

## notitie

GWAO-89.1306

aan : Sawes-model en Sawes-transport  
van : Ad Langerak  
datum : 31 augustus 1989  
onderwerp : Slibtransport en slibgehalte landengrens bij sanering Belgische  
sliblozingen

### 1. Inleiding en korte samenvatting

Tot nog toe hebben we aangenomen dat bij de sanering van de Schelde de slibbeweging op de Westerschelde gelijk blijft. De vraag is of dit waar is. De sliblozing op de Schelderivier kan meer dan halveren. Volgens Belgische cijfers is de sliblozing voor  $\frac{2}{3}$  van huishoudelijke en industriële oorsprong en voor  $\frac{1}{3}$  van natuurlijke. Bij een "volledige" sanering van de huishoudelijke en industriële lozing daalt deze lozing tot 10% van de oorspronkelijke waarde. De totale slibbelasting daalt daardoor tot 40% van de oorspronkelijke waarde.

De vraag is dan ook welke gevolgen de 60% lagere slibbelasting op de Schelde heeft op de slibgehalten en slibtransporten op de landengrens. Om dit te onderzoeken zijn drie parameters onderscheiden die telkens één voor één bekeken zijn.

De parameters zijn:

1. De nalevering uit het slib in de rivierbodem.
2. De invloed van baggerwerken.
3. De invloed van de veranderende fysische chemische en biologische factoren.

Het onderzoek naar deze vraag heeft de volgende resultaten opgeleverd (zie ook par. 2, 3, 4 en 5):

Ad 1. De rivierbodem kan bij constante nalevering het slibgehalte en de transporten in de waterfase voor 83 jaar op het huidige peil houden. En de rivierbodem kan bij een nalevering die evenredig daalt met het nog aanwezige gehalte in de bodem, het slibgehalte en de transporten over 30 jaar boven de 88% houden.

ao/3/ht

behoort bij: Notitie GWAO-89.1306

datum: 31 augustus 1989

bladnr: 2

Ad 2. De toe of afname van het gebaggerde oppervlak kan een belangrijke invloed op het slibgehalte hebben.

Onderzoek in de Eems Dollard toont aan dat er mogelijk een relatie is tussen het gebaggerd oppervlak (en niet tussen het gebaggerd volume) en slibgehalte.

Een 4x zo groot gebaggerd oppervlak gaf een 1,5 x zo groot slibgehalte in de waterfase. Aannemend dat de transporten evenredig zijn met het slibgehalte zou het transport van marien en fluviatiel materiaal in de Eems Dollard ook 1,5x zo groot geworden zijn. Omdat de baggeractiviteiten i.v.m. de verdieping in de Schelde eerder toe dan afnemen is een groter slibgehalte en een groter transport in de Schelde niet onmogelijk. Aantoonbaar is dit echter nog niet (zie par. 5).

Ad 3. De chemische fysische en biologische factoren kunnen een belangrijke invloed hebben. De grote onbekende is de biologie.

Literatuuronderzoek van het WL toont een relatie aan tussen de factoren PH, organisch stofgehalte en ionactiviteit. Op basis van literatuur gegevens zouden de slibgehalten en transporten mogelijk orde 5 à 10% toe kunnen nemen. Sommige biologische factoren kunnen dit meer dan teniet doen.

Op grond van de volgende drie overwegingen stel ik voor om bij het doorrekenen van de sanering uit te gaan van gelijkblijvend slibgehalte en gelijkblijvende slibtransporten in ieder geval niet van lagere gehalten en transporten:

1. De stabiliserende invloed van de bodem, waardoor de transporten en gehalten bij sanering vermoedelijk maar geleidelijk af zullen nemen.
2. De mogelijke toename van baggerwerken en daarmee de mogelijke toename van slibgehalten en -transporten.
3. De mogelijke toename van gehalten en transporten door de verandering van fysische en chemische factoren bij de sanering.

## 2. De dempende invloed van het slibbuffer in de bodem op de slibtransporten

Het resulterend slibtransport over de landgrens Nederland/België zal vermoedelijk met grote vertraging reageren op een sanering van de slibtoevoer naar

behoort bij: Notitie GWAO-89.1306

datum: 31 augustus 1989

bladnr: 3

de Schelde. Afhankelijk van de gedane aannamen duurt het 30 tot 80 jaar tot er enige verandering zichtbaar wordt.

De trage responsie hangt samen met het grote slibdepot in de ondergrond van de Schelde. Een grote verandering in de input zal daardoor nauwelijks gevolgen hebben voor de output. Ook als de Belgen de slibbelasting terug brengen tot 40% van de huidige hoeveelheid.

We kunnen dit aan tonen door de responsietijd van het systeem te berekenen. Om de responsietijd en de slibtransporten te kunnen berekenen doen we twee aannamen.

1. De baggeractiviteit op de Schelde blijft op het huidige hoge peil, zodat een forse laag van de bodem regelmatig in contact komt met het stromende water.

Bij de Schelde tot Rupel gaan we uit van een actieve bodemlaag van 2 m en bovenstrooms van Rupel van een actieve bodemlaag van 1 m. Dit leidt met het slibpercentage van 40% genoemd in het beleidsplan een actieve buffervoorraad van ca.  $10.000 \cdot 10^3$  ton slib.

Deze hoeveelheid wordt voldoende snel omgezet om actief deel te nemen aan het slibtransport in de waterfase. De baggerwerken brengen orde van  $3000 \cdot 10^3$  ton sediment per jaar in suspensie, waarvan 40% slib is dus orde  $1000 \cdot 10^3$  ton slib/jaar. Vullen we dit aan met een even grote omwoelactiviteit, dan kan  $2000 \cdot 10^3$  ton per jaar door baggeren in suspensie gebracht worden. De natuurlijke sedimentatie en resuspensie bedraagt orde  $1000 \cdot 10^3$  ton/jaar hierdoor komt totaal  $3000 \cdot 10^3$  ton/jaar in aanraking met de waterfase. De expositiesnelheid van het slib bedraagt hierdoor ca. 3 jaar. Dit is, zelfs als we aannemen dat voor een groot deel hetzelfde slib in suspensie komt, voldoende snel om uit te kunnen gaan van een homogeen buffer met een actieve deelname aan de transport processen.

2. De fysische en chemische eigenschappen van het slib blijven gelijk evenals de hydraulische toestand.

Het gedrag van slib in stromend water kan gekarakteriseerd worden met een stelsel lineaire differentiaal-vergelijkingen. De primaire coëfficiënten

behoort bij: Notitie GWA0-89.1306

datum: 31 augustus 1989

bladnr: 4

hierin zijn de valsnelheid, de erosiebereidheid en de bodemschuifspanning. Blijven eerste en laatste coëfficiënt gelijk dan is het resulterend slibtransport over de landsgrens lineair afhankelijk van het slibaanbod uit de bodem.

We kunnen nu voor het slibaanbod uit de bodem twee uitgangspunten kiezen.

1. Het slibaanbod uit de bodem is constant tot het buffer leeg is.

Dit impliceert dat zand en slib ontmengd zijn en dat het slib als aparte laag op het zand rust.

Voor dit uitgangspunt is het argument aan te voeren dat het opgewoeld bodemslib de neiging heeft om zich als aparte laag op de zandbodem af te zetten zodat in slibrijke gebieden de bovenste bodemlaag voor 100% uit slib bestaat. Verschraling van het slibgehalte in de bodem is dan niet merkbaar in de bovenlaag.

De responsietijd is dan te berekenen met

$$T = \frac{M_{bo}}{\dot{M}_{u_0} - \dot{M}_{i_0}} \quad (1)$$

waarin  $M_{bo}$ : de initiële inhoud van het slibbuffer

$\dot{M}_{u_0}$ : De initiële slib-outflux plus evt. onttrekking door baggeren

$\dot{M}_{i_0}$ : De slib-influx na sanering

T : De responsie-tijd

Voor de berekening van de responsietijd van de Schelde gebruiken we de volgende slibgegevens:

Huidige situaties

Influx  $+450 \cdot 10^3$  ton/j

Outflux  $-250 \cdot 10^3$  ton/j

Baggeren  $-50 \cdot 10^3$  ton/j

Buffer  $10.000 \cdot 10^3$  ton/j

Toekomstige situatie

Influx  $180 \cdot 10^3$  ton/j (permanent)

Outflux  $-250 \cdot 10^3$  ton/j (initieel)

Baggeren  $-50 \cdot 10^3$  ton/j (initieel)

Buffer  $10.000 \cdot 10^3$  ton/j (initieel)

behoort bij: Notitie GWA0-89.1306

datum: 31 augustus 1989

bladnr: 5

Op grond van bovenstaande cijfers is de verwachte responsietijd, d.w.z. de tijd waarover de outflow op het huidige konstante peil kan blijven:

$$T = \frac{10.000 \cdot 10^3}{(180-300)10^3} = 83 \text{ jaar}$$

2. De slibtoevoer uit de bodem is evenredig met de nog gebufferde hoeveelheid bodemslib. Dit impliceert dat zand en slib homogeen gemengd zijn en dat slib in het zandlichaam opgesloten ligt. Voor dit uitgangspunt is het argument aan te voeren dat de Schelde op veel plaatsen een zandig estuarium is met daarin 40% slib. In dit estuarium zou de erosie van zand het slib vrijmaken, waardoor het slibpercentage in de bodem maatgevend is voor de afgifte van de bodem.

Voor het bepalen van de responsietijd stellen we dat het verschil tussen outflux en influx onttrokken wordt aan de bodem. In formulevorm:

$$\dot{M}_b = \dot{M}_u - \dot{M}_i \quad (2)$$

Waarin  $\dot{M}_b$ : flux uit de slibbuffer in de bodem  
 $\dot{M}_u$ : outflux Schelde (inclusief baggerwerken)  
 $\dot{M}_i$ : influx Schelde

Verder geldt op grond van de aanname dat de opbrengst van de bodem evenredig is met de nog aanwezige massa

$$\frac{\dot{M}_b}{M_{b0}} = \frac{\dot{M}_b}{M_b} \quad (3)$$

Waarin  $M_{b0}$ : de enkele slibmassa in de bodem.

$M_b$  : de momentale slibmassa in de bodem.

behoort bij: Notitie GWAO-89.1306

datum: 31 augustus 1989

bladnr: 6

Stellen we  $\frac{M_b}{M_{b0}} = P$

dan geldt:

$$M_b = P \cdot M_{b0} \tag{4}$$

en omdat geldt

$$\dot{M}_b = M_{b0} \frac{\partial P}{\partial t} \tag{5}$$

Volgt met  $\dot{M}_{b0} = \dot{M}_{u0} - \dot{M}_i$  (zie 2) uit 3, 4 en 5

$$M_{b0} \frac{\partial P}{\partial t} = P (\dot{M}_{b0} - \dot{M}_i) \tag{6}$$

Met als oplossing

$$P = \exp \left( - \frac{M_{b0}}{\dot{M}_{u0} - \dot{M}_i} t \right) \tag{7}$$

De outflux uit de Schelde is met (7) te berekenen uit

$$\dot{M}_u = P (\dot{M}_{u0} - \dot{M}_i) + \dot{M}_i$$

De resultaten hiervan zijn in de volgende tabel weergegeven:

Tijd	Outflux $M_u$ in $10^3$ tonnen/jaar	en in % per jaar
0 j	250	100%
15 j	233	93%
30 j	219	88%
51 j	202	81%
83 j	185	74%
1000 j	180	72%

behoort bij: Notitie GWA0-89.1306

datum: 31 augustus 1989

bladnr: 7

Omdat aannname 1 voor mijn gevoel waarschijnlijker is dan aannname 2 kunnen we stellen dat erin 25 tot 30 jaar, de hersteltijd van het eco-systeem, nauwelijks wijzigingen zullen zijn in de resulterende slibtransporten als de fysische parameters constant blijven.

### 3. Invloed baggerwerken op slibtransport en slibconcentratie

De intensieve baggerwerken op Belgisch gebied hebben zeker invloed op de slibgehalten en slibtransporten op de landengrens. Hoe groot deze invloed is is echter alleen globaal aan te geven. Gegevens hiervoor zijn mogelijk te ontleen aan een onderzoek in de Eems-Dollard.

De directe invloed van de baggerwerken op de Belgische Schelde tot Antwerpen is gering. Per jaar wordt ca.  $3 \cdot 10^6$  ton sediment in de Schelde opgebaggerd. Het eenmaal opgebaggerde sediment bevat 5% slib en 95% zand. In situ zijn deze verhoudingen geheel anders. In situ sediment bevat 40% slib en 60% zand (Beleidsplancijfers). Het baggeren ontrekt daarmee weinig sediment aan de rivier maar brengt wel een grote hoeveelheid slib in suspensie nl. (40-5% van  $3 \cdot 10^6$  ton) afgerond  $1 \cdot 0 \cdot 10^6$ . Vullen we dit aan met een even grote omwoelactiviteit dan kan door het baggeren max  $2 \cdot 10^6$  ton/jaar in suspensie gebracht worden.

Om het suspenderen van slib in perspectief te zetten, beschouwen we eerst de totale hoeveelheid slib in suspensie. Het volume water in de Schelde tot Antwerpen bedraagt  $100 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ . Met een maximaal sedimentgehalte in suspensie van 300 mg/liter volgt hieruit een hoeveelheid slib in suspensie van  $30 \cdot 10^3$  ton. Nemen we aan dat elke eb en vloed deze hoeveelheid opnieuw in suspensie brengen d.w.z. 1400 x per jaar dan volgt hieruit een hoeveelheid van  $40 \cdot 10^6$  ton/jaar. De door baggeren in suspensie gebrachte hoeveelheid is hiervan maar 5%.

De indirecte invloed van de baggerwerken op de Westerschelde en de Belgische Schelde kan echter groot zijn. We kijken hiervoor naar het Eems Dollard-estuarium, waar baggerwerken mogelijk de sedimentconcentratie 1,3 à 2,1 zo groot maakten. Figuur 1 en 2 illustreren dit. Tussen 1950 en 1970 verviervoudigen

behoort bij: Notitie GWAO-89.1306

datum: 31 augustus 1989

bladnr: 8

de baggeractiviteiten van 2,3 naar 9,2  $10^6 \text{m}^3$  jaar terwijl de sedimentconcentratie orde 1,5 x zo groot werd.

De concentratieveranderingen blijken daarbij te correleren met het oppervlak c.q. de lengte van het estuarium waarover baggeractiviteiten plaatsvinden.

Hieruit is bij de Eems-Dollard de conclusie getrokken dat de extensiviteit van de baggerwerken de slibgehalten bepalen.

Een eerste mogelijke verklaring voor de toegenomen sedimentconcentratie is dat de baggeractiviteiten het evenwicht tussen de bodem en het stroompatroon verstoren. De veranderingen in het stroompatroon blijken in de Eems Dollard uit de vormveranderingen van het getij en de toegenomen getijamplitude. Deze veranderingen in het getij zijn alleen te verklaren met een lokaal lagere bodemweerstand en een daarmee samenhangende hogere stroomsnelheden. Naar verwachting hangen de lokaties met hogere stroomsnelheden samen met de baggerlokaties. Het herstel van het bodemevenwicht onder invloed van hogere snelheden zou daarbij een grotere hoeveelheid slib in de bodem mobiel maken en leiden tot een hoger slibgehalte in het water.

Een tweede aanvullende verklaring voor de hogere slibgehalten bij hogere baggeractiviteit zou kunnen zijn dat de bio-activiteit in de Dollard en Eems afneemt en deze heeft zoals uit de volgende paragraaf blijkt een dempende invloed op het slibgehalte.

Hogere slibgehalten kunnen een directe invloed hebben op de slibtransporten. In zijn eenvoudigste vorm is het transport van slib door een raai te karakteriseren met:

$$T = \overline{Q \cdot C} - A D \frac{\partial C}{\partial x}$$

Waarin:

T: het resulterend transport

Q: de afvoer

C: de getijgemiddelde slibconcentratie

D: de dispersie coëfficiënt



behoort bij: Notitie GWAO-89.1306

datum: 31 augustus 1989

bladnr: 9

Deze vergelijking is bij gelijkblijvende  $Q$ ,  $D$  en  $A$  lineair in  $C$  waardoor de resulterende transporten evenredig met het slibgehalte  $C$  toenemen.

Nu neemt bij toenemende  $C$  de valsnelheid van slib ook toe waarmee de slib verticaal vervormt. De slibconcentratie neemt af aan het oppervlak en toe aan

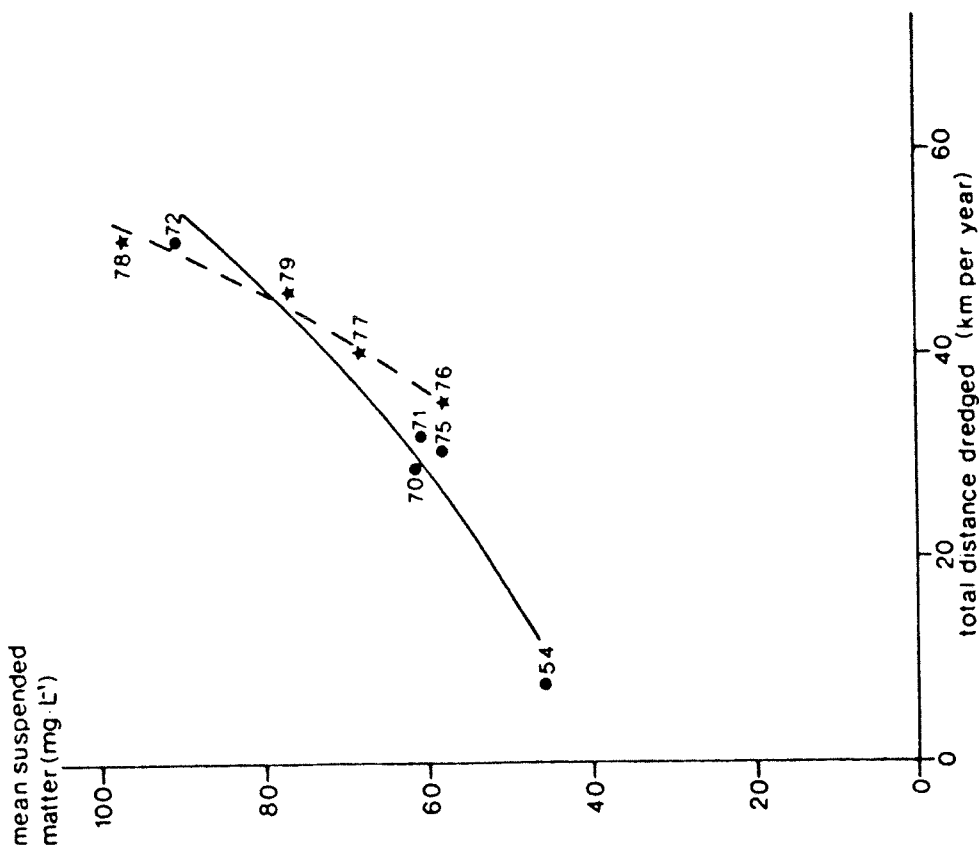


FIG. 1. Relation between total length of bars removed and channels widened or deepened and mean annual concentrations of suspended matter.

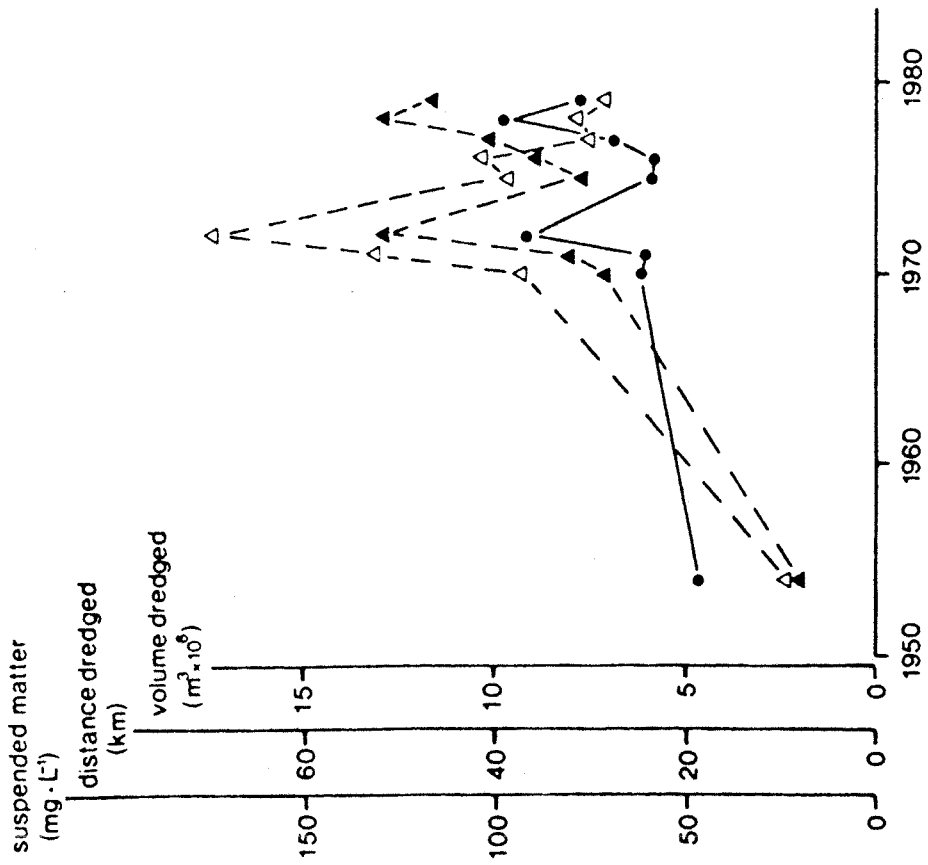


FIG. 2. Mean annual concentrations of suspended matter (●), annual distance dredged (▲), and annual volume dredged (△), plotted as a time series.

behoort bij: Notitie GWA0-89.1306

datum: 31 augustus 1989

bladnr: 10

de bodem. Hierdoor wordt  $QC$  kleiner en  $D$  groter, waardoor het slibtransport minder dan evenredig met  $\bar{C}$  toeneemt.

#### 4. Invloed van de chemie en biologie op de slibtransport en de slibconcentratie

Als bij sanering de Schelde weer tot een natuurlijk biologisch en chemisch evenwicht komt dan kan dit consequenties hebben voor de gehalten aan cohesieve materialen (slib) (zie bijl. A en B).

De kennis over de relatie tussen de slibconcentratie en de biologische en chemische parameters is zeer beperkt. De weinige beschikbare informatie is samengevat in recente WL-literatuuroverzichten. Alleen met een zeer natte vinger zijn op basis van deze literatuuroverzichten schattingen te maken van de verwachte veranderingen.

Op basis van het literatuuroverzicht (zie bijl. A en B) en de verwachte veranderingen bij sanering is eerst nagegaan welke parameters van belang konden zijn voor de slibconcentraties. Dit blijken de volgende parameters te zijn:

1. De zuurtegraad uitgedrukt in de PH (mutatie bij sanering 7,0→7,5).
2. De adsorptie capaciteit van ionen aan klei uitgedrukt in de CEC parameter (mutatie bij sanering 35→25).
3. De hoeveelheid organisch materiaal (mutatie bij sanering 10-5%).
4. De biologische activiteit (mutatie bij sanering bacteriële activiteit neemt af; filterfeeders nemen toe).

De veranderingen in de slibconcentratie ontstaan bij sanering doordat de erosie-bereidheid en sedimentatie-bereidheid van het slib veranderen. Deze worden gekarakteriseerd door de coëfficiënten  $M$ ,  $W$  en  $C_b$  in de volgende formules:

##### 1. Erosie (volgens Parteniades):

$$E = M \left( \frac{T}{T_e} - 1 \right) \quad T > T_e$$

behoort bij: Notitie GWAO-89.1306

datum: 31 augustus 1989

bladnr: 11

waarin:

•  
E: erosieflux naar de waterfaseM: erosieparameter ( $0,0110^{-3}$  tot  $0,410^{-3}$  kg/m<sup>2</sup>s)

Te: bodemschuifspanning bij begin van erosie (0,1 tot 0,5 Pa)

T: momentane bodem schuifspanning

2. Sedimentatie (volgens Krone):

$$S = W \cdot C_b \left(1 - \frac{T}{T_s}\right) \quad T < T_s$$

Waarin:

•  
S : sedimentatieflux naar de bodemW : valsnelheid slibdeeltje ( $10^{-5}$  tot  $10^{-3}$  m/s)Cb : slibconcentratie direct boven de bodem waarbij  $C_b :: W$  blijkt te zijn

Ts : bodemschuifspanning bij het begin van sedimentatie

C : de gemiddelde slibconcentratie

Uit de formules zijn belangrijke conclusies te trekken over de gevolgen van veranderingen in de erosie- en sedimentatie-bereidheid van slib als we naar de slibgehalten gedurende een getij kijken.

In het getij begint de erosie als door toenemende snelheid de waarde  $T = T_e$  overschreden wordt. De erosie gaat door tot bij afnemende stroomsnelheid de waarde  $T = T_e$  onderschreden wordt. De momentane erosie-grootte is daarbij afhankelijk van de snelheid.

Omdat  $T_e > T_s$  volgt na de erosieperiode bij een verder dalende snelheid een periode waarin noch erosie noch sedimentatie plaatsvindt. Dit eindigt als  $T_s$  onderschreden wordt waarna het slib neerslaat tot  $T_s$ , bij toenemende snelheid na de kentering weer overschreden wordt.

Bij een gelijkblijvend getij (stroompatroon) volgt uit deze beschrijving en de formules dat

behoort bij: Notitie GWA0-89.1306

datum: 31 augustus 1989

bladnr: 12

- a. de maximum slibconcentratie evenredig toeneemt met de toename van M en de afname van  $T_e$  (die overigens aan elkaar gekoppeld zijn)
- b. de concentratiedaling na de bereikte maximum concentratie ongeveer evenredig toeneemt met  $C_b$  of i.v.m. de relatie tussen W en C evenredig toeneemt met  $C_b^2$  à  $C_b^3$ .

Op zich lijkt het proces daardoor zelfregulerend: een toename van de erosiebereidheid leidt tot een hogere maximum concentratie maar niet noodzakelijk tot een véél hogere minimum concentratie omdat een toename van C tot een  $C^2$  of  $C^3$  maal grotere sedimentatie leidt.

Dit blijkt ook in de praktijk. De maximum concentraties gemeten met de Zeekat in de Bocht van Bath correleren min of meer met de getijsterkte-variatie over de doortij/springtijcyclus, maar de minimum concentraties veranderen niet ingrijpend met dezelfde cyclus. De sedimentatieprocessen zouden bij de landsgrens dus sterk genoeg zijn om alle potentieel daarvoor in aanmerking komend slib te laten neerslaan.

Bij de bepaling van de gevolgen van de sanering nemen we mede hierdoor aan dat de erosiebereidheid maatgevend is voor het slibgehalte in de waterfase en niet de sedimentatiebereidheid. We nemen dus aan dat alleen de maximum concentraties toenemen en niet de minimum concentraties.

Hier zijn twee argumenten voor aan te voeren:

1. De valsnelheid wordt in belangrijke mate bepaald door de turbulentie waarvan we verondersteld hebben dat deze gelijk blijft (zie appendix B). De sedimentatie zou daardoor bij gelijk blijvende concentratie minstens het huidige peil houden.
2. Het genoemde zelfregulerende mechanisme, waardoor elke verhoging van de concentratie tot een meer dan evenredig hogere sedimentatie leidt. Dit zou mogelijk zorgen voor een gelijkblijvende minimum concentratie.

Er zijn ook twee argumenten tegen

1. Het cohesieve gedrag van slib bepaalt in principe de erosiebereidheid én de sedimentatiebereidheid. Bij de dalende cohesie komen slibdeeltjes mak-

behoort bij: Notitie GWAO-89.1306

datum: 31 augustus 1989

bladnr: 13

kelijker los van de bodem (grotere erosie) maar te gelijker tijd neemt de vlokvorming af die tot grotere deeltjes leidt, waardoor de valsnelheid en daarmee de sedimentatiebereidheid daalt.

2. De drastische veranderingen in de sedimentatie die kunnen optreden als het organisch stofgehalte en de biologische factoren gewijzigd worden.

Omdat vermoed wordt dat de biologische factoren bij sanering eerder de sedimentatie zullen bevorderen dan tegenwerken nemen we voorshands aan dat de erosie-bereidheid maatgevend is.

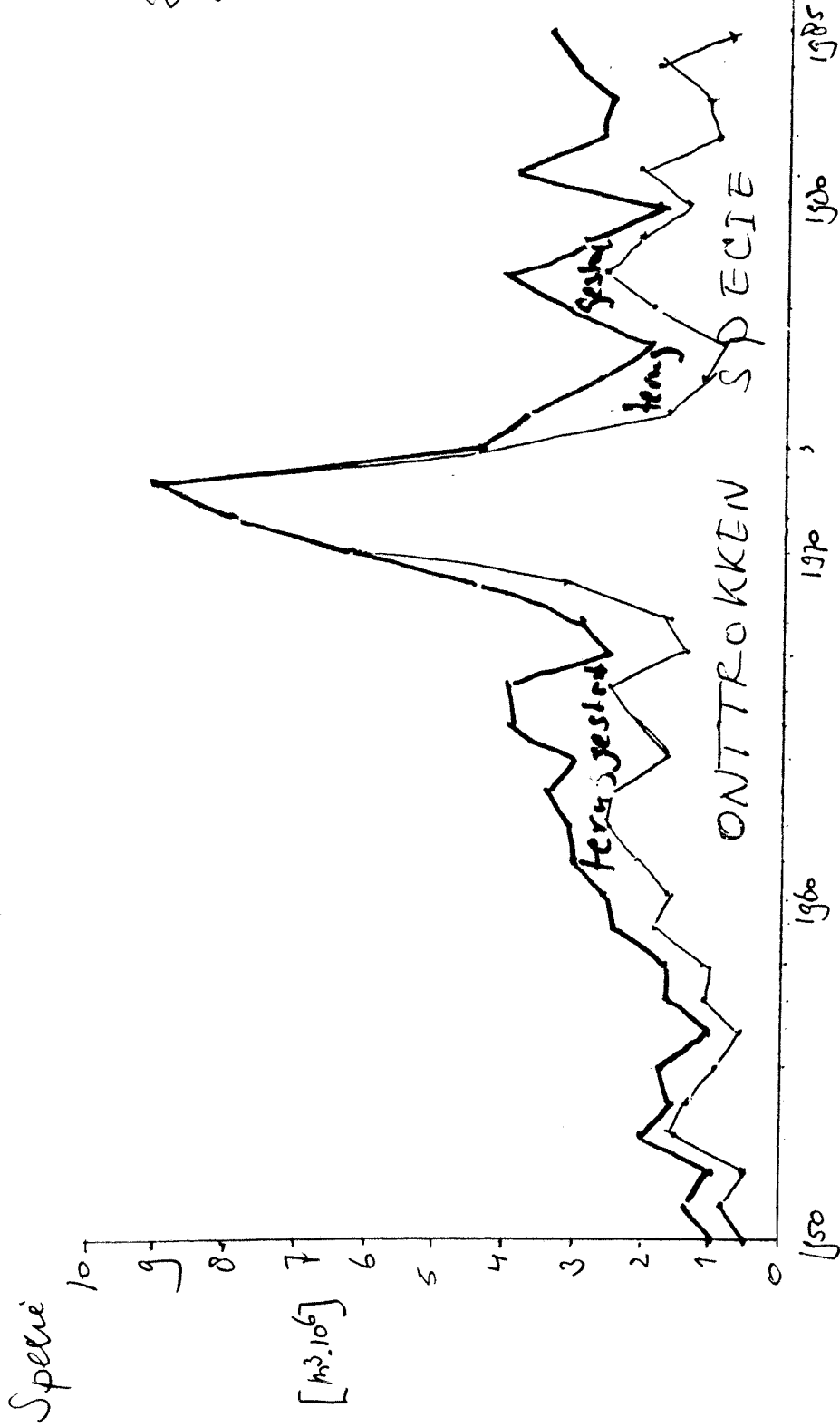
Op basis van appendix A is een eerste grove afschatting gemaakt van de invloed van de sanering op de erosiebereidheid.

Voor de chemische/fysische parameters is met een zéér natte vinger afgeschat dat de erosiebereidheid bij sanering zodanig zou toenemen, dat de maximum sedimentconcentratie 10 à 20% toeneemt en het gemiddelde 5 à 10%. De bio-activiteit kan dit effect echter teniet doen.

##### 5. Beschikbare waarnemingen

De beschikbare waarnemingen laten geen verificatie van de invloed van de baggerwerken en van de eerste sanering van de Schelde toe. De grootste baggerwerken vonden in de jaren 1970-1973 plaats (zie fig. 3) toen de Schelde verdiept werd en de eerste reguliere metingen vangen in 1973 aan. Ook de eerste sanering is niet terug te vinden. In de metingen op de Belgisch-Nederlandse grens is wel een tendens van dalend slibgehalte te zien (zie fig. 4), maar de metingen vertonen een grote spreiding, die de dalende tendens niet erg significant maken. Daarnaast vertoont een meetpunt bij Baalhoek over dezelfde periode eenzelfde stijgende tendens (zie fig. 5). Ook een recente analyse van metingen bij Doel tussen 1972 en 1985 tonen geen significante daling over deze periode.

Overzicht nijgerhoeveelheden Belgische Schelde  
 - Dr. v. Zandvoort t/m dr. v. Burcht -



gem. afspiegeltage in  
 periode 1950-1985 wordt  
 gemiddeld 32%  $\leq$  50%.

figuur 3.

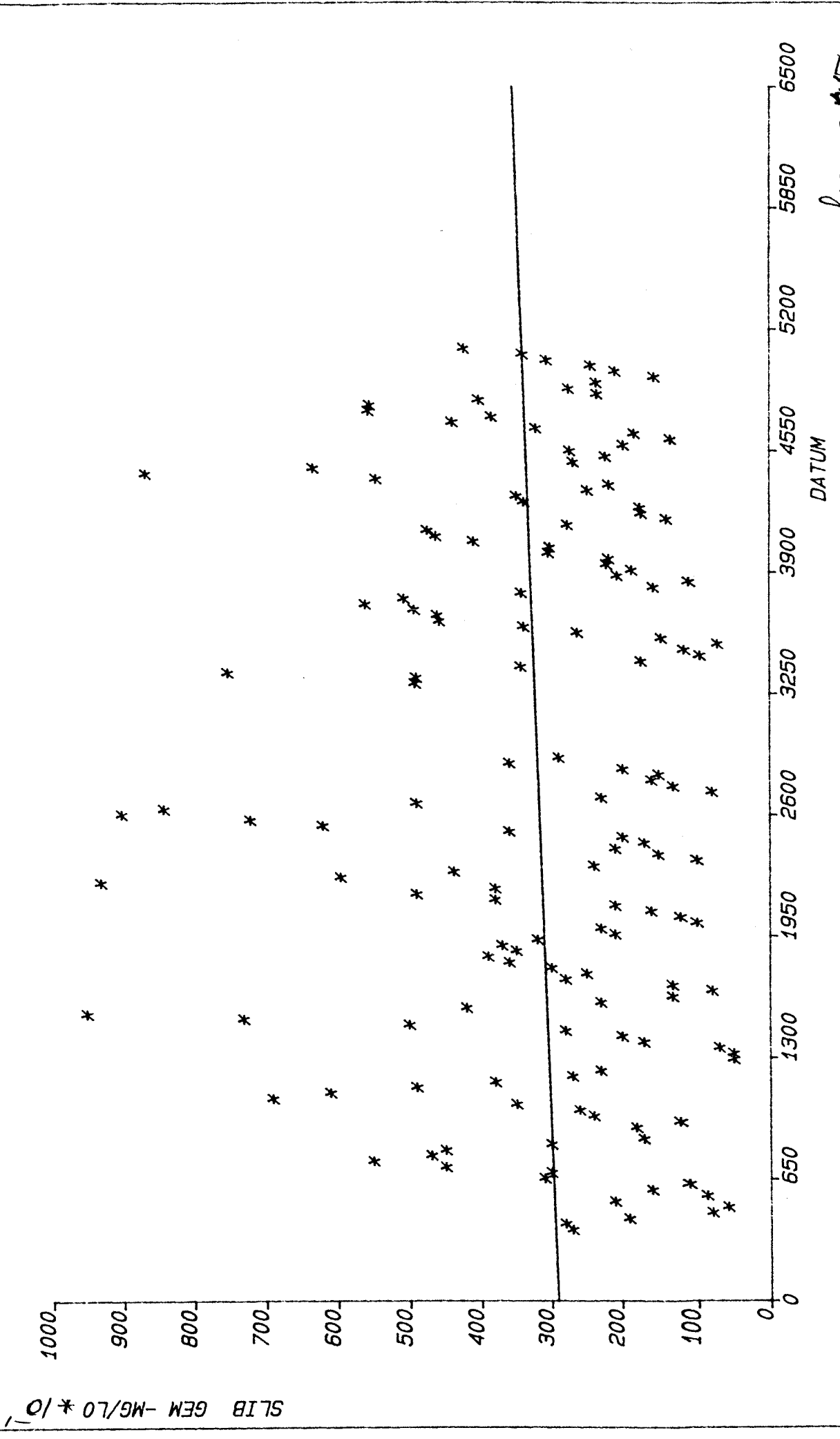




OPPERVLAKTEBEMONSTERINGEN WESTERSCHELDE MPT8

Rijkswaterstaat  
Dienst Getijdewateren  
Middelburg

Vergelijking:  $Y = +291.15002 + 0.01009X^1$



figuur 45

APPENDIX A.

The effects of physico-chemical parameters on bed erosion

1. Introduction

In this appendix the influence of various physico-chemical parameters on the erosion characteristics of cohesive beds is discussed.

The tendencies shown in this appendix and appendix B. should be considered as qualitatively and cannot be used for practical application directly.

2. Cation exchange capacity; CEC

Clay minerals have the property of sorbing certain cations and anions and retaining these in an exchangeable state; that is, these ions are exchangeable for other cations and anions by application of such ions in a water solution.

The property of exchange capacity is measured in terms of milli-equivalents per 100 grams. Exchange capacity is determined at neutral pH. Cation Exchange Capacity (CEC) ranges widely from 2 to 100 meq/100 gr. Typical values are given in Appendix B, page 3.

The exchange reaction in clay minerals is exceedingly complex because it is influenced by a large number of factors. There is therefore no single capacity value that is characteristic for a given group of clay minerals.

Cations differ in their relative ease of replacement at a given concentration. The higher the valency of the cation, the greater the replacing power or the more difficult it is to remove it from the adsorbing surface. This corresponds to higher values of CEC. Several authors argue that the CEC is one of the best parameters to characterize the cohesive properties of cohesive sediments.

Experiments show a decrease of the erosion parameter M with increasing CEC. This decrease is a function of the value of the Sodium Adsorption Ratio. This dependency is due to the diffusive double layer. At low values of SAR, i.e. when many high valency cations are present as in the river, the thickness of the diffusive double layer becomes relatively thin, and an increase in CEC results in stronger cohesive bonds and an increase in critical shear stresses. Vice versa, at high SAR values, the diffusive double layer becomes

relatively thick, and an increase in CEC results in a decrease in critical shear strength. This effect is shown in Figure A.1.

### 3. The effect of the pH

The ionization of the silicic group in silt is pH dependent, thus affecting the thickness of the diffusive double layer. An increase in pH will result in a decrease in strength. This is shown in Figure A.2 and Table A.1.

Table A.1. The effect on pH on the critical shear stress.

Clay type and Clay percentage	Total Cation Conc. [meq/ltr]	SAR [(meq/ltr) <sup>1/2</sup> ]	pH [-]	$\tau_e$ [Pa]
Kaolite; 30%	10.0	15.5	4.4	10.5
			6.9	6
			10.3	2.5
Illite; 30%	10.0	13.0	5.1	12
			6.8	8.5
			10.0	0
Montmorillonite; 30%	10.0	7.8	5.0	17
			7.2	1.5
			10.8	0.5

Especially Table A.1. shows a dramatic decrease in strength with increasing pH, indicating that the pH is a parameter which should always be determined when performing measurements. The range over which the pH was varied in these tests is very wide however: in open waters in the Netherlands the pH varies in general between 6 and 7.5.

### 4. The effect of organic content

In literature very little information is found on the effects of organic contents on the erosional behaviour of cohesive beds. It is generally believed that an increase in organic content will result in an increase in bed strength. Tests performed on kaolinite with tap water, nutrients and micro-organisms. Figure A.3 shows a decrease in erosion rate when nutrients are added to the kaolinite-tap water mixture, and a further decrease when also

micro-organisms are added.

The effects of organic material can become manifest on a fairly short time scale (of the order of one day or less).

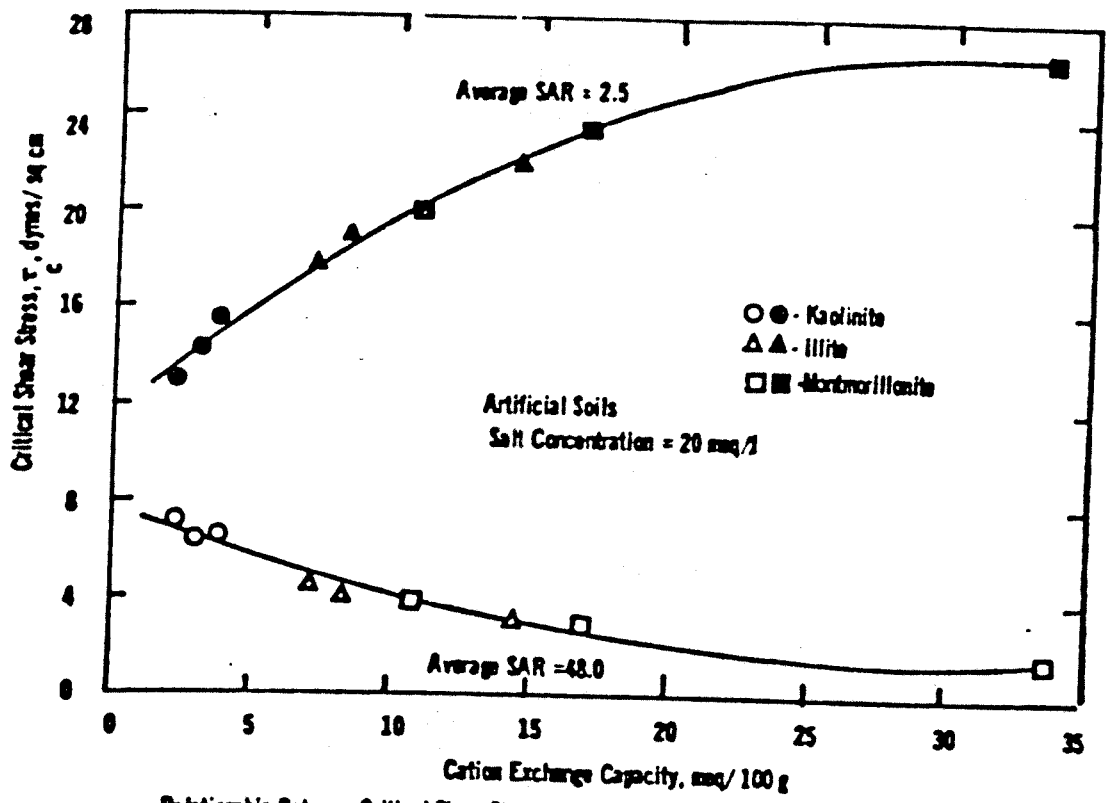
Other performed tests with an artificial mixture of cohesive sediments and organic material. (Figure A.4) show a strong dependency on the pore water composition, i.e. on SAR. This dependency can be understood from the relative strength in the clay-clay bonds, the clay-organic material bonds and mutual organic material bonds. The influence of SAR on these relative bond strengths is similar as discussed in the former chapter.

#### 5. Conclusions of appendix A.

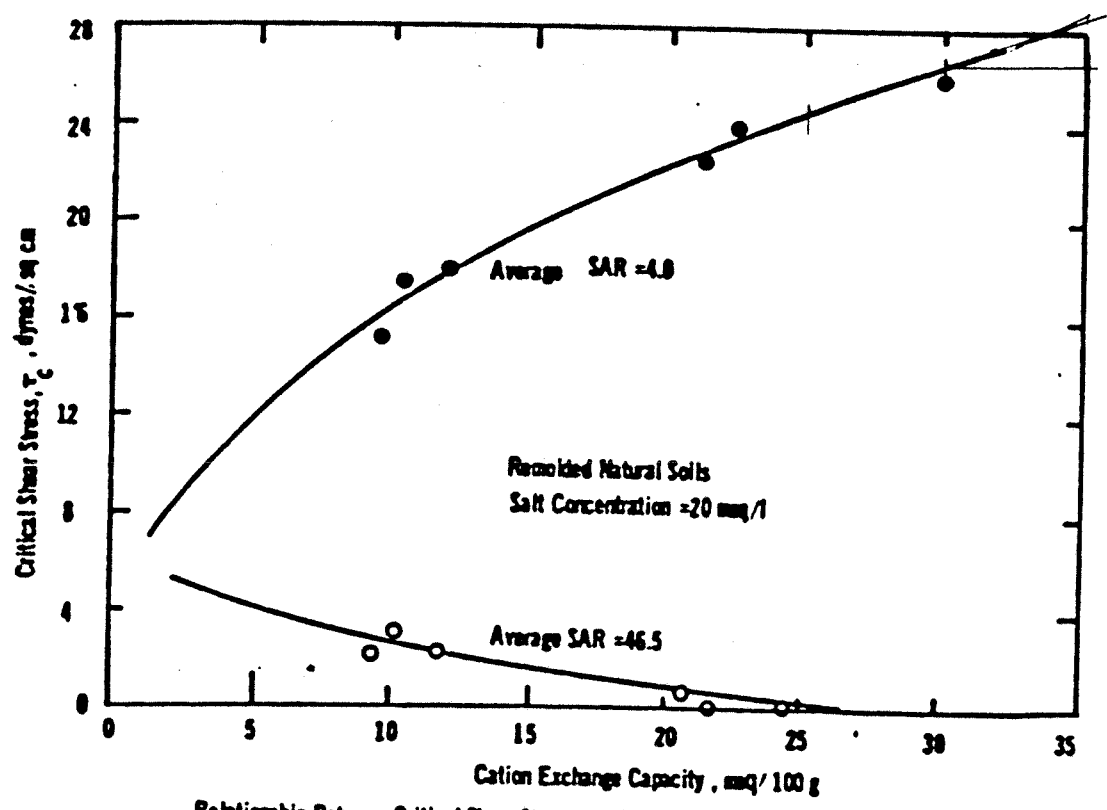
The effect of the various physico-chemical parameters on erosion can be summarized in the following table,

The strength of a bed of cohesive sediments increases according to the tabel for an

increase in	decrease in
CEC organic content	pH

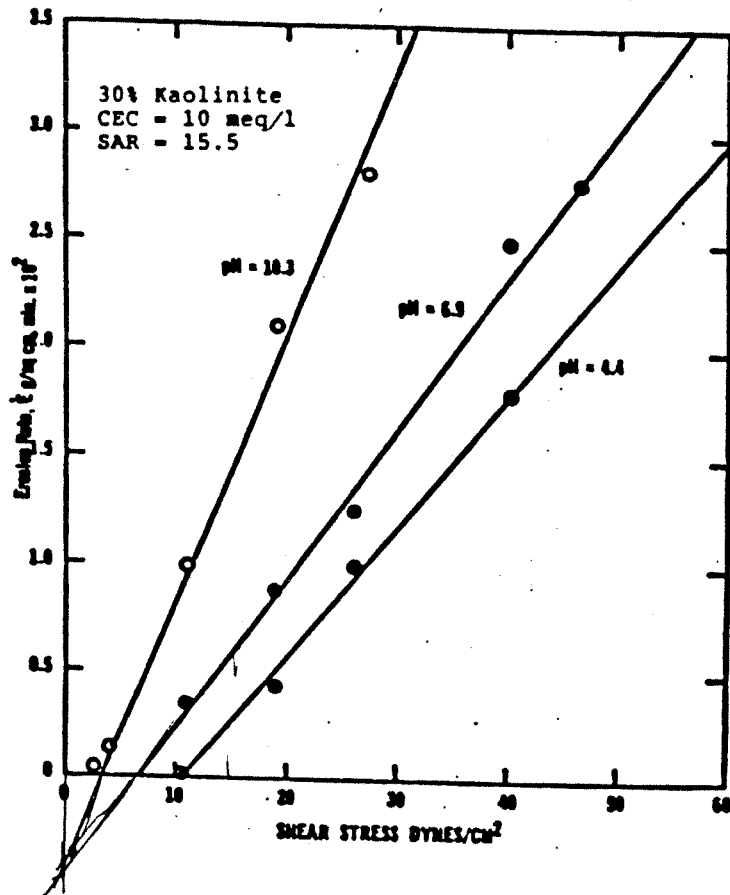
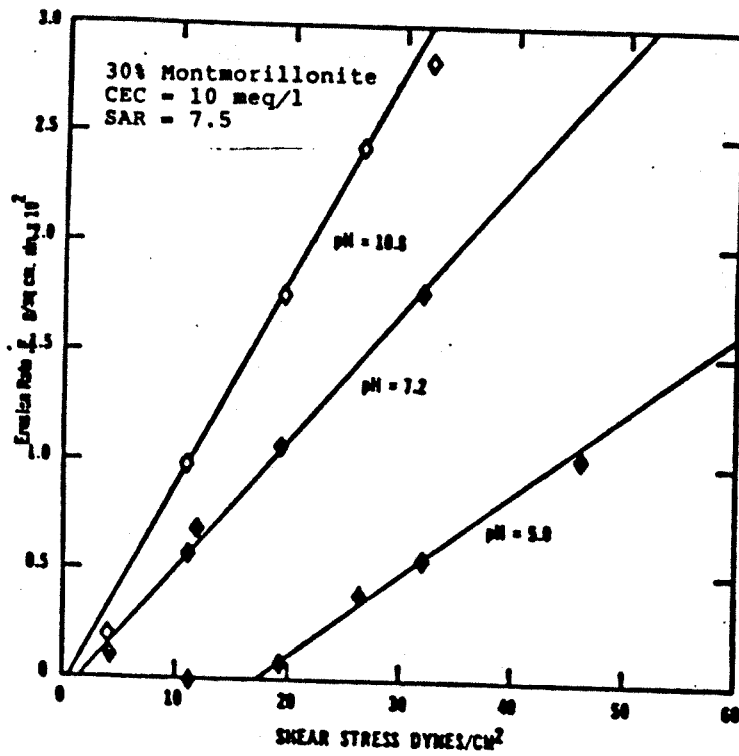


Relationship Between Critical Shear Stress and Cation Exchange Capacity



Relationship Between Critical Shear Stress and CEC for Remolded Natural Soils.

Influence of Cation Exchange Capacity on erosion	Kandaih [1974]	
		A4
DELFT HYDRAULICS	Fig. 8.8	



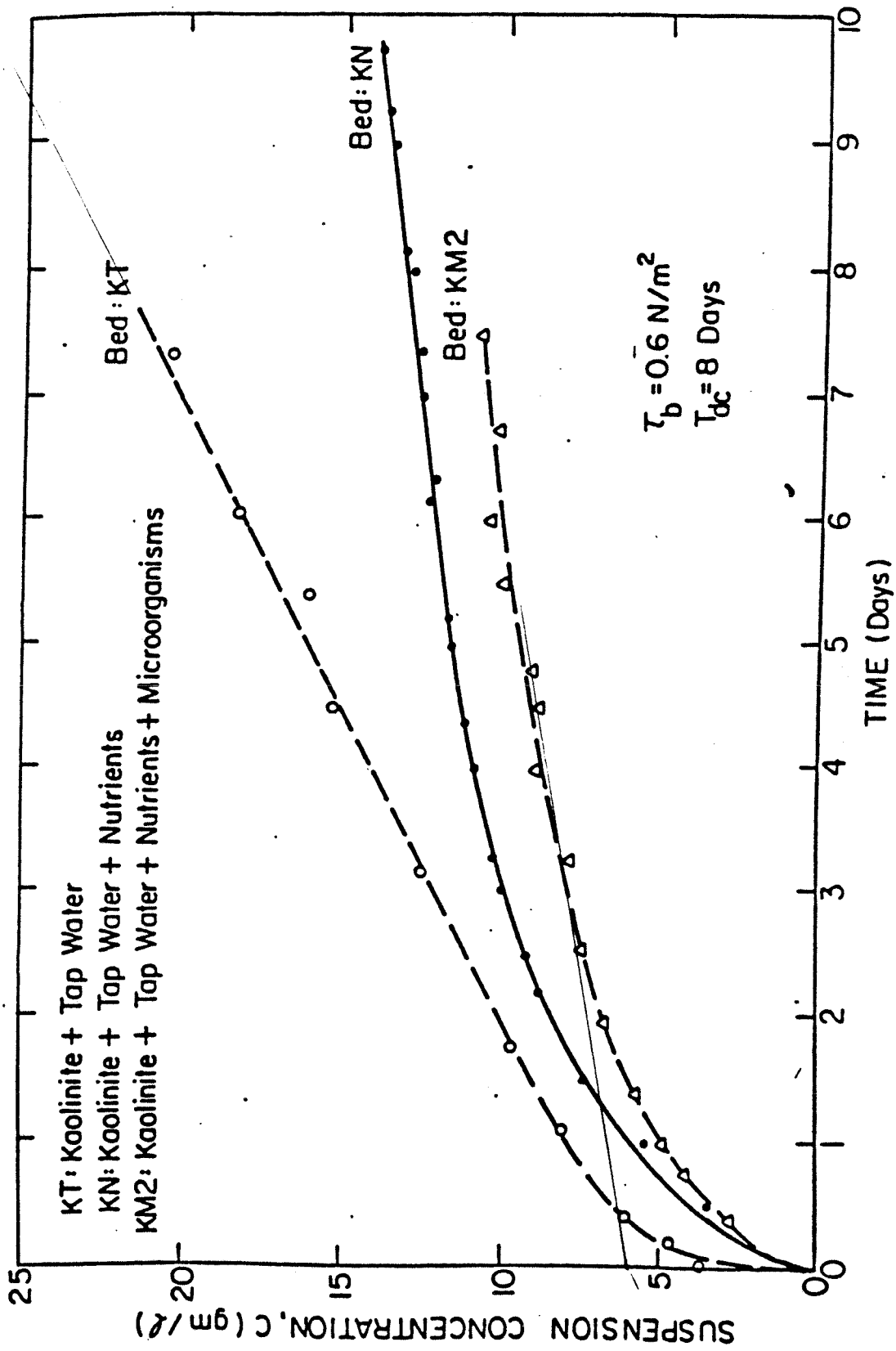
Influence of pH on erosion

Kandiah [1974]

A4

DELFT HYDRAULICS

Fig 5.9  
A.2



Influence of organic matter on erosion

Parchure [1985]

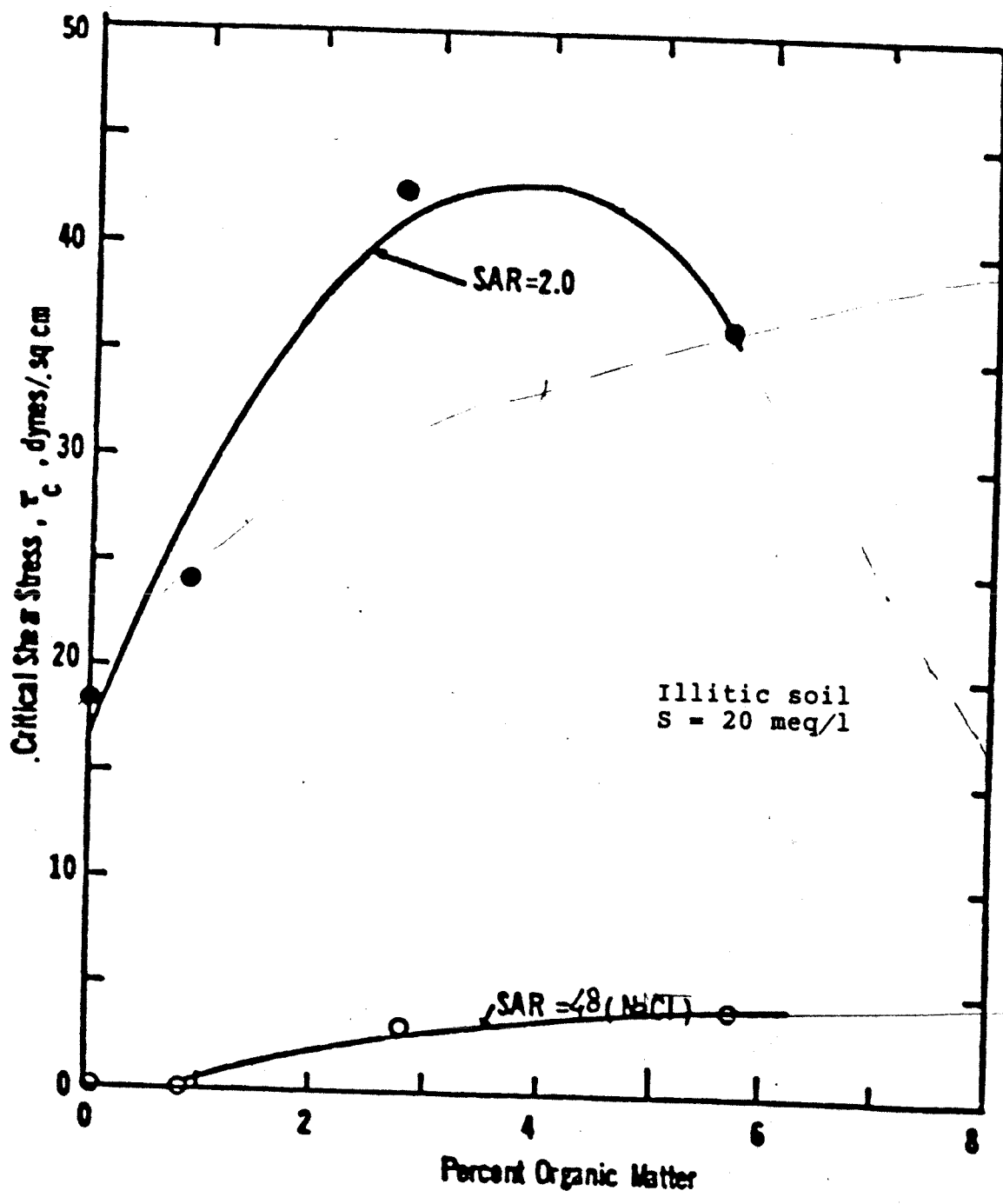
A

A4

DELFT HYDRAULICS

Fig A.34 cont.

5.10



A4	Influence of organic matter on erosion	Kandiah [1974]	
			A4
5.9	DELFT HYDRAULICS	Fig 5.11 <sup>A.4</sup>	



APPENDIX B.

Settling velocities of Mud Flocs in Estuaries

1. Introduction

A very important parameter in modelling the fine sediment transport in estuaries is the settling velocity  $w_s$  of the mud flocs as the sedimentation linearly depends on the square of the settling velocity (see for instance Fig. B.1).

However, it is not easy to predict the settling velocities of mud flocs, because the floc density and surface roughness are strongly dependent on the floc size which in turn depends on the properties of the fine sediment particles (mineralogy, organic matter content, etc.) and the properties of the fluid (ion-concentration, valency of ions, complex forming agents, turbulence structure etc.) as they affect the cohesive properties of the suspended sediment. The influence of these factors on the settling velocity will in part be discussed in the following chapters.

2. Influence of turbulence

The turbulence effects the flocculation and therefore the settling velocity in two approving ways:

- a. turbulence increases the number of collisions between the particles, resulting in larger flocs and thus in larger settling velocities;
- b. turbulence results in turbulent shear stresses, limiting the floc size and thus the settling velocity.

Compared to our present understanding of floc formation by collisions of fine particles our understanding of floc break up in viscous and turbulent flow systems is much more qualitative and speculative.

Floc disaggregation in turbulent flow systems is governed by the interaction of individual flocs with fluid forces. Depending on its constituent materials, a floc can be viewed roughly as an aggregate of primary microparticles. The primary particles may be held together by intermolecular forces, by bridging chains of high molecular weight poly-electrolyte or by interaction of gel-like coatings of metal hydro-oxide precipitate or organic compounds. Not only the settling velocity which increases the transport of mud to the bottom but also the processes near the bottom are important.

It appears that the deposition or aggregates is controlled by the stochastic turbulent processes in the zone near the bed. There the strongest shear and lift forces prevail and these in turn control the size and shear strength distributions of the suspended aggregates (see Fig. B.2). Only flocs which are strong enough to withstand the maximum shearing force acting on it near the bed will settle to the bed. Flocs of which the strength is too low will be broken up into two or more smaller units and be re-entrained into the suspension by the hydrodynamic lift forces. The broken aggregates will again participate in the aggregation process in the water column. This continuous process of aggregation and breaking is also schematically presented in Figure B.2. We can conclude that the properties of the suspended aggregates are greatly determined by the turbulence in the water in a narrow zone near the bed. Only aggregates that are strong enough to resist the bottom shear stresses will settle on the bed and retain itself to the bed by cohesive bonds.

In the viscous sublayer the length-scale of the turbulent eddies determines the size of the flocs.

A length scale for turbulent eddies can be defined by

$$\lambda = \frac{\nu}{u^*} \text{ where } u^* = \frac{U \sqrt{g'}}{C}$$

With

$\lambda$  : length-scale of the turbulent eddies

$\nu$  : viscosity

$u^*$  : friction velocity which is linearly dependent on the mean velocity  $U$  in the estuary

The length scale shows the size of the flocs to shrink at increasing temperature and at increasing mean tidal velocity.

### 3. Influence of chemo-physical properties

As a consequence of various reasons the fine particles mostly have a primary electric charge hindering aggregation. This charge may be due to various reasons:

#### - Isomorphous substitutions

In many minerals, an atom of positive lower valence replaces one of higher valence resulting in a deficit of positive charge and an excess of negative charge. Thus inducing a constant negative charge which does not depend on

the chemical characteristic of the ambient fluid.

- Chemical reactions at the surfaces

Many solid surfaces contain ionizable functional groups: -OH, - COOH, etc. The surface charge is in this case highly dependent on the aqueous phase and in particular the pH of the medium. At low pH a positively charged surface prevails; at high pH a negatively charged surface is formed.

- Preferential ion adsorption on the particle surface

Specific ions may be adsorbed on the surface via hydrogen bonding, covalent bonding or by London-van de Waals forces. The charge depends on the characteristics of the aqueous phase and the availability of the relevant ions (see Fig. B.3).

In the neutral pH range the suspended solids typically encountered in natural waters are negatively charged. The positive ions in the water are attracted towards the particle giving rise to a concentration gradient of ions. Thus the fine sediment particles will be surrounded by a diffuse layer of cations, of which the thickness of this so-called "double layer" will be determined by the equilibrium of electrostatic attraction and thermal diffusion.

The negative electric surface charges of suspended particles are often determined by their capacity to attract cations neutralizing the negative charges. This capacity is known as "Cation Exchange Capacity" (CEC), and is measured in milli-equivalents per 100 g of sediment (meq/100 grams). Because the amount of exchange capacity depends on various compositional and environmental factors, a given clay mineral does not have a fixed single value of exchange capacity. Some typical values are:

Kaolinite	3-8 meq/100 gram
Illite clays	40 meq/100 gram (dominant in the Scheldt-river)
Montmorillonite	80 meq/100 gram

From the previous considerations it is apparent that the type and amount of different cations in a sediment-water-electrolyte system have a major influence on double layer interactions. From double layer theories it can be shown that there is a preference for ions of higher valency. Therefore a valuable parameter in determining the cohesive properties of the sediment is the Sodium-Adsorption-Ratio (SAR), which is given by:

$$\text{SAR} = \frac{[\text{Na}^+]}{\frac{1}{2} [\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}]}$$

where the brackets indicate meq/l. This value gives the ratio between the exchangeable cations of low valency ( $\text{Na}^+$ ) and high valency ( $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$ ). The background is that in structures of fine clay-particles with higher valency ions, relatively strong bounds arise with very thin water layers. However the effect of cation concentrations on flocculation is much more important than the valence of the cations. Table B.1 and Fig. B.4 gives some quantitative impression of the effect of both parameters on the thickness of the electric double layer:

Table B.1: Approximate "thickness" of the electric double layer as a function of electrolyte concentration at constant surface potential in the case of monovalent and divalent ions

concentration electrolyte mol/l	thickness double layer A	
	monovalent ions	divalent ions
0.01	1000	500
1.0	100	50
100.0	10	5

Very schematically the theory for interacting of particles can be described as follows. When two particles with such double layers approach each other, they will repulse each other because of the cloud of positive kations surrounding each particle. Figure B.4 gives the repulsive energy as a function of the distance between the particles. The repulsive energy decreases roughly exponentially with increasing particle separation. This figure also shows the attraction energy  $V_A$ , as a result of the Van der Waals forces. These forces decrease rapidly with increasing distance. The broken line shows the net energy, being the summation of the repulsive and attractive energy.

The Van der Waals forces are independent of the properties of the fluid. However the repulsive forces depend on the amount of positive ions in the water. An increase of the concentration positive ions in the water results in a decrease of the diffusive transport of positive ions from the sediment particle. As a consequence the double layer will be strongly compressed at

high ion-concentrations. Some estimates of the double layer thickness around a particle in various media is given in the table B.2.

Table B.2 Estimates of double layer thickness around a particle in various media

medium	d ( $\mu\text{m}$ )
distilled water	900
$10^{-4}$ M NaCl	31
$10^{-4}$ M Mg SO <sub>4</sub>	15
River Thames Water	4
Sea Water	0.4

Much research has been performed on the salt flocculation of fine sediment particles and its influence on the settling velocity of the flocs. As the flocs aggregate settling velocities can be up to four orders of magnitude larger than the elementary particles. Figure B.5 gives some results, from which is seen that in a deflocculated situation settling velocities were measured between  $10^{-5}$  mm/s and  $10^{-1}$  mm/s (ratio of settling velocities 1 : 10.000) and in salt water, at a sediment concentration of 10 g/l, settling velocities between  $1.5 \cdot 10^{-1}$  mm/s and  $6 \cdot 10^{-1}$  mm/s (ratio settling velocities 1:4).

A similar result was presented for the Elbe estuary (West Germany), where the floc settling velocity was shown to decrease drastically when the flocs move from the limnic zone to the brackish zone of this estuary. This was explained by mobilization of the polysaccharides through complexation with borate ( $\text{H}_3\text{BO}_3$ ), which is present in seawater. However also a change in pH value can result in disintegration of aggregates formed by micro-organisms.

#### 4. Coatings

An important factor influencing the electrostatic stability of the suspended particles is the fact that in nature the particles possess metallic or organic coatings. These relatively thick coatings - 210 molecular layers on the  $0.1 \mu\text{m}$  size fraction to 4.000 molecular layers on the  $3.5 \mu\text{m}$  fraction - on the various mineral grains effectively blanket the differing electrostatic properties of the various materials. The important role of these coatings in estuarine particle dynamics was shown from a detailed investigation in four estuaries in the United Kingdom. Although these estuaries represent contrasting fresh water types, the electrical properties of the suspended particles

appeared to be highly uniform. So the flocculation of the suspended particles will be independent of the properties of these particles, because of their uniform surface properties. Because the availability of surface-active organic matter is generally sufficient and the formation of oxide films such as iron is a common feature of the soil weathering environment feeding the water system, it is expected that such coatings are present on suspended particles in almost all estuaries.

## 5. Organic aggregates and bioflocculation

### 5.1. Bacteria

"Organic aggregates" appear to be flocculated masses of smaller particles and similar in general appearance to bacterial slime films that are found growing on submerged surfaces. The size of these aggregates range from a few  $\mu\text{m}$  up to several millimeters.

Hypotheses concerning the formation of organic aggregates are that "gelatinous aggregates" predominates, which were suggested to be formed as a result of transformation of high molecular dissolved organic matter (e.g. mucopolysaccharides) into bacteria rich particulate organic matter: the polysaccharides adsorb onto inorganic particles and increase in size through bacterial colonization and growth and subsequent adsorption of more dissolved organic matter. This corresponds to the generally accepted conclusion that aggregates do form naturally, especially in shallow water inshore waters, such as estuaries, where the levels of dissolved organic matter are high.

The binding mechanism is not the reduction of the surface potential of the particles, but polymers are adsorbed on the surfaces of the particles. When the particles meet each other, bridges will be formed between the particles and thus an aggregate will be formed. In estuarine waters these polymers are mostly polysaccharides, produced by micro-organisms.

This mechanism of aggregation can be explained by the so-called interparticle bridging model (see Fig. B.6). In its simplest form the bridging theory proposes that a polymer molecule can attach itself to the surface of a colloidal particle at one or more adsorption sites with the remainder of the molecule extending into the solution. These extended segments can then interact with vacant sites on another colloidal particle.

When a suitable adsorptive site is not found on another particle, it is possible that the extended segments adsorb at other sites of the same particle.

Optimum aggregation occurs when a certain fraction of available adsorption sites on the surface of the particles is bridged by polymers. If too few sites are occupied by polymers, particle bridges are easily broken by shear arising from fluid motion. Conversely, as more sites are covered, then sites available for formation of bridges become limited and particle aggregation is hindered (fig. B.6). Correspondingly the optimum amount of polymers is directly proportional to the concentration. However the amount of polymers required for optimum flocculation can be extremely small - often in the order of 1 mg/l (see B.7).

The repulsive energy barrier as discussed for the electric double layer is not eliminated by this mechanism. If charged particles are to be bridged by adsorbed polymers, the latter must span the distance over which double layer repulsion operates.

In natural waters the polymers are produced by micro-organisms. Natural polyelectrolytes may include numerous specific polymers, but in general they may be broadly classified into four constituent groups: polysaccharides, proteins, RNA and DNA.

Tests show that the aggregation by dissolved polymers is strongly affected by the value of the pH. It shows further that an increase of the quantity of polymers can both increase and decrease the stability of the suspended fine particles. At pH 7.0 at low values of the extracted bacterial exocellular polymer the test show a strong decrease of aggregation with increase of polymer dose.

In the Ems estuary Eisma and his coworkers studied the aggregates intensively. They observed:

- macroflocs
- microflocs
- single mineral particles

The macroflocs have sizes up to 4 mm, are loosely bound and very fragile. In sampling they are destroyed and broken up in the so-called microflocs. The

microflocs are more strongly bound by sticky material, mucopolysaccharides, produced by organisms, bacteria, algae and higher plants. They have sizes less than 100  $\mu\text{m}$ .

Concerning the mechanisms, determining the floc size, research shows the sizes of the macroflocs to be in the range of the dimensions of the finest turbulence eddies.

This possible occurs because the micro flocs can resist the turbulence in the bottom boundary layer and because they are strengthened as a function of time under the shear stresses. The macroflocs are destroyed in the bottom boundary layers, because the dimensions of the smallest eddies are much finer than the sizes of the macroflocs. So the macroflocs are broken up at the bottom into microflocs. These microflocs are resuspended and reflocculate into macroflocs. In this manner the macroflocs are subject to a continuous process of breaking up and reflocculation.

This can be illustrated from the distribution of the smallest eddies in a tubulent flow. Departing from a relation between the sizes of these eddies and the dimensions of the organic agregates, we can imagine that the macroflocs settle down and are broken up at the bottom into microflocs with dimensions of 5-50  $\mu\text{m}$ , sometimes 100  $\mu\text{m}$ , are subsequently resuspended and forming flocs with sizes in the range of several 100  $\mu\text{m}$  until more than 1 mm in the more upper layers of the column.

## 5.2. Filterfeeders

Many filter-feeders, transform fine-grained suspended matter into pellets settling velocities are many times larger than those of the constituent particles. Because often enormous numbers of these animals the feeding activities of them are quantitatively important in changing the properties of fine-grained sediment.

Suspension-feeding marine invertebrates obtain food by filtration. Mostly large quantities of small particles in the 1- to 5- micron range are taken in. After passage trough the digestive tract, these ingested fine particles are compressed and voided into the water as compacted faecal pellets, ranging in length from 50 to 3.000  $\mu\text{m}$ .

Some part of the material taken in is coagulated on their gills, but rejected before ingestion. This refused material is termed pseudofaeces. The quanti-



ties of pseudofaeces are large when the water contains much sand or many shell fragments. The fine-grained particles are bound by mucus and the pellets are often very resistant. The pseudofaeces are much more loosely packed.

The large effect of filter-feeders in clearing the water-column is illustrated in figure B.8 showing the results of laboratory experiments on estuarine systems in salt water suspensions.

Verwey studied the role of the cockle and the mussel in sedimentation in the Dutch Waddensea. Based on low estimates they together take in about 330 million kg dry weight of suspended matter per year, representing some 1.3 million cubic metres of wet material. From this material the animals produce about 125 million kg dry weight of faecal pellets. Shells, faecal pellets and pseudofaeces were estimated to be at least 250 millions kg material dry weight per year.

#### 7. Conclusions appendix B

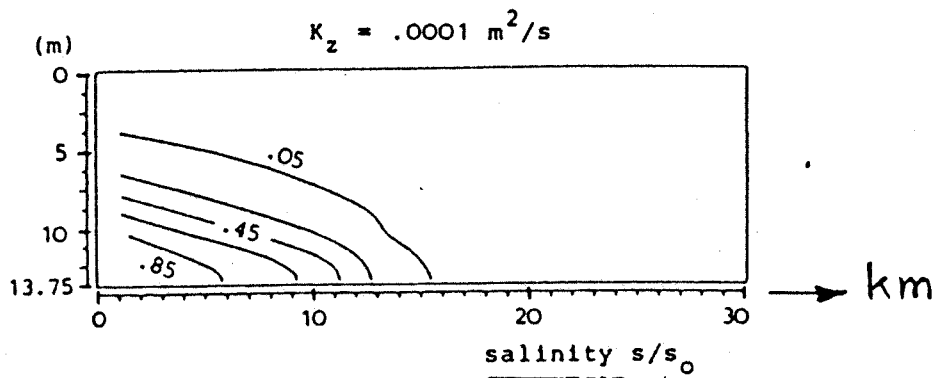
The conclusions of this appendix are summarized in the next table:

The size and fall-velocity of flocs increases for an:

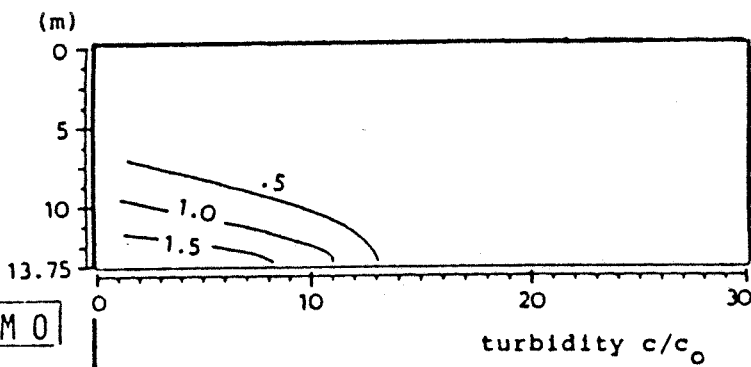
Increase in	Decrease in
CEC (at low SAR)*	Turbulence (k <sub>d</sub> al velocity)
	CEC at high SAR*
Organic content and biological activity	SAR
	pH*

\* N.B. Partly based on reasoning in appendix A.

salinity:

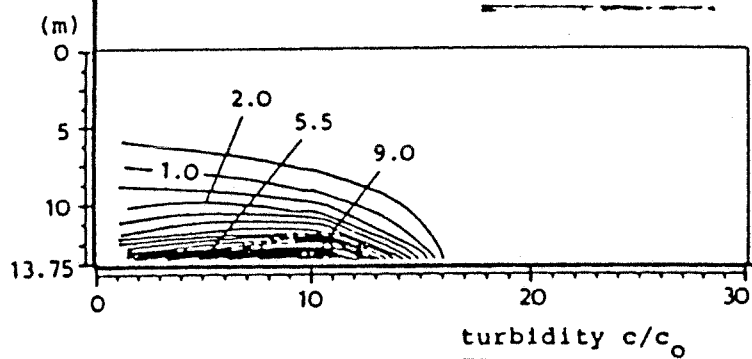


turbidity:



SEDIMENT SOURCE AT KM 0

turbidity:



SEA

RIVER

$C_0$  = mean concentration at the sea boundary.

Figure B/ Example of salinity and suspended sediment distribution, calculated by a two dimensional laterally averaged model; effect of the settling velocity  $w_s$  on the turbidity maximum; from Markofsky et al (1986)

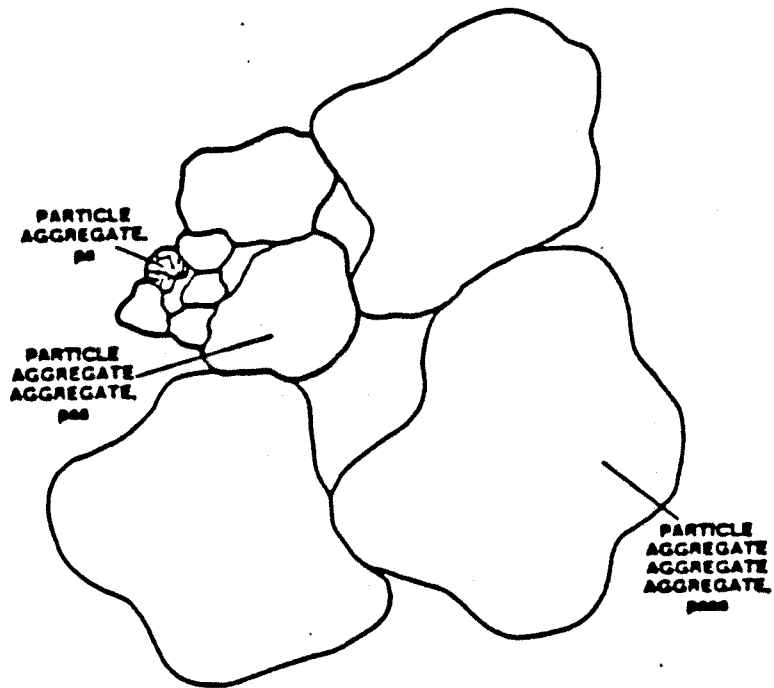
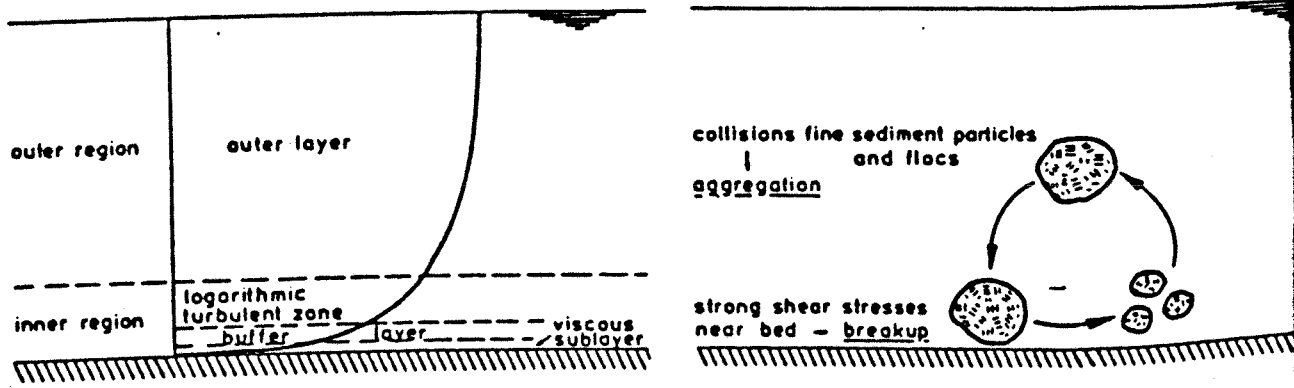


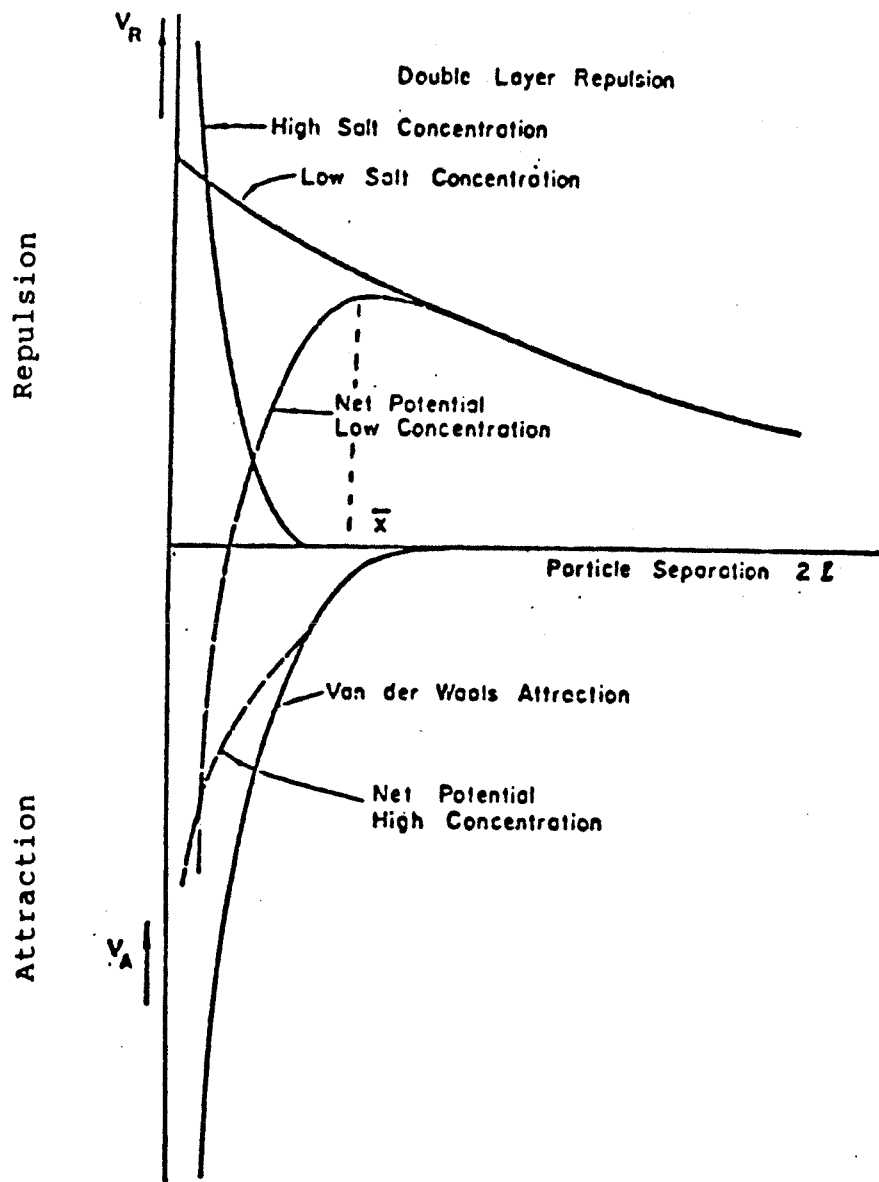
Fig. 2.1 Schematic presentation of the ordering of aggregates (Krone [1963])



a. velocity profile with zones in turbulent flow above a smooth wall.

b. schematic picture of disruption and aggregation of mud flocs.

Fig. 2.2 Schematic picture of the continuous process of aggregation and break-up of mud flocs in a turbulent flow (van Leussen[1988])



4)  
/

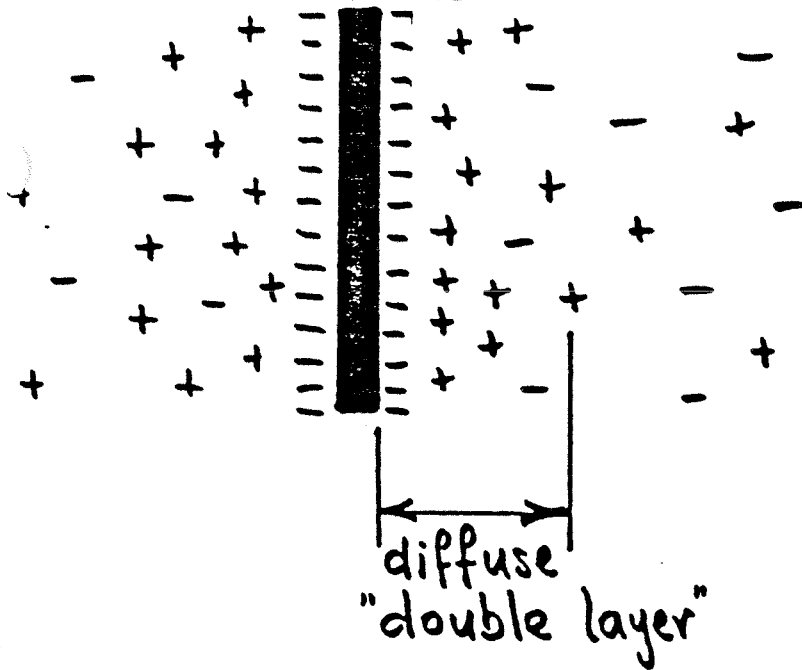
Interactive forces between two clay particles as a function of their distance (double layer theory)

Partheniades [1980]

A4

cont

SOLUTION    PARTICLE    SOLUTION

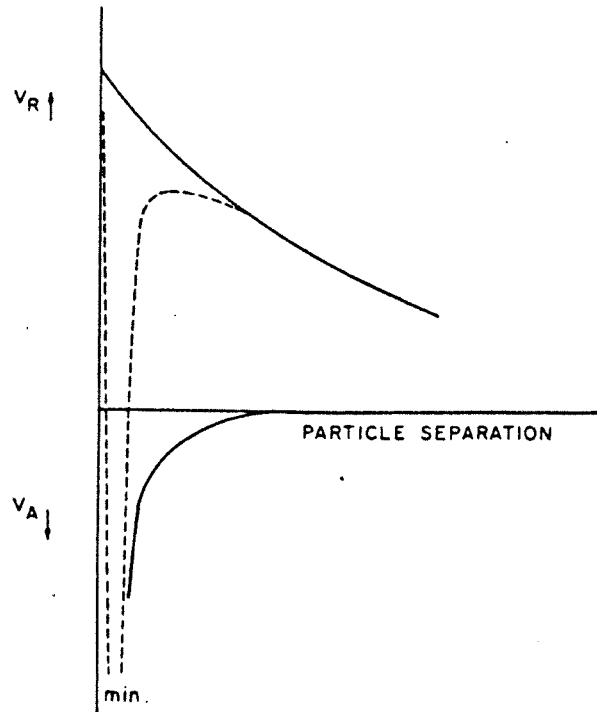


schematic picture particle with diffuse electric double layer.

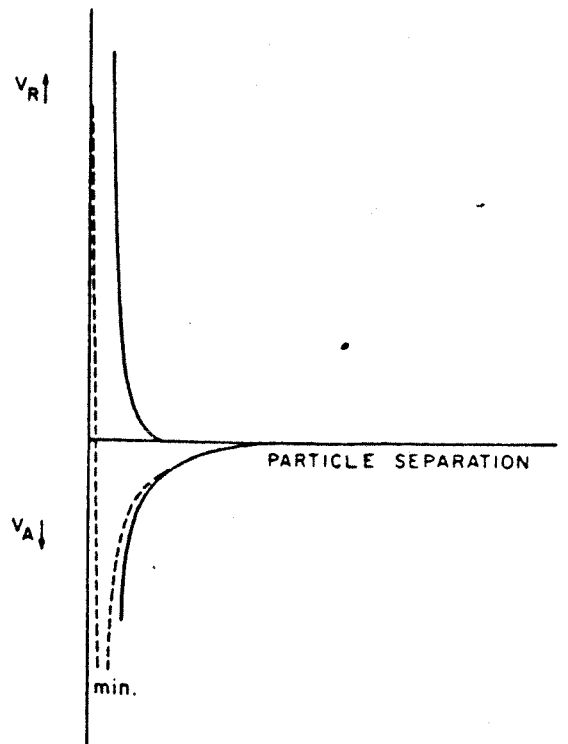
$V_A$  = attraction energy

$V_R$  = repulsion energy

— = net interaction energy.

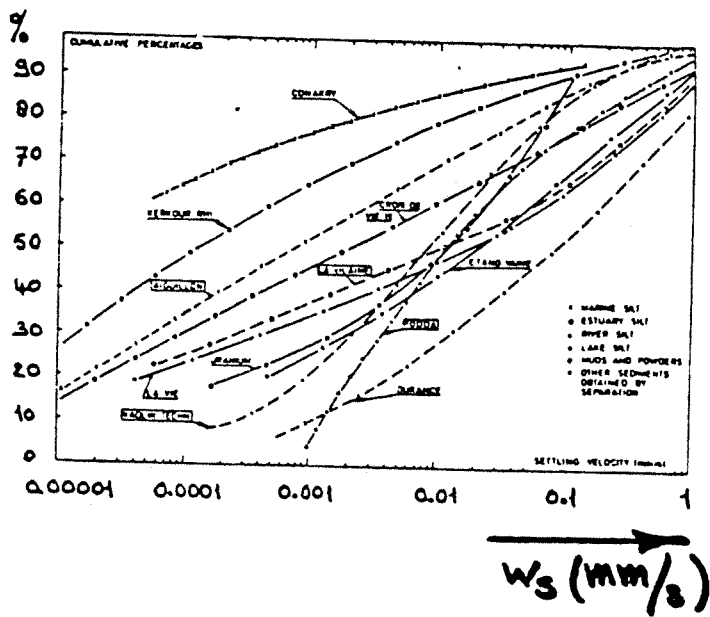


b. net interaction energy as a function of particle separation (low electrolyte concentration)

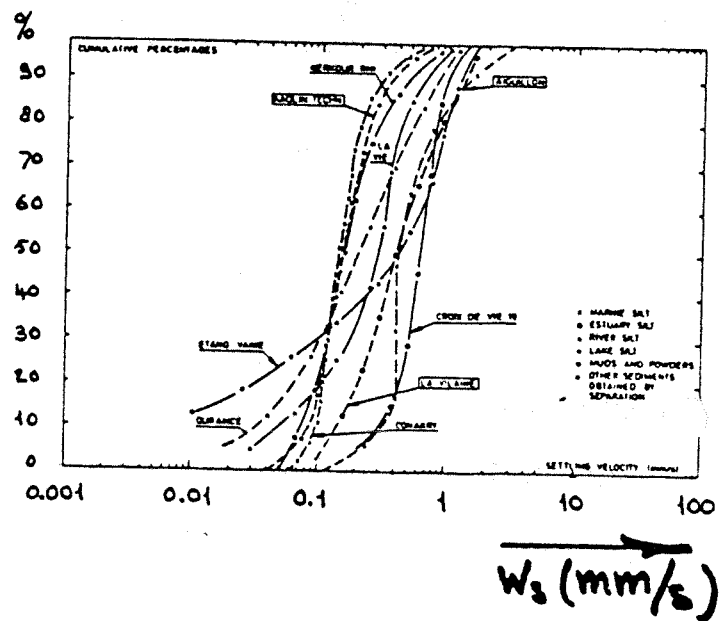


c. net interaction energy as a function of particle separation (high electrolyte concentration)

Figure 13. Idealized model of particle diffuse electric double layer and interaction energies; from Van Olphen (1977)



a. non-flocculating milieu



b. sea-water (salinity 30 o/oo)

Figure 5. Settling velocities from laboratory experiments; from Migiot (1968)

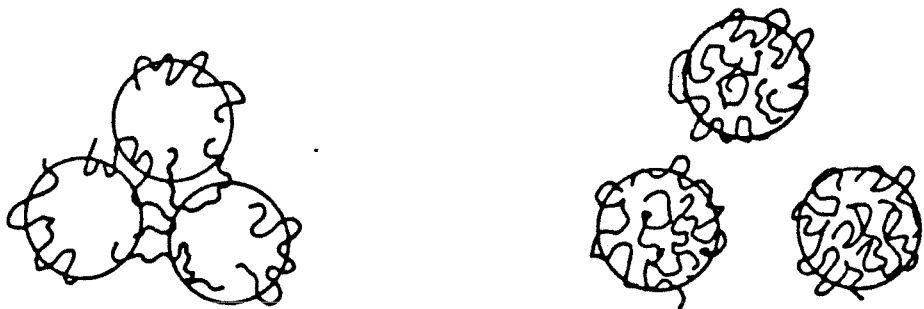
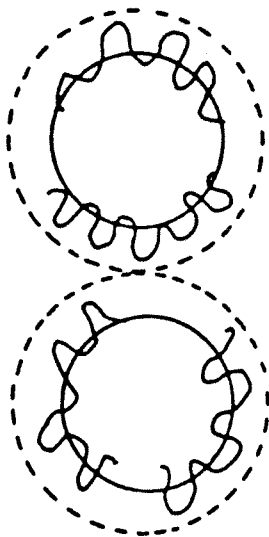
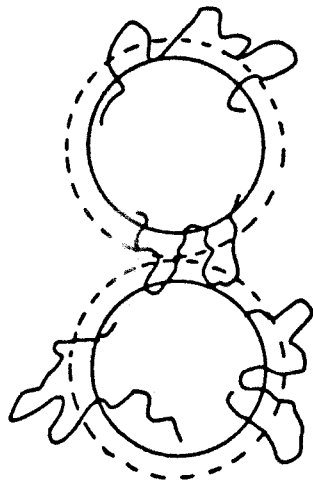


Figure 21. Flocculation and restabilization by adsorbed polymers; from Gregory (1978)



a. Low ionic strength  
Bridging prevented by  
electrical repulsion



b. High ionic strength  
Bridging across the  
effective repulsion distance

Figure 22. Schematic picture of polymer bridging and the repulsive energy barrier at the particle surface; from Gregory (1978)

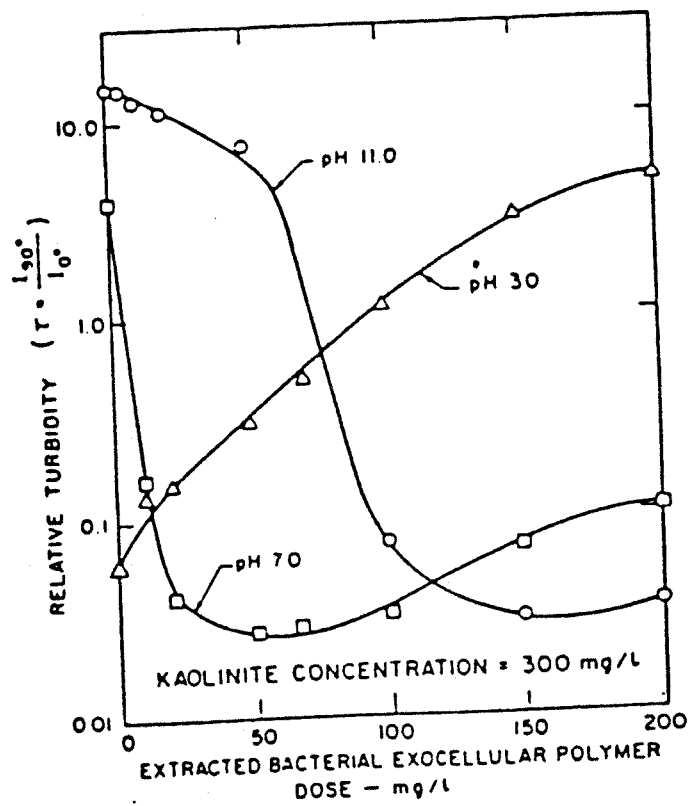


Figure 27. Effect of extracted bacterial exocellular polymers on the flocculation of kaolinite at pH values of 3.0, 7.0 and 11.0; from Pavoni et al (1972) (reduction in turbidity = increase in aggregation)



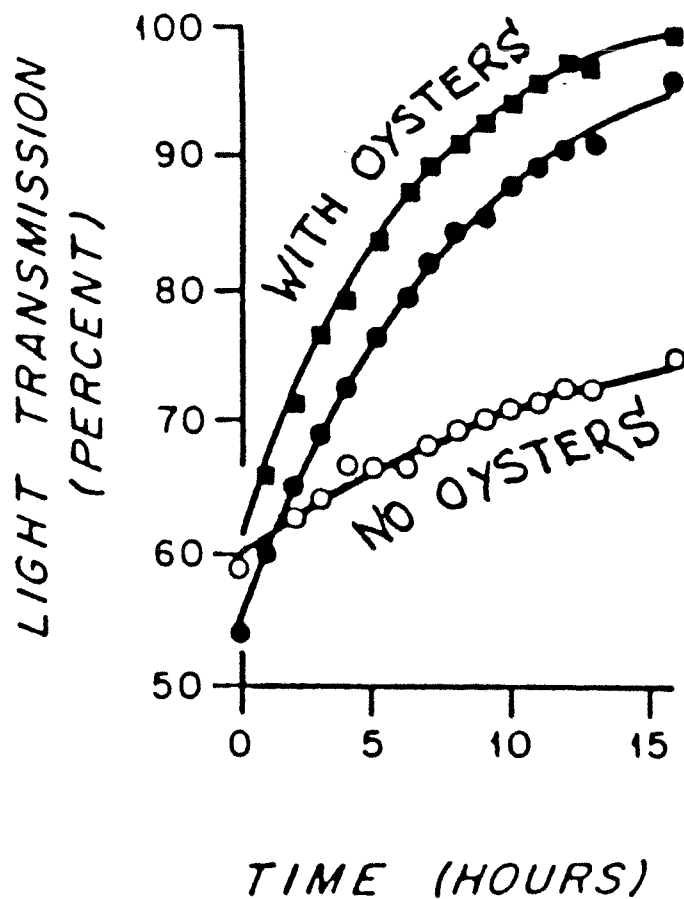


Figure 68. Cleaning of salt water suspension by filter-feeding estuarine oysters, compared with situation without oysters. Laboratory experiments by Lund (1957); figure from Meade (1972)

