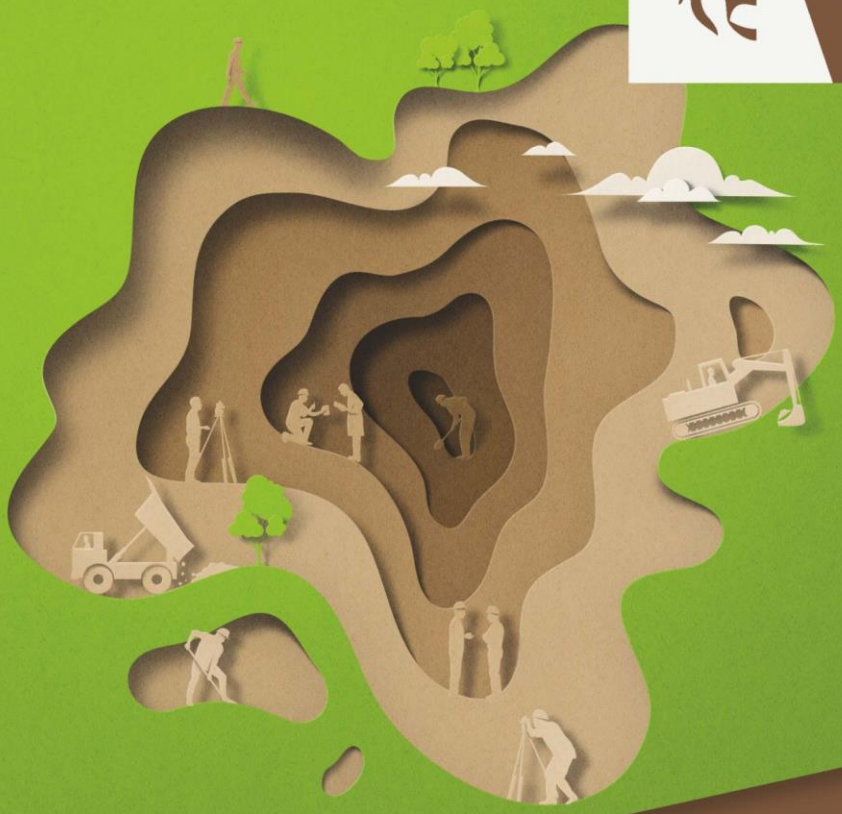
Vlaanderen
is bodembewust



SULLIED SEDIMENTS

DEELTAAK 1: DESKSTUDIE OVER BESCHIKBARE SANERINGSTECHNIEKEN VOOR VERONTREINIGDE WATERBODEM

SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER
OVAM

WWW.OVAM.BE

SAMEN MAKEN WE MORGEN MOOIER

OVAM

/ rapport

SULLIED SEDIMENTS

Deeltaak 1:
Deskstudie over beschikbare saneringstechnieken voor verontreinigde waterbodem
publicatiedatum / 31.08.2020

PARTNERS

DEC Environmental Solutions

GHENT DREDGING

ENVISAN ENVIRONMENTAL WORKS

Witteveen + Bos

Vlaanderen is materiaalbewust

www.ovam.be

DOCUMENTBESCHRIJVING

1 *Titel van publicatie:*
Sullied Sediments
Deeltaak 1: Deskstudie over beschikbare saneringstechnieken voor verontreinigde waterbodem

2 *Verantwoordelijke Uitgever:*
OVAM

3 *Wettelijk Depot nummer: /*

4 *Trefwoorden:*
Waterbodemsanering
Saneringstechnieken

5 *Samenvatting:*
Deze studie geeft een overzicht van de momenteel beschikbare technieken voor waterbodemsanering. Daarmee biedt ze ondersteuning bij beslissingsprocessen over het beheer en de verwijdering van verontreinigd sediment.

6 *Aantal bladzijden: 93*

7 *Aantal tabellen en figuren: 9 T /18 F*

8 *Datum publicatie:*
2020

9 *Prijs*: /*

10 *Begeleidingsgroep :*
Anissa Smits – W+B
Herman Brangers – W+B
Goedele Vanacker – OVAM
Nic Van den Heuvel – OVAM
Goedele Kayens - OVAM

11 *Contactpersonen:*
Goedele Kayens
Nic Van den Heuvel

12 *Andere titels over dit onderwerp: /*
Onderzoek van waterbodem en oevers – code van goede praktijk

U hebt het recht deze brochure te downloaden, te printen en digitaal te verspreiden. U hebt niet het recht deze aan te passen of voor commerciële doeleinden te gebruiken.

De meeste OVAM-publicaties kunt u raadplegen en/of downloaden op de OVAM-website:
http://www.ovam.be

* Prijswijzigingen voorbehouden.

INHOUD

1 Inleiding 6
1.1 Kader van het project 7
1.2 Basisinformatie beslissingsondersteunend systeem 10
1.3 Structuur van het document 11
2 Toepasbaarheid 12
2.1 Inleiding 12
2.2 Evaluatie van saneringstechnieken (eerste groep) 13
2.2.1 Algemene criteria 13
2.2.2 Kenmerken van de waterloop 14
2.2.3 Kenmerken van de waterbodem 15
2.2.4 Kenmerken van de verontreiniging 15
2.2.5 Overige randvoorwaarden 16
2.3 Bijkomende criteria voor ex-situsanering (tweede groep) 17
2.3.1 Kenmerken van het sediment 17
2.3.2 Kenmerken van de verontreiniging 17
2.3.3 Wettelijke criteria 18
2.3.4 Kenmerken van de saneringsinstallatie 18
3 In-situsaneringstechnieken 19
3.1 Inleiding 19
3.2 Verbeterde gemonitorde natuurlijke attenuatie of (Enhanced) Monitored Natural Attenuation: (E)MNA 19
3.3 In-situsanering 26
3.3.1 Biologische in-situsanering 27
3.3.2 Chemische in-situsanering 29
3.3.3 Fysische in-situsanering 31
3.4 Capping 34
3.5 Fytoremediatie 39
3.6 Omleggen van de waterloop 41
4 Ex-situtechnieken 43
4.1 Inleiding 43
4.2 Afgraven en baggeren 44
4.3 Transport 51
4.4 Ontwatering 52
4.4.1 Natuurlijke ontwatering (lagunering) 52
4.4.2 Mechanische ontwatering 55
4.4.3 Geotubes ® 60
4.5 Scheiding 64
4.5.1 Gravitaire scheiding 65
4.5.2 Mechanische scheiding 69
4.6 Behandeling 72

4.6.1 Inleiding 72
4.6.2 Direct hergebruik van (onbehandeld) sediment 72
4.6.3 Passieve of extensieve landfarming 77
4.6.4 Biologische behandeling – Intensieve landfarming 78
4.6.5 Washing Extraction: voorbeeld BioGenesis 80
4.6.6 Thermische behandeling 81
4.7 Berging 83
4.7.1 Besloten berging op het land 83
4.7.2 Besloten berging onder (en op) het water 84
5 Referenties 85
6 Bijlage 1: Verklarende woordenlijst en lijst van afkortingen 87
7 Bijlage 2: Waterbodemwetgeving in Vlaanderen (in de context van de huidige bodemwetgeving) 90
8 Bijlage 3: Disclaimer – Gebruik van ITRC-materiaal 93

1 INLEIDING

Het doel van deze deskstudie is kennisoverdracht van saneringstechnieken voor waterbodems naar Europese bodemsaneringsdeskundigen, beleidsmakers, industriële bedrijven, waterloopbeheerders en private personen. De studie biedt ondersteuning bij het maken van beslissingen in verband met het beheer, de verwijdering en de ruiming van verontreinigd sediment, zodat er in de praktijk zo kostenefficiënt en effectief mogelijk kan worden gesaneerd en de impact van verontreinigende stoffen op het milieu zoveel mogelijk wordt beperkt.

Deze studie maakt deel uit van het Europese Interreg-project 'Sullied Sediments' en werd uitgevoerd in opdracht van de 'Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij' (OVAM). De OVAM is een van de Belgische partners in het Sullied Sediments-project.
Het project wordt uitgevoerd door een consortium dat bestaat uit waterbodemsaneringsexperten van het engineering- en consultancybedrijf Witteveen+Bos Belgium nv en de milieuaannemers DEME-DEC, Jan de Nul-Envisan en Ghent Dredging.

Meer informatie over het Sullied Sediment- of andere Interreg-projecten vindt u op: http://northsearegion.eu/sullied-sediments/.

Het project bestaat uit twee deeltaken:
- deeltaak 1: deskstudie over beschikbare saneringstechnieken voor verontreinigde waterbodem;
- deeltaak 2: opstellen van een online BOS (beslissingsondersteunend systeem) bij de keuze van één of meerdere geschikte saneringstechnieken voor verontreinigde waterbodem.

Het desk-studierapport (deeltaak 1) wordt online gepubliceerd en is bedoeld als referentiedocument. De resultaten van de studie worden daarna gebruikt als basis voor het samenstellen van een online beslissingsondersteunend systeem (BOS) (deeltaak 2).

Met dit BOS krijgen gebruikers een overzicht van de haalbare saneringstechnieken voor waterbodems binnen specifieke randvoorwaarden. Als blijkt dat bepaalde saneringstechnieken niet haalbaar zijn met de gespecificeerde randvoorwaarden (bv. wanneer de timing of de vereiste doelstellingen van de sanering niet kunnen worden gehaald) dan geeft het BOS een samenvatting van de beperkende factoren waarmee rekening moet worden gehouden.
De beschrijvingen van de geëvalueerde technieken in dit rapport worden in de vorm van technische fiches in het BOS opgenomen. Deze fiches kunnen afzonderlijk online worden geraadpleegd, d.w.z. zonder dat u daarvoor het BOS moet laten draaien.

Waterbodemsaneringstechnieken evolueren voortdurend, waardoor de kans groot is dat in de (nabije) toekomst nieuwe inzichten aan de studie zullen kunnen worden toegevoegd. Daarom kunnen dit document en het bijbehorende BOS gerust als 'work in progress' worden beschouwd.

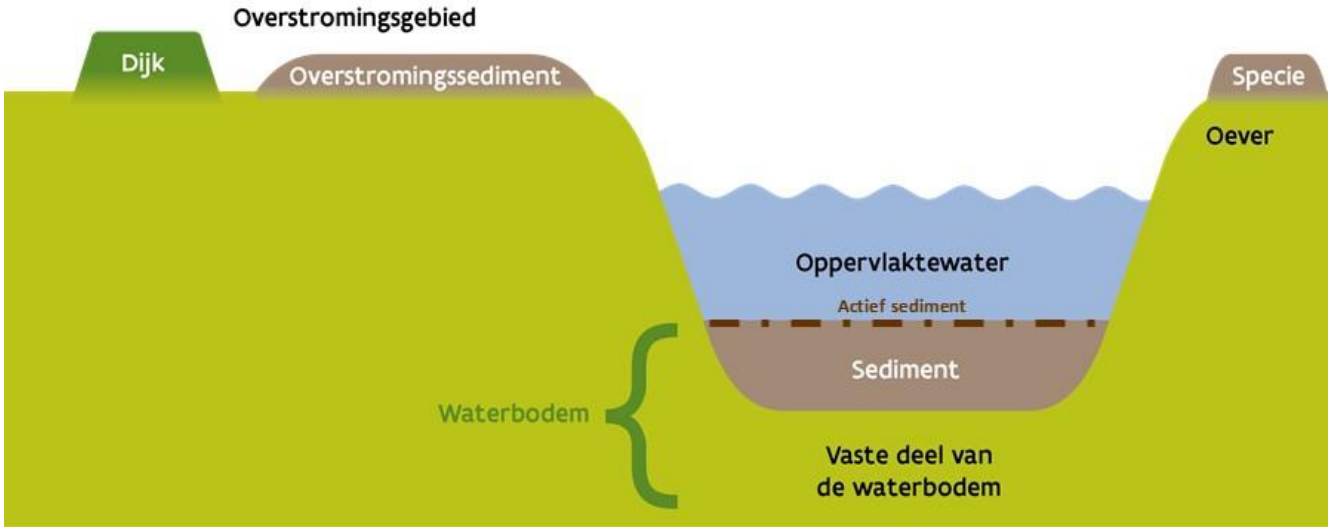
1.1 KADER VAN HET PROJECT

Doelstelling
De doelstelling van deze studie is een duidelijk overzicht bieden van de belangrijkste saneringstechnieken die tegenwoordig beschikbaar zijn voor verontreinigd sediment (deeltaak 1).
Er bestaan al gedetailleerde referentiedocumenten over dit onderwerp, maar deze zijn meestal bestemd voor experts. Dit document en het BOS zijn veeleer bedoeld om ook te worden gebruikt door de bevoegde beleidsmakers en managers die (nog) geen knowhow over waterbodemsanering hebben opgebouwd.

De meeste informatie voor deze deskstudie werd gehaald uit (literatuur)studies en proefprojecten die eerder zijn uitgevoerd door:
- de Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC), een programma van het Environmental Research Institute van de Verenigde Staten [Ref. 4];
- SedNet, het Europese Sediment Network [Ref. 5 en 27];
- het United States Environmental Protection Agency (EPA) [Ref. 6 en 13];
- de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO), een onafhankelijke onderzoeksinstelling in Vlaanderen [Ref. 18 en 19];
- het Dredging Operations and Environmental Research Program van het U.S. Army Corps of Engineers [Ref. 14 en 15];
- de OVAM en leden van het consortium (interne kennis en/of casestudy's) [Ref. 2, 22, 23, 24, 25 en 29].

Dit project spitst zich toe op Vlaamse casussen en wetgeving, maar houdt ook rekening met resultaten van andere lopende en voltooide Europese (onderzoeks)projecten.

Definitie van waterbodem
In dit rapport wordt waterbodem gedefinieerd als de bodem van een oppervlaktewaterlichaam dat altijd of een groot gedeelte van het jaar onder water staat. Deze term omvat zowel het **sediment** (een mengsel van fijne anorganische en organische deeltjes dat uit de waterkolom is bezonken en dat op de bodem een laag vormt) als het **vaste deel van de waterbodem**, dit is het van nature aanwezige geconsolideerde deel van de bodem van het oppervlaktewaterlichaam zoals weergegeven in figuur 1 [Ref. 2] .
Onder **oppervlaktewaterlichamen** worden binnenwateren (m.u.v. grondwater) verstaan zoals meren, wachtbekkens, spaarbekkens, of (een deel van) stromen, rivieren, kanalen en overgangswateren.



Figuur 1: In deze studie wordt waterbodem omschreven als de zone binnen het vak [Ref.2]

De OVAM beschouwt het bovenste gedeelte van de sedimentlaag, het zogenaamde actief sediment, als een afzonderlijke component van het waterloopsysteem, omdat in deze laag natuurlijke uitwisselingsprocessen met het oppervlaktewater erboven plaatsvinden (zie figuur 1) [Ref. 28]. Actief sediment wordt gedefinieerd als een sitespecifieke, biologisch actieve laag op het raakvlak tussen het sediment en het oppervlaktewater. In de meeste gevallen is die laag 5 tot 10 cm dik in zoetwatersystemen en tot 1,0 m dik in riviermondingen en mariene omgevingen [Ref. 13].

Actief sediment bestaat voornamelijk uit gedeeltelijk ontbonden organisch materiaal, afgezette bodem en sediment en verweerd gesteente. Dit sediment kan veel organisch materiaal, klei en sulfiden bevatten en is daardoor geneigd om verontreiniging te adsorberen. Sedimentdeeltjes uit deze laag hebben meestal een diameter van minder dan 2 mm, afhankelijk van de stromingsomstandigheden, de morfologie en de mineralogie stroomopwaarts.

De biologische beschikbaarheid van verontreinigende stoffen speelt een belangrijke rol in de actieve sedimentlaag, want dit bepaalt de mate waarin levende organismen verontreinigende stoffen via actieve (biologische) of passieve (fysische of chemische) processen kunnen opnemen [Ref. 13].

Andere belangrijke onderdelen binnen het systeem van waterlopen zijn onder meer overstromingsgebieden en oevers, waar (verontreinigd) sediment door natuurlijke oorzaken zoals overstromingen of door menselijke interventies zoals het ruimen en op de oever deponeren, kan zijn terechtgekomen.

Al deze elementen hebben een grote invloed op de manier waarop verontreiniging in waterlopen zich kan verspreiden en hoe het systeem in dat geval zo efficiënt mogelijk kan worden gesaneerd. Deze studie richt zich vooral op de behandeling en het beheer van verontreinigde waterbodem (sediment en vaste waterbodem). Voor de opties voor de behandeling/het beheer van verontreinigde oevers en sediment in overstromingsgebieden kan de informatie die u in deze studie en in het bijbehorende BOS vindt, worden gecombineerd met bestaande informatie over de behandeling van verontreinigde bodems (zie bv. https://emis.vito.be/nl/boss-bodemsaneringsselectiesysteem).

Voor meer gedetailleerde definities van de hierboven beschreven termen en andere relevante termen verwijzen we ook naar Bijlage 1: Verklarende woordenlijst en lijst van afkortingen.

Het verschil tussen sediment en bodem
Bodem en sediment zijn niet hetzelfde en kunnen daarom niet (helemaal) op dezelfde manier worden behandeld. In de tabel hieronder krijgt u een zicht op de belangrijkste verschillen in de eigenschappen ervan. Ondanks die verschillen zijn bepaalde saneringstechnieken voor verontreinigd sediment rechtstreeks afgeleid van de ervaring die op het vlak van bodemsanering werd opgedaan.

Sediment	Bodem
Voornamelijk kleine korrels (kleiachtig, leemachtig)	Meer verscheidenheid in korrelgrootte
Hoog watergehalte (20-60% droge materie)	Laag watergehalte (> 80% droge materie)
Relatief hoog organisch materiaalgehalte (> 2%)	Beperkt organisch materiaalgehalte (< 2%)
Hier worden meestal de gebruikelijke verontreinigingen aangetroffen: zware metalen, minerale oliën (> C14), PAK's	Bevat meer gevarieerde soorten verontreiniging
Aanwezigheid van specifieke verontreinigende stoffen zoals TBT	Bevat vaak stenen, bakstenen en bouw- of sloopafval
Grote volumes met een relatief lage verontreinigingsgraad	Meestal kleiner volumes met een relatief hoge verontreinigingsgraad

Tabel 1: De belangrijkste verschillen tussen sanering van waterbodem en bodem [Ref. 22 en 23]

Bodem- en waterbodemsanering in Europa
Waterbodembeheer is een gemeenschappelijke Europese kwestie en is onderwerp van meerdere Europese richtlijnen. De meeste landen of regio's voeren echter een (licht) verschillend beleid en hanteren verschillende benaderingen met betrekking tot de sanering van verontreinigd sediment. Aangezien sediment zich op de grens bevindt tussen bodem, afval en water, is de wetgeving hieromtrent nog niet volledig op elkaar afgestemd [Ref. 5].
Afgezien daarvan is de betreffende wetgeving meestal gecompliceerd - en dan zeker met betrekking tot het gebruik van gebaggerd materiaal in verschillende toepassingen.

In België bijvoorbeeld behoort de wetgeving betreffende bodem en sediment tot de bevoegdheid van de gewesten. Daardoor verschillen de wetgeving en de strategie met betrekking tot het beheer van sediment in Vlaanderen, Wallonië en Brussel.

In Vlaanderen wordt gebaggerd of afgegraven materiaal sinds 1 april 2019 niet langer automatisch als afvalmateriaal (VLAREMA-voorschriften), maar wel als bodemmateriaal (VLAREBO-voorschriften) behandeld. Dit omvat afgegraven bodem, baggerspecie, ruimingsspecie, grondbrij en bentonietslib. De opname van sediment in de bodemwetgeving helpt om de negatieve connotatie van sediment met afval weg te nemen en het hergebruik ervan te bevorderen.
Voor een meer gedetailleerd inzicht in de specifieke voorschriften betreffende sediment in de bestaande bodemwetgeving in Vlaanderen verwijzen we naar Bijlage 2: Waterbodemwetgeving in Vlaanderen (in de context van de huidige bodemwetgeving).

1.2 BASISINFORMATIE BESLISSINGSONDERSTEUNEND SYSTEEM

De antwoorden van de gebruiker op een aantal vragen over bepaalde randvoorwaarden, vormt de input van het BOS (zie hoofdstuk 2 voor meer uitleg over deze voorwaarden).
Op basis van deze antwoorden biedt het BOS een samenvatting van de beschikbare en toepasbare waterbodemsaneringstechnieken. De technieken die in het BOS zijn opgenomen, bestaan uit een aantal in situ- en ex-situtechnieken die op basis van de volgende criteria werden geselecteerd:

- ze hebben hun nut bewezen in eerdere waterbodemsaneringsprojecten;
- hun nut bleek bij pilootproeven rond waterbodemsanering;
- de techniek bleek zeer waardevol bij bodemsanering en houdt ook heel wat beloften in zich voor waterbodemsanering.

In gevallen van ex-situtechnieken evalueert het BOS ook (op basis van de Vlaamse wetgeving) mogelijke methoden of opties voor ontwatering, scheiding, hergebruik en verwijdering.

De toepassing van het BOS moet leiden tot een overzicht van één of meerdere toepasbare saneringstechnieken. Wanneer meerdere technieken kunnen worden toegepast, wordt een verdere evaluatie uitgevoerd, gebaseerd op bijvoorbeeld ecologische, financiële of maatschappelijke criteria. Bij saneringstechnieken die als niet toepasbaar werden geëvalueerd, specifieert het BOS de beperkende randvoorwaarden. Die informatie kan een bron van inspiratie vormen om oplossingen te bedenken die wel aan die specifieke randvoorwaarden voldoen.

Het BOS werd zo opgebouwd dat aanpassingen gemakkelijk kunnen worden doorgevoerd. Daarbij is het niet alleen mogelijk om saneringstechnieken aan te passen, maar ook om deze toe te voegen of te verwijderen of om ze in een andere behandelingscategorie onder te brengen (fytoremediatie wordt bijvoorbeeld momenteel als een afzonderlijke saneringstechniek beschouwd, maar kan evengoed beschouwd worden als onderdeel van lagunering om ontwatering nog efficiënter maken of als een van de bestaande ex-situbehandelingstechnieken). Het is daardoor ook mogelijk om het BOS aan nieuwe wetgeving of wettelijke randvoorwaarden aan te passen.

Telkens wanneer dat mogelijk is, worden voor elke saneringsoptie kostenramingen vermeld. De bedragen die daarbij worden berekend, moeten echter met de nodige omzichtigheid worden gehanteerd, aangezien kosten in hoge mate kunnen verschillen van project tot project.

Het BOS is geschikt voor de evaluatie van saneringstechnieken die worden toegepast binnen een relatief klein projectgebied met relatief vergelijkbare kenmerken, zoals dokken, vijvers, een deel van een gracht of een rivier enz. Voor grootschalige projecten (tot aan de schaal van rivierbekkens) of bijzonder heterogene projectgebieden is het mogelijk dat voor verschillende zones verschillende randvoorwaarden moeten worden gehanteerd. In die gevallen is het mogelijk dat het BOS voor al die verschillende reeksen randvoorwaarden moet worden ingezet om een volledig overzicht te krijgen van nuttige saneringstechnieken voor de volledige beschouwde zone.

1.3 STRUCTUUR VAN HET DOCUMENT

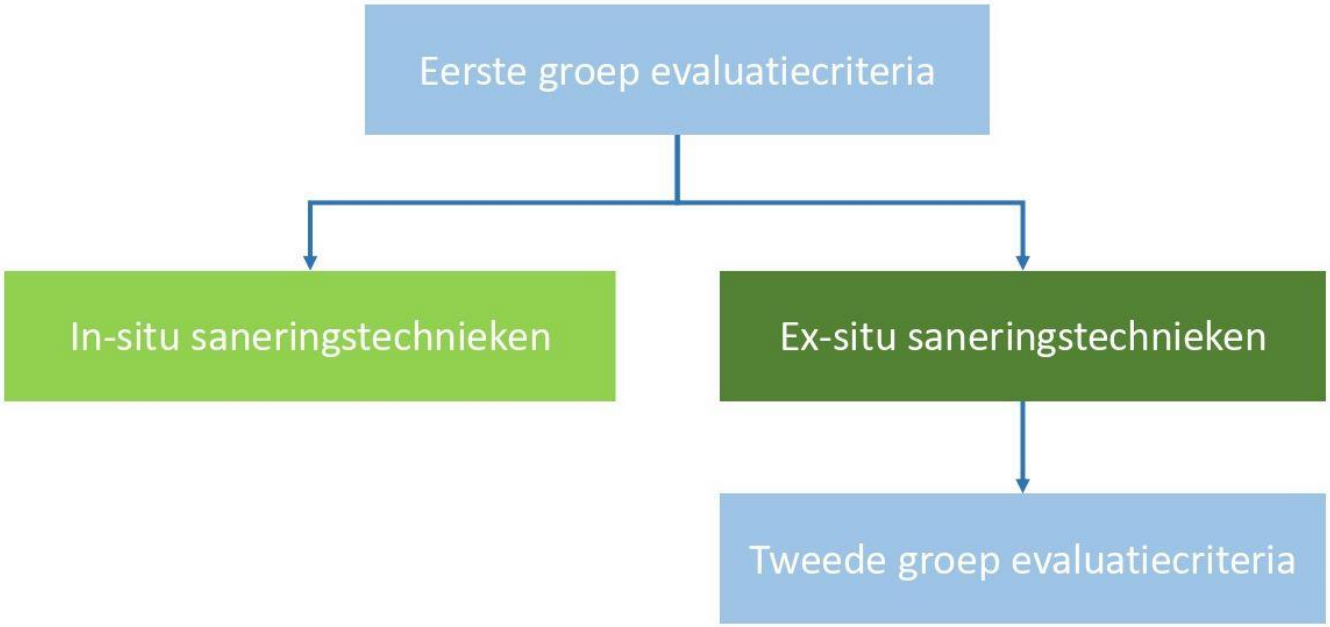
In hoofdstuk 2 vindt u een samenvatting van de evaluatie van mogelijke randvoorwaarden waarmee rekening moet worden gehouden bij de keuze van een geschikte saneringstechniek voor een specifieke site.
In hoofdstuk 3 worden de beschikbare in-situsaneringstechnieken op een gedetailleerde manier beschreven en worden ook meerdere casussen of (piloot)projecten van wat dichterbij bekeken.
Hoofdstuk 4 beschrijft de ex-situtechnieken; methodes om de waterbodem te behandelen met behulp van ex-situtechnieken. Deze saneringstechnieken omvatten ook de verwijdering en het hergebruik van waterbodem.
In hoofdstuk 5 worden alle referenties opgesomd die in dit document werden gebruikt.

2 TOEPASBAARHEID

2.1 INLEIDING

De meeste sanerings- en behandelingstechnieken die in deze studie aan bod komen, zijn alleen haalbaar als aan bepaalde randvoorwaarden is voldaan. Voor elk project evalueert het BOS aan welke randvoorwaarden voor welke techniek(en) is voldaan om op basis daarvan een selectie te maken van de haalbare technieken. Dit hoofdstuk beschrijft alle randvoorwaarden of evaluatiecriteria waarmee het BOS rekening heeft gehouden. Die randvoorwaarden of criteria kunnen in het BOS worden aangepast, bewerkt of gewist. En nieuwe randvoorwaarden kunnen in de toekomst worden toegevoegd, afhankelijk van nieuwe informatie die over waterbodemsanering bekend raakt.

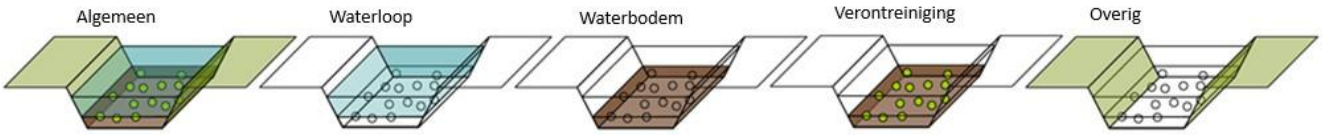
De randvoorwaarden of evaluatiecriteria kunnen in twee groepen worden opgesplitst.
Op basis van de voorwaarden en de criteria uit de eerste groep, kan het BOS beslissen of in situ- of ex-situsaneringstechnieken haalbaar zijn (zie hoofdstuk 2.2). Op basis van de randvoorwaarden uit deze eerste groep kan het BOS ook één of meerdere haalbare in-situtechnieken selecteren uit alle in-situtechnieken die in dit document worden vermeld.
De tweede groep randvoorwaarden heeft enkel betrekking op de evaluatie van mogelijke ex-situtechnieken voor een bepaald project door het BOS. Hiervoor is extra input nodig van de gebruiker (2.3 Bijkomende criteria voor ex-situsanering (tweede groep).



Figuur 2: Flow van het BOS

2.2 EVALUATIE VAN SANERINGSTECHNIEKEN (EERSTE GROEP)

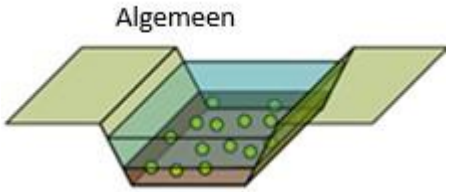
De randvoorwaarden of evaluatiecriteria die door het BOS worden gehanteerd, kunnen grofweg in de volgende vijf hoofdgroepen worden ingedeeld, die hierna grondiger worden besproken:
- algemene criteria zoals de doelstelling en de timing van de sanering;
- kenmerken van de watermassa, zoals diepte, debiet enz.;
- kenmerken van het sediment, zoals de stabiliteit van de waterbedding;
- verontreinigingskenmerken, zoals het potentieel voor biologische afbraak;
- overige randvoorwaarden.



Figuur 3: Door het BOS gehanteerde randvoorwaarden/evaluatiecriteria

Voorlopig hebben elke groep criteria en elk individueel criterium bij de evaluatie van het BOS hetzelfde 'gewicht'. Ze worden met andere woorden allemaal als even belangrijk beschouwd.

2.2.1 Algemene criteria



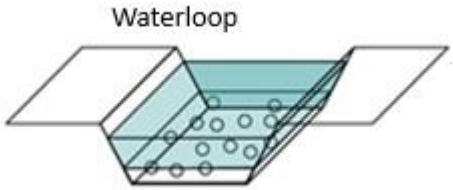
Saneringsdoelstellingen
De saneringsdoelstelling bepaalt grotendeels de haalbaarheid van de saneringstechnieken. Wanneer bijvoorbeeld zeer lage en bijna te verwaarlozen concentraties moeten worden bereikt, zijn in-situsaneringstechnieken zelden geschikt. In dat geval is afgraven/baggeren vaak de enige techniek waarmee de saneringsdoelstelling kan worden bereikt.

In het BOS worden de volgende saneringsdoelstellingen gedefinieerd:
- een specifieke wettelijke norm halen;
- het risico wegnemen. Dat risico kan zowel een humaantoxicologisch en/of ecologisch risico als een verspreidingsrisico zijn;
- de bron verwijderen of onder controle krijgen om verdere verspreiding van de verontreiniging te voorkomen;
- gebruiksbeperkingen opleggen (bv. verboden te vissen, zwemmen enz.).

Timing
Wanneer snel resultaten moeten worden geboekt, zijn technieken zoals een gecontroleerde natuurlijke attenuatie niet geschikt om het probleem tijdig op te lossen.

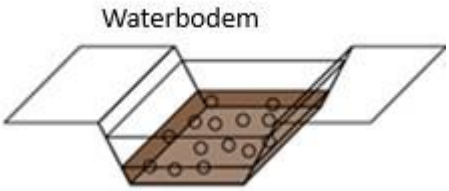
Voor dit criterium worden in het BOS de volgende termijnen omschreven:
- 0-1 jaar;
- 1-5 jaar;
- 5-30 jaar.

2.2.2 Kenmerken van de waterloop



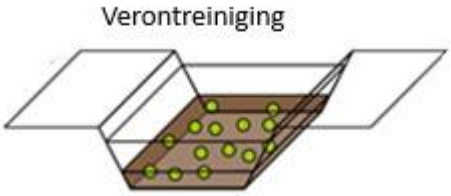
De volgende kenmerken van de waterloop worden geëvalueerd om de haalbaarheid van de saneringstechnieken te controleren:
- gaat het over een bevaarbare waterloop? Als dat zo is, zal regelmatig moeten worden gebaggerd. In dit geval lijken in-situtechnieken niet echt geschikt;
- als men de mogelijke verspreiding van het sediment wil kunnen voorspellen, moeten het debiet en de stroomrichting van het water bekend zijn;
- is een tijdelijke resuspensie van het verontreinigde sediment aanvaardbaar? Wanneer een resuspensie moet worden vermeden, is het mogelijk dat afgraven/baggeren niet geschikt is als saneringstechniek;
- de diepte van het water;
    - gebieden die soms droog staan;
    - laag water (waar kan worden afgegraven);
    - diep water (waar kan worden gebaggerd).

2.2.3 Kenmerken van de waterbodem



De volgende kenmerken van het sediment worden geëvalueerd:
- is het sediment gevoelig voor erosie? Als dat zo is, kan een saneringstechniek zoals (E)MNA niet worden toegepast, omdat daardoor voortdurend verontreinigd sediment wordt verspreid;
- aanwezigheid van rotsen of puin? De aanwezigheid van puin kan het gebruik van toeslagstoffen onmogelijk maken als bijvoorbeeld een chemische in-situtechniek wordt voorzien;
- de stabiliteit van het sediment. Als het sediment onstabiel is, zal capping niet haalbaar zijn wanneer het niet met bijkomende maatregelen wordt gecombineerd.

2.2.4 Kenmerken van de verontreiniging



Indien in-situsaneringstechnieken worden overwogen, zal het soort verontreiniging de haalbaarheid van bepaalde saneringstechnieken bepalen. Verontreinigende stoffen worden in verschillende groepen ingedeeld met stoffen die vergelijkbare fysische en chemische kenmerken hebben. In het BOS wordt niet alleen de biologische afbreekbaarheid, maar ook de mogelijke vorming van schadelijker of mobiele nevenproducten en de mobiliteit van de groepen verontreinigende stoffen geëvalueerd.

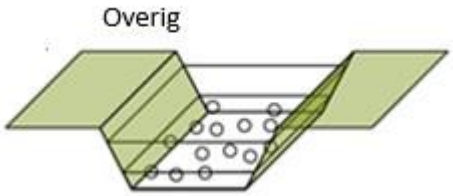
Het BOS maakt hierbij een onderscheid tussen de volgende groepen verontreinigende stoffen:
- Vaak voorkomende verontreinigende stoffen in sediment waarvan het gedrag relatief goed bekend is:
    - minerale oliefracties (< C14);
    - minerale oliefracties (> C14);
    - PAK's;
    - PCB;
    - zware metalen;
    - cyaniden.

- Vaak voorkomende verontreinigende stoffen in sediment waarvan het gedrag niet zo goed bekend is[1]:
  - radioactieve stoffen;
  - TBT (organische tinverbindingen);
  - PFAS-verbindingen;
  - gechloreerde pesticiden;
  - asbest.
- Vaak voorkomende verontreinigende stoffen in de bodem, waarmee in (toekomstige) sedimentsanering wellicht ook rekening zal moeten worden gehouden:
  - BTEX
  - Chloorethenen;
  - Chloorethanen.

De haalbaarheid van saneringstechnieken op basis van biologische sanering is onder meer afhankelijk van de concentraties die in het sediment worden aangetroffen. Algemeen kan men stellen dat de aanwezigheid van puur product biologische behandeling onmogelijk of op zijn minst ontoereikend zal maken.

Naast de kenmerken van de verontreinigende stoffen is het belangrijk om aan te duiden of er een risico bestaat dat die stoffen in het grondwater of in het oppervlaktewater kunnen terechtkomen. Als dat zo is, zal men voor saneringsoplossingen voor de lange termijn moeten kiezen.

2.2.5 Overige randvoorwaarden



Een aantal andere belangrijke evaluatiecriteria zijn:
- Hoe wordt het omliggende land gebruikt? Moet rekening worden gehouden met (her)ontwikkelingsplannen voor het gebied? Zijn saneringswerken met een grote impact (bv. afgravingen of baggerwerken) toelaatbaar?
- Ligt de zone in een beschermd gebied?
- Is de te saneren site bereikbaar voor zware uitrustingen zoals trucks en graafmachines?
- Is er voldoende (ruimtelijke en juridische) ruimte om het verontreinigde deel van de waterloop om te leggen? Of om ter plaatse saneringsinfrastructuur te voorzien (lagunering/landfarming)?
- Is er plaatselijk nood aan hergebruik van het materiaal (bv. met Geotubes®)?

[1] Steeds vaker aangetroffen verontreinigende stoffen zoals farmaceutische producten, nano-/microplastics en invasieve planten (bv. Japanse duizendknoop) of dieren zijn nog niet in het BOS opgenomen wegens het gebrek aan informatie over hun gedrag en de mogelijke saneringstechnieken.

2.3 BIJKOMENDE CRITERIA VOOR EX-SITUSANERING (TWEEDE GROEP)

Wanneer verontreinigd sediment ex situ moet worden behandeld, gelden bij de evaluatie van haalbare saneringstechnieken meerdere bijkomende evaluatiecriteria of randvoorwaarden naast de hierboven vermelde criteria. Die bijkomende evaluatiecriteria of randvoorwaarden zijn vooral afhankelijk van de kenmerken van de verontreiniging en het sediment en worden hieronder meer gedetailleerd besproken.

Het is mogelijk dat deze tweede evaluatie van criteria leidt tot de conclusie dat geen enkele van de bestaande ex- situsaneringstechnieken haalbaar zijn wegens de onmogelijkheid om het sediment te behandelen.

2.3.1 Kenmerken van het sediment

Het gehalte organische stoffen en de korrelgrootteverdeling van het sediment zijn belangrijke kenmerken met betrekking tot de ontwatering en de behandeling van verontreinigd sediment. Deze kenmerken bepalen:

- Verontreinigingsniveaus (verontreinigende stoffen absorberen beter op fijne fractie);
- Behandelbaarheid van het sediment:
  - een hoog gehalte aan fijne fractie maakt een fysicochemische behandeling ongeschikt;
  - sediment met een grote fijne fractie kan moeilijker worden ontwaterd en is moeilijker te behandelen - bijvoorbeeld wanneer men het biologisch wil behandelen;
  - voor de thermische behandeling van sediment moet het watergehalte minder dan 30% bedragen.

2.3.2 Kenmerken van de verontreiniging

Als verontreinigd sediment wordt behandeld door biologische afbraak (biologische behandeling/landfarming) gelden dezelfde beperkingen met betrekking tot de verontreinigende stoffen als voor de saneringstechnieken die in hoofdstuk 2.2.4 - Kenmerken van de verontreiniging - onder de loep werden genomen.

Indien thermische desorptie wordt overwogen, moeten normen voor zware metalen en sulfaten worden nageleefd. Ook asbest is een zeer belangrijke verontreinigende stof die bij elke saneringstechniek moet worden onderzocht en geëvalueerd. Richtlijnen in verband met asbest in sediment (en bodem) vindt u op de website van de OVAM: https://www.ovam.be/asbest-in-de-bodem#reinigen), evenals de praktijkcode voor oriënterende bodemonderzoeken, beschrijvende bodemonderzoeken en risicoanalyse voor asbestverontreiniging [ref. 42].

2.3.3 Wettelijke criteria

Elke ex-situbehandeling, hergebruik of verwijdering is onderworpen aan de wetgeving van het gewest waar de sanering plaatsvindt. In Vlaanderen worden de wettelijke voorwaarden als volgt vastgelegd:

- Voor het hergebruik van sediment zonder actieve behandeling:
  - als bodem: conform VLAREBO bijlagen IV en V;
  - voor toepassingen in de bouwsector: conform VLAREBO bijlagen VI en VII.
- Voor biologische fysicochemische of thermische behandeling:
  - Code van Goede Praktijk opslag, bewerking en reiniging van bodemmaterialen;
  - acceptatiecriteria voor de saneringsinstallatie in kwestie.
- Voor verwijdering:
  - overeenstemming met VLAREM II subrubriek 5.2.4.1;
  - specifieke acceptatiecriteria van de bergingsplaats.

2.3.4 Kenmerken van de saneringsinstallatie

De behoefte aan voldoende ruimte varieert voor de verschillende ex-situsaneringstechnieken. Voor de meeste ontwaterings- en saneringstechnieken is een vrij grote ruimte nodig (bv. lagunering, landfarming en biologische behandeling). Bovendien nemen de saneringstechnieken niet alleen ruimte, maar ook tijd in beslag.
Voor dit criterium wordt de noodzaak aan ruimte en tijd geëvalueerd met de bedoeling om de mogelijkheden voor sanering ter plaatse te controleren.

Bovendien moet een infrastructuur worden aangelegd die emissies in de lucht, in het grondwater en in het oppervlaktewater vermijdt.

3 IN-SITUSANERINGSTECHNIEKEN

3.1 INLEIDING

Dit hoofdstuk beschrijft de beschikbare saneringstechnieken die tegenwoordig ter plaatse - in situ - kunnen worden uitgevoerd in Vlaanderen en waarvoor dus geen baggerwerken of vervoer van verontreinigde waterbodem moet worden voorzien.
Die technieken kunnen in vier verschillende hoofdcategorieën worden ingedeeld:

- (Verbeterde) gemonitorde natuurlijke attenuatie ((E)MNA.
- In-situbehandeling (biologisch, chemisch of fysisch).
- Capping (isolatie of dunne laag).
- Fytoremediatie.

Daarnaast moet worden opgemerkt dat bij waterbodemsanering de waterbodem vaak moet worden verwijderd om hydraulische of om hydrologische redenen. Projecten waarbij de waterbodem wegens het risico op verontreiniging moet worden gesaneerd en waarbij alleen in-situtechnieken worden toegepast, zijn nog altijd relatief zeldzaam.

3.2 VERBETERDE GEMONITORDE NATUURLIJKE ATTENUATIE OF (ENHANCED) MONITORED NATURAL ATTENUATION: (E)MNA

Beschrijving: MNA
Gemonitorde natuurlijke attenuatie (MNA) is een passieve saneringstechniek die gebruik maakt van natuurlijke processen om het milieu te beschermen tegen blootstelling aan verontreinigende stoffen [Ref. 4]. Deze techniek wordt vooral toegepast om de biologische beschikbaarheid of toxiciteit van verontreinigende stoffen in de toplaag van het sediment mettertijd te omsluiten, af te breken of te beperken [Ref. 13].

Bij de MNA-techniek wordt de verontreinigde waterbodem ter plaatse gelaten en gemonitord op voortdurende natuurlijke fysische, chemische en biologische processen die de verontreinigende stoffen afbreken, immobiliseren, isoleren of verwijderen tot ze niet langer een risico vormen [Ref. 4]. Natuurlijke processen die bijdragen tot MNA, zijn onder meer het begraven van sediment, isolatie of afbraak van verontreinigende stoffen (bv. door neerslag, adsorptie of isolatie) (figuur 4).
Wanneer men deze saneringstechniek op een succesvolle manier wil toepassen, is het belangrijk om over een grondig inzicht in en controle over de bron(nen) van verontreiniging, de (bio)geochemische en fysische omstandigheden en de (voorspelde) interactie met het milieu te beschikken. Meestal wordt MNA overwogen op sites waar de waterbodem voldoende stabiliteit heeft, zodat erosie en dispersie/verdunning geen bedreiging vormen.

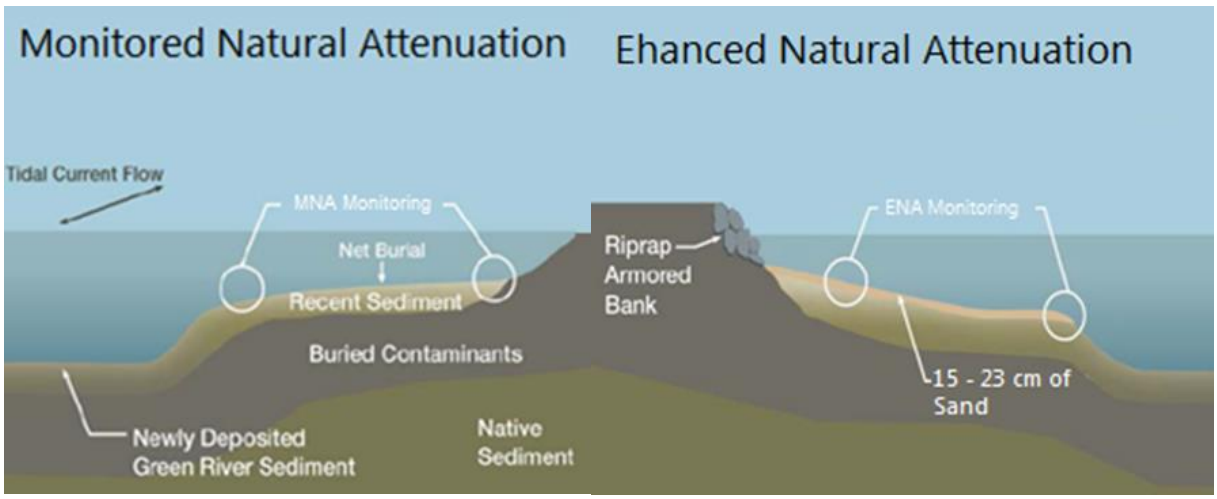
Deze techniek verschilt van de 'No Action'-aanpak, aangezien hierbij wel de bron(nen) worden gecontroleerd en de kans op herverontreiniging door verder stroomopwaarts gelegen verontreinigingsbronnen minimaal is. Bovendien wordt de situatie aan modellen onderworpen en op lange termijn gemonitord om na te gaan of de oplossing de gewenste resultaten oplevert [Ref. 13]. Monitoring bestaat meestal uit het periodiek verzamelen en analyseren van waterbodemmonsters met de bedoeling om ervoor te zorgen dat de humaantoxicologische en de ecologische risico's binnen een vooraf vastgelegde termijn (bv. 10 jaar) tot verwachte niveaus worden verlaagd [Ref. 12]. Gebruiksadviezen en gebruiksbeperkingen (bv. in verband met consumptie van vis, verbod op vissen, beperking van het gebruik van de waterloop) maken ook vaak deel uit van een MNA-aanpak [Ref. 12].

Beschrijving: EMNA

Verbeterde gemonitorde natuurlijke attenuatie (EMNA) is op dezelfde principes gebaseerd als MNA en gaat uit van de natuurlijke degradatieprocessen die al plaatsvinden in de bodem in combinatie met de toevoeging van een dunne laag van ongeveer 10 tot 30 cm dik proper materiaal boven op of gemengd met het sediment in die zones, eventueel aangevuld met bepaalde stimulerende toeslagstoffen (figuur 4). Deze methode wordt meestal toegepast wanneer de bestaande natuurlijke degradatieprocessen niet snel genoeg gaan om de bestaande risico's binnen een aanvaardbare termijn te beperken.

EMNA is in theorie op meer sites toepasbaar dan MNA, omdat een natuurlijke afzetting van sediment voor EMNA niet nodig is [Ref. 17].

EMNA wordt meestal beschouwd als een vorm van thin-layer capping, zolang dat de dikte van de aangebrachte laag dikker is dan de diepte van de zone waar bioturbatie in de waterbodem plaatsvindt (zie in dit verband hoofdstuk 3.4 - Capping) [Ref. 17].



Figuur 4: Het verschil tussen gemonitorde natuurlijke attenuatie (MNA) en verbeterde MNA (EMNA): verbeterde MNA vergroot en/of versnelt het natuurlijke herstelproces door bijvoorbeeld een extra laag zand en een oeververstevigingen toe te voegen. Bij beide technieken blijft het echter van essentieel belang om het herstelproces tijdens de volledige duur te monitoren [Ref. 13]

De extra laag is vooral bedoeld om de hoeveelheid beschikbare verontreinigende stoffen aan de oppervlakte te beperken door dit schone materiaal bijvoorbeeld door bioturbatie met de onderliggende verontreinigde waterbodem te mengen. Bovendien versnelt deze techniek het natuurlijke fysische begravingsproces. Behalve afdekking met een dunne laag schoon materiaal kunnen injecties met toeslagstoffen zoals geactiveerde koolstof worden toegepast om verbindingen te adsorberen en de biologische beschikbaarheid te beperken. Het is van essentieel belang om het afdekkingsmateriaal op een zorgvuldige en gecontroleerde manier aan te brengen, zodat de verontreinigde waterbodem zo weinig mogelijk wordt verstoord en dispersie van verontreinigende stoffen tijdens het aanbrengen wordt voorkomen. In tegenstelling tot een technische capping, die bedoeld is om voortdurend stabiel te blijven en om verontreinigende stoffen in de onderliggende waterbodem te isoleren, is het materiaal dat voor EMNA wordt aangebracht, niet bedoeld om verstoringen (zoals bioturbatie of erosie) te weerstaan.

MNA en EMNA worden vaak gecombineerd met actieve saneringstechnieken zoals baggeren en in-situ-afdekking om de vereiste saneringsdoelstellingen te bereiken. Ze worden vaak toegepast om op een doeltreffende manier lage niveaus van restverontreiniging te beheren [Ref. 12].

Het gebruik van (E)MNA op een site vereist een grondig inzicht in zowel het biogeochemische gedrag van de betreffende stoffen als de specifieke milieuomstandigheden op de specifieke site, die de chemische en de biologische interacties zullen beïnvloeden. Het gedrag van sporenelementen en metalloïden in het milieu is een complex verhaal en is afhankelijk van een hele reeks onderling verbonden chemische, biologische en ecologische processen. De interactie tussen deze natuurlijke processen die zou kunnen bijdragen tot natuurlijke attenuatie, bepaalt meestal de risico's op lange termijn op een specifieke site. De drie processen worden hieronder meer gedetailleerd besproken.

Fysische processen (natuurlijke afdekking en dispersie)
Fysische processen omvatten de afdekking door de van nature voortdurende sedimentatie en het mengen van proper afgezet materiaal met verontreinigde diepere sedimentlagen. Begraven gebeurt daar waar sediment sneller neerslaat dan het erodeert of wordt getransporteerd. Gelijktijdig leidt het begraven van verontreinigende stoffen tot de verdichting van de onderliggende waterbodem, waardoor het verticale transport van water en opgeloste componenten wordt bemoeilijkt [Ref. 13].
Het mengen van verontreiniging in de onderliggende bodem kan worden veroorzaakt door hydrodynamica, maar ook bioturbatie wordt vaak beschouwd als een fysisch proces, aangezien het resultaat daarvan zowel een fysische menging van de waterbodem betreft als een uitwisseling van poriewater met de bovenliggende waterkolom is [Ref. 13].

Erosie, opwelling van grondwater, transport van poriewater en dispersie/transport van verontreinigde waterbodem stroomafwaarts zijn andere voorbeelden van fysische processen die verontreiniging op een specifieke site kunnen beperken. Bentische fauna kan verontreinigende stoffen in de voedselketen brengen, wat soms als een fysisch proces wordt beschouwd [Ref. 13].

Extreme erosiegebeurtenissen veroorzaakt door verschijnselen zoals een hoge waterstand in de rivieren of stormgolven kunnen begraven sediment echter opnieuw blootleggen. Dit geërodeerde sediment zou plaatselijk oppervlaktesediment opnieuw kunnen verontreinigen of verder stroomafwaarts afvoeren, waar het voor nieuwe probleemzones zou kunnen zorgen.

Chemische processen (sorptie, precipitatie, degradatie en radioactief verval)
Sorptie, precipitatie, degradatie en radioactief verval kunnen allemaal de biologische beschikbaarheid en/of de toxiciteit van een verontreinigende stof beperken. Tijdens de (ad- en ab)sorptie binden opgeloste verontreinigende stoffen zich op of in de sedimentmatrix. Gesorbeerde verbindingen zijn niet biologisch beschikbaar. Precipitatie vindt plaats wanneer verontreinigende stoffen in oplossing hun verzadigingspunt bereiken en neerslaan en op die manier hun biologische beschikbaarheid beperken. Degradatie is de transformatie van een toxisch bestanddeel in een minder toxisch of niet-toxisch bestanddeel. Degradatie kan echter ook leiden tot meer toxische dochterproducten. Radioactief verval van een verontreinigende stof kan ook verlies aan toxiciteit opleveren, afhankelijk van de halveringstijd van de betreffende verontreinigende stof.

Sorptie en precipitatie zijn omkeerbare processen. Veranderende omstandigheden kunnen ofwel leiden tot desorptie of kunnen ervoor zorgen dat neergeslagen deeltjes opnieuw oplossen. Deze processen worden meestal rechtstreeks of onrechtstreeks beïnvloed door microbiologische en fysische processen die de fluctuatie van reactieve chemische deeltjes in sediment bepalen. Ze beïnvloeden de verdeling van een chemische stof tussen de vaste en de waterige fase in de waterbodem en de waterkolom en beïnvloeden op die manier het lot en de biologische beschikbaarheid van de verontreinigende stof.
De speciatie van metalen bijvoorbeeld is afhankelijk van omgevingsfactoren zoals de zuurtegraad (pH), het redoxpotentieel, de alkaliteit, de aanwezigheid van sulfiden en het organische koolstofgehalte. Het voorkomen van organische verontreinigende stoffen kan dan weer worden beïnvloed door abiotische chemische processen zoals fotokatalyse en sorptieprocessen wanneer het sediment natuurlijke koolstof- en humusbronnen bevat.

Biologische processen (degradatie, transformatie, bioturbatie)
Micro-organismen (bacteriën of schimmels) die in sediment aanwezig zijn, hebben een invloed op de concentratie van verontreinigende stoffen en kunnen organische chemische producten tot minder toxische vormen afbreken of transformeren. Of dit kan gebeuren, is afhankelijk van het type organische verbindingen, de micro-organismen die in de waterbodem aanwezig zijn, de geochemische omstandigheden en de substraten.
Al die factoren moeten gunstig zijn om de biologische afbraak- en metabolische processen rendabel te laten plaatsvinden [Ref. 4]. Koolwaterstoffen met een laag moleculair gewicht bijvoorbeeld kunnen gedeeltelijk of volledig afbreken, terwijl koolwaterstoffen met een hoog moleculair gewicht, ftalaten, dioxines en PCB moeilijk(er) afbreekbaar zijn en pas na langere tijd biologisch worden afgebroken. Metalen anderzijds kunnen chemisch gebonden worden aan sulfiden en geïmmobiliseerd geraken, maar ze zullen niet afbreken. In die context kunnen veranderende redoxomstandigheden de metalen opnieuw mobiliseren.

Bovendien spelen ook bentische menging en bioturbatie door in de waterbodem wroetende of levende organismen een rol in het beperken van de biologische beschikbaarheid van verontreinigende stoffen, doordat hierbij het verontreinigde sediment nog dieper wordt begraven en er meer zuurstof wordt toegevoerd, wat een verdere biologische degradatie in de hand werkt. In sommige gevallen kan bioturbatie echter ook een opwelling van de verontreinigende stoffen veroorzaken.

Voordelen en beperkingen van (E)MNA
Alle hierboven beschreven technieken zijn niet-invasief en vernietigen of verstoren biologisch actieve zones niet. (E)MNA voorkomt meestal ook resuspensie van verontreinigende stoffen, behalve wanneer onverwachte extreme erosie plaatsvindt.

De techniek kan meestal worden toegepast voor de sanering van waterbodems met een laag verontreinigingsniveau met minerale olie (< C14) en chlooretheen. Ze is echter niet geschikt voor de sanering van zware metalen, PAK's en cyaniden.

Het grootste nadeel van de toepassing van (E)MNA bestaat uit het feit dat het natuurlijke herstelproces relatief lang duurt en dat het proces van begin tot eind moet worden gemonitord. Modelvoorspellingen kunnen helpen om die monitoring zoveel mogelijk te beperken, maar die modellen zijn vaak gebaseerd op onvoldoende gegevens om werkelijk accurate voorspellingen te doen. Bovendien verlopen processen niet overal even gelijkmatig.
Ook over de doeltreffendheid van (E)MNA op lange termijn is nog niet zoveel bekend. Op plaatsen waar het natuurlijke herstelproces werd gemonitord, werden concentratiedalingen van verontreinigende stoffen in het sediment vastgesteld. Data afkomstig uit lange termijn monitoring zoals die van de concentraties van verontreinigende stoffen in vissenweefsel (bv. 5 jaar) volstond echter niet om de afname van het risico volledig te evalueren of was niet eenduidig [Ref. 13].
Natuurlijke herstelprocessen duren meestal langer dan reguliere actieve ingrepen (zoals baggeren), waardoor weefsels van vissen gedurende langere perioden moeten worden gemonitord om een duidelijk zicht te krijgen op het effect van natuurlijke herstelprocessen op de concentraties van verontreinigingen in de weefsels.

Een andere controlemeting die bij het gebruik van (E)MNA kan worden toegepast, kan worden uitgevoerd met behulp van sedimentvangen die op vaste onderlinge afstanden langs een waterloop worden opgesteld. Op die manier kan men verspreiding voorkomen als de verontreinigende stoffen niet zoals verwacht worden afgebroken.

Andere belangrijke relatieve voordelen en beperkingen van het gebruik van (E)MNA zijn opgesomd in tabel 2 hieronder:

Voordelen	Beperkingen
– Minst invasief en verstorend voor water- en bentische habitats – Minst complex, snelst te implementeren – Geschikt voor sanering van een verscheidenheid van verontreinigende stoffen in de opgeloste fase – Geen infrastructuur of ruimte nodig om uitrusting en/of materialen op te stellen – Meestal de laagste totaalkosten in vergelijking met andere saneringstechnieken	– De verontreinigende stoffen in het sediment blijven zitten - vaak voor een langere tijd – Het is mogelijk dat er meer tijd nodig is om blootstelling en risico's tot geschikte niveaus te beperken (bv. bij verontreinigende stoffen met een lange chemische en/of biologische halveringstijd) – Verstoringen (extreme erosie, opwelling van sediment, bioturbatie) kunnen hogere risico's en grotere blootstelling met zich brengen – De kosten voor de monitoring kunnen na verloop van tijd zwaar beginnen doorwegen – Niet geschikt voor bepaalde waterlopen (bv. baggeren om nautische redenen) – Overheidscontrole vereist – Onduidelijkheid over doeltreffendheid op lange termijn

Tabel 2: Voordelen en beperkingen van (E)MNA [Ref.17]

Maatschappelijke aspecten
Het is mogelijk dat de publieke opinie ongunstig reageert op de toepassing van (E)MNA, omdat de verontreiniging nog een bepaalde tijd "gewoon blijft zitten" - zelfs al wordt het natuurlijke attenuatieproces gemonitord. Ook de mogelijkheid dat verontreinigende stoffen opnieuw in het milieu terechtkomen, kan een reden tot zorg zijn.

De aanvaarding van natuurlijke attenuatie als saneringstechniek is afhankelijk van de tijd die nodig is om aanvaardbare concentraties van verontreinigende stoffen te bereiken en het antwoord op de vraag of die attenuatieprocessen permanent of omkeerbaar zijn [Ref. 12]. Communicatie met het publiek en met de betrokken partijen over het lopende proces is daarom van essentieel belang.

Kosten
(E)MNA is een relatief eenvoudige, betaalbare saneringsoptie met weinig risico's die zeer doeltreffend en duurzaam kan zijn als de site er zich toe leent. De exacte kosten zijn echter in hoge mate afhankelijk van het specifieke project. Hierover zijn geen betrouwbare gegevens beschikbaar.

Nieuwste technieken/ervaring
(E)MNA werd al op een succesvolle manier toegepast bij grote projecten in de Verenigde Staten. De doeltreffendheid en de saneringsduur zijn in hoge mate afhankelijk van het soort en de omvang van de verontreiniging en verschillen sterk van site tot site.
De toepassing van (E)MNA op landbodem is een wijdverbreide techniek in Vlaanderen en de natuurlijke processen die daarin meespelen, zijn bekend. Deze ervaringen kunnen van groot belang zijn voor eventueel toekomstig gebruik van (E)MNA op sediment in waterlopen.

Casus

Twelve-Mile Stream/Lake Hartwell, Pickens County, SC [Ref. 4]	
Omgeving	Zoetwatermeer
Schaalgrootte	11,5 km lang gedeelte van de Twelve-Mile Stream en 2,95 km^2 van de Twelve-Mile Stream-arm van Lake Hartwell
Verontreinigende stoffen	PCB's
Controle van de bron gerealiseerd voordat oplossing werd geselecteerd?	Ja
Oplossing	MNA voor Twelve-Mile Stream-arm van Lake Hartwell
Verwachte saneringsduur	12 jaar
MNA beschouwd als een succes?	Ja

Beschrijving van de site
De hoofdbron van de verontreiniging is Sangamo Weston, een bedrijf dat in de periode van 1955 tot 1977 PCB's gebruikte. Naar schatting kwam 3% van de jaarlijkse gemiddelde hoeveelheid PCB's die daar werd gebruikt (ongeveer 181,5 miljoen kg), uiteindelijk in de Town Stream terecht en verspreidde zich van daar via de Twelve-Mile Stream naar Lake Hartwell.

Beschrijving van de verontreinigende stoffen
De PCB-concentraties in de waterbodem over een 11,5 km lang gedeelte van de Twelve-Mile Stream bedroegen aanvankelijk 1-3 ppm aan het oppervlak en lagen nog hoger in de diepere lagen. Op sommige locaties werden concentraties tot 61 ppm PCB aangetroffen. De getroffen zone in Lake Hartwell is ongeveer 2,95 km^2 groot met een totaal geschat volume van 3,6 miljoen m^3 met PCB's verontreinigde waterbodem.
In de periode van 1991-1992 werden maximale PCB-concentraties van 5-11 ppm in de monsters uit het de bovenste lagen van de waterbodem van Lake Hartwell gemeten. De PCB-concentraties in de diepere lagen van de waterbodem bedroegen meestal < 1 ppm.

Saneringsdoelstellingen
Voor de reiniging werd op basis van de technische haalbaarheid een streefnorm van 1 ppm PCB naar voren geschoven. Voor vis werd het saneringsdoel op 2 ppm PCB vastgelegd - een niveau dat ook op basis van de technische haalbaarheid was bepaald. Volgens de modellen moest dat doel binnen de 12 jaar (tegen 2004) worden bereikt.

Twelve-Mile Stream/Lake Hartwell, Pickens County, SC [Ref. 4]

Saneringsaanpak

Er werden in het meer waterbodemmonsters verzameld, op basis waarvan het verticale profiel van de PCB's in de sedimentkolom kon worden bepaald. De verzamelde gegevens gaven aan dat hogere PCB-concentraties waren begraven onder het sediment met lagere PCB-concentraties.

Sediment Transport Modelling-technieken voorspelden dat de netto accumulatie in de waterbodem in het meer 5 tot 15 cm/jaar zou bedragen. Er werd een model voor de waterkwaliteit ontwikkeld om de evolutie van PCB's in het systeem na verloop van tijd te bepalen. De resultaten van dat model toonden aan dat de PCB-concentraties in de waterkolom en de waterbodem van Lake Hartwell na verloop van tijd zouden dalen - zelfs indien daarbij geen invasieve saneringstechnieken zouden worden toegepast. De primaire mechanismen waarmee de PCB's mettertijd werden verlaagd, bestonden uit transport en begraving.

Monitoring

De jaarlijkse monitoring van de biota en de waterbodem vonden sinds 1994 in de lente van elk jaar plaats. Daarbij werden onder meer op 21 locaties in de Twelve-Mile Stream en Lake Hartwell monsters genomen van het oppervlaktesediment en werden analyses van weefsels van vissen en schaaldieren in het meer uitgevoerd.

De gegevens van het sediment sinds 2004 toonden aan dat de PCB-concentraties in het oppervlaktesediment in de Twelve-Mile Stream sinds 1990 constant waren gezakt dankzij de voortdurende fysische processen zoals begraving, menging/dispersie en PCB-dechlorinatie. De PCB-concentraties in de vissen daarentegen zakten niet in die mate.

In 2006 werd beslist om twee van de drie dammen in de Twelve-Mile Stream arm van Lake Hartwell af te breken om het voortdurende natuurlijke transport van schoon sediment te vergroten om op die manier het begraven van het met PCB's verontreinigd sediment in Lake Hartwell te versnellen. De afbraak van beide dammen werd in 2011 voltooid.

3.3 IN-SITUSANERING

In-situbehandeling van het sediment omvat de toepassing of de menging toeslagstoffen rechtstreeks in of op verontreinigd sediment met de bedoeling om dit sediment te saneren of om het (natuurlijke) saneringsproces te versnellen. Menging kan op een passieve manier plaatsvinden, door natuurlijke biologische processen zoals bioturbatie, of actief door mechanische middelen zoals boren of injectiesystemen [Ref. 4].

Bij in-situbehandeling kunnen biologische, chemische en fysische behandelingsvormen met elkaar worden gecombineerd. Een dergelijke behandeling kan ook worden gecombineerd met andere saneringstechnieken zoals baggeren, capping en (E)MNA. Zo kan in-situbehandeling onder een cap of in combinatie met (E)MNA worden uitgevoerd met de bedoeling om het herstel van het ecosysteem te versnellen.

In-situsanering is soms aangewezen in zones met hogere concentraties van verontreinigende stoffen, waar (E)MNA de saneringsdoelstellingen niet binnen een aanvaardbare termijn kan halen of waar het risico onmiddellijk moet worden beperkt. In-situsanering kan ook worden gebruikt voor eventuele overblijvende restverontreiniging nadat verontreinigd sediment werd verwijderd.

Het is een doeltreffende en duurzame saneringstechniek die slechts weinig impact heeft op de omgeving [Ref. 4]. Een in-situsanering streeft meestal een of meerdere van de volgende doelstellingen na: vuilvrachtreductie, vermindering van de toxiciteit en/of biologische beschikbaarheid het actieve sediment [Ref. 17].

Heel wat omstandigheden, voordelen en beperkingen die worden vermeld in de hoofdstukken over (E)MNA (3.2 - Verbeterde gemonitorde natuurlijke attenuatie of (Enhanced) Monitored Natural Attenuation: (E)MNA)) en capping (3.4 - Capping), gelden ook voor in-situsanering. De toepasbaarheid van in-situbehandeling is in hoge mate afhankelijk van het antwoord op de vraag of de toeslagstoffen op een passieve of een actieve manier in het verontreinigde sediment worden gemengd. De algemene voordelen en beperkingen van de saneringstechniek worden in tabel 3 opgesomd. De voordelen en de beperkingen van specifiek biologische, chemische of fysische in-situmethoden worden meer gedetailleerd besproken in de desbetreffende hoofdstukken hieronder.

Voordelen	Beperkingen
– Minder duur dan sommige andere technologieën – Kan noodzaak om verontreinigende stoffen te verwijderen, overbodig maken – Concept van **in-situ**sanering kan aantrekkelijk zijn voor de betrokken partijen – Kan worden gebruikt om een grote verscheidenheid van soorten verontreinigende stoffen in de opgeloste fase en concentraties te saneren (hoewel daarbij misschien meerdere saneringstechnieken zullen moeten worden gebruikt) – Zou de noodzaak voor monitoring op lange termijn, onderhoud en herstellingen kunnen beperken of zelfs volledig elimineren	– Er worden nog altijd nieuwe methoden ontwikkeld, die internationaal steeds ruimer worden aanvaard – Uitdagingen met doeltreffende en gecontroleerde levering van toeslagstoffen (in dieper water), vooral bij gebruik van actieve mengmethoden – Meestal niet geschikt voor behandeling van NAPL's – Deze aanpak is voor bepaalde waterlopen (bv. waar hydraulisch gebaggerd wordt) misschien niet geschikt – Verstoringen in het bentische ecosysteem, zeker bij gebruik van actieve mengmethoden

Tabel 3: Algemene voordelen en beperkingen van in-situbehandeling [Ref.17]

3.3.1 Biologische in-situsanering

Beschrijving (biologische afbraak, toename, stimulatie en inhibitie)
In situ biologische sanering is gebaseerd op de in-situstimulatie van aerobe en/of anaerobe bacteriepopulaties door de toevoeging van toeslagstoffen zoals zuurstof- en voedingsstofrijke mineralen (die bv. calciumnitraat, fosfaat en ijzerchloride bevatten) en ozon [Ref. 4, 18, 19]. Deze stoffen zijn meestal al aanwezig in de natuurlijke waterbodem, zij het in lagere concentraties. Soms worden ook extra bacteriepopulaties toegevoegd. De toevoeging van deze stimulerende middelen (hulpstoffen en/of extra populaties) werkt de groei van endemische micro-organismen in de hand, waardoor het proces van natuurlijke mineralisatie en de ontbinding van organische verontreinigende stoffen zoals minerale oliën en PAK's nog zal versnellen. Dit proces neemt meestal 3 tot 10 maanden in beslag [Ref. 18, 19].

Inhibitie kan ook een vorm van biologische sanering zijn, aangezien deze techniek door toevoeging van bepaalde verbindingen de omzetting van verontreinigende middelen in meer toxische vormen voorkomt. Het vrijkomen van methylkwik bijvoorbeeld kan worden voorkomen door nitraat toe te voegen [Ref. 4].

Tijdens de feitelijke uitvoering van een biologisch saneringsproject worden ook een continue monitoring en bijsturing voorzien. Monitoring bestaat meestal uit het meten van de hoeveelheid afbraak van verontreinigende stoffen. Andere resultaten kunnen zijn: vuilvrachtreductie, een betere transparantie van de waterkolom, een verminderde eutrofiëring ten gevolge van het betere zuurstofbeheer, minder geurhinder en het herstel van natuurlijke ecosystemen.

Afhankelijk van het type verontreiniging kiest men vaker voor afbraak onder aerobe omstandigheden, omdat dit meestal sneller resultaten oplevert dan anaerobe degradatie en omdat daarbij geurloze stikstof en koolstofdioxide vrijkomen in plaats van methaan en H_2S.

Voordelen en beperkingen
Deze techniek veroorzaakt een minimale verstoring van het milieu (en dan in het bijzonder als ze op een passieve manier wordt toegepast) en brengt ook minder resuspensie van verontreinigd sediment met zich in vergelijking met baggeren. In de juiste omstandigheden kan deze techniek ook aanzienlijke vuilvrachtreductie teweegbrengen (deze kan oplopen tot 50% bij sediment met een zeer lage densiteit en een hoog organisch gehalte [Ref. 7, 18, 19]), wat een gunstige factor is bij het beheer van waterlopen. Bovendien is het energieverbruik hierbij minimaal en wordt geen water verbruikt.

Daar staat tegenover dat de optimale omstandigheden voor de toepassing van biologische sanering vrij specifiek zijn. Zo is de techniek alleen bruikbaar in fijn sediment dat rijk is aan organisch materiaal en dat verontreinigd is met biologisch afbreekbare stoffen zoals minerale olie en (eenvoudige) polyaromatische koolwaterstoffen. De methode is niet geschikt voor niet afbreekbare zware metalen, maar deze kunnen wel als sulfiden neerslaan ten gevolge van de biologische processen.
Bovendien moet de omgevingstemperatuur tussen 6 en 30 °C liggen en moeten voldoende voedingsstoffen en meestal ook zuurstof aanwezig zijn voor de groei van de bacteriën. Er mogen ook geen stoffen aanwezig zijn die toxisch zijn voor bacteriën [Ref. 7].

Het feit dat het niet mogelijk is om optimale omstandigheden voor biologische afbraak te garanderen en te controleren, leidt ertoe dat in-situbehandeling veel minder efficiënt is en meer tijd in beslag neemt dan ex-situbehandelingsopties.
Bovendien kan de vorming van tussentijdse nevenproducten negatieve effecten met zich brengen, aangezien het soms moeilijk is om een volledige afbraak te realiseren [Ref. 4].

Maatschappelijke aspecten
De publieke aanvaarding zal voornamelijk worden bepaald door de vraag of voldoende kan worden aangetoond dat de methode geen schadelijke effecten met zich mee brengt.

Kosten
De kosten liggen naar alle waarschijnlijkheid lager dan voor verwijdering, maar de monitoring daarentegen kan wel duur uitvallen. De geschatte prijzen variëren tussen € 15-30/in situ m^3, maar kunnen lager liggen als de techniek op grote schaal wordt gebruikt [Ref. 5; Ref. 7]. In deze prijzen zijn de laboratoriumkosten inbegrepen die nodig zijn om micro-organismen te selecteren en te kweken en die micro-organismen en voedingsstoffen vervolgens in de waterbodem te injecteren - maar niet de staalname en de monitoring.

Nieuwste technieken/ervaring
In Nederland (1994, 1997) leverden de projecten niet het gewenste resultaat op, doordat daarbij toeslagstoffen werden gebruikt die uiteindelijk niet actief bleken [Ref. 30]. In België, de Verenigde Staten, Canada en Frankrijk daarentegen werden meer beloftevolle resultaten geboekt. Toch wordt dit nog niet als een efficiënte techniek beschouwd [Ref. 4].
De methode van biologische in-situsanering blijft dan ook bijzonder controversieel, ook al omdat er tot op heden geen onmiskenbaar positieve resultaten mee konden worden behaald [Ref. 7].

Casus

Limnofix In situ Sediment Treatment (LIST), een behandelingstechniek die door de National Water Research Institute of Environment Canada werd ontwikkeld [Ref. 31, 32]
LIST maakt gebruik van speciaal ontworpen apparatuur om chemicaliën rechtstreeks in de verontreinigde waterbodem te injecteren met de bedoeling om de bacteriële activiteit te bevorderen en daardoor de verontreiniging af te breken. Intussen is men er in geslaagd om eenvoudige organische verontreinigde stoffen inclusief PAK's, BTEX's en petroleumkoolwaterstoffen biologisch af te breken. De verwijderingsefficiëntie van zwaar verontreinigd sediment met PAK's en petroleumkoolwaterstoffen op grote schaal is echter niet bekend [Ref. 32]. LIST werd intussen al gebruikt in waterdiepten van 2 tot 23 m, waar resultaten werden behaald van 4.000 m^2/dag. De kosten variëren met de grootte van de te behandelen oppervlakte en de saneringsdoelstelling en variëren van EUR 30 tot 70/m^2 [Ref. 31].

3.3.2 Chemische in-situsanering

Beschrijving (transport, degradatie, adsorptie en immobilisatie)
Bij chemische in-situbehandeling wordt dezelfde aanpak gehanteerd als bij biologische in-situbehandeling, maar in plaats van bacteriën of schimmels en voedingsstoffen worden reactieve chemische stoffen in de verontreinigde omgeving gebracht.

Chemicaliën zoals geactiveerde koolstof (AC), organofiele klei, zeolieten, bauxiet en ijzeroxide/hydroxide kunnen organische verontreinigende stoffen binden (adsorberen), waardoor hun biologische beschikbaarheid en mobiliteit worden beperkt. Adsorptie en immobilisatie kunnen worden toegepast voor PCB’s, PAK's, dimethyldioxaan, dioxinen/furanen, chloorhoudend benzeen, tributyltin (TBT) en kwik.

Andere mineralen, zoals apatiet (een calciumfosfaatmineraal) zijn ook geschikt voor deze toepassingen, aangezien ze reageren met metalen en fosfaatmineralen vormen die divalente metalen (Cd, Co, Hg, Ni, Pb, Zn en U) kunnen isoleren en de toxiciteit voor waterorganismen beperken door hun biologische beschikbaarheid te verminderen [Ref. 4].
Een andere optie bestaat erin om zerovalent ijzer (ZVI) toe te voegen in combinatie met een bimetaalkatalysator, die een hele reeks verbindingen, zoals mengsels van PCB's en andere chloorhoudende solventen, nitroaromatische verbindingen, arseen, chroom (VI) en lood (II) in waterachtige oplossingen en dichloordifenyltrichloorethaan (DDT) en vergelijkbare verbindingen door reductieve dehalogenering chemisch kan reduceren en vervolgens immobiliseren [Ref. 4; Ref. 5].

Voordelen en beperkingen
De toepassing van AC is de wijdst verbreide en vaakst geteste versie van de hierboven beschreven technieken [Ref. 4]. AC blijft een relatief lange tijd actief, aangezien het evenwicht niet onmiddellijk bereikt wordt. Ook het volledig mengen van toeslagstoffen met het verontreinigde sediment neemt de nodige tijd in beslag. Theoretische studies hebben aangetoond dat AC niet gemakkelijk afbreekt in het milieu en dat de verbinding sterk blijft [Ref. 4].
Passieve chemische in-situbehandeling met dit soort materialen kan ook beschouwd worden als capping met een dunne laag met actieve sorptieve materialen zoals AC.

Zowel met apatiet als ZVI werd tot nog toe alleen in laboratoriumomstandigheden succes geboekt op sedimenten, maar ook bij grootschalige projecten voor bodemsanering op land werden intussen positieve resultaten behaald [Ref. 23]. Apatiet heeft een relatief korte reactietijd (enkele weken), wat een groot voordeel kan zijn ten opzichte van andere methoden. Onvolledige reacties met ZVI daarentegen zouden potentieel verbindingen kunnen vormen die toxischer zijn dan de ouderverbindingen.
Resultaten van onderzoeken over de doeltreffendheid van chemische in-situbehandelingen op lange termijn zijn nog niet beschikbaar.

Maatschappelijke aspecten
In-situsanering impliceert dat impact op de omgeving beperkt blijft tot de projectzone, wat als een van de grootste voordelen van deze aanpak wordt beschouwd.

Kosten
Onbekend in Vlaanderen.

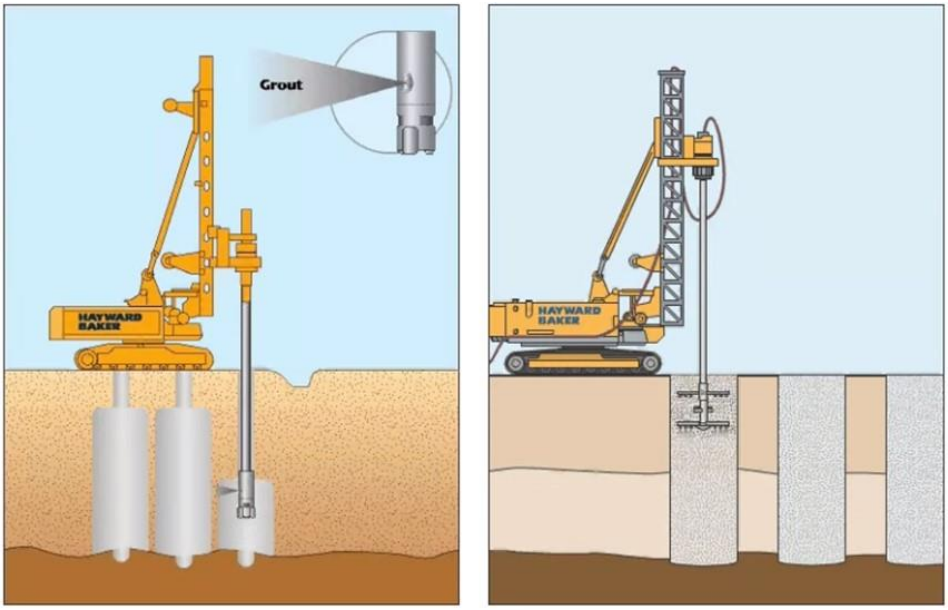
Nieuwste technieken/ervaring
Recente referenties van grootschalige projecten zijn schaars.

Casussen
Op SedNet [Ref. 5] vindt u enkele oudere referentieprojecten.

3.3.3 Fysische in-situsanering

Beschrijving (stabilisatie of verharding)
Bij fysische in-situsanering worden chemicaliën of cement (bv. portlandcement), ongebluste kalk en vliegas toegevoegd, die vervolgens het verontreinigde sediment in een verharde massa inkapselen, waardoor de mobiliteit en de biologische beschikbaarheid van de verontreinigende stoffen beperkt wordt [Ref. 4].

Een voorbeeld van deze techniek is Soft Soil Improvement® (SSI®). SSI® is een fysicochemische in-situstabilisatietechniek waarbij twee oorspronkelijk afzonderlijke technieken uit de geotechniek worden gecombineerd: het onder hoge druk hydraulisch injecteren van grout én het mechanisch mengen van grout met de ondergrond. (zie figuur 5).
Beide technieken werden aanvankelijk afzonderlijk ontwikkeld met de bedoeling om niet-steekvaste bodems te versterken en te verstijven. Wanneer echter specifieke bindingsmiddelen aan het geïnjecteerde grout worden toegevoegd, kunnen deze technieken ook worden gebruikt om verontreinigende stoffen in sediment te immobiliseren en/of te stabiliseren. Bovendien kan de injectie van bepaalde bacteriën de biologische afbraak van organische verontreinigende stoffen stimuleren [Ref. 5].
De techniek is geschikt voor zachte bodems en sediment in rivierbeddingen, meren enz.
Zware metalen, PCB en TBT kunnen in een verharde massa worden geïmmobiliseerd, wat leidt tot minder uitloging, erosie en/of dispersie van die verontreinigende stoffen doordat ze niet langer 'rondzweven'. Bovendien verlaagt het toevoegen van ijzer aan het sediment ook de mobiliteit van fosfor, wat de kwaliteit van het water boven de waterbodem ten goede komt [Ref. 5].
Een andere techniek bestaat erin grote hoeveelheden organisch materiaal, ijzer en sulfaten toe te voegen, waardoor slecht oplosbare ijzersulfiden gevormd worden, die dan met metaalsulfiden zullen neerslaan [Ref. 5].



Figuur 5: Soft Soil Improvement® is een combinatie van jetgrouten (links) en bodemvermenging (rechts) [Ref. 9]

Voordelen en beperkingen
Deze techniek veroorzaakt alleen in de verontreinigde zone verstoringen. Het is een in-situtechniek waarvoor geen verontreinigd sediment moet worden vervoerd en waarvoor ook geen behandelings- of bagger- of ruimingsvoorzieningen nodig zijn [Ref. 5].
Soft Soil Improvement® kan worden toegepast in waterbodems met hogere concentraties verontreinigende stoffen dan andere in-situtechnieken, maar wordt beschouwd als een actieve en invasieve vorm van in-situbehandeling.

Maatschappelijke aspecten
Bij deze techniek wordt relatief weinig energie verbruikt. Er is ook geen sprake van emissie of productie van afval. De hoeveelheid water en additieven die worden verbruikt, is afhankelijk van het soort en de mate van verontreiniging.
Doordat de verontreinigende stoffen ter plaatse blijven, is het mogelijk dat dit bezorgdheid creëert bij het publiek. Hierover dient duidelijke communicatie plaats te vinden.

Kosten
De kosten schommelen meestal tussen € 60-100/in situ m^3 [Ref. 5].

Nieuwste technieken/ervaring
De techniek werd intussen al succesvol toegepast in België [DEC, zie hieronder], in Duitsland en in Frankrijk.

Casus

Obourg, België - DEC – 2011	
Omgeving	Voormalige gasfabriek (lagunes voor de opslag van sediment)
Schaalgrootte	110,000 m^3
Verontreinigende stoffen	Koolteer (PAK's, DNAPL's en LNAPL's)
Oplossing	Verharding van zacht sediment

Beschrijving van de site
De Waalse overheidsdienst SPW wilde langs het Canal du Centre, dat bekend is om zijn vier grote scheepsliften (UNESCO werelderfgoed) een nieuwe verwerkingseenheid voor sediment vestigen. Op de site vlakbij Obourg bevonden zich al twee lagunes voor de opslag van sediment, maar deze waren met weinig steekvast sediment gevuld. Het was hierbij de bedoeling om het slappe sediment (110.000 m^3 in totaal) te verharden en om het product bij de bouw van basislagen en nieuwe dijken te gebruiken.
Doelstellingen
Het was de bedoeling om het slappe sediment te verharden en het in bouwmateriaal om te vormen dat een samendrukkingsmodulus van 11 MPa (of 17 Mpa in een oppervlaktelaag) kon behalen. De uitvoeringsmethode die door aannemer DEC werd gekozen, bracht een extra randvoorwaarde met zich mee: na de behandeling met een bindmiddel moest het materiaal wekenlang worden gestapeld voordat het op zijn uiteindelijke plaats kon worden verdicht, waardoor de mogelijkheid verviel om cement als additief te gebruiken.

Obourg, België - DEC – 2011

Formulering

De samenstelling van het kleizoutachtige sediment op de site varieerde van 40% droge materie (zeer zacht) tot 65% droge materie (kneedbaar). Het sediment werd niet verhard met een traditioneel bindmiddel op basis van cement, aangezien dit tot een snelle harding zou leiden. Daarom werd gekozen voor een specifiek additief dat het poriewater van het sediment absorbeert, de structuur verbetert en de kleideeltjes vervlokt. Deze eigenschappen konden worden bereikt met papiervliegas, een op metakaoline gebaseerde vliegas dat ontstaat uit de verbranding van afval uit papierfabrieken. In de meeste landen is dit product ruimschoots voorhanden. Op deze site werd een gemiddelde dosering van 20% w/w gebruikt, waardoor ongeveer 35.000 ton papieras werd gebruikt.

Methode

Hoewel het aanvankelijk de bedoeling was om een batch-wise pug-mill mixing plant te gebruiken, werd ten slotte voor een minder complexe en goedkopere methode geopteerd. Hierbij werd standaard apparatuur voor bekalking van de bodem (dosering en roterend mengen) gebruikt op lagen van 0,5 m, die vervolgens werden afgeschraapt en met een bulldozer opgestapeld.

Tests

De verhardingsbehandeling werd zowel in het laboratorium als op het terrein gevalideerd. Vers behandeld sediment werd bemonsterd en in een proctor mold verdicht, onmiddellijk, na 14 dagen en na 28 dagen door middel van CBR (Californian Bearing Ratio) getest. De resultaten kunnen worden gecorreleerd met veldplaattests, die ook werden uitgevoerd met de bedoeling om na te gaan of de saneringsdoelstellingen werden gerealiseerd.

3.4 CAPPING

Beschrijving
Capping is het proces waarbij een schone laag zand, klei of een ander materiaal boven op de verontreinigde waterbodem wordt aangebracht om resuspensie, transport en emissie van verontreinigende middelen naar andere sites te voorkomen of zoveel mogelijk te beperken. De cap bestaat uit meerdere lagen, waaronder eventueel geotextiel, dat helpt om de lagen van elkaar te scheiden en/of zorgt voor geotechnische stabiliteit en integriteit, of composietgeotextiel, waarin reactieve/adsorptieve materialen zijn opgenomen, zoals actieve kool (AC) of apatiet, om hun beschermende functie te versterken (zie ook hoofdstuk 3.3 over - In-situsanering/ in-situbehandeling) [Ref. 4]. Niet-reactieve capping wordt meestal conventionele capping genoemd en bestaat vaak uit zand of een vergelijkbaar materiaal. Reactieve capping wordt ook actieve of versterkte capping genoemd.

Meestal wordt een onderscheid gemaakt tussen isolerende capping en thin-layer capping [Ref. 17]. Isolerende capping wordt meestal gebruikt om de aanwezige verontreinigingen in de waterbodem volledig fysisch en chemisch te isoleren van de bovenliggende zone én om de verontreinigde waterbodem te stabiliseren en te beschermen tegen natuurlijke en menselijke invloeden. Bij thin-layer capping is het enkel de bedoeling dat de blootstelling van organismen aan verontreinigd sediment zoveel mogelijk wordt beperkt, maar daarom niet noodzakelijk wordt geëlimineerd. Zoals we al vermeldden in hoofdstuk 3.2 - Verbeterde gemonitorde natuurlijke attenuatie of (Enhanced) Monitored Natural Attenuation: (E)MNA), wordt thin-layer capping met conventionele materialen en EMNA meestal beschouwd als dezelfde techniek, hoewel de saneringsdoelstellingen enigszins kunnen verschillen.
In de praktijk bestaat capping vaak uit een combinatie van isolerende capping en thin-layer capping.

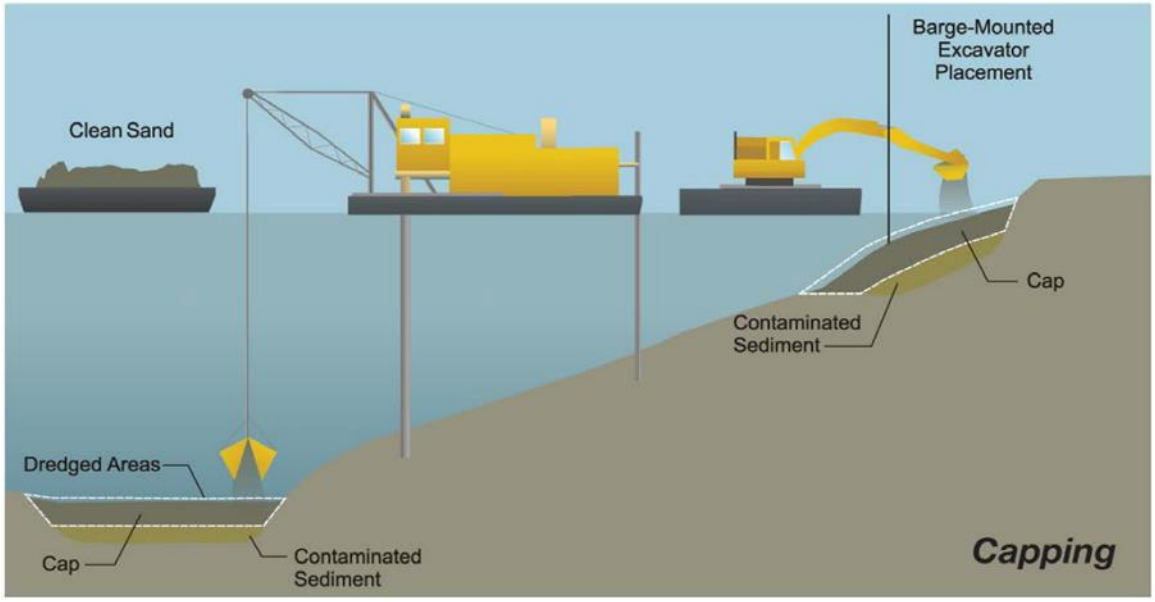
Voordelen en beperkingen
Capping is een 'lowtech' betaalbaar alternatief voor baggeren en ex-situsanering. Deze techniek geniet de voorkeur bij zanderige waterbodems met een hoog draagvermogen, maar kan ook worden toegepast over zeer zacht sediment [Ref. 5.] Op minder draagkrachtige waterbodems moet de capping echter in verschillende dunne lagen worden gelegd, om bezwijking en het vermengen van schoon en verontreinigd materiaal te voorkomen. Het is ook mogelijk dat er additieven moeten worden toegevoegd om verontreinigende stoffen te adsorberen die door het verhardingsproces samen met het poriewater migreren.

Afgezien daarvan wordt capping meestal toegepast in zones waar verontreiniging in kleinere, onopvallende en overzichtelijke gebieden plaatsvindt. Natuurlijke of door de mens veroorzaakte erosie of verwering die de cap zouden kunnen aantasten (bv. stroming, overstroming en boten die het anker uitgooien) moeten beperkt of controleerbaar blijven. Andere elementen waarmee rekening moet worden gehouden, zijn de minimale vereiste waterdiepte, het gebruik van de waterloop, de (gedeeltelijke) vernietiging van bepaalde habitats en de interactie met het grondwater in de nabijheid van de site [Ref. 4]. Het is ook mogelijk dat de cap moet worden gemonitord en onderhouden.

De belangrijkste voordelen en beperkingen van capping worden in tabel 4 hieronder opgesomd.

Voordelen	Beperkingen
– Minder complex en gemakkelijker te implementeren dan oplossingen op basis van verwijdering van sediment – Beperkt op korte termijn al blootstelling en bijbehorende risico's – In de meeste gevallen gemakkelijk aan te brengen – Geschikte soorten en hoeveelheden capping materiaal zijn vaak vlot verkrijgbaar en zijn niet zo duur – Kan worden gebruikt om verontreinigingen bestaande uit meerdere parameters te saneren – Geschikt voor verschillende types waterbodems (bv. meren, rivieren, havens, moerasland enz.) – Geplande infrastructuurbehoeften (bv. pieren, paalwerken, ondergrondse kabels) kunnen met de capping worden geïntegreerd – Vormt een schone en mogelijkerwijs ook unieke habitat voor bentische fauna- en floragemeenschappen – Na capping is er minder sprake van verstoring van de habitat dan bij verwijdering (mettertijd) – In de meeste gevallen minder duur dan op verwijdering gebaseerde saneringstechnieken	– De meeste verontreinigende stoffen blijven op lange termijn liggen (ze degraderen niet aanzienlijk). Niet geschikt als de verontreiniging zich naar het grondwater zou kunnen verspreiden – Potentieel voor verstoring na de capping en blootstelling van sediment (indien de capping niet op een behoorlijke manier werd ontworpen en/of uitgevoerd) – De zone moet toegankelijk zijn voor de plaatsing van het afdekmateriaal – Het afgedekte sediment moet voldoende draagvermogen hebben om het gewicht van een capping te dragen – Niet geschikt wanneer aanzienlijke erosie kan optreden – Niet geschikt wanneer het grondwater aanzienlijk zou kunnen opwellen – Zou de hydrologie en/of de ecologie van een site ongunstig kunnen beïnvloeden – Mogelijk dat deze aanpak niet geschikt is voor bepaalde waterlopen (bv. wanneer periodiek onderhoudsbaggerwerkzaamheden uitgevoerd dienen te worden) – Mogelijk niet geschikt bij ondiep water, waar een dikke capping de waterdiepte nog meer zou beperken – Monitoring en misschien ook onderhoud en herstelling op lange termijn nodig

Tabel 4: Voordelen en beperkingen van capping [Ref.17]



Figuur 6: Capping zowel vlakbij de oever als op de bodem van een waterlichaam [Ref.13]

Maatschappelijke aspecten
Hoewel capping een lowtech en bijzonder efficiënte techniek is, is ze niet altijd de favoriete oplossing in de ogen van het brede publiek, omdat hiermee de verontreiniging ter plaatse blijft. Er moet daarom nog meer onderzoek worden uitgevoerd om de doeltreffendheid op korte en lange termijn aan te tonen, zodat deze techniek algemeen aanvaard kan worden [Ref. 5].

Kosten
Energieverbruik, ruimte- en tijdvereisten en productie van nevenproducten bij capping zijn verwaarloosbaar of onbestaande.
De kosten zijn afhankelijk van het soort cappingmateriaal dat wordt gebruikt. Bij gebruik van zand van een redelijke kwaliteit is er sprake van kosten in de grootteorde van € 30-40/m^2 [Ref. 23]. Thin layer capping, met lagen van 0,1 m dik, kost 20% minder dan gewone (isolerende) capping. Bovendien kan capping bijna gratis worden uitgevoerd als hiervoor overtollig zand of overtollige klei uit bouwwerken kan worden (her)gebruikt.

Nieuwste technieken/ervaring
Capping wordt intussen wereldwijd al bij kleine en grote projecten toegepast, van theoretische tests tot proefprojecten en grootschalige projecten. Het wordt vaak gebruikt in combinatie met baggerwerken, waarbij verontreinigd sediment op één locatie werd verwijderd en op een andere locatie opnieuw werd aangebracht of waar restverontreiniging achterblijft.

Casussen

Eternit: Promatbeek, Tisselt (Willebroek), België

Projectteam	Witteveen+Bos Belgium: Sigrid Willems, Roel Vleeracker
Duur van het project	2012-2016
Klant	Eternit nv, Kris Asselman
Omgeving	Beek en dijken
Schaalgrootte	100 m lengte
Verontreinigende stoffen	Asbest
Oplossing	Graafwerken en capping (isolatie met in-situ-hydrobeton)
Kosten	€ 200.000,-

Beschrijving van de site

Onbevaarbare waterloop (categorie 2) en de dijken.

Beschrijving van de verontreinigende stoffen

Historische asbestverontreiniging, toegeschreven aan de aanvulling van grond op een naburige site tijdens de periode van 1929 tot 1992 en de historische productie van asbesthoudende producten tot 1998. In het sediment van de waterloop en op de rechter dijk werd asbest aangetroffen.

Saneringsdoelstelling

Beheersing van de asbestverontreiniging op de oevers van de waterloop door de gedeeltelijke verwijdering van verontreinigd sediment en afdekking.
Er was geen sanering nodig van de asbestverontreiniging in de waterloop zelf, maar het slib van de waterloop werd wel gebaggerd.
De natuurlijke loop van de waterloop en zijn afvoer mochten niet worden verstoord, evenmin als de insijpelingscapaciteit van de bedding en de kwaliteit van het water in de waterloop.

Saneringsaanpak

Voltooiing van het bodemonderzoek en de sanering (BBO, BSP en BSW), inclusief verwijdering van sediment in de waterloop, versterking van de oevers met palen en planken van hardhout, verwijdering van verontreinigde bodem op de rechteroever en bedekking van de rechteroever met een 50 cm dikke afdekking, waarvan de bovenste 20 cm uit grond bestond.
Afgegraven verontreinigde grond werd naar een officieel erkende behandelingsinstallatie vervoerd.

Monitoring

Na het aanvankelijke ruimen van de waterloop werd duidelijk dat de concentraties asbestverontreiniging op diepere niveaus veel hoger lagen dan verwacht. De diepere waterbodem moest dus extra geruimd worden. Toch kon niet al het asbest uit de bedding worden verwijderd.
Om blootstelling en mogelijke verdere verspreiding van de nog aanwezige asbestverontreiniging te voorkomen, werd het sediment over een afstand van ongeveer 100 m met folie (non-woven geotextiel), puin en colloïdaal beton met een dikte van 30 cm afgedekt.
Om extra bescherming op de linkeroever en de afdekking in de bedding te bieden, werden op die linkeroever schanskorven gevuld met kalksteen geplaatst.

Eternit: Sasbeek, Kapelle-op-de-Bos, België	
Projectteam	Witteveen+Bos Belgium: Sigrid Willems, Roel Vleeracker
Duur van het project	2014-2016
Klant	Eternit NV, Kris Asselman
Omgeving	Beek en dijken
Schaalgrootte	45 m + 180 m (onbevaarbare waterweg of beek (categorie 2))
Verontreinigende stoffen	Asbest
Oplossing	Afgraving en afdekking (immobilisatie)
Kosten	€ 660.000,-

Beschrijving van de site

Onbevaarbare waterloop (categorie 2) en zijn dijken in de nabijheid van de fabrieksterreinen van Eternit.

Beschrijving van de verontreinigende stoffen

Asbestverontreiniging in het sediment van de Sasbeek in de nabijheid van een lozingspunt.

Saneringsdoelstelling

In kaart brengen van de omvang van de verontreiniging in de beek en de onmiddellijke omgeving. Er werden laboratoriumtests uitgevoerd om na te gaan of het asbest kon worden geïmmobiliseerd. Volledige verwijdering van verontreinigd sediment indien mogelijk en anders capping.

De openbare riolering van een residentiële zone was ook verbonden met de beek, waardoor de saneringswerken geen impact mochten hebben op de afvoercapaciteit van de waterloop. Er moest rekening worden gehouden met de correcte dimensionering van het afvoersysteem, zodat afvoerproblemen tijdens en na de saneringswerken konden worden voorkomen.

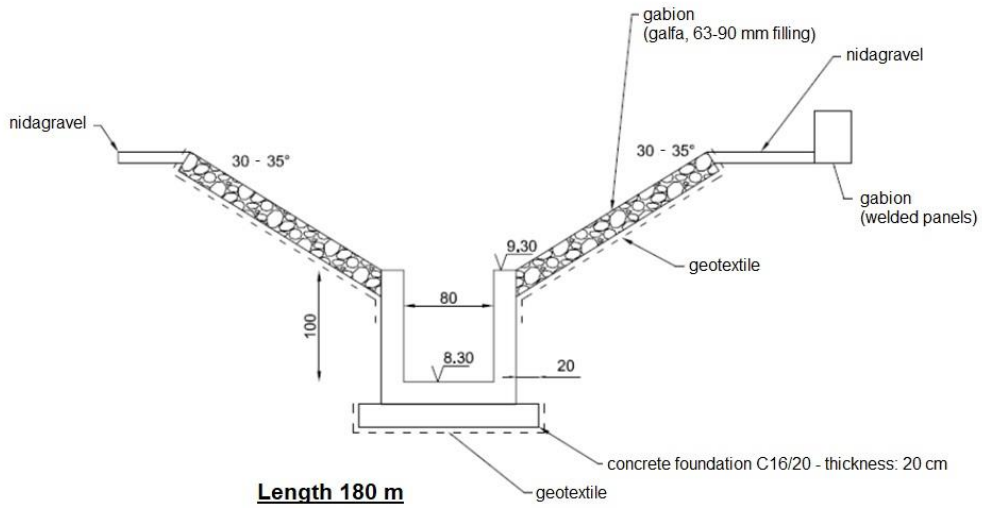
Saneringsaanpak

Op de plaatsen waar met asbest verontreinigd sediment volledig kon worden verwijderd, werd de overblijvende schone bodem bedekt met hardhout, geotextiel en grond. Op de hellingen werden kokosmatten aangebracht.

In de bedding van het afvoerkanaal zelf was een volledige verwijdering van verontreinigd sediment niet mogelijk en werden geotextiel en 20 cm dikke gelaste panelen gebruikt tegen de hellingen en grind bovenaan. Onder in het kanaal werden betonnen U-vormige panelen boven op een betonnen fundering geplaatst (zie afbeelding hieronder).

Het bodemonderzoek en de sanering (BBO, BSP en BSW) werden voltooid na de verwijdering van sediment in de waterloop, de versterking van de oevers met palen en planken van hardhout, de verwijdering van verontreinigde bodem op de rechteroever en de bedekking van de rechteroever met een 50 cm dikke capping. De bovenste laag daarvan bestond voor 20 cm uit grond.

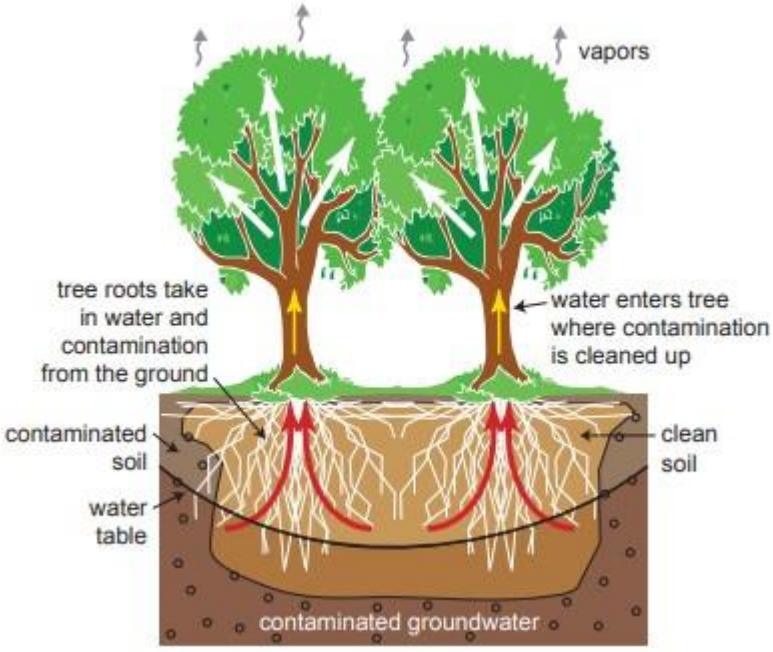
Alle afgegraven verontreinigde grond werd naar een officieel erkende behandelingsinstallatie vervoerd.



3.5 FYTOREMEDIATIE

Beschrijving
Fytoremediatie omvat een reeks technieken die gebruikmaken van planten en de bijbehorende micro-organismen om verontreinigende stoffen in de bodem, het (grond)water en het sediment op te vangen, te verwijderen, om te zetten en te degraderen.
Fytoremediatie verschilt van andere biologische saneringstechnieken omdat hierbij gebruik wordt gemaakt van levende micro-organismen in combinatie met levende planten om verontreinigende stoffen uit het milieu te verwijderen of te stabiliseren [Ref. 33]. De afgelopen jaren werd in plaats van de traditionele term 'fytoremediatie' vaak de term 'fytotechnologieën' gebruikt om duidelijk te maken dat hierbij ook op planten gebaseerde technologieën worden benut die verontreinigende stoffen immobiliseren. Dit is toe te schrijven aan het feit dat de term fytoremediatie vaak verkeerd wordt geïnterpreteerd als een op planten gebaseerde saneringstechniek die er alleen op gericht is om verontreinigende stoffen te 'verwijderen'.

Sommige fytoremediatie-toepassingen kunnen worden gebruikt als hoofdmethode bij sanering (al dan niet in combinatie met andere saneringstechnieken) voor de sanering van verontreinigde bodem, grondwater en sediment, terwijl andere toepassingen slechts achteraf kunnen worden gebruikt na de toepassing van conventionele saneringsmethoden (bv. na afgraving).



Figuur 7: Het fytoremediatieproces [Ref.34]

Fytostabilisatie
Verontreiniging in sediment kan zich zowel verticaal als zijdelings verspreiden wanneer het aan niet gecontroleerde waterstromingen of wind wordt blootgesteld, wat tot erosie of uitloging leidt. Stabiliserende aanplantingsdeklagen met wortels in het sediment vormen een natuurlijke barrière en weerstand tegen die processen.

Fytoremediatie
Bomen kunnen elke dag tot 200 liter grondwater oppompen, waarbij grote hoeveelheden opgeloste verontreinigende stoffen worden aangetrokken. Sommige boomsoorten, zoals de populier en de wilg zijn freatofyten, wat betekent dat hun wortels altijd tot op grondwaterniveau doorgroeien - zelfs wanneer dat niveau 10 meter diep ligt [Ref. 21].

Wortelstelsels van planten en bomen kunnen fytoremediatie tot stand brengen door fytosequestratie, rhizodegradatie, fytodegradatie, fyto-extractie en/of fytovolatilisatie (afbeelding 3.4).
Door fytosequestratie kunnen sommige verontreinigende stoffen chemisch worden geïmmobiliseerd binnen het wortelstelsel van een plant (30 tot 60 cm onder het aardoppervlak) of een boom (tot aan het grondwaterniveau). Planten kunnen verontreinigende stoffen ook ontbinden door rhizodegradatie (in de rhizosfeer) en fytodegradatie met behulp van microbiële populaties in de wortelzone. Via fytovolatilisatie kunnen planten vluchtige bestanddelen in de atmosfeer vrijlaten, terwijl fyto-extractie wordt gebruikt bij planten die verontreinigende stoffen in hun bovengrondse delen accumuleren die kunnen worden geoogst. Daardoor wordt de verontreiniging van de site verwijderd (ex situ).

De mate van saneringseigenschappen van planten en bomen is afhankelijk van de soort, van de eigenschappen van de bodem/het sediment (textuur, watergehalte en gehalte aan voedingsstoffen, de pH-waarde en de doordringbaarheid) en het type, de diepte en het volume van de verontreinigende stoffen. Bij veel plantensoorten verloopt dit accumulatieproces passief. Bij sommige planten daarentegen lijkt de accumulatie van metalen een actief proces te zijn, dat waarschijnlijk verband houdt met een tolerantiemechanisme voor hun overleven op verontreinigde sites [Ref. 5]. Het planten van een boom draagt ook in hoge mate bij tot een betere verluchting van de bodem, waarmee aerobe degradatieprocessen worden gestimuleerd [Ref. 33].

Voordelen en beperkingen
Het belangrijkste voordeel is het feit dat dit proces volledig op zonne-energie werkt. Het grootste nadeel is het feit dat fytoremediatie veel tijd nodig heeft (tot meerdere jaren).

Fytoremediatie werd al op grote schaal toegepast voor de sanering van grondwater dat was verontreinigd met zowel metalen (anorganisch) als met BTEX, minerale olie en gechloreerde koolwaterstoffen (organisch, en dan in het bijzonder de lichtere fracties van die componenten, die meestal mobiel, oplosbaar en biologisch beschikbaar zijn) [Ref. 33]. Fytoremediatie wordt ook gebruikt in bodem die verontreinigd is met PAK's, PCB’s en andere persistente organische verontreinigende stoffen die meestal minder mobiel, oplosbaar, biologisch afbreekbaar en beschikbaar zijn [Ref. 33].

Om een efficiënte degradatie te verzekeren, kunnen bepaalde bacteriën door middel van inoculatie binnen de plant worden verrijkt [Ref. 21].
Wanneer chelaten worden gebruikt om de biologische beschikbaarheid te vergroten, moet men erop toezien dat er geen uitloogverliezen ontstaan.

Maatschappelijke aspecten
De efficiëntie van fytoremediatie op sediment werd nog niet aangetoond. Het publiek moet daarvan dan ook op de hoogte worden gebracht. Het is mogelijk dat er tegenstand tegen deze techniek ontstaat wegens de lange behandelingsduur.

Kosten
Er is geen informatie beschikbaar over de kosten.

Nieuwste technieken/ervaring
Er zijn nog geen publicaties over succesvolle toepassingen.

Casus

Bio2clean, België
Zie: http://www.bio2clean.be

3.6 OMLEGGEN VAN DE WATERLOOP

Beschrijving
Het risico van verontreiniging in sediment kan worden weggenomen als ze zich niet meer in de bovenliggende watermassa kan verspreiden. Die verspreiding kan men voorkomen door de verontreinigde zone te isoleren en de waterloop om te leggen. Als de verontreiniging zich niet verspreidt naar het grondwater, kan het verontreinigde sediment blijven liggen.

Voordelen en beperkingen
De belangrijkste voordelen en beperkingen van het omleggen van de waterloop worden opgesomd in tabel 5 hieronder.

Voordelen	Beperkingen
– Dit kan een doeltreffende en efficiënte manier zijn om het risico te elimineren dat wordt veroorzaakt door verontreinigd sediment – Het is kostenefficiënt – Het sediment hoeft niet te worden vervoerd of behandeld	– Verontreinigende stoffen blijven ter plaatse – Er kunnen (aansprakelijkheids)problemen ontstaan als het oppervlaktewater de grens vormt tussen verschillende eigendommen – De hydrologie van de site moet worden gerespecteerd

Tabel 5: Voordelen en beperkingen van het omleggen van een waterloop

Maatschappelijke en economische aspecten
De nodige aandacht moet worden besteed aan de hydrologie van de site. Er moeten goede afspraken gemaakt worden tussen alle betrokken partijen (eigenaars, managers en gebruikers van de waterloop).

Kosten
De saneringsinspanningen kunnen minimaal zijn, afhankelijk van de afstand waarover de waterloop wordt verplaatst.

Nieuwste technieken/ervaring
Geen bekende gevallen, behalve Carcoke Zeebrugge (zie hieronder).

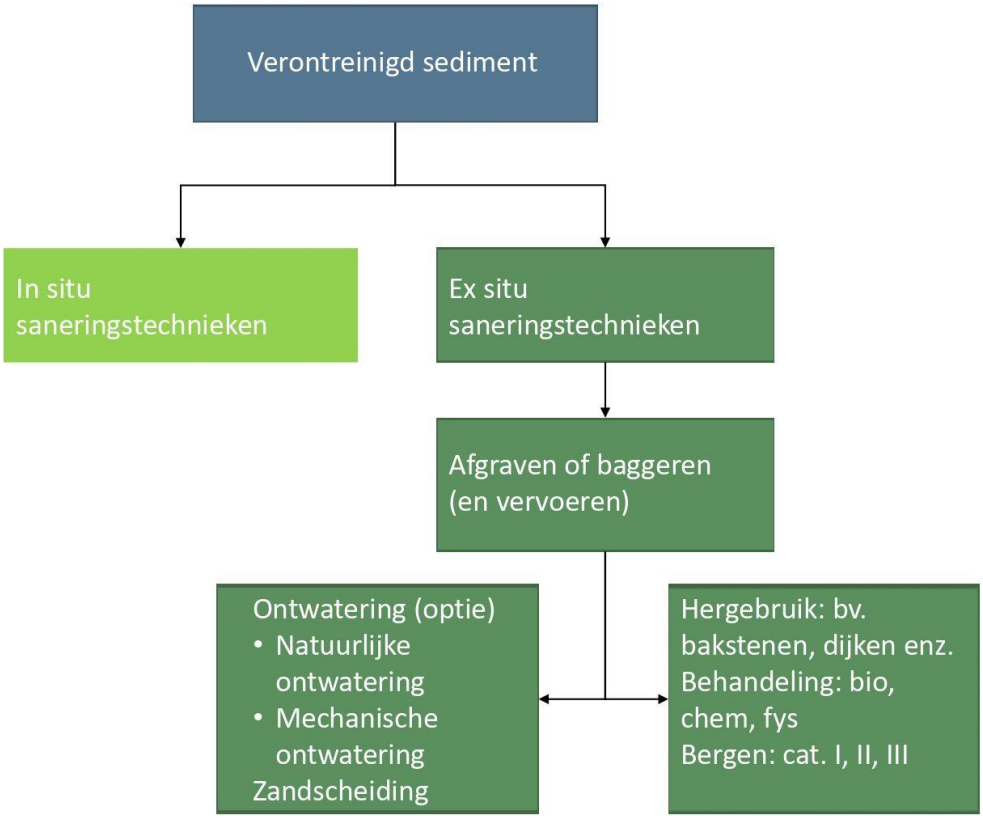
Casus

Carcoke Zeebrugge - OVAM
In het kader van de saneringswerken in een oude cokesfabriek moest de Zijdelingse Vaart, een zwaar verontreinigd kanaal, worden omgelegd. De kosten hiervoor zijn niet bekend.

4 EX-SITUTECHNIEKEN

4.1 INLEIDING

Met ex-situtechnieken wordt verontreinigd sediment op een andere plaats behandeld dan waar het werd aangetroffen. Dit omvat de verwijdering van verontreinigd sediment door middel van afgraving (droog) of baggeren (nat) en uiteraard transport, waarvoor men vrachtwagens, schepen of pijpleidingen kan gebruiken. Welke methoden voor verwijdering en transport voor een bepaald saneringsproject het meest geschikt zijn, is gewoonlijk afhankelijk van de transportafstand, het volume van het verontreinigde materiaal en de bijbehorende kosten.
De ex-situsaneringstechnieken kunnen zowel actief als passief zijn en worden meestal in gespecialiseerde behandelingscentra uitgevoerd. Vaak is een ontwateringsfase nodig voordat met de behandeling wordt begonnen (zie figuur 8). Heel wat saneringstechnieken voor droog sediment zijn zeer vergelijkbaar met saneringstechnieken voor verontreinigde bodem.
Na de behandeling kan het materiaal naar zijn definitieve bestemming worden vervoerd.



Figuur 8: Flowchart voor ex-situsaneringstechnieken

4.2 AFGRAVEN EN BAGGEREN

Van alle beschikbare waterbodemsaneringstechnieken bestaan op verwijdering gebaseerde technieken het langst. Zij zijn dan ook de best bekende technieken. De eerste op verwijdering gebaseerde projecten die om ecologische redenen (en niet vanwege onderhoudsbaggerwerkzaamheden) werden voltooid, werden tientallen jaren geleden al in de VS uitgevoerd. [Ref. 17].
Afgraving van droge bodem kan worden toegepast op rivieroevers en in rivierbeddingen die een deel van het jaar droog staan. Dit laatste is bijvoorbeeld ook mogelijk door de aanleg van een kunstmatige omlegging voor de waterweg. Baggeren is het verwijderen van bodem en/of rotsen uit de bodem van een meestal relatief ondiep waterlichaam.
Na afgraving of baggeren moet het materiaal worden getransporteerd en op een andere locatie worden behandeld of geborgen.

Mechanisch baggeren
Graaflaadcombinaties en emmerbaggermolens
Afgravingen langs oevers worden meestal uitgevoerd met graaflaadcombinaties (backhoes of BHD's) of andere types graafmachines op wielen of rupsbanden. Graaflaadcombinaties kunnen ook voor baggerwerken worden gebruikt wanneer ze op de achterkant van een stationair ponton in ondiep water worden bevestigd (figuur 9). Moderne krachtige graafmachines worden niet langer enkel mechanisch aangedreven, maar combineren het vermogen van de motor met drie (of meer) hydraulische pompen.

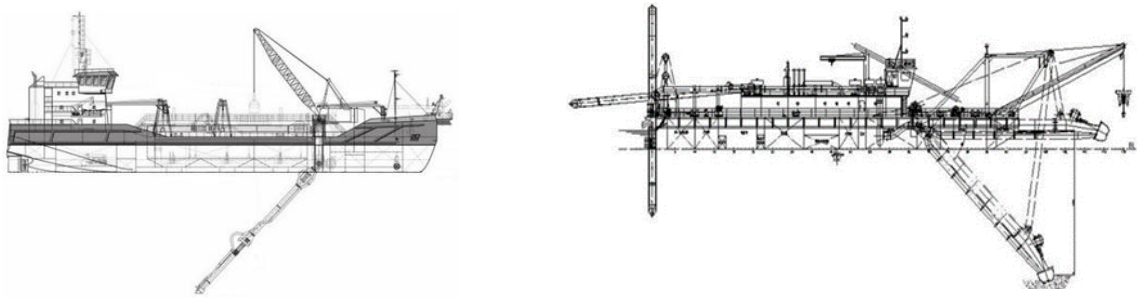
Emmerbaggermolens (Bucket Ladder Dredgers of BLD's) zijn ouderwetse baggerschepen die materiaal opscheppen met meerdere emmers die aan een ronddraaiende ketting zijn bevestigd (figuur 9). Ze worden nog steeds gebruikt voor baggerwerken waarbij zeer nauwkeurig moet worden gewerkt of wanneer om milieuredenen de verstoring van de waterbodem zoveel mogelijk moet worden beperkt.

Figuur 9: Graaflaadcombinatie op ponton (BHD) links en emmerbaggermolen (BLD) rechts [afbeeldingen van Ghent Dredging en DEME]

Hydraulisch baggeren
Zowel sleephopperzuigers (trailing suction hopper dredgers of TSHD's) als snijkopzuigers (cutter suction dredgers of CSD's) maken gebruik van hydraulische pompen om het materiaal los te maken en te verwijderen. Beide types worden meestal gebruikt voor infrastructuurbaggerwerken en zelden voor ecologische baggerwerken.

Sleephopperzuiger (TSHD)
Een TSHD is voorzien van een brede aanzuigpijp die langs de bedding van een waterlichaam wordt gesleept om materiaal tijdens het varen via zijn sleepkop te verzamelen (figuur 10 links). Sommige sleepkoppen zijn uitgerust met watersproeiers en tanden, die in de bodem snijden voordat hij wordt opgezogen. Het verzamelde materiaal is een mengsel van vaste stoffen en water - de zogenaamde slurry (dunne specie) - dat in een splijtbak wordt verzameld. Daar kan het materiaal bezinken en kan het water met behulp van een overloopsysteem worden verwijderd. TSHD's kunnen ongeconsolideerd materiaal, zoals zachte klei, zout, zand en grind baggeren. Zodra de splijtbak vol is, zet het vaartuig koers naar een locatie waar het materiaal kan worden gestort. Dat storten kan op drie verschillende manieren gebeuren: rechtstreeks door de deuren onderaan de splijtbak, via ondergedompelde of drijvende pijpleidingen of door de slurry in de lucht te sproeien. Dit laatste proces (het zogenaamde 'rainbowing') wordt meestal niet toegepast in het kader van saneringsprojecten.

Snijkopzuiger (CDS)
Sterke CDS's kunnen bijna alle soorten bodem en zelfs (verweerd) vast gesteente baggeren. Dit type zuiger wordt gebruikt wanneer het materiaal dat moet worden gebaggerd, te sterk is of te cohesief is voor een TSHD. De tanden van een snijkopzuiger zijn op een ronddraaiende snijkop gemonteerd, die de harde bodem of het rotsgesteente in kleinere stukken snijdt. Die stukken worden dan via een aanzuigpijp op een mobiele arm opgezogen (figuur 10 rechts). Het materiaal wordt via pijpleidingen aan land gebracht of naar een splijtbak vervoerd.
Hard materiaal veroorzaakt heel wat slijtage aan de tanden en de pijpleidingen van de snijkopzuiger, waardoor de tanden vaak tijdens het baggeren moeten worden vervangen. Een CSD is een stationair baggervaartuig, dat soms over een eigen aandrijfsysteem beschikt. Het gebruikt zijn ankers om zijn arm en zijn spudpalen te manoeuvreren om zo tijdens het baggeren vooruit te komen.



Figuur 10: Schematische tekening van een TSHD met een sleepkop, links [DEME] en een CSD met spudpalen en een uitgevoerde arm met een zuigpijp en snijkop rechts [Hi-Sea dredge]

Voordelen en beperkingen
Afgraven of baggeren is vaak een snelle methode om relatief grote afzonderlijke gebieden met (zwaar) verontreinigd sediment te saneren. De toepassing van deze techniek is een goede optie indien in de buurt een geschikte stortsite beschikbaar is en wanneer voldoende ruimte beschikbaar is om het gebaggerde materiaal te hanteren. In het ideale geval zijn concentraties van verontreinigende stoffen in hoge mate gecorreleerd met de grootte van de sedimentkorrels, waardoor korrels van verschillende grootte gemakkelijker kunnen worden gescheiden en stortkosten zo laag mogelijk kunnen worden gehouden [Ref. 17].
Soms kunnen milieubaggerwerken worden gecombineerd met onderhoudsbaggerwerken, waardoor de totale kosten kunnen worden gedrukt.

Baggeren zorgt wel voor een aanzienlijke verstoring van de waterkolom, wat schadelijk kan zijn voor gevoelige ecosystemen. Deze techniek kan een resuspensie van het sediment veroorzaken, gebonden verontreinigende stoffen losmaken en de omgeving blootstellen aan restverontreinigingen die onder het verwijderde materiaal aanwezig waren. Monitoringgegevens afkomstig van plekken waar baggerwerken hebben plaatsgevonden, laten tijdelijke pieken zien in de aanwezigheid van verontreinigende stoffen in de waterkolom en het weefsel van vissen direct na de baggerwerken [Ref. 4].
Om die negatieve effecten zoveel mogelijk te beperken, wordt de baggersector zowel internationaal als nationaal streng gereglementeerd. Zo moet tijdens baggerwerken verplicht een milieumonitoring worden uitgevoerd. Wanneer bepaalde drempelwaarden worden overschreden, kunnen activiteiten verplicht worden stopgezet. Daarnaast worden vaak tegenmaatregelen getroffen, bijvoorbeeld in de vorm van slibgordijnen. Wanneer blijkt dat de verontreinigingsniveaus te hoog zijn, is het mogelijk dat baggeren niet haalbaar is.

De belangrijkste voordelen en beperkingen worden in de tabel 6 hieronder besproken.

Voordelen	Beperkingen
– De verontreiniging wordt uit de waterloop verwijderd – Kan worden gebruikt om een grote verscheidenheid van soorten verontreinigende stoffen en concentraties, meerdere verontreinigende stoffen en niet-waterfase vloeistoffen (NAPL's) te saneren – Kan soms op korte termijn blootstelling aan verontreinigende stoffen en bijbehorende risico's beperken – Grotere zekerheid over de doeltreffendheid op lange termijn – Meestal weinig of geen beperkingen van het gebruik ter plaatse na verwijdering – Biedt potentieel voor nuttig hergebruik van verwijderd materiaal	– Geschikte stortmogelijkheden in de nabijheid zijn misschien beperkt – Er blijft altijd wat restverontreiniging over na verwijdering – Verwijdering (tijdens en na de werken) is relatief verstorend voor de bentische en/of de waterhabitats in vergelijking met in-situtechnieken – In de meeste gevallen duurder dan andere saneringstechnieken – Waterafleiding of stroomsnelheden moeten laag zijn of moeten zo laag mogelijk worden gehouden om resuspensie en vervoer van verontreinigd sediment tijdens de baggerwerken zoveel mogelijk te beperken – Het sediment mag slechts relatief beperkte hoeveelheden brokstukken (bv. boomstammen, rotsblokken, schroot) bevatten of die brokstukken moeten vooraf worden verwijderd – Er moet rekening worden gehouden met een variërend waterpeil ten gevolge van de getijden, wat vertragingen met zich kan brengen – Er moet rekening worden gehouden met seizoensgebonden beperkingen wegens de fauna en de flora (bv. broedperiode van vogels)

Tabel 6: Voordelen en beperkingen van op verwijdering gebaseerde technieken (afgraven of baggeren) [Ref. 17]

Maatschappelijke aspecten
Het grote publiek en overige belanghebbenden maken zich in verband met baggerwerken vaak zorgen over de verstoring van gevoelige ecosystemen en de resuspensie van verontreinigde stoffen tijdens en (kort) na de baggerwerken. Deze risico's kunnen door een continue monitoring tot een minimum worden beperkt.

Kosten
De kosten zijn grotendeels afhankelijk van het volume materiaal dat moet worden gebaggerd. De kosten voor baggeren of afgraving staan meestal los van de saneringskosten. In de hieronder beschreven casussen krijgt u een idee van de prijzen.

Nieuwste technieken/ervaring
Afgraving en baggeren wordt wereldwijd op grote schaal toegepast. Niet alleen in het kader van saneringsprojecten, maar ook voor het onderhoud van waterwegen en droogleggingswerken.

Casussen

Lobroekdok - België

Projectteam	Witteveen+Bos
Duur van het project	2017-nog niet voltooid
Klant	Beheersmaatschappij Antwerpen Mobiel
Omgeving	Dok
Schaalgrootte	94.100 m^2 en ongeveer 200.000 m^3 verontreinigd sediment
Verontreinigende stoffen	Zware metalen, PAK's, minerale oliën en organisch materiaal
Oplossing	Afgraving (mechanisch baggeren) en ex-situbehandeling bij AMORAS
Kosten	€ 3.300.000 (graafwerken) en ± € 4.000.000 (behandeling bij AMORAS)

Beschrijving van de site

Bevaarbaar dok (Lobroekdok) in de haven van Antwerpen dat met het Albertkanaal verbonden is.

Beschrijving van de verontreinigende stoffen

Beschrijving van de verontreinigende stoffen

In de loop der jaren heeft zich zwaar verontreinigd sediment geaccumuleerd in het Lobroekdok. Het sediment bevat zware metalen PAK's, minerale oliën en organisch materiaal. Op de bodem van het dok werden ook puin en meerdere auto- en scheepswrakken aangetroffen.

Saneringsdoelstelling

Het volledige dok moet worden gebaggerd tot aan de bestaande kleilaag op de bodem van het dok, zodat de verontreinigende stoffen zich niet verder kunnen verspreiden. Ook al het vreemde materiaal moet worden verwijderd.

Het baggermateriaal moet vervolgens per schip worden afgevoerd, aangezien de drukke wegen rond deze zone in Antwerpen niet nog meer kunnen worden belast. Het materiaal zal naar de behandelingsinstallatie van AMORAS in de haven van Antwerpen worden vervoerd.

Saneringsaanpak

In mei 2017 werd met de saneringswerken begonnen in het Lobroekdok. Witteveen+Bos was in opdracht van BAM verantwoordelijk voor het beheer van de werken. De sanering zal worden uitgevoerd in ongeveer 7 baggercampagnes van telkens 2 weken. Tussen twee campagnes in heeft AMORAS ongeveer 10 weken nodig om het materiaal te verwerken. Een uniek aspect van dit project is het feit dat de behandelingsinstallatie van AMORAS voor de eerste keer zwaar verontreinigd sediment verwerkt. De installatie moest hiervoor speciaal worden aangepast.

Winterbeek – België	
Projectteam	DEC
Duur van het project	2017-2018
Klant	OVAM en VMM
Omgeving	Beek (onbevaarbaar)
Schaalgrootte	1e van 4 delen (totale lengte 17 km)
Verontreinigende stoffen	Zware metalen, chloriden en radium
Oplossing	Hydraulisch baggeren en ex-situbehandeling (lagunering)
Kosten	€ 2.239.742

Beschrijving van de site

De Winterbeek is een onbevaarbare waterloop en ligt grotendeels in een natuurreservaat of in landbouwgebied.

Beschrijving van de verontreinigende stoffen

De projectzone werd historisch verontreinigd met zware metalen en chloride in de ondergrond, zware metalen in het sediment en chloriden (zouten) in het grondwater op het niveau van de waterloop, de oevers en het valleigebied van de Winterbeek. Daarnaast werden verhoogde radiumconcentraties gemeten in de bodem en in het sediment (die ioniserende straling veroorzaakten).

De verontreiniging die werd aangetroffen, zijn de resten van het proceswater van een chemische installatie.

Saneringsdoelstelling

De volledige beek en het valleigebied moeten over een afstand van 17 km worden gesaneerd. De werken die daarvoor moeten worden uitgevoerd, worden voor een periode van 4 jaar tijd in 4 verschillende fasen of werkgebieden ingedeeld in de stromingsrichting, zodat een vernieuwde verontreiniging van eerder gesaneerde zones kan worden voorkomen.

Saneringsaanpak

Het eerste verontreinigde gedeelte van de Winterbeek werd door DEC gereinigd met behulp van een hydraulische graafmachine met een DOP dompelpomp. Zowel het sediment en de vaste waterbodem in de beek als de oevers van de waterloop werden verwijderd.

Het opgepompte materiaal werd vervolgens door pijpleidingen over een afstand van meer dan 1 km naar een van de vier aangelegde laguneringsvelden gepompt, waar het materiaal kon bezinken. Op die manier kon de impact van de werken op het fragiele ecosysteem van de vallei van de beek zoveel mogelijk worden beperkt.

Op verschillende plaatsen langs de beek werden sedimentvangen of plaatselijk verbrede delen voorzien, waar overtollig en mogelijk verontreinigd materiaal kan worden verzameld en uit het systeem worden verwijderd.

Sanering van de Hollandsche IJssel - Nederland	
Projectteam	Witteveen+Bos
Duur van het project	2009-2011
Klant	Departement Transport en Openbare Werken Zuid-Holland
Omgeving	Getijdenrivier
Verontreinigende stoffen	Zware metalen
Oplossing	Mechanisch baggeren en afgraven

Beschrijving van de site

De Hollandsche IJssel is een getijdenrivier in de omgeving van Rotterdam.

Beschrijving van de verontreinigende stoffen

De taluds, de oevers en het sediment waren in de loop der tijd zwaar verontreinigd geraakt met zware metalen.

Saneringsdoelstellingen en aanpak

Witteveen+Bos stelde een ontwerp op voor de herontwikkeling van de rivier. Het ontwerp omvatte de aanleg van natuurlijke oevers die de ecologische milieustatus van de rivier moeten herstellen en de bevaarbaarheid ervan verzekeren. In het kader van dat ontwerp moest ongeveer 500.000 m^3 verontreinigd sediment door middel van baggerwerken worden verwijderd. Het ontwerp moest door de overheid en alle betrokken partijen worden goedgekeurd. Nadat dat was gebeurd, kreeg Witteveen+Bos de opdracht om het contract op te stellen voor het volledige project en om daarna op de uitvoering van het contract toe te zien.

4.3 TRANSPORT

Het afgegraven of gebaggerde materiaal wordt meestal met behulp van vrachtwagens over de weg, (binnen)schepen over het water of hydraulisch door pijpleidingen vervoerd. De keuze van de transportwijze is afhankelijk van een aantal verschillende factoren, waarbij voornamelijk rekening wordt gehouden met de kosten, de gebruikte afgraaf-/baggermethode, de transportafstand en het volume en de dichtheid van het afgegraven/gebaggerde materiaal.

Voor kleinschalige afgraafwerken zoals in greppels of beken wordt bijvoorbeeld een graafmachine gebruikt die vanaf de oever werkt. Relatief gezien wordt heel wat materiaal afgegraven en is er slechts weinig water in het gebied, waardoor vervoer van het materiaal met vrachtwagens de meest geschikte optie is. Als in de nabijheid echter geen behoorlijke wegen beschikbaar zijn, is het mogelijk om er één aan te leggen - bv. een tijdelijke weg bestaande uit rijplaten. Dit is echter geen optie als het aantal vrachtwagenbewegingen zo laag mogelijk moet worden gehouden omdat de weg door ecologisch kwetsbaar gebied loopt of omdat zwaar verkeer in de omgeving al een probleem is. In die gevallen zou hydraulisch transport een betere optie zijn.

Wanneer een (iets) bredere waterloop met grotere volumes moet worden gebaggerd, is er meestal weinig andere keuze dan een graafmachine te gebruiken die vanaf een ponton werkt. Als de waterloop bevaarbaar is, kan het gebaggerde materiaal per schip worden vervoerd, waarin relatief grote volumes passen.

Hydraulisch transport met pijpleidingen is de aangewezen keuze als voor de baggerwerken een snijkopzuiger wordt gebruikt of als de impact op de omgeving zo beperkt mogelijk moet zijn. De bouw van de pijpleidingen moet in verhouding staan tot het voorziene gebruik. Het is mogelijk dat er ook boosterstations moeten worden voorzien als de pijpleiding over een grote afstand moet worden gelegd. Bovendien moeten alle onderdelen van de pijpleiding per vrachtwagen of per schip worden aangevoerd.

Casussen

Voor de sanering van de Winterbeek koos DEC voor hydraulisch vervoer van gebaggerd sediment (zie casus (incl. kosten), hoofdstuk 4.2 - Afgraven en baggeren). Envisan maakte dezelfde keuze voor de aanleg van een dijk in Vlassenbroek (zie casus (incl. kosten), hoofdstuk 4.6.2 - Direct hergebruik van (onbehandeld) sediment)).

4.4 ONTWATERING

Gebaggerd sediment bevat vaak relatief grote hoeveelheden (porie)water en moet daarom worden ontwaterd voordat de zand/slibfracties in een behandelingsinstallatie kunnen worden behandeld, verwijderd of opnieuw gebruikt. Na of zelfs tijdens die ontwateringsfase moeten de zand- en de slibfracties worden gescheiden, omdat ze wegens hun specifieke eigenschappen verschillend zullen worden verwerkt. Kleinere deeltjes adsorberen bijvoorbeeld meer verontreinigende stoffen en moeten vaak nog extra worden behandeld, terwijl materiaal ter grootte van zandkorrels schoner is en in sommige gevallen wegens hun geotechnische eigenschappen onmiddellijk in de bouwsector kan worden gebruikt. Voor meer informatie, zie ook hoofdstukken 4.5 - Scheiding en 4.6 - Behandeling.

4.4.1 Natuurlijke ontwatering (lagunering)

Beschrijving
Versnelde ontwatering, lagunering of rijping is de optimalisatie van natuurlijke ontwaterings-, consolidatie- en oxidatieprocessen met behulp van mechanische middelen (bv. draaien), zodat het water sneller kan verdampen en worden afgevoerd. Deze methode wordt meestal toegepast op baggermateriaal dat kleinere deeltjes bevat, die relatief veel tijd nodig hebben om uit zichzelf te bezinken. Bij lagunering wordt gebaggerd materiaal in ontwateringsvelden of behandelingslagunes gebracht, waar de ontwatering en indikken kunnen plaatsvinden.
Lagunering heeft als hoofddoel om de mechanische eigenschappen van het product te verbeteren; niet om de ecologische kwaliteit ervan te verbeteren. Toch kan dit laatste soms tot op zekere hoogte ook worden gerealiseerd. Wanneer het sediment voldoende tijd krijgt om te drogen en te consolideren, krijgt organisch materiaal/organische verontreiniging de kans om biologisch af te breken, zolang er voldoende zuurstof aanwezig is. Tegenwoordig wordt dit proces overigens niet meer lagunering (ontwatering) genoemd, maar landfarming (zie hoofdstuk 4.6.3 - Passieve of extensieve landfarming).

Tijdens de eerste weken zal het sediment voornamelijk consolidatiewater verliezen, waardoor de hoeveelheid droge materie in het sediment van 30 tot 40 % tot ongeveer 55 % zal stijgen. Het overtollige proceswater dat tijdens het laguneringsproces vrijkomt, is gedeeltelijk regenwater, gedeeltelijk transportwater en gedeeltelijk consolidatiewater dat uit het sediment wordt geperst terwijl het droogt en consolideert. Al het overtollige water kan via verschillende afvoeren aan de boven- en onderkant uit de sedimentbekkens ontsnappen. Vaak moet dit water achteraf nog worden behandeld, omdat het nog kleine sedimentdeeltjes bevat waaraan verontreinigende stoffen zich hebben gehecht [Ref. 7].

Na deze eerste fase is verdamping het belangrijkste proces. Deze fase duurt gemiddeld 3 tot 5 maanden en zorgt ervoor dat het sediment verder kan drogen van ongeveer 55 % droge materie tot ongeveer 75 % droge materie, waardoor het sediment aanzienlijk aan volume verliest.

Na de lagunering moet het droog sediment mechanisch worden afgegraven, omdat bij hydraulisch vervoer water nodig is. Het sediment bevat dan ook nog verontreinigingen, zodat meestal nog extra behandeling nodig is.

Deze techniek wordt in Europa en in de rest van de wereld op grote schaal toegepast. Ze is geschikt voor grote volumes, maakt een relatief hoge productiesnelheid mogelijk en levert de beste resultaten voor zandachtige materialen.

Voordelen en beperkingen

Voordelen	Beperkingen
– Laag verbruik van energie, water en additieven – Te verwaarlozen uitstoot in de lucht – Extra effect: het gebaggerd materiaal oxideert steeds meer	– Geloosd drainagewater moet aan milieucriteria beantwoorden en moet achteraf nog worden behandeld – Wegens de maximale hoogte van de velden (ongeveer 1-2 meter) heeft men relatief grote oppervlakken nodig + één of meerdere opvangbekkens – Vaak zijn er ook opvangbekkens nodig doordat het sediment inconsistent wordt aangevoerd – De behandeling kan enkele maanden tot een heel jaar in beslag nemen, afhankelijk van: • het klimaat (regen, zonneschijn, vochtigheid); • het vereiste ontwateringsniveau; • het gebruikte drainage- en ontwateringsmateriaal; • de samenstelling van het sediment (het duurt langer om fijne deeltjes en organisch materiaal te ontwateren); • andere bijkomende (mechanische) maatregelen die worden getroffen om het ontwateringsproces te versnellen.

Tabel 7: Voordelen en beperkingen van natuurlijke ontwatering [Ref. 5]

Maatschappelijke aspecten

Het brede publiek is weinig bekend met lagunering. De eindproducten worden vaak als 'afval' beschouwd. Daarom is communicatie met het publiek en andere betrokken partijen zeer belangrijk.
Ook is het mogelijk dat het sediment op het moment dat het op de bewerkingssite aankomt, een rottingsgeur verspreidt, wat wordt veroorzaakt door zijn anaerobe karakter.

Kosten

De kosten op de verschillende productieschalen en onder verschillende omstandigheden worden geschat op ongeveer € 10-25/m^3 [Ref. 5]. In theorie kunnen producten op basis van gedroogd sediment als bouwmateriaal worden gebruikt.
In vergelijking met andere ontwateringstechnieken is dit nog steeds de meest rendabele ontwateringstechniek - ook voor sediment. De kosten worden gedeeltelijk bepaald door de prijs van het terrein dat voor de ontwateringsinstallatie zal worden gebruikt. In gebieden waar grond zeer duur is, kan mechanische ontwatering (op beperkte oppervlakten) voordelen bieden.

Nieuwste technieken/ervaring

Toegepast op industriële schaal.

Casus

Fasiver - België

Projectteam	DEC
Duur van het project	2017-nog niet voltooid
Klant	Fasiver cvba + PPS VMH, provincie Oost-Vlaanderen, stad Gent, DOMO Service Gent en DEC
Schaalgrootte	Aanvankelijk 175.000 m³ sediment behandeld
Verontreinigende stoffen	Viscose en zware metalen, olie, PAK's, organisch materiaal.
Oplossing	In-situstabilisatie/immobilisatie, isolatie en natuurlijke ontwatering
Kosten	€ 8.000.000 (sanering) + € 57.800.000 (sedimentverwerking)

Beschrijving van het project

Sanering en herontwikkeling van de site ''t Eilandje' tussen de oude en de nieuwe Schelde in Zwijnaarde in de buurt van Gent. Dit was een verlaten industriële site (42 ha), die strategisch gelegen was aan de kruising van twee Europese snelwegen (E40 en E17).

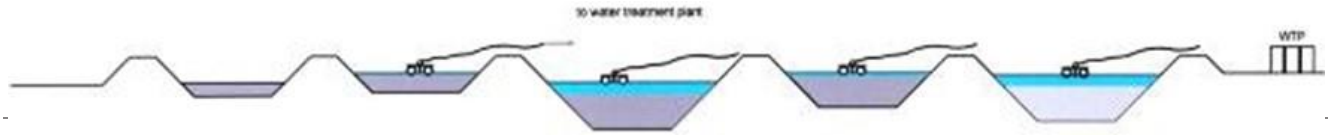
Het project bestaat uit 3 fasen:

- sanering;
- gebruik van de site als een sedimentverwerkingscentrum;
- en uiteindelijke herontwikkeling.

Technische specificaties

De sanering bestond uit **in situ**stabilisatie/immobilisatie van 175.000 m³ met viscose verontreinigd sediment in 5 afzonderlijke verdampingsvijvers door vermenging met cement en staalslakken. Daarna werd de site geïsoleerd met enerzijds een cement-bentonietmuur tot ongeveer 30 m-mv en anderzijds een 2,5 mm dikke HDPE-folie. Onder de folie moest een gasafvoersysteem worden geïnstalleerd. Ten slotte werd een extra afdekking aangebracht, evenals een groene zone. Het grondwater werd gesaneerd door middel van ’pump and treat’ van de 'hot spots' overal op de verontreinigde site.

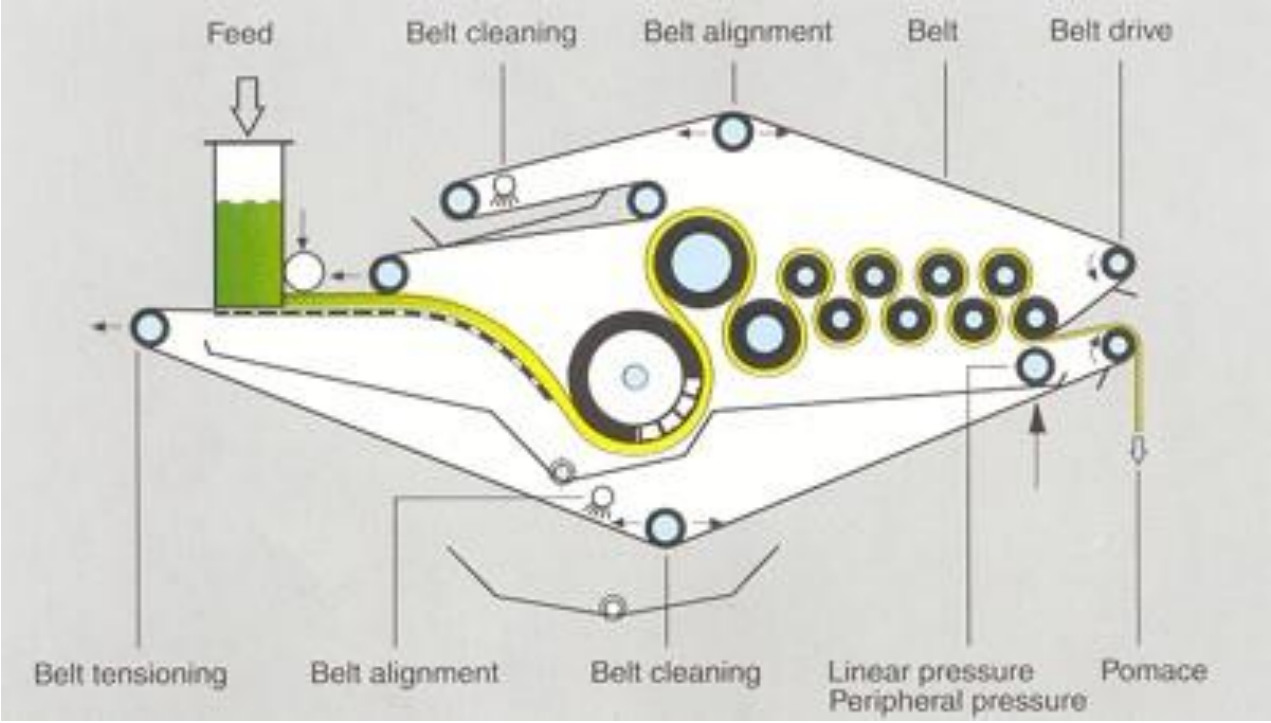
De installatie van een tijdelijk sedimentverwerkingscentrum ter plaatse zorgde voor de nodige financiële middelen voor de sanering van het sterk vervuilde sediment, terwijl de verwerking en de opslag van externe baggerspecie kon worden gebruikt om het terrein te verhogen en zo een nieuwe bouwplaats te creëren voor hightechbedrijven.



4.4.2 Mechanische ontwatering

Er bestaan grootschalige mechanische ontwateringsfaciliteiten in Nederland, in België en in Duitsland. In deze faciliteiten worden gemiddeld volumebeperkingen van 50% gehaald.

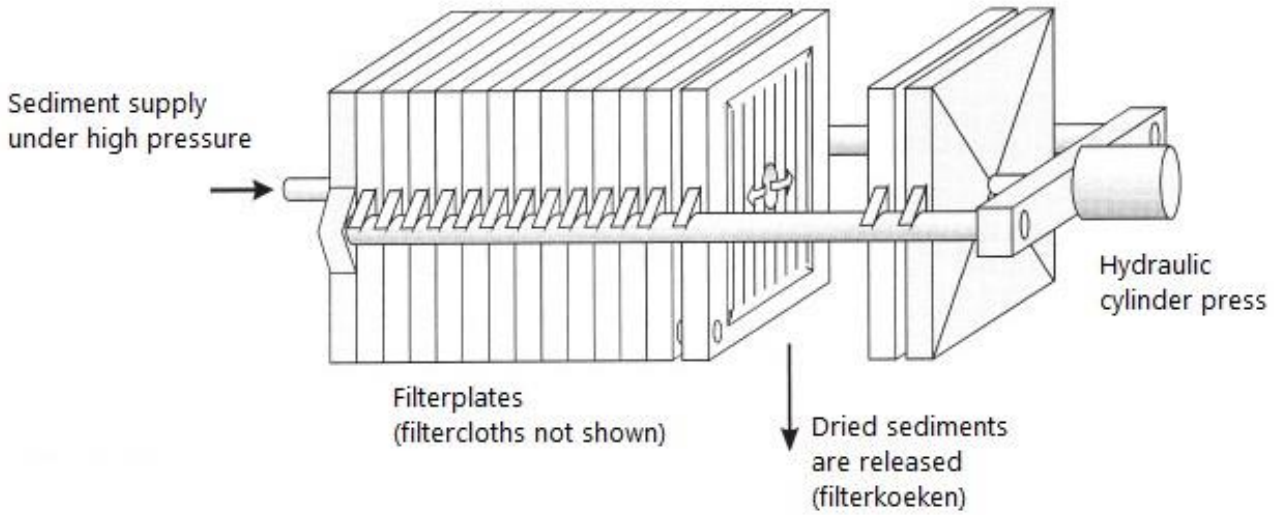
Beschrijving: bandfilter en kamer-/membraanfilterpersen
Een **bandfilterpers** is een installatie waar het sediment tussen twee draaiende poreuze filterbanden wordt geperst. Het sediment wordt daarbij over de onderste filterband vervoerd. Naarmate de beschikbare ruimte tussen de twee banden tijdens het verloop van het proces kleiner wordt, loopt de druk op, waardoor het poriewater uit het sediment vrijkomt (zie figuur 11).



Figuur 11: Drukbandpers [Ref.23]

Na de behandeling kan het ontwaterde sediment uit de transportbanden als 'filterkoeken' worden opgevangen, die een maximaal gehalte aan droge materie van 50% kunnen bereiken [Ref. DEC] [Ref. 7]. Het volume kan met een factor 1,3 worden verkleind. In tegenstelling tot lagunering wordt altijd een vlokmiddel gebruikt voor de mechanische ontwatering, waardoor het ontwateringsproces kan worden versneld.
Eén 3 m brede bandfilterpers kan 12 ton droge vaste stoffen/uur produceren. Uit het mengsel kan met het oog op recyclage zand worden verwijderd door het vooraf door een cycloon te leiden (zie hoofdstuk 4.5 - Scheiding).

Een **kamerfilterpers** bestaat uit een groot aantal filterplaten met opstaande randen die langzaam tot een druk van 300 bar worden samengedrukt en zo 'kamers' vormen. Het sediment wordt hierbij onder een druk van 13-15 bar in de kamers gepompt, waarbij het poriewater uit het sediment wordt geperst. Het poriewater kan vanuit die kamers via filterdoeken over de filterplaten worden afgeleid, terwijl het ontwaterde sediment in de kamers achterblijft, waar het filterkoeken vormt (figuur 12).
Nadat de kamers worden geopend, vallen de koeken er automatisch uit, waarna ze op een transportband of in een vrachtwagen onder de installatie worden opgevangen.
Afhankelijk van de hoogte van de opstaande randen van de platen kan de diepte van de filterkamers van 2 tot 8 cm variëren. Installaties zijn meestal voorzien van 50 tot 150 kamerplaten, afhankelijk van de vereiste capaciteit van de installatie [Ref. 7]. Wanneer het toegevoerde sediment een relatief hoog gehalte aan droge materie bevat, kan binnen een redelijke perstijd een gehalte van 50 tot 70% droge stof worden gehaald. Het verzamelde poriewater ondergaat vaak nog een zekere vorm van nabehandeling. Ook de filterdoeken moeten regelmatig worden gereinigd.



Figuur 12: Kamer-/membraanfilterpers [Ref.7]

Een variatie op de kamerfilterpers is een **membraanfilterpers**, waar een elastisch membraan tussen de filterplaten en de filterdoeken wordt gebruikt. Ook hier wordt sediment in de kamers gepompt (bij een druk van max. 8 bar) en wordt ook op de elastische membranen een druk van 15 bar of hoger uitgeoefend, waardoor ze worden uitgerekt. Hierdoor verkleint het volume van de kamers, waardoor nog meer druk op het sediment erin wordt uitgeoefend.
Deze techniek verkort de perstijd met 50% of meer en creëert filterkoeken met een hoger gehalte aan droge stof dan bij het gewone kamerfilterpersen [Ref. 7].

Als het te behandelen sediment een hoog zandgehalte heeft, moet het in twee stappen worden gezeefd voordat bandfilterpersen of kamer-/membraanfilterpersen kunnen worden gebruikt. De grove fractie (stenen, plastic, hout enz.) wordt door middel van een zeefbehandeling op een trilscherm van 2 mm verwijderd, waarna de fractie groter dan 60 µm door middel van hydrocyclonen ook wordt gescheiden. Dit wordt gedaan om bovenmatige slijtage van de installatie te voorkomen en/of de zandfractie te recupereren wanneer er voldoende zand kan worden opgevangen.
Om de machines fatsoenlijk te kunnen vullen moet het sediment in vloeibare vorm worden aangeleverd, waardoor er water moet worden toegevoegd aan het sediment. Ook moeten er vlokmiddelen worden toegevoegd om het proces te versnellen.

Eén (membraan)filterpers met een volume van 20 m^3 kan 12 ton droge vaste stoffen/uur produceren. Uit het mengsel kan ook met het oog op recyclage zand worden verwijderd door het vooraf door een cycloon te leiden (zie hoofdstuk 4.5 - Scheiding). Er kan ook nog kalk worden toegevoegd om de gewenste geotechnische kwaliteit van C_U = 25 - 50 kPa te verkrijgen.

Beschrijving: Decanteercentrifuge
Het sediment komt de decanteercentrifuge binnen via een toevoerpijp in het midden van de machine, waarna de centrifuge begint te draaien en de middelpuntvliedende krachten de vaste sedimentdeeltjes tegen de wanden van de centrifugekamer drukken. Deze wanden lopen in een conische vorm taps naar een uiteinde, waarlangs het sediment de centrifuge verlaat. Intussen wordt de mechanisch gescheiden waterfractie via de tegenoverliggende cilindervormige kant van de centrifugekamer afgevoerd.
De werking van een decanteercentrifuge is zeer vergelijkbaar met die van de hydrocycloon die voor de scheiding van zand wordt gebruikt (zie hoofdstuk 4.5 - Scheiding).

Voordelen en beperkingen

Voordelen	Beperkingen
– Uitstekende werkingsveiligheid – Continu proces – Niet arbeidsintensief – Relatief hoog gehalte aan droge stof in vergelijking met niet-mechanische technieken, rekening houdend met het feit dat kamerfilterpersen doeltreffender zijn dan bandfilterpersen – Kan met verschillende en veranderende sedimentsoorten worden gebruikt – Het proces is niet afhankelijk van de weersomstandigheden – Het systeem is semimobiel, zodat het transport van sediment tot een minimum kan worden beperkt – Er is ook weinig oppervlakte voor nodig.	– Vaak moet het sediment worden opgeslagen, doordat het ontwateringsproces niet aansluit op het baggerproces – De operators moeten over een relatief grondige technische kennis beschikken – Er is constant water en energie nodig – Bij kamerfilters kan een maximaal gehalte aan droge stof van 50 tot 70 % worden gehaald – Ontwaterd sediment bevat nog altijd resten van de toegevoegde verwerkingsmiddelen (vlokmiddelen enz.). Sommige vlokmiddelen (ijzer- en calciumverbindingen) bieden juist voordelen in de bouwsector op het vlak van stabiliteit en erosieweerstand
Algemeen gesteld werken kamer- (of membraan)filterpersen doeltreffender dan bandfilterpersen: het verbruik van energie en additieven, de loonkosten en de onderhoudskosten liggen lager en de haalbare niveaus voor droge stof, de capaciteit, de betrouwbaarheid en de kwaliteit van het afvalwater liggen hoger.	

Tabel 8: Voordelen en beperkingen van drukbandpersen en kamerfilterpersen [Ref. 7]

Maatschappelijke aspecten
Mechanisch ontwateren is een relatief bekende techniek, die in het verleden haar doeltreffendheid al heeft bewezen. Om mogelijke 'NIMBY'-weerstand tegen te gaan, is het belangrijk om de betrokken partijen en het publiek op de hoogte te houden.

Kosten
Op grootschalige faciliteiten zoals AMORAS en METHA liggen de prijzen voor mechanische ontwatering veel lager dan op kleinere faciliteiten of mobiele installaties [Ref. 7]. Op grootschalige sites kunnen ook vaak verschillende ontwateringstechnieken met elkaar worden gecombineerd, waardoor het proces nog efficiënter wordt.
Gebaseerd op de jaarlijkse bedrijfskosten voor mechanische ontwatering met kamerfilterpersen, inclusief zandscheiding, waterbehandeling en transport naar een stortplaats, worden de prijzen bij AMORAS op € 15 tot 28/tds geschat. Bij METHA worden de kosten voor alleen ontwatering met een kamerfilter op € 8 tot 10/tds geschat (exclusief loon- en onderhoudskosten) [Ref. 7].

Uit een vergelijkende studie die bij AMORAS werd uitgevoerd, bleek dat mechanische ontwatering goedkoper is dan (intensieve) lagunering van hydraulisch besproeid sediment.
Op basis van de resultaten van de kamerfilterperstest bij de havenautoriteit van Antwerpen en volgens METHA wordt het energieverbruik geschat op 15 tot 45 MJ/tds. METHA verwerkt elk jaar ongeveer 500.000 tds [Ref. 23].

Nieuwste technieken/ervaring
Toegepast op industriële schaal.

Casus

AMORAS – België	
Projectteam	JV Partner JV SeReAnt (DEME-JDN) Jan De Nul nv en Envisan nv
Duur van het project	2009-nog niet voltooid
Klant	Vlaamse regering
Schaalgrootte	Elk jaar meer dan 2.5000.000 m³ sediment behandeld
Verontreinigende stoffen	Zware metalen, olie, PAK's en organisch materiaal
Oplossing	Mechanische ontwatering, zandscheiding (met hydrocyclonen)
Kosten	€ 97.503.226 (ontwerp en bouw) + € 271.850.354 (exploitatie en beheer) + € 20.000.000 (verdere verbeteringen)

Beschrijving van het project

- Fase 1: contract voor de bouw van een mechanische ontwaterings- en scheidingsfaciliteit voor sediment, inclusief opslagruimte voor sediment uit de haven van Antwerpen
- Fase 2: beheer en exploitatie van het systeem voor 15 jaar
- Fase 3: bouw van een geüpgradede zandscheider (tijdens fase 2)

Technische specificaties

Het materiaal wordt opgeslagen in 4 vijvers, elk met een capaciteit van 120.000 m³, en vervolgens ontwaterd via mechanische ontwateringstechnieken met 12 kamerfilterpersen van telkens 21,5 m³.

4.4.3 Geotubes ®

Beschrijving
Een Geotube® is een lange zak gemaakt van goed gedraineerd geotextiel, zie figuur 13. Hierbij wordt het sediment via een aantal openingen rechtstreeks in de Geotube® gepompt. Het overtollige water kan via het waterdoorlaatbare geotextiel ontsnappen, waardoor het volume van het verontreinigde materiaal verkleint. De ontwatering wordt door de toevoeging van een vlokmiddel (polyelektrolyt) versneld. Op die manier kan het volume van het te ontwateren materiaal met factor 1,2 verkleind worden.
Geotubes® werken in essentie niet alleen als een filterdoek die water en sediment van elkaar scheidt, maar ook als een 'zak' waarin ontwaterd sediment wordt opgevangen. Wanneer het sediment droog genoeg is geworden, kunnen de zakken worden geopend en kan de inhoud met een graafmachine worden verwijderd en daarna verder verwerkt.
Vaak moet het sediment aan bepaalde milieunormen voldoen voordat het in een Geotube® wordt ontwaterd, aangezien de Geotubes zelf geen verontreinigende stoffen verwijderen. Het vrijgekomen poriewater wordt afzonderlijk opgevangen en moet vaak achteraf nog worden nabehandeld voordat het kan worden afgevoerd.

Figuur 13: Geotubes® [Ref. 23]

De dimensionering van een Geotube® (lengte, diameter, sterkte en doorlaatbaarheid) is variabel en is afhankelijk van de omvang van het project, het debiet en de samenstelling van het gebaggerde sediment. Er zijn 'standaard' Geotubes® verkrijgbaar met een diameter van 1,5 tot 5,0 m en met een lengte tot 10 m. Deze zijn uitgerust met een speciaal afsluitsysteem, zodat ze kunnen worden hergebruikt.

Geotubes® kunnen elk soort sediment afvoeren, maar fijnkorrelig sediment ontwatert langzamer.

Voordelen en beperkingen
De volgende parameters hebben een grote invloed op het slagen van de hierboven besproken ontwateringstechnieken:

- Gehalte aan organisch materiaal:
  Een hoog gehalte aan organisch materiaal betekent dat het sediment moeilijk kan worden ontwaterd. Ook de vorm van het organisch materiaal is van belang, aangezien vezelvormen gemakkelijker kunnen worden gescheiden door filters dan zeer kleine deeltjes. Organische verontreinigingen zoals minerale oliën kunnen ook moeilijker worden verwijderd dan anorganische componenten zoals zware metalen.
- De korrelgrootteverdeling:
  Als het grootste deel van de deeltjes kleiner is dan 16 µm, is het ontwateringsvermogen van het sediment lager en moeten tijdens het proces additieven worden toegevoegd (vlokmiddelen zoals kalk en polyelektrolyt) en mogelijk ijzerchloride).
- Zoutgehalte:
  Sediment uit een zoute omgeving (zee- of brak water) heeft minder gunstige ontwateringseigenschappen dan sediment uit zoetwateromgevingen. Dit is toe te schrijven aan de slechte werking van polyelektrolyt in een zoute omgeving.
- De temperatuur:
  De temperatuur beïnvloedt de viscositeit van het toegevoerde sediment en daardoor ook zijn ontwateringseigenschappen. Hoge temperaturen zijn ook gunstig voor de werking van polyelektrolyt.

De belangrijkste voordelen en beperkingen van Geotubes® worden in de tabel hieronder samengevat.

Voordelen	Beperkingen
– Goedkoper dan conventionele ontwateringstechnieken – Energie- en milieuvriendelijk – Relatief grote capaciteit – Lowtech en gemakkelijk te installeren – Stevig en bestand tegen mechanische schade (hoge levensverwachting) en herbruikbaar – Aanvankelijk ontworpen als bouwmateriaal; als het sediment schoon genoeg is, kunnen Geotubes® in de bouwsector worden gebruikt – Het gebruik van Geotubes® kan bepaalde vormen van verontreinigende stoffen vasthouden en isoleren – Geen behandeling vooraf nodig om grovere deeltjes te verwijderen – De baggerwerken en de ontwatering kunnen op elkaar worden afgestemd	– Er is wel wat ruimte nodig in de relatief dichte nabijheid van de baggerwerken (hydraulisch transport) – Het is mogelijk dat grote volumes wegens beperkte beschikbare ruimte moeilijk kunnen worden verwerkt – Geotextiel is verkrijgbaar in verscheidene materialen die verschillende voor- en nadelen bieden, waardoor voor specifieke projecten vooraf soms proefprojecten of laboratoriumtests moeten worden uitgevoerd – Meestal beschikbaar in standaard grootten, die niet altijd geschikt zijn. De maat aanpassen kan duur uitvallen – Risico op scheuren/vervormen van Geotubes®

Tabel 9: Voordelen en beperkingen van Geotubes® [Ref.7, 36]

Maatschappelijke aspecten
Geotubes® en geotextielen zijn relatief bekende technieken. Om mogelijke 'NIMBY'-weerstand tegen te gaan, is het belangrijk om de betrokken partijen en het publiek op de hoogte te houden. Het hergebruik van Geotubes® in de bouwsector wordt als een groot voordeel beschouwd.

Kosten
Op basis van ervaringen opgedaan in Nederland, worden ontwateringskosten met Geotubes® geschat op 28 tot 35 €/tds, inclusief de planningskosten en de hanterings- en materiaalkosten, maar exclusief de kosten voor de waterbehandeling [Ref. 23]. Het energieverbruik bij de toepassing van Geotubes® is vermoedelijk vergelijkbaar met dat bij (extensieve) lagunering (ongeveer 2-4 MJ/tds) [Ref.7].

Het gebruik van Geotubes® is alleen rendabel als het materiaal in de onmiddellijke nabijheid van het baggergebied kan blijven liggen of daar kan worden gebruikt [Ref. 23].

Nieuwste technieken/ervaring
Toegepast op industriële schaal.

Casussen

Proefstudie voor de sanering en de herontwikkeling van Lobroekdok – België	
Projectteam	Witteveen+Bos: Peter Van den bossche, Lize Tegenbos en Roeland Van Muylder
Duur van het project	2011
Klant	AG Stadsplanning Antwerpen en BAM (Beheersmaatschappij Antwerpen Mobiel)
Schaalgrootte	Dok
Verontreinigende stoffen	Zware metalen, olie, PAK's en organisch materiaal
Oplossing	Mechanische ontwatering met Geotubes® (proefstudie)
Kosten	€ 90.000,-

Beschrijving van de site
Het Lobroekdok bevindt zich ten noorden van het centrum van Antwerpen, tussen de Ring en de Singel Noord. In het dok werd een zwaar verontreinigde modderlaag aangetroffen. Er werd een haalbaarheidsstudie uitgevoerd rond de sanering van het verontreinigde sediment in het dok, in combinatie met de geplande herontwikkeling (bouw van de nieuwe Oosterweelverbinding).

Saneringsdoelstellingen en aanpak
Een van de saneringsalternatieven voor het Lobroekdok bestond uit het baggeren van het sediment met een zuiger om het vervolgens in Geotubes® te pompen. Een van de voordelen van een Geotube® is het feit dat deze techniek ook onder water kan worden gebruikt - bv. op de bodem van het Lobroekdok.
De resultaten van deze studie worden momenteel gebruikt om een bodemsaneringsproject (BSP) voor te bereiden.

Svartsjö-project – Hultsfred – Zweden	
Projectteam	JV DI-DEC
Duur van het project	2004-2007
Klant	Hultsfred kommun
Schaalgrootte	Twee meren
Verontreinigende stoffen	Vooral kwik
Oplossing	Baggeren en mechanisch ontwateren met Geotubes®
Kosten	€ 8.848.887,-

Beschrijving van de site

Het verontreinigde sediment bevond zich in twee meren in de nabijheid van het dorp Hultsfred in Zweden. De houtindustrie (en dan meer bepaald de papierindustrie) ligt aan de basis van de verontreiniging in die streek. In de twee meren werden onaanvaardbare hoeveelheden kwik aangetroffen.

Saneringsdoelstellingen en aanpak

De joint venture DEC en DI bouwde een nieuw vaartuig - de 'Pixie' - dat in staat was om sediment mechanisch te baggeren en hydraulisch te vervoeren. In totaal werd 280.000 m³ met kwik verontreinigd sediment gebaggerd. Daarna werd het naar een beschermd stortterrein gepompt, waar het met een Geotubes®-systeem werd ontwaterd. De Geotubes® hadden een diameter van enkele meters en waren 50 tot 100 meter lang. Het overtollige water uit het ontwateringsproces werd gezuiverd voordat het werd geloosd.

Ieperlee – België	
Projectteam	Ghent Dredging
Duur van het project	2008-2009
Klant	nv Waterwegen en Zeekanaal
Schaalgrootte	Kanaal (Ieper-IJzer)
Verontreinigende stoffen	Zware metalen, olie en PAK's
Oplossing	Baggeren en mechanisch ontwateren met Geotubes®
Kosten	€ 4.924.821,62

Saneringsdoelstellingen en aanpak

Het project bestond uit het baggeren van het kanaal Ieper-IJzer, inclusief UXO-detectie. Het sediment werd ontwaterd met behulp van laguneringsvelden en Geotubes® (ook geocontainers genoemd). Ghent Dredging beschikt over een 8.000 m^2 groot terrein langs het kanaal Ieper-IJzer, waar elk jaar 50.000 m^3 sediment kan worden ontwaterd met behulp van Geotubes®.

4.5 SCHEIDING

De belangrijke parameters voor het hergebruik van gebaggerd materiaal zijn sedimentkenmerken zoals de korrelgrootteverdeling en het gehalte aan organisch materiaal. Deze parameters beïnvloeden de geotechnische eigenschappen van het sediment en houden ook verband met het verontreinigingsniveau van het sediment.

Meestal is de verontreiniging gebonden aan kleinere sedimentdeeltjes en organisch materiaal, terwijl grotere (zand)deeltjes minder verontreinigd zijn en geotechnisch meer geschikt zijn voor hergebruik in bouwprojecten. Daarom wordt zandscheiding vaak toegepast in de ex-situbehandelingsketen, zodat deze fractie kan worden gebruikt.

De scheiding van sedimentdeeltjes met een verschillende grootte kan worden verkregen door:
- gravitaire scheiding d.m.v. onder een helling aangelegde spoelvelden en sedimentbekkens;
- mechanische scheiding met behulp van zeven, hydrocyclonen, upstream-current-classifiers, spiralen, pulszeven en flotatiecellen.

Scheiding wordt meestal gebruikt in combinatie met andere ontwateringstechnieken en niet afzonderlijk.

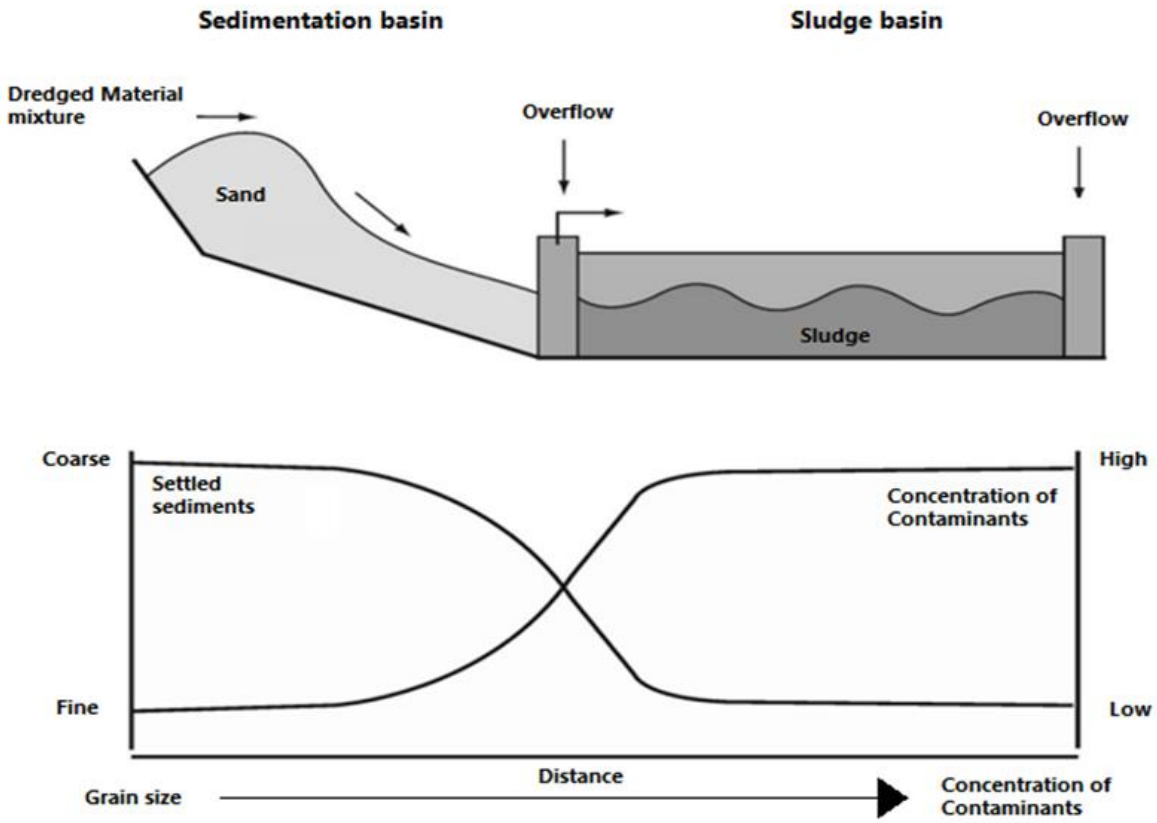
4.5.1 Gravitaire scheiding

Beschrijving van sedimentatiebekkens
Een sedimentatie- of scheidingsbekken bestaat meestal uit een rechthoekig bekken dat onder een lichte helling wordt aangelegd [Ref. 7]. Het gebaggerde materiaal wordt in de vorm van een vloeibaar mengsel aan de bovenkant van een van de korte zijden ingevoerd en verspreidt zich terwijl het van de helling zakt. Grotere en zwaardere deeltjes bezinken hierbij sneller en dichter bij het punt waar ze werden ingevoerd, terwijl kleinere en lichtere deeltjes langzamer bezinken en verder worden vervoerd (zie figuur 14).
Op die manier kan in theorie het kleinste en lichtste materiaal, dat bestaat uit slib of organisch materiaal, met behulp van een overloopvoorziening (bv. een verticaal paneel) van het zand worden gescheiden. Meestal bevatten deze kleine deeltjes het grootste aantal verontreinigende stoffen. Na de sedimentatie van de kleinste deeltjes in het slibbekken achter de overloop kan het overtollige transportwater worden afgevoerd en mogelijk hergebruikt. In sommige gevallen moet het overtollige water worden gezuiverd om de verontreinigende stoffen te verwijderen.

Onder ideale omstandigheden kan deze techniek enkel worden gebruikt op zandig of matig zandig materiaal. Het gebaggerde sediment moet voor minstens 40 tot 50% bestaan uit deeltjes met een korrelgrootte van 63 µm of meer, opdat de sedimentatiebekkens efficiënt genoeg kunnen werken [Ref. 7]. Bovendien moet een voldoende laag debiet in het sedimentatiebekken in stand worden gehouden om resuspensie van het bezonken materiaal te voorkomen. Ook moet de hoeveelheid droge materie in het gebaggerde materiaal minder dan 15% bedragen om de vorming van viskeuze stromen in de sedimentstroom te voorkomen.
Het materiaal moet vooraf behoorlijk worden gemengd, zodat de vorming van klonters en massa's van organisch materiaal kan worden voorkomen [Ref. 7]. Ook grote deeltjes afvalmateriaal moeten vooraf worden gescheiden - door middel van zeven of op een andere manier.
Sedimentatiebekkens worden tegenwoordig op industriële schaal gebruikt in Duitsland, Nederland en België. Op die plaatsen kunnen grote hoeveelheden zand uit het gebaggerde materiaal worden gerecupereerd [Ref. 7].

Voordelen en beperkingen
Deze techniek is zowel technisch als ecologisch haalbaar [Ref. 5].

In sedimentatiebekkens wordt het volume aan verontreinigd materiaal verkleind. Het uiteindelijke volume van het verontreinigde restmateriaal bedraagt ongeveer 10 tot 50% van het originele aangevoerde volume - afhankelijk van de korrelgrootteverdeling van het sediment en de scheidingsefficiëntie van de installatie [Ref. 7].
Deze techniek heeft echter wel het nadeel dat er sprake is van een relatief grote overgangszone, waar het zand en het fijne sediment niet voldoende wordt gescheiden.
In sedimentatiebekkens bedraagt de scheidingsefficiëntie ongeveer 60 % [Ref. 19]. Dit betekent dat slechts 60% van de zandfractie wordt gerecupereerd en dat ook een aanzienlijke hoeveelheid slibdeeltjes in het zand achterblijven. Bovendien is het zand in een sedimentatiebekken niet homogeen en kan het nog altijd verontreinigingen bevatten (vooral verder weg van de plaats waar het materiaal wordt ingevoerd), zodat het zand nadien nog moet worden bewerkt voordat het opnieuw kan worden gebruikt. En zelfs dan nog zijn er slechts weinig opties voor het hergebruik van de gescheiden zandfracties.



Figuur 14: Schematische weergave van een sedimentatiebekken [Ref.10]

Maatschappelijke aspecten
De locatie van de saneringsinstallatie moet goed worden gekozen en er moet daarover met omwonenden worden gecommuniceerd - hoewel de activiteiten zelden onaangename geuren verspreiden. Gebaggerd materiaal is meestal namelijk al in contact gekomen met zuurstof tijdens het transport, waardoor het risico op vervelende geuren op de site van de scheidingsbekkens bijzonder klein is.
Onder de sedimentatiebekkens kan bodembescherming worden aangebracht, zodat verontreinigende stoffen zich niet verder kunnen verspreiden of lekken in het grondwater en de omgeving en op die manier eventuele milieueffecten zoveel mogelijk kunnen worden beperkt.

Kosten
De kosten worden geschat op € 3,- tot 11,-/m^3 in situ, afhankelijk van de techniek, de omvang en de omstandigheden ter plaatse. In deze bedragen zijn geen kosten voor transport, extra behandeling of verwijderen van resten inbegrepen [Ref. 4].

Nieuwste technieken/ervaring
Toegepast op industriële schaal.

Casus

Zandscheider - Sint Joris-Beernem - België [Ref. 19]	
Projectteam	De Vlaamse Waterweg nv
Duur van het project	2001-2008
Klant	-
Schaalgrootte	Grootschalig
Verontreinigende stoffen	Minerale olie, PAK's en de meeste zware metalen
Oplossing	Sedimentatiebekkens
Kosten	€ 3/m^3 (kosten voor constructie)

Saneringsdoelstelling, aanpak en resultaten

Op deze locatie vond eerst een zandscheiding plaats en vervolgens werd de fijne bezinkselfractie in een lagune behandeld. De bezinkselfractie (ongeveer 50%) werd na de ontwatering verwijderd. Tot 2007 bestonden geen geschikte hergebruiksopties voor het schone zand.

Het zand is niet homogeen en bevat nog steeds een relatief grote fractie < 63 µm, die waarschijnlijk extra zal moeten worden behandeld voordat het eindproduct in de bouwsector kan worden gebruikt. Het meeste zand heeft een korrelgrootte van 63 µm tot 0,25 mm, terwijl meer dan 50% van het zand een korrelgrootte van < 0,125 mm heeft. Het is daarom fijn zand dat zonder extra behandeling alleen geschikt was als vulzand.

De kosten voor de bouw van een grootschalige zandscheider bedroegen € 3/m³ voor zes scheidingsbekkens en twee sedimentatiebekkens. De tijdelijke opslag van het materiaal in de bekkens kost € 1,2/m³ **in situ** en de uiteindelijke afvoerkosten bedragen € 2,2/m³.
De maximale capaciteit van deze faciliteit bedroeg in 2007 150.000 m^3 (~127.000 tds)/jaar.

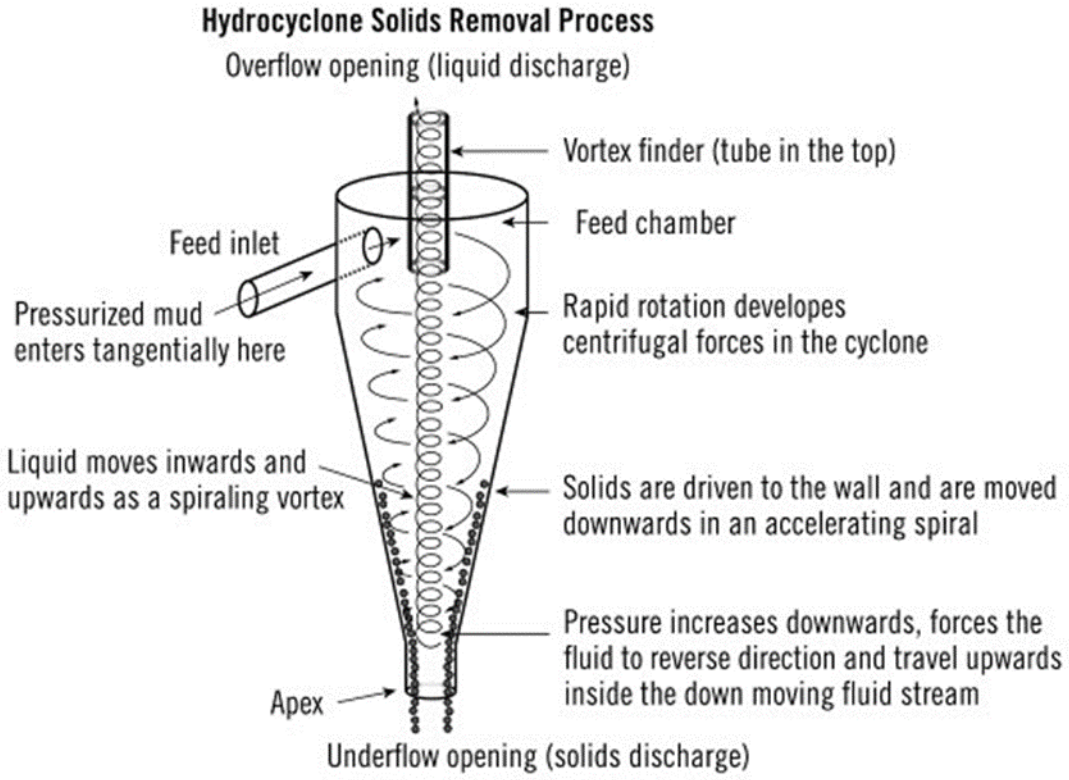
4.5.2 Mechanische scheiding

Beschrijving: Hydrocycloon
Een hydrocycloon is een conische, naar beneden toe taps gevormde cilinder met een inlaat voor gebaggerd materiaal onder een hoek van 90° vlakbij de bovenkant en twee uitlaten: één voor fijn materiaal aan de bovenkant en één voor zwaarder materiaal aan de onderkant. Zie hiervoor figuur 15.
De kracht van de 'invoerstroom' in combinatie met de vorm van de hydrocycloon wekt een middelpuntvliedende kracht op, die ervoor zorgt dat zwaardere deeltjes tegen de zijkanten van de cilinder worden geslingerd, waar ze worden meegevoerd door een naar beneden gerichte spiraalvormige stroom die zich ook langs de zijkanten van de cilinder heeft gevormd. Uiteindelijk voert die stroom de zwaardere deeltjes via de uitlaat aan de onderkant weg uit de hydrocycloon.
Intussen blijven de lichtere deeltjes drijven en komen deze uiteindelijk in het centrale gedeelte van de cilinder terecht, waar ze naar boven bewegen en de hydrocycloon via de uitlaat aan de bovenkant verlaten.
Hydrocyclonen worden op industriële schaal gebruikt in Duitsland, Nederland en België en in nog meer andere landen.

Voordelen en beperkingen
De belangrijkste beperking bij het gebruik van een hydrocycloon is het risico dat een deel van het sediment in de verkeerde uitlaat terechtkomt. Die hoeveelheid wordt uitgedrukt door de scheidingsefficiëntie. Bij zeer zanderig sediment bedraagt de efficiëntie ongeveer 90-95%. Bij matig zanderig sediment moeten extra aanpassingen aan de hydrocycloon worden uitgevoerd om dezelfde efficiëntie te bereiken. Dit brengt meestal ook hogere kosten met zich mee.
Voor de goede werking van de hydrocycloon moet het gehalte aan droge stof zeker 15 tot 25% bedragen én dient het materiaal als een constante en homogene stroom door de inlaat te worden aangevoerd. Dit laatste kan worden gerealiseerd door het materiaal te zeven en op te pompen voordat het in de cycloon wordt gebracht.

Afgezien daarvan is de ruimte die men voor mechanische scheiding nodig heeft, kleiner dan bij gravitaire scheiding. De installaties voor mechanische scheiding zijn tevens beschikbaar in verschillende maten, variërend van enkele centimeters tot één meter hoog - afhankelijk van de scheidingsdiameter (D50) van de hydrocycloon.
Aangezien dit een mechanisch systeem is dat constant van de nodige energie en water moet worden voorzien, liggen de verbruiksniveaus hoger, hoewel het behandelingswater meestal (gedeeltelijk) kan worden hergebruikt.

In de meeste gevallen zijn de milieueffecten minimaal en kunnen de eindproducten op een nuttige manier worden gebruikt. Er zijn geen vlokmiddelen nodig om de ontwatering van de zeer fijne fractie te verbeteren. Het is wel mogelijk dat de installatie op een vloeistofbestendige vloer moet worden gebouwd, zodat geen verontreinigende stoffen in het grondwater of de omgeving kunnen terechtkomen.



Figuur 15: Schematische weergave van een hydrocycloon [Ref. 35]

Maatschappelijke aspecten
De locatie van de saneringsinstallatie moet zorgvuldig worden gekozen en er moet daarover met de omwonenden worden gecommuniceerd.

Kosten
De kosten worden bepaald door de techniek, de omvang en de omstandigheden ter plaatse [Ref. 5].
In Nederland variëren de verwerkingskosten voor een hydrocycloon tussen € 5,- en € 30,-/tds (exclusief transportkosten of kosten voor extra behandeling of verwijdering van residu's).
In België werden kosten vermeld tussen € 30,- tot € 100,-/tds, op sites zoals De Bree Cleaning in Maldegem en Watco Ecotechniek in Grimbergen. In deze prijzen zijn de kosten voor ontwatering, transport en verwijdering inbegrepen [Ref. 7].

Nieuwste technieken/ervaring
Toegepast op industriële schaal.

Casus

METHA III hydrocycloon in Hamburg - Duitsland [Ref. 3], [Ref. 7] en [Ref. 20]	
Projectteam	Havenautoriteit van Hamburg
Duur van het project	1993 – heden
Schaalgrootte	Grootschalig
Verontreinigende stoffen	Minerale olie, PAK's en de meeste zware metalen
Oplossing	Hydrocycloonbehandeling en ontwatering
Kosten	€ 70.000.000,- (kosten voor constructie)

Saneringsdoelstelling, aanpak en resultaten

De METHA (MEchanical Treatment and Dewatering of HArbor-sediments) installatie in Hamburg scheidt gebaggerd materiaal in slib, fijn zand en zand en ontwatert het slib.

De installatie heeft een productiecapaciteit van ongeveer 1.000.000 m^3 **in situ** volume per jaar, met een gehalte aan slib en klei van 50% uitgedrukt in gewicht.

De eerste scheidingsfase wordt uitgevoerd bij een korrelgrootte van 63 µm. O.a. hydrocyclonen zorgen voor een schone zandfractie met een korrelgrootte van > 63 µm, waarin geen organisch materiaal meer zit. Het zand wordt door middel van een trilscherm ontwaterd.

Een deel van de slibfractie van de eerste scheidingsfase wordt in een tweede scheiding bij 20 µm behandeld. Met hydrocycloonscheiders en spiralen wordt een schone fijne zandfractie verkregen met een korrelgrootteverdeling van 20-150 µm, die volledig vrij is van organisch materiaal. Het fijne zand wordt door een vacuümbandfilter ontwaterd.

Hiermee kan een uiteindelijke scheidingsefficiëntie tot 90% worden gehaald.

De ontwatering van de slibfractie wordt op twee manieren gerealiseerd. Eén ontwateringslijn omvat een zeefbandpers en een hogedrukpers na het ontwateren. Het tweede ontwateringssysteem bestaat uit membraankamerpersen. De ontwatering heeft ten doel om een slibproduct te verkrijgen met een watergehalte van ongeveer 45 % (gewicht) en voldoende afschuifsterkte (cu > 25 kN/m^2). De totale hoeveelheid vlokmiddel die in dit ontwateringsproces wordt gebruikt, varieert tussen ongeveer 500 en 1.300 ppm, afhankelijk van het gehalte aan vaste stoffen en het type ontwateringstechnologie dat wordt ingezet.

Het overtollige water nodig voor het vervoer, de voorbehandeling en de afvoer van het gebaggerd materiaal, wordt behandeld in een behandelingsinstallatie die in twee fasen werkt met een capaciteit van 600 m^3 per uur. Vaste stoffen in suspensie (die meestal gebonden zijn aan de verontreinigingen) worden verwijderd tot concentraties onder 25 mg/kg.

Naast deze ontwateringsfase wordt het gebaggerde slib ook nog in ontwateringsvelden ontwaterd. Deze velden kunnen 2 tot 4 ha groot zijn en nemen in totaal een oppervlakte in van ongeveer 100 ha.

De kapitaalinvestering voor de installatie met inbegrip van alle technische apparatuur, techniek en de bovengrondse en ondergrondse constructie en de diepe fundering bedraagt € 70 miljoen.

De jaarlijkse bedrijfskosten komen in de buurt van € 6,5 miljoen.

De kosten per m^3 sediment **in situ** werden op basis van berekening vastgesteld op ongeveer € 15,- tot 20,-.

4.6 BEHANDELING

4.6.1 Inleiding

Na het baggeren/afgraven en/of ontwateren en scheiden van het sediment is vaak nog een extra behandelingsfase nodig om de milieueffecten zoveel mogelijk te beperken en de hergebruiksmogelijkheden van de verontreinigde sedimentfractie zoveel mogelijk te vergroten. De mate waarin sediment op een nuttige manier kan worden gerecycleerd, is grotendeels afhankelijk van de mate waarin de verontreinigende stoffen zijn verwijderd. De optimale behandeling is afhankelijk van de soort verontreiniging en de concentraties waarin ze voorkomen.
Als geen enkele behandelingsoptie beschikbaar is - wat tegenwoordig nog vaak het geval is - is berging van het materiaal in kwestie vaak nog de enige optie. Hergebruik van verontreinigd sediment wordt behalve door technische uitdagingen daarnaast ook nog gecompliceerd door wettelijke beperkingen in de regio waar de sanering wordt uitgevoerd. Het wettelijke kader in dit hoofdstuk concentreert zich op de situatie in Vlaanderen.

Als de verontreinigingsniveaus al bij het begin van de behandeling laag zijn, kan sediment onmiddellijk worden hergebruikt.

Voor een up-to-date overzicht van de opties voor het hergebruik van gebaggerd materiaal verwijzen we naar: Interreg project Using Sediments As a Resource (USAR) [Ref. 37]. Een van de projectpartners, IMT (Frans Instituut voor Mijnen en Telecommunicatie) in Lille Douai, ontwikkelt momenteel twee online informatietools waarmee het hergebruik van sediment kan worden gestimuleerd:
- WikiSed: Inventariscatalogus van toepassingen van sediment als (hup)bron en gebruiksbeperkingen;
- Operational Sediment Management System: ICT-tool voor waterbeheerders om businesscases op te stellen en beheerbeslissingen te nemen met betrekking tot de recyclage van sediment.

4.6.2 Direct hergebruik van (onbehandeld) sediment

Beschrijving
Sediment kan zonder een actieve behandelingsfase worden hergebruikt als het zo kan worden toegepast dat de in het sediment aanwezige verontreinigende stoffen geen risico vormen. De technische criteria voor het hergebruik van sediment worden bepaald door het soort hergebruik dat men voor ogen heeft. Meestal is ontwatering een noodzakelijke fase; zie hiervoor hoofdstuk 3.4 - Capping.

Naast de technische kwaliteiten van het sediment in kwestie, wordt het hergebruik zonder actieve inspanningen om verontreinigende stoffen te verwijderen, in Vlaanderen geregeld in het VLAREBO (2008) en VLAREMA (2012). De randvoorwaarden voor het hergebruik van bodem voor bouwprojecten worden in de bijlagen VI en VII van het VLAREBO opgenomen. Als gebruik binnen het VLAREBO-kader niet mogelijk is, kunnen de randvoorwaarden beschreven in bijlage 2.3.2 van het VLAREMA worden overwogen.

Het hergebruik van sediment mag nooit leiden tot:
- extra verontreiniging van het grondwater;
- een groter risico dan het risico dat afkomstig is van de reeds aanwezige bodem.

SedNet beschrijft in zijn publicatie van 2007 wettelijke kaders voor het nuttige hergebruik van sediment in Duitsland, Italië, Nederland, Noorwegen en Vlaanderen (België) [Ref. 5].

Voordelen en beperkingen
Aangezien hierbij geen sprake is van actieve behandeling, heeft deze saneringsmethode slechts weinig financiële en ecologische gevolgen.

Maatschappelijke aspecten
De verontreinigende stoffen worden niet verwijderd. Deze saneringstechniek wordt aanvaard als kan worden aangetoond dat de hergebruikte materialen geen risico's met zich brengen (m.a.w. voldoen aan bovengenoemde wetgeving).

Kosten
Onmiddellijk hergebruik van sediment is een goedkope manier om sediment te behandelen. De kosten zijn grotendeels afhankelijk van de mate van verontreiniging.

Nieuwste technieken/ervaring
Toegepast in proefprojecten.

Casussen

Lage Durme – België	
Projectteam	Witteveen+Bos Belgium nv
Duur van het project	2016 - nog niet voltooid
Klant	nv Waterwegen en Zeekanaal
Omgeving	Onbevaarbare waterloop
Schaalgrootte	7 km
Verontreinigende stoffen	Zware metalen, TPH, PAK's, PCB's en PFAS
Oplossing	Baggeren en hergebruik van gebaggerd sediment
Kosten	-

Beschrijving van de site

Binnen het kader van het Vlaamse SIGMAPLAN voor de Schelde, is Waterwegen en Zeekanaal van plan om de Potpolder IV te renoveren.

Het gebaggerde materiaal uit de Durme zal hierbij worden gebruikt als bouwmateriaal voor de aanleg van nieuwe dijken. Dit project is een proefproject dat binnen het Interreg 2 Seas-programma 'Using Sediments as A Resource' (USAR) valt.

Het ongeveer 7 km lange traject is gelegen tussen de brug van Waasmunster (N446) en de dam in Lokeren.

Beschrijving van de verontreinigende stoffen

In het sediment werden verhoogde niveaus van zware metalen, TPH, PAK's, PCB's en PFAS gemeten. Van de 260.000 in situ m³ sediment dat moet worden gebaggerd, is in totaal ongeveer 26,000 in situ m³ niet geschikt voor direct hergebruik, te oordelen naar de meetwaarden voor TPH en zware metalen. Dit sediment moet worden gezuiverd.

Saneringsdoelstelling en aanpak

Een deel van het project bestaat uit de evaluatie van verschillende verwerkingsopties.

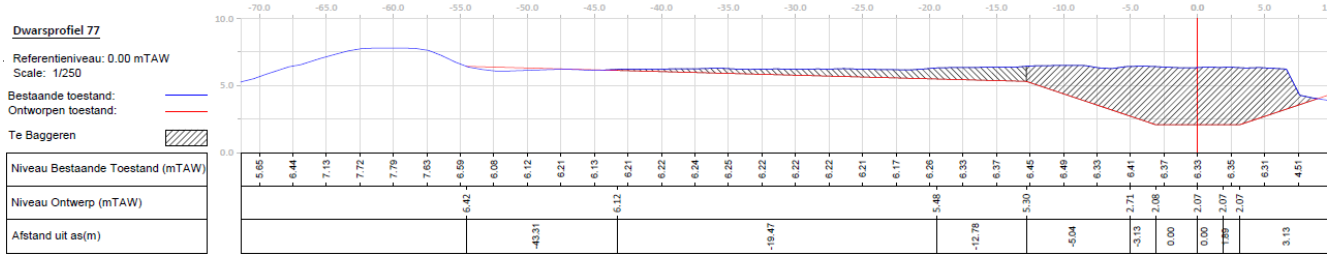
De dikte van het sediment varieert van 0,5 m tot maximaal ongeveer 4 m. Het sediment van de Durme is zowel slibachtig als zandachtig. Op basis van de geotechnische eigenschappen werd een evaluatie uitgevoerd om na te gaan of zandscheiding nodig zou zijn en welke hoeveelheden additieven nodig waren om het sediment in de dijken te gebruiken.

Bij de keuze van de saneringstechniek houdt men ook rekening met het feit dat de Durme een getijdenrivier is, met een dagelijks waterniveauverschil van ongeveer 3 m tussen hoogtij en laagtij. Daarnaast houdt men rekening met de optimale diepte voor het waterdraagvermogen en de ecologische functie van de waterloop.

Wegens de moerassige omgeving kunnen de graafwerken aan de Durme niet tijdens de wintermaanden worden uitgevoerd.

Doordat het sediment vlak naast de baggerzone wordt hergebruikt, hoeft het ook niet naar een externe verwerker te worden vervoerd, waardoor de milieueffecten kunnen worden beperkt.

Lage Durme – België



Vlassenbroek – België	
Projectteam	JV Jan De Nul nv -Envisan nv
Duur van het project	2012-2013
Klant	nv Waterwegen en Zeekanaal
Omgeving	Bevaarbaar kanaal
Schaalgrootte	Ongeveer 6 km
Oplossing	Baggeren en hergebruik van gebaggerd sediment
Kosten	€ 4.061.999

Beschrijving van de site

Dit project betreft de aanleg van een dijk in Vlassenbroek, als onderdeel van de aanleg van een gecontroleerd overstromingsgebied. De dijk zal worden gebouw met behulp van bewerkt sediment uit de Schelde tussen Melle en Gentbrugge (95.000 m^3).

Deze techniek werd geotechnisch geanalyseerd en gedetailleerd gemodelleerd. Intussen werden 20 verschillende soorten additieven in verschillende concentraties in het laboratorium getest. Er werden ook proefstudies uitgevoerd met een selectie additieven.

Op basis van de resultaten van die studies werd een definitief ontwerp opgesteld en vervolgens door een onafhankelijke consultant geverifieerd.

Saneringsdoelstelling en aanpak

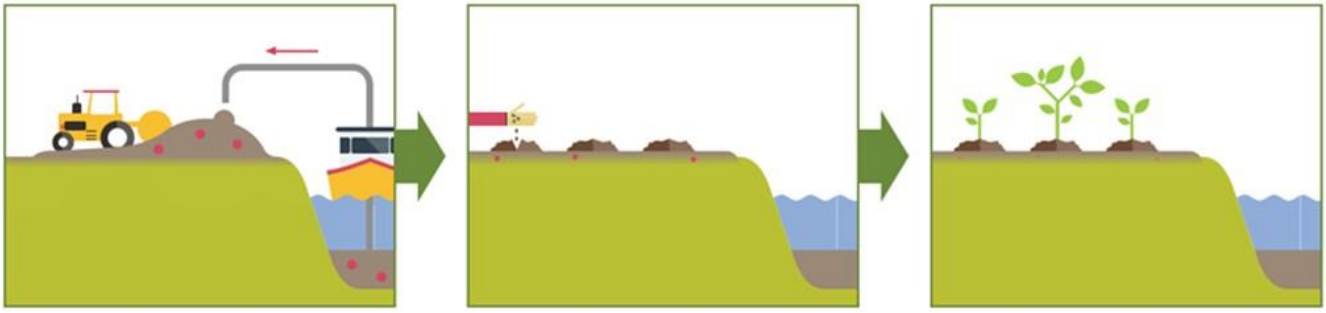
Het sediment werd met binnenschepen naar Vlassenbroek vervoerd en met behulp van een ingenieus systeem van betonpompen aan land gebracht. De additieven werden ter plaatse toegevoegd voordat het sediment in het (800 m lange) dijkprofiel werd gegoten.

4.6.3 Passieve of extensieve landfarming

Beschrijving
Het verontreinigde sediment wordt naar een landfarmingsite vervoerd, waar het in het bodemoppervlak wordt ingewerkt en periodiek omgedraaid (bewerkt), zodat het mengsel kan worden verlucht. Door aerobe bodemomstandigheden te creëren door verluchting en de toevoeging van voedingsmiddelen, wordt de biologische afbraak van (gemakkelijk) afbreekbare verontreinigende stoffen gestimuleerd. Verluchting is een essentiële factor voor geslaagde landfarming en werkt best bij sediment met een laag kleigehalte en een hoge doordringbaarheid, maar is ook geschikt voor gebruik bij de behandeling van bodems met lage doorlaatbaarheid. Het watergehalte moet daarom worden beperkt, zodat een geschikte bodemstructuur kan worden ontwikkeld. Ontwatering en ontwikkeling van een geschikte bodemstructuur (rijpen) kan met de behandeling van het sediment worden gecombineerd.

Aangezien bij passieve of extensieve landfarming zeer lange behandelingstijden en heel wat ruimte nodig zijn, moeten gunstige toepassingen worden gevonden. De oppervlakte die door de behandelingsvoorzieningen wordt ingenomen, kan bijvoorbeeld ook voor energieproductie (op basis van biomassa) worden gebruikt.

In figuur 16 worden de typische indeling en werking van landfarmingsites geïllustreerd. Op de eerste afbeelding wordt nieuw gebaggerd sediment op de landfarminglocatie gespreid, waarna het wordt verlucht. Het sediment zal worden gebruikt als een substraat om planten (bijvoorbeeld wilgen) te kweken. Op de laatste afbeelding groeien de planten, terwijl ook de bodem rijpt.



Figuur 16: Landfarming [Ref. 43]

Voordelen en beperkingen
Aangezien de maximale dikte van het te behandelen materiaal ongeveer 1 m bedraagt, hebben de behandelingsinstallaties heel wat ruimte nodig. Het energieverbruik van passieve landfarming is vergelijkbaar met dat van normale landbouwactiviteiten.
Passieve landfarming kan bijna schone bodems opleveren op voorwaarde dat daarvoor voldoende lange behandelingsperioden (jaren) en gunstige aerobe omstandigheden beschikbaar zijn. De behandelingsperioden zijn in hoge mate afhankelijk van het soort verontreinigende stoffen en de vereiste saneringsgraad.

Tijdens de landfarming kunnen hoge afbraakpercentages van biologische verontreinigingen worden verkregen. Zware metalen kunnen worden gesaneerd door immobilisatiemiddelen toe te voegen of door fytoremediatie.

Landfarming wordt al lang toegepast. Het kweken van biomassa voor energieproductie wordt in Nederland en België toegepast. Hoewel gekweekte wilgen slechts weinig winst opleveren, kan een positief effect van die planten op het ontwateringsproces worden aangetoond. Bovendien worden wilgen gekenmerkt door een hoge metaaltolerantie en accumulatie.

Maatschappelijke aspecten
Wegens de behoefte aan grote oppervlakken moet hiervoor een voldoende groot maatschappelijk draagvlak worden gezocht.

Kosten
De kosten voor landfarming bedragen € 20/m^3 [Ref. 5]. Aangezien de kosten voor de grond hierin een zeer grote rol spelen, is het belangrijk om op zoek te gaan naar grond die voor meerdere doeleinden inzetbaar is (creëren van biomassa, ontwikkeling van de natuur).

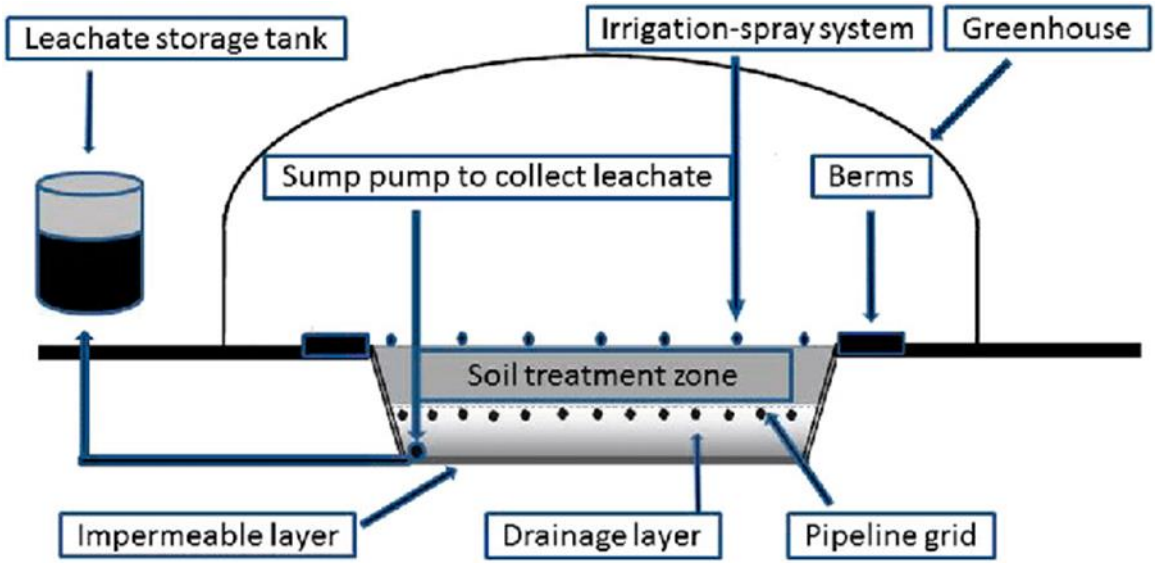
Nieuwste technieken/ervaring
Enkel proefprojecten.

Casus
O.a. de SALIMAT techniek van Jan de Nul/Envisan. Voor deze techniek werden de wilgen in het gebaggerde sediment geplant met behulp van matten van aan elkaar verbonden wilgenstaven (SALIMAT). Dit bleek een relatief goedkope en doeltreffende planttechniek te zijn voor grote oppervlakten nat substraat en leidde tot een snelle groei met een hoge dichtheid en een biomassaproductie voor meer dan 4 jaar. De ontwikkeling van wilgen was minder geslaagd op delen van het terrein met een zandfractie van 60% [Ref. 38]. Voor andere casussen zie SedNet [Ref. 5].

4.6.4 Biologische behandeling – Intensieve landfarming

Beschrijving
Deze techniek wordt toegepast om bodems te saneren die verontreinigd zijn met biologisch afbreekbare verontreinigende stoffen. Hierbij worden een aerobe bodem en andere gunstige voorwaarden gecreëerd d.m.v. verluchting en de toevoeging van voedingsstoffen om de biologische afbraak van verontreinigingen te stimuleren. Verluchting is een essentiële factor voor een geslaagde biologische behandeling en werkt het beste bij sediment met een laag kleigehalte, maar is ook geschikt voor de behandeling van bodems met een lage doorlaatbaarheid. Het watergehalte moet daarom vóór de behandeling worden beperkt, zodat een geschikte bodemstructuur kan worden ontwikkeld.

Alle processen worden geoptimaliseerd met de bedoeling om de residuconcentratie zo snel mogelijk te bereiken. Voedingsstoffen en - belangrijker nog - zuurstof worden toegevoegd via drains of d.m.v. vermenging. Een mogelijke infrastructuurindeling voor intensieve landfarming wordt weergegeven in figuur 17. Om het sediment te behandelen op de manier die in de afbeelding wordt getoond, in de vorm van een biopile/geforceerde verluchting, moet het sediment vooraf worden ontwaterd (zie hoofdstuk 4.4 - Ontwatering).



Figuur 17: Intensieve landfarmingindeling [Ref. 39]

Biologische behandeling is een vaak toegepaste techniek. In Vlaanderen wordt een kader voor de (biologische) reiniging van bodems beschreven in 'Code van goede praktijk voor grondreinigingscentra' [Ref. 40].

Voordelen en beperkingen
Biologische behandeling is een bekende en betaalbare techniek om bodems te reinigen. Deze techniek kan echter alleen worden toegepast op gemakkelijk afbreekbaar organisch materiaal. Oliefracties met lange kettinglengten, PCB’s en PAK's kunnen hiermee niet worden behandeld. Bovendien verandert deze behandeling niets aan de concentratie van zware metalen.

Biologische behandeling kan 1 tot 2 jaar duren. Aangezien de maximale dikte van het behandelde materiaal beperkt is, hebben de behandelingsinstallaties heel wat ruimte nodig. Wanneer bij de behandeling de temperaturen ook voldoende hoog moeten blijven, zorgt dit tijdens de wintermaanden voor veel energieverbruik. Ook voor de noodzakelijke verluchting zal veel energie moeten worden verbruikt.

Maatschappelijke aspecten
Wegens de behoefte aan grote oppervlakken moet hiervoor een voldoende groot maatschappelijk draagvlak worden gezocht.

Kosten
De kosten voor biologische behandeling bedragen € 20/m^3 [Ref. 5].

Onlangs werden bioreactoren ontwikkeld die sediment kunnen behandelen dat niet vooraf moet worden ontwaterd. Proefprojecten leverden een behoorlijk bewerkingsresultaat op, maar wegens de kostprijs voor deze behandeling werden nog geen grootschalige toepassingen ontwikkeld.

Nieuwste technieken/ervaring
Heel wat ervaring met de behandeling van verontreinigde bodems, maar de behandeling van verontreinigd sediment gebeurt alleen in het kader van proefprojecten.

Casussen
Zie SedNet [Ref. 5] en de 'Code van goede praktijk voor grondreinigingscentra' [Ref. 40].

4.6.5 Washing Extraction: voorbeeld BioGenesis

Beschrijving
Fysische/chemische behandeling is een voldoende bewezen techniek voor de behandeling van verontreinigde bodems. Daarbij wordt de bodem 'gewassen' met capillair-actieve stoffen en chelaatmiddelen. Op die manier kunnen zowel organische als anorganische verontreinigende stoffen worden verwijderd. Aangezien de verontreiniging zich concentreert in de fijne fractie van de bodem en in het organische materiaal, moet de restfractie verder worden behandeld of naar een stort vervoerd. Dat is de reden waarom deze techniek niet kan worden toegepast op bodems met organisch materiaal en fijne fractieconcentraties van meer dan 40 %.

Het kader voor de (fysicochemische) reiniging van bodems is beschreven in de 'Code van goede praktijk voor grondreinigingscentra' [Ref. 40].

Hoewel de fysicochemische behandeling van bodems een wijdverbreide saneringstechniek is, is het mogelijk dat ze niet bruikbaar is voor sediment omdat daarvoor de nodige opslagmogelijkheden ontbreken. Het is mogelijk dat er specifieke ontvangstvoorzieningen voor sediment beschikbaar moeten zijn om sediment met een hoog watergehalte op te slaan. Momenteel is een ontwateringsfase nodig voordat met de behandeling kan worden begonnen.
Een voorbeeld van een fysicochemische behandeling die zich richt op de behandeling van sediment is het 'BioGenesis Sediment Washing Process', dat op dezelfde principes als de bodembehandelingsinstallaties is gebaseerd [Ref. 41]. De mate waarin de verontreinig afneemt, is afhankelijk van de sedimentmatrix en het organische koolstofgehalte (fijne fractie) en de concentratie en het soort verontreinigende stof. In het BioGenesis-project konden verwijderingspercentages van 60-80% voor fijne materialen worden genoteerd. De verwijderingspercentages voor grover materiaal liggen hoger [Ref. 5].

Voordelen en beperkingen
Fysicochemische behandeling is een bekende en betaalbare techniek om bodems te reinigen. Het is mogelijk dat er aanpassingen moeten worden uitgevoerd om deze behandelingstechniek op sediment toe te passen. De toepassing van deze methode wordt beperkt door het gehalte aan organisch materiaal en fijne fractie, dat meestal veel hoger ligt in sediment dan in bodem.

Maatschappelijke aspecten
Het verwerkingssysteem is een gesloten systeem, waardoor er geen emissies zijn. Het watergebruik ligt ongeveer 2-3 keer hoger dan de hoeveelheid gewassen sediment. Het proces levert gunstige eindproducten op.

Kosten
De kosten zijn afhankelijk van de grootte van de installatie: voor 300.000 meters^3 per jaar bedragen de kosten ongeveer € 55-80/m^3, terwijl een volume van 50.000 m^3 per jaar € 90-130/m^3 kost.

In het BioGenesis-project bedraagt de energiekost 600-800 kW om 20 m^3 sediment per uur te reinigen.

Nieuwste technieken/ervaring
Proefproject.

Casussen
BioGenesis [Ref. 41] en Code van goede praktijk voor grondreinigingscentra [Ref. 40].

4.6.6 Thermische behandeling

Beschrijving
Klassieke thermische behandeling bestaat uit thermische desorptie. Het te behandelen materiaal wordt verhit tot een temperatuur van 600°C. Aangezien materiaal met een hoog watergehalte moeilijk te behandelen is, moet het eerst worden ontwaterd. Het watergehalte van het materiaal moet minder dan 30% zijn. Zelfs met een laag watergehalte is het behandelingsproces zeer energie-intensief. Afhankelijk van de temperatuur kunnen thermische processen organische verontreinigingen vernietigen of uiteen doen vallen. De concentratie van anorganische verontreinigingen kan alleen worden verlaagd door volatilisatie uit het sediment (dit geldt vooral voor vluchtige metalen).

Naast thermische desorptie vermeldt de SedNet-publicatie [Ref. 5] ook een aantal thermische saneringstechnieken die verontreinigd sediment in productieprocessen gebruiken en zo het sediment hergebruiken. Deze behandeling leidt tot een thermische immobilisatie van de verontreiniging in het sediment.
Voorbeelden hiervan zijn de productie van bakstenen, lichtgewicht aggregaten, kunstbasalt en de productie van cement (zie figuur 18). Een aantal van deze projecten bleek succesvol.
Gebaggerd materiaal wordt op deze manier nuttig hergebruikt, in plaats van geborgen. Bovendien bespaart men grondstoffen door het gebruik van secundaire materialen.

Algemeen gesteld waren deze saneringstechnieken echter niet haalbaar op een grotere schaal - en dan voornamelijk wegens de kosten (natuurlijke bronnen zijn vaak goedkoper).

Figuur 18: Thermische immobilisatie in combinatie met de productie van bakstenen of lichtgewicht aggregaten [Ref. 23]

Voordelen en beperkingen
Deze methode kan bodems (en dus ook ontwaterd sediment) behandelen voor een hele reeks organische verontreinigende stoffen in hoge concentraties. Typische beperkende factoren zijn de aanwezigheid van asbest, kwik (en andere zware metalen) en sulfaten in de bodem, die niet kunnen worden behandeld.
Deze saneringstechniek is duurder dan een biologische en fysicochemische behandeling.

Maatschappelijke aspecten
Deze saneringstechniek wordt gekenmerkt door een hoog energieverbruik. Bovendien moeten de emissies aan de milieunormen beantwoorden.
Daarnaast is er momenteel geen vraag naar materiaal dat gemaakt is van thermisch behandeld verontreinigd sediment.

Kosten
Voor de productie van bakstenen of lichtgewicht aggregaten in Noord-Duitsland werd een kostprijs berekend tussen €15-30/m³ in situ (exclusief de kosten voor de voorbehandeling en onder de volgende voorwaarden: behandeling van ongeveer 200.000 m³ ontwaterd sediment, een investering van € 35.000.000, 20 jaar waardevermindering en een prijs van de bakstenen op de detailmarkt die 10% lager ligt dan de gebruikelijke marktprijs) [Ref. 5].

Deze prijzen zijn vergelijkbaar met de bergingskosten die in hetzelfde gebied worden gehanteerd, wat het hergebruik van dit materiaal niet bepaald bevordert.

Nieuwste technieken/ervaring
Deze saneringstechniek wordt in Nederland, België en Duitsland in een commerciële omgeving toegepast. Het kader voor de (thermische) reiniging van bodems beschreven in de 'Code van goede praktijk voor grondreinigingscentra' [Ref. 40]. De productie van bakstenen, lichtgewicht aggregaten enz. van thermisch behandeld sediment bleek nog niet leefbaar op grote schaal - voornamelijk wegens de kosten.

Casussen
Zie SedNet [Ref. 5].

4.7 BERGING

Als laatste fase in de behandelingsketen kan sediment of sedimentfracties in vergunde stortplaatsen worden geborgen.

4.7.1 Besloten berging op het land

Beschrijving
Berging wordt beschouwd als een laatste mogelijke oplossing wanneer hergebruik of een andere behandeling van het sediment niet mogelijk is. Het bergen van verontreinigd sediment aan land wordt altijd uitgevoerd boven het grondwaterpeil. Vaak is de berging door een dijk omringd of vindt de berging ondergronds plaats.

Om sediment stabiel te kunnen bergen, moet het sediment eerst worden ontwaterd. Het bergingsterrein moet ook zo worden aangelegd, dat er geen emissies mogelijk zijn via de lucht of via het grondwater door uitloging. Dit betekent dat deze terreinen zowel aan de onderkant als aan de bovenkant moeten worden afgesloten. Tijdens het bergen worden de lagen met verontreinigd sediment afgewisseld met zandlagen die voorzien zijn van een afvoersysteem dat percolaat of afvloeiingswater opvangt en behandelt. Alle emissies moeten tevens worden gemonitord.

In Vlaanderen worden de acceptatiecriteria van bergingsterreinen geregeld in het VLAREM II. Het is mogelijk dat voor een bergingsterrein niet alleen deze algemene voorschriften moeten worden nageleefd, maar ook eventuele beperkingen gelden voor bepaalde materialen. Acceptatie op een bepaald bergingsterrein is afhankelijk van de goedkeuring van het plaatselijke management, dat controleert of het sediment aan haar specifieke acceptatiecriteria voldoet.

Voordelen en beperkingen
Op het eerste gezicht lijkt bergen een gemakkelijke en soms goedkope manier om verontreinigd sediment te verwijderen. Toch wordt dit als de laatste mogelijke oplossing beschouwd, aangezien het materiaal verontreinigd blijft en het 'probleem' enkel wordt verplaatst.

Maatschappelijke aspecten
Bergingsterreinen kunnen zelden op veel sympathie van het publiek rekenen en krijgen vaak te maken met het NIMBY-effect (Not In My Back Yard), waardoor locaties hiervoor zorgvuldig moeten worden gekozen en waardoor duidelijk moet worden gecommuniceerd over eventuele wijzigingen in vergunningen en het gebruik van de berging.

Kosten
De kosten voor bergen op zich bedragen € 10-75/m^3 in situ, inclusief de monitoring op lange termijn. Maar, berging vormt meestal de laatste stap in een langer proces, waarbij het totaalplaatje duur kan uitvallen.

Nieuwste technieken/ervaring
Aangezien niet al het sediment kan worden behandeld of hergebruikt, zijn bergingsterreinen wijdverbreid en worden ze ook op industriële schaal gebruikt.

Casussen
In Vlaanderen en in het buitenland bestaan verschillende afvalbergingsinstallaties. De toepasbaarheid is vooral afhankelijk van de acceptatiecriteria.

4.7.2 Besloten berging onder (en op) het water

In theorie kunnen in besloten bergingen onder water alle soorten verontreinigd materiaal worden aanvaard - zelfs als het niet eerst werd ontwaterd. Hiervoor moet echter heel wat ruimte worden voorzien in bijvoorbeeld brede waterwegen vlakbij de kust of in grote deltagebieden verder landinwaarts. Het bergen van vervuild sediment onder water wordt wereldwijd op grote schaal toegepast, waarbij sommige bergingslocaties zelfs een capaciteit hebben van 100.000.000 m^3 [Ref. 5].
In Vlaanderen worden echter geen licenties meer uitgereikt voor nieuwe locaties. Bestaande opslagcellen in de haven van Antwerpen bijvoorbeeld worden wel nog altijd gebruikt als tijdelijke oplossingen in afwachting van meer permanente behandelingsopties op het vasteland.

5 REFERENTIES

1 Interreg project - Sulllied Sediments: https://northsearegion.eu/sullied-sediments/
2 OVAM, 2018, Workshop verontreinigde waterbodems en oever, presentatie studiedag.
3 OVAM, onderzoek- en saneringstraject, https://www.ovam.be/onderzoek-en-saneringstraject
4 ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council), 2014, Contaminated Sediments Remediation, CS-2. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Contaminated Sediments Team, https://www.itrcweb.org/contseds_remedy-selection/
5 SedNet, 2007, Sustainable Management of Sediment Resources, Vol. 2, Sediment and Dredged Material Treatment, edited by G. Bortone and L. Palumbo , Elsevier.
6 United States Environmental Protection Agency (EPA, Region 10), Duwamish Proposed Clean-up Plan.
7 L. Goovaerts, D. Huybrechts en K. Vrancken, 2007, Beste Beschikbare Technieken (BBT) voor verwerkingscentra van bagger- en ruimingsspecie, Gent, Academia Press.
8 Chr. P. De Meyer, R. H. Charlier & B. Malherbe, 1995, In situ microbiological treatment of sediments with ABR-CIS™ system, International Journal of Environmental Studies, 47:1, 27-36, DOI: 10.1080/ 00207239508710940.
9 Hayward Baker, geotechnical construction techniques: https://www.haywardbaker.com/solutions/techniques
10 AKWA, Zandscheiding met Sedimentatiebekkens, factsheet 99.011.
11 AKWA, 2000, Verwerking van baggerspecie: basisdocument voor besluitvorming, rapportnummer 00.006
12 EPRI, 2007, Handbook of Remedial Engineering for MGP Sites with Contaminated Sediments, Palo Alto, California, 1012592.
13 Battelle Columbus for U.S. Environmental Protection Agency National Risk, 2014, Technical resource document on monitored natural recovery, OH 43201 Management Research Laboratory Contract No. EP-W-09-024 Work Assignment 4-07, EPA/600/R-14/083.
14 T.S. Bridges, S. Ells, et al., 2008, The Four Rs of Environmental Dredging: Resuspension, Release, Residual, and Risk, Dredging Operations and Environmental Research Program, U.S. Army Corps of Engineers, ERDC/EL TR-08-4.
15 M.R. Palermo, P.R. Schroeder, et al, 2008, Technical Guidelines for Environmental Dredging of Contaminated Sediments, Environmental Laboratory, U.S. Army Corps of Engineers, ERDC/EL TR-08-29.
16 J. Schoelynck, A. Herremans, et al., 2012, Uitvoering van studie met betrekking tot phytoremediatie en een modellering van sedimenttransport en oppervlaktewater in en rond het gebied ‘Bankei’ te Balen, Universiteit Antwerpen, Antwerpen.
17 J. Jersak, G. Göransson, et al., 2016, In situ capping of contaminated sediments; Sediment remediation technologies: A general overview, SGI Publication 30-3E.
18 P. Nielsen, M. Quaghebeur, et al., 2003, Beheer van slib: VITO in opdracht van KINT.
19 P. Nielsen, 2007, Inzet van bagger- en ruimingsspecie ter vervanging van primaire grondstoffen in Vlaanderen, VITO, Studie uitgevoerd in opdracht van ALBON, 2007/MAT/R/035.

20 H-D. Detzner, A. Netzband and R. Knies, 2004, Dredged Material Management in Hamburg, Terra et Aqua – Number 96.
21 Bio2clean, http://www.bio2clean.be/
22 Envisan - Jan de Nul (casestudy's, projectervaring).
23 DEC - DEME (casestudy's, projectervaring).
24 Ghent Dredging (casestudy's, projectervaring).
25 Deltares (casestudy's, projectervaring).
26 Hi-Sea dredge, http://www.hiseadredge.com/
27 J. Brils, 2004. The SedNet Strategy Paper – The opinion of SedNet on environmentally, socially and economically viable sediment management.
28 Antea Belgium NV, 2018, Begrippenlijst ikv (milieuhygiënisch) waterbodemonderzoek en -sanering, 230316 20180921.docx/g.
29 OVAM, waterbodems binnen het Bodemdecreet, https://www.ovam.be/specifieke-regeling-voor-waterbodems-binnen-het-bodemdecreet
30 Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA), 1997, Final Report: Development Program for Treatment Processes for Contaminated Sediments, Stage II (1992-1996), ISBN 90 369 50 97X.
31 J. Guo, M. Tom and L. Chan, 2004, In Situ Sediment Treatment In Hong Kong, 10.13140/RG.2.2.22612.86405.
32 Hyder Consulting Ltd, 2006, Literature Review on the Handling and Treatment Methods for Contaminated Sediment (Environmental Impact Assessment Report - Relocation of Yiu Lian Floating Dock No. 3: Appendix 3A).
33 OVAM, 2019, Fytoremediatie - Code van goede praktijk.
34 EPA (United States Environmental Protection Agency), 2012, A citizen’s guide to Phytoremediation
35 Dachuan Machinery - Solids Control Equipments Manufacturer, http://www.shaleshakerdc.com/working-process-of-mud-cleaner/
36 J. Harrington & G. Smith, Guidance on the Beneficial Use of Dredge Material in Ireland, 2013, School of Building & Civil Engineering - Cork Institute of Technology.
37 Using Sediments As a Resource (USAR), Sediment Recycling Strategy, Interreg 2 Seas project: https://www.schielandendekrimpenerwaard.nl/media/documenten/2019/SedimentRecyclingStrategy.pdf
38 P. Vervaeke, et al., 2001, Dredged sediment as a substrate for biomass production of willow trees established using the SALIMAT technique.
39 B. Lukic, et al., 2017, A review on the efficiency of landfarming integrated with composting as a soil remediation treatment.
40 OVAM, 2009, Code van goede praktijk voor grondreinigingscentra, D/2009/5024/30.
41 BioGenesis Washing BGW, 2009, Demonstration Testing And Full-scale Operation of the Biogenesissm Sediment Decontamination Process.
42 OVAM, 2012, Code van goede praktijk voor oriënterend bodemonderzoek, beschrijvend bodemonderzoek en risicoanalyse voor asbestverontreiniging, D/2012/5024/57.
43 OVAM.

6 BIJLAGE 1: VERKLARENDE WOORDENLIJST EN LIJST VAN AFKORTINGEN

Verklarende woordenlijst van termen met betrekking tot sedimentsanering en lijst van afkortingen	
Actief sediment	Top van de sedimentlaag waarin processen plaatsvinden in uitwisseling met het oppervlaktewater
Baggerspecie	Bodemmateriaal dat afkomstig is van het verdiepen, verbreden of onderhouden van bevaarbare waterlopen die behoren tot het openbare hydrografische net, of van de aanleg van nieuwe waterinfrastructuur, met inbegrip van kanalen, havens en dokken…
BBO	Beschrijvend BodemOnderzoek
Bedding	Een rivier of een beek stroomt in haar bedding
Bentonietslib	Mengsel van uitgegraven bodem en bentoniet dat afkomstig is van toepassingen bij grond- en putboringen en grondwerken. Een mengsel van uitgegraven aarde en bentoniet dat in bouw-, boor- en graafwerken wordt gebruikt
Bevaarbare waterwegen	De waterlopen opgenomen in het Koninklijk Besluit van 5 oktober 1992 tot vaststelling van de lijst van de waterwegen en hun aanhorigheden, overgedragen van de Staat aan het Vlaamse Gewest
BHD	Backhoe Dredger (graaflaadcombinatie waarmee wordt gebaggerd)
BLD	Bucket Ladder Dredger (emmerbaggermolen)
BOS	Beslissingsondersteunend systeem
BSP	BodemSaneringsProject
BSW	BodemSaneringsWerken
CIW	Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid
CSD	Cutter Suction Dredger (snijkopzuiger)
ds	Droge stof
ECOS	Environmental Council of the States
ERIS	Environmental Research Institute of the States
Grondbrij	Bodemmateriaal dat afkomstig is van het triëren en het wassen van gewassen uit de volle grond
IPPC-bedrijven	Bedrijven met Integrated Contamination Prevention and Control.
ITRC	Interstate Technology & Regulatory Council
Kanaal	Een aangelegde waterloop/waterweg

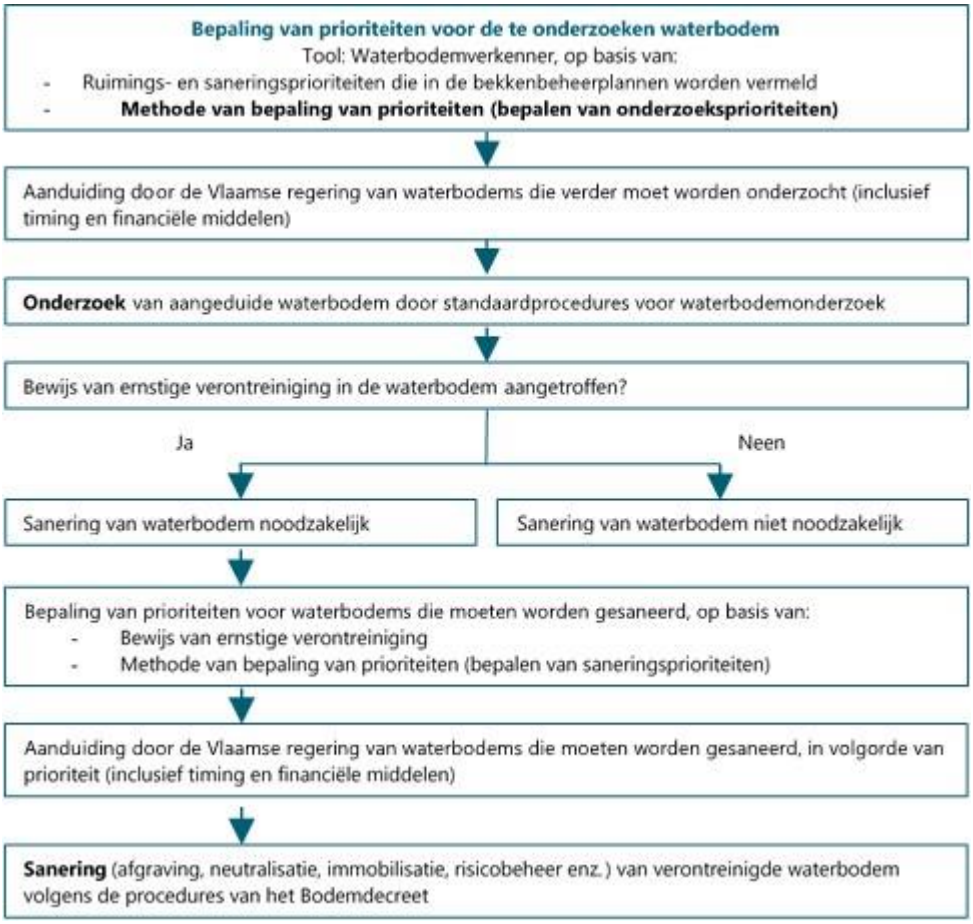
Verklarende woordenlijst van termen met betrekking tot sedimentsanering en lijst van afkortingen	
Kruin van een talud	De bovenste rand van het talud, zijnde het knikpunt waar het schuine talud eindigt en het horizontale deel van de omgeving landinwaarts begint
Lineaire waterwegen	Oppervlaktewater waarvan de lengte aanzienlijk groter is dan de breedte (grachten, stromen, rivieren, kanalen enz.)
NAPL	Niet-waterige fase vloeistoffen (verontreinigende stoffen in de vorm van hydrofobe vloeibare oplossingen)
Niet-lineaire wateroppervlakken	Oppervlaktewateren waarvan de lengte niet beduidend groter is dan de breedte (vijvers, meren, wachtbekkens, spaarbekkens, havens, dokken enz.)
NIMBY	Not In My Backyard
OBO	Oriënterend BodemOnderzoek
Oever	Landstrook vanaf de kruin van de berm en verder landinwaarts over een arbitrair vastgelegde breedte
Onbevaarbare waterlopen	De waterlopen die door de regering niet in het KB van 5 oktober 1992 zijn opgenomen (niet als bevaarbare waterlopen worden gerangschikt) vanaf hun punt van oorsprong of van klassering, namelijk vanaf het punt waarop zij een deelbekken van meer dan 100 ha bezitten (Wet Onbevaarbare waterlopen). (onbevaarbare waterlopen van 1ste, 2de e, 3de categorie en niet geklasseerde onbevaarbare waterlopen)
Oppervlaktewater	Binnenwateren, met uitzondering van grondwater.
Oppervlaktewaterlichaam	Een onderscheiden oppervlaktewater, zoals een meer, een wachtbekken, een spaarbekken, een stroom, een rivier, een kanaal, een overgangswater, of een deel van een stroom, rivier, kanaal of overgangswater
OVAM	Openbare Vlaamse Afvalmaatschappij
Overstromingsgebied	Door bandijken, binnendijken, valleiranden of op andere wijze begrensd gebied dat op regelmatige tijdstippen al dan niet op gecontroleerde wijze overstroomt of kan overstromen en dat als dusdanig een waterbergende functie vervult of kan vervullen
Overstromingssediment	Overstromingssediment is afgezet sediment dat achterblijft na een overstroming
PAK's	Polycyclische aromatische koolwaterstoffen
PCB	Polychloorbifenyl
PFAS	Perfluoralkylverbindingen
ppm	Parts per million
Ruimingsspecie	Bodemmateriaal dat afkomstig is van het verdiepen, verbreden of onderhouden van onbevaarbare waterlopen die behoren tot het openbare hydrografische net, of andere onbevaarbare waterlopen en waterlichamen

Verklarende woordenlijst van termen met betrekking tot sedimentsanering en lijst van afkortingen	
Sediment	Een mengsel van fijne anorganische en organische deeltjes dat uit de waterkolom is bezonken en dat op de bodem een laag vormt (sedimentlaag)
SedNet	European Sediment Network
Talud	Strook land binnen de bedding van een oppervlaktewaterlichaam vanaf de bodem van de bedding tot aan het begin van het omgevende maaiveld of de kruin van de berm
TBT	Tributyltin
Tds	Ton dried solids (ton gedroogde vaste bestanddelen)
TPH's	Total petroleum hydrocarbons (totaal petroleum koolwaterstoffen)
TSHD	Trailing Suction Hopper Dredger (sleephopperzuiger)
VITO	Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek, een onafhankelijk onderzoeksinstituut in Vlaanderen
VLAREMA	Vlaams reglement betreffende het duurzaam beheer van materiaalkringlopen en afvalstoffen
Vlarebo	Vlaams Reglement betreffende de bodemsanering
w/w	Weight for weight (bij hetzelfde gewicht); de verhouding van een specifieke stof binnen een mengsel, gemeten in gewicht

7 BIJLAGE 2: WATERBODEMWETGEVING IN VLAANDEREN (IN DE CONTEXT VAN DE HUIDIGE BODEMWETGEVING)

Momenteel worden de volgende specifieke voorschriften voor sediment gebruikt binnen de bestaande bodemwetgeving in Vlaanderen: *"Volgens het bodemsanerings- en beschermingsdecreet is de beheerder van de waterweg verplicht om een waterbodemonderzoek uit te voeren. Geadviseerd door de CIW (Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid) en de OVAM (Openbare Afvalstoffenmaatschappij) duidt de Vlaamse regering de waterlopen aan waarvan de beheerder binnen een bepaalde periode een waterbodemonderzoek moet laten uitvoeren. De prioriteiten die daarbij worden bepaald, zijn gebaseerd op de methoden die worden gebruikt binnen de Werkgroep Bagger- en Ruimingsspecie. Als tijdens het onderzoek zware verontreiniging van de waterbodem wordt vastgesteld, moet een sanering worden uitgevoerd"* [Ref. 29].

De flowchart in figuur 19 hieronder beschrijft dit proces meer gedetailleerd.



Figuur 19: Flowchart prioriteiten waterbodemonderzoek in Vlaanderen [Ref. 29]

Dit document en de bijbehorende BOS kan tijdens het volledige waterbodemonderzoeks- en saneringsproces worden gebruikt dat in figuur 19 wordt beschreven, maar basisprojectinformatie zoals soort(en) verontreiniging, soort sediment, doelstelling van sanering enz. moeten door de gebruiker worden bezorgd, zodat de verschillende saneringsmogelijkheden kunnen worden geëvalueerd en ten slotte bepaald. Meer informatie over de noodzakelijke basis invoerinformatie vindt u in hoofdstuk 2 'Randvoorwaarden' - Overige randvoorwaarden.

Momenteel wordt nog gewerkt aan een specifieke benadering voor het onderzoek van verontreinigde waterbodem. Ter vergelijking: de bestaande methode die in bodemonderzoek wordt toegepast in Vlaanderen, wordt hieronder geschetst [Ref. 3]:

- Oriënterend BodemOnderzoek (OBO):
  In het oriënterend bodemonderzoek onderzoekt men de bodemtoestand van een grond. In de eerste plaats neemt de bodemsaneringsdeskundige de nodige grond- en grondwaterstalen ter hoogte van de 'risicozones'. Dit zijn zones met verhoogde kans op bodemverontreiniging. Voorbeelden daarvan zijn opslagtanks, productiezones, tankplaatsen. Daarnaast neemt hij ook stalen ter hoogte van onverdachte zones. Het aantal stalen per bodemonderzoek hangt af van het aantal risicozones, de grootte ervan en de grootte van het perceel.
  Is er een verontreiniging, dan gaat de bodemsaneringsdeskundige na wanneer ze ontstond. Was dat voor de inwerkingtreding van het eerste Bodemsaneringsdecreet 29 oktober 1995 dan wordt de verontreiniging 'historisch' genoemd. Dateert ze van later, dan spreken van een 'nieuwe' verontreiniging.
  Historische verontreiniging wordt verder onderzocht in een beschrijvend bodemonderzoek als er een duidelijke aanwijzingen zijn van een ernstige bodemverontreiniging. Om dit te bepalen werd een lijst van criteria opgesteld.
  Nieuwe verontreiniging wordt verder onderzocht als er duidelijke aanwijzingen zijn dat de bodemsaneringsnormen overschreden zijn. In de praktijk wordt de regel gehanteerd dat dit zo is als een analysewaarde hoger is dan 80% van de bodemsaneringsnorm voor die grond.

- Beschrijvend BodemOnderzoek (BBO):
  In een beschrijvend bodemonderzoek (BBO) wordt een verontreiniging afgeperkt. Dit gebeurt door het uitvoeren van diepteboringen of door het plaatsen van boringen of peilbuizen rond de verontreiniging. Deze afperking heeft als doel een driedimensionaal beeld te vormen van de verontreiniging die onder de grond zit. Treft men in één van de omringende boringen nog verontreiniging aan? Dan wordt verder afgeperkt tot alle boringen rondom en in de diepte proper zijn. Het afperken gebeurt soms ook op een deel van een perceel of perceelsoverschrijdend.

Eens de omvang van de verontreiniging in kaart is gebracht, berekent de deskundige de risico's van deze verontreiniging op verspreiding, menselijke gezondheid en op vlak van ecotoxicologie. Daarbij is het bepalen van de juiste geologische samenstelling van de bodem essentieel. Het geeft immers een zicht op de wijze waarop de verontreiniging zich verspreidt. De mogelijke effecten op de menselijke gezondheid worden berekend met de hulp van risico-evaluatiemodellen of door rechtstreekse meting van de blootstelling van mens of milieu aan de verontreiniging. Er kan ook sprake zijn van een 'beleidsmatig risico' bij sterk verhoogde concentraties, zoals een drijflaag, een zinklaag of puur product.
Bij historische verontreiniging wordt gesaneerd wanneer er een risico uitgaat van de bodemverontreiniging. Bij nieuwe verontreiniging wordt gesaneerd bij overschrijding van de bodemsaneringsnormen.
Een OBO en een BBO worden soms in één enkele studie gebundeld waarvoor de naam OBBO wordt gebruikt.

- BodemSaneringsProject (BSP):
  Het bodemsaneringsproject (BSP) is een rapport waarin de wijze wordt vastgesteld waarop de bodemsaneringswerken worden uitgevoerd en de eventuele nazorg wordt verzekerd. De bodemsaneringsdeskundige vergelijkt in het bodemsaneringsproject een aantal relevante saneringstechnieken inzake efficiëntie, toepasbaarheid, kostprijs, timing en resultaten. Op basis van die vergelijkende studie stelt hij dan de te gebruiken techniek voor aan de OVAM.

- BodemSaneringsWerken (BSW):
  Bodemsaneringswerken (BSW) zijn de werken waarbij de verontreiniging in de bodem wordt weggenomen.

Uiteraard kunnen andere oorzaken of factoren dan degene die hierboven worden vermeld, ook aanleiding geven tot waterbodemsanering.

8 BIJLAGE 3: DISCLAIMER – GEBRUIK VAN ITRC-MATERIAAL

Disclaimer
The following disclaimer should be inserted into each use of ITRC Materials:

This material was prepared as an account of work sponsored by an agency of the United States Government. Neither the United States Government nor any agency thereof, nor any of their employees, makes any warranty, express or implied, or assumes any legal liability or responsibility for the accuracy, completeness, or usefulness of any information, apparatus, product, or process disclosed, or represents that its use would not infringe privately owned rights. Reference herein to any specific commercial product, process, or service by trade name, trademark, manufacturer, or otherwise does not necessarily constitute or imply its endorsement, recommendation, or favoring by the United States Government or any agency thereof. The views and opinions of authors expressed herein do not necessarily state or reflect those of the United States Government or any agency thereof and no official endorsement should be inferred.

The information provided in documents, training curricula, and other print or electronic materials created by the Interstate Technology and Regulatory Council (“ITRC” and such materials are referred to as “ITRC Materials”) is intended as a general reference to help regulators and others develop a consistent approach to their evaluation, regulatory approval, and deployment of environmental technologies. The information in ITRC Materials was formulated to be reliable and accurate. However, the information is provided "as is" and use of this information is at the users’ own risk.

ITRC Materials do not necessarily address all applicable health and safety risks and precautions with respect to particular materials, conditions, or procedures in specific applications of any technology. Consequently, ITRC recommends consulting applicable standards, laws, regulations, suppliers of materials, and material safety data sheets for information concerning safety and health risks and precautions and compliance with then-applicable laws and regulations. ITRC, ERIS and ECOS shall not be liable in the event of any conflict between information in ITRC Materials and such laws, regulations, and/or other ordinances. The content in ITRC Materials may be revised or withdrawn at any time without prior notice.

ITRC, ERIS, and ECOS make no representations or warranties, express or implied, with respect to information in ITRC Materials and specifically disclaim all warranties to the fullest extent permitted by law (including, but not limited to, merchantability or fitness for a particular purpose). ITRC, ERIS, and ECOS will not accept liability for damages of any kind that result from acting upon or using this information.

ITRC, ERIS, and ECOS do not endorse or recommend the use of specific technology or technology provider through ITRC Materials. Reference to technologies, products, or services offered by other parties does not constitute a guarantee by ITRC, ERIS, and ECOS of the quality or value of those technologies, products, or services. Information in ITRC Materials is for general reference only; it should not be construed as definitive guidance for any specific site and is not a substitute for consultation with qualified professional advisors.