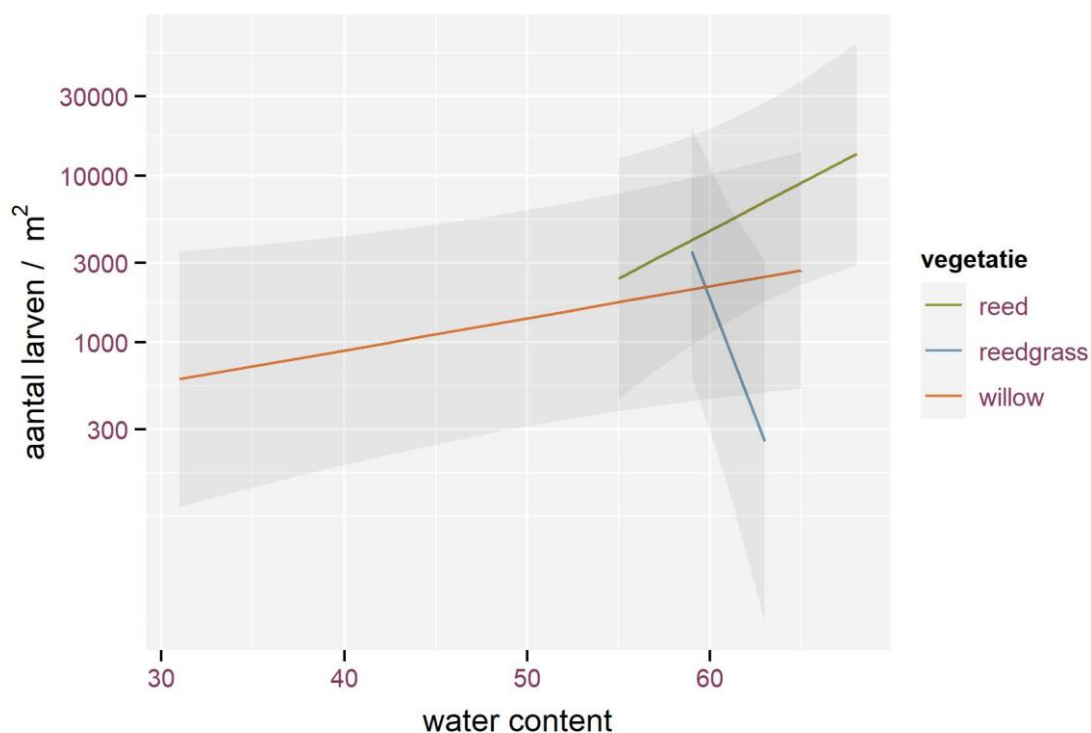
Op het schor wordt er een significant interactie effect tussen watergehalte en vegetatie waargenomen, zowel met als zonder locatie L4 in de analyse (Tabel 5-7). Uit Figuur 5-18 blijkt dat er een positief effect van watergehalte is op het aantal knijtenlarven behalve als de begroeiing bestaat uit rietgras. Een analyse zonder rietgras resulteert inderdaad enkel in een effect van watergehalte (marginaal significant zonder locatie L4) maar niet van vegetatie (of een interactie). Tot een watergehalte van 60% worden in het schor minder dan 5000 larven per m² waargenomen. Boven de 60% watergehalte kan het aantal larven oplopen tot meer dan 10000 larven per m². Dit is nog steeds beduidend minder dan de aantallen die algemeen in het slik en de schorrand worden gevonden (≈ 20000 per m²).

Tabel 5-7. Anova tabel voor het afgebouwde model van de analyse op het schor.

Met L4	Df	LRT	Pr(>Chi)
Maand	1	3.215	0.07297 .
vegetatie	2	0.9562	0.61995
water_gehalte	1	1.7447	0.18654
vegetatie:water_gehalte	2	6.7907	0.03353 *

////////////////////////////////////

Zonder L4	Df	LRT	Pr(>Chi)	
Maand	1	7.2064	0.007264	**
vegetatie	2	1.8474	0.397057	
water_gehalte	1	0.4481	0.503233	
vegetatie:water_gehalte	2	8.5747	0.013741	*



Figuur 5-18. Effect van watergehalte en vegetatie op het aantal knijtenlarven op het schor. (resultaten zonder rekening te houden met locatie L4).

Schorrand

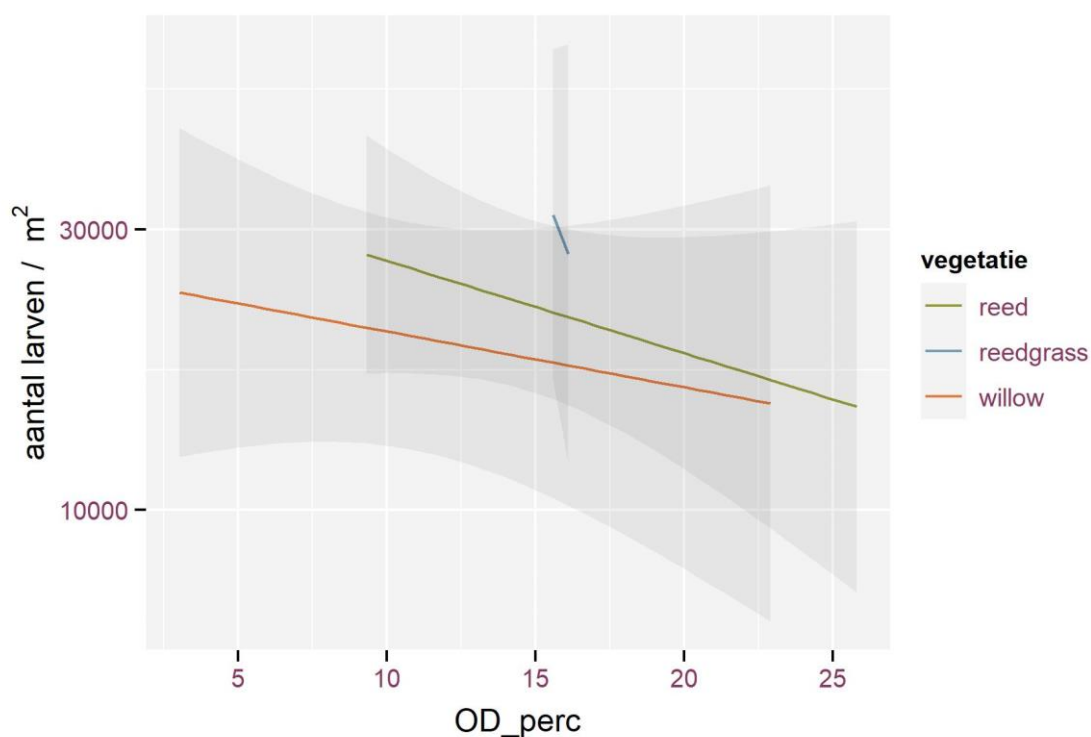
In de schorrand is er een significant interactie effect van vegetatie en overspoelingsduur (Tabel 5-8). Ook hier wordt dit echter veroorzaakt door afwijkende waarnemingen wanneer het schor begroeid is met rietgras. In een analyse zonder locatie L4, waar de *range* van overspoelingsduur binnen raaien met rietgras heel beperkt is, valt de interactie en het effect van droogvalduur of vegetatie weg (Figuur 5-19). Globaal worden er in de schorrand ≈ 20000 knijtenlarven per m^2 waargenomen. In die zin sluit de schorrand als knijtenecotoop meer aan bij het slik dan bij het schor.

////////////////////////////////////

Tabel 5-8. Anova tabel voor het afgebouwde model van de analyse in de schorrand.

Met L4	Df	LRT	Pr(>Chi)	
Maand	1	2.1069	0.1466	
vegetatie	2	4.4847	0.1062	
OD_perc	1	0.0031	0.9558	
vegetatie:OD_perc	2	7.1228	0.0284	*

Zonder L4	Df	LRT	Pr(>Chi)
maand	1	2.8123	0.09354



Figuur 5-19. Effect van overspoelingsduur en vegetatie op het aantal knijtenlarven in de schorrand. (resultaten zonder rekening te houden met locatie L4)

5.3.3 Resultaten voor de analyse met organisch materiaal en chlorofyl a in de maand augustus

Het maximale model voor de drie ecotopen samen werd als volgt gedefinieerd:

$$Aantal\ larven \sim ecotoop * (OM_perc + chla) + (1/locatie) + (1/raai) + (1/raai_punt)$$

////////////////////////////////////

Noch voor de analyse inclusief locatie L4 of voor de analyse zonder locatie L4 kon er na afbouwen een effect van OM of chl a worden waargenomen (enkel van ecotoop (resultaten niet getoond)).

Voor de analyses per ecotoop (slik, schorrand, schor) ziet het 'fixed' deel van het maximale model er als volgt uit:

$$\text{Aantal larven} \sim \text{OM}_{\text{perc}} + \text{chl a}$$

Ook voor de analyses per ecotoop kon er na afbouwen nergens een significant effect van OM of chl a op het aantal knijtenlarven worden waargenomen.

5.4 CONCLUSIE STURENDE VARIABLEN KNIJTENLARVEN

- In de meest stroomafwaartse locatie L4 komen significant minder knijten voor. L1 tot L3 zijn meer gelijkwaardig en daarom werd – om het locatie effect in de analyses te beperken – ook steeds een analyse uitgevoerd zonder L4.
- Het ecotoop (schor, schorrand of slik) is de meest bepalende factor. In het schor komen acht keer minder knijtenlarven voor dan in het slik en de schorrand (ca. 3000 larven per m² versus 20.000 larven per m², zonder rekening te houden met L4). Dit is een belangrijke nuance op de vaststellingen van Sohier et al. (2010) die stelden dat er geen knijten voorkomen in het schor. De schorrand is een vrij gunstige knijtenhabitat die aanleunt bij het slik. De effectief vrij ongunstige ecotoop voor knijten beperkt zich dus tot het schor zonder de schorrand.
- Het algemeen model toont ook een verschil in het voorkomen van knijtenlarven tussen de ecotopen (schor, schorrand of slik) per vegetatietype (riet, rietgras of wilg) echter de ecotoop-eigen verschillen tussen vegetatietypes zijn niet altijd reproduceerbaar, wat suggereert dat de effecten niet heel sterk zijn en/of verklaard worden door andere variabelen (b.v. overspoelingsduur) zodat we er beter niet teveel gewicht aan geven.
- In het slik worden de patronen het best verklaard door overspoelingsduur. Met toenemende overspoelingsduur neemt het aantal knijtenlarven af. Een lage overspoelingsduur (10-20%) resulteert in de hoogste aantallen knijtenlarven. Dit is onafhankelijk van het vegetatietype in het schor.
- In de schorrand konden we ook een verband aantonen met overspoelingsduur maar in interactie met het vegetatietype. In de schorrand met rietgras was er een sterker negatief verband dan in schorrand met riet of wilg. De range waarin stalen werden genomen in rietgras was echter zeer beperkt waardoor beter niet teveel gewicht gegeven wordt aan deze vaststelling. Ook het effect van overspoelingsduur is in de schorrand minder duidelijk dan voor het slik.
- In het schor is er een verschillende relatie tussen het aantal knijtenlarven en het watergehalte per vegetatietype. De rietgrasvegetaties gedragen zich tegengesteld. Indien we de rietgrasvegetaties buiten beschouwing laten is er een positief effect van watergehalte te zien op het aantal larven: de schorbodems met hoger vochtgehalte hebben hogere aantallen knijtenlarven.
- Er konden geen significante verbanden aangetoond worden tussen de aantallen knijtenlarven en het gehalte aan organisch materiaal of de hoeveelheid bodemalgen aanwezig.



6 POPPENFASE

6.1 INLEIDING

Gedurende verpoping komt de larve naar oppervlakte van het slik en transformeert naar een pop en wordt dan kortstondig drijvend. De poppen spoelen met opkomend water mee en komen opwaarts terecht op hogere slikken en tussen de schorvegetatie. Het uitsluipen van de poppen gaat snel en neemt in het labo maar enkele uren, vaak minder, in beslag.

Het drijvend popstadium is mogelijk één van de meest kwetsbare stadia van de levenscyclus. Indien drijvende poppen synchroon, sterk gepiekt, zouden aanwezig zijn kan deze fase interessant zijn om op in te zetten om de overlast te beperken. Door bijvoorbeeld gericht meer bovendebiet te steken tijdens deze fase of door de poppen af te vangen en te verdelgen.

Tijdens deze studie werden verkennende staalnames gedaan om te bekijken of er grote concentraties aan drijvende poppen konden worden gevonden bij opkomend hoog water.

6.2 STAALNAME

De verkennende staalname bestond uit het nemen van waterstalen langs de oever met een macrofauna schepnet (0.5 mm maaswijdte). Met het net werd het wateroppervlak over een lengte van een drietal meter afgevist. Er werd in juni en juli gezocht naar het stopzetten van bovendebiet en naar het vaststellen van hoge aantallen knijtenlarven in 'quicksan' stalen. De stalen werden onmiddellijk getrieerd in het veld in een fotobak. De poppen werden geteld.

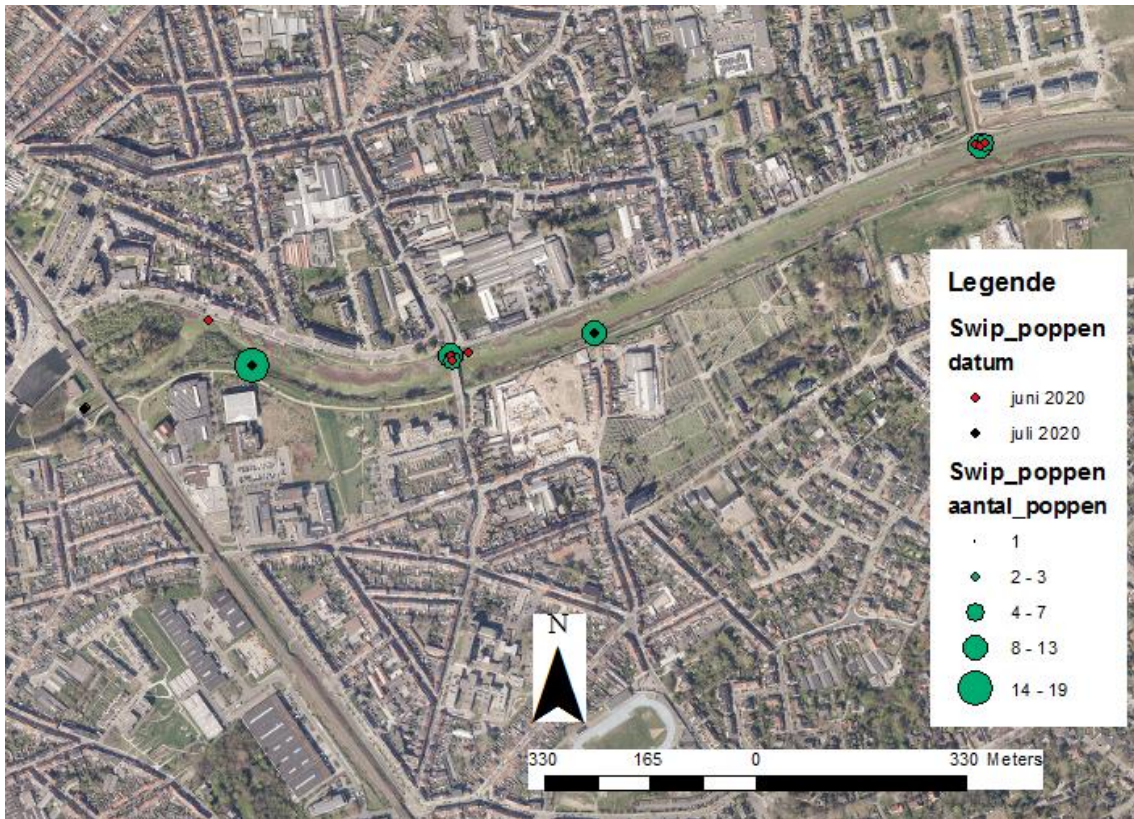
6.3 BESPREKING

De hypothese was dat er mogelijk hoge aantallen poppen samen spoelen tegen het stuwcomplex aan te Gentbrugge bij hoogwater. Dit bleek niet het geval (Figuur 6-1). Ook in luwere aanspoelzones zoals bijvoorbeeld onder de brug te Gentbrugge werden niet massaal veel poppen afgevist. Op basis van deze verkennende staalname met een heel beperkt aantal stalen maar met laag vangstsucces werd beslist om deze onderzoekspiste niet verder uit te werken.

6.4 CONCLUSIE POPPENFASE

Het afvangen en verdelgen van de poppen lijkt alsnog geen efficiënte methode omdat er geen duidelijk tijdstip of locatie gevonden werd met hoge concentraties aan poppen.





Figuur 6-1. Verkennende staalname naar het voorkomen van drijvende poppen van *C. riethi* te Gentbrugge-Destelbergen.



7 EFFECTEN VAN INGREPEN

In dit hoofdstuk bespreken we de effecten van de uitgevoerde maatregelen.

Op basis van de luchtfoto's en lidarmetingen uitgevoerd door Algemene Technische Ondersteuning dept. Mobiliteit en Openbare werken (ATO) konden de hoogteveranderingen in detail onderzocht worden.

7.1 BOVENDEBIET

Het effect van het bovendebiet kan spelen op twee verschillende manieren. Enerzijds kan de beschikbare habitatoppervlakte voor knijtenlarven beïnvloed worden en anderzijds kan de habitatkwaliteit veranderen voor zowel het stadium van de poppen als voor de larven.

7.1.1 Effect van bovendebiet op habitatoppervlakte voor de knijtenlarve

Bovendebiet resulteert in een verhoging van de laagwaterstand en zorgt voor een uitschuring van de geul. Dit resulteert in een verandering van habitatoppervlaktes. De **oppervlakte permanent water wordt groter, de slikoppervlakte wordt kleiner**. Dit heeft impact op het leefgebied van de knijtenlarven.

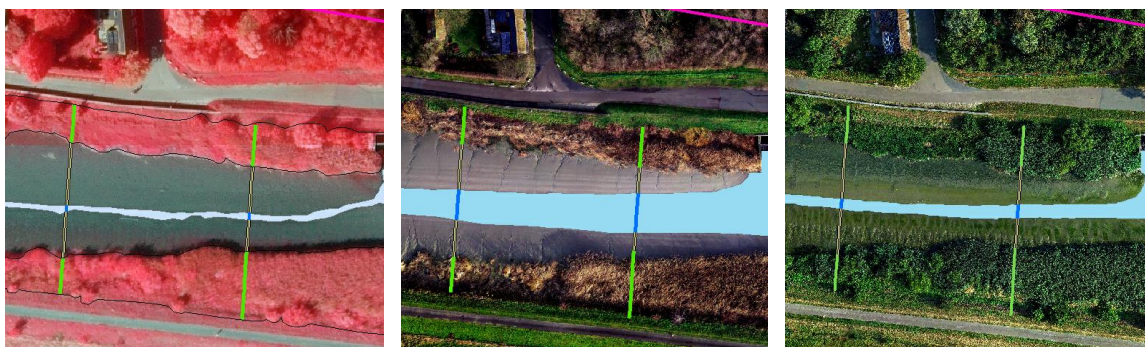
Om te onderzoeken wat het effect geweest is van het toelaten van bovendebiet (2.3.1) op de habitatoppervlaktes bepaalden we de afname in de slikbreedte (Tabel 7.1). Voor drie onderzochte locaties (L1, L2 en L3) zijn er luchtfoto's beschikbaar op 4 momenten: augustus 2019, maart 2020, april 2020 en augustus 2020. Dit zijn respectievelijk de situatie voor het toelaten van bovendebiet, na twee maand bovendebiet, na drie maand bovendebiet en een situatie na twee maand zonder bovendebiet. Er werd verondersteld dat er geen verandering was in de schoroppervlakte (of de uitgroei van schor had geen effect op een inkrimping van het larvenhabitat in het seizoen van 2020).

De meting van de slikbreedte toont dat er een groot effect was op de geulbreedte. Het bovendebiet resulteerde in een toename in geulbreedte en in een afname in slikbreedte. De afname is het sterkste nabij het stuwcomplex te Gentbrugge maar is vergelijkbaar tussen locatie 2 en 3. Op locatie 1 was er een afname van slikbreedte (en oppervlakte) met ongeveer 50%, op locatie 2 en 3 was dat tussen de 20-30%. Het stopzetten van het bovendebiet zorgde ervoor dat de slikoppervlakte snel terug evolueert naar de situatie opgemeten in 2019.



Tabel 7-1. Veranderingen in slikbreedte na het toelaten van bovendebiet aan het sluisencomplex te Gentbrugge.

	Sept 2019	Maart 2020	April 2020	Aug 2020	Sept 2019	Maart 2020	April 2020	Aug 2020	Sept 2019	Maart 2020	April 2020	Aug 2020
	L1	L1	L1	L1	L2	L2	L2	L2	L3	L3	L3	L3
gemiddelde geulbreedte (m)	0.90	9.44	10.41	1.72	0.88	5.79	6.61	2.53	1.97	9.35	8.20	3.16
gemiddelde slikbreedte	17.71	9.34	8.70	16.84	22.85	17.93	17.12	21.20	23.31	15.93	17.08	22.12
%slikbreedte per locatie	95.17	49.72	45.52	90.72	96.29	75.58	72.15	89.34	92.22	63.01	67.57	87.51
%afname slik	0	-45	-50	-4	0	-21	-24	-7	0	-29	-25	-5



A

B

C

Figuur 7-1. Detail van de verandering in de geulbreedte tussen september 2019 (A), maart 2020 (B) en augustus 2020 (C) op locatie 3 ter hoogte van Panhuisstraat. Kartering op basis van luchtfoto (False colour beeld – september 2019, MONEOSdata De Vlaamse Waterweg nv en beelden ATO – drone beelden maart en augustus 2020).

7.1.2 Effect van bovendebiet op habitatkwaliteit

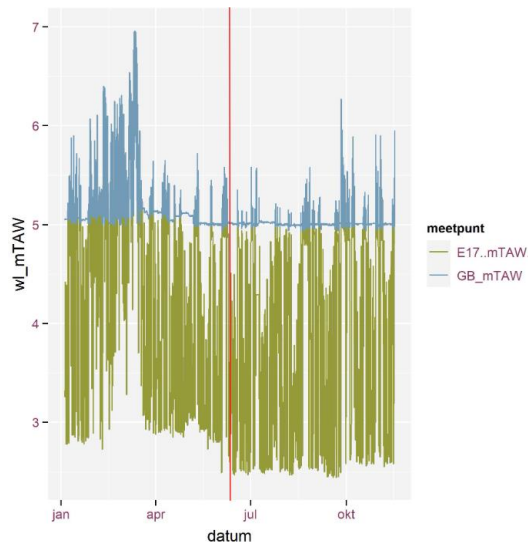
7.1.2.1 Waterstanden en stroomsnelheden

Het bovendebiet werd aangehouden tot 2 juni (Figuur 7-2) en resulteert in een **stijging van het laagwaterniveau met ongeveer 25 cm** te Destelbergen E17. Het stopzetten van het bovendebiet zorgde voor een daling van de laagwaterstand te E17 Destelbergen na 2 juni eveneens met ongeveer 25 cm (van 2,8 – 2,9 m TAW naar 2,55 – 2,65 m TAW). Er zijn geen metingen van het effect op de laagwaterstanden stroomopwaarts maar de daling is gelijklopend in de stroomopwaartse geul.

Modelmatige oefeningen te Melle (Van Braeckel et al., 2012) tonen dat hogere debieten opgelegd te Merelbeke een stijging geven van zowel de hoog- als laagwaters. De stijging van de laagwaters is ongeveer dubbel zo groot als deze van de hoogwaters, er is dus een daling van het getijverschil.

Deze effecten hebben wellicht een beperkte impact op de habitatkwaliteit van het knijtenhabitat.





Figuur 7-2. Getijddata tussen januari en november 2020 te Gentbrugge stuwcomplex en te E17 Destelbergen. Rode lijn toont het stopzetten van het bovendebiet en het effect daarvan op de laagwaterstand te E17 Destelbergen.

Er werden geen metingen uitgevoerd naar de stroomsnelheden. Een effect op stroomsnelheid is maar te verwachten vanaf het openen van de afsluitkleppen aan het stuwcomplex te Gentbrugge. Dit is net voor het moment van laagwater op deze locatie. De grootste stroomsnelheidseffecten zijn te verwachten op het moment van laagwater in de geul. Er zal weinig effect zijn op de slikken bij gravitair bovendebiet. Globaal verwachten we weinig effect op de kwaliteit van het knijtenhabitat door gravitair bovendebiet.

7.1.2.2 Verblijftijd

De knijtenlarven en **drijvende poppen die in de geul terecht komen worden efficiënter afgevoerd** indien er bovendebiet is. Netto zal de verblijftijd iets afnemen. Echter het effect op de knijtenpopulatie is wellicht van **beperkte invloed**. De meeste drijvende poppen zullen bij hoogwater in de vegetatie inspoelen of blijven bij het afgaand water achter op de hogere bolle slikken. Slechts een kleine fractie zal door een bovendebiet weggespoeld worden. Er blijkt ook geen hoge concentratie poppen aanwezig nabij het stuwcomplex die potentieel wel efficiënt zou kunnen weggespoeld worden (6.3). Bij een volgend hoog water worden de poppen opnieuw de meander ingespoeld (deel van watervolume dat niet ververst is met Zeeschelde water).

7.1.2.3 Drainage – vochtgehalte – bulkdensiteit van de slikbodem

Deze waterstandsveranderingen door bovendebiet kunnen aanleiding geven tot vernatting omdat er dan een kleiner verhang is tussen de laagwaterlijn en de slik- en schormaaiveldhoogte. Of omgekeerd kan er meer drainage van slik- en schorbodem optreden zonder bovendebiet omdat het verhang groter is. De resultaten in hoofdstuk 4 tonen aan dat de slikken – zelfs in volle zomerperiode met lage hoogwaters - permanent waterverzadigd zijn en nauwelijks draineren in de situatie zonder bovendebiet. Het beperkt verhogen van de laagwaterstanden zal dan op basis van deze inzichten **geen** of nauwelijks **effect hebben op de drainagetoestand van de slikken**. Het al dan niet toelaten van bovendebiet te Gentbrugge heeft zeer weinig impact op de hoogwaterstanden (indien er geen verhoogde debieten zijn te



Melle) (zie Figuur 7-2). De impact van bovendebiet op het vochtgehalte en de bulkdensiteit van de bodem is klein.

7.1.3 Effect van bovendebiet op de morfologie en sedimenthuishouding

Het opnieuw toelaten van het bovendebiet verruimde de geul, door een stijging van de laagwaterstand én door erosie in de geul. Een verschilkaart van het hoogtemodel 2019 en het hoogtemodel van augustus 2020 (ATO, dronebeelden) toont de impact van erosie door bovendebiet. Het hoogtemodel van augustus 2020 toont de geul opnieuw zonder bovendebiet en het verschil in hoogteligging kan een idee vormen van de morfologische veranderingen door het bovendebiet in het projectgebied tussen het stuwcomplex te Gentbrugge en de Panhuisstraat te Destelbergen.

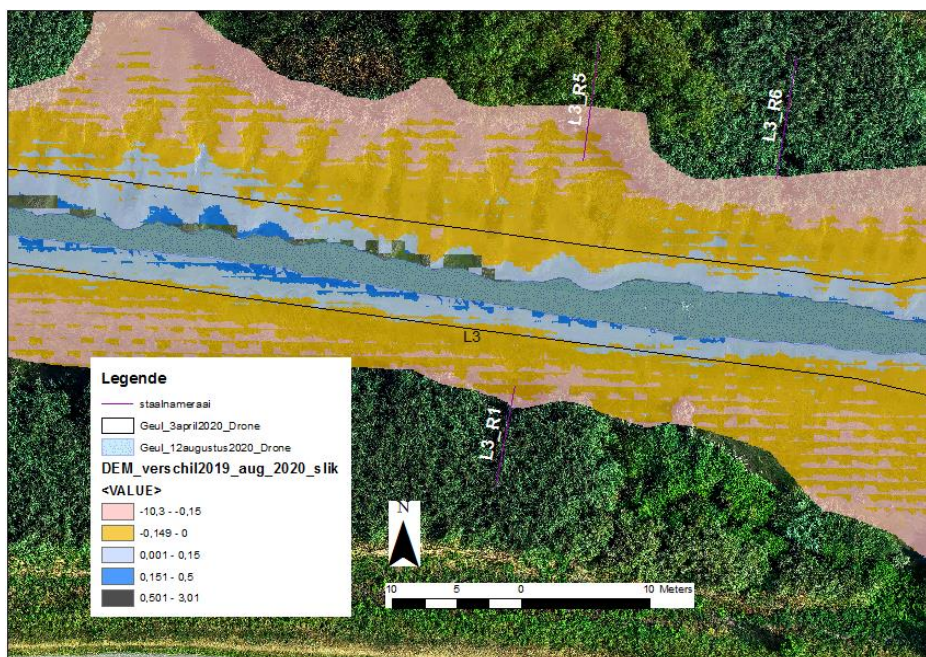
De algemene patronen worden geïllustreerd in Figuur 7-3. Algemeen is er binnen de contour van de ruime ebgeul van april 2020 nog erosie zichtbaar (blauwtinten) vergeleken met de situatie in 2019. De slikken buiten de geulcontour van april 2020 zijn verder opgehoogd⁹. De slikken bolden op en de overgang naar de geul werd steiler. Slikranden nabij de laagwaterrand van de geul in augustus en enkele erosiezones die meer dan 15 cm erodeerden tellen samen voor een erosievolume van bijna 1000 m³. De maximale erosie van de slikken gemeten is 55 cm. Dit is erosie binnen recent afgezette sedimenten¹⁰. Sedimentatievolumes zijn niet nauwkeurig te bepalen op de hogere slikken en in de schorren maar zijn vermoedelijk (minstens) zo groot geweest. De *netto* uitspoeling tussen eind 2019 en augustus 2020 van sedimenten vanuit het projectgebied naar stroomafwaarts is beperkt of onbestaande. Er is eerder een herverdeling van de sedimenten geweest met veranderingen in de morfologie tot gevolg. Deze morfologie zet zich op enkele maanden snel terug naar een situatie vergelijkbaar met 2019 door het opnieuw opvullen van de geul met sedimenten.

In Figuur 7-4 worden de slikzones getoond waar erosie optrad (maximaal 55 cm) na het instellen van het bovendebiet. De slikplaat aan de Jan Delvinlaan erodeerde door de toegenomen stroomsnelheden en verhoogde waterstanden bij laagwater. Opvallend zijn ook de erosiezones stroomafwaarts Gentbruggebrug, stroomafwaarts locatie 2 (Figuur 7-4) en ter hoogte van locatie 3 raai 7 (Figuur 5-4). Deze treden op waar er in de geul afval of harde lagen aanwezig zijn waardoor lokaal turbulentie en neervorming optreedt. Dit is de voornaamste reden waarom schorvorming beperkt wordt ter hoogte van deze zones (ook zonder bovendebiet).

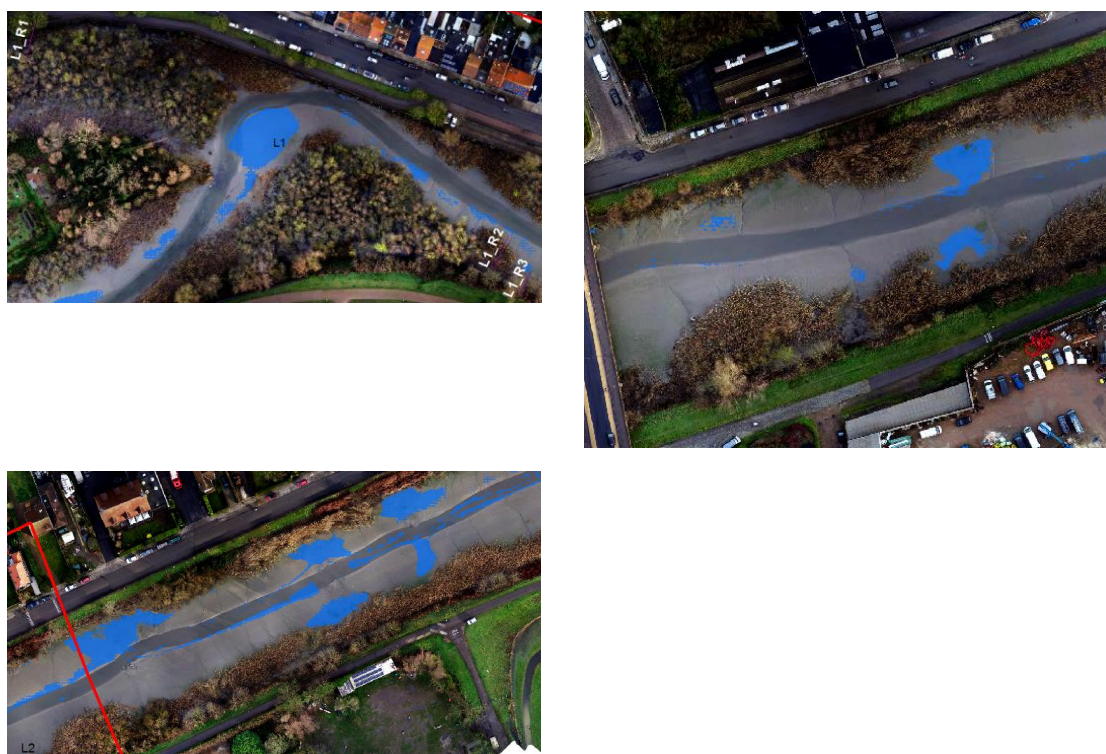
⁹ De hoogtemetingen langsheen de schorranden tonen geen werkelijke sedimentatie maar zijn veroorzaakt door het uitgroeien van vegetatie.

¹⁰ tussen 2016 en 2019 sedimenteerde het slik ongeveer 30 cm op ter hoogte van locatie 1





Figuur 7-3. Detail van de verschilkaart van het digitaal hoogtemodel maart 2019 versus augustus 2020. De geulcontour van april 2020 en de geulcontour van augustus 2020 wordt getoond. Blauwe kleur toont erosie, oranje-roos toont sedimentatie.



Figuur 7-4. Slikzones waar erosie (tot maximaal 55 cm) optrad na het instellen van het bovendebiet. Linksboven: de slikplaat aan de Jan Delvinlaan. Rechtsboven en linksonder slikzones respectievelijk stroomafwaarts Gentbruggebrug en stroomafwaarts locatie 2.

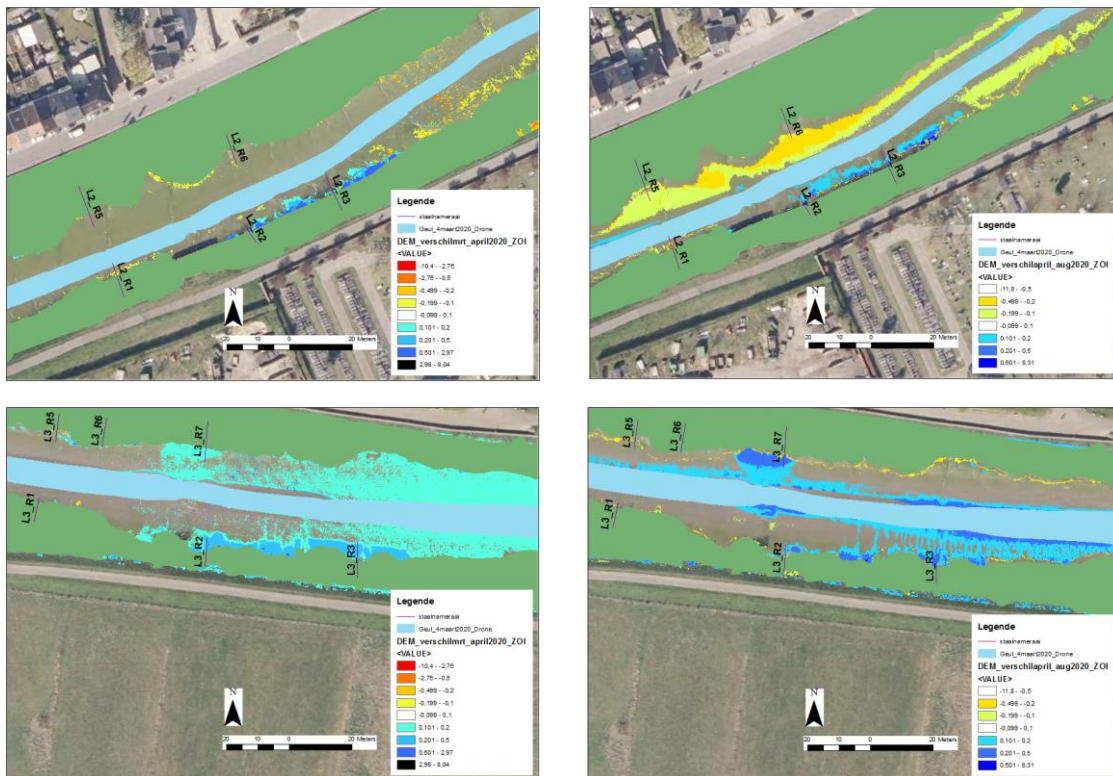
7.2 PILOTS

7.2.1 Effecten op habitatkwaliteit

Pilootlocatie 2

De ingreep had geen directe invloed op de oppervlakte van geul, slik of schor. Ter hoogte van locatie 2 werd het slib over de volledige slikbreedte verstoord. Het slib werd geroerd en enigszins omhoog getrokken tegen de rietkraag aan (2.3.2).

Het gevolg was erosie van het slik kort na het uitvoeren van de ingreep (Figuur 7-5). De losse toplaag werd gedeeltelijk weggespoeld met de getijdenwerking. Er is een schorklif van ongeveer 20 cm hoog (Figuur 7-6). Of deze ontstond door de ingreep of deze al aanwezig was weten we niet. In de daaropvolgende maanden (april tot augustus) heeft deze erosie zich verder gezet waardoor er netto erosie gemeten is ter hoogte van de pilot tussen april en augustus 2020. De stroomsnelheden zijn vermoedelijk iets hoger (door nabijheid geul) ter hoogte van de pilot. Historisch breidde het rietschor aan deze kant van de Zeeschelde niet tot nauwelijks uit. Aan de overkant van de geul was er sedimentatie en is er sterke laterale rietuitbreiding. De positie van de geul veranderde niet. De werkzaamheden hadden tot effect dat de gradiënt tussen slik en schor steiler werd en de overspoelingsduur van de slikken nam toe van ongeveer 25% tot 40% (4.3.1.1). Op basis van de resultaten in 5.3.2.2 weten we dat dit het aantal knijtenlarven naar verwachting zal doen verminderen.



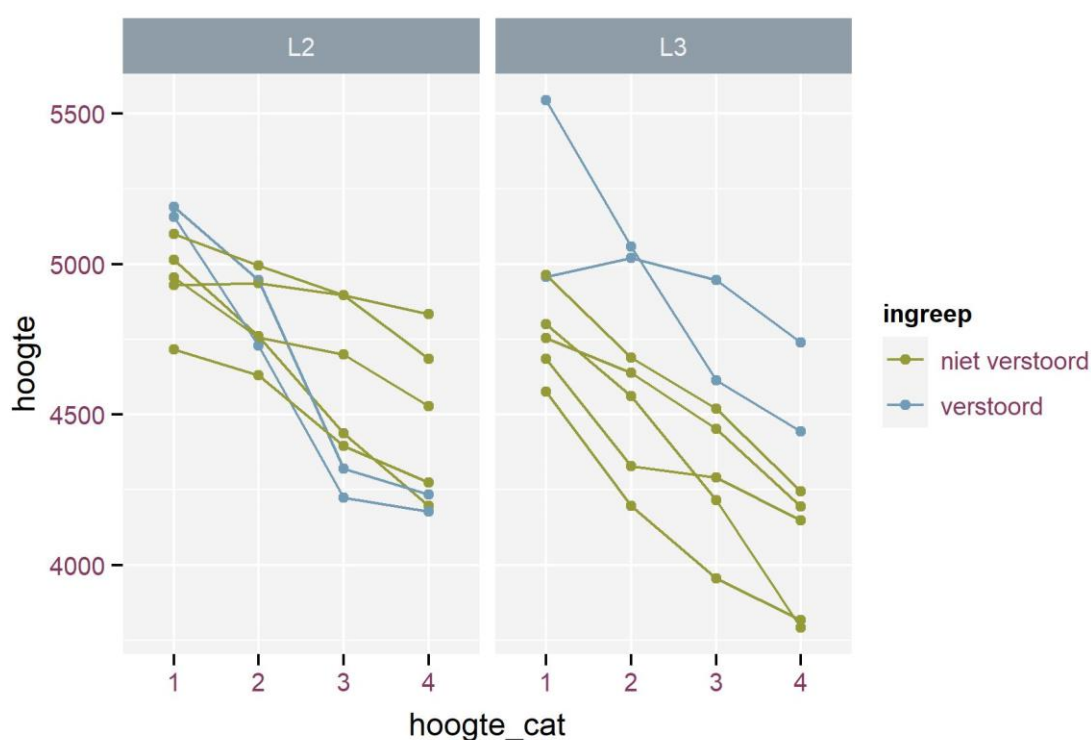
Figuur 7-5. Hoogteveranderingen opgemeten ter hoogte van de pilotingrepen. Boven de situatie ter hoogte van locatie 2. Onder de situatie ter hoogte van locatie 3 – links: verschilkaart tussen 3 maart (voor ingreep) en 4 april (na ingreep) 2020. Rechts: verschilkaart tussen 4 april en 12 augustus 2020. Blauwe kleuren = erosie; geel-oranje = sedimentatie. Data ATO, MOW.

Piloot locatie 3

De hoge slikzone werd afgegraven en het slib werd gedeponneerd op de smalle, verruigde schorgordel. Er is geen netto oppervlakte verandering van slik of schoroppervlakte op basis van luchtfoto interpretatie tussen september 2019 en augustus 2020.

Het gevolg van de ingreep was erosie van het verstoorde slik kort na het uitvoeren van de ingreep (Figuur 7-5). De losse toplaag werd gedeeltelijk weggespoeld met de getijdenwerking. In de daaropvolgende maanden (april tot augustus) heeft deze erosie zich verder gezet waardoor er netto erosie (~15-20 cm) gemeten is ter hoogte van de pilot tussen april en augustus 2020. De overspoelingsduur van de hoge slikzone nam (beperkt) toe van ongeveer 10% tot 15% (4.3.1.1).

Door de werkzaamheden was bij het uitzetten van de punten de overgang tussen hoog slik en schor niet meer zichtbaar. De volledige schorzone leek op slik en was moeilijk begaanbaar. Dit zorgde ervoor dat de uitgezette punten op raai L3R2 en L3R3 (ten opzichte van de onzichtbare schorrand) werden geschat bij eerste staalname van de knijtenlarven. Indien we hoogte van deze punten vergelijken met de schorrandhoogte stroomop en afwaarts de raai blijkt dat deze punten te hoog werden uitgezet. Hierdoor hadden we maar 1 meetpunt op effectieve slikhoogte waardoor we geen soliede uitspraken kunnen doen over effecten op slikhoogte voor L3.



Figuur 7-6. Hoogteligging van de verstoorde en niet verstoorde raaien in locatie 2 en 3.

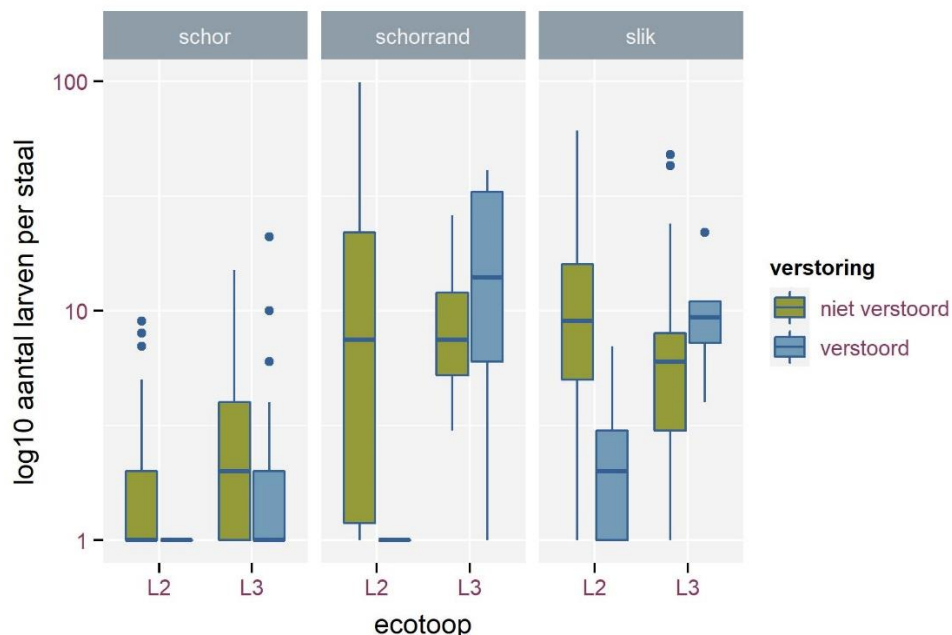
7.2.2 Effecten van ingrepen op het voorkomen van knijtenlarven

Omdat de ingrepen sterk verschillend waren (niet te beschouwen als replica behandeling, zie hoger), locatie 2 ingreepraaien vermoedelijk al a priori minder knijtenlarven hadden (steile raaien met kliffen) en omdat er onvoldoende stalen waren van de slikhoogte in locatie 3 was het niet mogelijk een gebalanceerde statistische modellering uit te werken. We beperken ons tot een bespreking van de beschikbare data.

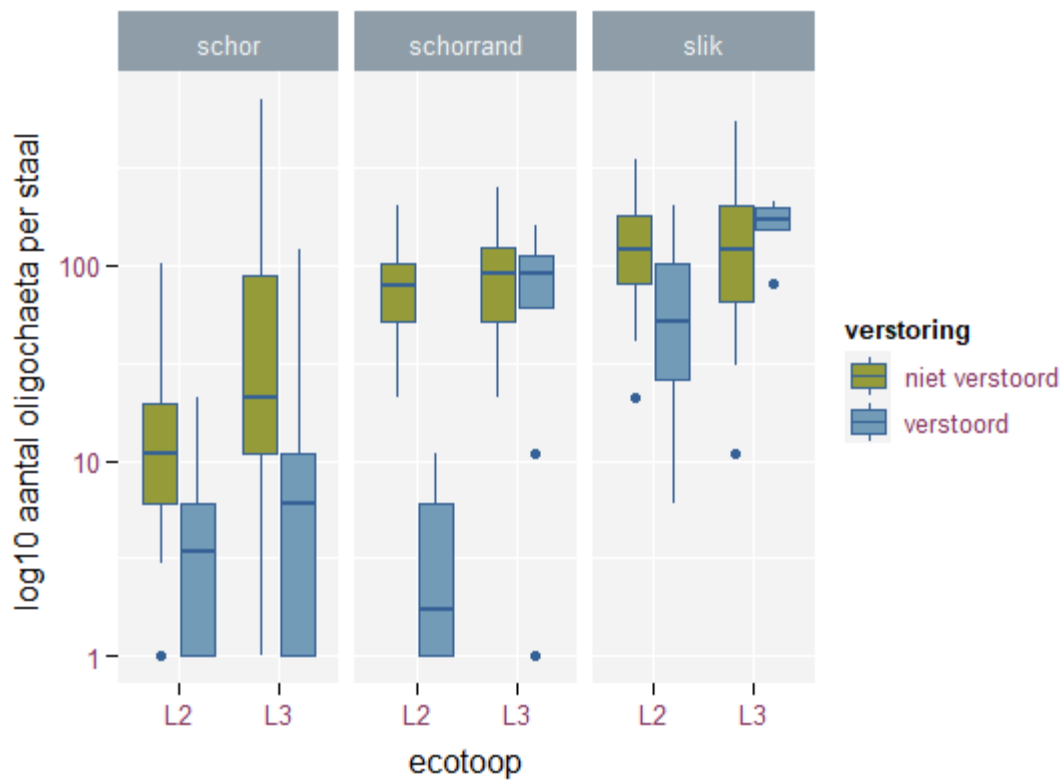
7.2.2.1 Resultaten

In locatie 2 (L2) hebben de verstoorte raaien duidelijk lagere aantallen knijtenlarven en dit in alle ecotopen. Voor de slikken kan dit te wijten zijn aan de hogere (en toenemende) overspoelingsduur op de verstoorte raaien. Dit kan te wijten zijn aan de verstoring maar de raaien hadden ook voor de ingreep al een hogere overspoelingsduur (data ATO - dronebeelden) en mogelijk ook al aanwezigheid van een schorrandklifje. Van locatie 4 weten we dat dergelijke klifjes indicatief zijn voor lagere aantallen knijtenlarven in schorrand. In locatie 3 (L3) heeft de ingreep minder effect gehad op de knijtenlarven omdat de ingreep zich vooral concentreerde op het verstoren van de hoogste slikken (klein deel), schorrand en het schor. We zien in de schorrand alvast geen lagere aantallen. In het hoog slik lijkt er ook weinig effect (maar beperkte data). In het schor zijn de aantallen knijtenlarven altijd laag, ongeacht ingrepen. (Figuur 5-7, Figuur 7-7). In de verstoorte schorraaien is dit nog lager dan in de niet verstoorte sites maar dit kan mogelijk komen omdat de verstoorte raaien net hoger gelegen waren (lagere overstroming, dus lagere watergehalten).

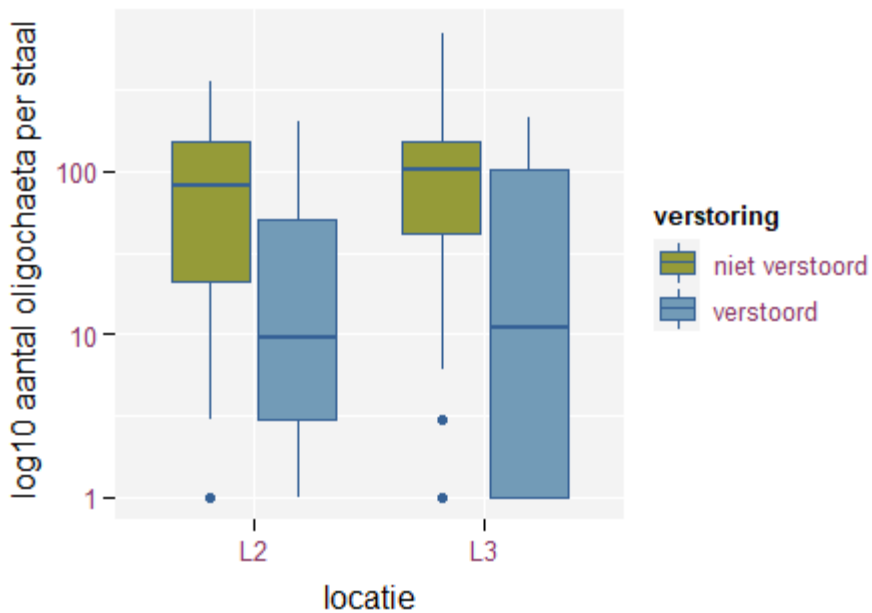
Dezelfde patronen zijn zichtbaar in het aantal wormen (Oligochaeta) (Figuur 7-8, Figuur 7-9). Het aantal Oligochaeta per staal na ingreep blijkt lager dan de aantallen in de raaien zonder ingreep. De vraag is hier echter ook of dit volledig te wijten is aan de ingreep of ook toe te schrijven is aan raaispecifieke condities los van de ingrepen (zie bespreking knijtenlarven).



Figuur 7-7. Aantal knijtenlarven per locatie (type ingreep), ecotoop en ingreep.



Figuur 7-8. Aantal wormen (oligochaeten) per locatie (type ingreep), ecotoop en ingreep.



Figuur 7-9. Aantal wormen (oligochaeten) per staal. Alle ecotopen samen.

////////////////////////////////////

7.3 CONCLUSIE EFFECTEN VAN INGREPEN

Het realiseren van het gravitair bovendebiet heeft effect op verschillende manieren. Enerzijds kan de beschikbare habitatoppervlakte voor knijtenlarven beïnvloed worden en anderzijds kan de habitatkwaliteit veranderen. Analyse van de data toont aan dat bij het realiseren van een beperkt gravitair bovendebiet ($\sim 1.8\text{m}^3$ zie 2.3.1) de slikoppervlakte krimpt met 25 tot 50% tussen Gentbrugge sluis en de RWZI Destelbergen (L1-L3). De oppervlakte slik die verdwijnt is slikoppervlakte met een hoge overspoelingsduur. Het effect op de aanwezige populatie knijtenlarven is hierdoor niet evenredig met de oppervlakte afname van het slik, aangezien de meeste knijtenlarven voorkomen in slik met lage overspoelingsduur. De slikoppervlakte neemt af door een stijging van het laagwaterniveau met ongeveer 25 cm en er treedt erosie op van de laagste slikken in de grootte orde van 1000 m^3 . Na het stopzetten van bovendebiet neemt de wateroppervlakte direct terug af en sedimenteert de geul op. Er wordt weinig invloed op de slikken zelf gerealiseerd door een gravitair debiet (bij laagwater) en er is weinig effect op het uitspoelen van knijtenpoppen. Zoals eerder aangetoond is er ook geen verbeterde drainage van de slikken te verwachten door de geulvorming (4.3.2.3).

De uitvoering om via technische ingrepen drainage-effecten te stimuleren met geultjes in het slik van Gentbrugge lukte niet door het slappe slik. Hierdoor mislukte het experimenteel opzet en werd *ad hoc* besloten om twee zones te verstoren. Het aantal replica's was dus laag. De ingrepen hadden als effect dat het slik verstoord, omgekeerd of verplaatst werd, delen van het schor verdwenen of de geul verdiepte. Die verstoring zette ook erosiedynamieken in gang die nog lang aanhielden na de ingreep.

De besluitvorming met betrekking tot de ingrepen is door de beperkte replicatie en de raaispecifieke condities moeilijk met zekerheid toe te wijzen aan het effect van de ingreep. We zien duidelijk lagere aantallen knijtenlarven in de ingreepzone van locatie 2 tegenover de controle raaien. Dit is duidelijk voor alle ecotopen. Dit kan een effect zijn van de verstoring en/of het is een raaispecifieke eigenschap: de oever is iets dynamischer dan de andere zones binnen locatie 2. Getuige de minimale laterale uitgroei van de rietkraag de laatste 15 jaar. Op locatie 3 speelt de ingreep zich af in de schorrand. Daar zien we geen effecten van de ingreep op het aantal knijtenlarven. Hetzelfde kunnen we vaststellen voor de andere bodemdieren (wormen). Ook deze zijn duidelijk lager in de verstoorde raaien van locatie 2 maar zijn gelijkaardig aan de controleraaien in locatie 3.



8 DISCUSSIE

De vegetatieontwikkeling in het studiegebied

Op basis van de berekende uitbreidingsnelheden kan verwacht worden dat, bij verdere lineaire uitbreiding van de vegetaties, de maximale schorbedekking (~85%) zal bereikt worden in het studiegebied na 12-16 jaar in 2031-2035. Er blijft dan nog slechts een kleine oppervlakte aan slik en laagwatergeul over. Deze gestage uitbreiding in de loop van de komende jaren lijkt aannemelijk met de dominantie van riet in het studiegebied en de hoge sedimentatiesnelheid. De vegetatievestiging versterkt potentieel de uitzakkingssnelheid van sedimenten verder en dit vooral gedurende de winter, met soms langdurig hogere waterstanden bij verhoogde debieten te Melle. Deze uitbreiding is voornamelijk toe te schrijven aan de laterale uitbreiding van rietvegetaties (gemiddeld 1 m per jaar) en aan het optreden van een kansrijke periode met de kieming van pioniers en wilgen op kale slikbod. Dergelijke periode deed zich voor in mei en juni 2010. In deze periode was er gedurende bijna twee maanden nauwelijks overspoeling van de hoge slikken.

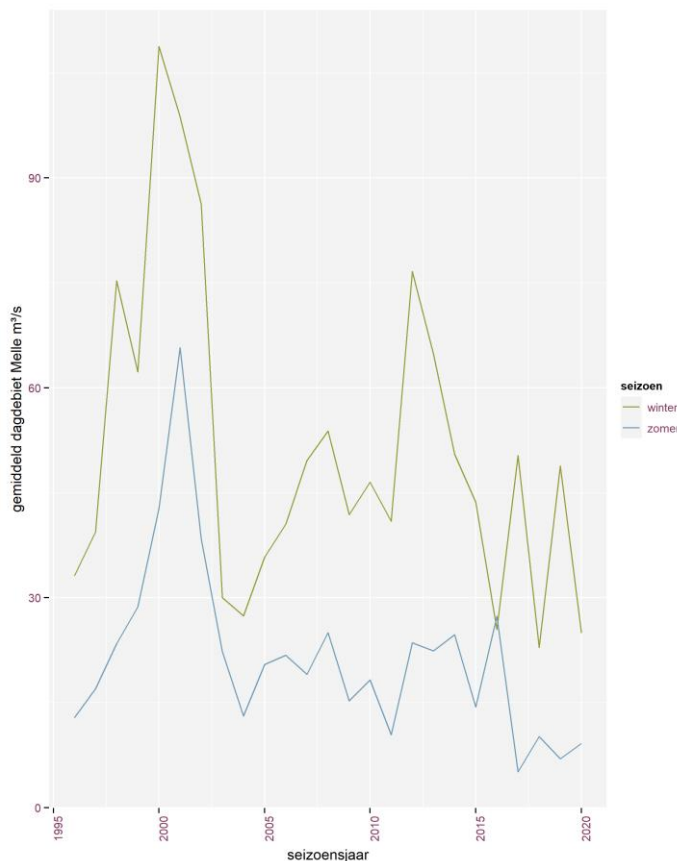
Vermoedelijk is de laterale uitbreiding en het voorkomen van de kansrijke momenten sterk gekoppeld aan het optreden van lagere hoogwaters. De gemiddelde hoogwaterstanden (jaar of seizoen) te Gentbrugge worden sterk beïnvloed door de debieten te Melle. Jaren met relatief lage zomerdebieten (bv. 2009-2011, 2015 en 2017-2020) (Figuur 8-1) resulteren in lage gemiddelde hoogwaterstanden in de zomer te Gentbrugge (Taverniers & Mostaert, 2009). Gedurende deze jaren is vermoedelijk meer laterale uitbreiding mogelijk en is het optreden van kansrijke periodes groter. De ontwikkelingen gemeten aan de hand van de vegetatiekaarten lijken dit te bevestigen. Omgekeerd resulteren natte zomers (bv. 2000-2002) in een relatief hogere gemiddelde hoogwaterstand. Meer diepgaande analyse en modellering met een focus op de hoogwaterstanden in de maanden mei-juni zou kansrijke periodes kunnen identificeren en meer inzicht geven in de specifieke uitzonderlijkheid van de periode mei-juni 2010. Dit is interessant omdat er geen kieming meer werd waargenomen op hogere slikken in de periode 2010-2020.

Ingrepen die van belang kunnen zijn omdat ze de hoogwaterstanden tussen Gentbrugge en E17 ook beïnvloed hebben zijn:

- Realisatie ontpoldering Heusden (sinds november 2006). Een grote ontpoldering in deze zone resulteert (theoretisch – geen meetdata beschikbaar) in een verlaging van de hoogwaterstanden stroomopwaarts. Met een gemiddeld effect vanaf 2007. In combinatie met lage debieten te Melle is dat effect versterkt in de periode 2009-2011.
- Bagging van Zeeschelde tussen Ringvaart en E17. De uitbagging –verruiming van de geul tussen november 2012- najaar 2014 (Ringvaart – Heusden) en in 2015 (april – augustus) (Heusden – E17) resulteert (theoretisch – geen data beschikbaar) in hogere hoogwaterstanden stroomopwaarts de verruiming tussen E17 en Gentbrugge. Dit effect wordt versterkt door hogere debieten te Melle in de periode 2012-2014. Deze periode resulteert wellicht in minder kansrijke periodes voor vegetatiekieming. Echter de verhoogde troebelheid van het water door de werkzaamheden en de grotere watervolumes tot aan het stuwcomplex resulteren potentieel in meer sedimentatie opwaarts waardoor de hoogteligging mogelijk (sneller) gunstiger wordt voor vegetatie

uitbreiding. Het effect van de baggerwerken neemt de laatste jaren af met het opnieuw opsedimenteren van de Zeeschelde tussen de Ringvaart en E17 als gevolg.

- In 2009 werd er gedurende bepaalde periodes gepompt om de kleppen vrij te maken; in 2010 werd er van mei tot 20 juni gravitair debiet gestoken (Sohier et al., 2010). Dit bovendebiet (net zoals deze besproken in deze studie, zie lager) had als doel de drainage toestand van de slikken te verbeteren en hierdoor de habitatkwaliteit voor knijten te verminderen. Theoretisch resulteert dit wel in de beperkte toename van de hoogwaterstanden (Van Braeckel et al., 2012) waardoor het de kansrijke periodes voor vegetatievestiging in principe iets kleiner maakte. De reële hoeveelheid bovendebiet bleek echter te beperkt om hierop een effect te hebben.



Figuur 8-1. Langjarige gemiddeld dagdebiet te Melle 1995-2020 opgesplitst in een winterperiode (okt-mrt) en zomerperiode (april-sept). Data HIC - <https://hicws.vlaanderen.be/>

De (grond)water dynamiek in de slikken en schorren

In relatie tot vegetatievestiging en het beïnvloeden van de habitatkwaliteit in de Scheldemeander tonen de (grond)watermetingen ter hoogte van Gentbrugge-Destelbergen aan dat de slikken in de meetperiode van deze studie waterverzadigd blijven tot tegen het slikoppervlakte. Dit is onafhankelijk van het moment in de getijcyclus of de nabijheid van de net uitgespoelde geul door bovendebiet. In combinatie met het voortdurend opnieuw waterverzadigen door getijwerking resulteert dit in het verhinderen van autocompactie van het slib. De bulk densiteit van het slib kan niet toenemen en het blijft permanent een



waterverzadigde 'spons' (Piesschaert et al. 2009). Dit betekent dat het bovendebiet met het oog op het vormen van een geul om nadien drainage te verbeteren geen meetbaar effect heeft gehad. De kans op vegetatievestiging of laterale uitbreiding nam niet toe, noch verminderde de habitatkwaliteit voor knijtenlarven door toegenomen drainage van de slikken. Het uitdrogen van hoge slikken door langere periodes met lage hoogwaters lijkt meer potentieel te hebben voor enerzijds vegetatievestiging en uitbreiding ((zie boven). Indicatief toonden Mullens & Rodriguez (1992) aan dat knijtenlarven (experiment met *C. variipennis*) sterven in labocondities na 7 dagen in uitdrogende modder behalve als ze matuur genoeg zijn om uit te sluipen. Omgekeerd treedt in de Scheldemeander soms langdurige overstroming op bij hoge bovendebieten te Melle (zie Figuur 2-4 situatie februari 2020). Het optreden van dergelijke periodes gedurende de zomer (~ toenemende overspoelingsduur zie ook verder) is zeldzaam maar indien het gebeurt wellicht effectief in het verminderen van de knijtenoverlast. Dit zou kunnen door het verdrinken van knijtenlarven of de larven gaan zwemmend/drijvend op zoek naar meer geschikte habitats waardoor ze uitspoelen of in minder geschikt habitat op het hoger schor terecht komen.

Sturende abiotische variabelen (succesfactoren) in het voorkomen van knijtenlarven

Algemeen zijn de succesfactoren voor een plaagsoort afhankelijk van een aantal voorwaarden (Verdonschot, 2009):

- Gunstige abiotiek en klimaat
- Voldoende voedselaanbod voor larve en adult
- Geringe dichtheid van parasieten en predatoren
- Aanvangspopulatie

Inzicht krijgen in de variabelen die deze succesfactoren bepalen is dan ook een doelstelling geweest van dit onderzoek.

Knijten zijn globaal genomen een zeldzaam onderdeel van de bodemdiergemeenschap in de Zeeschelde. Op 1509 random intertidale stalen genomen in de Zeeschelde in september tussen 2008 en 2018 is 37 keer een knijtenlarve in het staal gevonden waarvan 28 maal in Zeeschelde I (tussen Gentbrugge tot Dendermonde). Van die 28 stalen waren er 9 in de Scheldemeander tussen Heusden en Gentbrugge. De tijarm is daarbij de enige plaats waarbij de frequentie van stalen met knijten vrij hoog ligt evenals de densiteit. De enige andere plaatsen waar dit (recent) voorkomt zijn de ontpoldering van de Wijmeers, ontpoldering Fasseit (Vanslembrouck & Dekoninck, 2020), het GGG Bergenmeersen en GGG Zennegat. De vraag die zich stelt is waarom in deze perifere gebieden het wel lukt voor knijten om te overleven en heel talrijk te worden, en niet in de overige Zeeschelde, de Durme of de tijarm te Zwijnaarde.

Gunstige abiotiek en voedselaanbod?

In de gebieden waar knijten talrijk voorkomen vinden we vaak erg hoge percentages organisch materiaal in het sediment, en zeer fijne korrelgroottes, wat beide te maken heeft met de relatief luwe hydrodynamiek in deze gebieden. De waargenomen waarden voor deze twee parameters vinden we in de Zeeschelde en zijrivieren echter ook terug, in de hoge slikzone van bolle slikken (bijvoorbeeld aan de Notelaer te Bornem of de Durme te Lokeren). Op deze slikken zijn ook de bodemalgen abundant (Van de Meutter et al., 2019). Het voedselaanbod lijkt dus niet beperkend te zijn. Mogelijk is het belangrijk dat er voldoende aaneengesloten oppervlakte is aan luw hoog slik met optimaal voor knijtenlarven een overspoelingsduur van 10-20%. Dergelijke oppervlakte is mogelijk in beperktere mate aaneengesloten aanwezig langsheen de Zeeschelde waardoor op de lokale patches misschien geen plaagdensiteit



ontwikkelen. Nochtans vinden we in hoge slikzones langsheen de Zeeschelde ook zeer hoge densiteit Oligochaeta, in de grootte-orde als in de Scheldemeander tussen Heusden en Gentbrugge. Deze hoge wormen densiteit in de meander (Figuur 12-18) en in het hoge slik in de Zeeschelde zijn dus mogelijk te verklaren door deze abiotische kenmerken zoals een hoge fractie organisch materiaal. De knijten blijven grotendeels afwezig in de Zeeschelde en lijken meer beïnvloedt door de iets hogere overspoelingsduur. Dit zien we op locatie 4 ter hoogte van E17 waar er hoge densiteit is aan wormen maar weinig knijtenlarven voorkomen. Misschien zijn subtiele verschillen in overspoelingsduur een verklaring van de geschiktheid tussen hoge slikken van overlast gebieden en hoge slikken te Zwijnaarde, langsheen de Durme of de Zeeschelde. In correlatie met deze observaties is er ook de vaststelling dat het aantal knijtenlarven lager is in raaien waar er klifvorming is tussen het slik en de schorrand. Deze observatie is echter niet te ontkoppelen van locatie of ingreep in deze studie. Het is echter een fenomeen dat vaak optreedt in onverdedigde oeversecties langsheen de Zeeschelde. Nog algemener zijn de schorranden bestort met breuksteen. Mogelijk zijn deze geomorfologische overgangen minder geschikt voor het voltooien van de levenscyclus van de knijt omdat ze mogelijk gebruik maken van de zachte overgangen tussen vegetatie en slik tijdens hun verschillende larvale stadia. Een ander aspect dat zich niet voordoet in de gebieden met overlast is de seizoenale variatie in bovendebiet gekoppeld aan seizoenale variatie in stroomsnelheden (en hierop volgende sedimentatie-erosie dynamiek). De schijnbaar gunstige slikken qua abiotiek en opgebouwde voedselaanbod gedurende de zomer wordt teruggezet gedurende de winterperiode. Dit speelt in elk geval ook bijvoorbeeld aan de tijarm te Zwijnaarde waar gedurende de winter soms zeer hoge debieten stromen en de slikken worden teruggezet (data bovendebiet Zwijnaarde – HIC). In de tijarm te Zwijnaarde is de stroming door bovendebiet ook mogelijk vanaf afgaand hoogwater (dus met effect op de hoge slikken) omdat de stuw plat gelegd wordt bij hoge debieten op de Bovenschelde.

Binnen de Scheldemeander zelf is de range aan waardes voor organisch materiaal en korrelgrootte (maar ook bulk densiteit en microfytobenthos) op het slik erg beperkt. Waarschijnlijk zijn alle waardes binnen deze range geschikt voor knijten, uitgezonderd de meer zandige stukken tegen de geul aan (niet bemonsterd in deze studie) en het schor, waardoor wij en Sohier et al. (2010) weinig effecten vonden van deze variabelen op de dichtheid van knijten.

Predatiedruk?

Een andere mogelijke reden waarom knijten enkel in de Scheldemeander en vergelijkbare gebieden voorkomen kan te maken hebben met predatiedruk. Door de beperkte overspoelingsduur en connectiviteit van een grote slikoppervlakte is potentieel de druk van aquatische predatoren op deze slikken beperkt. Het gravitair bovendebiet met permanente geul kan potentieel de vis meer stroomopwaarts houden bij laagwater (indien niet uitgespoeld door stroomsnelheden). Hierdoor kan potentieel de begrazingsdruk toenemen. Momenteel loopt onderzoek naar deze (en andere) hypothese(s) door de Universiteit Antwerpen in enkele ontpolderingen en GGG's. In de winterperiode worden waarschijnlijk naast de wormen ook de knijtenlarven (stadium 4 larven overwinteren) begraasd door overwinterende watervogels, dit zal de aanvangspopulatie voor het volgende jaar verminderen. Maar dit is blijkbaar onvoldoende om de overlast te beperken. De overwinterende watervogelaantallen in de Scheldemeander behoren relatief gezien tot de gebieden met de hoogste aantallen watervogels in Zeeschelde I (Van Ryckegem et al. 2017). Aan lagere predatie door watervogels zal het niet gelegen zijn.



Effect van de ingrepen op de sturende variabelen en op de ontwikkeling van knijtenlarven

Het effect van een beperkt gravitair bovendebiet heeft vooral effect in het vormen van een laagwatergeul waardoor het slikoppervlak afneemt (wel slik met hoogste overspoelingsduur dus effect op knijtenlarven minst) en kan zo de gravitaire afwateringsgeul onderhouden. Deze geul sedimenteert snel terug op indien het bovendebiet stopt. Echter, op de habitatkwaliteit van de hoge slikken is er op basis van onze resultaten weinig effect. Ook de directe impact op de knijten door afvoer van poppen is wellicht marginaal. Bovendebiet dat een effect heeft op de hogere slikken zowel tijdens de winter en/of de zomer kan meer impact hebben op de aanwezige larven. Hierbij kan gedacht worden aan gericht debiet na kentering hoogwater. Hierbij is er wellicht meer effect door gedurende korte periodes meer debiet te steken dan langdurig een klein debiet te steken.

Het verstoren van het slik op 1 locatie met het verhogen van de overspoelingsduur (~baggeren) had een negatief effect op het voorkomen van de knijtenlarven. Maar ook de andere biota in het slik werden hier negatief door beïnvloed. Het proefopzet had wel een lage replicatie en kan sterk gestuurd zijn door specifieke locaties. Hierdoor is het onderzoeksresultaat niet sterk onderbouwd. Op basis van de ingrepen en de opgebouwde kennis rond succesfactoren kan wel verwacht worden dat het wegbaggeren van de toplaag 30-50cm van de hoogste slikken de knijtenpopulatie zal verminderen. Door de snelle sedimentatie in het gebied is het effect in tijd van dergelijk dure ingreep beperkt (op basis van de algemene sedimentatiesnelheid¹⁰ geschat op 3-4 jaar).

Het is belangrijk om te realiseren dat gerichte ingrepen en manipulatie van het bovendebiet de vegetatieontwikkeling kan gaan afremmen en indien ze niet volgehouden worden steeds opnieuw de meest gunstige knijtenhabitats gaan creëren in de Scheldemeander. Indien toch ingrepen overwogen worden is het belangrijk om deze als een tussentijds beheer te zien in afwachting en ter voorbereiding op een toekomstig GGG scenario. Zonder ingrepen evolueert het gebied geleidelijk aan op natuurlijke wijze tot schor, een ongeschikt leefgebied voor knijten. Dit gaat snel en jaar na jaar is er minder overlast. Een exacte termijn schatten waar er minimale overlast zal zijn is moeilijk. Op basis van een lineaire projectie verwachten we dit binnen een termijn van 12-16 jaar.



9 SUGGESTIES VOOR VERDER ONDERZOEK

- Er is onvoldoende kennis over het effect van gericht pompen of inlaten van water na kentering hoogwater op stroomsnelheden op het hogere slik en wat dit betekent voor de knijtenlarven. Er is geen kennis over de 'dosis – effectrelatie'. Vanaf welk debiet mogen we effect verwachten op het slik en hoever zal dit reiken? Gericht meten in een proefopzet met verschillende debieten kan hier inzicht geven.
- Nauwkeurig vaststellen van de relatie tussen knijtenlarven en overspoelingsduur. Hierbij zou het nuttig zijn om aantal raaien te bemonsteren tot in de geul om ondergrens van overspoelingsduur nauwkeuriger te bepalen.
- Effect van gravitair (laagwater) debiet op de aquatische predatoren (voornamelijk vis). De onderzoeksvraag is of laagwaterdebieten zorgen voor meer residentiële vissen in de waterhoudende laagwatergeul in het meest stroomopwaartse deel van de Scheldemeander. Zorgt dit voor een hogere graasdruk van aquatische predatoren op de knijtenlarven?
- Effect van seizoenaliteit in de debieten met tijdelijke impact op de hoge slikken is mogelijk een belangrijke factor langsheen de Zeeschelde, tijarm Zwijnaarde om opbouw van knijtenpopulaties te verhinderen. Een vergelijkend onderzoek met meting van waterhoogte, stroomsnelheid, slikhoogte en 'quick scan' stalen in seizoenale context kan hierin inzicht geven. Interessante vergelijkingen zijn dan te maken tussen b.v. de Scheldemeander te Gent, Durme te Lokeren, tijarm te Zwijnaarde, Wijmeers, Fasseit en Lillo ontpoldering, de GGG's Bergenmeersen en Zennegat en enkele hoog slik locaties langsheen de Zeeschelde. Waarom is er geen overlast langsheen de Zeeschelde, Durme en tijarm Zwijnaarde? Leren uit de vergelijking van deze gebieden kan toekomstige inrichting van estuariene gebieden mee sturen.



Figuur 5-9.	Aantal larven in functie van ecotoop en overspoelingsduur. Verkennende grafiek zonder rekening te houden met de afhankelijkheidsstructuur binnen de data (maand, locatie, raai, raai punt).	58
Figuur 5-10.	Watergehalte (%) per locatie per ecotoop.	59
Figuur 5-11.	Paarsgewijze correlaties tussen de omgevingsvariabelen. Densiteitsplot van de variabelen is weergegeven op de diagonaal.	61
Figuur 5-12.	Concentratie chlorofyl a (mg/g) in het sediment per maand.	62
Figuur 5-13.	Aantal larven in functie van ecotoop en chlorofyl a concentratie in het sediment (data juni, augustus). Verkennende grafiek zonder rekening te houden met de afhankelijkheidsstructuur binnen de data (maand, locatie, raai, raai punt).	62
Figuur 5-14.	Percentage organisch materiaal per maand (juni = geen data).	63
Figuur 5-15.	Aantal larven in functie van ecotoop en organisch materiaal (%) (data augustus). Verkennende grafiek zonder rekening te houden met de afhankelijkheidsstructuur binnen de data (maand, locatie, raai, raai punt).	63
Figuur 5-16.	Effect van ecotoop en vegetatie op het aantal knijtenlarven (resultaten zonder rekening te houden met locatie L4).	65
Figuur 5-17.	Effect van overspoelingsduur op het aantal knijtenlarven in het slik. (Modelvoorspelling resultaten zonder rekening te houden met locatie L4).	68
Figuur 5-18.	Effect van watergehalte en vegetatie op het aantal knijtenlarven op het schor. (resultaten zonder rekening te houden met locatie L4).	69
Figuur 5-19.	Effect van overspoelingsduur en vegetatie op het aantal knijtenlarven in de schorrand. (resultaten zonder rekening te houden met locatie L4)	70
Figuur 6-1.	Verkennende staalname naar het voorkomen van drijvende poppen van <i>C. riethi</i> te Gentbrugge-Destelbergen.	73
Figuur 7-1.	Detail van de verandering in de geulbreedte tussen september 2019 (A), maart 2020 (B) en augustus 2020 (C) op locatie 3 ter hoogte van Panhuisstraat. Kartering op basis van luchtfoto (False colour beeld – september 2019, MONEOSdata De Vlaamse Waterweg nv en beelden ATO – drone beelden maart en augustus 2020).	75
Figuur 7-2.	Getijdata tussen januari en november 2020 te Gentbrugge stuwcomplex en te E17 Destelbergen. Rode lijn toont het stopzetten van het bovendebiet en het effect daarvan op de laagwaterstand te E17 Destelbergen.	76
Figuur 7-3.	Detail van de verschilkaart van het digitaal hoogtemodel maart 2019 versus augustus 2020. De geulcontour van april 2020 en de geulcontour van augustus 2020 wordt getoond. Blauwe kleur toont erosie, oranje-roos toont sedimentatie.	78
Figuur 7-4.	Slikzones waar erosie (tot maximaal 55 cm) optrad na het instellen van het bovendebiet. Linksboven: de slikplaat aan de Jan Delvinlaan. Rechtsboven en linksonder slikzones respectievelijk stroomafwaarts Gentbruggebrug en stroomafwaarts locatie 2.	78
Figuur 7-5.	Hoogteveranderingen opgemeten ter hoogte van de pilot ingrepen. Boven de situatie ter hoogte van locatie 2. Onder de situatie ter hoogte van locatie 3 – links: verschilkaart tussen 3 maart (voor ingreep) en 4 april (na ingreep) 2020. Rechts: verschilkaart tussen 4 april en 12 augustus 2020. Blauwe kleuren = erosie; geel-oranje = sedimentatie. Data ATO, MOW.	79
Figuur 7-6.	Hoogteligging van de verstoorde en niet verstoorde raaien in locatie 2 en 3.	80
Figuur 7-7.	Aantal knijtenlarven per locatie (type ingreep), ecotoop en ingreep.	81
Figuur 7-8.	Aantal wormen (oligochaeten) per locatie (type ingreep), ecotoop en ingreep.	82

////////////////////////////////////

Figuur 7-9.	Aantal wormen (oligochaeten) per staal. Alle ecotopen samen.	82
Figuur 8-1.	Langjarige gemiddeld dagdebiet te Melle 1995-2020 opgesplitst in een winterperiode (okt-mrt) en zomerperiode (april-sept). Data HIC - https://hicws.vlaanderen.be/	85
Figuur 12-1	Situering van raai 1 waarlangs 3 peilbuizen geplaatst zijn en van raai 6 waarlangs 6 peilbuizen geplaatst zijn.	98
Figuur 12-2.	Detail van waterstanden ter hoogte van raai 1. Hoogwater op 18/06/20 om 6u10 is voor validatie gebruikt (meest linkse piek) (P180 is niet gecorrigeerd).	99
Figuur 12-3	Tijdreeks van raai 1 tussen 18/06/2020 en 03/07/2020. P178 tot P179 liggen op het schor, P180cor op het slik (P180cor zijn gecorrigeerde waarden).	100
Figuur 12-4	Detail van de waterstanden tijdens opkomend water in de ochtend van 19/06/2020. P178 tot P179 liggen op het schor, P180cor op het slik (P180cor is een gecorrigeerde waarde).	101
Figuur 12-5	Grondwaterprofiel van raai 1, waarop naast de hoogte van het maaiveld (mv) ook het grondwaterniveau als momentopnamen (19/06/2020, 25/06/2020, 29/06/2020) zijn gegeven. De geïnterpoleerde oppervlaktewaterstand (geul) is aangegeven middels een punt. Van links naar rechts zijn de metingen van de volgende peilbuizen gegeven: P178, P179 (schor) en P180cor (slik).	102
Figuur 12-6.	Detail van waterstanden ter hoogte van raai 6. Hoogwater op 18/06/20 om 6u10 is voor validatie gebruikt (meest linkse piek) (P185, P186 en P191 zijn niet gecorrigeerd).	103
Figuur 12-7	Tijdreeks van raai 6 tussen 18/06/2020 en 03/07/2020. P184, P185cor, P186cor en P187 liggen op het schor, P190 en P191cor op het slik. P185cor, P186cor en P191cor zijn gecorrigeerde metingen.	104
Figuur 12-8	Detail van de waterstanden tijdens opkomend water in de ochtend van 19/06/2020. P184 tot P187 liggen op het schor, P190 en P191 op het slik. De peilbuizen met 'cor' in hun naam zijn gecorrigeerde metingen.	105
Figuur 12-9	Grondwaterprofiel van raai 6, waarop naast de hoogte van het maaiveld (mv) ook het grondwaterniveau als momentopnamen (19/06/2020, 25/06/2020, 29/06/2020) zijn gegeven. De geïnterpoleerde oppervlaktewaterstand (geul) is aangegeven met een punt. Van links naar rechts zijn de metingen van de volgende peilbuizen gegeven: P184, P185cor, P186cor, P187 (schor), P190 en P191cor (slik). De peilbuizen met 'cor' in hun naam zijn gecorrigeerde metingen.	106
Figuur 12-10	Aantal larven per locatie per ecotoop per maand.	107
Figuur 12-11	Gemeten hoogte en overspoelingsduur per hoogte categorie (1 = schor; 2 = schorrand; 3 = slikrand; 4 = slik) met weergave profielcategorie (cliff = klif tussen schor en slik; smooth = zachte gradiënt tussen slik en schor).	108
Figuur 12-12	D50 (µm) per locatie per ecotoop.	109
Figuur 12-13	Bodemdichtheid (bulk density) (g/cm ³) per locatie per ecotoop.	109
Figuur 12-14	Slibpercentage (%) per locatie per ecotoop.	110
Figuur 12-15	Chlorofyl a concentratie (mg/g) per ecotoop per locatie (data augustus).	110
Figuur 12-16	Organisch materiaal (%) per ecotoop per locatie (data augustus).	111
Figuur 12-17	Watergehalte (%) per ecotoop per locatie.	111
Figuur 12-18	Gemiddeld aantal Oligochaeta (wormen) per ecotoop per locatie (data mei, juni, augustus) per staal.	112



Figuur 12-19 Aantal knijtenlarven per ecotoop per expositie. De raaien werden op basis van hun ligging en beschaduwing in de namiddag gecategoriseerd. De beschaduwing op het slik wordt gerealiseerd door de vegetatie in de schorrand.

112

Lijst van tabellen

Tabel 1-1.	Afwegingskader voor beheeropties met potentieel effect op het voorkomen van knijtenlarven. Hierbij worden de beheeropties gescoord met het verwachte directe effect (b.v. volgende zomer), op langere termijn (b.v. binnen 5-10 jaar), wat de effecten zijn op het ecosysteemfunctioneren, hoe de maatregel scoort ten opzichte van een toekomstig GGG scenario (voorlopige inschatting) en de verwachte financiële kost. 0= geen ; 0+ geen tot beperkt (matig); +positief effect verwacht; ++ sterk positief; - negatief effect verwacht, -- sterk negatief, ---zeer sterk negatief. De kost is ingeschat in schaal van 0 tot +++ zeer duur	9
Tabel 3-1.	Aandeel (%) van het studiegebied door schor of slik/water ingenomen, berekend op basis van de vegetatiekaarten van de respectievelijke jaren.	29
Tabel 5-1.	Overzicht van het aantal staalnamepunten per locatie, per vegetatietype en per raai. Per raai werden op 4 referentiepunten (afstand tot schorrand) stalen genomen. Per staalnamepunt werden voor het bepalen van de knijtenlarven 3 replica's genomen.	53
Tabel 5-2.	GVIF waarden A) voor de combinatie van alle potentiële variabelen, B) voor de geselecteerde variabelen voor verdere analyse. Vergelijking gebeurt aan de hand van $GVIF_{adj} = GVIF1Df$.	60
Tabel 5-3.	Anova tabel voor het afgebouwde model inclusief locatie L4.	64
Tabel 5-4.	Anova tabel voor het afgebouwde model exclusief locatie L4.	65
Tabel 5-5.	GVIF waarden voor de geselecteerde variabelen in de analyses per ecotoop. Vergelijking gebeurt aan de hand van $GVIF_{adj} = GVIF1Df$.	66
Tabel 5-6.	Anova tabel voor het afgebouwde model van de analyse in het slik.	67
Tabel 5-7.	Anova tabel voor het afgebouwde model van de analyse op het schor.	68
Tabel 5-8.	Anova tabel voor het afgebouwde model van de analyse in de schorrand.	70
Tabel 7-1.	Veranderingen in slikbreedte na het toelaten van bovendebiet aan het sluizencomplex te Gentbrugge.	75
Tabel 12-1.	Het gemiddeld, minimaal en maximaal verschil en de standaarddeviatie tussen P185, P186 en P191 en de correcte waterstand (gemeten in P184, P187, P190).	102

11 REFERENTIES

- Amsberry L., Baker M.A., Ewanchuk P.J. & Bertness M.D. (2000). Clonal integration and the expansion of *Phragmites australis*. *Ecological Applications* 10(4): 1110–1118.
- Abubekero L.A. (2014). Morphology of the immature stages of *Culicoides sonorensis* Wirth & Jones (Diptera: Ceratopogonidae). With observations on their Biology. UC Riverside. Master Thesis.
- Balke T., Bouma T.J., Horstman E.M., Webb E.L., Erftemeijer P.L.A. & Herman P.M.J. (2011). Windows of opportunity: thresholds to mangrove seedling establishment on tidal flats. *Marine Ecology Progress Series* 440: 1-9.
- Balke T., Herman P.M.J. & Bouma T.J. (2014). Critical transitions in disturbance-driven ecosystems: identifying Windows of Opportunity for recovery. *Journal of Ecology* 102: 700-708.
- Brooks M.E., Kristensen K., van Benthem K.J., Magnusson A., Berg C.W., Nielsen A., Skaug H.J., Maechler M. and Bolker B.M. (2017). glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2), 378-400.
- Esher (2020). Rapport Samplingstrategie hydrologie – Groenpool Gentbrugse Meersen. Versie 18/12/2020.
- González E., Bourgeois B., Masip A. & Sher A.A. (2016). Trade-Offs in Seed Dispersal Strategies Across Riparian Trees: The How Matters as Much as the When. *River Research and Applications* 32(4): 786-794.
- Kettle D.S. (1984). Ceratopogonidae (Biting Midges). In *Medical and Veterinary Entomology*. p 137-158.
- Letter C. & Jäger G. (2020). Simulating the potential of trees to reduce particulate matter pollution in urban areas throughout the year. *Environment, Development & Sustainability* 22: 4311-4321.
- Mellor P.S., Boorman J. & Baylis M. (2000). *Culicoides* biting midges: their role as Arbovirus vectors. *Annu. Rev. Entomol.* 45: 307-340.
- Mullens B. A. & Rodriguez J. L. (1992). Survival and Vertical Distribution of Larvae of *Culicoides variipennis* (Diptera: Ceratopogonidae) in Drying Mud Habitats. *J. Med. Entomol.* 29(5): 745-749.
- Mueller P., Do H.T., Smit C., Reisdorff C., Jensen K. & Nolte S. (2021). With a little help from my friends: physiological integration facilitates invasion of wetland grass *Elymus athericus* into flooded soils. *Oikos* 130: 431-439.
- Piesschaert F., Van Braeckel A., Mertens W., Mikkelsen J., Spanoghe G., Speybroeck J., Vandevoorde B. & Van den Bergh E. (2009). Scheldetraject Gentbrugge-Melle; ecologische potenties in het bovenstrooms Zeescheldetraject. Rapporten van het Instituut voor Natuur-en Bosonderzoek 2009 (INBO.R.2009.47). Instituut voor Natuur-en Bosonderzoek, Brussel.



Van Ryckegem G., Van Braeckel A., Elsen R., Speybroeck J., Vandevorde B., Mertens W., Breine J., Spanoghe G., Bezdenjesnji O., Buerms D., De Beukelaer J., De Regge N., Hessel K., Lefranc C., Soors J., Terrie T., Van Lierop F. & Van den Bergh E. (2018). MONEOS – Geïntegreerd datarapport INBO: Toestand Zeeschelde 2017: monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapportage Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (74). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Ryckegem G., Van Braeckel A., Elsen R., Vanoverbeke J., Van de Meutter F., Vandevorde B., Mertens W., Breine J., Speybroeck J., Bezdenjesnji O., Buerms D., De Beukelaer J., De Regge N., Hessel K., Soors J. & Van Lierop F. (2020). MONEOS – Datarapport INBO: toestand Zeeschelde 2018-2019. Monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapport Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (38). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: doi.org/10.21436/inbor.18656743.

Vanslembrouck A. & Dekoninck W. (2020). Rapport: afvangen knijten Scheldevallei. Monitoring van adulte knijten langsheen de Schelde, ontwerp van een nieuw type val en uittesten van insect werende eigenschappen bij hennepplanten. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen. 50pp.

Verdonschot P.F.M., 2009. Verkenning van de steekmuggen en muggenproblematiek bij klimaatsverandering en vernatting. Wageningen, Alterra, Alterrapport 1859. p1-76.

Versteirt V., Deconinck W., Sohier C., Maelfait J.P., Deblauwe I., Van Bortel W., Grootaert P. (2009). - Nematocera overlast aan de Zeeschelde Gent, eindverslag, 19pp.

Weeda E.J., Westra R., Westra CH. & Westra T. (1994). Nederlandse oecologische flora: wilde planten en hun relaties 5. IVN, Amsterdam, 400 pp. Coen, L., Peeters, P., Mostaert, F., (2010). Inventarisatie en historische analyse Zeescheldehabitats: Effect antropogene ingrepen en natuurlijke evoluties op de getijndringing in de Zeeschelde – Ondersteunende numerieke 1D-modellering. WLrapporten. 731_21. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen, België.



12 BIJLAGE

12.1 DYNAMIEK VAN HET (GROND)WATER

Hieronder worden ook de resultaten besproken van raai 1 en 6 van het (grond)water onderzoek voor de zomer. De wintermetingen (data niet getoond) bevestigen de resultaten van raai 4 (zie Vandevoorde & Vanlierop, interne nota INBO 29 april 2021).



Figuur 12-1 Situering van raai 1 waarlangs 3 peilbuizen geplaatst zijn en van raai 6 waarlangs 6 peilbuizen geplaatst zijn.

12.1.1 Raai 1

Peilbuizen	Metingen
P178, P179, P180	Metingen van 15/06/2020 tot 09/07/2020 voor P178 en P179 en voor P180 van 15/06/2020 tot 16/07/2020

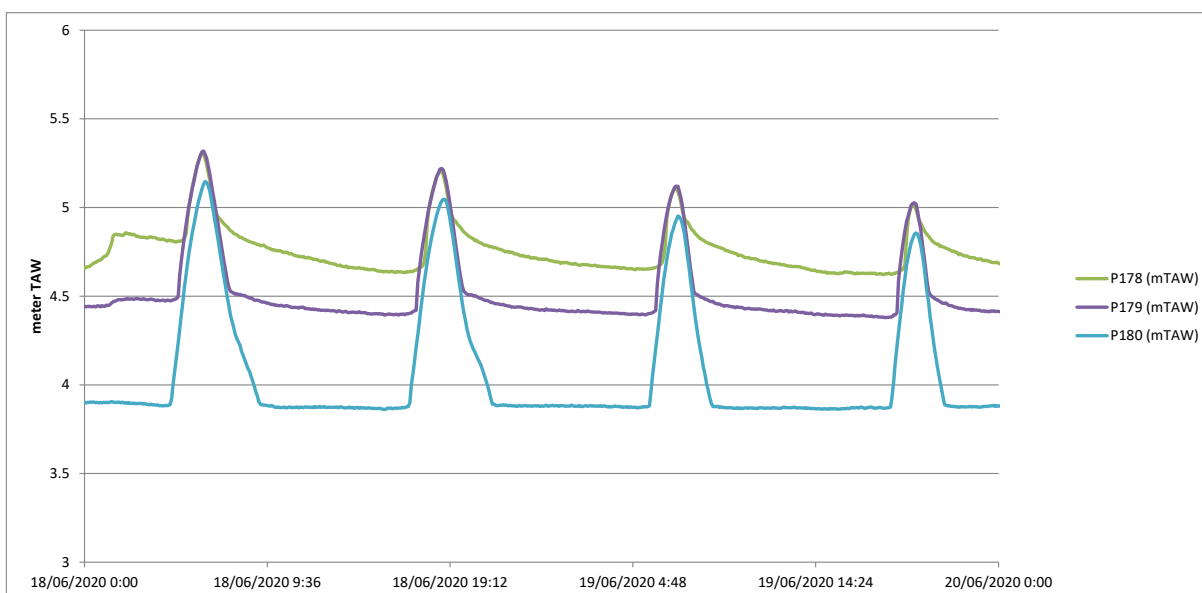
P180 stond scheef en is op 16/07/20 rechtgezet!! In geen enkele peilbuis bengelt de logger in het slib.



Vergelijking tijdens hoog hoogwater op 18/06/20 om 6u10 toont dat de waterstanden in de buizen langs deze raai gelijk zijn voor P178 en P179, dus deze metingen zijn geldig en betrouwbaar en komen overeen met raai 4 die 200 meter stroomafwaarts is gelegen.

P180 heeft een waarde die telkens lager is dan P178 en P179. Dit kan in verband gebracht worden met het scheef staan van de buis. Er is nagegaan of het verschil tussen P180 enerzijds en P178 en P179 anderzijds constant is. Indien zo, is het verantwoord om een correctie door te voeren.

In totaal zijn 10 hoogwaters geselecteerd, verdeeld over de meetperiode, die zo hoog kwamen dat de volledige raai overstroomde. Per hoogwater is de hoogste waterstand gekozen in P178 en vervolgens is het verschil berekend tussen de P178 en P179 enerzijds en P180 anderzijds. Het laagste verschil was 0.16 m, het hoogste 0.21 m. Het gemiddelde verschil was 0.19 meter met een standaarddeviatie van 0.017m. Het verschil is vrij constant doorheen de tijd waardoor het aanvaardbaar is om een correctie op de metingen van P180 door te voeren. Elke meting is vermeerderd met een waarden van 0.19 meter.



Figuur 12-2. Detail van waterstanden ter hoogte van raai 1. Hoogwater op 18/06/20 om 6u10 is voor validatie gebruikt (meest linkse piek) (P180 is niet gecorrigeerd).

12.1.1.1 Bespreking resultaten

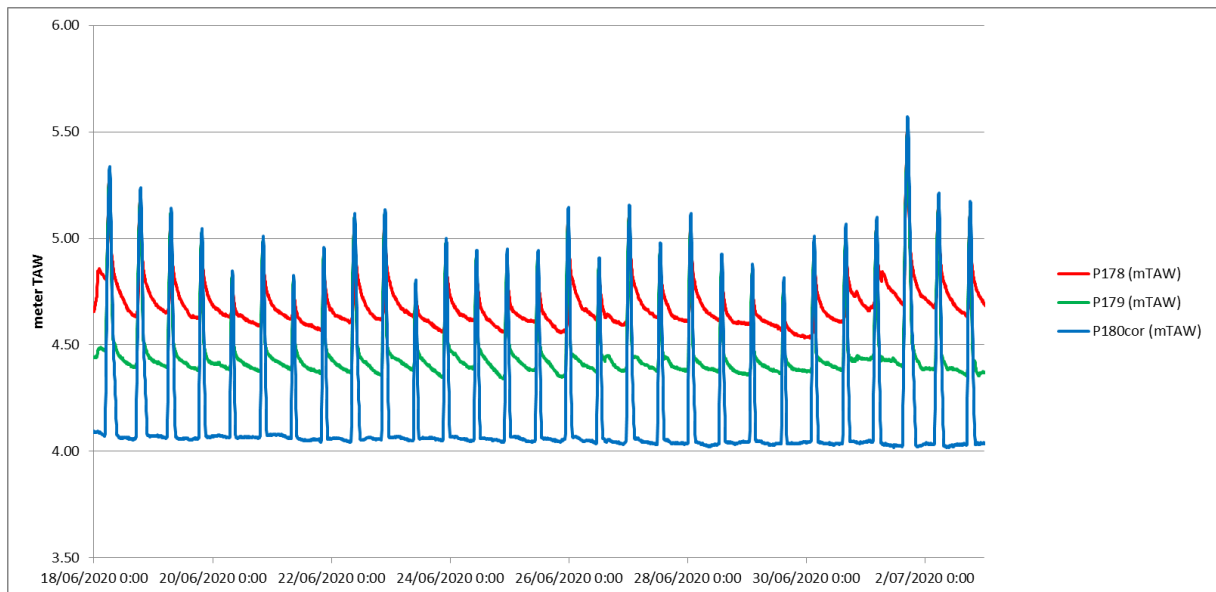
De absolute metingen van P180 zijn onbetrouwbaar en lager dan de realiteit maar deze afwijking is constant waardoor een correctie aanvaardbaar is.

Als de waterstanden boven de 5.05 meter TAW reiken, dan is het volledige slik en schor ter hoogte van raai 1 overstroomd.

Net als op raai 4 zakt het water op de slikken na een overstroming weg tot een bepaald niveau en blijft vervolgens constant (zie P180). Op de schorren zakt het grondwater zoals op raai 4 weg door drainage en door evapotranspiratie, tot door de volgende overstroming het waterverlies gecompenseerd wordt. Algemeen is er een hydraulische gradiënt van de hogere



delen van het schor naar de lagere schordelen en het slik (P178 > P179 > P180). Bovendien blijft deze hydraulische gradiënt constant.



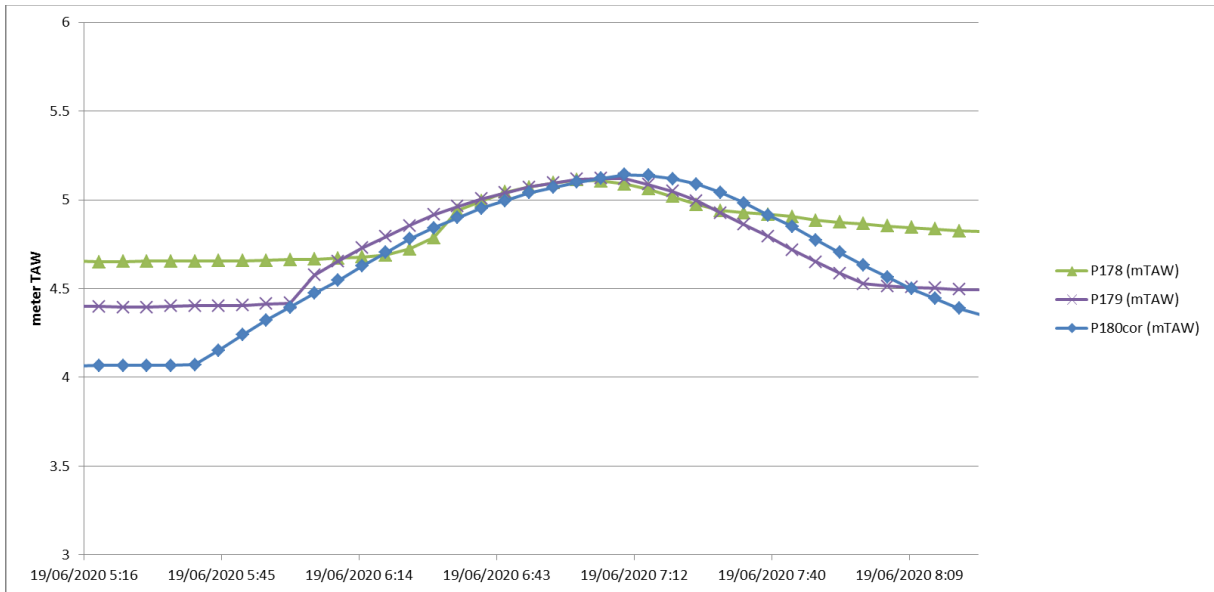
Figuur 12-3 Tijdreeks van raai 1 tussen 18/06/2020 en 03/07/2020. P178 tot P179 liggen op het schor, P180cor op het slik (P180cor zijn gecorrigeerde waarden).

Gedetailleerde tijdreeks

Het grondwaterniveau in de slikken (P180) blijft constant op een bepaald niveau en begint pas te stijgen wanneer bij opkomend water het getijdenwater het slik overspoelt (Figuur 12-4). Dit is aangetoond op basis van de peilbuizen op het slik van raai 4. Na de overstroming zakt het water terug weg tot hetzelfde niveau als ervoor.

Op de lagere delen van de schorren (P179) is dit ook het geval. Bij verder opkomend water maar vooraleer P178 overstroomt (maaiveldhoogte van P178 = 5.05 meter TAW), stijgt toch het grondwaterniveau in deze peilbuis. Dit komt omdat het waterniveau of de waterdruk hoger is in het belendend slik en laag schor en het grondwater ondergronds stroomt in de richting van P178 (Figuur 12-4).





Figuur 12-4 Detail van de waterstanden tijdens opkomend water in de ochtend van 19/06/2020. P178 tot P179 liggen op het schor, P180cor op het slik (P180cor is een gecorrigeerde waarde).

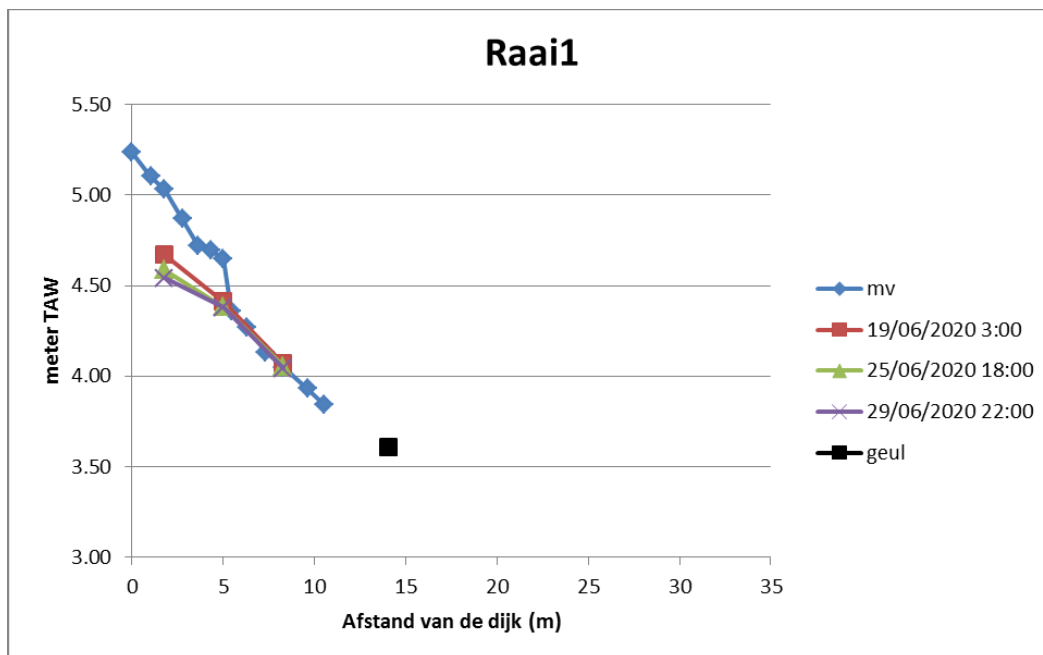
Grondwaterprofiel

Raai 1 kent een vrij gelijkmatig afhellend hoogteprofiel met ter hoogte van P179 een neerwaarts knikje (overgangszone schor-slik). De hellingsgraad van het slik en schor zijn vergelijkbaar. Het schor kent wel een steilere helling dan op raai 4 en 6, het slik is vergelijkbaar wat de hellingsgraad betreft (Figuur 12-5). In tegenstelling tot raai 4 en raai 6 is het schor en slik ter hoogte van raai 1 eerder smal.

Zoals in raai 4 volgt het grondwaterprofiel op de slikken het hoogteprofiel. Het grondwater loopt er gelijk of net onder de maaiveld- of slikoppervlakte, zoals blijkt uit de verschillende momentopnamen. Op het schor volgt het grondwaterprofiel het hoogteprofiel en ligt in de lijn van het grondwaterprofiel op het slik, zij het onder een iets flauwere helling. Op de hogere schorren (P178 in Figuur 12-5) zakt het grondwater verder weg door evapotranspiratie in periodes dat er minder of geen overstromingen zijn zoals op de momentopnamen 25/06/2020 en 29/06/2020.

Zoals bij raai 4 is de geïnterpoleerde oppervlaktewaterstand gegeven in Figuur 12-5. Hieruit blijkt dat, net zoals in raai 4, de oppervlaktewaterstand in de geul aansluit op de grondwaterstand in de slikken waar het gelijkloopt met het hoogteprofiel. Uit het grondwaterprofiel kan geen drainerende impact van de geul op de slikken noch schorren worden afgeleid. Mocht de geul toch een drainerende impact hebben dan zal het in de directe omgeving zijn.





Figuur 12-5 Grondwaterprofiel van raai 1, waarop naast de hoogte van het maaiveld (mv) ook het grondwater niveau als momentopnamen (19/06/2020, 25/06/2020, 29/06/2020) zijn gegeven. De geïnterpoleerde oppervlaktewaterstand (geul) is aangegeven middels een punt. Van links naar rechts zijn de metingen van de volgende peilbuizen gegeven: P178, P179 (schor) en P180cor (slik).

12.1.2 Raai 6

Peilbuizen	Metingen
P184, P185, P186, P187, P190, P191	15/06/2020 tot 09/07/2020

P184 en P191 bengelen in slib.

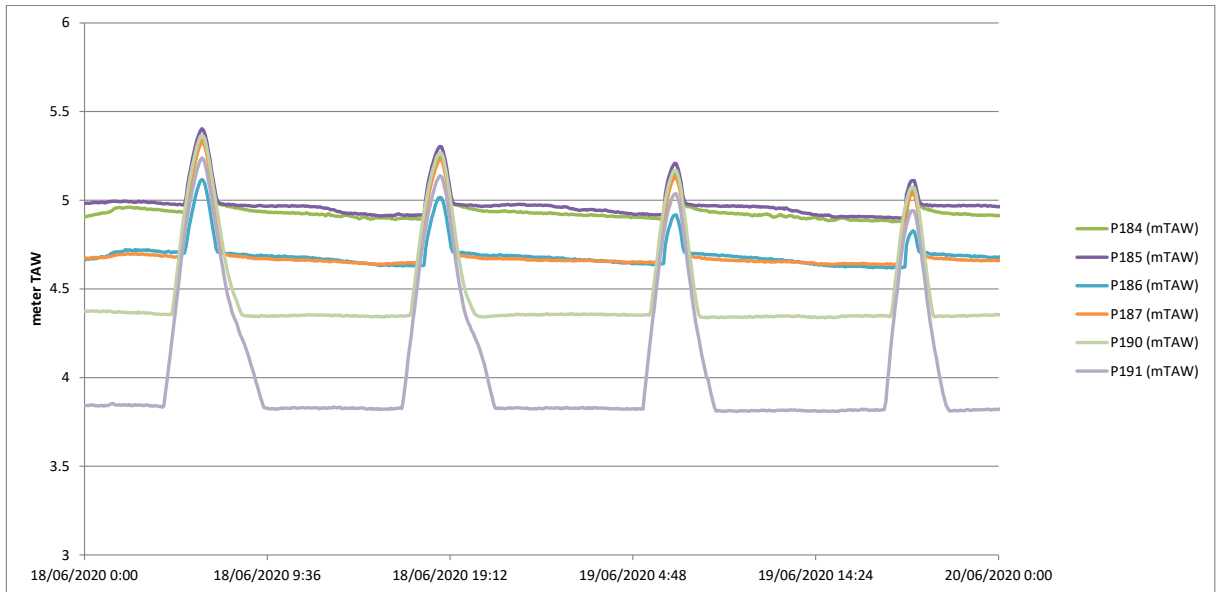
Vergelijking tijdens hoog hoogwater op 18/06/20 om 6u10. P184, P187 en P190 zijn min of meer vergelijkbaar en komen overeen met raai 4. In P186 en P191 worden systematisch te lage waarden opgemeten, in P185 te hoge waarden.

Opnieuw is nagegaan of het verschil op de metingen van P185, P186 en P191 constant is, wat een correctie zou rechtvaardigen. Dezelfde 10 hoogwaters zijn geselecteerd als voor raai 1. Per hoogwater is de hoogste waterstand gekozen in P184 en vervolgens de gemiddelde waterstand berekend voor P184, P187 en P190 waarna het verschil berekend tussen deze gemiddelde waarde en de meting van P185, P186 en P191. Voor P185 en P186 is het verschil constant waardoor een correctie mogelijk is. Alle metingen van P185 zijn verminderd met 0.07 meter, deze van P186 zijn vermeerderd met 0.21 m. Voor P191 zijn de verschillen in het begin van de meetcampagne constant (0.11 m) maar het verschil neemt toe in het verder verloop van de meetcampagne waardoor een correctie niet verantwoord is voor de hele meetperiode. Enkel een correctie van 0.11 in het begin van de meetperiode is gegrond.

Tabel 12-1. Het gemiddeld, minimaal en maximaal verschil en de standaarddeviatie tussen P185, P186 en P191 en de correcte waterstand (gemeten in P184, P187, P190).

////////////////////////////////////

	P185	P186	P191
gemiddelde	-0.07	0.21	0.16
sd	0.011	0.013	0.054
min	-0.09	0.20	0.10
max	-0.06	0.23	0.25



Figuur 12-6. Detail van waterstanden ter hoogte van raai 6. Hoogwater op 18/06/20 om 6u10 is voor validatiegebruikt (meest linkse piek) (P185, P186 en P191 zijn niet gecorrigeerd).

12.1.2.1 Bespreking resultaten

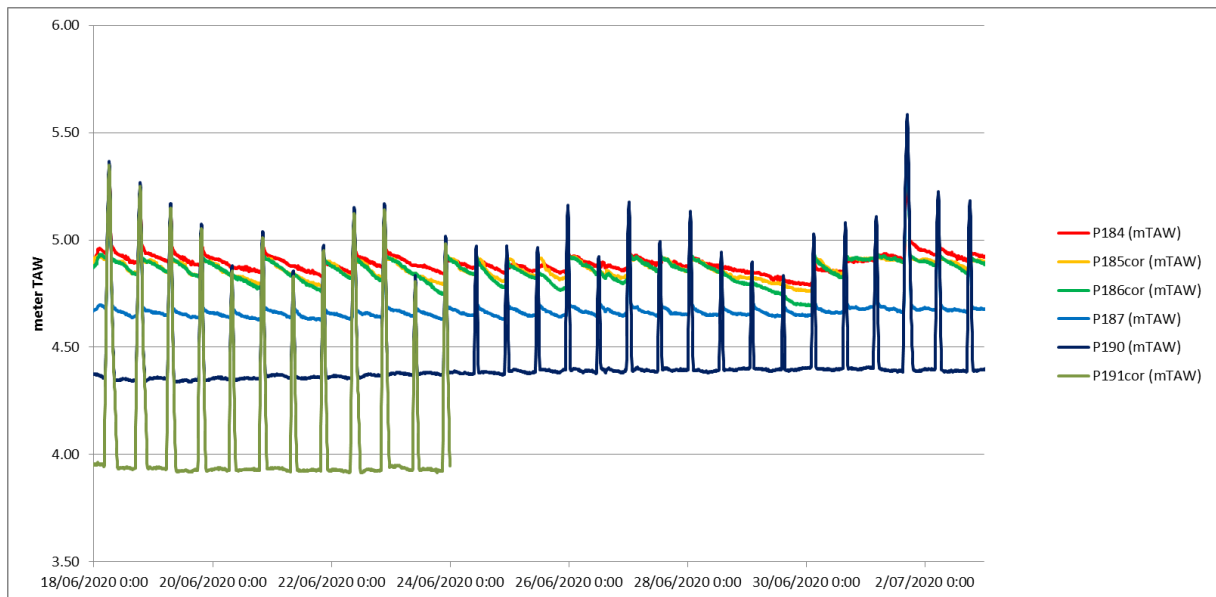
P184, P187 en P190 zijn vrij betrouwbaar. Van P185, P186 en P191 zijn de absolute metingen minder betrouwbaar, maar de afwijking is constant waardoor voor P185 en P186 een correctie aanvaardbaar is. Voor P191 is de afwijking constant in het begin van de meetcampagne, waardoor een correctie enkel is toegepast op het begin van de meetreeks (tot 24/06/2020). De overige metingen van P191 zijn niet weerhouden.

Als de waterstanden boven de 4.98 meter TAW reiken, dan is het volledige slik en schor ter hoogte van raai 6 overstroomd. 4.98 meter TAW is de maaiveldhoogte van P184 dat dichtst tegen de dijk staat.

Algemeen is er een hydraulische gradiënt van het schor, waar de hoogste grondwaterstanden worden gemeten, naar het slik waar de laagste grondwaterstanden worden gemeten (P184 > P185 > P186 > P187 > P190 > P191). Net als bij de raaien 4 en 1 zakt het water op de slikken na een overstroming weg tot een bepaald niveau en blijft vervolgens constant (zie P190 en P191cor). Op de schorren zakt het grondwater weg door drainage en evapotranspiratie zoals op de raaien 4 en 1. In periode met minder of geen overstromingen, blijft het grondwater



geleidelijk wegzakken doordat het waterverlies door evapotranspiratie niet gecompenseerd wordt, tot de volgende overstroming plaatsvindt.



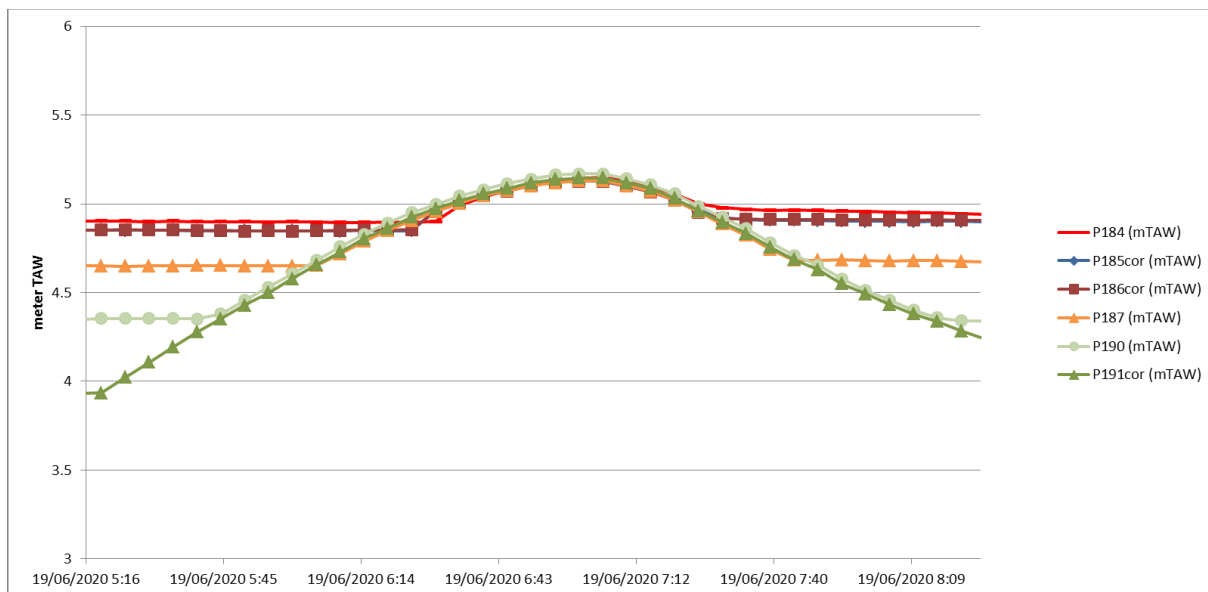
Figuur 12-7 Tijdreeks van raai 6 tussen 18/06/2020 en 03/07/2020. P184, P185cor, P186cor en P187 liggen op het schor, P190 en P191cor op het slik. P185cor, P186cor en P191cor zijn gecorrigeerde metingen.

Gedetailleerde tijdreeks

Net zoals in de raaien 4 en 1 blijft het grondwaterniveau in de slikken (P190 en P191) constant op een bepaald niveau en begint pas te stijgen wanneer bij opkomend water het getijdenwater het slik overspoelt (Figuur 12-8). Na de overstroming zakt het water terug weg tot hetzelfde niveau.

Op de lagere delen van de schorren (P187) is dit ook het geval. Bij verder opkomend water begint het grondwaterniveau in peilbuis P184, dichtst tegen de dijk, te stijgen doordat het grondwater een hoger niveau heeft bereikt in de belendende schorren en slikken en het grondwater ondergronds stroomt in de richting van P184 (Figuur 12-8).





Figuur 12-8 Detail van de waterstanden tijdens opkomend water in de ochtend van 19/06/2020. P184 tot P187 liggen op het schor, P190 en P191 op het slik. De peilbuizen met 'cor' in hun naam zijn gecorrigeerde metingen.

Grondwaterprofiel

Het hoogteprofiel van raai 6 is vergelijkbaar met raai 4, een schorplateau en afhellend slik. Na een kort afhellend deel gaat het profiel over in een vlak deel dat zelfs overgaat in een kleine depressie, waarna het profiel oploopt om vervolgens ter hoogte van de slik-schorgrens over te gaan in een afhellend slikgedeelte. Het plateau omvat het schor dat begroeid is met riet (Figuur 12-9).

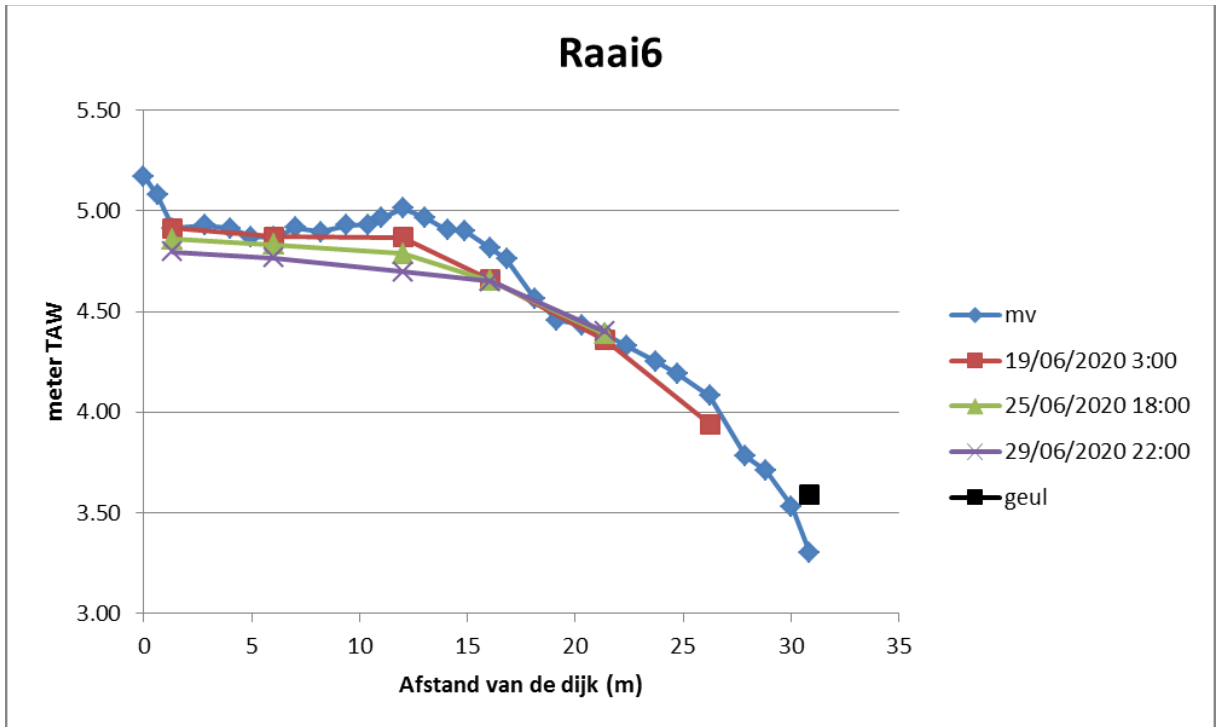
Het grondwaterprofiel lijkt het hoogteprofiel sterk te volgen, zowel op de schorren als de slikken. Op de slikken helt het grondwaterprofiel vrij steil af naar de geul toe en loopt gelijk of net onder het afhellend maaiveldoppervlakte. Dit blijkt uit de momentopnamen die onderling weinig verschillen.

Op het schor loopt het grondwateroppervlak vrij parallel aan het maaiveldoppervlakte en helt het steeds licht af naar het slik en de geul toe. De verschillende momentopnamen tonen dat het grondwater iets dieper wegzakt in perioden met geen of weinig overstromingen (resp. 29/06/2020 en 25/06/2020), een gevolg van evapotranspiratie. Toch blijft de hydraulische gradiënt en grondwaterprofiel hetzelfde en helt het grondwateroppervlak af naar het slik/geul, dit in tegenstelling tot raai 4 (Figuur 12-9).

De geïnterpoleerde oppervlaktewaterstand is gegeven in Figuur 12-9. Hieruit blijkt nogmaals dat, net zoals in raai 4 en 1, de oppervlaktewaterstand in de geul aansluit op de grondwaterstand in de slikken. Uit het grondwaterprofiel kan geen drainerende impact van de geul op de slikken noch schorren worden afgeleid. Mocht de geul toch een drainerende impact hebben dan zal het in de directe omgeving zijn (zie ook 3.2.1.3).

De momentopname op het slik (P191cor) toont dat het grondwater lokaal wel dieper kan wegzakken, in de hand gewerkt door onregelmatigheden of verhevenheden in de topografie van het slik.

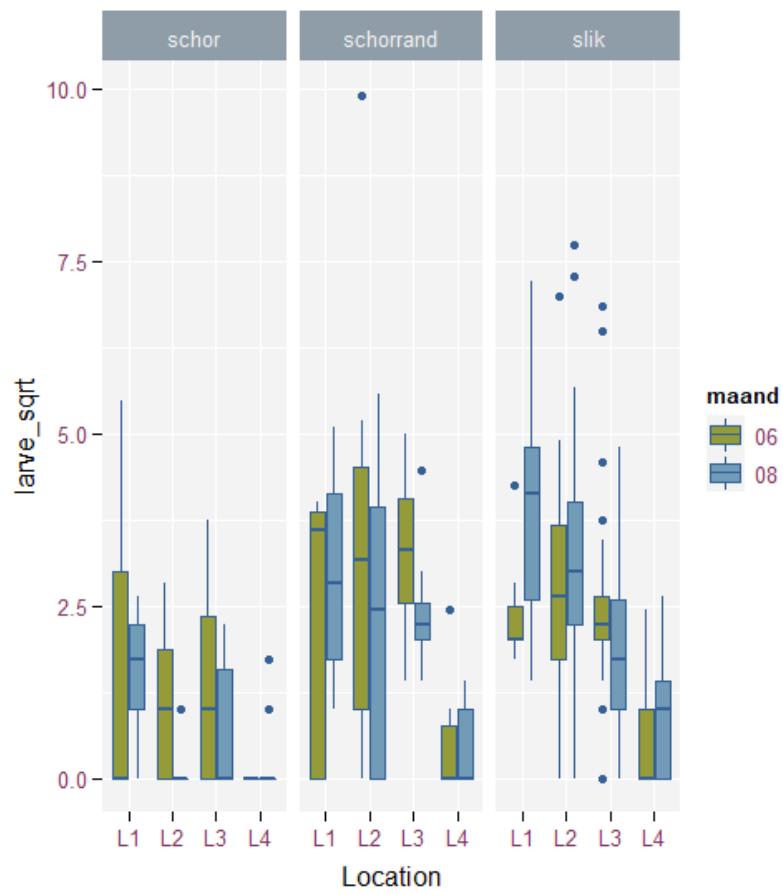




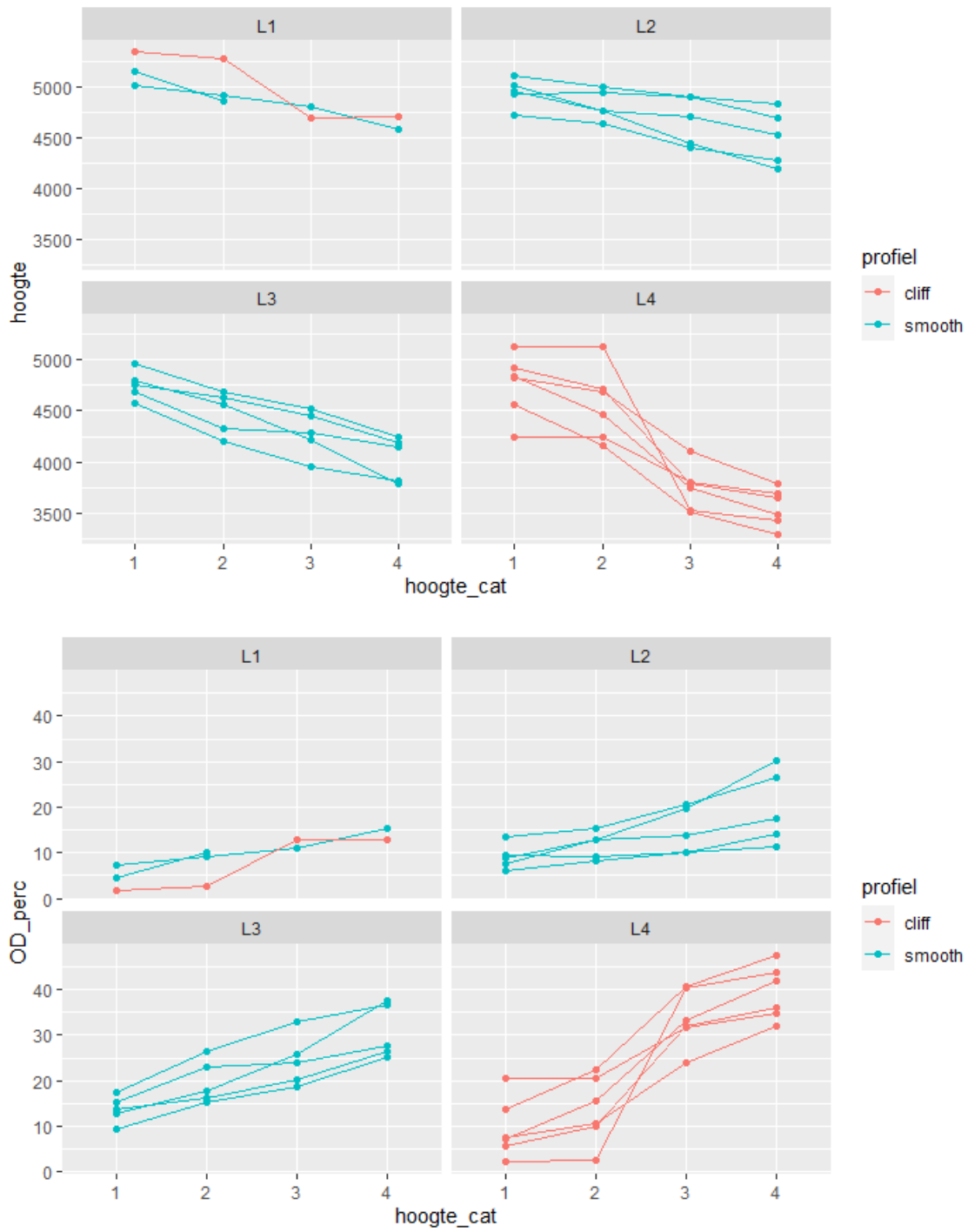
Figuur 12-9 Grondwaterprofiel van raai 6, waarop naast de hoogte van het ma aveld (mv) ook het grondwatervniveau als momentopnamen (19/06/2020, 25/06/2020, 29/06/2020) zijn gegeven. De geïnterpoleerde oppervlaktewaterstand (geul) is aangegeven met een punt. Van links naar rechts zijn de metingen van de volgende peilbuizen gegeven: P184, P185cor, P186cor, P187 (schor), P190 en P191cor (slik). De peilbuizen met 'cor' in hun naam zijn gecorrigeerde metingen.



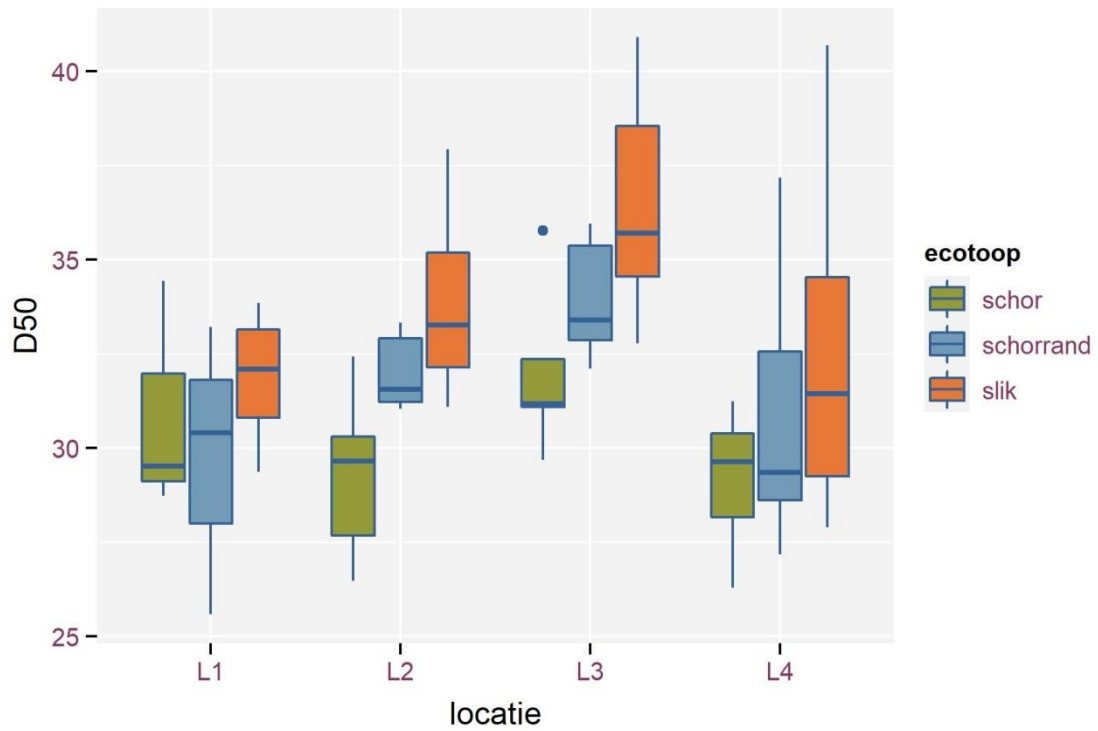
12.2 ONDERZOEK NAAR DE STURENDE VARIABELEN IN HET VOORKOMEN VAN KNIJTENLARVEN – BIJLAGE FIGUREN



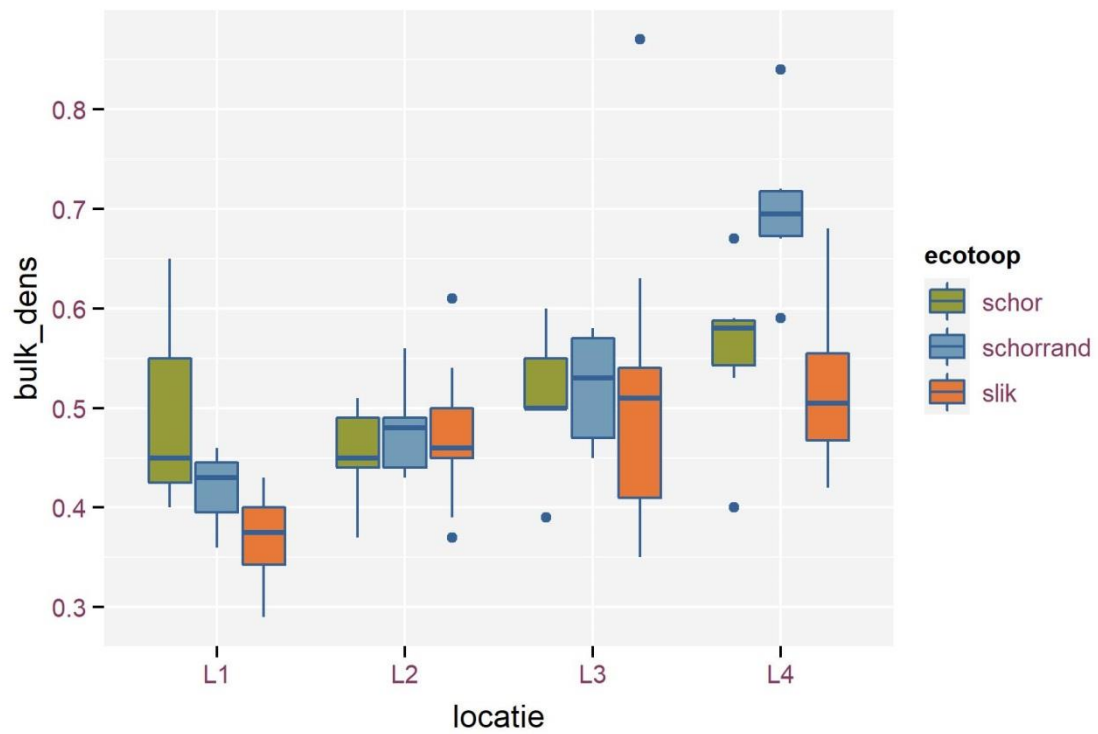
Figuur 12-10. Aantal larven per locatie per ecotoop per maand.



Figuur 12-11. Gemeten hoogte en overspoelingsduur per hoogte categorie (1 = schor; 2 = schorrand; 3 = slikrand; 4 = slik) met weergave profielcategorie (cliff=klif tussen schor en slik; smooth = zachte gradiënt tussen slik en schor).

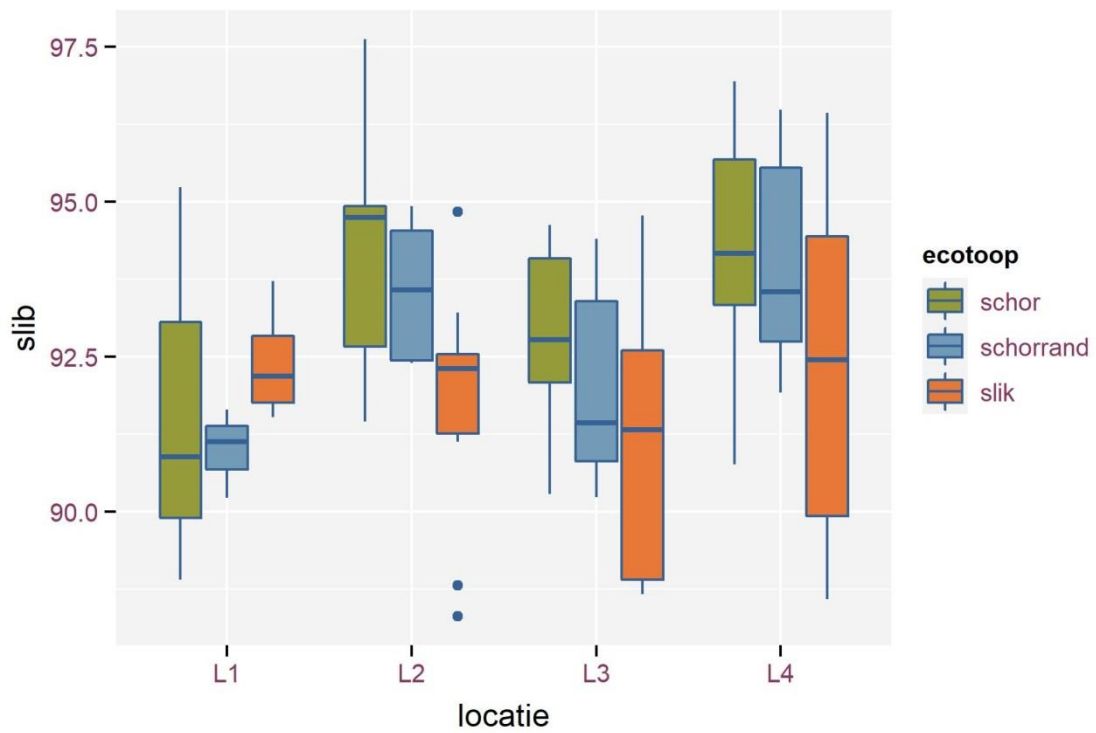


Figuur 12-12. D50 (µm) per locatie per ecotoop.

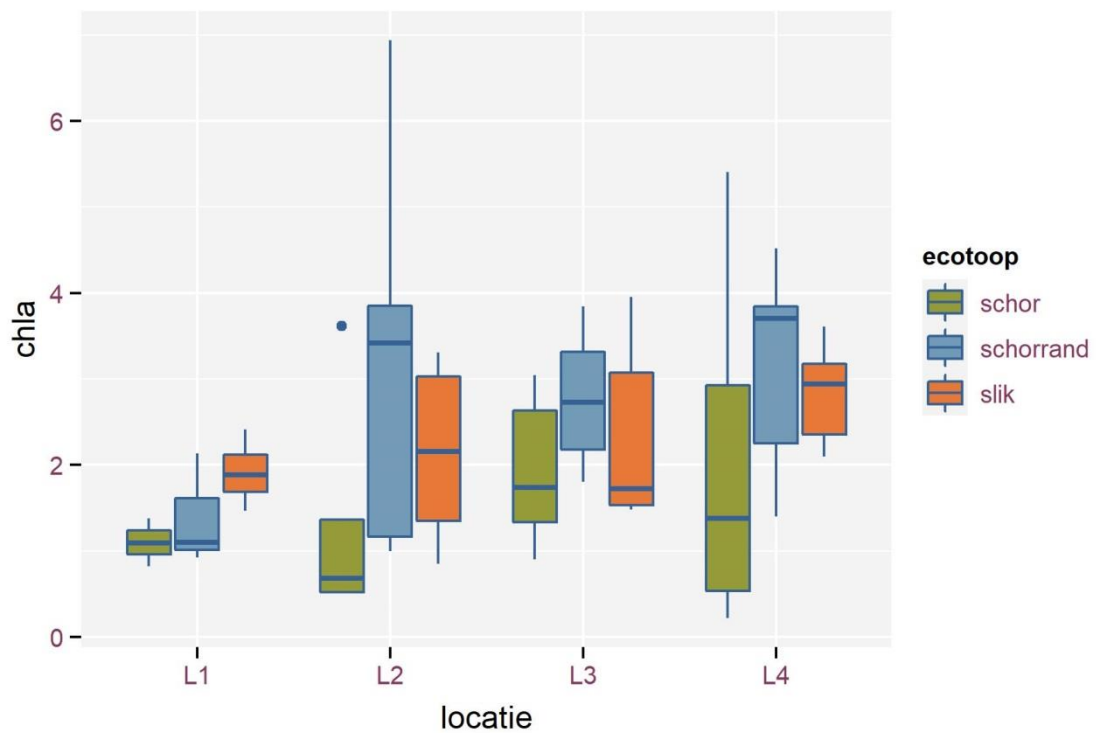


Figuur 12-13. Bodemdichtheid (bulk density) (g/cm³) per locatie per ecotoop.



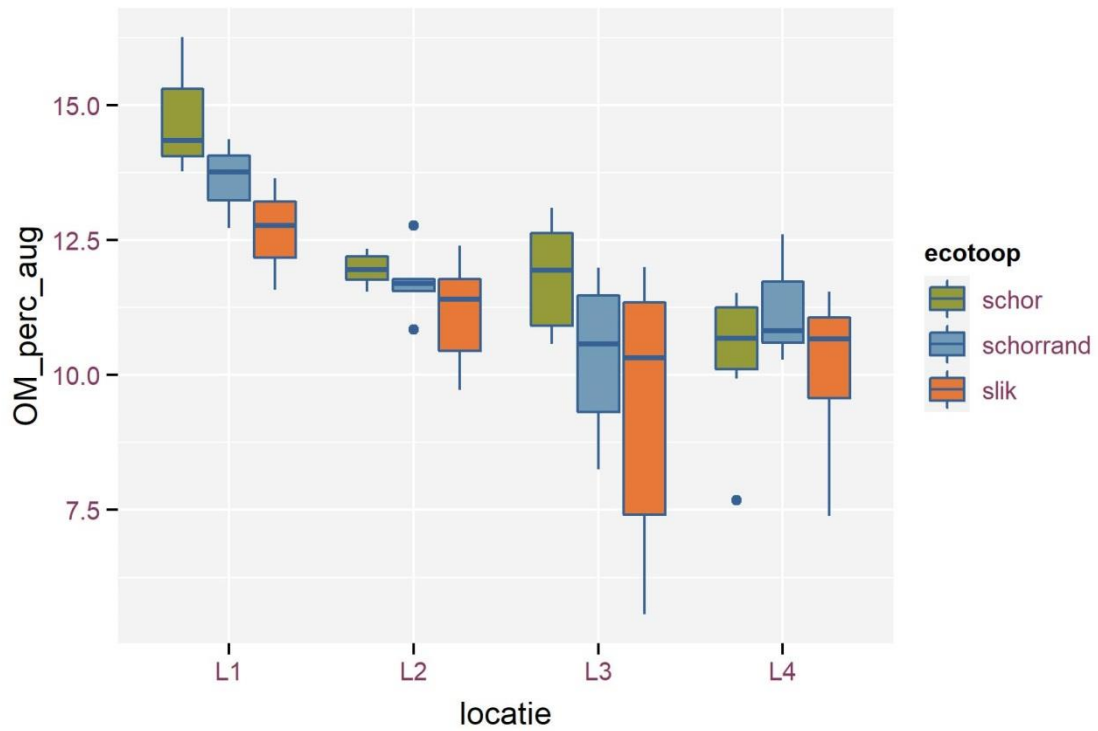


Figuur 12-14. Slibpercentage (%) per locatie per ecotoop.

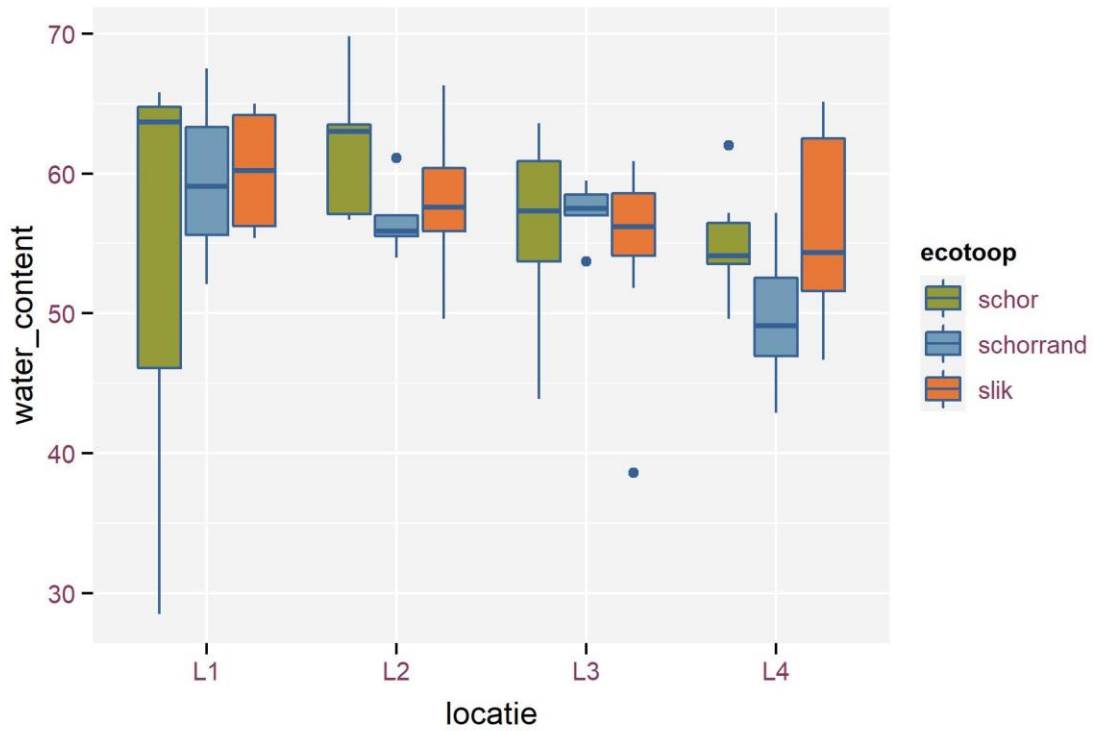


Figuur 12-15. Chlorofyl a concentratie (mg/g) per ecotoop per locatie (data augustus).



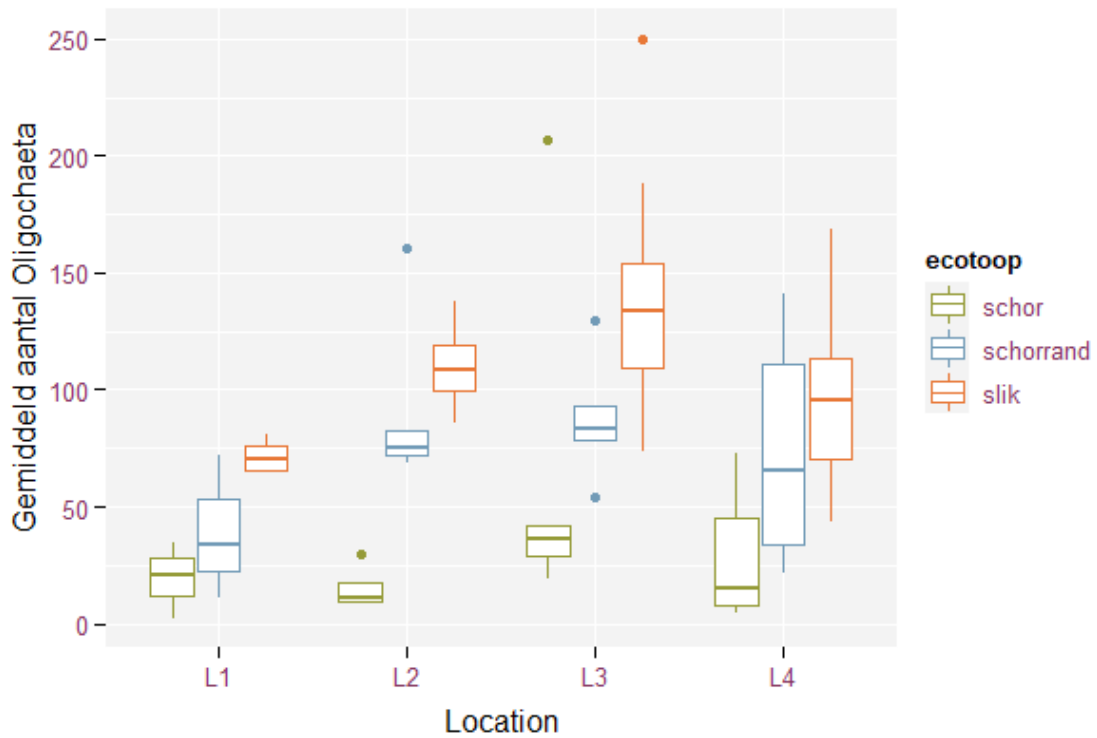


Figuur 12-16. Organisch materiaal (%) per ecotoop per locatie (data augustus).

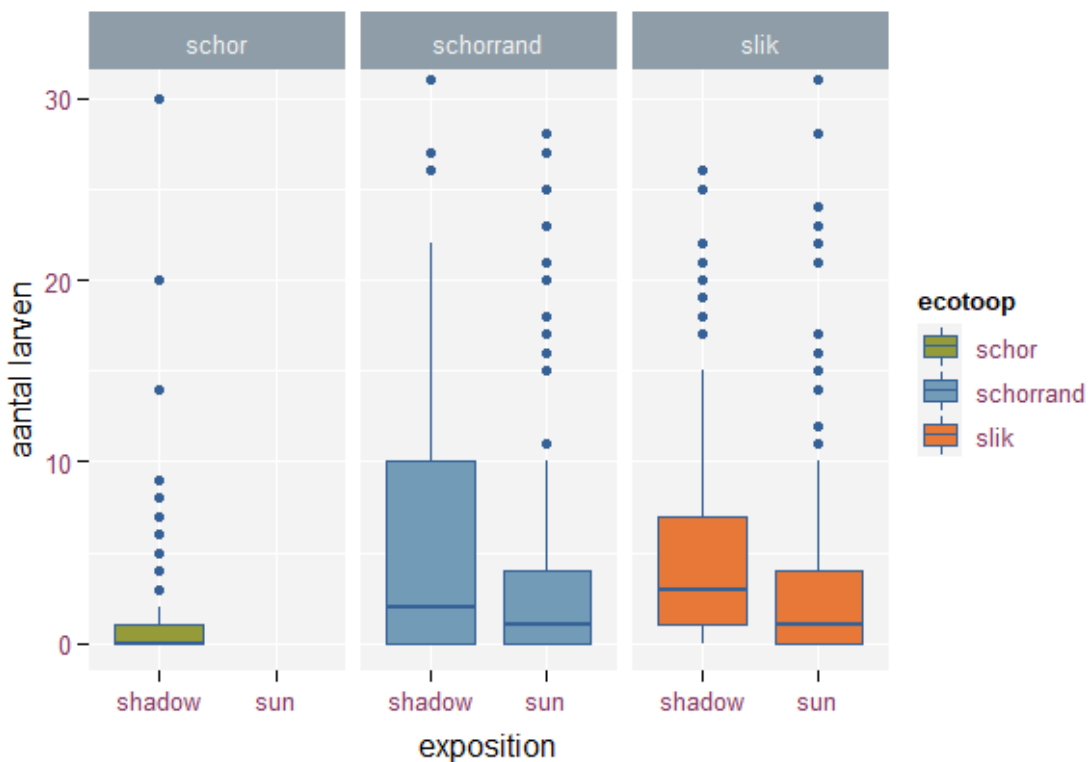


Figuur 12-17. Watergehalte (%) per ecotoop per locatie.

////////////////////////////////////



Figuur 12-18. Gemiddeld aantal Oligochaeta (wormen) per ecotoop per locatie (data mei, juni, augustus) per staal.



Figuur 12-19. Aantal knijtenlarven per ecotoop per expositie. De raaien werden op basis van hun ligging en beschaduwing in de namiddag gecategoriseerd. De beschaduwing op het slik wordt gerealiseerd door de vegetatie in de schorrand.