

**Erosie van de kleilaag op de
bodem van het Julianakanaal
onder invloed van bioturbatie**



**Erosie van de kleilaag op de bodem
van het Julianakanaal onder invloed
van bioturbatie**

Marc Hijma
Bas van der Zaan
Miguel de Lucas Pardo

1221273-000

Titel

Erosie van de kleilaag op de bodem van het Julianakanaal onder invloed van bioturbatie

Opdrachtgever	Project	Kenmerk	Pagina's
Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving	1221273-000	1221273-000-BGS-0001	37

Trefwoorden

Julianakanaal, bioturbatie, kleiafdichting, erosie

Samenvatting

Het Julianakanaal is het kanaal tussen Maastricht en Maasbracht dat in 1935 is geopend. Op de bodem is destijds een kleilaag aangebracht, met name om te verhinderen dat het water uit het kanaal weglekt door de onderliggende, doorlatende afzettingen. De huidige dikte van de kleilaag wordt geschat op gemiddeld 0,6 m. Op veel plaatsen is de kleilaag beschermd met een grindlaag waardoor erosie van kleilaag vooral plaats zal vinden onder invloed van biologische processen, met name bioturbatie. In verband met geplande aanpassingen aan het Julianakanaal is het van belang te weten hoe snel de erosie door bioturbatie verloopt. Dit bepaalt de functionele levensduur van de klei. De bioturbatie gebeurt vooral door meio- en macrofauna. Ook bacteriën spelen een rol bij de erosiesnelheid van de klei.

Om de erosiesnelheid van de klei te bepalen zijn uit de bodem van het Julianakanaal monsters genomen en onderzocht op de aanwezigheid van bacteriën en meio- en macrofauna. Daarnaast is in het laboratorium de erosiesnelheid door bioturbatie gemeten. Hiermee zijn de volgende onderzoeksvragen beantwoord:

- 1 Hoeveel bacteriën en fauna zijn aanwezig in de kleilaag op de bodem van het Julianakanaal?
Bacteriën zijn in gebruikelijke, normale mate aanwezig. Er is zeer weinig fauna aanwezig in de bemonsterde klei.
- 2 Wat is de erosiesnelheid door bioturbatie?
De geringe hoeveelheid fauna in de monsters resulteren in zeer lage erosiesnelheden door bioturbatie. De gemeten snelheden zijn representatief voor een gemiddeld jaar in Nederland en leiden op jaarbasis tot een afname van de kleidikte van 0,5-1,5 mm.
- 3 Wat is de functionele levensduur van de klei als alleen erosie door bioturbatie beschouwd wordt?
De kleilaag is gemiddeld 0,6 m dik. Met de gemeten erosiesnelheid duurt het dan honderden jaren eordat de kleilaag onder invloed van bioturbatie volledig geërodeerd is. Het valt niet uit te sluiten dat lokaal de omstandigheden voor de ontwikkeling van fauna gunstiger zijn waardoor de erosiesnelheid hoger kan zijn. De gemeten erosiesnelheid is echter dermate laag dat zelfs bij een enkele malen hogere erosiesnelheid het meer dan 100 jaar zou duren voordat een kleilaag van 0,6 m volledig geërodeerd zou zijn en tenminste vele tientallen jaren voordat de functionele dikte zou zijn aangetast. Opgemerkt wordt dat op 1 locatie de kleilaag slechts 0,06 m dik was en de functionele levensduur onder invloed van erosie door bioturbatie lokaal dus een factor 10 kleiner kan zijn.

Titel

Erosie van de kleilaag op de bodem van het Julianakanaal onder invloed van bioturbatie

Opdrachtgever

Rijkswaterstaat Water,
Verkeer en Leefomgeving

Project

1221273-000

Kenmerk




1221273-000-BGS-0001

Pagina's

37

Referenties

Offerte-aanvraag d.d. 17 november 2015 onder zaaknummer 31111299; Opdracht d.d. 05 januari 2016 op basis van Deltares offerte 1221273-000-BGS-0002-ml d.d. 1 december 2015.

Versie	Datum	Auteur	Paraaf	Review	Paraaf	Goedkeuring	Paraaf
2	Mei 2016	Marc Hijma		Gerard Kruse		Bob Hoogendoorn	
		Bas van der Zaan					
		Miguel de Lucas					
		Pardo					

Status

definitief

Inhoud

1	Introductie	3
2	Samenvatting literatuuronderzoek	5
2.1	Bacteriën	5
2.2	Meio- en macrofauna	5
3	Monsters en monstername	7
3.1	Algemeen	7
3.2	Monstername ten behoeve van detectie van het totaal aantal bacteriën	10
3.3	Monstername ten behoeve van determinatie van aanwezige micro- en meiofauna	10
3.4	Monstername ten behoeve van bepaling van de erosiesnelheid door bioturbatie	10
4	Detectie van het totaal aantal bacteriën	15
4.1	Methode	15
4.1.1	DNA extractie	15
4.1.2	Kwantificeren van aantal aanwezige bacteriën	15
4.2	Resultaten	16
4.3	Discussie	16
5	Determinatie aanwezige micro- en meiofauna	19
5.1	Methode	19
5.2	Resultaten	19
5.3	Discussie	19
6	Bepaling van de erosie door bioturbatie	21
6.1	Methode	21
6.2	Resultaten	24
6.2.1	Algemeen	24
6.2.2	Erosietests	26
6.3	Discussie	29
7	Discussie en vaststelling erosiesnelheid door bioturbatie	31
7.1	Hoeveelheid fauna	31
7.2	Erosiesnelheid door bioturbatie	31
7.3	Invloed van seizoensvariatie op de mate van bioturbatie	31
7.4	Aanvullende opmerkingen	31
8	Conclusies	33
9	Referenties	35
	Bijlage(n)	
A	Literature study: bioturbation in cohesive sediments	A-1

1 Introductie

Het Julianakanaal is het kanaal tussen Maastricht en Maasbracht (Figuur 1.1) dat in 1935 is geopend. Op de bodem is destijds een kleilaag aangebracht, met name om te verhinderen dat het water uit het kanaal weglekt door de onderliggende, doorlatende afzettingen. De huidige dikte van de kleilaag wordt geschat op gemiddeld 0,6 m (Schroevens et al., 2015). In het zuidelijk deel van het kanaal is de gebruikte klei vooral afkomstig uit het kanaaltraject zelf, terwijl meer noordelijk ook veel klei gebruikt is die beschikbaar is gekomen bij het aanleggen van havens. Om erosie door scheepvaart tegen te gaan is op de kleilaag een laag grind van meerdere decimeters dik aangebracht.

Het Julianakanaal wordt momenteel verdiept en verbreed. Op een aantal trajecten is de verruiming gerealiseerd door een deel van de grindlaag weg te baggeren tot een minimale dikte van 0,1 m. Recent onderzoek heeft aangetoond dat deze situatie niet stabiel is (Schroevens et al., 2015) en dat er maatregelen genomen moeten worden om de grindlaag en daarmee de onderliggende kleilaag te beschermen. Hiertoe zijn verschillende beheersmaatregelen aangereikt voor het beheersbaar maken van deze erosieproblematiek zoals het aanbrengen van een nieuwe bescherm laag of intensief onderhoud. De keuze voor één van de beheersmaatregelen is echter afhankelijk van een inschatting van de functionele levensduur van de klei. Deze zal, indien de klei voldoende beschermd is tegen erosie door stroming, in sterke mate bepaald worden door biologische processen, waarbij naar verwachting de activiteiten van bacteriën en meio-macro fauna, zoals wormen, een belangrijke rol spelen. Door deze bioturbatie ontstaat aan de bovenkant van de klei een doorlatende laag van losse aggregaten die gemakkelijk wegspoelen (De Lucas Pardo, 2013). Deze aggregaten, ook wel pellets genaamd, zijn minder dan 1 mm groot en vallen snel uit elkaar. De pellets zijn dermate klein dat ze door een eventuele afdekkende grindlaag uit kunnen spoelen. Dit proces zorgt voor een langzame afname van de dikte en ondoorlatendheid van de kleilaag. Een afdekkende grindlaag, tenzij geheel ondoorlatend, kan dit proces niet voorkomen. Voor het kiezen van een adequate beheersmaatregel is het nodig inzicht te hebben in de snelheid van erosie onder invloed van bioturbatie. Om dit inzicht te verkrijgen zijn drie onderzoeksvragen opgesteld:

- 1 Hoeveel bacteriën en fauna zijn aanwezig in de kleilaag in en op de bodem van het Julianakanaal?
- 2 Wat is de erosiesnelheid onder invloed van bioturbatie?
- 3 Wat is de functionele levensduur van de klei als alleen erosie onder invloed van bioturbatie beschouwd wordt?

Om deze vragen te kunnen beantwoorden is een literatuuronderzoek uitgevoerd (hoofdstuk 2 en Appendix A), zijn monsters genomen uit de bodem van het Julianakanaal (hoofdstuk 3), zijn de monsters onderzocht op de aanwezigheid van bacteriën en fauna (hoofdstukken 4 en 5) en is de erosiesnelheid onder invloed van bioturbatie gemeten (hoofdstuk 6). De resultaten worden bediscussieerd in hoofdstuk 7 en hoofdstuk 8 geeft de conclusies.

Het literatuuronderzoek is gedaan door dr.ir. Bas van der Zaan en dr. Miguel de Lucas Pardo en gereviewed door dr.ir. Stefan Jansen (allen Deltares). De resultaten van het

bacteriënonderzoek zijn in dit rapport gerapporteerd door Bas van der Zaan. Dr. Miguel de Lucas Pardo was verantwoordelijk voor het onderzoek naar de erosiesnelheid door bioturbatie. Marc Hijma had de projectleiding, heeft de bemonstering gedaan en de rapportage verzorgd. De hoeveelheid fauna in de monsters is door een bedrijfsonderdeel van Grontmij N.V. vastgesteld. Dit onderdeel is op 1 februari 2016 overgenomen door Eurofins Omegam.



Figuur 1.1 De ligging van het Julianakanaal (donkerblauw) tussen Maastricht en Maasbracht (bron: www.kanalenin nederland.nl). De nummers verwijzen naar toelichtingen op de website.

2 Samenvatting literatuuronderzoek

De kleilaag op de bodem van het Julianakanaal is onderdeel van de bentische zone. Deze omvat de waterlaag boven de bodem en de bodem tot de diepte waarop levende wezens voorkomen. In de bentische zone leven planten, micro-organismen en dieren. Planten kunnen in vele vormen voorkomen, maar gezien het ontbreken van vegetatie op de bodem van het Julianakanaal worden deze verder niet behandeld. De micro-organismen bestaan onder andere uit bacteriën, algen en schimmels. De dieren worden onderverdeeld in micro-, meio- en macrofauna. Meio- en macrofauna bestaan onder meer uit wormen en slakken. Hieronder wordt ingegaan op de invloed van bacteriën en fauna op de erosiegevoeligheid van klei. Het is een samenvatting van het literatuuronderzoek dat verricht is voor deze studie (zie Appendix A, in het Engels).

2.1 Bacteriën

Bacteriën beïnvloeden oxidatie-reductie condities in de waterbodem. Hun exacte invloed op de erosiegevoeligheid is in het algemeen niet te voorspellen, omdat dit afhangt van meerdere biochemische processen en de beschikbaarheid van nutriënten. In sommige gevallen kan door oxidatie-reductie reacties cementatie optreden. Daarnaast produceren bacteriën vaak bioslijm en leven ze in biofilms. Zowel de aanwezigheid van bioslijm als biofilms zorgen voor stabilisatie en verminderen dus de erosiegevoeligheid. Bacteriën vormen een van de voedingsbronnen voor meio- en macrofauna.

2.2 Meio- en macrofauna

Deze fauna zorgt voor bioturbatie van de waterbodem door graven en voeden. Uit meerdere onderzoeken is gebleken dat hierdoor de erosiegevoeligheid toeneemt. Dit gebeurt onder meer doordat de samenhang in de bovenste bodemlaag en daarmee de sterkte afneemt. Daarnaast worden gangen gegraven waarbij kleine losse deeltjes aan het oppervlak van de klei komen te liggen. Ook excrementen komen als losse deeltjes aan het oppervlak te liggen. Deze losse deeltjes worden ook wel 'pellets' genoemd (zie Appendix A) en zijn minder dan 1 mm groot en vallen snel uit elkaar.

De mate waarin bioturbatie zorgt voor versnelde erosie van klei kan gemeten worden in gesimuleerde omstandigheden in het laboratorium. Hierbij wordt het oppervlak van een grondmonster door waterstroming blootgesteld aan een bepaalde schuifspanning waardoor erosie optreedt. Initieel gaat de erosie relatief snel, na zekere tijd wordt de erosiesnelheid constant. De afname in erosiesnelheid treedt op na volledige erosie van alle losse deeltjes en de erosiegevoeliger bovenlaag. Hierdoor komt de onderliggende, nog niet sterk gebioturbeerde bodem, aan het oppervlak te liggen en wordt de erosiesnelheid constant. Met behulp van deze constante erosiesnelheid kan het massaverlies van de niet gebioturbeerde bodem berekend worden. Door deze massa af te trekken van het totale massaverlies wordt het massaverlies door bioturbatie bepaald. Na afloop van de test start het bioturbatieproces weer. Door de test na zekere tijd, tijdens deze studie na 3 weken, te herhalen kan daarom berekend worden hoe snel de bioturbatie verloopt en hoe snel een kleilaag van zekere dikte onder invloed van bioturbatie volledig geërodeerd kan zijn.

3 Monsters en monstername

3.1 Algemeen

Het bemonsterende materiaal is met behulp van een graafmachine uit de bodem van het Julianakanaal gehaald en vervolgens zijn de monsters direct uit de graafbak gestoken (Figuren 3.1 en 3.2). Andere methodes, zoals het gebruik van boringen en/of duikers, zijn ook overwogen, maar vanwege de verwachte aanwezigheid van een dikke afdekkende grindlaag praktisch niet haalbaar geacht. De graafmachine en het bijbehorende ponton zijn in opdracht van Rijkswaterstaat voor een dag beschikbaar gesteld door De Vries & van de Wiel Kust- & Oeverwerken. Het ponton was gelegen in Stein.

De monsterlocaties zijn in overleg met Rijkswaterstaat bepaald, hierbij rekening houdend met informatie over de aard van de kleilaag, het minimum noodzakelijke geachte monsteraantal van 5, de ligging of toekomstige ligging van benthonietmatten die de bodem van het Julianakanaal (gaan) beschermen en de wens om zo verspreid mogelijk monsters te nemen om een beeld te verkrijgen van de variatie in de eventuele biologische activiteit. De informatie over de aard van de kleilaag bestond uit foto's met bijbehorende lithologische beschrijvingen en geofysische en lithologische informatie uit eerdere onderzoeken (De Kleine et al., 2011; Mappem Geophysics, 2015; Schroevers et al., 2015; De Vries & van der Wiel). Gezien het mogelijke verschil in type klei in de omgeving van Stein en ten noorden van de sluis bij Born (zie introductie) is er voor gekozen om in ieder geval op die locaties te bemonsteren. Dit resulteerde in een relatief lange vaartijd en uiteindelijk de mogelijkheid om op zes locaties te bemonsteren (Figuur 3.3, Tabel 3.1). Op elke locatie zijn voor de drie onderdelen van het onderzoek monsters genomen. Voor het laboratoriumonderzoek naar de erosiesnelheid en de determinatie van micro- en meiofauna zijn per locatie twee monsters genomen om inzicht te krijgen in de lokale variatie.

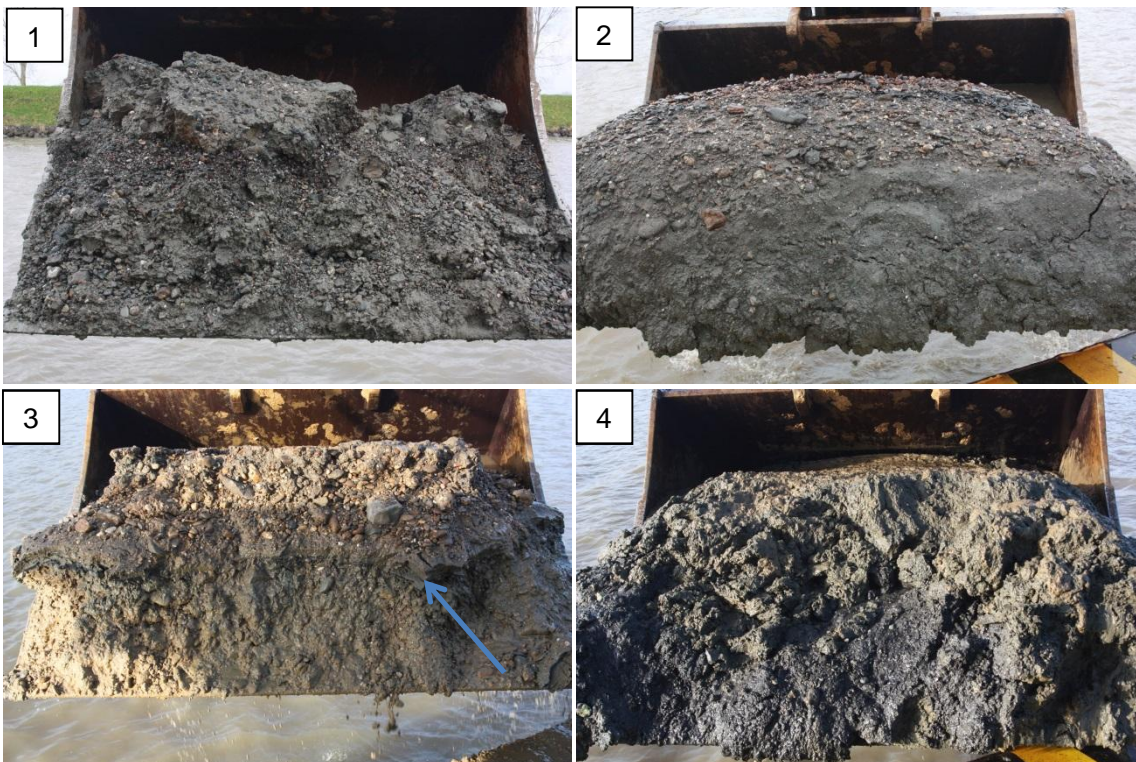


Figuur 3.1 Graafmachine op het ponton waarmee het materiaal van de bodem van het kanaal omhoog werd gehaald.

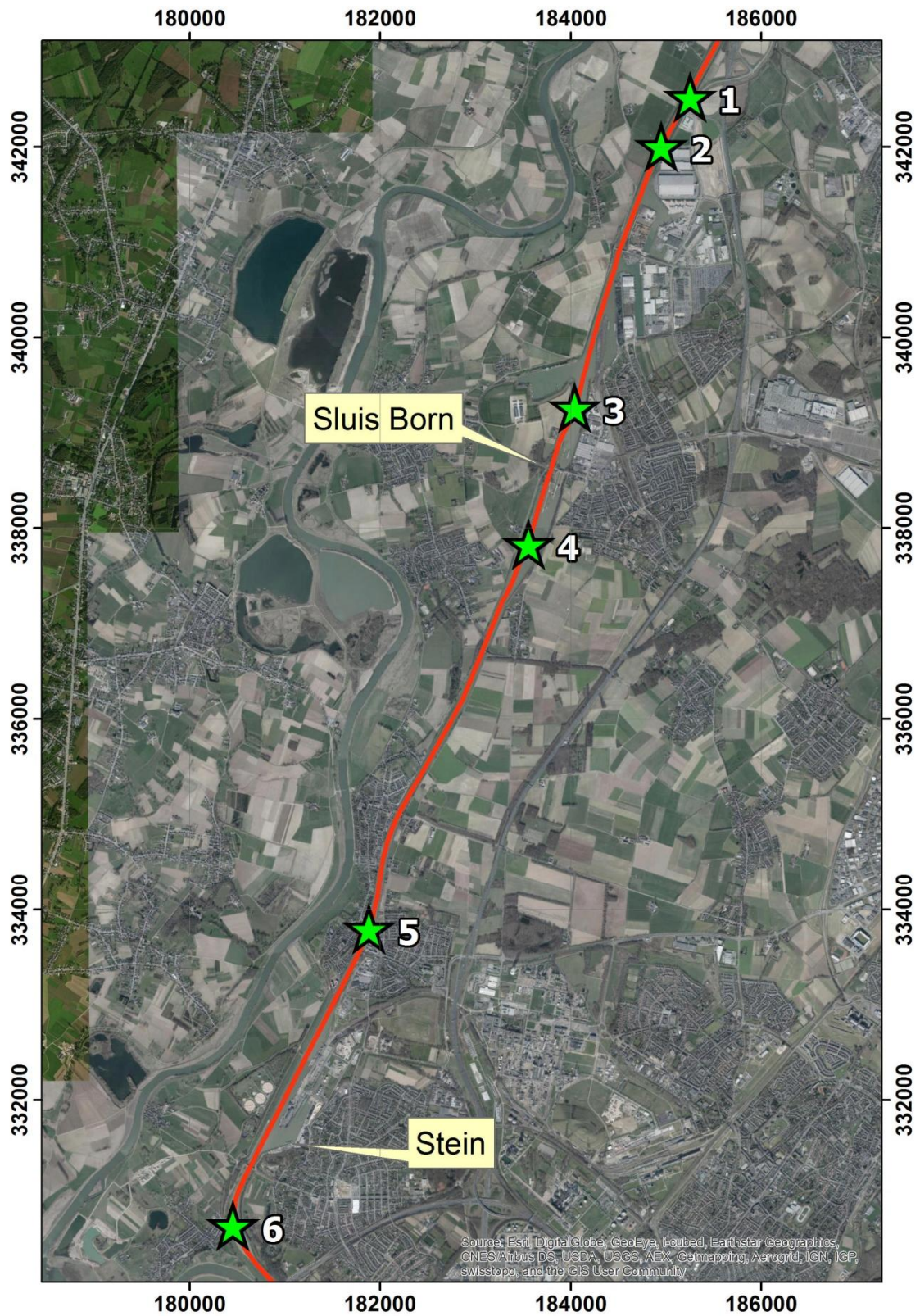
Voor de monsternamen werd de grindlaag verwijderd met een kleine schep. Opvallend is dat bij alle locaties ten zuiden van de sluis geen grindbedekking is aangetroffen.

Tabel 3.1 Coördinaten (Rijksdriehoekstelsel) en algemene kenmerken van de monsterlocaties. Zie Figuur 3.2 voor veldfoto's van locaties 1-4.

Locatie	X	Y	Omschrijving	Grondsoort
1	185256	342526	Geen duidelijke kleilaag, gemengd met grind	Klei, sterk zandig, bevat grind
2	184955	342009	Duidelijke en dikke kleilaag, bedekt door grind	Klei, sterk zandig, slap
3	184044	339271	Dunne kleilaag (6 cm), bedekt door grind	Klei, sterk zandig, matig stevig
4	183559	337829	Duidelijke kleilaag, relatief veel zand en geen grindbedekking	Klei, zwak zandig, slap
5	181883	333795	Dikke kleilaag onder schelpenlaag, geen grindbedekking	Klei, zwak zandig, slap
6	180456	330682	Dikke kleilaag, geen grindbedekking	Klei, zwak zandig, slap



Figuur 3.2 Foto van het bemonsterde materiaal van locaties 1-4. Indien een grindlaag aanwezig was, werd deze eerst weggescheept voordat de monsters genomen werden. Van locatie 5 en 6 zijn geen veldfoto's beschikbaar. Bij locatie 3 geeft de pijl de positie van de dunne kleilaag aan.



Figuur 3.3 De ligging van de zes bemonsterde locaties in het Julianakanaal.

3.2 Monstername ten behoeve van detectie van het totaal aantal bacteriën

Het sediment van het Julianakanaal is op 17 december 2015 op 6 locaties bemonsterd bij een luchttemperatuur van circa 15 °C. Na het wegscheppen van een eventuele grind- of schelpenlaag is de bovenste 12 cm van de kleilaag bemonsterd door steeds 2 cm dikke plakken klei af te snijden. Om de kans op contaminatie te verminderen werd op elke locatie gewerkt met een schoon paar latex handschoenen en werd bij het snijden van de monsters het mes steeds gereinigd met ethanol. De monsters van elk 2 cm dik zijn verpakt in een steriele zip-bag en gekoeld vervoerd naar het laboratorium van Deltares in Utrecht. Daar zijn de monsters tot de analyse opgeslagen bij -20 °C. Tabel 3.2 geeft een overzicht van de genomen monsters. Bij locatie 3 was de kleilaag slechts 6 cm dik.

3.3 Monstername ten behoeve van determinatie van aanwezige micro- en meiofauna

De bemonstering voor de determinatie van micro- en meiofauna geschiedde dezelfde dag en op een vergelijkbare manier als de bemonstering ten behoeve van het bacteriënonderzoek. De kleilaag is vanaf de bovenkant tot een diepte van 10 cm bemonsterd in plakken van 2 cm. Elke locatie is in duplo bemonsterd om inzicht te krijgen in de lokale variatie in hoeveelheid fauna. De diepte van 10 cm is gekozen, omdat beneden deze diepte geen significante fauna te verwachten valt (pers. commentaar, Van Haaren). Vanwege een mogelijke relatie tussen de hoeveelheid bacteriën, als voedingsbron, en de hoeveelheid fauna is voor het bacteriënonderzoek dieper bemonsterd dan voor het faunaonderzoek: is er rond de 10 cm inderdaad nauwelijks fauna aanwezig, maar zijn er wel voldoende bacteriën, dan kan bijvoorbeeld gesteld worden dat de hoeveelheid bacteriën niet de beperkende factor is geweest.

De 2 cm dikke plakken zijn verpakt in steriele zip-bags en gekoeld getransporteerd naar het laboratorium van Grontmij N.V. (Sciencepark 406, Amsterdam). Daar zijn de kleimonsters binnen een dag gezeefd over 250 µm en is het residu, met daarin de eventueel aanwezige fauna, bewaard in een conserverende vloeistof voor verder onderzoek.

Na afloop van de erosie-tests (zie paragraaf 3.4) zijn sommige monsters nog onderzocht op de aanwezigheid van micro- en meiofauna. Dit is gedaan bij Eurofins Omegam dat per 1 februari het bedrijfsonderdeel van Grontmij N.V. heeft overgenomen dat de eerdere analyses heeft uitgevoerd.

3.4 Monstername ten behoeve van bepaling van de erosiesnelheid door bioturbatie

Het sediment van het Julianakanaal is op 17 december 2015 op 6 locaties bemonsterd. Ook bij deze bemonstering is eerst een aanwezige grind- of schelpenlaag weggeschept. Vervolgens zijn op elke locatie twee plastic cilinders de kleilaag ingeduwed, waarbij gemiddeld de bovenste 8 cm van de kleilaag bemonsterd werd (Tabel 3.4). De cilinder heeft een diameter van circa 9 cm (Figuur 6.1) De monsters zijn naar Deltares (Delft) vervoerd en daar gedurende de meetperiode gekoeld en donker bewaard. De monsters waarvan de erosie-tests aanleiding gaven te veronderstellen dat er micro- en meiofauna aanwezig zijn na afronding van de analyses naar Eurofins Omegam (Wenckebachweg 120, Amsterdam) gebracht voor determinatie van de fauna. Het betreft de monsters JKE 2A, JKE 2B, JKE 4A, JKE 4B, JKE 6A en JKE 6B.

Tabel 3.2 Overzicht van de monsters waarvoor bacterie-aantallen zijn bepaald. JK1 staat voor locatie 1 in het Julianakanaal. Voor de locaties zie Figuur 3.3 en Tabel 3.1.

Locatie	Monsternaam	Top (cm)	Onderkant (cm)
JK1	JKB 1 0-2	0	2
JK1	JKB 1 2-4	2	4
JK1	JKB 1 4-6	4	6
JK1	JKB 1 6-8	6	8
JK1	JKB 1 8-10	8	10
JK1	JKB 1 10-12	10	12
JK2	JKB 2 0-2	0	2
JK2	JKB 2 2-4	2	4
JK2	JKB 2 4-6	4	6
JK2	JKB 2 6-8	6	8
JK2	JKB 2 8-10	8	10
JK2	JKB 2 10-12	10	12
JK3	JKB 3 0-2	0	2
JK3	JKB 3 2-4	2	4
JK3	JKB 3 4-6	4	6
JK4	JKB 4 0-2	0	2
JK4	JKB 4 2-4	2	4
JK4	JKB 4 4-6	4	6
JK4	JKB 4 6-8	6	8
JK4	JKB 4 8-10	8	10
JK4	JKB 4 10-12	10	12
JK5	JKB 5 0-2	0	2
JK5	JKB 5 2-4	2	4
JK5	JKB 5 4-6	4	6
JK5	JKB 5 6-8	6	8
JK5	JKB 5 8-10	8	10
JK5	JKB 5 10-12	10	12
JK6	JKB 6 0-2	0	2
JK6	JKB 6 2-4	2	4
JK6	JKB 6 4-6	4	6
JK6	JKB 6 6-8	6	8
JK6	JKB 6 8-10	8	10
JK6	JKB 6 10-12	10	12

Tabel 3.3 Overzicht van de monsters die onderzocht zijn op aanwezige meio- en macrofauna. JK1 staat voor locatie 1 in het Julianakanaal. Voor de locaties zie Figuur 3.3 en Tabel 3.1.

Locatie	Monsternaam	Top (cm)	Onderkant (cm)
JK1	JKW 1a 0-2	0	2
JK1	JKW 1a 2-4	2	4
JK1	JKW 1a 4-6	4	6
JK1	JKW 1a 6-8	6	8
JK1	JKW 1a 8-10	8	10
JK1	JKW 1b 0-2	0	2
JK1	JKW 1b 2-4	2	4
JK1	JKW 1b 4-6	4	6
JK1	JKW 1b 6-8	6	8
JK1	JKW 1b 8-10	8	10
JK2	JKW 2a 0-2	0	2
JK2	JKW 2a 2-4	2	4
JK2	JKW 2a 4-6	4	6
JK2	JKW 2a 6-8	6	8
JK2	JKW 2a 8-10	8	10
JK2	JKW 2b 0-2	0	2
JK2	JKW 2b 2-4	2	4
JK2	JKW 2b 4-6	4	6
JK2	JKW 2b 6-8	6	8
JK2	JKW 2b 8-10	8	10
JK3	JKW 3a 0-2	0	2
JK3	JKW 3a 2-4	2	4
JK3	JKW 3a 4-6	4	6
JK3	JKW 3b 0-2	0	2
JK3	JKW 3b 2-4	2	4
JK3	JKW 3b 4-6	4	6
JK4	JKW 4a 0-2	0	2
JK4	JKW 4a 2-4	2	4
JK4	JKW 4a 4-6	4	6
JK4	JKW 4a 6-8	6	8
JK4	JKW 4a 8-10	8	10
JK4	JKW 4b 0-2	0	2
JK4	JKW 4b 2-4	2	4
JK4	JKW 4b 4-6	4	6
JK4	JKW 4b 6-8	6	8
JK4	JKW 4b 8-10	8	10
JK5	JKW 5a 0-2	0	2
JK5	JKW 5a 2-4	2	4

JK5	JKW 5a 4-6	4	6
JK5	JKW 5a 6-8	6	8
JK5	JKW 5a 8-10	8	10
JK5	JKW 5b 0-2	0	2
JK5	JKW 5b 2-4	2	4
JK5	JKW 5b 4-6	4	6
JK5	JKW 5b 6-8	6	8
JK5	JKW 5b 8-10	8	10
JK6	JKW 6a 0-2	0	2
JK6	JKW 6a 2-4	2	4
JK6	JKW 6a 4-6	4	6
JK6	JKW 6a 6-8	6	8
JK6	JKW 6a 8-10	8	10
JK6	JKW 6b 0-2	0	2
JK6	JKW 6b 2-4	2	4
JK6	JKW 6b 4-6	4	6
JK6	JKW 6b 6-8	6	8
JK6	JKW 6b 8-10	8	10

Tabel 3.4 Overzicht van de monsters die gebruikt zijn voor het onderzoek naar erosie door bioturbatie. JK1 staat voor locatie 1 in het Julianakanaal. Voor de locaties zie Figuur 3.3 en Tabel 3.1.

Locatie	Monsternaam	Top (cm)	Onderkant (cm)
JK1	JKE 1a	0	8
JK1	JKE 1b	0	8
JK2	JKE 2a	0	8
JK2	JKE 2b	0	8
JK3	JKE 3a	0	6
JK3	JKE 3b	0	6
JK4	JKE 4a	0	8
JK4	JKE 4b	0	8
JK5	JKE 5a	0	8
JK5	JKE 5b	0	8
JK6	JKE 6a	0	8
JK6	JKE 6b	0	8

4 Detectie van het totaal aantal bacteriën

Om de erosiegevoeligheid van de klei op de bodem van het Julianakanaal vast te stellen, is het onder andere relevant om een beeld te hebben van de hoeveelheid aanwezige bacteriën. Bacteriën dienen als voedselbron voor meiofauna en kunnen biofilms vormen; twee factoren die een rol spelen in de mate van erosie van sediment (H2, Appendix A). In Tabel 3.2 staat een overzicht van de verschillende monsters die zijn geanalyseerd op aantallen bacteriën.

4.1 Methode

4.1.1 DNA extractie

Voor het kwantificeren van de bacterie-aantallen in het sediment is gebruik gemaakt van de op DNA gebaseerde methode qPCR (kwantitatieve Polymerase Chain Reaction). Dit is een veelgebruikte, betrouwbare en gevoelige methode om micro-organismen in water- en bodemonsters te kwantificeren. Andere methoden, zoals microscopie of cultivatie, zijn veel meer arbeidsintensief en laten over het algemeen een sterke onderschatting van de werkelijke aanwezig aantallen bacteriën zien. Voor een qPCR analyse wordt het aanwezige bacterie-DNA uit een subsample van 0,25 gram sediment geëxtraheerd. Vervolgens wordt met de qPCR techniek het totaal aan 16S rRNA genen die aanwezig zijn aangetoond. Het 16S rRNA gen is een genetische marker die alle bacteriën bij zich dragen, en daarmee een veel gebruikte indicator om het aantal aanwezige bacteriën aan te tonen.

Het bacteriële DNA van sediment monsters is geïsoleerd met behulp van de Powerlyzer Powersoil DNA isolation kit van Mo BIO (MO BIO, Carlsbad, CA, USA). Hiervoor zijn de monsters vanuit de -20°C vriezer ontdooid en eerst goed gehomogeniseerd door te mengen met een spatel. Van elk monster is een sub-sample van ca. 0,25 g genomen, waaruit het DNA is geïsoleerd volgens het protocol van de Powerlyzer Kit gebruikmakend van de 24Fastprep van MPBiomedicals (MPBiomedicals, Santa Ana, CA, USA), meegeleverd door de fabrikant.

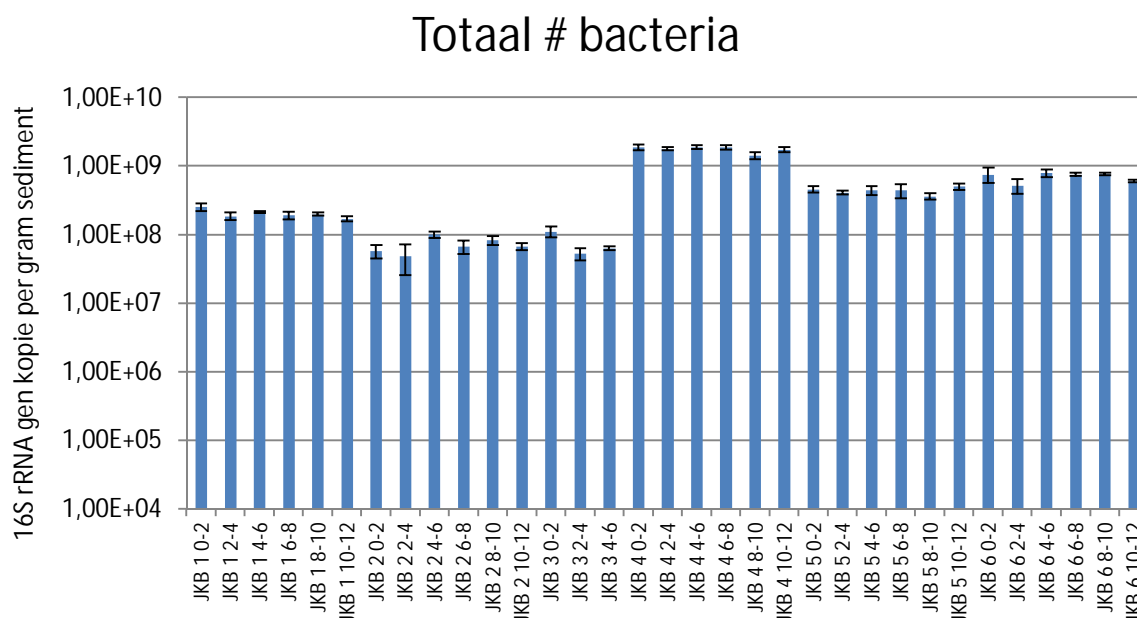
4.1.2 Kwantificeren van aantal aanwezige bacteriën

Het geïsoleerde DNA is vooraf de qPCR analyse 10x en 100x verdund in DNAase free MilliQ. Dit om eventuele storende werking van nog aanwezige stoffen in het DNA-extract van de sediment monsters te voorkomen. Uit ervaring blijkt een 10x en 100x verdunning van het geïsoleerde DNA afdoende te werken. Voor elke verdunning is de qPCR analyse voor de monsters in duplo ingezet. Er worden daarmee per monster dus 4 qPCR analyses uitgevoerd: 2 met 10x verdund DNA en 2 met 100x verdund DNA.

De qPCR analyse is uitgevoerd in een Bio-Rad CFX96-C1000 Real-Time PCR systeem. Per reactie is 22 µl Mastermix gebruikt; bestaande uit Supemix SybrGreen (Bio-Rad), 0,6 pmol/µl 519F primer, 0,6 pmol/µl 907R en 3 µl template DNA. MilliQ is gebruikt als negatieve controle, de kalibratie-reeks van $7,3 \cdot 10^7$ – $7,3 \cdot 10^0$ 16S rRNA genen is in duplo uitgevoerd. Het gebruikte temperatuur protocol is: 3 minuten bij 95°C, 35 cycli van 30 sec 95°C, 30 sec 58°C, 30 sec 72°C, gevold door een meltcurve waarbij elke 10 sec de temperatuur van 95°C in 75 stappen van 0,5°C daalde tot 58°C. Voor de integratie van de kalibratiereeks en verdere data verwerking is de standaard Bio-RAD CFX96software gebruikt.

4.2 Resultaten

In Figuur 4.1 worden de resultaten van qPCR analyse van de individuele monsters weergegeven.

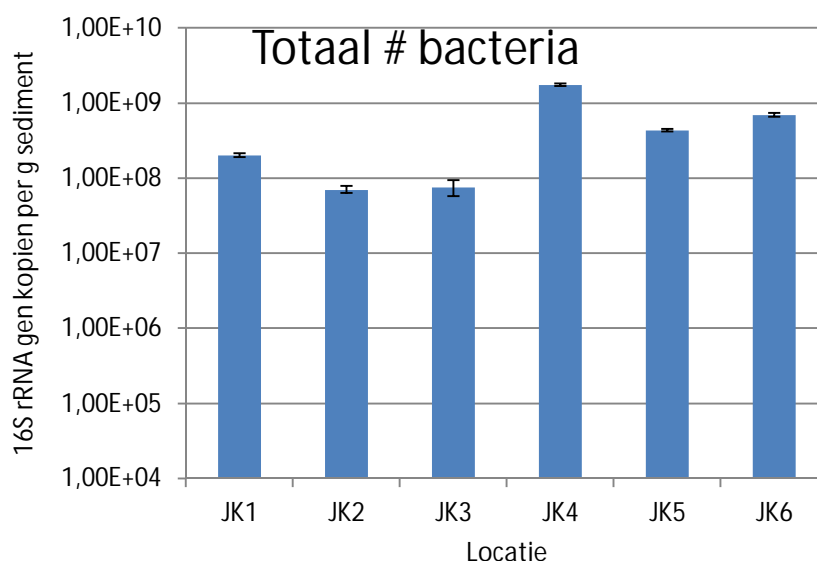


Figuur 4.1 16S rRNA gen aantallen in de individuele sediment monsters. De resultaten zijn het gemiddelde van de duplo analyses aan 10x verdund en 100x verdund DNA. De error bars geven de standard error over de 4 verschillende metingen per monster weer.

Opvallend is dat de verschillen in bacterie-aantallen in het diepteprofiel per locatie over het algemeen kleiner zijn dan de verschillen tussen de locatie. Hierom is in Figuur 4.2 per locatie de gemiddelde bacterieconcentratie weergegeven over de 6 verschillende diepte-monsters, inclusief de standard error tussen deze monsters. De hoogste gen aantallen ($> 1.10^9$ gen kopieën / g sediment) worden gevonden in het sediment van locatie JK4. Voor de locaties JK2 en JK3 is het aantal 16S gen kopieën lager dan 10^8 per gram sediment.

4.3 Discussie

Het aantal bacteriën is bepaald aan de hand van het aantal 16S rRNA gen kopieën per gram sediment. Over het algemeen wordt het aantal gen kopieën direct vertaald naar het aantal aanwezige bacteriën (1 gen kopie = 1 bacterie cel). Het is echter bekend dat bacteriën meerdere 16S rRNA gen kopieën per cel kunnen bevatten, waardoor er mogelijk een overschatting van het aantal aanwezige bacteriën wordt gemaakt. Het aantal gen kopieën per cel verschilt echter per soort, en is sterk afhankelijk van de fysiologische toestand van de cel. Deze aspecten zijn vooraf niet vast te stellen, en daarmee dus onzeker. Bovendien kunnen cellen zich vaak snel vermeerderen en kent de DNA-extractie geen 100% recovery. Hierom wordt er toch vaak voor gekozen om het aantal gevonden 16S rRNA kopieën 1 op 1 te vertalen naar het aantal aanwezige bacteriën. Zo ook in deze studie. De mogelijke foutmarge valt op log-schaal naar verwachting binnen de getoonde standard error tussen de duplo's. De bacterie-aantallen die zijn gevonden in het sediment van het Julianakanaal zijn goed vergelijkbaar met concentraties die in andere sedimenten of bodemonsters worden gevonden.



Figuur 4.2 De gemiddelde bacterie-concentratie van de verschillende subsamples in de diepte per locatie. De error bars geven de standard error aan. De data zijn weergegeven op een log-schaal, beginnend bij $1 \cdot 10^4$ gen kopieën/gram sediment, de onderste detectielimiet van de analyse.

Per locatie worden er slechts kleine verschillen gevonden in de submonsters die als diepteprofiel zijn genomen. Dit duidt er op dat er in de bovenste 10 cm van het sediment geen verschil is in stimulerende of beperkende factoren voor bacteriële groei. Wel zou het kunnen zijn dat er verschillen zijn in het type bacterie of functionele groepen (aeroben, anaeroben, sulfaat-reducerende bacteriën, etc.) die voorkomen in de verschillende lagen. Dit onderscheid is in deze studie niet bekeken.

Voor alle 6 de locaties lijkt het er op dat het bovenste monster (top 0-2 cm) een iets hogere bacterie concentratie heeft dan de monsters daaronder, al zijn de gevonden verschillen niet significant. Een logische verklaring is dat de nutriënt-uitwisseling op de grenslaag tussen sediment en water fase het meest optimaal is, waardoor er meer bacteriën er zich kunnen handhaven.

De bacterie-aantallen zijn het hoogst bij locatie JK4. Het sediment was hier lossier van structuur dan op de andere locaties. Het is aannemelijk dat dit het gevolg is van het beter beschikbaar zijn van voedingsstoffen (nutriënten) voor de organismen.

De locaties JK4, JK5 en JK6, waar geen grind op de kleilaag lag, hebben alle een hogere bacterieconcentratie dan de locaties JK1, JK2, en JK3, waar wel grind op de klei lag. Ook hier is de uitwisseling van nutriënten tussen water en sediment, die beperkt wordt door de aanwezigheid van een grindlaag, een mogelijke verklaring voor het verschil in aantallen bacteriën.

5 Determinatie aanwezige micro- en meiofauna

Het vaststellen van de hoeveelheid aanwezige fauna is nodig voor zowel het schatten van de mate van bioturbatie, de invloeden van bacteriën (zie Hoofdstuk 4) en de invloeden ervan op erosie (zie Hoofdstuk 6).

5.1 Methode

De kleimonsters zijn gezeefd over een zeef met een maaswijdte van 250 µm. Het residu is vervolgens op een lichtbak, een tafel met een glazen blad met een lamp eronder, geanalyseerd en aansluitend, voor de zekerheid, met een microscoop geanalyseerd op de aanwezigheid van fauna.

5.2 Resultaten

In de monsters in Tabel 3.3 is geen fauna aangetroffen. In het zestal monsters dat eerst gebruikt is voor de erosie-tests (zie paragraaf 3.4) is in zowel monster JKE 4B en als monster JKE 6B een juveniel *Tubificidae* exemplaar (klein wormpje) aangetroffen. Verder is er geen fauna aangetroffen.

5.3 Discussie

De afwezigheid van meio- en macrofauna in de bemonsterde klei kan verschillende, elkaar niet uitsluitende, oorzaken hebben (deels gebaseerd op Van Haaren, pers. comm.):

- De kleilaag is niet geschikt voor meio- en macrofauna door bijvoorbeeld een te hoge dichtheid of te geringe doorlatendheid en daarmee te weinig zuurstof, verontreiniging of te weinig voedsel. De hoeveelheid bacteriën (voedsel) lijkt geen limiterende factor (zie hoofdstuk 4).
- De meio- en macrofauna bevond zich alleen aan oppervlak van de kleilaag, waardoor ze bij het bemonsteren niet meegenomen is. Dit is onwaarschijnlijk, omdat zeker bij het bemonsteren voor de erosie-tests ook het oppervlak ongestoord meegenomen is in de cilinders.
- Teveel turbulentie op de bodem, waardoor fauna zich niet op en direct onder het oppervlak kan ontwikkelen. Voor de kleilagen onder het grind zal dit zeker niet gelden, maar waar de kleilaag de bodem vormt wellicht wel.
- De klei had vaak weinig stevigheid. Indien de klei enige stevigheid zou hebben, zouden macroporiën open kunnen blijven waardoor er voldoende uitwisseling van zuurstofrijk oppervlaktewater met het poriewater zou kunnen zijn. Het is daarom mogelijk dat de geringe consistentie van de kleigrond verhindert dat er zuurstof in voldoende mate tot een diepte van enige millimeters in de waterbodem doordringt.

Het wordt uitgesloten geacht dat er bij de monsterbehandeling fauna verloren is gegaan.

6 Bepaling van de erosie door bioturbatie

De snelheid van erosie door bioturbatie kan vastgesteld worden met behulp van erosie-bioturbatietests (zie Hoofdstuk 2). Eventuele bioturbatie zal vooral worden veroorzaakt door activiteit van meio- en macrofauna.

6.1 Methode

De erosie-experimenten zijn uitgevoerd met behulp van een U-GEMS (UMCES¹-Gust Erosion Microcosm System) van Green Eyes LLC (Environmental Observing Systems, USA). De gebruikte U-GEMS is een aanpassing van de Gust Microcosm (Gust, 1989, 1990), waarbij een combinatie van een draaiende schijf en centrale zuiging gebruikt wordt om een vrijwel uniforme schuifspanning op de bodem van een cilinder (0,09 m diameter) te genereren. De bij de bemonstering gebruikte cilinders kunnen direct in de U-GEMS gebruikt worden (Figuur 6.1). De U-GEMS is gecalibreerd bij Deltares (De Lucas Pardo, 2014) met verschillende korrelgroottes en een erosie-diagram van Van Rijn (1984; Figuur 6.2). Bij de huidige test zijn schuifkrachten van 0,3 Pa en 0,7 Pa gebruikt voor perioden van elk 10 minuten. Door de schuifkracht raakt materiaal in suspensie en de ontstane turbiditeit wordt gemeten met een gecalibreerde OSLIM turbiditeitsmeter bij het uitstroompunt. Met behulp van de turbiditeitsmetingen wordt de hoeveelheid geërodeerd materiaal als volgt berekend:

$$E = c \times Q \times \Delta t,$$

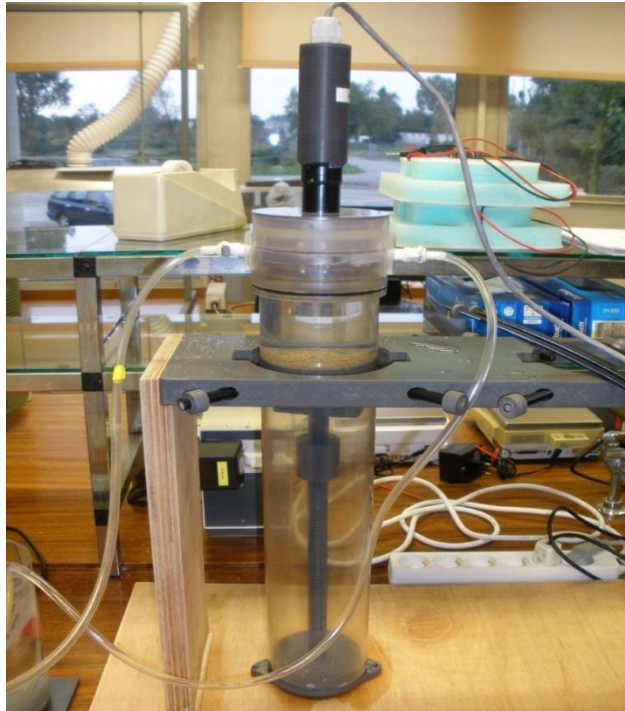
Waarbij E de hoeveelheid geërodeerd materiaal [g] is, c de gemeten sediment concentratie [g/l], Q het uitstroomdebiet [l/s] en Δt het tijdsinterval tussen twee metingen met de turbiditeitsmeter.

Deze metingen worden gebruikt om de erosiesnelheid door bioturbatie te kunnen vaststellen (zie ook Hoofdstuk 2). Er zijn op drie momenten metingen verricht: één direct na ontvangst van de gestoken cilinders (test-0), één na drie weken (test-1) en één na zes weken (test-2). Test-0 is uitgevoerd om al het losse materiaal aan het oppervlak van de klei te verwijderen. Het losse materiaal kan onder andere afkomstig zijn van biologische processen op de bodem van het Julianakanaal, recente sedimentatie in het Julianakanaal en/of verstoring van de bodem bij de monsternamen. Het losse materiaal wordt vrij snel geërodeerd bij het begin van de proef, daarna neemt de erosiesnelheid snel af tot een enigszins constante waarde. Deze waarde is de erosiesnelheid van de bodemmatrix bij de opgelegde schuifkracht (Figuur 6.3). De schuifkracht wordt na 10 minuten verhoogd om er zeker van te zijn dat al het materiaal dat niet bij de bodemmatrix hoort afgezogen is. Ook na verhoging van de schuifkracht neemt na een eerste erosiepiek de erosiesnelheid snel af tot een constante waarde (zie Figuur 6.4 voor een karakteristiek erosiesnelheidsfiguur).

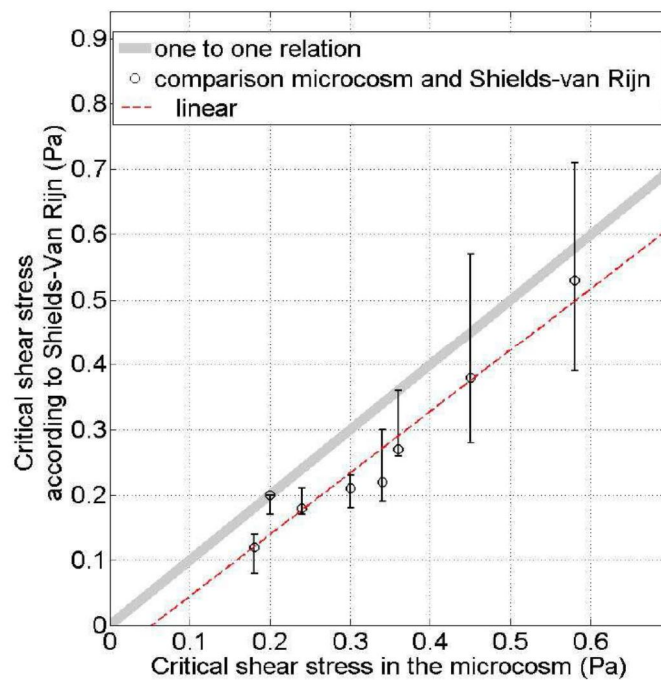
Het losse materiaal dat bij test-1 wordt afgezogen bij zeer geringe schuifspanning is in de tussenliggende 3 weken gevormd door verandering van de samenhang tussen de gronddeeltjes. Dit kan slechts door bioturbatie verklaard worden in afwezigheid van andere oorzaken, maar zal voor een klein deel ook bestaan uit materiaal dat na test-0 in suspensie was en nadien is bezonken. De hoeveelheid afgezogen los materiaal wordt berekend door van de totale hoeveelheid afgezogen materiaal de hoeveelheid geërodeerd materiaal uit de bodemmatrix en de hoeveelheid bezonken materiaal af te trekken.

¹ University of Maryland, Centre for Environmental Research

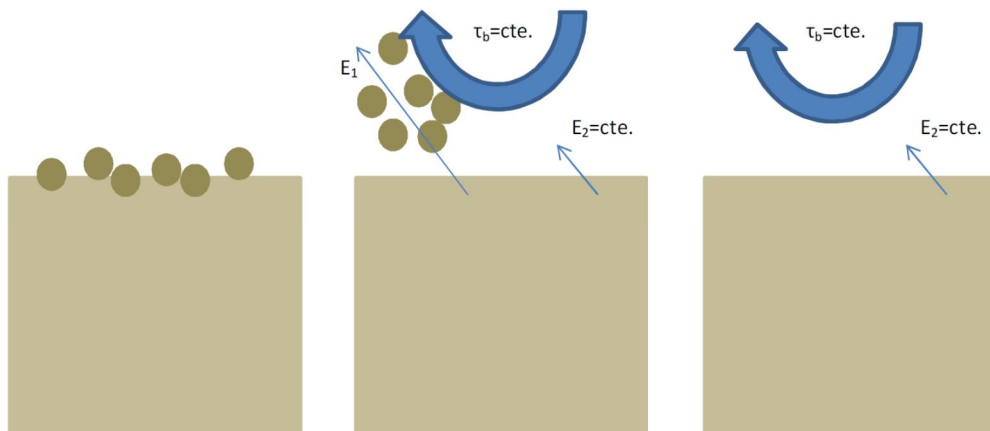
De hoeveelheid geërodeerd materiaal uit de bodemmatrix wordt bepaald aan de hand van de constante erosiesnelheid die optreedt tegen het einde van de meetperiodes van 10 minuten. Test-2 is als controle uitgevoerd om de reproduceerbaarheid van de resultaten uit test-1 te evalueren.



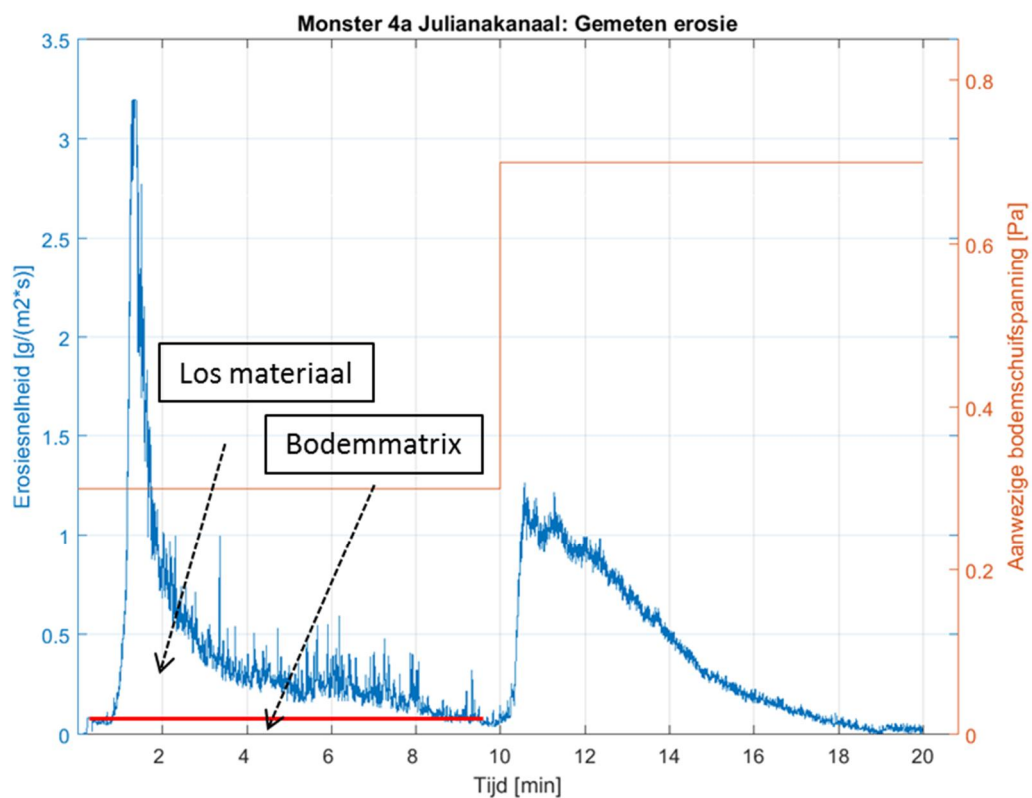
Figuur 6.1 De opstelling van de U-GEMS.



Figuur 6.2 Calibratiecurve van de U-GEMS (De Lucas Pardo, 2014). De foutenbalken zijn berekend met behulp van de D_{10} en de D_{90} (in plaats van de D_{50}) bij de berekening van de kritische schuifspanning volgens Shields/van Rijn (Van Rijn, 1984).



Figuur 6.3 Verskil tussen erosie van los materiaal of pellets (E_1) op de bodemmatrix en erosie van materiaal uit de bodemmatrix (E_2) onder invloed van een schuifspanning.



Figuur 6.4 Erosiesnelheidsprofiel van monster 4A bij test-0. De linker Y-as geeft de erosiesnelheid en de rechter Y-as de opgelegde schuifspanning. De erosiesnelheid neemt sterk af na de erosie van het losse materiaal en wordt uiteindelijk constant. De constante waarde is afhankelijk van de erosiegevoeligheid van de nog niet gebioturbeerde klei.

Voor en na elke test zijn steeds foto's gemaakt van het kleioppervlak en de grond onder het oppervlak in contact met de perspex monsterhouder. Deze foto's werden gemaakt om vast te stellen hoe het ontstane losse materiaal er uit ziet en of deze gelinkt kan worden aan biologische activiteiten. Daarnaast zijn soms sporen van fauna zichtbaar, met name in de

vorm van graafgangen. De hoeveelheid zichtbare graafgangen was beperkt (Figuur 6.5). De monsters zijn opgeslagen en getest bij een watertemperatuur van 10 °C.



Figuur 6.5 Monster 4B voor test-0. Verschillende graafgangen (zie pijl) zijn zichtbaar.

6.2 Resultaten

6.2.1 Algemeen

Voor test-0 zijn alle cilinders visueel geïnspecteerd op sporen van bioturbatie. De inspectie vond plaats 17 dagen na monsternamen. De monsters van locaties 2, 4 en 6 lieten sporen van graafgangen zien en losse 'pellets' aan het oppervlak (zie H2), de overige monsters niet. Van de locaties met bioturbatie zijn beide monsters gebruikt bij de analyses, van de overige locatie alleen monster A als controle voor de visuele vaststelling van de afwezigheid van bioturbatie. Bij test-0 bleek dat locatie 3 dusdanig zandrijk is dat er geen enkele erosie optreedt bij de gebruikte schuifspanningen. Locatie 3 is daarom niet verder onderzocht bij test-1 en test-2. Tabel 6.1 laat de resultaten zien van alle analyses. Kolom 3 geeft het gemeten massaverlies door bioturbatie in 3 weken en in kolom 4 is dit omgerekend naar het massaverlies per vierkante meter. In kolom 5 is dit vertaald naar het jaarlijkse dikteverlies in mm. Voor de bepaling van de geërodeerde hoogte is uitgegaan van een droge volumieke massa van de klei van 1550 kg/m^3 .

Het gemeten massaverlies door bioturbatie is het totale massaverlies minus het massaverlies door erosie van de bodemmatrix en minus de massa van het bezonken materiaal na afloop van een test. De laatste twee staan vermeld in Tabel 6.2. De monsters met visuele sporen van bioturbatie worden in Tabel 6.1 en Figuur 6.6 apart aangegeven. De jaarlijkse afname in bodemhoogte voor locaties met bioturbatie bedraagt maximaal 1,5 mm/jaar, voor de overige locaties 0,2 mm/jaar of minder. Dat er in elk monster massaverlies gemeten wordt kan toegeschreven worden aan een combinatie van meetfouten, het

stochastische karakter van de erosiegevoeligheid van de klei of microbiële activiteit. In de discussie wordt ingegaan op de verschillen tussen monsters van de verschillende locaties en tussen tests op hetzelfde monster.

Tabel 6.1 Overzicht van de resultaten van alle erosie-bioturbatie analyses. De locaties met visueel, herkenbare bioturbatie zijn rood en dik gedrukt.

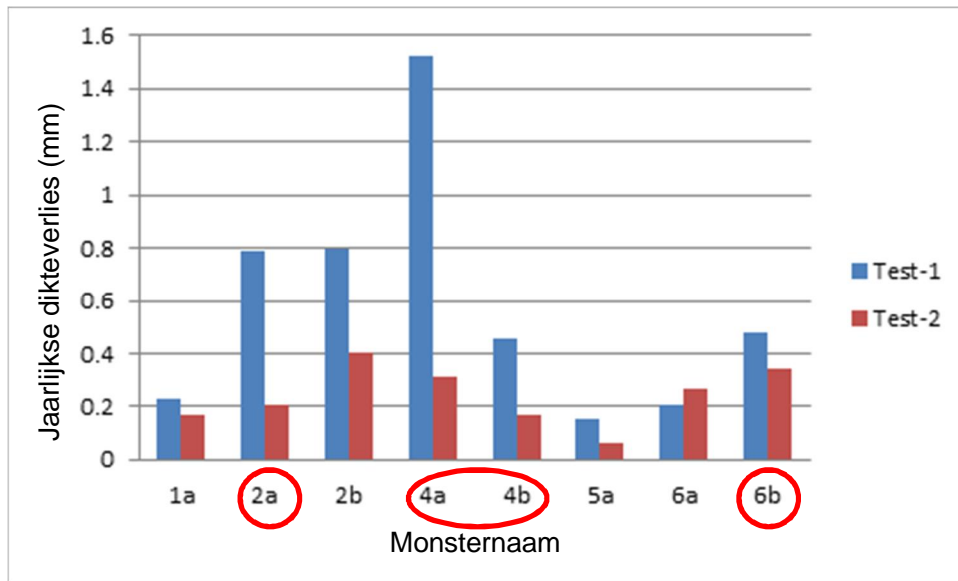
Naam	Test	Gemeten massaverlies door bioturbatie [g] [*]	Jaarlijks massaverlies [g/m ²]	Jaarlijks dikteverlies [mm] [#]
1A	Test-1	0,14	370	0,23
	Test-2	0,11	280	0,17
2A	Test-1	0,53	1260	0,79
	Test-2	0,13	342	0,21
2B	Test-1	0,54	1280	0,80
	Test-2	0,25	648	0,40
4A	Test-1	0,94	2440	1,52
	Test-2	0,21	511	0,31
4B	Test-1	0,28	742	0,46
	Test-2	0,11	276	0,17
5A	Test-1	0,09	253	0,15
	Test-2	0,04	111	0,06
6A	Test-1	0,14	351	0,21
	Test-2	0,16	434	0,27
6B	Test-1	0,32	770	0,48
	Test-2	0,21	557	0,34

* In een periode van drie weken

Monsternaam was in december 2015 bij luchttemperaturen van circa 15 °C na een warme herfst. Metingen in het lab zijn bij 10 °C uitgevoerd.

Tabel 6.2 Overzicht van het gemeten massaverlies van het bezonken materiaal en van de bodemmatrix.

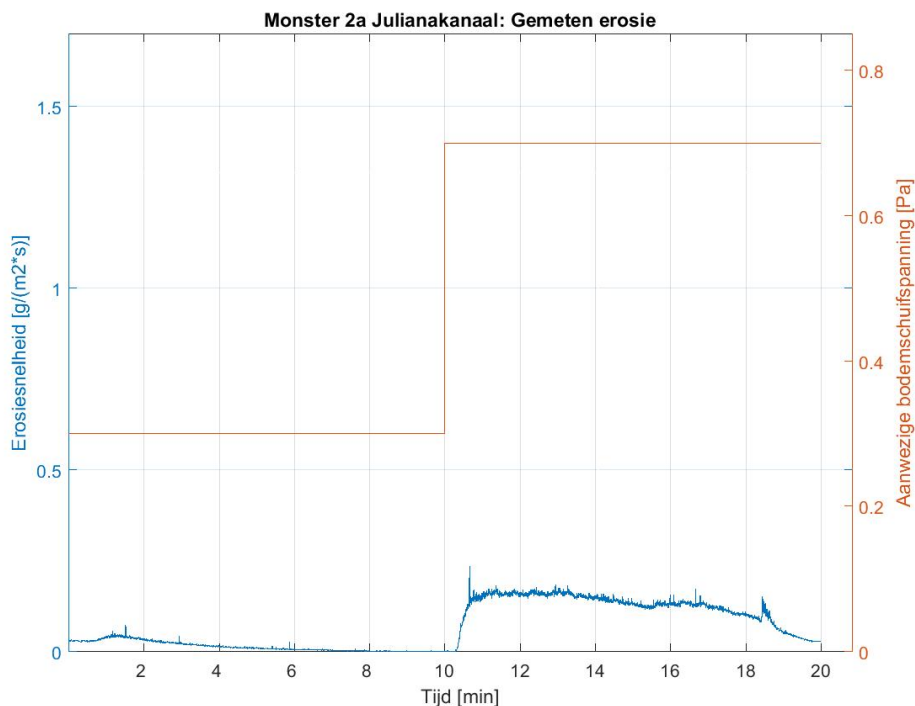
Monsternaam	Test	Bezonken materiaal [g]	Bodemmatrix bij 0,3 Pa [g/m ² /s]	Bodemmatrix bij 0,7 Pa [g/m ² /s]
1A	Test-1	2,03e-07	0,05	0,07
	Test-2	1,17e-07	0,06	0,08
2A	Test-1	1,77e-07	0,03	0,04
	Test-2	8,50e-08	0,03	0,04
2B	Test-1	1,57e-07	0,03	0,05
	Test-2	1,74e-07	0,06	0,08
4A	Test-1	2,44e-07	0,01	0,04
	Test-2	1,68e-08	0,06	0,07
4B	Test-1	2,17e-07	0,02	0,03
	Test-2	4,74e-08	0,05	0,06
5A	Test-1	1,57e-07	0,05	0,06
	Test-2	8,95e-08	0,06	0,08
6A	Test-1	4,96e-08	0,03	0,04
	Test-2	6,29e-08	0,07	0,09
6B	Test-1	4,33e-07	0,03	0,08
	Test-2	1,10e-07	0,07	0,09



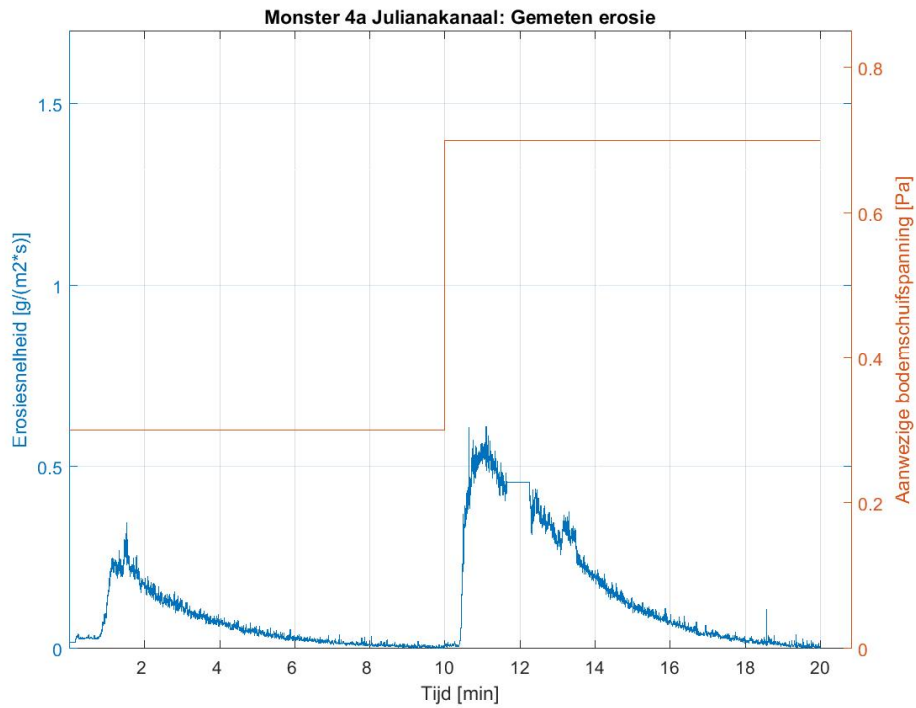
Figuur 6.6 Berekende jaarlijkse afname in bodemhoogte door bioturbatie. De rood omcirkelde monsters vertoonden visuele sporen van bioturbatie.

6.2.2 Erosietests

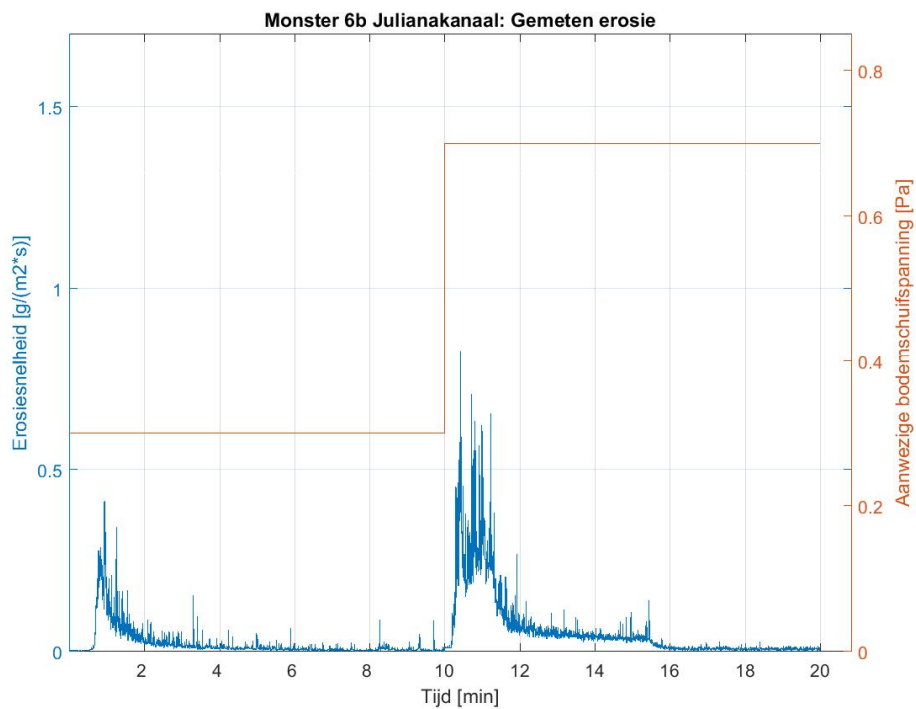
Hieronder worden eerst voor de locaties met zichtbare bioturbatie de grafieken van erosietest-1 getoond, waarbij alleen de erosiesnelheid van de door bioturbatie losgemaakte massa getoond wordt (Figuren 6.7 - 6.10). Hierdoor neemt de erosiesnelheid asymptotisch af tot nul in een periode van enige minuten na aanvang van de belasting. Aansluitend wordt ook voor een locatie waar geen bioturbatie vastgesteld is de grafiek van erosietest-1 getoond.



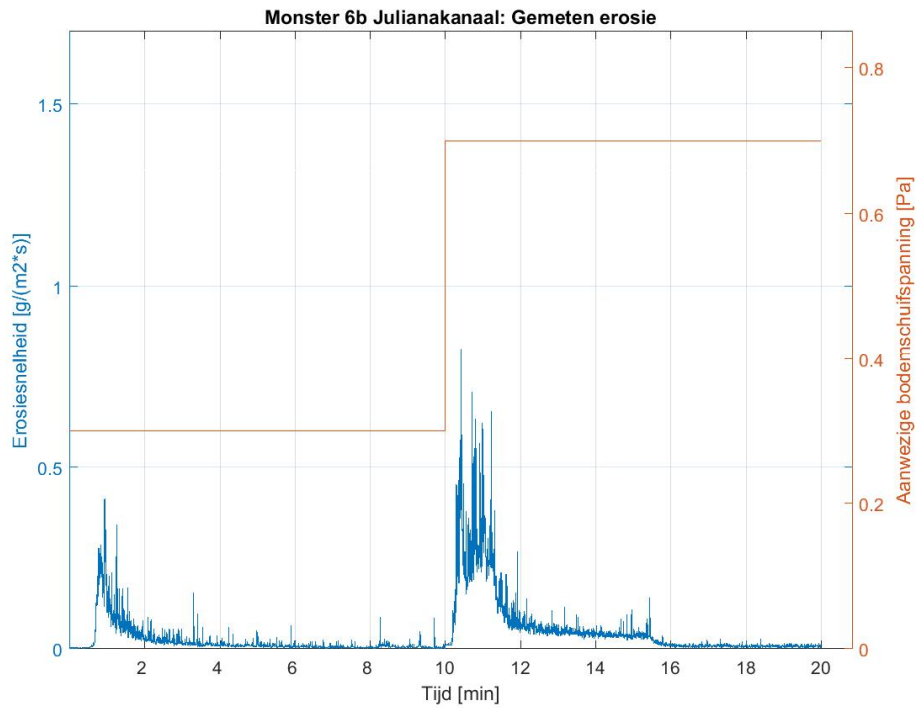
Figuur 6.7 Gemeten erosie van monsters 2A bij test-1.



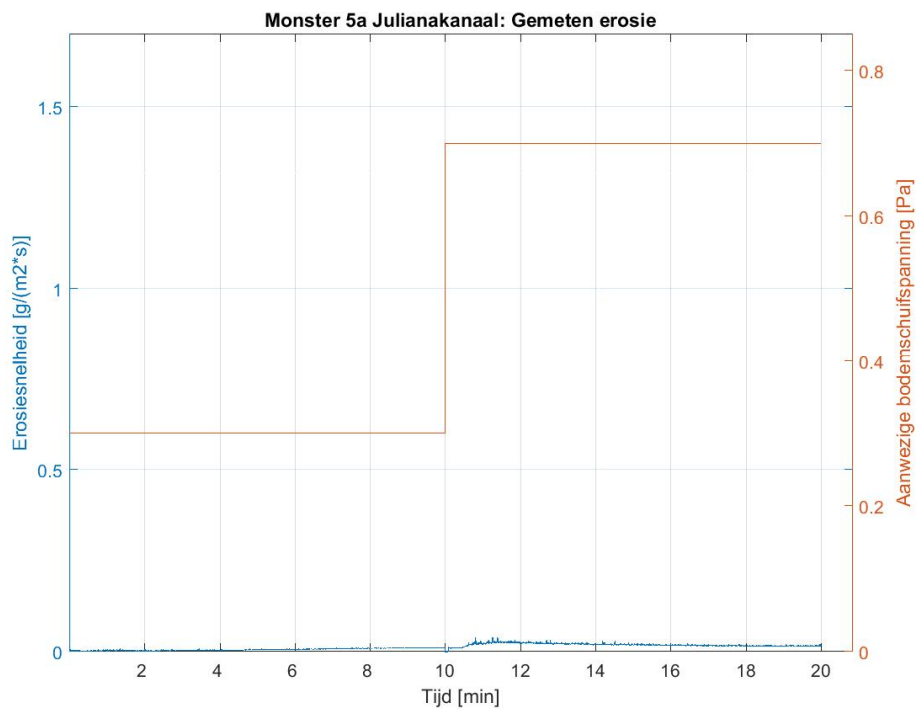
Figuur 6.8 Gemeten erosie van monsters 4A bij test-1.



Figuur 6.9 Gemeten erosie van monsters 4B bij test-1.



Figuur 6.10 Gemeten erosie van monsters 6B bij test-1.



Figuur 6.11 Gemeten erosie van monsters 5A bij test-1.

6.3 Discussie

Figuur 6.6 laat zien dat bij alle monsterlocaties met bioturbatie de gemeten erosiesnelheid door bioturbatie veel kleiner is bij de tweede test dan bij de eerste test. Dit is in lijn met de observatie dat ten tijde van test-2 er visueel minder bioturbatie is vastgesteld dan bij test-1. Met de tijd is de al weinig aanwezige fauna dus in aantal afgenomen door sterfte en/of afzuigen tijdens de erosietests. De gemeten erosiesnelheid door bioturbatie is bij test-2 voor de monsters 2A, 4AB en 6A niet veel hoger dan bij de monsters met geringe of geen bioturbatie. De erosiesnelheid van de kleilaag kan daarom beter bepaald worden aan de hand van de uitkomsten van test-1. Monster 2B laat geen visuele sporen van bioturbatie zien, maar wel relatief hoge massaverliezen. Dit wordt verklaard door het ruwe oppervlak van de bodem, veroorzaakt door zand- en grindkorrels en schelpenfragmenten, en de resulterende turbulentie.

In vergelijking met soortgelijk onderzoek in de Markermeer (De Lucas Pardo, 2014) zijn de gemeten erosiesnelheden erg laag, namelijk gemiddeld circa 0,5 g in drie weken versus meer dan 4 g in drie weken voor het Markermeer. Een waarschijnlijke verklaring zijn de meer natuurlijke condities in het Markermeer en een geschiktere bodem voor fauna.

7 Discussie en vaststelling erosiesnelheid door bioturbatie

7.1 Hoeveelheid fauna

Er is weinig fauna aanwezig in de bemonsterde kleilaag van de bodem van het Julianakanaal. In de 56, relatief kleine, monsters die genomen zijn ten behoeve van het onderzoek naar fauna (Tabel 3.3) is zelfs geen enkele meio- of macrofauna aangetroffen. In verschillende monstercilinders zijn visueel wel graafgangen vastgesteld en was het voor bioturbatie kenmerkende losse materiaal aanwezig aan het oppervlak. De dichtheid aan graafgangen is beperkt en de graafgangen zijn waarschijnlijk gegraven door 1 of 2 wormen. Na afloop van de erosietests is in twee cilinders nog een enkele worm aangetroffen, ook hieruit volgt dus dat er weinig fauna aanwezig is. Het is ook goed mogelijk dat gedurende het onderzoek een aantal wormen gestorven zijn en vervolgens afgezogen tijdens de erosietest. Uit het bacteriënonderzoek blijkt dat er op alle locaties wel veel bacteriën aanwezig zijn en dat de hoeveelheid bacteriën niet significant afneemt met de diepte. Dat er weinig fauna aanwezig lijkt daarom niet te worden veroorzaakt door het ontbreken van voldoende bacteriën

7.2 Erosiesnelheid door bioturbatie

De geringe hoeveelheid fauna resulteert in weinig bioturbatie en voor de helft van de locaties is zelfs geen enkele toename van de erosiegevoeligheid door bioturbatie vastgesteld. Bij de monsters waarbij door bioturbatie wel versnelde erosie optreedt is het extra massaverlies echter beperkt. Extrapolatie van de gemeten erosiesnelheid leidt tot een gemeten jaarlijkse erosie door bioturbatie van minimaal 0,5 en maximaal 1,5 mm, dus gemiddeld circa 1 mm/jaar onder de gehanteerde laboratoriumcondities. De huidige gemiddelde dikte van de kleilaag wordt geschat op 0,6 m (Schroevens et al., 2015) en dit betekent dus dat indien erosie onder invloed van bioturbatie het enige erosieve mechanisme was het nog honderden jaren zou duren eerdad de kleilaag compleet geërodeerd zou zijn. Op sommige locaties, bijvoorbeeld locatie 3, is de kleilaag echter zeer dun (6 cm) en zou de klei onder invloed van bioturbatie in circa 50 jaar geheel geërodeerd zijn. Er wordt in het kader van de vraagstelling niet ingegaan op de benodigde functionele dikte van de kleilaag.

7.3 Invloed van seizoensvariatie op de mate van bioturbatie

Het onderzoek is uitgevoerd met monsters die genomen zijn in december bij luchttemperaturen van circa 15 °C. In de drie maanden daarvoor was de gemiddelde temperatuur in Nederland circa 10 °C. De gemiddelde jaartemperatuur in de laatste 30 jaar is ook ongeveer 10 °C. De watertemperatuur waarbij de monsters zijn opgeslagen en getest is eveneens 10 °C. Dit betekent dat de erosie-tests zijn uitgevoerd onder voor Nederland gemiddelde omstandigheden.

Uit de literatuur (De Lucas Pardo et al., 2013) is bekend dat de activiteit van *Tubificidae* toeneemt bij hogere temperaturen. In de zomer zal daarom de mate van bioturbatie groter zijn dan in de winter. De hogere temperaturen hebben geen invloed op de hoeveelheid *Tubificidae* (zie bijvoorbeeld Brinkhurst, 1981 of Tesch, 1977). Dit betekent dat de gemeten erosiesnelheden representatief zijn voor de gemiddelde temperatuur in Nederland en daarmee ook voor de jaarlijks gemiddelde erosiesnelheid. Het is daarom niet nodig om de gemeten erosiesnelheid te corrigeren voor een temperatuurafhankelijke seizoensvariatie. In de zomer zullen de erosiesnelheid naar verwachting hoger zijn en in een koude winter lager.

7.4 Aanvullende opmerkingen

Bij locatie 2, 4 en 6 is een kleilaag van relevante dikte aangetroffen en deze locaties laten ook sporen van bioturbatie zien. Bij locatie 1 bestond de bodem uit een klei-grindmengsel, bij locatie 3 was de kleilaag slechts 6 cm dik en afgedekt door grind en bij de locatie 5 was een

bedekkende schelpenlaag aanwezig. Blijkbaar zijn dit omstandigheden waaronder fauna zich niet intensief ontwikkelt. Zoals bekend zijn lokale omstandigheden van grote invloed op de ontwikkeling van de micro- meio- en macrofauna die voor bioturbatie kunnen zorgen. De in het hier gerapporteerde onderzoek aangetroffen verschillen bevestigen deze constatering.

Het Julianakanaal is circa 35 km lang en tijdens dit project is een traject van 13 km bemonsterd. Er geen aanwijzingen dat de condities in de niet-bemonsterde delen wezenlijk anders zullen zijn dan in het bemonsterde traject. Het valt daarom niet te verwachten dat de erosiesnelheid door bioturbatie in andere delen van het Julianakanaal vele malen hoger kan zijn. Daarnaast verloopt de erosie door bioturbatie ook bij snelheden die enkele malen hoger zijn nog steeds langzaam en slechts met enkele millimeters per jaar.

In tegenstelling tot locaties 4 en 6 was bij locatie 2 wel een afdekkende grindlaag aanwezig. Dat op locatie 2 toch fauna leefde, moet veroorzaakt worden door een relatief doorlatende grindlaag waardoor er toch voldoende uitwisseling van voedingsstoffen kan plaatsvinden. Gezien de geringe grootte van de pellets, betekent dit ook dat de pellets via de grindlaag afgevoerd kunnen worden. Als de grindlaag vrijwel geheel dicht is, bijvoorbeeld door verstopping van de gaten met zand, dan kan in de onderliggende kleilaag zich geen bioturbierende fauna ontwikkelen. Op locatie 1 en 3 is de grindlaag blijkbaar dicht genoeg om de ontwikkeling van fauna volledig te remmen.

Opgemerkt wordt dat ten zuiden van de sluis bij Born nergens een afdekkende grindlaag is aangetroffen. De afwezigheid van een grindlaag heeft een belangrijk effect op de erosiesnelheid van klei onder invloed van door scheepvaart geïnduceerde stroming. Bij stabiliteitsproeven zijn erosiesnelheden gemeten die vele malen hoger liggen dan de gemeten erosiesnelheid door bioturbatie (Schroevens et al., 2015).

8 Conclusies

Eind 2015 zijn op zes locaties verschillende monsters uit de kleilaag op de bodem van het Julianakanaal gestoken. Deze monsters zijn onderzocht op de aanwezigheid van bacteriën en fauna en tevens zijn erosie-bioturbatietests uitgevoerd. De bemonstering en de analyses zijn uitgevoerd om antwoord te kunnen geven op de drie onderzoeksvragen:

- 1 Hoeveel bacteriën en fauna zijn aanwezig in de kleilaag op de bodem van het Julianakanaal?

Bacteriën zijn in gebruikelijke, normale mate aanwezig. De hoogste waarden worden gevonden op locaties waar de kleilaag niet afgedekt is met een grindlaag. De hoeveelheid bacteriën neemt niet af met de diepte. Er is zeer weinig fauna aanwezig in de bemonsterde klei, er zijn uiteindelijk slechts twee wormen (Tubificidae) vastgesteld. Wel zijn bij drie van de zes locaties sporen van bioturbatie aangetroffen in de vorm van graafgangen en kenmerkend los materiaal bovenop de kleilaag. Bij twee van deze drie locaties was geen afdekkende grindlaag aanwezig.

- 2 Wat is de erosiesnelheid door bioturbatie?

De geringe hoeveelheid fauna in de monsters resulteren in zeer lage erosiesnelheden door bioturbatie. Op de helft van de locaties is geen bioturbatie gemeten. De gemeten snelheden leiden op jaarbasis tot een afname van de kleidikte van 0,5-1,5 mm. In de zomer zullen de erosiesnelheden wat hoger liggen en de in een koude winter lager. De gemeten erosiesnelheid is representatief voor een gemiddeld jaar in Nederland.

- 3 Wat is de functionele levensduur van de klei als alleen erosie door bioturbatie beschouwd wordt?

In Schroevers et al. (2015) wordt gesteld dat de kleilaag thans gemiddeld 0,6 m dik is. Met de gemeten erosiesnelheid duurt het dan honderden jaren eerdat de kleilaag onder invloed van bioturbatie volledig geërodeerd is. Het valt niet uit te sluiten dat lokaal de omstandigheden voor de ontwikkeling van fauna gunstiger zijn waardoor de erosiesnelheid hoger kan zijn. De gemeten erosiesnelheid is echter dermate laag dat zelfs bij een enkele malen hogere erosiesnelheid het meer dan 100 jaar zou duren voordat een kleilaag van 0,6 m volledig geërodeerd zou zijn en tenminste vele tientallen jaren voordat de functionele dikte zou zijn aangetast. Er wordt in het kader van de vraagstelling niet ingegaan op de benodigde functionele dikte van de kleilaag. Opgemerkt wordt dat op 1 locatie de kleilaag slechts 0,06 m dik was en de functionele levensduur onder invloed van erosie door bioturbatie lokaal dus een factor 10 kleiner kan zijn.

9 Referenties

Brinkhurst, R.O., 1981. A contribution to the taxonomy of the Tubificinae (Oligochaeta: Tubificidae) . Proceedings of the Biological Society of Washington 94 (4): 1048-1067.

De Kleine, M., Buma, J., Marges, V., Menkovic, A., Vonhögen, L. en Wiersma, A., 2011, Geofysisch onderzoek Julianakanaal. Deltares rapport 1202392-000-BGS-0001.

De Lucas Pardo M. A., Bakker M., van Kessel T, Cozzolli F, en Winterwerp J.C., 2013. Erodability of soft fresh-water sediments: the role of bioturbation by meio-benthic fauna. Ocean Dynamics 63 (9): 1137-1150.

De Lucas Pardo, M.A., 2014. Effect of biota on fine sediment transport processes: A study of Lake Markermeer. Ph.D.-thesis Delft University.

De Vries & van der Wiel. Diverse boorbeschrijvingen.

Gust, G. R., 1989, Method and apparatus to generate precisely defined wall shearing stresses, Google Patents.

Gust, G. R., 1990, Method of generating precisely-defined wall shearing stresses, Google Patents.

Mappem Geophysics, 2015. Final report – Marine Resistivity measurements – Juliana Canal.

Schroevers, R., Verheij, H., Berends, K. en Vermaas, T., 2015. Stabiliteitsproeven Julianakanaal 2014 - Analyse meetresultaten. Deltares rapport 1210294-000-ZWS-0018.

Tesch, F., 1977. The Eel - Biology and Management of Anguillid Eels. Springer, The Netherlands.

Van Haaren, T., persoonlijke communicatie. Ton van Haaren was bij Grontmij N.V., later Eurofins Omegam, verantwoordelijk voor het onderzoek naar fauna in de kleimonsters.

Van Rijn, L. C., 1984, Sediment transport, part I: bed load transport: Journal of Hydraulic Engineering 110: 1431-1456.

A Literature study: bioturbation in cohesive sediments

1 Introduction

A literature study on the relationship between the activity of living organisms and the deterioration of cohesive sediment beds is given here.

1.1 Structure

The literature study is divided into different sub-sections. This introduction deals with the definition of living organisms at a cohesive bed-water interface, including a very broad overview on their effect on the stability of the bed. In the second chapter we narrow down to the particular effect of benthic animals in the degradation of a cohesive bed, giving a summary of the historic research on the topic and we discuss the specific disruption mechanisms via which a cohesive bed loses its original properties (e.g. strength or cohesiveness) due to the action of fauna. The section also reads about the suitability of using the eroded material from a cohesive bed as proxy for its degradation by bioturbation. Finally, in the third chapter the role of bacteria in erodibility of sediments is discussed, including their relationship with meiofauna.

1.2 General processes

The water-bed interface is an important part of what in ecology is known as the benthic zone, which comprises the lower part of the water column of a water body and the upper part of the bed underneath. The organisms living in the benthic zone can either be microorganisms, animals (zoobenthos), or plants.

Microorganisms are a very diverse group of bacterial and archaeal protozoa (Bacteria), but also fungi, algae and some microfauna are classified as microorganism (Madigan and Martinko, 2006). The group of microorganisms, mainly consisting of bacteria, is responsible for the redox reactions within the sediment matrix, and may therefore promote a small cementation effect within the sediment matrix (Duiker et al., 2003; Ivanov and Chu, 2008). Microorganisms also have an effect on sediment stability, as these are an important food-source for meiofauna in benthic zone (Peters et al., 2012). Furthermore, microorganisms can produce bioslime and form biofilms, stabilizing the cohesive sediment bed (Grabowski et al., 2011).

The zoobenthos, depending on their size, can be sub-divided into microfauna (described above), meiofauna, and macrofauna. These last two groups can be classified as a function of their impact in the benthic zone as: surface-disrupters, tube-building fauna, bio-diffusing bivalves and surface pelletisers (Montserrat et al., 2008). Amongst these, only high-densities of tube-building fauna are known to have a stabilizing effect (Featherstone and Risk, 1977). The rest of the fauna typologies acts as destabilizing factors (Montserrat et al., 2008; Montserrat et al., 2009; Widdows and Brinsley, 2002), hence degrading the bed.

Finally, plants may attain a variety of forms and sizes (e.g. from diatoms to macrophytes), and they usually result in a stabilizing effect. This stabilization occurs either by means of dampening the stresses at the bed (Nepf, 2012) or by increasing the cohesiveness of the bed by the excretion of mucus (Paterson, 1997).

1.3 Research focus

In the current study, the focus is on bacteria and meiofauna effects on the erodibility of the sediment bed. Meiofauna destabilizes and disrupts the bed so that it loses its original properties, and bacteria can stimulate the presence of meiofauna, but might also contribute to stabilizing effects on the sediment bed.

2 Meiofauna

2.1 Bioturbation and bed degradation

Bioturbation includes the processes of feeding, burrowing and locomotory activities of sediment dwelling benthos (Fisher et al., 1980), and severely affects the characteristics of a cohesive sediment bed (Le Hir et al., 2007). Bioturbators form an important subgroup within benthic biota (Knaapen et al., 2003), which can attain high densities in cohesive sediment soils (Pearson and Rosenberg, 1978). Previous researchers have measured the degradation effect of bioturbation by addressing its effect in the properties of cohesive sediment beds (Amaro et al., 2007; Rhoads and Young, 1970; Widdows et al., 1998; Widdows et al., 2000; Willows et al., 1998; de Lucas Pardo et al., 2013), finding that the presence and activity of fauna results in weakening of the bed and its overall deterioration. Others have studied the feeding mode and feeding rates of bioturbating fauna, and have characterized their effect on the stratigraphy of the sediment deposits (Davis, 1974; Fisher et al., 1980; Van de Bund et al., 1994). The current study is to quantify the effect of bioturbation by benthic fauna on the degradation of a particular cohesive sediment bed located at a navigation channel.

2.1.1 Bed degradation mechanisms

There are several main mechanisms in which bioturbation activity can disrupt and degrade a cohesive sediment bed. These are related with the type of benthic fauna present in the bed. Montserrat et al. (2008) use a classification of benthic fauna as a function of their impact on the benthic region. They distinguish tube-building fauna, surface disrupting species, surface pelletizers and bio diffusing bivalves. Here we focus on the three types of fauna that can have a negative impact in the cohesiveness and strength of a cohesive sediment bed, hence excluding tube-building fauna from the discussion.

The first type of possible disturbance in a cohesive sediment bed is caused by surface disrupters. These species move around the sediment-water interface, increasing the water content of the bed and decreasing its strength. Moreover, they also dig surficial channels when moving, leaving loose sediment particles at the edge of these channels or tracks. These processes results in weakening of the bed.

The second type of disturbance in a cohesive bed is caused by surface pelletizers. According to the descriptions by Fisher et al. (1980) and Davis (1974), surface pelletizers ingest sediment from the substratum and expel this material at the sediment water interface (Fisher et al., 1980). Therefore, the surface of a sediment bed in which surface pelletisers is active may be completely pelletized after a certain time, as described by Rhoads (1970), who analysed the development of fecal rich surfaces under bioturbators influence. This type of bioturbation has important implications for the degradation of the bed. The surface pelletisers rework the fine sediments deeper into the bed, forming loose aggregates on the bed surface. These pellets are loose and more easily erodible than the undisturbed bed sediments, and thus the bed degrades into a less packed and less cohesive sediment matrix.

Finally, the third type of disruption is related with bio diffusing bivalves. These animals are fixed at the bed-water interface, protruding into the water column. Whenever a current goes over the bed, the turbulence generation increases substantially because of the increased roughness that the presence of the bivalves creates, resulting in erosion and degradation of

the cohesive sediment layer (Montserrat et al., 2009). The main difference with the other two mechanisms is that here there is not a weakening of the bed per se, but just an increase of the eroding forces. The degradation effect of bio-diffusing bivalves requires an energetic flow over the bed, and thus is not subject of the current study. We focus in loosening of the bed particles created by the dwelling fauna.

2.1.2 On the relationship between bed erodibility and bioturbation rate

The erosion behaviour of a cohesive sediment bed has been widely used in literature as a proxy to measure the degradation of the bed by bioturbation mechanisms (Rhoads and Young, 1970; Widdows et al., 1998; Widdows et al., 2000; Willows et al., 1998; de Lucas Pardo et al., 2013). The motivation for this is the very distinct erosion behaviour of a cohesive bed after bioturbation. Let us imagine a cohesive bed A that is not erodible under a certain constant bed shear stress τ_{cte} (thus $\tau_{cte} < \tau_{crit_A}$ = critical shear stress for erosion of bed A). Upon bioturbation, this bed will become erodible under the bed shear stress τ_{cte} , but with the important particularity of exhibiting starvation of erodible sediment under the influence of this constant bed shear stress. This means that the initial erosion rate will rapidly and substantially decrease even when the bed shear stress does not change. Now let's imagine another cohesive bed B where erosion occurred because of τ_{cte} being larger than τ_{crit_B} (and not because of bioturbation). In that case, the bed would show erosion as well, but exhibiting always a constant erosion rate, and without the rapid decrease in erosion rate characteristic of bioturbated beds. Therefore the existence of starvation of erodible sediment can be linked to the presence of bioturbation agents, and the eroded sediments can be used to quantify the degradation of the bed. The reason why bioturbation leads to starvation of erodible sediment can be understood by analysing the two possible causes for this starvation.

The first possible explanation for starvation of erodible sediment is simply the depletion of sediments available for erosion, meaning that only part of the sediment at the bed's surface is erodible, with the rest of the sediment being strongly fixed to the bed. The erodible sediment originate from a region of the bed weakened by surface disrupters, or may consist of fecal pellets deposited on the surface (de Lucas Pardo et al., 2014). These observations were first reported by Amos et al. (1992), who defined an erosion type Ia, associated with the erosion of fecal pellets and disrupted sediment in a highly active benthic environment. Amos et al. (1992) characterized this type of erosion as a steep increase in erosion rate after applying a bed shear stress, followed by a smooth decrease over the next three minutes. Once the disrupted sediment is picked up and transported away, there is no more erodible sediment at the bed (only the strongly fixed sediments are left, but those cannot be eroded).

The second explanation for erodible sediment starvation is a vertical gradient in strength within the bed, induced by physicochemical processes such as consolidation (e.g. sediments are more difficult to erode at depth, where their strength is larger). However, gradients in strength because of consolidation do not exist at such shallow depths, except from biologically induced glueing, and are likely to be destroyed by the dwelling fauna, but even when not destroyed, erodible sediment starvation because of consolidation would require much more time (e.g. hours) for being observed under a constant bed shear stress.

Hence, the pelletization and disruption of the bed are responsible for the increase in erosion rate under a constant bed shear stress over a short period of time, and will be used as a proxy for the degradation by bioturbation in the current study too. The method consists in comparing the erodibility of a non-bioturbated bed (usually zero or very small) with the increased erodibility that a bioturbated bed shows over a short period of time.

Finally, let us emphasize that historic data and literature on the topic confirms that bioturbators exhibit bioturbation rates that are majorly a function of temperature (Wachs,

1967; Poddubnaia 1962; Davis, 1974; de Lucas Pardo et al., 2013). Therefore, if the population and densities of bioturbators do not vary substantially over the years, the measured bioturbation rate, adjusted to temperature variations, can be used to extrapolate to amount of bioturbated or degraded bed over years, even decades. The latter was successfully applied by de Lucas Pardo et al. (2013), who predicted the amount of degraded clay bed in Markermeer between 1970 and 2010 by studying the bioturbation rate of the benthic fauna at the laboratory and by extrapolating these measurements to the potential bioturbation area and temperature variations at the lake.

2.2 Bed degradation by softening

Bed degradation of cohesive sediments is also reported from the Great Lakes area, USA. At the bottom a stiff cohesive till layer is frequently present. Davidson-Arnott and Langham (2000) show that the top layer of the till is softened through time as a result of water entering the substrate pore system. This results in increasing moisture content and decreasing till strength close to the surface. It appears that the entering of water is controlled by pressure fluctuations due to wave action.

3 Bacteria

3.1 Setting redox conditions

Bacteria influence environmental redox conditions at local scale by their activities. The effect is the result of multiple biogeochemical processes, depending on e.g. availability of nutrients. For their metabolism, bacteria need both an energy source (e.g. light, H₂, organic material) and an electron acceptor (e.g. O₂, Fe³⁺, organic compound). There is a broad range of specialized bacteria, which all differ in their preferred energy source and electron acceptor. In sediments, oxygen becomes depleted by aerobic microorganisms if oxygen diffusion is insufficient. Then bacteria able to use nitrate start their activity till nitrate is depleted, which is followed then by e.g. sulphate reducing-bacteria. The overall effect of this cascade of microbial processes is a lowering of the local redox conditions in the sediment (Pearl and Pinckney, 2006). Changes of the redox potential also have effect on other physical and geochemical processes, like pH and solubility of ions, cation exchange capacity (CEC), and electrostatic attraction. This last process is directly linked to erodibility of sediment, but the effect is marginal on the total stability of a sediment bed (Grabowski et al., 2011).

A more important effect of changed redox conditions by microbial activity, including depletion of oxygen, is the creation of microhabitats for meiofauna (Sellanes and Neira, 2006; De Wit et al., 2001). Major taxon level, as nematodes and copepods, hardly enter anoxic sediments (Bouvy and Soyer, 1989).

Although bacteria influence the redox conditions at local scale, bacteria can be found almost everywhere (Foissner, 2006), and therefore, also at bigger scale, the effect of redox potential reduction can be expected in the whole sediment bed of a water system. Local variation in nutrient availability will cause heterogeneity in redox changes.

3.2 Production of Bioslime

Bacteria are known to excrete bioslime and live in biofilms on surfaces (Costerton et al., 1996), including on sediment systems (Decho, 2000) and to create micro-environments with optimal conditions for their survival. Bioslime is a combination of various compounds which are excreted by (micro)organisms, the so-called Extracellular Polymeric Substances (EPS). EPS is mainly composed of polysaccharides and proteins, but includes other macromolecules such as DNA, lipids and humic substances (Costerton et al., 1996; Donlan, 2002).

It has been demonstrated widely over the past 25 years that EPS has a stabilizing influence on sediments. EPS increases the erosion thresholds and decrease erosion rates of both cohesive and non-cohesive sediments (Grabowski et al., 2011). However, the composition of bioslime / EPS is highly variable, and no single technique exists by which all EPS can be extracted from a sediment sample. Therefore, it is hard to relate EPS concentrations to erodibility of sediments. In the most commonly used method, the total carbohydrate fraction of bioslime is quantified. Different studies showed that this fraction is negatively correlated to sediment erodibility (Grabowski et al 2011), and can reduce erosion rates with a factor 6 (Sutherland et al., 1998), and thereby increase the stability of sediment 1,2 – 9 fold (Friend et al., 2003; Tolhurst et al., 2003).

The majority of these studies on stabilisation effects of EPS were performed with marine sediments. Gerbersdorf et al. (2005 and 2007) showed in field surveys with riverine sediments also a positive correlation between erosion thresholds and EPS. Bound carbohydrate and protein concentrations measured were in the range of 1.7–3.8, and 0.9–5.2 mg g⁻¹ dry weight (DW), respectively. Because the accurately of monitoring and quantification of EPS is under debate, quantification of the total amount of bacterial numbers is often used as alternative and straightforward method. In the two mentioned studies by Gerbersdorf et al., the number of bacteria associated to the sediment surface was 10⁹ cell g⁻¹DW, where Haglund et al. (2006) reported numbers up to 4.10¹⁰ cells g⁻¹ DW in lake sediments. Normal background values for bacteria in sediment without biofilm are hardly available, but bacterial numbers in soil are known to be in the range of 2.10³ – 8.10⁶ per g DW (Roesch et al., 2007). It appears that the numbers of bacteria in biofilms are 10³ – 10⁶ times higher than the background values. Monitoring bacterial numbers, however, does not discriminate between different species of bacteria, which differ in their capacity for EPS production or in excretion ratio of carbohydrates and proteins (Costerton et al., 1996).

Bioslime not only reduces the erosion rate because of higher erosion threshold of the sediment bed as a whole: microbially produced EPS also increase the cohesive strength between particles which are not at the top of the sediment bed (Duiker et al., 2003; Ivanov and Chu, 2008; Van der Zaan, 2015). Ongoing experiments at Deltares actually focus on the strength of biocementing (biosealing) effect between clay and sand particles by microbiologically produced EPS.

3.3 Interaction between meiofauna and bacteria

Several studies showed that meiofauna eat microorganisms like bacteria and diatoms. Although direct correlations between occurrence of diatoms and specific taxa of meiofauna are reported, bacterial biomass could not directly be linked to the amount of meiofauna (Montagna et al., 1983). This means that other variables like temperature, presence of oxygen, pH, and organic content are contributing factors for survival and proliferation of meiofauna. Furthermore, meiofauna feeds not only on bacteria. Bouvey and Soyer (1989) showed that temperature was a critical parameter for the development of meiofauna in sediments, as the growth of bacteria, diatoms and microalgae was controlled by this parameter differently, and meiofauna was not limited to one specific type of food.

Bacteria do serve not only as one of the available food types for meiofauna. As described above in paragraph 3.1, bacteria influence biogeochemical conditions of the sediment, and with this control some of the environmental parameters of sediment for meiofauna habitats, like oxygen concentration. By depletion of oxygen, not all species can enter the habitat (Bouvy and Soyer, 1989). Once both meiofauna and bacteria are present and active in a sediment bed, bacteria can reduce the destabilizing effects of meiofauna (e.g. tunneling and trenching) to a certain extent. The coverage of a sediment bed with bioslime was also observed on the walls of pores and tunnels made by meiofauna, reducing in this way the erodibility effects of these organisms (Grabowski et al., 2011).

It is not only bacteria which influence the meiofauna, there are also stimulating effects of meiofauna on bacterial activity (Traunspurger et al., 1997). Said study showed that grazing of nematodes affect bacterial activity, and indicates that grazing by nematodes was an important factor in stimulating bacterial activity.

References

- Amaro, T. P., Duineveld, G.C., Bergman, M.J., Witbaard, R. and Scheffer, M., 2007. The consequences of changes in abundance of *Callianassa subterranea* and *Amphiuira filiformis* on sediment erosion at the Frisian Front (south-eastern North Sea). *Hydrobiologia* 589: 273-285.
- Amos, C. L., Daborn, G., Christian, H., Atkinson, A., and Robertson, A., 1992. In situ erosion measurements on fine-grained sediments from the Bay of Fundy: *Marine Geology* 108: 175-196.
- Bouvy, M and Soyer, J., 1989. Benthic seasonality in an intertidal mud flat at Kerguelen Islands (Austral ocean). The relationships between meiofaunal abundance and their potential microbial food, *Polar Biology* 10(1): 19-27.
- Costerton, J.W., Lewandowski, Z., Caldwell, D.E., Korber, D.R. Lappin-Scott, H.M., 1996. Microbial Biofilms. *Annual Review of Microbiology* 49: 711-745.
- Davis, R. B., 1974. Stratigraphic effects of tubificids in profundal lake sediments. *Limnol. Oceanogr.* 19: 466-488.
- Decho, A.W., 2000. Microbial biofilms in intertidal systems: an overview. *Continental Shelf Research* 20 (10–11): 1257-1273.
- De Lucas Pardo, M. A., Bakker M., van Kessel T, Cozzolli F, Winterwerp J.C., 2013. Erodability of soft fresh-water sediments: the role of bioturbation by meio-benthic fauna. *Ocean Dynamics* 63 (9): 1137-1150.
- Donlan, R.M., 2002. Biofilms: microbial life on surfaces. *Emerging Infect. Dis.* 8 (9): 881–90.
- Duiker, S. W., Rhoton, F.E., Torrent, J., Smeck, N.E. and Lal, R., 2003. Iron (hydr)oxide crystallinity effects on soil aggregation. *Soil Science Society of America Journal* 67: 606-611.
- Featherstone, R. P., and Risk, M., 1977. Effect of tube-building polychaetes on intertidal sediments on the Minas Basin, Bay of Fundy. *Journal of Sedimentary Research* 47: 446-450.
- Fisher, J., Lick, W., McCall, P. and Robbins, J., 1980. Vertical mixing of lake sediments by tubificid oligochaetes. *Journal of Geophysical Research Oceans* 85: 3997-4006.
- Foissner, W., 2006. Biogeography and dispersal of micro-organisms: A review emphasizing protists *Acta Protozoologica* 45 (2): 111-136.

- Friend, P.L., Ciavola, P., Cappucci, S. and Santos, R., 2003. Bio-dependent bed parameters as a proxy tool for sediment stability in mixed habitat intertidal areas. *Continental Shelf Research* 23 (17–19): 1899–1917.
- Gerbersdorf, S.U., Jancke, T. and Westrich, B., 2005. Physico-chemical and biological sediment properties determining erosion resistance of contaminated riverine sediments — temporal and vertical pattern at the Lauffen reservoir/River Neckar, Germany. *Limnologica* 35 (3): 132–144.
- Gerbersdorf, S.U., Jancke, T. and Westrich, B., 2007. Sediment properties for assessing the erosion risk of contaminated riverine sites. *Journal of Soils and Sediments* 7 (1): 25–35.
- Grabowski et al., 2011. Review: Erodibility of cohesive sediment: The importance of sediment properties. *Earth-Science Reviews* 105: 101–120.
- Haglund, A.-L., Lantz, P., Törnblom, E. and Tranvik, L., 2006. Depth distribution of active bacteria and bacterial activity in lake sediment. *FEMS Microbiology Ecology* 46(1): 31–38.
- Ivanov, V. and Chu, J., 2008. Applications of microorganisms to geotechnical engineering for bioclogging and biocementation of soil in situ. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 7: 139-153.
- Knaapen, M., Holzhauser, H., Hulscher, S., Baptist, M., Vries, M. and M. Van Ledden, 2003. On the modelling of biological effects on morphology in estuaries and seas. Third IAHR Symposium on River, Coastal and Estuarine Morphodynamics, RCEM 2003: 773-783.
- Le Hir, P., Monbet, Y. and Orvain, F., 2007 Sediment erodability in sediment transport modelling: Can we account for biota effects? *Continental Shelf Research* 27: 1116-1142.
- Madigan, M. and Martinko, J (editors), 2006. *Brock Biology of Microorganisms* (13th ed.). Pearson Education. ISBN 0-321-73551-X
- Montagna PA, Coull BC, Herring TL, Dudley BW (1983) The relationship between abundances of meiofauna and their suspected microbial food (diatoms and bacteria). *Est Coast Shelf Sci* 17:381–394
- Montserrat, F., Van Colen, C., Degraer, S., Ysebaert, T., and Herman P.M., 2008. Benthic community-mediated sediment dynamics. *Marine ecology progress series* 372: 43-59.
- Montserrat, F., Van Colen, C., Provoost, P., Milla, M., Ponti, M., Van Den Meersche, K., Ysebaert, T. and Herman, P.M., 2009. Sediment segregation by biodiffusing bivalves. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 83: 379-391.
- Nepf, H. M., 2012. Flow and transport in regions with aquatic vegetation. *Annual Review of Fluid Mechanics* 44: 123-142.
- Paterson, D., 1997. Biological mediation of sediment erodibility: ecology and physical dynamics. In: Parker, B.N and Watts, J. (editors) *Cohesive sediments*: 215-229.
- Paerl, H.W. and Pinckney, J.L., 1996. Mini-review of microbial consortia: Their roles in aquatic production and biogeochemical cycling. *Microbial Ecology* 31 (3): 225-247.

Pearson, T. and Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and marine biology: an annual review* 16: 229-311.

Peters, L., Faust, C. and Traunspurger, W., 2012. Changes in community composition, carbon and nitrogen stable isotope signatures and feeding strategy in epilithic aquatic nematodes along a depth gradient. *Aquatic Ecology* 46 (3): 371-384.

Poddubnaja, T. L., 1962. The vertical distribution of *Limnodrilus newaensis* Mich. and *L. hoffmeisteri* Clap. in the sediments of the Rybinsk Reservoir, *Izv. Inst. Biol. Vodokhran. Akad. Nauk SSSR*, 12: 20-26.

Rhoads, D. C., and Young, D.K., 1970. The influence of depositfeeding organisms on sediment stability and community trophic structure. *Journal of Marine Research* 28: 150-178.

Roesch, L.F.W., Fulthorpe, R.R., Riva, A., Casella, G., Hadwin, A.K.M., Kent, A.D., Daroub, S.H., Camargo, F.A.O., Farmerie, W.G. and Triplett, E.W., 2007. Pyrosequencing enumerates and contrasts soil microbial diversity. *ISME Journal* 1 (4): 283-290.

Sellanes, J. and Neira, C., 2006. ENSO as a natural experiment to understand environmental control of meiofaunal community structure. *Marine Ecology* 27(1): 31-43.

Sutherland, T.F., Grant, J. and Amos, C.L., 1998. The effect of carbohydrate production by the diatom *Nitzschia curvilineata* on the erodibility of sediment. *Limnology and Oceanography* 43 (1): 65-72.

Tolhurst, T.J., Jesus, B., Brotas, V. and Paterson, D.M., 2003. Diatom migration and sediment armouring — an example from the Tagus Estuary, Portugal. *Hydrobiologia* 503 (1-3): 183-193.

Traunspurger, W., Bergtold, M. and Goedkoop, W., 1997. The effects of nematodes on bacterial activity and abundance in a freshwater sediment. *Oecologia* 112 (1): 118-122.

Van de Bund, W.J., Goedkoop, W. and Johnson, R.K., 1994. *Journal of the North American Benthological Society* 13 (4): 532-539

Van der Zaan, B., 2015. BioSealing Column-experiment 1: Durability of BioSealing in field Material. Deltares report 1208786-004

Wachs, B., 1967. Die oligochaeten-Fauna der Fleissgewasseurn ter besonder Berucksichtigung der Beziehungsz wischend er tubificiden Besiedlung und dem Substrat. *Arch. Hydrobiol.*, 63: 310-386.

Widdows, J., Brinsley, M., Bowley, N. and Barrett, C. 1998 A Benthic Annular Flume for "In Situ" Measurement of Suspension Feeding/Biodeposition Rates and Erosion Potential of Intertidal Cohesive Sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (46): 27-38.

Widdows, J., Brinsley, M., Salkeld, P. and Lucas, C., 2000. Influence of biota on spatial and temporal variation in sediment erodability and material flux on a tidal flat (Westerschelde, The Netherlands). *Marine Ecology Progress Series* 194: 23-37.

Widdows, J. and Brinsley, M., 2002. Impact of biotic and abiotic processes on sediment dynamics and the consequences to the structure and functioning of the intertidal zone. *Journal of Sea Research* 48: 143-156.

Willows, R. I., Widdows, J. and Wood, R., 1998 Influence of an infaunal bivalve on the erosion of an intertidal cohesive sediment: a flume and modeling study. *Limnology and Oceanography* 43: 1332-1343.

De Wit, R., Stal, L.J., Lomstein, B.A., Herbert, R.A., van Gemerden, H., Viaroli, P., Cecherelli, V.-U., Rodríguez-Valera, F., Bartoli, M., Giordani, G., Azzoni, R., Schaub, B., Welsh, D.T., Donnelly, A., Cifuentes, A., Antón, J., Finster, K., Nielsen, L.B., Pedersen, A.-G.U., Neubauer, A.T., Colangelo, M.A., and Heijs, S.K., 2001. ROBUST: The ROle of BUffering capacities in STabilising coastal lagoon ecosystems. *Continental Shelf Research* 21: 2021-2041.